



**FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
UNIVERSIDAD NACIONAL DE ROSARIO**

**ZONIFICACIÓN AGROECOLÓGICA DEL PARTIDO DE BENITO
JUÁREZ, UNA ESTRATEGIA PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS
ECOSISTEMAS Y LA BIODIVERSIDAD**

NAHUEL DAVID SEQUEIRA

Licenciado en Diagnóstico y Gestión Ambiental

TESIS PARA OPTAR AL TÍTULO DE DOCTOR EN CIENCIAS AGRARIAS

DIRECTORA: Dra. PATRICIA VAZQUEZ

CODIRECTORA: Dra. MÓNICA SACIDO

2021

ZONIFICACIÓN AGROECOLÓGICA DEL PARTIDO DE BENITO JUÁREZ, UNA ESTRATEGIA PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS Y LA BIODIVERSIDAD

Nahuel David Sequeira

Licenciado en Diagnóstico y Gestión Ambiental – Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires

Esta tesis es presentada como parte de los requisitos para optar al grado académico de Doctor en Ciencias Agrarias, de la Universidad Nacional de Rosario y no ha sido previamente presentada para la obtención de otro título en esta u otra Universidad. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el partido de Benito Juárez (provincia de Buenos Aires, Argentina), durante el período comprendido entre 2016-2020, bajo la dirección de la Dra. Patricia Vazquez y la codirección de la Dra. Mónica Sacido.



Patricia Vazquez

-Directora-



Nahuel D. Sequeira

-Tesisista-



Mónica Sacido

-Codirectora-

Defendida: 25 de febrero de 2022.

AGRADECIMIENTOS

A mi directora de tesis, la Dra. Patricia Vazquez, por su ayuda, conocimiento y su continua disponibilidad, que facilitaron la realización de este trabajo. Gracias por haber conformado un grupo de trabajo que me permitió la oportunidad de crecer desde lo profesional. A mi codirectora, la Dra. Mónica Sacido, por las permanentes devoluciones brindadas durante el desarrollo de esta tesis y por estar siempre disponible ante cualquier duda.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por el otorgamiento de una Beca Interna Doctoral, la cual posibilitó el desarrollo de este proyecto, y al Centro de Estudios Sociales de América Latina (CESAL) de la Facultad de Ciencias Humanas de la UNICEN, por brindarme un lugar en el cual poder concretar esta investigación.

A la Escuela de Posgrado de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Rosario, por abrirme sus puertas y haberme dado la oportunidad de llevar a cabo este Doctorado de gran interés personal.

A mi familia, por representar ese lugar al que, por más rumbos que decida tomar, siempre me dan ganas de volver un ratito. Agradezco especialmente a mi mamá y abuelos, quienes se convirtieron en un ejemplo de vida, por sus diversos consejos y por su apoyo absoluto ante cualquiera de mis decisiones, aunque a veces puedan no comprenderlas.

A Elvira, por siempre tener una palabra de aliento ante cualquier problema y hacerme entender que, si bien existen muchos obstáculos, la gran mayoría pueden sortearse. Gracias por tus enseñanzas, tu cuidado y por inculcarme que siempre trate de hacer las cosas bien y con ganas. Estés donde estés, gracias.

A los productores, responsables de agronomías, asesores y demás profesionales que participaron de diversas formas en este trabajo. Agradezco de manera particular a la agencia INTA Benito Juárez y, especialmente, al Ing. Agr. Esp. Rodolfo Tula, por toda la información proporcionada y por su colaboración desinteresada ante cada uno de mis requerimientos.

A los evaluadores de esta tesis, Dra. Susana Feldman, Dr. Pablo Aceñolaza y Dr. Hugo Zerda, por tomarse el tiempo de leerla y por las valiosas sugerencias y correcciones que permitieron mejorar indudablemente la calidad del trabajo.

Y el gracias más grande es para vos. Gracias por estar incondicionalmente, incluso dejando de lado tus propias preocupaciones. Gracias por cada hora compartida, cada consejo, cada reto y por tener siempre esa positividad que algunas veces no entiendo de dónde sale, pero está. Gracias por incentivar-me a seguir en cada ocasión que parecía no haber más energía. Gracias porque, entre tantas otras cosas, compartimos este doctorado, lo que sin dudas lo volvió más fácil. Gracias por ayudarme a solucionar cada uno de los inconvenientes que se presentó, y por dejarme que intente colaborar en encontrarle solución a los tuyos. Gracias por trabajar codo a codo, como si se tratase de tu propio proyecto. Gracias por cada viaje juntos, y en particular por este, que sin vos nunca hubiese sido posible. Gracias por convertirte en la mejor compañera de vida que alguna vez pude haber imaginado. Gracias Daiana.

PUBLICACIONES Y PRESENTACIONES A REUNIONES CIENTÍFICAS

Congresos y Jornadas

- **Sequeira, N. D.**, Vazquez, P., Sacido, M. y Daga, D. Y. (2021). Áreas prioritarias de actuación en el partido de Benito Juárez: bases para la gestión ambiental del territorio. III Jornadas Internacionales y V Jornadas Nacionales de Ambiente. 12 al 14 de mayo, Universidad Nacional de Hurlingham y Universidad Nacional de Moreno, Buenos Aires, Argentina (Modalidad virtual).
- **Sequeira, N. D.**, Vazquez, P. y Daga, D. Y. (2020). Erosión hídrica y su relación con la pérdida económica de los agricultores. El caso de dos Partidos de la Región Pampeana Austral. VIII Congreso Latinoamericano de Agroecología. 25 al 27 de noviembre, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay (Modalidad virtual).
- **Sequeira, N. D.**, Vazquez, P. y Sacido, M. (2019). Impactos ambientales de la expansión agrícola. El caso del partido de Benito Juárez en los períodos 1989/90-2002/03 y 2002/03-2014/15. I Congreso Argentino de Agroecología. 18 al 20 de septiembre, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina.
- **Sequeira, N. D.** y Vazquez, P. (2019). Pérdida de suelo en áreas agrícolas del partido de Benito Juárez: análisis comparativo entre los años 2003 y 2015. XI Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales Argentinos y Latinoamericanos. 5 al 8 de noviembre, Facultad de Ciencias Económicas, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- **Sequeira, N. D.** y Vazquez, P. (2019). Avance de la agriculturización en las unidades ecológicas del partido de Benito Juárez, Argentina. VII Congreso de Ciencias Ambientales COPIME. 9 al 11 de octubre, Consejo Profesional de Ingeniería Mecánica y Electricista, CABA, Buenos Aires, Argentina.
- **Sequeira, N. D.**, Vazquez, P. y Zulaica, L. (2018). Definición y caracterización de unidades ecológicas en el partido de Benito Juárez, Buenos Aires, Argentina. XXVIII Reunión Argentina de Ecología. 29 de octubre al 2 de noviembre, Asociación Argentina de Ecología, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- **Sequeira, N. D.**, Vazquez, P., y Sacido, M. (2018). Expansión agrícola y riesgo de contaminación por plaguicidas, el caso del partido de Benito Juárez. II Jornadas

Internacionales y IV Jornadas Nacionales de Ambiente. 17 al 19 de octubre, Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil, Buenos Aires, Argentina.

- **Sequeira, N. D.** y Tula, R. (2018). Balance de Nitrógeno y Fósforo y sus potenciales consecuencias ambientales en el partido de Benito Juárez, período 2002/03-2014/15. V Jornadas Nacionales de Investigación en Geografía Argentina y XI Jornadas de Investigación y Extensión del Centro de Investigaciones Geográficas. 16 al 19 de mayo, Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil, Buenos Aires, Argentina.
- **Sequeira, N. D.**, Vazquez, P., y Sacido, M. (2017). Avance de la agricultura y potenciales implicancias ambientales en el partido de Benito Juárez, Buenos Aires, Argentina, período 2003-2015. X Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales Argentinos y Latinoamericanos. 7 al 10 de noviembre, Facultad de Ciencias Económicas, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- **Sequeira, N. D.** y Vazquez, P. (2016). Balance de Nitrógeno y Fósforo en el partido de Benito Juárez (Buenos Aires, Argentina), período 2003-2011. I Jornadas Internacionales y III Jornadas Nacionales de Ambiente. 26 al 28 de octubre, Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil, Buenos Aires, Argentina.

Revistas con referato

- **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**. Universidad de Alicante. Nro. 76, 285-307 p.
- **Sequeira, N. D.**, Vazquez, P. y Sacido, M. (2021). Efectos de la agriculturización sobre la extracción de nutrientes en la Región Pampeana Argentina. El caso del N y P en el partido de Benito Juárez. **Geoambiente On-line**. Universidad Nacional de Jataí/Universidad Nacional de Goiás. Nro. 40.
- **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**. Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Rosario. Vol. 19, nro. 33, 031-038 p.

- **Sequeira, N. D.**, Vazquez, P. y Sacido, M. (2019). Erosión hídrica y su relación con el avance de la agricultura en el sudeste bonaerense, Argentina. El caso del partido de Benito Juárez durante las campañas 1989/90, 2002/03 y 2014/15. **Papeles de Geografía**. Universidad de Murcia, España. Nro. 65, 106-120 p. doi: <http://dx.doi.org/10.6018/geografia.395691>

ÍNDICE

ÍNDICE.....	I
ÍNDICE DE FIGURAS	III
ÍNDICE DE TABLAS.....	V
ABREVIATURAS Y SÍMBOLOS	VII
RESUMEN	XII
ABSTRACT	XIV
INTRODUCCIÓN.....	1
MARCO TEÓRICO	10
Agriculturización.....	11
Impactos ambientales	12
Teledetección y SIG	15
Zonificación agroecológica	18
Indicadores de sustentabilidad.....	19
Gestión ambiental	23
HIPÓTESIS	26
OBJETIVOS.....	27
ÁREA DE ESTUDIO	29
CAPÍTULO I.....	33
DEFINICIÓN DE UNIDADES ECOLÓGICAS DENTRO DEL PARTIDO DE BENITO JUÁREZ	33
OBJETIVO ESPECÍFICO.....	34
MATERIALES Y MÉTODOS.....	35
RESULTADOS	38
DISCUSIÓN.....	45
CAPÍTULO II.....	49
TRANSFORMACIONES EN LOS USOS DEL SUELO OCURRIDOS EN EL PARTIDO DE BENITO JUÁREZ. SU ANÁLISIS MEDIANTE SENSORES REMOTOS	49
OBJETIVO ESPECÍFICO.....	50
MATERIALES Y MÉTODOS.....	51
RESULTADOS	63
DISCUSIÓN.....	68
CAPÍTULO III	77

DEFINICIÓN DE UNIDADES DE AGRICULTURIZACIÓN Y UNIDADES AGROECOLÓGICAS	77
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	78
MATERIALES Y MÉTODOS.....	79
RESULTADOS	81
DISCUSIÓN.....	90
CAPÍTULO IV	92
ANÁLISIS DE LOS IMPACTOS AMBIENTALES NEGATIVOS DE LAS TRANSFORMACIONES EN LOS USOS DEL SUELO MEDIANTE INDICADORES DE SUSTENTABILIDAD	92
OBJETIVO ESPECÍFICO.....	93
MATERIALES Y MÉTODOS.....	94
RESULTADOS	110
DISCUSIÓN.....	132
CAPÍTULO V	149
IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS DE ACTUACIÓN Y PLANTEO DE ESTRATEGIAS DE GESTIÓN AMBIENTAL PARA EL PARTIDO DE BENITO JUÁREZ	149
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	150
MATERIALES Y MÉTODOS.....	151
RESULTADOS	156
DISCUSIÓN.....	178
DISCUSIÓN FINAL Y CONCLUSIONES.....	185
BIBLIOGRAFÍA	197
ANEXOS	243

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación del Partido de Benito Juárez, provincia de Buenos Aires, República Argentina	30
Figura 2. Unidades Ecológicas que componen al partido de Benito Juárez, provincia de Buenos Aires	38
Figura 3. Principales clases de usos del suelo en el partido de Benito Juárez para la campaña 1989/90	64
Figura 4. Principales clases de usos del suelo en el partido de Benito Juárez para la campaña 2002/03	65
Figura 5. Principales clases de usos del suelo en el partido de Benito Juárez para la campaña 2014/15	66
Figura 6. Tasas de cambio anual (%) de los principales usos del suelo en ambos períodos analizados	67
Figura 7. Mapa obtenido por la superposición del mapa de unidades ecológicas y la clasificación supervisada correspondiente a la campaña 1989/90.....	81
Figura 8. Mapa obtenido por la superposición del mapa de unidades ecológicas y la clasificación supervisada correspondiente a la campaña 2002/03.....	82
Figura 9. Mapa obtenido por la superposición del mapa de unidades ecológicas y la clasificación supervisada correspondiente a la campaña 2014/15.....	83
Figura 10. Unidades de agriculturización definidas para el período 1989/90-2002/03	86
(UAgpp: Unidad de agriculturización del primer período).	86
Figura 11. Unidades de agriculturización definidas para el período 2002/03-2014/15	87
(UAgsp: Unidad de agriculturización del segundo período)	87
Figura 12. Unidades agroecológicas determinadas para el período 1989/90-2002/03.....	88
(UAEpp: Unidad agroecológica del primer período)	88
Figura 13. Unidades agroecológicas determinadas para el período 2002/03-2014/15.....	89
(UAEsp: Unidad agroecológica del segundo período)	89
Figura 14. Variación en la fertilización (%) de los principales cultivos para las tres campañas agrícolas evaluadas	115
Figura 15. Superficie (ha) fertilizada para cada cultivo en las tres campañas agrícolas evaluadas	115
Figura 16. Variación de los rendimientos (kg ha ⁻¹) obtenidos para los principales cultivos en las tres campañas agrícolas evaluadas.....	116

Figura 17. Variación de la producción (t) obtenida para los principales cultivos en las tres campañas agrícolas evaluadas.....	117
Figura 18. Riesgo de contaminación por plaguicidas en las diversas unidades del partido de Benito Juárez y su variación temporal	125
Figura 19. Riesgo de intervención del hábitat en las diversas unidades del partido de Benito Juárez y su variación temporal	126
Figura 20. Impacto sobre el ecosistema en las diversas unidades del partido de Benito Juárez y su variación temporal	127
Figura 21. Balance aparente de nitrógeno en las diversas unidades del partido de Benito Juárez y su variación temporal	129
Figura 22. Balance aparente de fósforo en las diversas unidades del partido de Benito Juárez y su variación temporal	129
Figura 23. Pérdida total de suelos actual en las diversas unidades del partido de Benito Juárez y su variación temporal	131
Figura 24. Pérdida total de suelos potencial en las diversas unidades del partido de Benito Juárez y su variación temporal	131
Figura 25. Variación del Índice de Profundización de Impactos Negativos en las UAE del período 2002/03-2014/15	156
Figura 26. Impactos ambientales negativos y estrategias de gestión ambiental.....	158
Figura I. Imágenes representativas de la UEc1: Sierras.....	243
Figura II. Imágenes representativas de la UEc2: Llanura periserrana y ondulada	243
Figura III. Imágenes representativas de la UEc3: Llanura ondulada, suavemente ondulada y deprimida	244
Figura IV. Imágenes representativas de la UEc4: Llanura deprimida	244
Figura V. Imágenes representativas de la UEc5: Llanura deprimida con cursos de agua y áreas inundables	245
Figura VI. Variación de la población del partido.....	248
Figura VII. Variación de la población del partido entre censos.....	248
Figura VIII. Valores de precipitación anual del partido de Benito Juárez en los años evaluados	249
Figura IX. Ubicación geográfica del establecimiento agroecológico “La Aurora”	257
Figura X. Actividad agrícola en establecimiento agroecológico “La Aurora”	258
Figura XI. Actividad ganadera en establecimiento agroecológico “La Aurora”	258

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Principales atributos de la UEc1: Sierras	39
Tabla 2. Principales atributos de la UEc2: Llanura periserrana y ondulada.....	40
Tabla 3. Principales atributos de la UEc3: Llanura ondulada, suavemente ondulada y deprimida	41
Tabla 4. Principales atributos de la UEc4: Llanura deprimida.....	42
Tabla 5. Principales atributos de la UEc5: Llanura deprimida con cursos de agua y áreas inundables.....	43
Tabla 6. Características de las plataformas y sensores empleados. USGS (2020).....	54
Tabla 7. Superficie ocupada por cada clase de uso en las tres campañas evaluadas	63
Tabla 8. Superficie de cada clase de uso existente por unidad ecológica en cada campaña.....	84
Tabla 9. Porcentaje de incremento de la superficie de Áreas agrícolas por período analizado (UEc: Unidad ecológica).....	85
Tabla 10. Porcentaje de la superficie de la República Argentina de acuerdo a la clase de erosión hídrica potencial	106
Tabla 11. Valor de los factores, dosis y superficies de aplicación de los principales plaguicidas empleados en 1989/90	110
Tabla 12. Valor de los factores, dosis y superficies de aplicación de los principales plaguicidas empleados en 2002/03	111
Tabla 13. Valor de los factores, dosis y superficies de aplicación de los principales plaguicidas empleados en 2014/15	111
Tabla 14. Valor de los coeficientes, RPIH y RIH del partido de Benito Juárez, en las campañas 1989/90, 2002/03 y 2014/15.....	113
Tabla 15. Valores del indicador ISE para el partido de Benito Juárez, en las campañas 1989/90, 2002/03 y 2014/15.....	114
Tabla 16. Dosis de aplicación de fertilizantes (kg ha ⁻¹) para los principales cultivos del área de estudio.....	116
Tabla 17. Balance de N y P a nivel de cultivo y total de partido, para las tres campañas agroproductivas.....	117
Tabla 18. Balance de N y P a nivel de cultivo y total del partido, y su relación con la superficie total destinada a la actividad agrícola	119
Tabla 19. Valores alcanzados por diversos elementos que componen la susceptibilidad de los suelos a la erosión hídrica (factor K)	120

Tabla 20. Valores referidos a longitud y gradiente de las pendientes (factor LS) de las diferentes series de suelos	121
Tabla 21. Tasas de erosión actual (A) y potencial (EP) para la campaña 1989/90	122
Tabla 22. Tasas de erosión actual (A) y potencial (EP) para las campañas 2002/03 y 2014/15	122
Tabla 23. Pérdida total de suelos actual y potencial para las campañas 1989/90, 2002/03 y 2014/15	124
Tabla 24. Tasas de erosión actual y tolerancia a la pérdida de suelos por UEc para las campañas 1989/90, 2002/03 y 2014/15.....	124
Tabla 25. Principales componentes del Equipo de Protección Personal	167
Tabla I. Puntos GPS	245

ABREVIATURAS Y SÍMBOLOS

a: componente del indicador Impacto sobre el ecosistema, que refiere al valor del RIH de la actividad agrícola

A: erosión actual

ADA: Autoridad del Agua

APA: áreas prioritarias de actuación

AS: agricultura sustentable

AVP: áreas valiosas de pastizal

Az: Azul (serie de suelo)

BANyP: balance aparente de N y P

c: cantidad de producto aplicada por unidad de superficie (componente del indicador Riesgo de contaminación por plaguicidas)

C: factor cultivo o cobertura (componente del indicador Pérdida de suelos por erosión)

cab. ha⁻¹: cabezas por ha

CBu: Coronel Bunge (serie de suelo)

CC: Cinco Cerros (serie de suelo)

Ce: coeficiente relativo a la cantidad de especies (componente del indicador Riesgo de intervención del hábitat)

CNA: Censo Nacional Agropecuario

cpSupAc: coeficiente de ponderación que indica la proporción del partido ocupada por la superficie agrícola y ganadera (componente del indicador Riesgo de intervención del hábitat)

Cru: Cruzada (serie de suelo)

CS: clasificaciones supervisadas

d: dato original a ser estandarizado (componente del Índice de Profundización de Impactos Negativos)

DL₅₀: dosis letal media de los principales plaguicidas utilizados (componente del indicador Riesgo de contaminación por plaguicidas)

DS: desarrollo sustentable

EAP: explotaciones agropecuarias

EEM: energía electromagnética

EGA: estrategias de gestión ambiental

Ele: Elena (serie de suelo)

eN: egreso de N (componente del indicador Balance aparente de N y P)

eP: egreso de P (componente del indicador Balance aparente de N y P)

EP: erosión potencial

EPP: equipo de protección personal

ERTS: Earth Resources Technological Satellite (Landsat 1)

FAO: Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura

FD: Fosfato Diamónico

FM: Fosfato Monoamónico

GA: gestión ambiental

GPS: Global Positioning System

IdS: indicadores de sustentabilidad

if: ingreso de nutrientes a partir de la aplicación de fertilizantes (componente del indicador Balance aparente de N y P)

ifb: ingreso de N por fijación biológica de leguminosas (componente del indicador Balance aparente de N y P)

IGN: Instituto Geográfico Nacional

iN: ingreso de N (componente del indicador Balance aparente de N y P)

INDEC: Instituto Nacional de Estadística y Censos

INPE: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

INTA: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

ip: ingreso de N por precipitación (componente del indicador Balance aparente de N y P)

iP: ingreso de P (componente del indicador Balance aparente de N y P)

IPIN: Índice de Profundización de Impactos Negativos

IS: imágenes satelitales

ISE: indicador Impacto sobre el ecosistema

K: factor susceptibilidad del suelo a la erosión hídrica (componente del indicador Pérdida de suelos por erosión)

Koc: coeficientes de adsorción de los compuestos por la fase orgánica del suelo (componente del indicador Riesgo de contaminación por plaguicidas)

Ksp: solubilidad en agua de los principales plaguicidas utilizados (componente del indicador Riesgo de contaminación por plaguicidas)

L: factor longitud de la pendiente (componente del indicador Pérdida de suelos por erosión)

LHe: Las Hermanas (serie de suelo)

LLo: La Loma (serie de suelo)

LPGS: Landsat Product Generation System, Sistema de Generación de Productos Landsat

LS: factor topográfico (componente del indicador Pérdida de suelos por erosión)

m: menor valor del indicador (componente del Índice de Profundización de Impactos Negativos)

M: mayor valor del indicador (componente del Índice de Profundización de Impactos Negativos)

MLC: Maximum Likelihood Classifier, Clasificador de Máxima Similitud

MO: materia orgánica

n: número de años entre las fechas evaluadas (componente de la fórmula para calcular la tasa de cambio anual de usos del suelo)

NASA: National Aeronautics and Space Administration, Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio

ND: niveles digitales

Nexp.: N exportado con el producto que sale de los establecimientos (componente del indicador Balance aparente de N y P)

Oev: coeficiente relativo a la organización en estratos verticales (componente del indicador Riesgo de intervención del hábitat)

Ola: Olavarría (serie de suelo)

Osv: coeficiente relativo a la organización en sub-estratos verticales (componente del indicador Riesgo de intervención del hábitat)

Or: coeficiente relativo al origen de las especies (componente del indicador Riesgo de intervención del hábitat)

p: proporción de la superficie del uso del suelo destinado a la agricultura en el partido (componente del indicador Impacto sobre el ecosistema)

P: factor práctica conservacionista (componente del indicador Pérdida de suelos por erosión)

Pe: coeficiente relativo a la periodicidad de las especies (componente del indicador Riesgo de intervención del hábitat)

Pexp.: P exportado con el producto que sale de los establecimientos (componente del indicador Balance aparente de N y P)

PTSA: pérdida total de suelos actual

PTSP: pérdida total de suelos potencial

r: permeabilidad del suelo en las capas superficiales (componente del indicador Riesgo de intervención del hábitat)

R: factor erosividad de las lluvias (componente del indicador Pérdida de suelos por erosión)

RCP: indicador Riesgo de contaminación por plaguicidas

RIH: indicador Riesgo de intervención del hábitat

ROI: regiones de interés

RPA: Región Pampeana Austral

RPArg: Región Pampeana Argentina

RPIH: riesgo parcial de intervención del hábitat (componente del indicador Riesgo de intervención del hábitat)

S: factor Gradiente de la pendiente (componente del indicador Pérdida de suelos por erosión)

SAGyP: Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca

δ: tasa de cambio anual de cada clase de uso del suelo en un determinado período (componente de la fórmula para calcular la tasa de cambio anual de usos del suelo)

S₁: superficie en la fecha más alejada en el tiempo período (componente de la fórmula para calcular la tasa de cambio anual de usos del suelo)

S₂: superficie en la fecha más cercana en el tiempo período (componente de la fórmula para calcular la tasa de cambio anual de usos del suelo)

s: superficie total en la cual se aplican los plaguicidas (componente del indicador Riesgo de contaminación por plaguicidas)

SC: siembra convencional

SD: siembra directa

SIG: sistema de información geográfica

SIs: San Isidro (serie de suelo)

SMN: Servicio Meteorológico Nacional

SP: Sierra de los Padres (serie de suelo)

T_{1/2}: vida media de los plaguicidas utilizados (componente del indicador Riesgo de contaminación por plaguicidas)

Ta: Tandil (serie de suelo)

TA: Tres Arroyos (serie de suelo)

TOA: tope de la atmósfera

Tol: tolerancia

UAg: Unidades de Agriculturización

UAgpp: Unidades de Agriculturización del primer período

UAgps: Unidades de Agriculturización del segundo período

UAE: Unidades Agroecológicas

UAEpp: Unidades Agroecológicas del primer período

UAEsp: Unidades Agroecológicas del segundo período

UEc: Unidades Ecológicas

USGS: United States Geological Survey, Servicio Geológico de los Estados Unidos

USLE: Universal Soil Loss Equation, Ecuación Universal de Pérdida de Suelo

UR: urea

VEv: valor estandarizado del indicador (componente del Índice de Profundización de Impactos Negativos)

VP: valor de ponderación del indicador (componente del Índice de Profundización de Impactos Negativos)

ZAE: Zonificación Agroecológica

RESUMEN

La Región Pampeana Argentina ha sido escenario de una importante ampliación del área destinada a la agricultura y una intensificación de los procesos que esta actividad implica, ocasionando efectos ambientales aún no completamente estudiados. Así, el objetivo de este trabajo fue analizar las transformaciones agroproductivas del partido de Benito Juárez (Región Pampeana Austral) entre las campañas 1989/90-2002/03 y 2002/03-2014/15, y evaluar algunos de sus impactos ambientales negativos más relevantes; a través de la utilización de imágenes satelitales, sistemas de información geográfica, e indicadores de sustentabilidad (IdS).

A partir de la integración de diversos atributos, se establecieron cinco unidades ecológicas (UEc) dentro del partido, las cuales cuentan con características y aptitudes que les son propias y actúan como condicionantes sobre las actividades productivas que pueden ser desarrolladas en ellas y su vulnerabilidad ante las transformaciones en los usos del suelo. En base a ello, las UEc1, UEc2 y UEc5 se destacan como aquellas con mayores restricciones y posibles afectaciones negativas ante el avance de la agriculturización.

Respecto a las principales modificaciones en los usos del suelo, en el período 1989/90-2002/03 se produjo un incremento del 111,24 % de la superficie agrícola y un decrecimiento del 13,78 % del área ganadera. Para 2002/03-2014/15 volvió a manifestarse una tendencia similar, en donde el área agrícola creció un 124,78 % y la ganadera disminuyó un 43,41 %. No obstante, se destaca que estas transformaciones no demostraron igual intensidad en todo el partido, sino que existe una clara variación en cuanto a los porcentajes alcanzados por UEc en ambos períodos.

Tomando la variación de la superficie agrícola de cada UEc en las tres campañas, se definieron diferentes unidades de agriculturización (UAg), determinándose cuatro para 1989/90-2002/03 (UAgpp) y cuatro para 2002/03-2014/15 (UAgsp); las cuales presentan intervalos de agriculturización baja, media, alta o muy alta. Para el primer período, el valor más bajo se encontró en la UEc4 (conformando la UAg1pp), y el más elevado en la UEc5 (configurando la UAg4pp). Para el segundo, los valores de menor y mayor importancia se ubicaron en la UEc1 (conformando la UAg1sp) y en la UEc4 (estableciendo la UAg4sp), respectivamente.

La superposición de las UEc y las UAg posibilitó concretar una zonificación agroecológica (ZAE) para cada período, estableciendo diferentes unidades agroecológicas (UAE), cinco para 1989/90-2002/03 (UAEpp) y cinco para 2002/03-2014/15 (UAEsp); las cuales manifiestan diversos niveles de avance agrícola. Para el primero, el menor ocurrió en la UAE4pp (Llanura deprimida con agriculturización baja) y el mayor sobre la UAE5pp (Llanura deprimida con cursos de agua y áreas inundables, con agriculturización muy alta); pudiendo derivar esto en impactos negativos, debido a la importancia y las condiciones ecológicas de esta última unidad. En el segundo período, la UAE1sp (Sierras con agriculturización baja) presentó el avance más bajo, y la UAE4sp (Llanura deprimida con agriculturización muy alta), el más relevante. Esta última unidad manifiesta drenaje deficiente, profundidad somera y alcalinidad, por lo que el avance agrícola ocurrido puede traducirse en mayores implicancias ambientales negativas.

Respecto a los IdS, fue posible observar notables variaciones entre las campañas analizadas. Los mayores aumentos del indicador riesgo de contaminación por plaguicidas entre 1989/90-2002/03 y 2002/03-2014/15, se obtuvieron en las UAE5pp (+281,69 %) y UAE4sp (+58,97 %), respectivamente. El indicador riesgo de intervención del hábitat manifestó el incremento más destacado del primer período sobre la UAE2pp (+14,81 %); mientras que, en el segundo, la más afectada fue la UAE3sp (+28,57 %). Asimismo, entre 1989/90-2002/03 y 2002/03-2014/15, el indicador impacto sobre el ecosistema mostró sus mayores variaciones en la UAE5pp (+500 %) y UAE4sp (+544,44 %), respectivamente. En lo referente al indicador balance aparente de N y P, se presentaron resultados deficitarios en ambos períodos evaluados. Así, se vieron mayormente afectadas la UAE4pp para 1989/90-2002/03 y la UAE5sp en 2002/03-2014/15.

En cuanto a lo evidenciado para el indicador pérdida de suelos por erosión, la pérdida total de suelo actual (PTSA) presentó un decrecimiento general para todas las UAEpp, siendo el más importante el de la UAE4pp (51,30 %). Contrariamente, para 2002/03-2014/15 se manifestaron crecimientos de la PTSA en todas las UAEsp, siendo la UAE4sp (153,92 %) la más impactada.

Luego de analizados los valores de los IdS para las UAEsp, se definió un índice de profundización de impactos negativos, que permitió comparar el nivel de afectación observado en cada una de estas unidades y determinar la influencia de los distintos IdS sobre los resultados. De esta manera, las UAE3sp y UAE4sp (con agriculturización alta y muy alta,

respectivamente) resultaron aquellas más afectadas, quedando establecidas como áreas prioritarias de actuación, sobre las cuales se torna necesario actuar con mayor celeridad.

Finalmente, se afirma que la utilización de la ZAE e IdS generó un aporte fundamental para determinar el avance de la agriculturización dentro del partido de Benito Juárez y sus efectos ambientales, considerando las características y limitaciones propias de cada paisaje que lo compone; permitiendo establecer lineamientos tendientes a la conservación de los ecosistemas naturales y la biodiversidad del partido, como así también futuras líneas de investigación.

ABSTRACT

AGROECOLOGICAL ZONING OF BENITO JUÁREZ COUNTY, A STRATEGY FOR THE CONSERVATION OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY

The aim of this work was to analyze the agroproductive transformations that occurred in Benito Juárez county (Pampean Austral Region) between the 1989/90-2002/03 and 2002/03-2014/15 campaigns, and evaluate some of its most relevant negative environmental impacts; through the use of satellite images, geographic information systems, and sustainability indicators (SI).

The County was subdivided into five ecological units (EcU), with characteristics that act as conditioning factors on its productive capacity and its vulnerability to changes in land use. EcU1, EcU2, and EcU5 present greater restrictions and possible negative effects on agricultural progress.

Between 1989/90-2002/03, the agricultural area increased by 111.24 % and the livestock area decreased by 13.78 %. For 2002/03-2014/15, agricultural growth was 124.78 % and the decrease in livestock was 43.41 %. However, these transformations did not show the same intensity throughout the County.

Based on the variation of the agricultural area of each EcU in the three campaigns, agriculturalization units (AgU) were defined, determining four for 1989/90-2002/03 (AgUpp) and four for 2002/03-2014/15 (AgUsp).

The overlap of EcU and AgU made possible agroecological zoning (AEZ) for each period, establishing five agroecological units for 1989/90-2002/03 (AEUpp) and five for 2002/03-2014/15 (AEUsp).

The greatest increases in the pesticide contamination risk between 1989/90-2002/03 and 2002/03-2014/15 were obtained in the AEU5pp (+281.69 %) and AEU4sp (+58.97 %), respectively. The habitat intervention risk showed its highest increase in the first period over the AEU2pp (+14.81 %); and, in the second, the most affected was the AEU3sp (+28.57 %). Likewise, between 1989/90-2002/03 and 2002/03-2014/15, the ecosystem impact showed its greatest variations in the AEU5pp (+500 %) and AEU4sp (+544.44 %), respectively.

Regarding erosion, the greatest current total loss of soil for 1989/90-2002/03 occurred in AEU4pp (51.30 %); while, for 2002/03-2014/15, the AEU4sp (153.92 %) was the most impacted.

After analyzing the IdS values for the UAEsp, a deepening index of negative impacts was defined. Thus, the UAE3sp and UAE4sp were the most affected, establishing themselves as the so-called priority areas of action.

Finally, it is affirmed that the use of the AEZ and SI generated a fundamental contribution when determining how the advance of agriculturalization developed within the Benito Juárez county and its environmental effects, considering the characteristics and limitations of each landscape that composes it; allowing the establishment of guidelines aimed at contributing to the conservation of the County's natural ecosystems and biodiversity, as well as future research.

INTRODUCCIÓN

Las actividades relacionadas a los diversos usos del suelo, ya sea la conversión de paisajes naturales para uso humano o el cambio de prácticas de manejo en tierras ya dominadas, han logrado transformar una gran proporción de la superficie de nuestro planeta. Si bien las prácticas de aprovechamiento del suelo varían notablemente entre los diferentes países, en la mayoría de los casos se sigue un modelo económico basado en la extracción intensiva de recursos naturales, con el objetivo de satisfacer las necesidades humanas y obtener beneficios en el corto plazo; generalmente a expensas de condiciones ambientales que pueden resultar degradadas (Ramankutty et al., 2002; Foley et al., 2005). Con relación a ello, varias décadas de estudios revelaron que las transformaciones de los sistemas naturales derivadas del accionar antrópico y la excesiva explotación de los recursos presentes en la naturaleza, generaron importantes impactos ambientales negativos en todo el mundo, los cuales van desde cambios en la atmósfera hasta la modificación de los ecosistemas (Foley et al., 2005; Ruiz et al., 2013).

Los cambios sucedidos sobre la cobertura y usos del suelo¹ son los resultados más visibles de las modificaciones del hombre sobre los ecosistemas terrestres (Weng y Wei, 2003) y, además, son considerados como una de las mayores amenazas con relación a la pérdida de diversidad biológica, hábitats, servicios ambientales y la capacidad productiva de los ecosistemas; por lo que las investigaciones acerca de estos procesos se encuentran en la actualidad como uno de los principales focos de atención de los investigadores ambientales (Sala et al., 2000; Arriaga Cabrera, 2009; Volante et al., 2015). Asimismo, según Rosete Vergés et al. (2009), estas modificaciones se reconocen como uno de los factores más relevantes dentro del denominado cambio global, el cual puede ser apreciado a diversas escalas de estudio (Duarte, 2006); ya que ocasiona importantes efectos a nivel local, con consecuencias a escala regional y mundial, al influir sobre el clima y los ciclos del agua, el C y el N, entre otros aspectos (Vitousek et al., 1997; Austin et al., 2006).

A partir de la segunda Guerra Mundial, se potenció el desarrollo tecnológico de casi todas las actividades humanas. En el caso de la agricultura, la expresión de este escenario se concretó mediante el modelo conocido como Revolución Verde², el cual instauró las bases filosóficas y

¹ Por cobertura del suelo se entiende al tipo de cubierta biofísica observada en la superficie terrestre, mientras que uso de suelo describe actividades que la sociedad realiza en un territorio, con el fin de conservar o modificar su estado (Volante et al., 2015).

² Globalmente, se denominó así al fenómeno propiciado por la FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations; Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura), de extensión de la

técnicas de la agricultura durante la segunda mitad del siglo XX, proyectando su influencia hasta la actualidad. Según Requesens (2012), los pilares fundamentales de este modelo fueron el mejoramiento genético de las especies cultivadas, orientado a potenciar su rendimiento; en conjunto con la manipulación del ambiente para que el potencial pudiera expresarse, para lo que fue necesario el desarrollo de maquinarias agrícolas e insumos químicos bajo la forma de plaguicidas y fertilizantes.

A nivel global, tanto la intensificación agrícola como la conversión de ecosistemas naturales a terrenos destinados a la agricultura, se han convertido en dos de los mayores elementos generadores de modificaciones con relación al tipo de aprovechamiento que se efectúa sobre los diversos suelos, ocasionando variadas y peligrosas consecuencias (Tilman, 1999; Paruelo et al., 2006; Tiscornia et al., 2014). Sumado a eso, debido a los desafíos que actualmente enfrenta el planeta, como el crecimiento demográfico, la evolución hacia una dieta más rica en proteínas y la progresiva demanda de productos de origen agrícola, esta situación parece resultar irreversible. No obstante, y más allá de los comprobados beneficios económicos obtenidos por algunos sectores, las consecuencias ambientales que estos cambios traen aparejadas señalan la importancia de una correcta regulación y planificación de la expansión de las áreas cultivadas (Delfino, 2010; Tiscornia et al., 2014; Coppens et al., 2015).

Hasta inicios de la década de 1970, el modelo de producción dominante en la mayoría de los países latinoamericanos era la alternancia entre agricultura y ganadería (Pengue, 2001). Los ciclos agrícolas extractivos y exportadores de nutrientes se alternaban con otros de utilización ganadera-pastoril, la cual resultaba una actividad de extracción muy inferior a la agricultura de cosecha, y permitía restituir al suelo gran parte de la materia orgánica (MO) y la fertilidad nitrogenada (Veneciano y Frigerio, 2003). Sin embargo, a partir de la década de 1980 comenzó a producirse un incremento de la agricultura con disminución de los períodos bajo pasturas, intensificándose hacia modelos de agricultura continua desde principios de la década de 1990; dando lugar a un proceso de agriculturización, el cual se ha constituido como un neologismo ampliamente utilizado para hacer referencia a la transformación de sistemas agrícola-ganaderos en agrícolas, con un intenso uso de semillas genéticamente mejoradas, maquinarias y agroquímicos.

agricultura industrial a los países empobrecidos bajo el argumento de que era la única forma de resolver el problema de necesidades alimenticias de una población creciente.

La Argentina no resultó ajena a esta transformación, y la expansión agrícola de las últimas décadas provocó un radical cambio en los usos del suelo de las áreas de producción agropecuaria extensiva, presentando características e implicancias particulares según la zona apreciada (Jacobo et al., 2016), tal como reportan los trabajos de varios autores (de la Fuente y Suárez, 2008; Ensabella, 2008; Oesterheld, 2008; Aizen et al., 2009; González y Román, 2009; Reboratti, 2005, 2010; Zarrilli, 2010; Viglizzo et al., 2011; Sarandón, 2015; Piñeiro et al., 2017). Muchas de las regiones que en la actualidad son casi exclusivamente productoras de grano, hace unos pocos años eran identificadas como mixtas, netamente ganaderas, o incluso se encontraban ocupadas por pastizales nativos. Así, como consecuencia del mencionado proceso, y considerando que el aumento de la demanda mundial de “commodities” (material tangible que se puede comerciar, generalmente empleado como insumo en la fabricación de productos más refinados) agrícolas implicó un fuerte incentivo para intensificar la producción agropecuaria (Cabrimi y Calcaterra, 2013); en los últimos cincuenta años la superficie agrícola se incrementó alrededor de un 50 % y la producción de granos creció un 400 % (Cruzate y Casas, 2012). Como resultado, la actividad ganadera fue relegada (tanto en términos de uso del suelo como de participación en el resultado de muchas empresas), generando un incremento en la presión de pastoreo sobre la vegetación natural de áreas que presentaban limitantes para el desarrollo de cultivos (Jacobo et al., 2016).

La mayor parte de estas transformaciones productivas se concentraron en la denominada Región Pampeana Argentina (RPArg; Satorre, 2005), la cual abarca aproximadamente 60 millones de ha entre las provincias de Santa Fe, Entre Ríos, Córdoba, La Pampa y Buenos Aires; y comprende una importante área económica-geográfica, ya 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 (Stratta Fernández y de los Ríos Carmenado, 2010). Aquí, los cambios en los paisajes agrícolas se evidencian y profundizan en los últimos años, con las variaciones en las técnicas agropecuarias e incorporación de paquetes tecnológicos (Manzanal, 1995; Bisang, 2003; Teubal, 2003; Altieri y Pengue, 2006; Viglizzo et al., 2006a; Weyland, 2008).

En el caso de la RPArg, teniendo en consideración la zona y la aptitud de los suelos, los sistemas agrícolas también se encontraban orientados hacia un tipo de producción mixta, de agricultura y ganadería pastoril (Tsakoumagkos, 2009). No obstante, la agriculturización sucedida en los últimos veinticinco años, obligó a la retracción de esos sistemas, favoreciendo la preeminencia de otros con características empresariales tendientes al elevado uso de

insumos (Viglizzo et al., 2011). Asimismo, la rotación entre la actividad agrícola y ganadera comenzó a disminuir marcadamente, quedando esta última relegada a zonas sin aptitud agrícola. Los pastizales naturales comenzaron a demostrar, además de un importante nivel de degradación, un escaso grado de conservación (Viglizzo et al., 2006b) y, en algunos casos, fueron desapareciendo o ubicándose en las banquinas de los caminos y terrenos baldíos de las áreas periurbanas en un patrón muy fragmentado (Bilenca y Miñarro, 2004; Baldi et al., 2006); dejando en evidencia que los agroecosistemas pampeanos fueron sometidos a una elevada tasa de cambio en relación con su estructura y funcionalidad (Satorre, 2005).

Esta situación también puede ser notoriamente evidenciada, a una escala menor, en la subregión denominada Región Pampeana Austral (RPA; Vazquez et al., 2012a, 2012b, 2016, 2017a), ubicada en el centro-sur de la provincia de Buenos Aires.

En cuanto a la relación del hombre con la naturaleza como soporte de sus actividades, proveedora de recursos y/o como sumidero de desechos, se han producido una serie de cambios que desencadenan en potenciales impactos ambientales, entendidos como acciones negativas de origen antrópico sobre el ambiente. A medida que la sociedad reconoce el daño que estos generan, se los identifica como problemas ambientales, entendidos como la expresión de una deficiencia (merma o carencia) de racionalidad entre las expresiones del subsistema natural y del subsistema social (Fernández, 2000); y, ante esta situación, el hombre actúa no solo como generador sino también como receptor de las consecuencias ocasionadas (Arteta Peña et al., 2015).

Diversos autores han evaluado el avance de la agriculturización en la RPArg y sus impactos ambientales (Dellepiane y Sarandón, 2008; Frank y Viglizzo, 2010; Vazquez et al., 2014a). Entre aquellos problemas ocasionados por este proceso, se destacan la homogeneización del paisaje, degradación del suelo y del agua, salinización, alcalinización, pérdida de fertilidad y biodiversidad, sobreexplotación de especies nativas, aumento del calentamiento global, eliminación de enemigos naturales, destrucción de mecanismos de control natural, alteración de ciclos biológicos y biogeoquímicos, degradación de la capacidad productiva de los ecosistemas, aparición de nuevas plagas, incremento de enfermedades y malezas más resistentes y pérdida, modificación y fragmentación del hábitat, entre otros (Altieri y Nicholls, 2000; Velázquez et al., 2002; Donald, 2004; Grau et al., 2005; de la Fuente y Suárez, 2008; Rosete Vergés et al., 2008; Pengue, 2009; Iermanó y Sarandón, 2016).

Ante este panorama, en las últimas décadas ha surgido un renovado interés por analizar la distribución y extensión de la superficie de tierras cultivadas y las tasas de conversión de ecosistemas naturales hacia otros agrícolas (Cabido, 2008); como así también una creciente preocupación por conocer, evaluar e intentar solucionar los efectos negativos de la actividad agropecuaria sobre los recursos naturales, en el marco de un desarrollo orientado a la sustentabilidad de los agroecosistemas (Cristeche y de Prada, 2008; Manchado, 2010). En este contexto, según una de las definiciones mayormente conocidas, el desarrollo sustentable refiere a aquél que permite satisfacer las necesidades de las generaciones presentes, sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras de satisfacer sus propias necesidades (WCED, 1987), siguiendo un esquema de desarrollo humano, social y económico que sea capaz de mantenerse de manera indefinida en armonía con los sistemas biofísicos del planeta (Hák et al., 2012).

Para hacer frente a esta necesidad, se han implementado variados instrumentos, con diferentes potencialidades. En primer lugar, se destaca la Zonificación Agroecológica (ZAE), una metodología para caracterizar extensiones de tierra a partir de información cuantificada sobre los suelos, el clima y otros factores, sobre la cual varios autores señalan que se trata de una de las principales herramientas para disminuir no solo los riesgos generados por la agricultura, sino también aquellos a los que esta se enfrenta. De este modo, los trabajos de zonificación poseen gran relevancia, fundamentalmente cuando se trata de hacer una planificación en los sectores productivos donde el ambiente juega un rol decisivo (Soto et al., 2001).

Dentro de este marco, la ZAE puede presentar diversas finalidades. Inicialmente, se encuentran investigaciones que permiten identificar los usos agropecuarios que causarían la menor cantidad de impactos negativos sobre una región (FAO, 1996a); basándose en 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). Además, existe un gran número de trabajos internacionales (Ruíz Vega, 1998; Soto et al., 2001; Manzur Rojas, 2014) y nacionales (Ravelo y Plachuelo, 2003), que también la utilizan como una metodología de evaluación previa, pero con la finalidad de determinar aquellas áreas más adecuadas para el desarrollo de un cultivo específico, buscando obtener un menor riesgo y una mayor productividad. Por último, trabajos como el efectuado por Vazquez et al. (2013) emplean esta herramienta para establecer diversas unidades de paisaje homogéneas en relación con las características ecológicas de un área específica, analizar el avance de la agricultura en estas

unidades y, tomando como base la relación entre estos dos elementos, contribuir a planificar alternativas de desarrollo del medio rural centradas en el paradigma de la agricultura sustentable (AS).

Por otra parte, los estudios acerca de las transformaciones en la cobertura y el uso del suelo mediante teledetección, definida como una técnica de adquisición de datos de la superficie terrestre desde sensores instalados en plataformas espaciales, brindan una importante base para conocer las tendencias de variadas problemáticas ambientales asociadas a una región (Lambin et al., 2001). En consecuencia, el análisis de la dinámica temporal y espacial de estas modificaciones resulta ser el procedimiento más confiable para estimar el grado de conversión ambiental antropogénica y sus efectos (Turner et al., 1994; Marlenko, 2003; Altieri y Nicholls, 2000; Rodríguez Galiano et al., 2011).

Según un importante número de autores (Alperín et al., 2002; Kerr y Ostrovsky 2003; Baeza et al., 2006; Horning et al., 2010; Argañaraz y Entraigas, 2011; Shi et al., 2012), las imágenes satelitales (IS) obtenidas mediante sensores remotos, conforman una fuente de información de gran relevancia al momento de definir y mapear la estructura del paisaje y sus incesantes cambios a diversas escalas. Entre las ventajas de estos elementos se destacan su capacidad de proveer datos cualitativos y espacialmente continuos de la superficie a un bajo costo, la posibilidad de cubrir grandes áreas, la oportunidad de repetir la obtención de los datos a lo largo del tiempo y la factibilidad de analizar extensiones de terrenos o zonas remotas e inaccesibles (Gower et al., 1999; Paruelo et al., 2000, 2006; de León Mata et al., 2014; Volante et al., 2015; Nolasco et al., 2015). Por estas razones, entre otras, es posible encontrar numerosas investigaciones que utilizan esta herramienta a nivel internacional (Castro, 1997; Chuvieco, 1998; Tapiador y Casanova, 2001; Alonso Sarría et al., 2010; Terán et al., 2010; Martínez Fernández et al., 2014; Cárcamo y Ayuga, 2015) y nacional (Paolini et al., 2002; Guerschman et al., 2003; Carnevale et al., 2007; Di Bella et al., 2008; Sione et al., 2009; Vazquez y Zulaica, 2011; Bazán et al., 2015; Gaitán et al., 2015; Aliaga et al., 2016; Quignard et al., 2017) persiguiendo diversos objetivos.

En relación con la misma temática, los Sistemas de Información Geográfica (SIG), entendidos como cualquier sistema de información capaz de integrar, almacenar, editar, analizar, compartir y mostrar información geográficamente referenciada, son otro elemento que en los últimos años ha comenzado a destacarse por su utilidad en el mapeo y análisis de la aptitud de

la tierra para diversos usos y sus transformaciones (Malczewski, 2006); permitiendo, por ejemplo, combinar de manera expedita y efectiva variables biofísicas y climáticas de una determinada región. Adicionalmente, es posible incorporar a los procedimientos de SIG información no espacial, tal es el caso de la opinión de expertos sobre una temática específica; tratándose esta de un tipo de dato que puede resultar tan importante como aquellos concernientes a la información espacial (Olivas Gallegos et al., 2007).

La utilización de SIG y de los variados métodos implementados en éstos, en conjunto con el desarrollo de modelos de cambios en los usos del suelo a partir de sensores remotos, permiten realizar un análisis acerca de estas variaciones en el tiempo y el espacio para un área específica (Díaz Pacheco y Hewitt, 2013). Además, la existencia de una sinergia entre las prácticas llevadas a cabo por los usuarios de SIG y los especialistas en detección remota, han logrado producir enormes mejoras en los resultados obtenidos (Mather y Koch, 2011); creciendo rápidamente su utilización para fundamentar la toma de decisiones referidas al manejo de recursos naturales (Chang, 2007; Selvaraj et al., 2009). En este sentido, existen múltiples trabajos que señalan lo planteado, tanto a nivel internacional (Herrera, 2001; García Nieto et al., 2002; Delgado et al., 2003; Almeida et al., 2009; Camargo et al., 2014), como así también nacional (Gandini, 2005; Gaspari et al., 2011; Contreras, 2013; Da Silva et al., 2013; Moreno et al., 2017; Fandos et al., 2019).

Por último, otro instrumento de elevado interés al momento de valorar los efectos de las diferentes acciones antrópicas sobre el ambiente y sus consecuencias, son los denominados indicadores de sustentabilidad (IdS). Un indicador representa una poderosa herramienta que facilita el análisis del comportamiento de los sistemas complejos, disminuye esta complejidad y genera información que pueda ser empleada como diagnóstico del estado de este tipo de sistemas (Syers et al., 1995 y Giampietro, 1997); ya que permite monitorear cambios a través del tiempo, incluyendo componentes de gran valor, como es el caso de elementos económicos y bio-físicos (Belcher et al., 2004). Para el caso de los IdS, Sarandón (2002) plantea que deben basarse en valores claros, objetivos y generales, que permitan la operativización del concepto de sustentabilidad y mejoren la información obtenida.

Justamente, una de las principales características que definen a esta variedad de indicadores, es que su utilización logra cuantificar y simplificar los datos de manera tal que es posible mejorar el entendimiento de los problemas ambientales; tanto para el público en general,

como para aquellos encargados de la toma de decisiones. En este sentido, un buen indicador posibilita la capacidad de alertar sobre un problema antes de que este manifieste una mayor gravedad, al mismo tiempo que ayuda a reconocer la necesidad de alcanzar una solución. Como resultado de su funcionalidad y capacidad, en nuestro país se han llevado a cabo muchos estudios que emplean IdS, con variados objetivos y a diversas escalas (Viglizzo et al., 2003; Guerrero y Erbiti, 2004; García y Guerrero, 2006; Sarandón et al., 2006; Aguirre y Chiappe, 2009; Gil et al., 2009; Krüger et al., 2009; Vazquez et al., 2012a, 2017b; Abraham et al., 2014; Litwin et al., 2016). Del mismo modo, estas herramientas han sido también aplicadas en numerosas ocasiones a nivel internacional (Winograd, 1995; Montero Peña, 2002; Rivera Ríos et al., 2008; Tommasino et al., 2012; Álvarez Litben y Zulaica, 2015; Navarro y Álvarez, 2015; Bertocchi et al., 2016; Schneir, 2016; Stuart et al., 2018; Cossio et al., 2020).

Si bien en Argentina se han concretado cuantiosas investigaciones con relación a la temática hasta aquí mencionada, una importante parte de ellas fueron efectuadas a gran escala (como por ejemplo a nivel de la RPArg) y, generalmente, tomando a la totalidad de cada superficie en estudio como un área con características homogéneas. Aunque estas contribuciones lograron convertirse en notables aportes, en muchas oportunidades los análisis a escala regional o nacional no evidencian las vulnerabilidades locales (Krishnamurthy et al., 2014) y no coinciden con los límites político-administrativos, dificultando la posibilidad de mejorar las situaciones evidenciadas (Mussetta et al., 2017), a través de estrategias de gestión ambiental (EGA), definidas inicialmente como una herramienta participativa para la solución de problemáticas ambientales. Frente a ello, emerge la necesidad de comenzar a efectuar análisis de regiones que abarquen una menor extensión, tal es el caso de evaluaciones a escala de partido, generando segmentaciones internas de las áreas de interés. Así, entre los beneficios de esta metodología de trabajo se destacan, por un lado, la capacidad de poseer una mejor cobertura con relación al trabajo de campo y; por otra parte, la posibilidad de conocer la realidad de un sitio específico, considerando la diversidad de paisajes y características que lo conforman.

El partido de Benito Juárez, dentro de la RPA, se convirtió en un claro ejemplo de las mencionadas transformaciones en los usos del suelo, sobre todo con relación al avance del proceso de agriculturización observado en los últimos años. Mediante IS, Sequeira y Vazquez (2014) evidenciaron que en el período 2003-2011, el partido manifestó un aumento del

82,47 % de las tierras destinadas a agricultura; en detrimento de aquellas dedicadas a usos ganaderos, las cuales disminuyeron un 26,03 %. Asimismo, también se hallan otros estudios que enuncian la situación agroecológica del área (Requesens y Silva, 2011; Sequeira et al., 2015a). Sin embargo, la información alcanzada es únicamente conocida a nivel de la totalidad del partido, por lo que los datos aportados no tienen en cuenta las posibles divisiones físico/naturales internas del área de estudio, tales como sus características ecológicas; lo cual es de gran relevancia al momento de establecer las implicancias negativas del incremento de la superficie agrícola sobre los ecosistemas e instaurar acciones tendientes a regularlas.

El presente trabajo de tesis plantea analizar el avance del proceso de agriculturización en el partido de Benito Juárez, entre los períodos comprendidos por las campañas agroproductivas 1989/90-2002/03 y 2002/03-2014/15, estableciendo diversas unidades de estudio a través de la utilización de IS y SIG; e identificar y evaluar impactos ambientales negativos relevantes de este proceso, mediante el empleo de IdS³. Además, en base a los resultados obtenidos para el segundo período, propone definir áreas prioritarias de actuación (APA), considerando aquellas que manifiesten los mayores impactos; y plantear EGA que permitan revertir o mejorar las situaciones críticas observadas en las distintas regiones del partido, principalmente en las consideradas como APA, logrando una mejora en el manejo de los sistemas agrícolas.

MARCO TEÓRICO

A continuación, se fundamentan los aspectos teóricos concernientes al proceso de agriculturización y sus impactos ambientales; y la teledetección (mediante IS), ZAE, SIG e IdS como herramientas para poder abordar aquellos que se considera poseen una mayor relevancia.

³ Es importante destacar que en la presente tesis los impactos ambientales negativos no fueron medidos directamente, sino que se evaluaron mediante la utilización de indicadores elaborados a partir de información primaria y secundaria.

Agriculturización

A pesar de que la definición más simple la plantee como labranza o cultivo de la tierra, la agricultura es una actividad compleja que involucra no solamente la producción de alimentos y fibras para satisfacer necesidades biológicas y sociales a partir de factores tecnológicos, dotaciones de recursos naturales e impulsos de capital, sino también procesos vinculados con los efectos de su desarrollo sobre los ecosistemas (González Martínez, 2005; Sicard, 2009).

Un sistema natural o ecosistema es un sistema conformado por una comunidad natural y el ambiente físico que la rodea (Chapin et al., 2002), cada uno influenciando las propiedades del otro y ambos necesarios para mantener la vida tal como la conocemos (Odum, 1966, 1969).

Debido a que transforma los ambientes originales en otros de mayor homogeneidad, en los que las áreas naturales se encuentran cada vez más fragmentadas (Steffan Dewenter y Westphal, 2008); y a su asociación con problemas tales como la degradación del suelo, la pérdida de hábitats y la contaminación por la elevada utilización de insumos, entre los que se destacan los fertilizantes, plaguicidas y la energía fósil (Andrade et al., 2017), el proceso de agriculturización es uno de los disturbios que genera los mayores cambios en los ecosistemas (Cabido, 2008; Machado y Campos, 2008; Ellis et al., 2010; Sarandón, 2014c; Iermanó y Sarandón, 2016).

Para diversos autores, este proceso puede definirse como un incremento continuo de la expansión agrícola, a partir del cual progresivamente comienza a destinarse una mayor superficie a la agricultura, en desmedro de otros usos agrarios (principalmente ganaderos o mixtos); y relacionado a avances tecnológicos, intensificación ganadera, expansión de la frontera agropecuaria y cuya principal característica en la Argentina fue la expansión del monocultivo de soja (Manuel Navarrete et al., 2005; Paruelo et al., 2006; Coppi, 2007; Viglizzo y Jobágyy, 2010; Figueredo y Bianco, 2014; Fernández, 2015) y el fortalecimiento de la alternativa de producción cereal-oleaginosa en un mismo año agrícola (CEPAL, 2005; Briones Kusactay, 2015).

Este modelo se encuentra caracterizado por su baja agrobiodiversidad (Viglizzo et al., 2011), ocasionando profundas modificaciones en los agroecosistemas (Ghersa y León, 1999; Pengue, 2001), los cuales se definen como sistemas naturales modificados por el hombre con el fin de producir bienes y servicios (Hart, 1985; Altieri y Nicholls, 2001; Sarandón, 2014b), se incluyen dentro de los ecosistemas humanos subsidiados (aquellos que funcionan con energía

solar y están subsidiados con energía aportada por el hombre); y revisten gran importancia, ya que han reemplazado a más del 50 % de los ecosistemas terrestres (Coleman y Hendrix, 1988; Soriano y Aguiar, 1998; Sarandón et al., 2015).

Según Seehaus y Requesens (2014), el componente intensivo del proceso de agriculturización implica cambios en las técnicas productivas. Estas son elegidas, generalmente, siguiendo criterios de eficiencia y productividad económica; pero no toman en consideración el ritmo y funcionamiento del ambiente sobre el cual son aplicadas, por lo que en muchos casos pueden ser causantes de diversos procesos de degradación ambiental.

Sumado a ello, Flores y Sarandón (2002) explican que la selección de distintas tecnologías agrícolas únicamente en base a un análisis de costo-beneficio simplificado, sobreestima la rentabilidad de los sistemas de producción e incentiva la degradación del capital natural al no incluir los costos ecológicos generados por la actividad productiva.

En Argentina, el proceso de agriculturización comenzó lentamente en la década de 1960 con un aumento en el cultivo de áreas anteriormente dedicadas a la ganadería. A fines de la década de 1970, el escenario comenzó a expandirse hacia regiones extra pampeanas, con la transferencia de capital, tecnología y nuevos esquemas de cultivo a áreas no agrícolas (Manuel Navarrete et al., 2007). Asimismo, a finales de la década de 1980, la expansión se acentúa con el empleo del paquete tecnológico de la siembra directa (SD), que consiste en mantener el rastrojo del cultivo anterior sobre la superficie, sin efectuar laboreos y combatir las malezas con herbicidas (más de 30), los cuales son empleados en el campo en diversos momentos del ciclo de los cultivos (González y Román, 2009). Según estimaciones de Nocelli Pac (2018) para la campaña 2014/15, esta práctica ya se implementaba en un 90 % de la superficie agrícola del país. A mediados de la década de 1990 emerge un rotundo y drástico cambio, donde no sólo se observan modificaciones en los manejos del suelo, sino también una tendencia hacia la rotación agrícola permanente, sostenida en el uso de agroquímicos (Andrade, 2010; Viglizzo et al., 2011; Senigagliaesi, 2012; Pengue, 2014).

Impactos ambientales

Siguiendo la definición del Diccionario de la Real Academia Española, el término impacto se origina en la voz latina *impactus* y significa, en su tercera acepción, “impresión o efecto muy intensos dejados en alguien o en algo por cualquier acción o suceso”. El Diccionario establece

otra definición del vocablo, asociada a la cuestión ambiental, que lo define como el conjunto de los posibles efectos negativos sobre el ambiente de una modificación del entorno natural como consecuencia de obras u otras actividades (Liberta Bonilla, 2007).

Según Gómez Orea (1999), con el mencionado término se define a la alteración que introduce una actividad humana en su entorno; este último entendido como la parte del medio afectada por la actividad, o más ampliamente, la que interacciona con ella.

En cuanto al ambiente, se trata probablemente de uno de los conceptos de mayor controversia y de más difícil consenso, aunque es posible encontrarse ante varias aproximaciones. Así, la mayoría de los autores utilizan indistintamente los términos medio, ambiente y medio ambiente como sinónimos, aunque cada uno posee un origen diferente⁴. De esta manera, la palabra medio se podría definir como el elemento en el que vive una persona o animal y el ambiente como el conjunto de factores bióticos y abióticos que influyen sobre los organismos y comunidades ecológicas, determinando su forma y desarrollo. Según el Diccionario de la Real Academia Española, medio ambiente es el “conjunto de circunstancias físicas que rodean a los seres vivos” (Garmendia Salvador et al., 2005).

Puede ser entendido como un sistema socio-ecológico, conformado por un componente (subsistema) social en interacción con un componente ecológico o biofísico (Gallopín, 1987; Gallopín et al., 1989). Posee una gran complejidad y dinámica, que comprende a todos los elementos y relaciones que se encuentran dentro de la biosfera, tanto los que son rigurosamente de origen natural como aquellos de origen antrópico (Reboratti, 2000). Este concepto implica directamente al hombre, ya que el ambiente es concebido como fuente de recursos que abastece al ser humano de las materias primas y energía necesaria para que pueda lograr su desarrollo sobre el planeta (Conesa Fernández Vítora, 1993).

El impacto de una determinada acción sobre el ambiente es consecuencia de la diferencia entre la situación del ambiente futuro modificado (tal y como se manifestaría por efecto de la realización de la acción) y la situación del ambiente futuro (como habría evolucionado normalmente sin tal acción). En otras palabras, resulta de la alteración neta (positiva o

⁴ Considerando que ninguno de estos tiene un significado único, sino que está condicionado al punto de referencia que se tome, en el presente trabajo se hablará de ambiente.

negativa) de la acción y es posible apreciar su variación con el tiempo (Conesa Fernández Vítora, 1993).

Conesa Fernández Vítora (1993) y Garmendia Salvador et al. (2005) afirman que, para poder hablar de efecto o impacto ambiental, este tiene que haber sido producido directa o indirectamente por una actividad humana; o en el caso de la evaluación de una obra o actividad concreta, el efecto ha de ser debido a la actividad que se está estudiando. Además, es necesario destacar que el término impacto no implica negatividad, ya que éstos pueden ser tanto positivos como negativos.

Según Gómez Orea y Villarino (2013) el impacto ambiental puede ser de carácter actual y ocasionado por una actividad en condiciones normales de funcionamiento o potencial, y hacer referencia al riesgo de impacto de la actividad en situaciones anormales. Además, como ya fue mencionado, se origina en una acción antrópica. Por lo tanto, este término no suele ser aplicado al hablar de aquellas alteraciones ambientales que resultan derivadas de fenómenos naturales, como por ejemplo los daños causados por una tormenta, un tornado, un sismo, entre otros.

La clave para que un impacto adquiriera la condición de significativo radica en varios criterios. Así, aquellos derivados del empleo de recursos naturales logran significación si su extracción se aproxima a la tasa de renovación, para el caso de los recursos renovables; o a unos determinados ritmos de consumo o intensidades de uso, para los que no lo son. Igualmente, los impactos producidos por la ocupación y transformación de un espacio se vuelven significantes si tal ocupación se aparta de la capacidad de acogida del medio físico; y aquellos relativos a la emisión de efluentes serán significativos en la medida en que se acerquen a la capacidad de asimilación de los vectores ambientales aire, agua y suelo (Gómez Orea y Villarino, 2013).

Ahora bien, si hablamos concretamente de impactos negativos, hacemos referencia a aquellos que involucran efectos adversos sobre los ecosistemas, el clima y la sociedad, debido a actividades como la extracción excesiva de recursos naturales, la disposición inadecuada de residuos, la emisión de contaminantes y el cambio de uso del suelo, entre otros (Perevochtchikova, 2013). Sumado a ello, los efectos de este tipo de impactos se traducen en pérdida de valor estético-cultural, naturalístico, paisajístico, de productividad ecológica o en un incremento de los perjuicios derivados de la contaminación, la erosión o colmatación y

demás riesgos ambientales en discordancia con la estructura ecológico-geográfica y las características de una determinada zona (Conesa Fernández Vítora, 1993).

Teledetección y SIG

A comienzos de 1960 se acuña la definición de teledetección, que resulta de la traducción del inglés “remote sensing” (sensoramiento remoto) y se aplica a cualquier medio de observación remota. Inicialmente, los principios y las prácticas hacían referencia especialmente a la fotografía aérea. Sin embargo, en la actualidad el término es mucho más abarcativo y no se reduce únicamente al momento de adquisición de la información, sino también al tratamiento que recibe y la interpretación que se logra con ella (Sobrino et al., 2000).

Según palabras de Chuvieco (1996), Mather y Koch (2011) y Passucci et al. (2017), la ciencia de la teledetección se basa en el análisis e interpretación de las mediciones de energía electromagnética (EEM) que es reflejada o emitida por un objetivo y evaluada o registrada desde algún punto por un observador o instrumento que no está en contacto con él y permite observar y caracterizar la superficie terrestre. Por lo tanto, la observación de la Tierra por teledetección es, entonces, resultado de la interpretación y comprensión de las mediciones realizadas por instrumentos aerotransportados o colocados en satélites.

Un principio fundamental que subyace al uso de datos detectados a distancia es que los diferentes objetos hallados en la superficie de la Tierra y en la atmósfera, reflejan, absorben, transmiten o emiten EEM en diversas proporciones en el rango de longitudes de onda conocido como espectro electromagnético⁵. Esas diferencias, permiten que los objetos posean identificaciones que los vuelven únicos (Mather y Koch, 2011), tal como si fuera una firma.

En relación con lo anterior, Martínez Muños y Díaz Ponce (2005) plantean que las variadas coberturas de la superficie terrestre (tipos de roca, cuerpos de agua, vegetación, zonas urbanas, entre otras) absorben una cierta porción de la EEM. De esta manera, presentan una firma específica, denominada firma espectral, que resulta distinguible de otras a lo largo del espectro. Además, a partir de su utilización, es factible analizar los datos de las imágenes

⁵ La radiación total emitida por el Sol está compuesta de radiaciones con longitudes de onda que van desde 10^{-14} a 10^{10} m. El conjunto de todas las longitudes de ondas emitidas recibe el nombre de espectro electromagnético (NASA, 2014).

provenientes de sensores remotos y crear hipótesis precisas acerca de las transformaciones en cada una de las variadas coberturas.

Según Lillesand et al. (2014), la teledetección o percepción remota es la ciencia y el arte de adquirir información acerca de un determinado fenómeno, área o elemento, mediante el análisis de los datos conseguidos por un dispositivo que no se encuentra en contacto directo con el objeto de estudio. Por muchos aspectos, es posible plantear que se trata de una herramienta que sigue los parámetros de un proceso de lectura. Esto es así ya que, a partir de la utilización de varios sensores, se recopilan de forma remota diversos datos que pueden ser analizados, con la finalidad de conseguir información sobre los fenómenos, áreas o elementos que se están investigando.

Para poder utilizar este tipo de instrumentos existen dos procesos básicos, definidos como la adquisición de datos y el análisis de datos. Los elementos que componen el primer proceso son las fuentes de energía⁶, la propagación de la energía a través de la atmósfera, las distintas interacciones de la energía con los rasgos de la superficie de la Tierra, la retransmisión de parte de la energía a través de la atmósfera y los sensores aéreos y/o espaciales. Así, de manera sintética, se emplean sensores para lograr registrar las variaciones en la forma en que las características de la superficie de la tierra reflejan y emiten energía (Sobrino et al., 2000).

En cuanto al proceso de análisis, involucra inspeccionar y transformar los datos obtenidos utilizando variados dispositivos de visualización y reconocimiento (Sobrino et al., 2000). Además, cuando se encuentran disponibles, se emplean datos de referencia sobre los recursos que se estudian (tal es el caso de datos de verificación de campo, estadísticas de cultivos o mapas de suelos, entre otros) para lograr obtener un mejor análisis. Con la ayuda de estos datos, el analista logra adquirir información sobre el tipo, extensión, ubicación y condición de los diversos recursos sobre los cuales se seleccionaron los datos del sensor. Posteriormente, esta información es compilada en forma de mapas y tablas o como archivos digitales que pueden combinarse con otras capas de información en un SIG. En última instancia, la información resultante se presenta a los usuarios, quienes las aplican a su proceso de toma de decisiones (Lillesand et al., 2014).

⁶ Si la fuente de energía es el Sol, se considera teledetección pasiva; mientras que, si el origen es el propio sensor, hablamos de teledetección activa (Chuvieco, 1996).

Actualmente, conviven gran cantidad de definiciones acerca de los SIG. Aunque la mayoría de los autores coinciden en algunos términos, no se ha logrado la existencia de un acuerdo unánime, planteándose varias tendencias o visiones generales (Domínguez Bravo, 2000).

Eastman (1977), plantea que un SIG es un tipo específico de base de datos capaz de manejar información espacialmente referenciada, y que puede ser representada gráficamente como imágenes. Entre las posibilidades de esta herramienta destaca su capacidad de trabajar conjuntamente con un grupo de mapas de la misma porción del territorio, en los que un lugar concreto posee siempre las mismas coordenadas geográficas; y la opción de poder relacionar y gestionar diversos tipos de información, estimar, visualizar, predecir y efectuar seguimientos temporales, entre otros.

Domínguez Bravo (2000) y Vélchez (2000), definen a un SIG como aquel método o técnica de tratamiento de la información geográfica que nos permite combinar eficazmente información básica, es decir, procesar información de eventos o entidades geoespaciales; con la finalidad de obtener información derivada o nueva, mediante operaciones de manipulación y análisis.

Según Boix y Olivella (2007) y Parra Henao (2010) un SIG es un poderoso conjunto de herramientas metodológicas con gran potencia, que nos permiten recolectar, almacenar, extraer, transformar y desplegar datos espaciales de la realidad para un propósito particular; y de esta manera, explorar el mundo y entender muchas de las dinámicas territoriales.

En definitiva, un SIG es una tecnología de manejo de datos geográficos por medio de equipos informáticos. Trabaja con información geográfica que posee dos vertientes diferenciadas, la espacial y la temática. Mientras que la primera hace referencia a las representaciones cartográficas o mapas de enclaves naturales o urbanos; la segunda, refiere a tablas que contienen información alfanumérica. Por lo tanto, una de sus principales características es la de poseer la capacidad de combinar o enlazar ambos tipos de datos, de modo tal que trabaja al mismo tiempo con una representación geográfica y los atributos temáticos asociados a ella (Vozmediano Sanz y San Juan Guillén, 2006).

Para poder garantizar el funcionamiento de este tipo de herramienta, se cuenta tanto con las mencionadas fuentes de información, como así también con un conjunto de instrumentos de carácter informático (“hardware” y “software”), facilitando la tarea. A su vez, todo esto se enmarca en el interior de un proyecto determinado, que fue definido por un equipo de

personas; y controlado, además, por los expertos que se desempeñan como responsables de su implantación y desarrollo (Domínguez Bravo, 2000).

Zonificación agroecológica

La ZAE aparece como una iniciativa por parte de la FAO, con la finalidad de llevar a cabo la generación de políticas y estrategias de uso específico de tierras, a partir de diversas evaluaciones.

En 1976, el mencionado organismo instauró el Marco para la Evaluación de Tierras, el cual se encuentra fundado en el estudio de las condiciones de las tierras en base a los requisitos específicos de los distintos tipos de usos de tierras definidos (FAO, 1976).

A partir de 1978, dio inicio el proyecto Zonas Agroecológicas como uno de los primeros ejercicios con relación a la aplicación de la evaluación de tierras en una escala continental. El empleo de esta metodología resultó ser innovador para lograr caracterizar extensiones de tierra, tomando como punto de partida información cuantificada sobre los suelos, el clima y otros factores físicos, logrando de esta manera establecer e identificar unidades geográficas heterogéneas (FAO, 1978).

Estas primeras aproximaciones de mayor carácter ecológico, representaron un cambio fundamental con relación a los sistemas precedentes de estimación de los recursos (como por ejemplo el Mapa de suelos del mundo y el Sistema de clasificación de suelos normalizado) y ocasionaron una diversidad de aplicaciones que hasta esos años no habían sido consideradas, como la agricultura de secano y de regadío o de bosques y pastizales (FAO, 1984, 1985, 1991a).

Según FAO (1997), las zonas agroecológicas (que pueden interpretarse como paisajes) son definidas como aquellas que ostentan composiciones análogas de clima y características de suelo, como así también el mismo potencial biofísico para la producción agrícola, manifestando un rango específico de limitaciones y potencialidades para el uso de tierras. Entonces, según el citado criterio, la ZAE es entendida como una delimitación cartográfica de la tierra, con el propósito de generar una correcta planificación del uso de los recursos rurales y la separación de áreas con similares características para el desarrollo. Cada zona posee una combinación similar de limitaciones y potencialidades, y sirve como punto de referencia de

las recomendaciones delineadas para optimizar la situación existente de uso de tierras, ya sea incrementando la producción o limitando la degradación de los recursos.

En el mismo documento, se señala que las investigaciones más avanzadas de ZAE incorporan una serie de bases de datos, enlazadas a un SIG y relacionadas con modelos computarizados, lo cual permite múltiples aplicaciones potenciales en el manejo de los recursos naturales y la planificación del uso de las tierras.

Asimismo, en una definición más actualizada, Espinosa y Roquera (2007) y Pineda Santos y Suárez Hernández (2014) establecen que al hablar de ZAE, se plantea la sectorización de un determinado territorio a partir de diversos criterios, cuyo fin es identificar unidades geográficas con características físicas, biológicas y socioeconómicas relativamente homogéneas. Por último, aunque se trata de una herramienta que generalmente es conceptualizada para su utilización en zonas de superficies amplias, también puede ser desarrollada en áreas de menor extensión, siempre que se concrete el requerimiento de existencia de información necesaria para cumplir con los objetivos del trabajo (Grijalva Aguilar, 2014).

Indicadores de sustentabilidad

Como ya fue mencionado con anterioridad, los IdS⁷ resultan ser una herramienta de gran utilidad para dimensionar los diversos impactos de las acciones humanas sobre el ambiente.

El término sustentabilidad, según Achkar (2005), refiere al estado de condición, vinculado al uso y estilo, del sistema ambiental en el momento de producción, renovación y movilización de sustancias o elementos de la naturaleza, minimizando la generación de procesos de degradación del sistema (presentes o futuros). Además, plantea que se encuentra conformado por cuatro dimensiones, en continua interacción entre sí:

- Dimensión físico-biológica: la cual incluye aquellos aspectos que tienen relación con la preservación y potenciación de la diversidad y complejidad de los ecosistemas, su productividad, la biodiversidad y los ciclos naturales.

⁷ Respecto a esto, para la enorme mayoría de los investigadores los términos sustentable y sostenible, cuando se aplican en relación con el desarrollo, son perfectamente intercambiables. Por consiguiente, en este trabajo, ambos conceptos serán empleados de manera indistinta.

- Dimensión económica: engloba a todo el conjunto de acciones humanas concernientes a la producción, distribución y consumo de bienes y servicios. Para analizar esta dimensión, resulta preciso redelinear conceptos de la economía tradicional, especialmente aquellos asociados a necesidades y satisfactores, y a necesidades materiales e inmateriales sociales e individuales.
- Dimensión social: trata acerca del acceso equitativo a los bienes naturales, ya sea en términos intergeneracionales como así también intrageneracionales, entre géneros y culturas, entre grupos y clases sociales y también a escala del individuo.
- Dimensión política: hace referencia a la participación directa de los miembros de la sociedad, en la toma de decisiones afines a las estructuras de gestión de los bienes públicos y a la definición de los futuros posibles.

El concepto también ha sido discutido por numerosos autores (Costanza y Daly, 1992; Pearce y Atkinson, 1993; Gallopín, 2003; Guimarães, 2003; entre otros), quienes de manera general lo definen como la capacidad de cualquier sistema o proceso de mantenerse indefinidamente.

La temática de la relación existente entre desarrollo y ambiente (frecuentemente limitada solo a crecimiento, que no es sinónimo de desarrollo; y recursos naturales, que no resulta sinónimo de ambiente) se ha visto atestado de polémicas por mucho tiempo (Gallopín, 2006).

La aparente oposición entre desarrollo y ambiente se manifestó en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Ambiente Humano realizada en Estocolmo en 1972⁸, aunque finalmente se reconoció que ambos conceptos no eran sustancialmente discordantes. Sumado a ello, se arribó a la conclusión de que resultaba necesario crear un nuevo camino de desarrollo alternativo, que resultara social y ambientalmente compatible. Esta estrategia fue denominada como Ecodesarrollo, y se basó en tres pilares, autonomía en la toma de decisiones, equidad y prudencia ecológica, que promovían un crecimiento cualitativo conducente a armonizar los objetivos sociales y ecológicos con una gestión ecológicamente apropiada (Gallopín, 2006). En resumen, apuntaba a un desarrollo socialmente justo, ecológicamente compatible y económicamente viable (Riechmann, 1995).

⁸ Primera conferencia mundial sobre ambiente.

Posteriormente, el Ecodesarrollo fue reemplazado por el término Desarrollo Sustentable (DS)⁹, que fue utilizado originalmente en la Estrategia Mundial para la Conservación de la Naturaleza, iniciada en 1980 por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, pero que tuvo su mayor difusión política a partir del lanzamiento del Informe Brundtland en 1987 (Gallopín, 2006).

La estimación de la sustentabilidad de los sistemas agrícolas y sus respectivos impactos se ha convertido en uno de los objetivos centrales dentro del mundo académico, político y socio-productivo. En tal sentido, los IdS se transformaron en instrumentos prácticos para estimarla, debido a que la complejidad y la multidimensión implicada en el concepto hacen ineludible volcar aspectos de naturaleza compleja en valores claros, objetivos y generales. Por lo tanto, los IdS son componentes fundamentales al momento de evaluar el progreso hacia el DS.

Para Achkar (2005) y Cantú et al. (2007), un indicador es una variable o un conjunto de variables que resume o facilita información de importancia a partir de la generación de un modelo simplificado del sistema en estudio. De esta manera, se logra que una condición o fenómeno de interés se haga perceptible y es posible medirlo, cuantificarlo y comunicar, de forma clara, información relevante acerca de él. Los indicadores deben ser, en la medida de lo posible, variables cuantitativas. Sin embargo, pueden ser cualitativas o nominales o de rango u ordinales, principalmente cuando no existe disponibilidad de información cuantitativa, el atributo no es cuantificable o cuando los costos para ponderar resultan elevados. Según los mencionados autores, dentro de las funciones de mayor importancia de este tipo de herramienta se destacan evaluar condiciones o tendencias, comparar transversalmente sitios o situaciones (con la finalidad de evaluar metas y objetivos), proveer información preventiva temprana y anticiparse a condiciones y tendencias futuras.

Al realizar un análisis más profundo del concepto Gallopín (1996, 1997) señala que, en su sentido más general, un indicador es un signo. En Semiótica (ciencia general de los signos), un signo es todo lo que se refiere a otra cosa (referente) y que sirve para comunicar. En sus palabras, los indicadores son representaciones operativas de los atributos de un determinado sistema, tal es el caso de la calidad, característica, propiedades, entre otros.

⁹ De manera general el desarrollo sustentable, siguiendo una de las definiciones más conocidas acuñada por la Comisión de Brundtland, es aquel que permite satisfacer las necesidades de las generaciones presentes, sin comprometer las necesidades de las futuras generaciones (WCED, 1987).

Los indicadores funcionan como herramientas para clarificar logros, objetivos e impactos. Además, permiten revelar tendencias o ciertos fenómenos. Normalmente se encuentran diseñados para contar con estándares contra los cuales evaluar, demostrar o estimar el progreso de variables con respecto a metas previamente establecidas. En la actualidad coexisten diversos tipos y modelos de indicadores (Ibáñez Pérez, 2012).

Particularmente, los IdS pretenden relacionar datos ecológicos, económicos y sociales, con la finalidad de crear información acerca de problemáticas como el deterioro del desarrollo productivo, la contaminación, o el bienestar alcanzado por la población (Ibáñez Pérez, 2012). Para ello, su objetivo es establecer una medición entre la distancia y el sentido de la variación de un sistema ambiental, considerando su estado inicial (dato de la realidad) y su estado de transición hacia un escenario sustentable de desempeño de la sociedad (Achkar, 2005).

Los IdS poseen su origen en una larga historia de pensamiento sobre cómo medir el bienestar y sus diversas dimensiones; y fueron sugeridos con la implementación de la Agenda 21, para poder facilitar la evaluación y reducción de las brechas entre la realidad y las metas establecidas, en materia de sustentabilidad ecológica, económica, social e institucional. En cuanto a su vinculación con el DS, se debe a que este se convirtió en un modelo que redelinea el concepto de bienestar, y que a su vez formula una fuerte preocupación por llegar a una situación en la cual las generaciones presentes y futuras logren satisfacer sus necesidades, a través de un uso racional y equitativo de los recursos (Quiroga, 2001; Ibáñez Pérez, 2012).

En función de lo expresado, es significativo establecer que los IdS deben cumplir algunas de las siguientes características (Mondragón Pérez, 2002; Sarandón, 2002):

- estar directamente relacionados a un marco teórico, asociado al DS y al evento o problema que se pretende estudiar
- resultar adecuados al objetivo que se intenta alcanzar
- presentar poca variabilidad natural durante el período de desarrollo del muestreo
- poseer habilidad predictiva
- expresarse como una señal física o numérica, en unidades equivalentes, mediante transformaciones apropiadas
- tener la capacidad de variar sus unidades de medida, aunque regularmente deben ser expresados en escala de 0-1 o de 0-100 %
- no ser sesgados (ser independientes del observador o recolector)

- evitar la ambigüedad y ser sencillos de interpretar
- presentar la posibilidad de determinar valores umbrales
- enfocarse en evaluar algún aspecto específico: economía, sociedad, ecología
- poseer características universales, pero adaptables a cada condición en particular
- generan información útil para realizar comparativos

Según Gallopín (1997) y Doran y Zeiss (2000), también deben ser: (1) limitados en número y manejables por diversos tipos de usuarios; (2) sencillos, fáciles de medir y con un elevado grado de agregación (propiedades que resuman otras cualidades o propiedades); (3) interdisciplinarios, contemplando en lo posible la mayor diversidad de situaciones; (4) contar con una variación en el tiempo, tal que sea viable ejecutar un seguimiento, y (5) no poseer una alta sensibilidad a las modificaciones ambientales, pero sí la suficiente como para detectar los cambios producidos por el uso y manejo de los recursos.

Por otra parte, se vuelve oportuno considerar que teniendo en cuenta diferentes escalas espaciales, numerosos indicadores pueden dejar de ser relevantes o comenzar a serlo. Un indicador definido para una escala particular, puede perder sentido a niveles superiores o inferiores (Gallopín, 2006). Consecuentemente, no existe un conjunto de indicadores universales que puedan ser utilizados para cualquier situación. Entonces, estos deben ser contruidos y adaptados al escenario que se encuentra en análisis y adaptarse a los objetivos propuestos (Sarandón et al., 2006).

Gestión ambiental

La gestión ambiental (GA) surge aproximadamente en la década de 1970, en sentido estricto, como una forma de reorientación del pensamiento ambiental (Ecodesarrollo y DS) y como instrumento de diagnóstico y planificación para una posible solución de los problemas ambientales, cada vez más importantes en los países industrializados (Muriel, 2006).

Al hablar de gestión nos referimos, en primer lugar, a un proceso que comprende funciones y actividades organizativas específicas, que quienes conducen los proyectos o iniciativas deben concretar con la finalidad de alcanzar las metas planteadas. Este proceso se encuentra integrado, generalmente, por tres funciones o etapas (Muriel, 2006):

- **Planificación:** a partir de ella se establece qué resultados ha de lograr la organización (cívica, pública o privada). Simboliza el núcleo de la gestión, ya que implica concretar actividades a través del tiempo, cuyo resultado es la fijación de objetivos, planes, programas y proyectos que se requieren para el logro de los objetivos.
- **Ejecución:** tal como lo indica su nombre, consiste en ejecutar lo planificado según un cronograma de programas y proyectos y flujograma de inversiones en el tiempo.
- **Control:** mediante esta última función, se comprueba si ha sido posible lograr o no los resultados previstos.

La GA puede ser entendida como un manejo de las situaciones ambientales de una región por los diversos actores, con carácter participativo, a partir del empleo y la aplicación de instrumentos jurídicos, de planeación, financieros, administrativos, tecnológicos y económicos. El objetivo del manejo debe ser lograr el correcto funcionamiento de los ecosistemas y la mejora de la calidad de vida de la población dentro de un marco de sostenibilidad (Guhl, 2000 citado en Muriel, 2006; Arteta Peña et al., 2015; Massolo, 2015).

González (2001) afirma que se trata de un proceso técnico-administrativo, financiero y político, mediante el cual autoridades encargadas organizan un conjunto de recursos de diversa índole, con la finalidad de manejo, protección y preservación del ambiente y de los recursos naturales renovables, en un territorio específico.

Lo mencionado coincide con lo planteado por Martínez Idrobo y Figueroa Casas (2014), quienes establecen que, tradicionalmente, la GA se ha orientado a la administración de los recursos naturales contenidos en unidades espaciales territoriales o ecológicas, asumiéndolos como un capital natural aprovechable perteneciente a una organización determinada, pública o privada.

Por su parte, Conesa Fernández Vítora (1993) la define como aquel conjunto de acciones encauzadas a obtener la máxima racionalidad en el proceso de decisión relativo a la conservación, defensa, protección y mejora del ambiente, basándose en una coordinada información multidisciplinar y en la participación ciudadana.

Entonces, es posible afirmar que entendemos como GA al proceso que surge de la necesidad de la sociedad de conservar y mejorar los recursos que sirven para satisfacer sus necesidades y que se basa en el conjunto de acciones emprendidas por esta misma sociedad, o parte de ella, con el objetivo de proteger al ambiente. Sus principales intenciones se encuentran orientadas a

modificar una situación actual, estableciendo otra deseada, de conformidad a la percepción que sobre ella posean los actores involucrados (Rodríguez Becerra et al., 2002).

En su concepción más amplia, es un proceso permanente y de repetidas aproximaciones, en el cual distintos actores públicos y privados y de la sociedad civil desarrollan un conjunto de esfuerzos específicos, con el propósito de preservar, restaurar, conservar y utilizar los recursos naturales de manera sustentable (Rodríguez Becerra et al., 2002); y da respuesta al cómo hay que hacer para alcanzar lo planteado por el DS, es decir, para lograr un equilibrio apropiado para el crecimiento de la población, desarrollo económico, utilización racional de los recursos y protección y conservación del ambiente (Arteta Peña et al., 2015; Massolo, 2015).

HIPÓTESIS

- ❖ La implementación en conjunto de herramientas tales como la ZAE, IS, SIG e IdS, ofrece datos suficientes para facilitar la definición de diversas unidades de análisis y permite mejorar la evaluación del avance del proceso de agriculturización y sus impactos ambientales negativos dentro del partido de Benito Juárez.
- ❖ Las nuevas tendencias agroproductivas incrementan los impactos ambientales negativos; los cuales, a su vez, no se observan de igual forma en todo el partido. De esta manera, es posible definir zonas donde estos se manifiestan con mayor intensidad y, en base a ello, establecer APA.
- ❖ A partir de la información adquirida, es posible plantear EGA que contribuyan a revertir o mejorar las consecuencias de los impactos ambientales negativos observados en el partido y que posean la capacidad de ser aplicadas en otras áreas que presenten características similares a la evaluada en el presente proyecto.

OBJETIVOS

- I. Caracterizar la diversidad ecológica del partido de Benito Juárez y analizar las transformaciones agroproductivas en los períodos conformados por las campañas 1989/90-2002/03 y 2002/03-2014/15.

- II. Evaluar los impactos ambientales negativos más relevantes de esas transformaciones y plantear lineamientos para la gestión ambiental de los sistemas agroproductivos, con el objetivo de contribuir a la conservación de los ecosistemas naturales y la biodiversidad del partido de Benito Juárez.

Una vez expuesta la **Introducción**, donde constan la presentación del problema, el marco teórico, las hipótesis y objetivos, es descripta el **Área de estudio** seleccionada para la investigación. A continuación, se presentan cinco capítulos, dentro de los cuales se proponen diferentes objetivos específicos. En el **Capítulo I** se delimitan y caracterizan las diversas Unidades Ecológicas (UEc) que conforman al partido de Benito Juárez. El **Capítulo II** identifica y analiza las transformaciones en los usos del suelo del partido, haciendo hincapié en la variación de la superficie agrícola, entre los períodos comprendidos por las campañas 1989/90-2002/03 y 2002/03-2014/15. En el **Capítulo III**, a partir de los resultados obtenidos en relación con las variaciones de la superficie destinada a agricultura, se definen distintas Unidades de Agriculturización (UAg). Asimismo, estas últimas son utilizadas en conjunto con las UEc, permitiendo establecer las denominadas Unidades Agroecológicas (UAE). En el **Capítulo IV** se seleccionan y calculan diversos IdS en las UAE del partido; analizando los resultados y estableciendo comparaciones entre los valores adquiridos para las distintas unidades evaluadas, como así también para una misma unidad en ambos períodos en estudio. Por su parte, en el **Capítulo V** se recogen los resultados de los IdS para las UAE del período 2002/03-2014/15 y, en base a los valores adquiridos, se determinan distintas APA; en las cuales se observan mayores impactos ambientales negativos. Sumado a esto, se plantean distintas EGA que pueden ser aplicadas en el partido, con el objetivo de mejorar la situación evaluada.

En última instancia, se dan a conocer la discusión y conclusiones finales a las que se arribó una vez finalizado el trabajo.

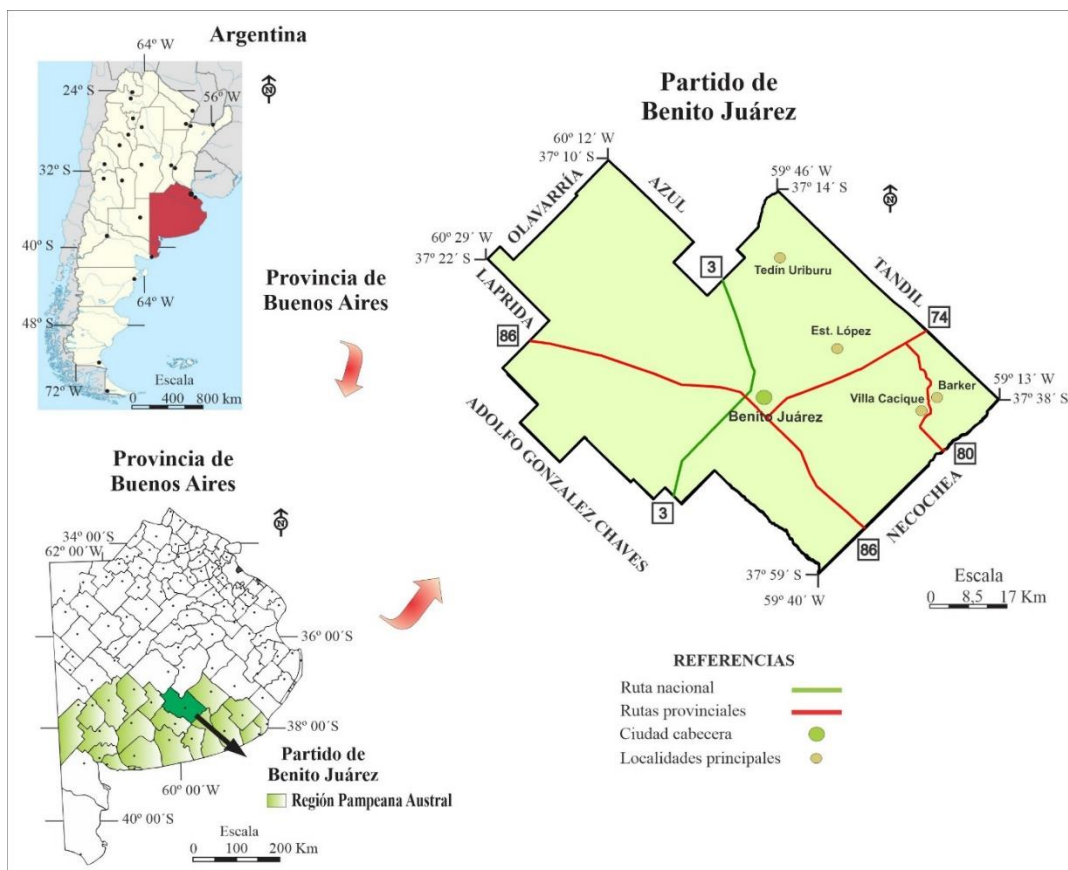
Finalmente, cabe remarcar que esta investigación se desarrolló en el contexto de una beca interna doctoral del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), dirigida por la Dra. Patricia Vazquez y codirigida por la Dra. Mónica Sacido, radicada en el Centro de Estudios Sociales de América Latina (CESAL), perteneciente a la Facultad de Cs. Humanas (FCH) de la Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires (UNICEN). Asimismo, la línea de trabajo se enmarcó dentro del proyecto **Indicadores de sustentabilidad ambiental en áreas urbanas, periurbanas y rurales de partidos costeros y mediterráneos representativos de la Región Pampeana Austral** (PIP n° 112-201501-00044), financiado por el CONICET y dirigido por la Dra. Patricia Vazquez, y los proyectos **Nuevos vínculos, nuevas fragilidades urbano-rurales: territorios y redes en recomposición en Argentina** (03/D288) y **Diversidad agroecológica, tendencias productivas y riesgos ambientales en el centro bonaerense** (03/A218), subvencionados por la UNICEN; en los que el autor de esta tesis se desempeñó como integrante.

ÁREA DE ESTUDIO

El partido de Benito Juárez se ubica en el centro-sur de la provincia de Buenos Aires (Figura 1), dentro de la denominada RPA. Se extiende entre los 37°10' y 37° 58' latitud S y los 59° y 60° longitud O y posee una extensión de 5.285 km², representando el 1,72 % del territorio bonaerense. Limita al oeste con el partido de Laprida, al noroeste con Olavarría, al noreste con Azul, al este con Tandil, al sudeste con Necochea y al suroeste con Adolfo González Chaves.

Según los datos del Censo Nacional 2010, la cantidad de habitantes es de 20.239, con dos centros urbanos de importancia: Benito Juárez, ciudad cabecera del partido, y la localidad de Barker, principal centro turístico (INDEC, 2010).

Figura 1. Ubicación del Partido de Benito Juárez, provincia de Buenos Aires, República Argentina



Fuente: Elaboración personal.

El partido se halla enclavado en una meseta elevada a más de 200 m snm y su relieve posee diversidad de formas. Hacia el partido de Tandil se encuentran ubicadas las últimas

estribaciones del sistema de Tandilia (rocas precámbricas y paleozoicas, de gran antigüedad); y, según INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria), las principales elevaciones encontradas en la localidad son San Martín de la Tinta, Lomadas, de la Gruta de Oro y El Sombrerito (con 430 m snm; INTA, 1989).

La hidrografía del sector se encuentra representada por la vertiente de la cuenca del río Quequén Grande, con una superficie total de 8.904 km², un desnivel de 270 m y 200 km de longitud. Los cursos y cuerpos de agua son afluentes de la citada cuenca y poseen sus nacientes en los faldeos de las sierras de Barker y en la zona centro del partido. Asimismo, existe un sector en la zona lindante con el partido de Olavarría que pertenece a la cuenca del Arroyo Tapalqué, y otro en la zona de Tedín Uriburu que corresponde a la cuenca del Salado. Abundan bañados y lagunas, tal es el caso de La Barrancosa (al noroeste), La Salada y El Chifle (al noreste) y San Antonio y La Golondrina (al suroeste; INTA, 1989).

Teniendo en cuenta el análisis elaborado por Lastra et al. (2008), según la clasificación climática de Köppen, es posible establecer que el clima del área de estudio es templado y húmedo, con veranos suaves y precipitaciones durante todo el año. Sin embargo, es una zona más fría y seca que el resto de los distritos que comparten la Provincia Pampeana definida por Cabrera y Willink (1973). La temperatura media anual ronda los 14° C, siendo julio el mes más frío (con un valor mínimo medio cercano a los 3° C), mientras que en los meses de verano la temperatura máxima media mensual supera los 27° C. Los valores máximos y mínimos absolutos no superan los 42° y -10° C, respectivamente. La humedad relativa media es del 75 %, siendo junio el mes más húmedo (90 %) y enero el más seco (60 %).

Los informes de la Oficina de Información Técnica del INTA de Benito Juárez, dan a conocer que las heladas (consideradas como un factor adverso para el normal desarrollo de la agricultura) rara vez se manifiestan fuera de época. La temporada se inicia normalmente en los primeros días del mes de marzo, y las heladas tardías concluyen en noviembre. Debido a que se produce un promedio de 95 eventos anuales, el período libre de este fenómeno alcanza unos 270 días.

En relación a la dirección y recurrencia de los vientos, el partido registra un promedio de 220 días ventosos. Las ráfagas provienen, en forma dominante, de los cuadrantes noroeste (cálido y húmedo), sudoeste y norte (cálido y seco); y, con menor frecuencia, de los cuadrantes oeste (templado) y sudeste (fresco y seco).

Ante lo mencionado, es factible plantear que el clima no desempeña un rol determinante al momento de plantear la realización de actividades agroproductivas. Esto explica, en parte, la sustitución extensiva de la vegetación originaria de pseudoestepa de gramíneas con dominancia de los géneros *Stipa* y *Piptochaetium* (Cabrera, 1976), por agroecosistemas. Sin embargo, es necesario destacar que las características geomorfológicas, edáficas e hidrológicas, son aquellas que determinan en mayor o menor medida la capacidad de uso de las tierras, las limitaciones para el desarrollo agroproductivo y los niveles de intervención de los ecosistemas prístinos.

Por último, según un estudio técnico sobre evaluación de tierras realizado por el Laboratorio de Geomática de la Unidad Integrada Balcarce INTA-Facultad de Ciencias Agrarias (UNMdP), la Sociedad Rural de Benito Juárez (2007) establece que sólo un área reducida del territorio juarensé 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 conclusión, es factible caracterizar al partido de Benito Juárez como un territorio de explotación mixta y ambientalmente heterogéneo.

CAPÍTULO I

DEFINICIÓN DE UNIDADES ECOLÓGICAS

DENTRO DEL PARTIDO DE BENITO JUÁREZ

OBJETIVO ESPECÍFICO

- I. Definir unidades ecológicas (UEc) enfatizando sobre la diversidad de ambientes que presenta el partido de Benito Juárez.

MATERIALES Y MÉTODOS

Partiendo de los principios aportados por la Ecología del Paisaje, se propuso generar una división regional en zonas homogéneas respecto a un determinado número de factores ecológicos. El procedimiento, denominado por Sarmiento et al. (1971) como Reconocimiento ecológico, resulta ser de gran utilidad para lograr establecer, con carácter preliminar, áreas homogéneas. Las unidades diferenciadas, que en este trabajo son definidas como UEc, exhiben un elevado grado de homogeneidad en sus rasgos esenciales y pueden ser útiles en la extrapolación a una escala de mayor detalle. Además, esta herramienta suministra una base objetiva para determinar prioridades en la planificación del uso de los recursos naturales en zonas donde el avance de la agricultura podría perturbar la capacidad de sustento.

Según lo planteado por Zonneveld (1989), en las investigaciones de escala local reviste mayor practicidad el hecho de describir las unidades teniendo en consideración las características edáficas de los suelos, la vegetación, las geoformas, los usos del suelo, el clima y la hidrología, entre otros factores. Sin embargo, esto no significa que cada área obtenida sea solo una adición de diferentes atributos separados, sino que de esta forma es posible describir, con nombres o símbolos existentes y generalmente conocidos, un todo, otorgándole a cada unidad su propio nombre.

En relación con ello, una técnica de importancia para estudiar las unidades es mapearlas. El patrón visual en un mapa demuestra gran parte del aspecto posicional, ayuda a comprender las unidades como cuerpos tangibles y, en combinación con los datos de campo, facilitan una mejor interpretación de la realidad.

La metodología aplicada con el propósito de concretar el objetivo anteriormente planteado, se encuentra constituida en dos etapas, coincidiendo con las investigaciones llevadas a cabo por Montico y Di Leo (2011) y Gandini et al. (2012), entre otros. En primer lugar, una concerniente a la obtención de datos necesarios para el desarrollo del trabajo. En segunda instancia, otra correspondiente al ingreso de los datos adquiridos a un SIG y la posterior división del área de estudio en diversas UEc, obteniendo como resultado final una representación cartográfica. Considerando lo expuesto por San Vicente y Lozano Valencia (2008), este tipo de sistemas facilitan el estudio de los patrones estructurales de las unidades, teniendo en cuenta la disposición y las características espaciales de los elementos que lo conforman.

Primera etapa

La regionalización ecológica del partido fue efectuada adoptando el concepto de paisaje de Burel y Baudry (2002), el cual permite identificar, delimitar y caracterizar unidades que poseen una cierta homogeneidad interna en la escala de análisis adoptada (1:500.000). Para lograrlo, resulta necesario integrar atributos geomorfológicos, edáficos, hidrológicos y de vegetación.

Se realizó una demarcación y caracterización de tierras, considerando un análisis georreferenciado de las diferenciaciones espaciales del territorio que poseen mayor relevancia y la delimitación de zonas que asocian cierta unidad morfoestructural, biológica y edafoclimática. Sumado a ello, durante el año 2017 se concretaron salidas de campo, con el objetivo de corroborar mediante observación directa en la realidad del terreno, las características de algunos de los atributos considerados. Para esto se utilizó una cámara fotográfica, cuaderno de notas y un GPS (“Global Positioning System”) integrado a un dispositivo móvil, con el fin de registrar la geolocalización de los puntos de interés.

Los rasgos geomorfológicos e hidrológicos fueron obtenidos del manual de normas de reconocimiento de suelos del INTA (Arens y Etchevehere, 1966) y del análisis de capas de información geográfica del IGN (Instituto Geográfico Nacional) y la ADA (Autoridad del Agua). Las condiciones edáficas, limitantes de uso y las características de drenaje y permeabilidad se evaluaron a través de datos provistos por el Atlas de suelos de la República Argentina (escala 1:500.000; INTA, 1990) y distintas capas contenidas en el portal GeoINTA¹⁰. Entre estas últimas, se destaca la carta de suelos de la provincia de Buenos Aires (escala 1:50.000), a partir de la cual fue posible determinar las series de suelos dominantes en cada UEc y la proporción ocupada por cada una de ellas respecto al total de cada UEc.

La vegetación fue detallada de manera potencial, teniendo en cuenta algunos trabajos ya existentes (Cabrera, 1971; Cabrera y Willink, 1973; Bilenca y Miñarro, 2004; Tonello y Prieto, 2009; Oyarzabal et al., 2018), debido a que no fue posible contar con estudios específicos para el área analizada.

¹⁰ <http://www.geointa.inta.gob.ar/>

Segunda etapa

Una vez concretada la etapa previa, los datos adquiridos se procesaron y se llevó a cabo la delimitación de las UEc en el marco de un SIG (ArcGIS 10.4.1). Para ello, se utilizaron como base los límites de los suelos de Argentina (escala 1:500.000; INTA, 1990). Se realizó un análisis de superposición entre estas capas y el polígono del partido de Benito Juárez (obtenido del IGN), y mediante la función “clip” del programa se extrajeron los suelos incluidos dentro del área de estudio. Luego, estos límites se digitalizaron en el entorno del SIG, permitiendo obtener una nueva capa de información (“shapefile”¹¹). Aquellos datos contenidos en capas representadas espacialmente, como los conseguidos de la ADA e INTA, fueron llevados a la misma proyección e integrados a través de las funciones “intersect” y “union” de la herramienta “Analysis Tools” del SIG. Ambas capas de información se encontraban en la proyección POSGAR 1994 Argentina Zona 5.

Finalmente, las UEc fueron caracterizadas individualmente en función de sus atributos emergentes, a partir de la información recabada indicada en el apartado anterior. La denominación de cada una de ellas se definió en virtud de los rasgos más representativos, fundamentalmente considerando la geomorfología y cursos de agua.

¹¹ Formato sencillo y no topológico que se utiliza para almacenar la ubicación geométrica y la información de atributos de las entidades geográficas. Las entidades geográficas de un “shapefile” se pueden representar por medio de puntos, líneas o polígonos (áreas) y pueden ser editadas por el usuario.

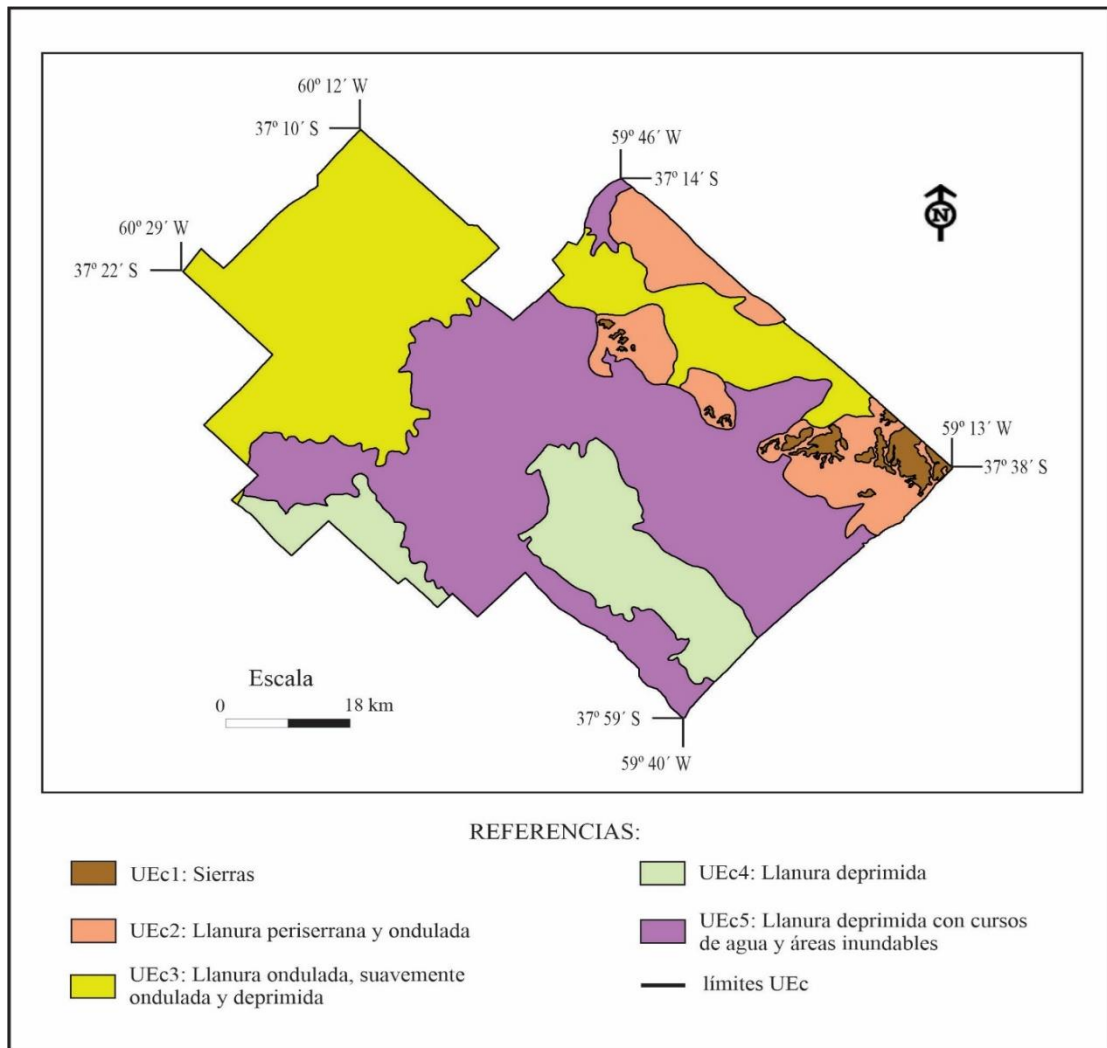
RESULTADOS

En el presente apartado, se encuentran detallados los resultados alcanzados mediante el proceso metodológico planteado con antelación, los cuales fueron publicados en Sequeira et al. (2019a).

Definición de Unidades Ecológicas

Como consecuencia de los procedimientos realizados se definieron, mediante la utilización del ArcGIS (10.4.1), cinco UEc con características relativamente homogéneas en la escala de análisis adoptada (Figura 2).

Figura 2. Unidades Ecológicas que componen al partido de Benito Juárez, provincia de Buenos Aires



Las UEc fueron designadas en función de sus rasgos geomorfológicos más importantes, y sus atributos de mayor relevancia son descriptos a continuación (Tablas 1 a 5, Anexo I).

Tabla 1. Principales atributos de la UEc1: Sierras

Ubicación	Sectores del noreste y sureste. Representa un 1,8 % de la superficie.
Rasgos geomorfológicos e hidrológicos	<ul style="list-style-type: none"> • Formaciones sobre rocas graníticas del Sistema de Tandilia, con lomas suaves y redondeadas. • Valores de alturas superiores a los 190 m, con máximos que pueden rebasar los 500 m. • Pendientes con valores que rondan entre un 1 y 10 %. • Predominio de cursos de agua con régimen permanente. • Presencia de afloramiento rocoso en cúspides y laderas.
Condiciones edáficas	<ul style="list-style-type: none"> • Los subgrupos de suelos dominantes son: <ul style="list-style-type: none"> -<i>Hapludol lítico</i>, en zonas de mayor pendiente y lomas presenta capacidad de uso IV (limitaciones muy severas que restringen la elección de cultivos, requieren un manejo muy cuidadoso y difícil de mantener). -<i>Hapludol típico</i>, en zonas de pendiente presenta capacidad de uso III (limitaciones severas que restringen la elección de cultivos, requieren aplicación de prácticas especiales de conservación que resultan difíciles de mantener). -<i>Argiudol típico</i>, en áreas de planicies arenosas entre lomas presenta, capacidad de uso II (la elección de cultivos sólo se ve restringida por algunas limitaciones, requieren prácticas de conservación moderadas). • Los tres subgrupos mencionados presentan la subclase s (existencia de limitaciones en la zona radical), y las zonas con afloramiento rocoso presentan capacidad de uso VIII (las limitaciones son de tal importancia que resulta imposible la producción comercial de cultivos). • Régimen de humedad Údico. • Limitantes de mayor importancia: profundidad somera, rocosidad superficial y pedregosidad. • Textura superficial y subsuperficial franca. • Índice de productividad: de 5 a 36¹². • Series dominantes: Sierra de los Padres (SP, 60 %), Azul (Az, 20 %).
Drenaje y permeabilidad	De bien a algo excesivamente drenado, escurrimiento de medio a muy rápido y permeabilidad de moderadamente lenta a moderada.

¹² Rango: 0 a 10: muy baja; 11 a 25: baja; 26 a 50: moderada; 51 a 75: buena; 76 a 100: muy buena.

Vegetación	<ul style="list-style-type: none"> • Se destaca la presencia de flechillares, constituidos por numerosas especies de los géneros <i>Stipa</i> y <i>Piptochaetium</i>. Entre ellos, <i>Stipa clarazii</i>, <i>Stipa trichotoma</i>, <i>Stipa tenuis</i>, <i>Piptochaetium napostaense</i> y <i>Piptochaetium lejopodium</i>. También existen estepas de <i>Stipa caudata</i> o de <i>Stipa ambigua</i>. • Las zonas de laderas serranas y cerros rocosos se encuentran comúnmente ocupadas por una estepa arbustiva, azonal, con un estrato arbustivo de hasta 1 m de altura, con <i>Baccharis tandilensis</i>, <i>Baccharis articulata</i>, <i>Colletia paradoxa</i>, <i>Discaria longispina</i>, <i>Colletia paradoxa</i>, <i>Dodonaea viscosa</i>, <i>Discaria longispina</i>, <i>Mimosa rocae</i>, <i>Mimosa tandilensis</i> y gramíneas como <i>Piptochaetium stipoides</i>, <i>Nassella trichotoma</i>, <i>Paspalum dilatatum</i>, <i>Borreria dasycephala</i>, <i>Sida rhombifolia</i> y <i>Adesmia bicolor</i>. Existen también pastizales de <i>Paspalum quadrifarium</i> (paja colorada) y <i>Cortaderia selloana</i>. • Esta unidad forma parte de las áreas valiosas de pastizal (AVP), una superficie considerable de pastizales naturales en buen estado de conservación.
------------	---

Tabla 2. Principales atributos de la UEc2: Llanura periserrana y ondulada

Ubicación	En su mayoría, en sectores del noreste y sureste. Representa un 10,2 % de la superficie.
Rasgos geomorfológicos e hidrológicos	<ul style="list-style-type: none"> • Sectores con lomas y pendientes que bordean el Sistema de Tandilia. • Valores de alturas superiores a los 180 m, con máximos que pueden sobrepasar los 360 m. • Pendientes con valores que rondan entre un 1 y 10 %. • Existencia de cursos de agua con régimen permanente y no permanente.
Condiciones edáficas	<ul style="list-style-type: none"> • Los subgrupos de suelos dominantes son: <ul style="list-style-type: none"> -<i>Argiudol típico</i>, en zonas de pendientes presenta capacidad de uso II y subclase s; y en áreas entre lomas, posee capacidad de uso I (pocas limitaciones y aptitud para la producción de amplia variedad de cultivos, con mínimo riesgo y prácticas comunes de manejo) y subclase 2 (apta para cultivos). -<i>Hapludol petrocálcico</i> (en lomas), con capacidad de uso IV, y subclase e (susceptibilidad a erosión) y s. • Régimen de humedad Údico. • Limitantes de mayor importancia: profundidad somera y alta probabilidad de erosión hídrica. • Textura superficial franco-limosa y subsuperficial franco-arcillo-limosa. • Índice de productividad: de 49 a 61. • Series dominantes: Tandil (Ta, 60 %), Azul (Az, 30 %), Cinco Cerros (CC, 10 %).

Drenaje y permeabilidad	Bien drenado, escurrimiento de medio a rápido y permeabilidad de moderadamente lenta a moderada.
Vegetación	<ul style="list-style-type: none"> • Presencia de vegetación característica de la RPA, donde dominan pastizales de los géneros <i>Stipa</i> y <i>Piptochaetium</i>. • Se encuentra una pseudoestepa de mesófitas (zonal y estratificada) rica en especies de los géneros <i>Nassella</i>, <i>Piptochaetium</i>, <i>Melica</i>, <i>Briza</i> y <i>Danthonia</i>. Las más abundantes son <i>Nassella neesiana</i>, <i>Nassella trichotoma</i>, <i>Piptochaetium napostense</i>, <i>Piptochaetium montevidense</i> y <i>Poa ligularis</i>. • La vegetación natural ha sido en parte sustituida por cultivos, aunque continúan existiendo AVP

Tabla 3. Principales atributos de la UEc3: Llanura ondulada, suavemente ondulada y deprimida

Ubicación	Sectores del noreste y noroeste. Representa un 31,87 % de la superficie.
Rasgos geomorfológicos e hidrológicos	<ul style="list-style-type: none"> • Pendientes con valores que rondan entre un 1 y 3 %. • Sectores del pedemonte serrano y llanura intermontana, relativamente planos con predominio de micro relieves, donde es posible observar numerosas cubetas. • Valores de alturas superiores a los 200 m, con máximos que pueden exceder los 300 m. • Existencia de escasos cursos de agua con régimen permanente y no permanente. • Presencia de bañados permanentes e importantes lagunas.
Condiciones edáficas	<ul style="list-style-type: none"> • Los subgrupos de suelos dominantes son: <ul style="list-style-type: none"> -<i>Argialbol típico</i>, en zonas de micro relieves y cubetas presenta capacidad de uso V (limitaciones no corregibles que restringen su uso a producción de pasturas o campos de pastoreo, como por ejemplo frecuentes inundaciones por cursos de agua o pedregosidad) y subclase w (exceso de agua). -<i>Argiudol típico</i>, en zonas de micro lomas y pendientes presenta capacidad de uso II y subclase s; y en áreas de planos altos, posee capacidad de uso I y subclase 1 (muy apta para cultivos). -<i>Argiudol ácuico</i>, en zonas de planos bajos y vías de escurrimiento poco marcadas, capacidad de uso III y subclase w. -<i>Natracuol típico</i>, en zonas de planicie y sectores deprimidos, presenta capacidad de uso VI (graves limitaciones que vuelven los suelos ineptos para cultivos, restringiendo su uso a pasturas o campos de pastoreo mediante la introducción de mejoras) y subclases w y s. • Régimen de humedad Údico-Ácuico. • Limitantes de mayor importancia: profundidad somera y drenaje deficiente. • Textura superficial franco a franco-limosa y subsuperficial franco-arcillosa a franco-arcillo-limosa.

	<ul style="list-style-type: none"> • Índice de productividad: de 42 a 71. • Series dominantes: Olavarría (Ola, 40 %), La Loma (LLO, 40 %), Azul (Az, 20 %).
Drenaje y permeabilidad	Bien drenado, escurrimiento de medio a rápido y permeabilidad moderada.
Vegetación	<ul style="list-style-type: none"> • Presencia de los géneros <i>Stipa</i> y <i>Piptochaetium</i>. • Se observa una pseudoestepa de mesófitas, mencionadas en la unidad Llanura periserrana y ondulada. • Existen relictos de AVP.

Tabla 4. Principales atributos de la UEc4: Llanura deprimida

Ubicación	Sur. Representa un 13,8 % de la superficie.
Rasgos geomorfológicos e hidrológicos	<ul style="list-style-type: none"> • Superficies caracterizadas por planicies y lomadas planas con numerosas cubetas, lagunas y vías de escurrimiento con tosca subsuperficial. • Valores de alturas cercanos a los 150 m, con máximos que pueden alcanzar los 250 m. • Las pendientes poseen valores que rondan entre un 0 y 3 %. • Presencia de bañados permanentes y no permanentes, lagunas y cursos con régimen permanente y no permanente.
Condiciones edáficas	<ul style="list-style-type: none"> • Los subgrupos de suelos dominantes son: <ul style="list-style-type: none"> -<i>Argiudol típico</i>, en zonas de micro lomas y lomas con tosca presenta capacidad de uso II y subclase s; y en áreas de lomas y planicies, posee capacidad de uso I y subclase 2. -<i>Argiudol ácuico</i>, en zonas de planos bajos y vías de escurrimiento poco marcadas, capacidad de uso III y subclase w. -<i>Natracuol típico</i>, en zonas de planos bajos deprimidos, presenta capacidad de uso VI y subclases w y s. -<i>Natralbol típico</i>, en zonas de planos bajos cóncavos, presenta capacidad de uso VI y subclases w y s. -<i>Argialbol típico</i>, en zonas de planos bajos cóncavos, presenta capacidad de uso V y subclase w. • Régimen de humedad Údico-Ácuico. • Limitantes de mayor importancia: profundidad somera y drenaje deficiente. • Textura superficial franco-limosa y subsuperficial franco-arcillo-limosa. • Índice de productividad: de 53 a 64. • Series dominantes: Tres Arroyos (TA, 50 %), Las Hermanas (LHe, 40 %), San Isidro (SIs, 10 %).
Drenaje y permeabilidad	Desde pobremente drenado a bien drenado, escurrimiento de muy lento a rápido y permeabilidad de moderadamente lenta a muy lenta.
Vegetación	<ul style="list-style-type: none"> • Presencia de pajonales de <i>Paspalum quadrifarium</i>, en zonas de mayor humedad. • Es posible citar ejemplos característicos de la pampa deprimida:

-Pradera húmeda de mesófitas en áreas planas y posiciones intermedias con suelos levemente hidromórficos, con *Nassella neesiana*, *Piptochaetium montevidense*, *Piptochaetium bicolor*, *Danthonia montevidensis* y *Stenotaphrum secundatum*.

-Pradera húmeda de higrófitas, en posiciones bajas con anegamiento prolongado y suelos ácidos, donde abundan *Solanum glaucophyllum*, *Glyceria multiflora*, *Paspalidium paludivagum*, *Leersia hexandra* y *Gratiola peruviana*.

-Estepa de halófitas, en posiciones bajas de áreas planas o circundantes a ambientes lénticos, con suelos salinos, en donde se hallan *Sporobolus pyramidatus*, *Hainardia cylindrica*, *Hordeum stenostachys* y *Lepidium parodii*.

Tabla 5. Principales atributos de la UEc5: Llanura deprimida con cursos de agua y áreas inundables

Ubicación	Centro, sureste y suroeste. Representa un 42,76 % de la superficie.
Rasgos geomorfológicos e hidrológicos	<ul style="list-style-type: none"> • Lomas planas a suavemente onduladas con manchones de tosca y recortadas por numerosas vías de escurrimiento, áreas deprimidas con predominio de planicies bajas anegables surcadas por numerosos cursos de agua. • Alturas superiores a los 150 m, con máximos que pueden alcanzar los 285 m. • Pendientes con valores que rondan entre un 0 y 1 %. • Existencia de gran cantidad de cursos de agua con régimen permanente y no permanente. • Presencia de importantes lagunas y bañados permanentes.
Condiciones edáficas	<ul style="list-style-type: none"> • Los subgrupos de suelos dominantes son: <ul style="list-style-type: none"> -<i>Argiudol típico</i>, en zonas de lomas presenta capacidad de uso II y subclase s; y en áreas de planos altos, posee capacidad de uso I y subclase 1 (muy apta para cultivos). -<i>Argiudol ácuico</i>, en zonas de planicies, presenta capacidad de uso III y subclase w. -<i>Argiacuol típico</i>, en zonas de microlomas, presenta capacidad de uso III y subclase w. -<i>Natracuol típico</i>, en zonas de sectores deprimidos, bañados, planicies, bajos y vías de escurrimiento, presenta capacidad de uso VI y subclases w y s. -<i>Natracualf típico</i>, en zonas de planos deprimidos y vías de anegamiento, capacidad de uso VII (limitaciones muy graves que vuelven los suelos inadecuados, uso casi exclusivo para pastoreo) y subclases w y s. -<i>Natralbol típico</i>, en zonas de depresiones, presenta capacidad de uso VI y subclases w y s. -<i>Hapludol tpto nátrico</i>, en zonas de micro lomas, presenta capacidad de uso III y subclases w y s.

- Régimen de humedad Údico-Ácuico.
- Limitantes de mayor importancia: drenaje deficiente, profundidad somera y alcalinidad.
- Textura superficial franco-limosa y subsuperficial arcillosa, arcillo-limosa y franco-arcillo-limosa.
- Índice de productividad: de 25 a 46.
- Series dominantes: Cruzada (Cru, 20 %), Elena (Ele, 20 %), Coronel Bunge (CBu, 20 %), Las Hermanas (LHe, 40 %).

Drenaje y permeabilidad	Algo pobremente drenado, escurrimiento lento y permeabilidad moderadamente lenta a lenta.
Vegetación	Presencia de pajonales de <i>Paspalum quadrifarium</i> , en zonas de mayor humedad, y vegetación característica de la pampa deprimida: pradera húmeda de mesófitas, pradera húmeda de higrófitas y estepa de halófitas.

DISCUSIÓN

Los 5.285 km² (528.500 ha) que abarca el partido, pueden dividirse en cinco UEc y cada una de ellas posee características particulares que permiten diferenciarlas. En relación a la agriculturización, cada UEc presenta diferentes limitantes, lo cual permite afirmar que no todas resultarían igualmente afectadas por el avance del mencionado proceso.

Entre aquellas con mayores restricciones y posibles afectaciones negativas se encuentran las UEc1, UEc2 y UEc5. Para el caso de las dos primeras, la situación se debe principalmente a dos factores: presencia de pendientes más significativas y existencia de áreas con pastizales naturales. Respecto del primero, lo planteado se condice con aquello establecido por Vazquez et al. (2013), quienes evaluaron el avance de la agricultura en la cuenca del río Quequén Grande (RPArg) y determinaron que en el período 1998-2008 el crecimiento más significativo se efectuó en zonas serranas, implicando un gran riesgo debido a las altas pendientes y a la intensificación de procesos de erosión hídrica. A su vez, Senisterra y Gaspari (2014) establecen que, en estas zonas serranas, la erosión induce a una disminución de la producción agropecuaria, a la pérdida del horizonte superficial y a la reducción de la disponibilidad de agua superficial y subterránea.

Teniendo en cuenta el segundo factor, tanto en la UEc1 como en la UEc2 existen remanentes de AVP, que corren riesgo de ser reemplazadas por cultivos. En este sentido, si bien los pastizales aportan una gran cantidad de servicios ecosistémicos, destacándose la provisión de alimentos ligada a la actividad ganadera, la regulación de gases en la atmósfera, el control de la erosión de los suelos y la conservación del material genético de especies vegetales y animales, entre otros (Codesido y Bilenca, 2011); han sido notablemente sustituidos por agroecosistemas (Senisterra y Gaspari, 2014), convirtiéndose en uno de los biomas con mayor transformación de origen antrópico (Ellis y Ramankutty, 2008).

En cuanto a la UEc5, presenta drenaje deficiente, profundidad somera, alcalinidad, ocurrencia de excesos hídricos y generación de áreas anegadas. Sumado a ello, la situación puede volverse aún más compleja, ya que ocupa la mayor proporción del área de estudio (42,76 %). Lo mencionado concuerda con lo dicho por Behrends Kraemer et al. (2013), quienes establecieron que en zonas bajas de la RPArg se produjo un reemplazo de la ganadería extensiva tradicional por cultivos de ciclo anual en tierras que, si bien presentaban cierta

aptitud para la agricultura, poseían limitaciones de uso desde severas hasta muy severas por erosión hídrica, hidromorfismo y/o alcalinidad edáfica subsuperficial.

Si bien no existen estudios previos que hayan aplicado la metodología planteada o una semejante en el partido de Benito Juárez, sí es posible citar algunos casos que han empleado un abordaje metodológico semejante en otras áreas de interés, ya sea mediante la utilización de herramientas informáticas similares, o a través de la selección de atributos ecológicos equivalentes. Entre ellos se encuentran, como ejemplo a nivel internacional, los efectuados por Pablo y Hernández Santana (2016) y Franch Pardo y Cancer Pomar (2017), quienes delimitaron y evaluaron la aptitud natural de diversas unidades de paisaje en cuencas de diferentes ríos mexicanos.

A nivel de la RPArg, Montico y Di Leo (2011) definieron unidades de paisaje para la cuenca del arroyo Ludueña (Sante Fe, Argentina); Gandini et al. (2012), establecieron una regionalización de la provincia de Buenos Aires (Argentina) basada en la respuesta de los ecosistemas a oscilaciones climáticas; Nuñez (2016) definió distintas unidades morfofitoedáficas para el partido de Olavarría (Buenos Aires, Argentina), y Vazquez et al. (2016) plantearon la división del partido de Azul (Buenos Aires, Argentina) en unidades de paisaje. Por último, específicamente en la RPA, Sánchez y Zulaica (2002) delimitaron unidades morfoedáficas en el partido de Tandil; Nuñez y Sánchez (2005) efectuaron una ordenación ecológico-paisajística de la cuenca del arroyo Tandileofú; Zulaica (2008) generó una división de la cuenca superior del arroyo Langueyú en diversos sistemas o compartimentos ecológicos; Vazquez et al. (2017a) establecieron las distintas unidades de paisaje que componen al partido de Lobería y Vazquez et al. (2019a) plantearon diversas unidades de paisaje dentro del partido de Necochea.

Puntualizando en los trabajos citados pertenecientes a la RPArg, se destaca la posibilidad de establecer comparaciones más pertinentes con algunos de ellos, ya que comparten con la presente tesis la escala de análisis (1:500.000) y los límites espaciales planteados (partido). Primeramente, vale subrayar que las áreas abordadas por estos estudios (Sánchez y Zulaica, 2002; Núñez, 2016; Vazquez et al., 2016, 2017a, 2019a) se vinculan territorialmente por encontrarse circunscriptas al sistema de Tandilia; un sistema serrano que representa áreas clave para la conservación de la biodiversidad pampeana, dispuesto en forma de arco que se extiende desde la ciudad de Olavarría hasta Mar del Plata. Lo mencionado resulta

particularmente relevante, ya que se entiende que los partidos bonaerenses asociados a este sistema comparten características ecológicas, poseen una diversidad distintiva y derivan en la diferenciación, a grandes rasgos, de dos compartimentos o sectores: uno serrano y otro de llanuras adyacentes. Consecuentemente, en los citados estudios es posible verificar la delimitación de entre tres y cinco unidades que, si bien son nombradas de manera diferente, en general exhiben la existencia de una zona de mayores altitudes y pendientes más pronunciadas (Sierras o Serranías), una zona con características intermedias (Llanuras periserranas u onduladas) y otra de relieve plano o más bien deprimido (Llanuras planas, deprimidas o distales); concordando con los resultados obtenidos en esta tesis.

Asimismo, es factible indicar ciertas similitudes en las variables elegidas para la delimitación de estas unidades. De manera general, se emplearon entre cuatro y cinco grandes grupos de variables considerándose, tanto en la presente tesis como en los estudios citados, condiciones edáficas, geomorfológicas, de drenaje y vegetación característica. En algunos casos, se especificaron los factores contemplados dentro de cada grupo, coincidiendo con lo detallado en este trabajo. A modo de ejemplo, dentro de condiciones edáficas también se tuvieron en cuenta subgrupos de suelos dominantes, series de suelo dominantes, régimen de humedad y textura. A su vez, no todos los trabajos adicionaron variables de tipo agronómicas, y los que sí lo hicieron, optaron por detallar el índice de productividad y la capacidad de uso, al igual que se realizó en esta investigación.

Por otro lado, pese a que no refiere a los mismos límites espaciales, es oportuno mencionar un caso particular donde se definieron las UEc que conforman la cuenca del río Quequén Grande (Vazquez et al., 2013). Se trata de un trabajo que posee una relación más directa con el partido de Benito Juárez, debido a que gran parte de este territorio se encuentra dentro de la mencionada cuenca. Así, al comparar de manera general los resultados obtenidos en la citada publicación y en este capítulo, es posible observar varias coincidencias.

Inicialmente, se destaca que en los dos casos se seleccionaron variables similares al momento de demarcar las unidades. Los resultados logrados por Vazquez et al. (2013) coinciden de manera aproximada con los alcanzados en esta tesis, en cuanto a la localización y denominación de algunas de las unidades definidas; entre las que se encuentran un sector de sierras, una zona de lomas que bordea el área serrana, un sector plano o con llanuras deprimidas y un área caracterizada por planicies aluviales bajas e inundables.

Finalmente, es menester enfatizar que los resultados obtenidos en la presente tesis y en los estudios citados permiten una mayor interpretación de las áreas de estudio analizadas, a través de la caracterización de los diversos componentes que las conforman y su representación cartográfica. De este modo, el estudio de los paisajes y su cartografía posibilitan un análisis integral del espacio geográfico, que puede ser tomado como base para la planificación y el ordenamiento territorial. Así, la totalidad de los datos alcanzados proporcionan una base objetiva para colaborar en el establecimiento de prioridades en el desarrollo regional y en la planificación del uso de los recursos naturales, necesaria para efectuar una correcta gestión ambiental de los sistemas agroproductivos.

CAPÍTULO II

**TRANSFORMACIONES EN LOS USOS DEL
SUELO OCURRIDAS EN EL PARTIDO DE
BENITO JUÁREZ. SU ANÁLISIS MEDIANTE
SENSORES REMOTOS**

OBJETIVO ESPECÍFICO

- II. Identificar y analizar el avance del proceso de agriculturización en el partido de Benito Juárez mediante la utilización de imágenes clasificadas para cada período seleccionado: campañas agroproductivas 1989/90-2002/03 y 2002/03- 2014/15.

MATERIALES Y MÉTODOS

Identificación y análisis de las transformaciones en los usos del suelo mediante sensores remotos

Puntualizando en la importancia de esta herramienta es de destacar que, hasta la llegada de la información satelital, los datos acerca de la distribución y extensión de la agricultura provenían principalmente de inventarios y censos llevados a cabo en el terreno. Sin embargo, algunos estudios han advertido que las estadísticas oficiales de algunos lugares del mundo, tal es el caso de China, pueden reportar tan sólo el 50 % de las áreas destinadas efectivamente a la agricultura (Cabido, 2008), siendo similar lo sucedido con otros usos.

En Argentina, la descripción de los cambios en los tipos de cobertura y usos del suelo se basa fundamentalmente en censos y encuestas agropecuarias que, si bien constituyen una fuente confiable, poseen una cobertura temporal relativamente baja. Más allá de la utilidad de la información, los procedimientos para su generación incorporan varias fuentes de incertidumbre, entre las que pueden destacarse una superposición de tareas entre las diferentes fuentes, problemas para referir las estimaciones a un área, la imposibilidad de los informantes de integrar la información local, la ausencia de protocolos únicos y las discrepancias asociadas a la heterogeneidad de formación, motivación y compromiso de los informantes en el espacio y el tiempo (Paruelo y Oesterheld, 2004).

Con la finalidad de cumplir con el objetivo establecido se utilizaron IS Landsat. El programa o misión Landsat se encuentra constituido por diversos satélites que llevan a bordo diferentes instrumentos, muchos de los cuales recolectaron y/o recolectan información de manera simultánea, y surgió como resultado de una alianza estratégica entre la NASA (National Aeronautics and Space Administration; Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio), a cargo del mantenimiento y operación; y el USGS (United States Geological Survey; Servicio Geológico de los Estados Unidos), responsable de la producción y comercialización de las imágenes. El programa se inició en julio de 1972, con la puesta en órbita del satélite ERTS (Earth Resources Technological Satellite, reconocido como Landsat 1, sensores RBV y MSS), iniciando así la primera misión de los Estados Unidos que poseía el objetivo de monitorear las transformaciones de los recursos naturales (Maldonado y Zamora, 2017; INEGI, 2020), adquiriendo datos hasta enero de 1978 (USGS, 2020). En enero de 1975 fue lanzado el Landsat 2 (sensores RBV y MSS), y si bien su diseño había considerado una

vida útil inferior, funcionó durante más de siete años, hasta cesar sus operaciones en febrero de 1982. Por su parte, el Landsat 3 (sensores RBV y MSS mejorados) se puso en órbita en marzo de 1978 con la finalidad de seguir recabando información, y fue desmantelado en septiembre de 1983. En cuanto al Landsat 4 (sensores MSS y TM), con un diseño más actualizado que sus predecesores, fue lanzado en julio de 1982 y recolectó datos hasta fines de 1993 (USGS, 2020).

Continuando con el programa, en marzo de 1984 fue puesto en órbita el Landsat 5 (sensores MSS y TM), entregando datos de imágenes de la superficie de la Tierra durante 29 años, hasta ser desactivado en junio de 2013. En el caso del Landsat 6 (sensor ETM), poseía una versión mejorada del sensor TM y fue lanzado en octubre de 1993; pero la misión fracasó, ya que el satélite no pudo alcanzar su órbita. El Landsat 7 (sensor ETM+) contaba con una versión mejorada del sensor ETM, y fue puesto en órbita en abril de 1999. Aunque continúa operativo, desde junio de 2003 el sensor ha adquirido y entregado imágenes con lagunas de datos, debido a fallas de funcionamiento; razón por la cual será reemplazado a mitad de 2021 por el Landsat 9 (sensores OLI-2 y TIRS-2; USGS, 2020).

Por último, el Landsat 8 (sensores OLI y TIRS) se lanzó en febrero de 2013, contando con nuevas mejoras tecnológicas que facilitan la recolección de datos y aumentan la calidad que estos presentan; y se encuentra operativo en la actualidad (USGS, 2020).

A partir del desarrollo del programa se abrió una nueva percepción del planeta, con una resolución tanto temporal como espectral desconocida hasta entonces. En este sentido, la recolección ininterrumpida de información acerca de la superficie terrestre ha impulsado el desarrollo de metodologías para el seguimiento y evaluación de una gran variedad de fenómenos, convirtiéndose en una herramienta fundamental al momento de mapear, gestionar y registrar la evolución del estado de los recursos naturales (Schomwandt, 2015; Maldonado y Zamora, 2017).

Asimismo, se vuelve necesario destacar que las imágenes Landsat, además de tener una cobertura a escala global, son las que poseen la mayor resolución espacial dentro de las imágenes de libre disposición (Muñoz y Radic, 2015; Maldonado y Zamora, 2017); volviéndose un recurso único para quienes efectúan investigaciones relacionadas a temáticas tales como la agricultura, la geología, la silvicultura, la planificación regional, la cartografía, entre otras (USGS, 2020).

Focalizando en el análisis de los cambios de usos del suelo ocurridos en el partido de Benito Juárez, se utilizaron tres IS, referidas a cada una de las campañas agroproductivas. La primera de ellas, con fecha de captura del 26 de julio de 1990, corresponde a la campaña 1989/90; la segunda, del 28 de diciembre de 2003, a la campaña 2002/03; y la tercera, del 17 de septiembre de 2015, a la campaña 2014/15. En cuanto a las dos primeras, procedentes de la misión Landsat 5, con sensor TM y Path and Row 225-86, se obtuvieron del servidor del INPE¹³ (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) perteneciente al Ministerio de Ciencia y Tecnología de Brasil. Por su parte, la tercera fue adquirida del portal de descargas de IS EarthExplorer¹⁴, y procede de la misión Landsat 8, con sensor OLI y Path and Row 225-86.

Al momento de efectuar la elección acerca de las plataformas y sensores a utilizar (Tabla 6), fueron tenidos en consideración los siguientes elementos:

- Resolución espacial: hace referencia al objeto de menor tamaño que puede ser diferenciado sobre la IS, midiéndose en unidades de longitud (m sobre el terreno), y dependiendo directamente de la longitud focal de la cámara y de su altura sobre la superficie. Esa distancia, que corresponde al tamaño de la mínima unidad de información incluida en la imagen, es denominada píxel. La resolución espacial se encuentra en estrecha relación con la escala de trabajo y con la fiabilidad finalmente obtenida en la interpretación. Las imágenes Landsat 5 y 8, para las bandas del espectro visible e infrarrojo-cercano, cuentan con una resolución de 30 * 30 m, la cual resulta adecuada para la evaluación del área de estudio seleccionada (superficie de 5.285 km²).
- Resolución espectral: indica el número y ancho de las bandas espectrales en las que el sensor puede captar radiación electromagnética. Inicialmente, cuantas más bandas posee un sensor, más precisos son los resultados, ya que cada una de ellas constituye una variable para representar la superficie. Por consiguiente, debido a sus características, se considera que los sensores elegidos cuentan con un número de bandas suficientes para efectuar una correcta caracterización de las modificaciones observadas en la superficie en estudio.

¹³ www.inpe.br

¹⁴ www.earthexplorer.usgs.gov

- **Resolución radiométrica:** refiere a la capacidad para detectar variaciones en la radiancia espectral que recibe. En los sistemas óptico-electrónicos, la imagen generalmente se presenta en formato digital, gracias a una conversión analógico-digital realizada a bordo del satélite. El número de valores que incluye ese rango, conocido como número máximo de niveles digitales (ND) de la imagen, suele identificarse con la resolución radiométrica del sensor. Actualmente, la mayor parte de los sistemas ofrecen 256 niveles por píxel, es decir, de 0 a 255. En base a ello, se establece que los valores presentados por los sensores seleccionados resultan suficientes para el análisis propuesto.
- **Resolución temporal:** radica en el tiempo del paso del satélite sobre la vertical de un punto. Teniendo en cuenta que el satélite Landsat pasa cada 16 días, y que en el presente estudio se analizan campañas que representan períodos de 13 años (1989/90-2002/03) y 12 años (2002/03-2014/15), se considera que la resolución temporal resulta apropiada para obtener la información necesaria.

Tabla 6. Características de las plataformas y sensores empleados. USGS (2020)

Plataforma/ sensor	Banda	Resolución				Área de cobertura (km)	
		espectral (μm)	espacial (m)	temporal (días)	radiométrica (bits)		
Landsat 5 TM	1	0,45-0,52 (visible- azul)	30	16	8	185 * 170	
	2	0,52-0,60 (visible- verde)					
	3	0,63-0,69 (visible- rojo)					
	4	0,76-0,90 (IR cercano)					
	5	1,55-1,75 (IR cercano)					
	6	10,40-12,50 (IR térmico)					120
	7	2,09-2,35 (IR medio)					30
Landsat 8 OLI	1	0,43-0,45 (aerosol costero)	30	16	12	185 * 180	
	2	0,45-0,51					

	azul	
3	0,53-0,59 verde	
4	0,64-0,67 rojo	
5	0,85-0,88 infrarrojo cercano (NIR)	
6	1,57-1,65 SWIR 1	
7	2,11-2,29 SWIR 2	
8	0,50-0,68 Pancromático	15
9	1,36-1,38 cirrus	30

Por su parte, la selección de las fechas de adquisición de las IS se encontró fundamentada en los aspectos mencionados a continuación:

- El partido de Benito Juárez fue tradicionalmente de explotación mixta. Sin embargo, desde la década de 1990, comenzó a sucederse un importante desarrollo de la agricultura, aumentando las tierras utilizadas para cultivos a expensas de aquellas empleadas para ganadería (Scuffi et al., 2012).
- Según la información recabada, coincidiendo con lo afirmado por Vazquez (2004), es a partir del año 2002 cuando comienza a verificarse con mayor claridad el proceso de agriculturización en la región, incluyendo al partido.
- Al utilizar una imagen del año 2003, es posible establecer comparaciones entre los resultados obtenidos y aquellos arrojados por el CNA (Censo Nacional Agropecuario) del año 2002, efectuado por el INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos).
- La imagen correspondiente al año 2015 (Landsat 8), resultó ser una de las más actualizadas al momento de presentar el plan de estudios del presente trabajo de tesis. Además, se suma el hecho de que a partir del año 2013 el Landsat 5 quedó fuera de servicio. Por último, si bien para la campaña 2014/15 existen algunas imágenes correspondientes al Landsat 7, estas presentan ciertos defectos en la

captura, por lo cual su utilización podría generar dificultades al momento de adquirir información.

- A diferencia de otras correspondientes a meses distintos, que manifiestan problemas asociados a elevadas presencias de gases atmosféricos o formaciones nubosas, lo cual las vuelve inviables para su correcta utilización; las IS seleccionadas cuentan con la calidad adecuada requerida para llevar a cabo la investigación propuesta.

Según Ozdemir et al. (2011), en los estudios orientados a la detección de cambios, es ineludible poseer las IS corregidas radiométrica y geoméricamente, para evitar tener en consideración la variación intrínseca a la captura de los datos. Con relación a ello, una vez que se contó con las IS, estas fueron sometidas a una serie de correcciones, mediante el empleo del programa ENVI 5.1 (Reserch System Inc., Boulder, CO, USA).

Idealmente, cualquier superficie que sea capturada en IS diferentes debería poseer los mismos valores de información. No obstante, en la práctica, esto nunca resulta así. Este escenario se plantea debido a las inevitables diferencias existentes entre las condiciones atmosféricas, el ángulo solar y el ángulo de visión del sensor, que pueden oscurecer la detección de cambios; por lo que se vuelve necesario realizar la corrección radiométrica de las imágenes (Ambrosio et al., 2002; Du et al., 2002; Chen et al., 2005). Gracias a esta acción, que se ha convertido en un requisito previo para generar datos científicos de alta calidad, se facilita la diferenciación entre errores o defectos generados durante la toma de datos y cambios de carácter real. Además, se contribuye a la producción de mapas más precisos de la cubierta terrestre y a una mejor detección de las transformaciones ocurridas sobre la superficie (Pons et al., 2014).

La corrección radiométrica refiere a un término muy genérico que designa a las técnicas que modifican los ND, con el objetivo de acercarlos a los que habría presente en la imagen en caso de que la recepción hubiese sido ideal. Dentro del concepto, se engloban los problemas radiométricos ocasionados por el mal funcionamiento del sensor (Chuvienco, 1996).

Como primer paso, fue preciso convertir los ND almacenados para cada banda y píxel a valores de radiancia (Chander y Markham, 2003; Chander et al., 2007, 2009). En segunda instancia, estos valores se transformaron en valores de reflectividad a tope de la atmósfera (TOA), sin tener en consideración los efectos atmosféricos y asumiendo una superficie uniforme Lambertiana bajo condiciones libre de nubes.

Luego, con la finalidad de recuperar la radiancia intrínseca de los objetos en estudio (Aguilar Arias et al., 2014) y de esta manera obtener las magnitudes de reflectancia a nivel de superficie, se llevó a cabo una corrección atmosférica; en la cual la reflectividad TOA fue transformada a reflectividad de superficie asumiendo también una superficie uniforme Lambertiana bajo condiciones libre de nubes (Schroeder et al., 2006; Soudani et al., 2006).

El mencionado procedimiento cobra mayor relevancia cuando, tal es el caso de este trabajo, se desea realizar un análisis multitemporal o de imágenes provenientes de diferentes sensores; debido a que al traducir los ND en variables físicas (reflectividad o temperatura), se garantiza la compatibilidad de los resultados, brindándole más consistencia a la interpretación de los datos (Chuvienco, 1996).

La siguiente etapa fue llevar las tres IS a una misma proyección geográfica, denominada UTM Zona 21 Sur Datum WGS-84, como paso inicial para efectuar su corrección geométrica. Este proceso incluye cualquiera de los cambios en la posición que ocupan los píxeles que conforman una determinada imagen. La técnica no pretende alterar los ND de las imágenes, como sucede en la corrección radiométrica, sino modificar su posición (coordenadas). La transformación puede llegar a resultar útil tanto para corregir una imagen cartográficamente, como así también para superponer dos o más imágenes entre sí. En el primero de los casos, se busca hallar una relación que transfiera los ND de la imagen a su posición cartográfica, en la proyección requerida; permitiendo que la imagen resultante pueda combinarse con información auxiliar o integrarse en un SIG. En el segundo escenario, la transformación geométrica de la imagen busca ajustarla a otra que se considera como referencia, habitualmente con el objetivo de concretar estudios multitemporales (Chuvienco, 1996).

En cuanto a las IS de las campañas 1989/90 y 2002/03, fueron georreferenciadas empleando como imagen base la proporcionada por el recorte de un mosaico de imágenes (2135) del sensor ETM+, el cual fue adquirido del portal Global Land Cover Facility¹⁵. Este proceso conlleva la transformación de las coordenadas de los píxeles de cada imagen sin georreferenciar, de manera tal que coincidan de forma precisa con las del mosaico

¹⁵ www.landcover.org

referenciado, a través de una técnica de obtención de puntos de control¹⁶ entre ambos elementos (1989/90-mosaico; 2002/03 mosaico).

Para ello, se realizó una selección de 20 puntos que tomaran el mismo sector en cada una de las IS y el mosaico ya corregido y, a través de una interpolación matricial llevada a cabo por el programa seleccionado, las imágenes resultaron corregidas geométricamente (Armand, 1995; Pérez Cabello y de la Riva Fernández, 1998; Ambrosio et al., 2002; Bakker et al., 2004).

Según Chuvieco (1996), esta técnica de puntos de control puede resultar ser bastante tediosa, ya que requiere un nivel notable de intervención humana para localizar los puntos de manera adecuada. Pero, por otra parte, ofrece una elevada precisión cuando se trabaja sobre zonas e imágenes en donde es clara la identificación de rasgos comunes a la cartografía básica.

Por otra parte, con relación a la imagen Landsat 8 correspondiente a la campaña 2014/15, se destaca que no fue necesaria realizar ninguna corrección debido a que ya posee un nivel de procesamiento L1TP¹⁷. En otras palabras, este producto cuenta, para la corrección geométrica, con información adicional sobre el tipo de proyección, sistema de coordenadas, elipsoide, datum y todo lo necesario para poder ser automáticamente posicionada en un sistema de referencia espacial (Ariza, 2013).

Una vez efectuadas las correcciones radiométricas, geométricas y atmosféricas, se procedió a crear una máscara de la totalidad de la superficie del partido de Benito Juárez, la cual se aplicó en formato de vector sobre cada una de las tres IS (1989/90, 2002/03 y 2014/15). De esta forma, se obtuvieron tres nuevas imágenes, que quedaron conformadas por un recorte que representó el área de estudio para cada campaña.

Seguidamente, para la detección de las distintas clases de usos de la tierra presentes, fue necesario considerar que una imagen con distintas bandas posee datos sobre la intensidad de la radiación reflejada en diversas partes del espectro. Debido a que cada objeto refleja de forma diversa la radiación en cada una de esas partes, pueden emplearse equivalentemente

¹⁶ Respecto a su distribución, es conveniente que los puntos sean situados de manera uniforme sobre la totalidad del territorio abarcado en la imagen. De esta manera, es posible evitar errores basados en una excesiva ponderación de algún sector del área analizada; en donde el ajuste será correcto, pero a expensas de otros sectores que no resultarán con una corrección adecuada (Chuvieco, 1996).

¹⁷ La mencionada nomenclatura se refiere a un producto preprocesado por el LPGS (Sistema de Generación de Productos Landsat), donde la imagen ya se encuentra calibrada radiométricamente en ND y georreferenciada.

para identificar objetos particulares si se conoce la respuesta de estos en determinadas bandas; dando ello lugar al concepto de firma espectral (Soria y Granados, 2005; Hernández y Montaner, 2009). En función de lo anterior, para facilitar la identificación de los usos de la tierra se emplearon las bandas correspondientes al infrarrojo cercano, rojo y verde¹⁸ y se concretó una composición denominada falso color o infrarrojo color, la cual permite la cartografía de masas vegetales, áreas urbanas, suelos desnudos y láminas de agua (Chuvieco, 2007; Tempfli et al., 2009; Jones y Vaughan, 2010).

Posteriormente, tomando como punto de partida las IS ya corregidas y recortadas con el vector del partido, se prosiguió a realizar tres clasificaciones supervisadas (CS), una por cada campaña; siendo este un tipo de clasificación que requiere cierto grado de conocimiento, obtenido previamente, acerca de las variaciones del terreno y de los tipos de coberturas existentes (Chuvieco, 1996; Escuin et al., 2002; Uriarte González et al., 2008).

Para ello, se realizaron salidas de campo para obtener puntos GPS (año 2017) que permitieran orientar las Regiones de Interés (ROI) correspondientes a los principales usos de la tierra detectados previamente en el área de estudio¹⁹. En este sentido, las clases de uso identificadas como de mayor relevancia fueron: áreas cultivadas (con lotes en producción o con cultivos implantados en desarrollo), áreas cultivables (se refiere a lotes en los cuales no se observan cultivos en el momento de la captura de la imagen), áreas con pastizales y pasturas, cuerpos de agua superficiales y áreas urbanas (ver Anexo II).

De estos puntos GPS, la mitad fue utilizada como insumo para la identificación de áreas de entrenamiento en las CS, y el resto se empleó para evaluar la precisión de las mismas. El trabajo de campo involucró la realización de entrevistas semiestructuradas efectuadas en reuniones mantenidas con productores y profesionales referentes del ámbito local (años 2016-2017), y la observación directa en el terreno. La localización de las áreas de entrenamiento también demandó utilizar el visor de imágenes de mayor resolución del programa Google Earth Pro y analizar diversos datos²⁰ provenientes de fotografías aéreas, mapas e informes

¹⁸ Para las IS Landsat 5 TM (años 1990 y 2003), se utilizaron las bandas 4, 3 y 2. Para la Landsat 8 OLI (año 2015), se trabajó con las bandas 5, 4 y 3.

¹⁹ Para obtener esta información se recurrió a consultas con expertos, datos presentes en trabajos antecedentes y conocimiento previo de la región.

²⁰ Pertenecientes a la agencia de INTA Benito Juárez y a la Asociación de Productores de Benito Juárez

técnicos²¹. Para las acciones descritas, se empleó un GPS integrado a un dispositivo móvil, una cámara fotográfica, una libreta de campo y un grabador. Estos dos últimos elementos, fueron usados para realizar un registro acerca de las coordenadas geográficas, datos relevantes de la observación directa e información valiosa de las entrevistas.

Asimismo, es necesario puntualizar que la separación entre áreas cultivadas y áreas cultivables, debió ser efectuada en virtud de la realización del doble cultivo anual llevado a cabo en una única campaña. Por esta razón, es posible que al momento de captura de la imagen algunas zonas no demuestren la existencia de cultivos (áreas cultivables), aparentando ser áreas desnudas; y otras presenten una distinguible cobertura de vegetación (áreas cultivadas), indicando la presencia de cultivos. En este aspecto, es factible afirmar que las áreas cultivables se corresponderían con áreas donde normalmente se hace agricultura, en función de considerar factores contextuales e información obtenida por las salidas de campo mencionadas anteriormente. De esta forma, ambos usos conforman en conjunto el área agrícola del partido.

Sumado a lo anterior, resulta preciso realizar una aclaración respecto a las áreas con pastizales y pasturas. Según la definición de Parera y Carriquiry (2014), un pastizal natural es un ecosistema terrestre en el que se observa el predominio de un estrato de hierbas nativas, incluyendo a los verdaderos pastos (familia de las gramíneas o poáceas) y otras especies herbáceas que no forman leña, pero que tampoco son pastos (leguminosas, crucíferas, compuestas, entre otras familias vegetales). De igual forma, los autores lo clasifican como cualquier fracción del terreno que posee aspecto general de pastizal natural, siendo dominado por especies de herbáceas nativas, con un valor inferior al 30 % de cobertura de árboles (leñosas arbóreas) y menos del 70 % de cobertura de arbustos (leñosas arbustivas), y se encuentra localizado dentro de una zona de referencia que no ocupa suelos procedentes del desbosque en los últimos 40 años. Además, plantean una gran cantidad de requisitos que una determinada zona debe cumplimentar para poder ser considerada como pastizal natural. En

²¹ Cabe destacar que el trabajo de campo se efectuó, en primera instancia, para identificar las ROI de la IS correspondiente a la campaña 2014/15, procurando obtener datos acerca de ese momento específico. En este aspecto, a la hora de determinar si un área agrícola era cultivada o cultivable, se efectuó un reconocimiento visual por medio de Google Earth Pro, ya que era muy dificultoso que el entrevistado recuerde si el suelo estaba cultivado o no en el momento de la captura de la imagen (o fechas cercanas). Respecto a las campañas restantes, se consultó en las entrevistas acerca de la historia productiva (en el caso de los usos ganaderos y agrícolas) y se procedió a realizar nuevamente el reconocimiento visual mencionado.

cuanto a sus principales utilidades productivas, según Bilenca y Miñarro (2004) este ecosistema conforma la base sobre la cual se desarrolla la ganadería extensiva y aporta un gran número de bienes y servicios para la sociedad.

Por otra parte, cuando hablamos de pasturas o praderas artificiales, se hace referencia a especies foráneas introducidas en una determinada región, con la principal finalidad de servir de alimento para el ganado. En el desarrollo de este tipo de pasturas, donde generalmente las familias de gramíneas y leguminosas representan las especies con mayor valor, es indispensable la intervención del hombre, desde la selección hasta la implantación y posterior manejo. Según Cahuepé et al. (1982), el reemplazo del pastizal natural por pasturas es una práctica que en nuestro país comenzó a difundirse a partir de 1968; cuando estas últimas fueron mejoradas a partir de la introducción de técnicas tales como la fertilización, el uso de altas densidades de siembra, y el pastoreo temprano, entre otras.

Entonces, considerando que para los fines de este trabajo ambos ecosistemas contribuyen a una mayor diversidad de especies y, además, se encuentran destinados a una misma actividad (pastoreo), se decidió obtener los datos de manera conjunta, definiéndolos para su análisis como área ganadera.

Siguiendo con el procedimiento, se seleccionó y aplicó el clasificador MLC (“Maximum Likelihood Classifier”, Clasificador de Máxima Verosimilitud), el cual asume que la totalidad de las clases presentes en cada banda del sensor multiespectral poseen una distribución normal; y calcula la probabilidad de que un píxel puede pertenecer a una determinada clase, basándose en la información que este posee (Richards y Jia, 2006). Dicha elección fue debida, principalmente, a los buenos resultados alcanzados para el presente estudio, en comparación a otros clasificadores ensayados con anterioridad. Además, se trata de uno de los métodos más empleados en teledetección, ya que presenta una elevada robustez y la capacidad de ajustarse con mayor rigor a la disposición general de los datos (Richards y Jia, 2006; Chuvieco, 2007; Argañaraz y Entraigas, 2011).

Por último, mediante la función “Class Statistics” (clasificación de estadísticas) ubicada en el menú de “Post classification” (posclasificación) del programa empleado, fueron obtenidos los datos estadísticos correspondientes a cada clase de uso del suelo, lo que hizo posible calcular la superficie real ocupada por cada uno de ellos en las tres CS. A partir de esto, los resultados

alcanzados se exportaron en formato imagen y se realizaron tres mapas temáticos (años 1989/90, 2002/03 y 2014/15).

Finalmente, se compararon las variaciones de superficie de cada clase de uso definidas para los años evaluados en el presente estudio, a escala de partido. Además, se calculó la tasa de cambio anual entre los períodos 1989/90-2002/03 y 2002/03-2014/15, mediante la Fórmula 1, propuesta por FAO (1996b; 2005) para cualquier tipo de cobertura, la cual expresa el cambio en porcentaje de las superficies al inicio de cada año.

$$\delta = \left(\frac{S_2}{S_1}\right)^{1/n} - 1 \quad (1)$$

Donde:

δ : expresa la tasa de cambio anual de cada clase de uso del suelo en un determinado período (para expresar en % hay que multiplicar por 100);

S_1 : superficie en la fecha más alejada en el tiempo;

S_2 : superficie en la fecha más cercana en el tiempo y

n : número de años entre las fechas evaluadas.

RESULTADOS

Los resultados alcanzados fueron presentados en reuniones científicas (Sequeira et al., 2017; Sequeira y Vazquez, 2019a, b).

Identificación y análisis de las transformaciones en los usos del suelo mediante sensores remotos

Una vez establecida la exactitud de las CS, fue posible determinar que dentro del partido de Benito Juárez se destacan cuatro usos del suelo principales (Tabla 7; Figuras 3, 4 y 5), los cuáles manifestaron claras diferencias en cuanto a la superficie que ocupan en las diversas campañas analizadas y a los valores alcanzados por su tasa de cambio anual.

Tabla 7. Superficie ocupada por cada clase de uso en las tres campañas evaluadas

Usos	Campaña 1989/90	Campaña 2002/03	Campaña 2014/15
	Superficie en km ²		
Áreas cultivadas	583,41	1.051,66	2.044,40
Áreas cultivables	36,42	257,68	898,76
Áreas con pastizales y pasturas	4.357,51	3.757,06	2.125,94
Áreas urbanas	3,84	4,66	5,40
Cuerpos de agua superficiales	303,82	213,94	210,50
Total	5.285	5.285	5.285

Figura 3. Principales clases de usos del suelo en el partido de Benito Juárez para la campaña 1989/90

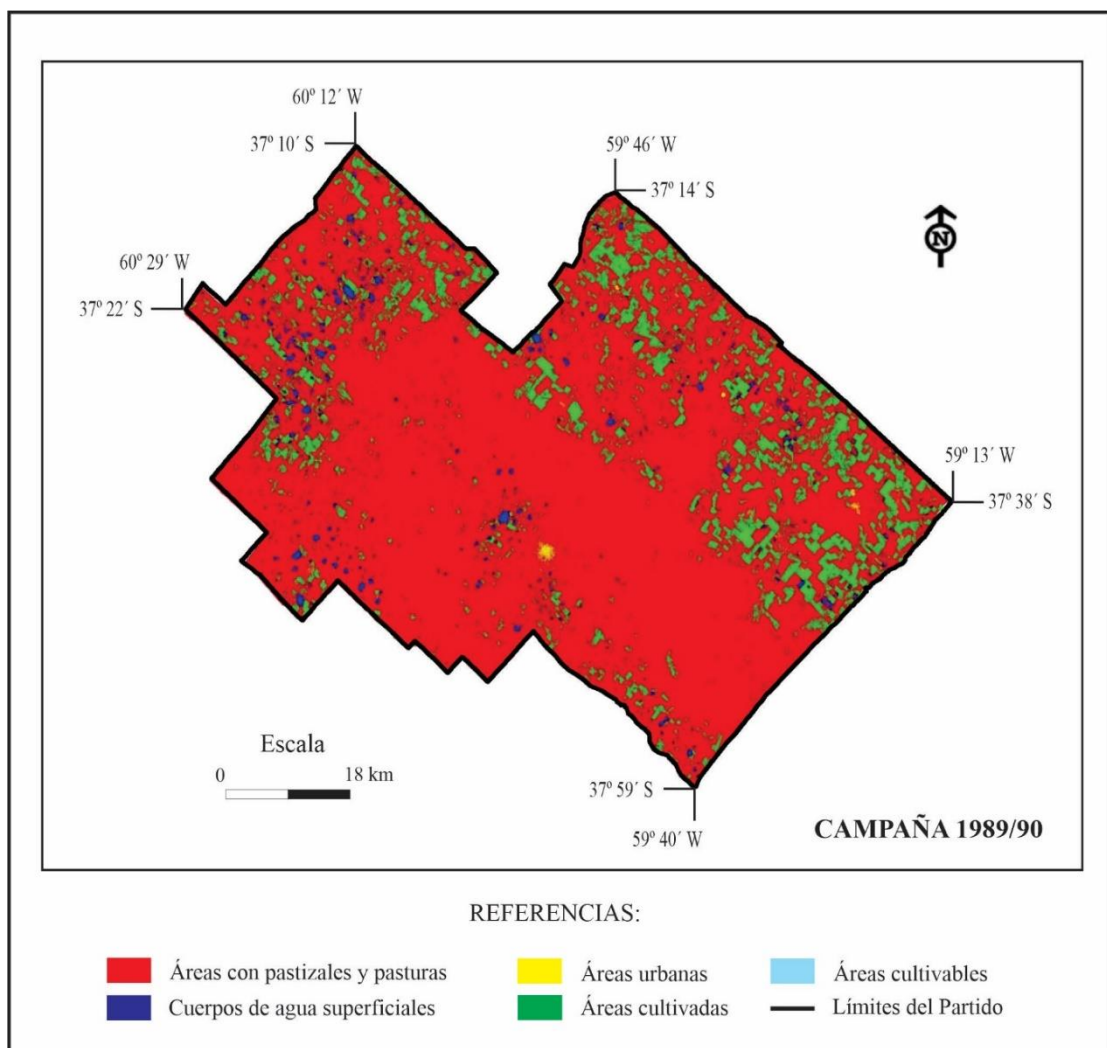


Figura 4. Principales clases de usos del suelo en el partido de Benito Juárez para la campaña 2002/03

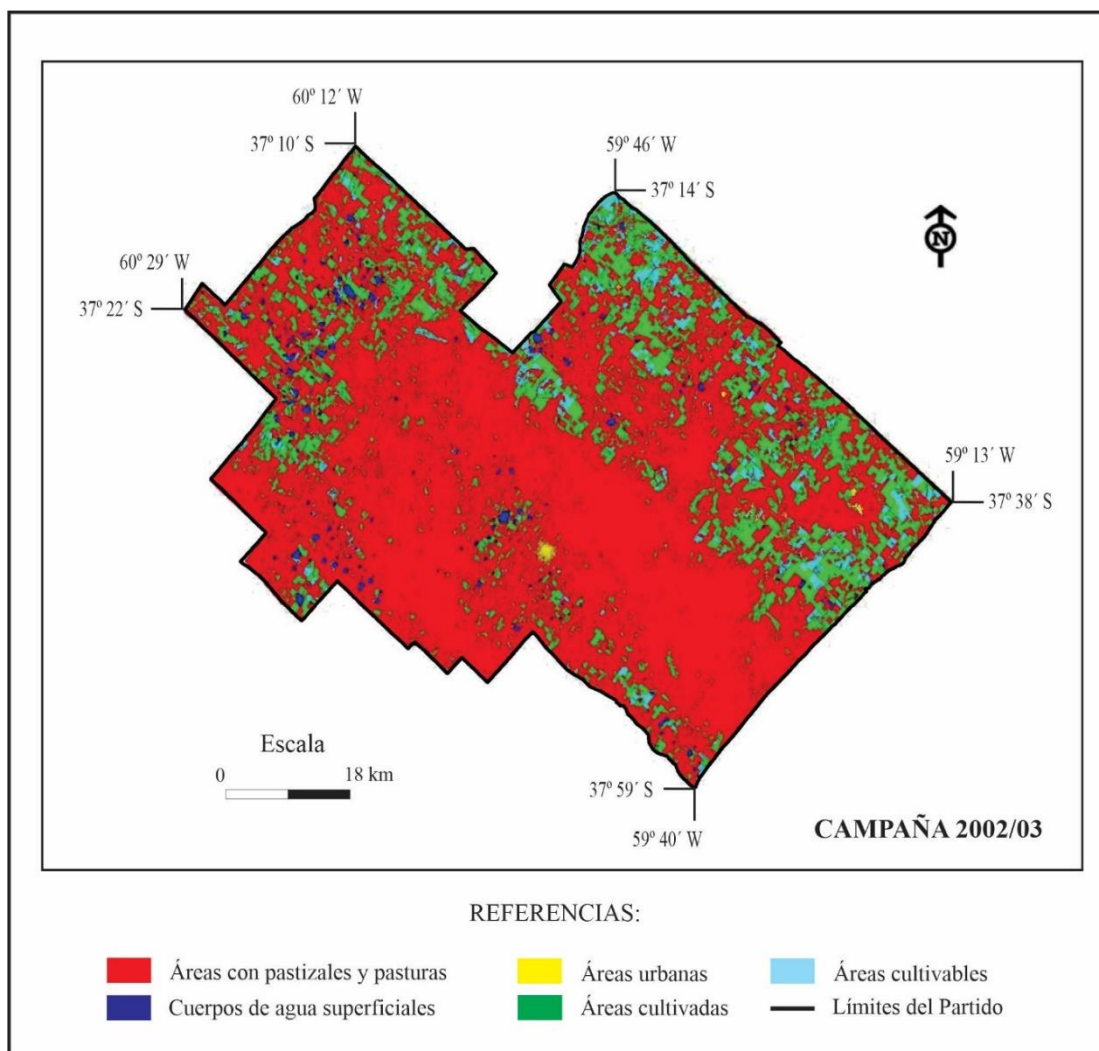
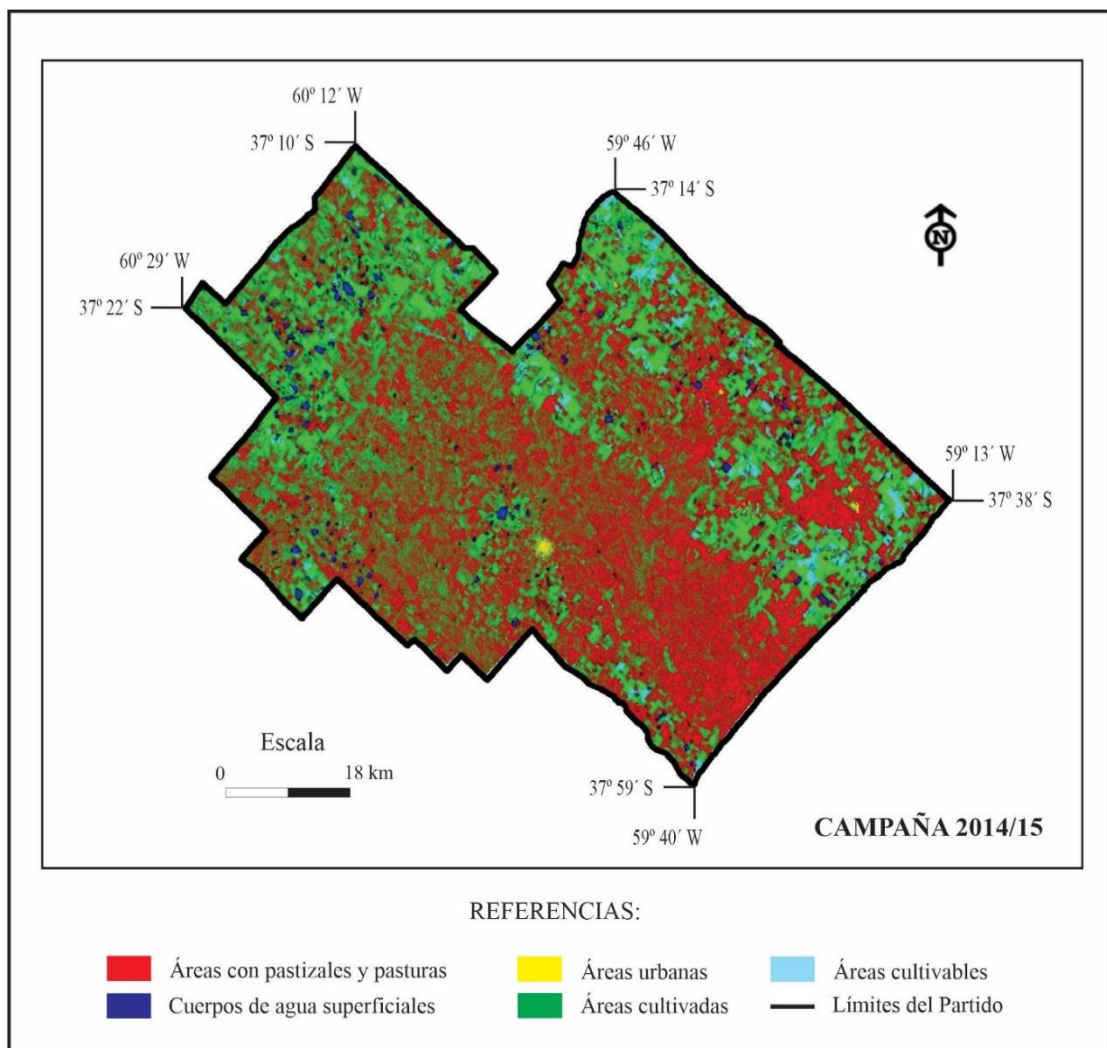


Figura 5. Principales clases de usos del suelo en el partido de Benito Juárez para la campaña 2014/15

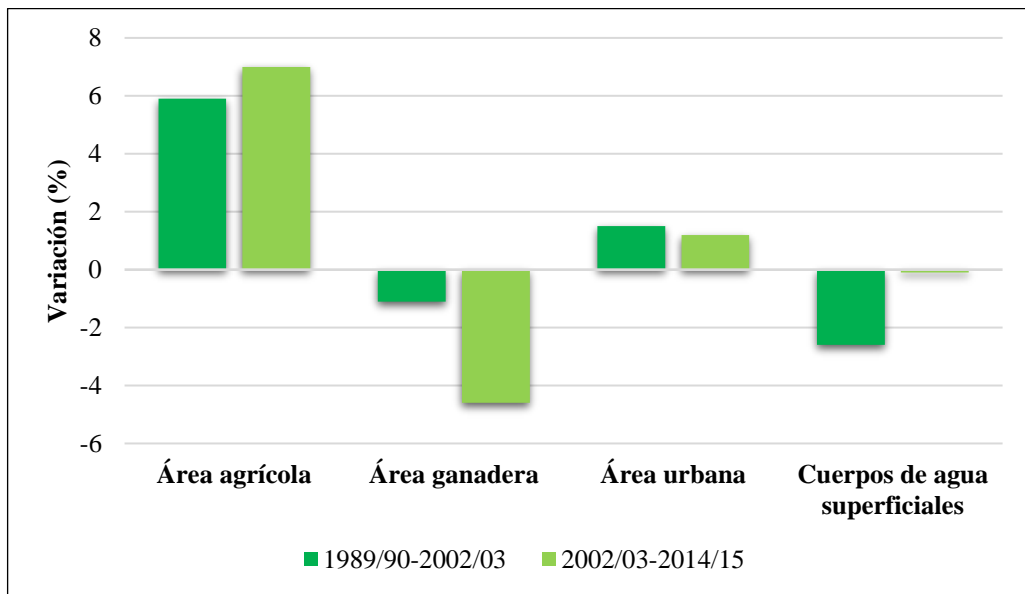


En el período 1989/90-2002/03, el área agrícola se incrementó en un 111,24 %, en detrimento del área ganadera, que disminuyó en un 13,78 %. Además, el área urbana aumentó un 21,35 % y los cuerpos de agua superficiales decrecieron en un 29,58 %.

Considerando lo comprobado en el período 2002/03-2014/15, la situación desarrolló una tendencia similar. El área agrícola creció un 124,78 %, en relación a una disminución del 43,41 % del área ganadera. Por otro lado, el área urbana y los cuerpos de agua superficiales volvieron a demostrar variaciones. En el primer caso, se observó un incremento del 15,88 %; mientras que, para el segundo, quedó evidenciada una disminución del 1,61 %.

Las transformaciones mencionadas anteriormente determinaron que las tasas de cambio de uso anual también demostraran ciertas diferenciaciones entre ambos períodos (Figura 6). Con relación al área agrícola, se observó un incremento del 18,64 %, mientras que el área ganadera manifestó un aumento del 318,18 %. Por su parte, el área urbana y los cuerpos de agua superficiales, revelaron disminuciones del 20 y 96,15 %, respectivamente.

Figura 6. Tasas de cambio anual (%) de los principales usos del suelo en ambos períodos analizados



DISCUSIÓN

Considerando que según Andrade (2010) para la década de 1920 toda la superficie de la RPArg ya se encontraba bajo explotación agropecuaria, puede afirmarse que cualquier incremento en una actividad implicaría el desmedro de otra.

Área ganadera

Con relación al área ganadera, se observa que en ambos períodos se produce un decrecimiento de su superficie respecto al total del partido, siendo la disminución alcanzada en 2002/03-2014/15 notablemente mayor a la de 1989/90-2002/03.

En este sentido, al contrastar los datos obtenidos mediante las CS con la información existente en los CNA y otras fuentes, como informes del Municipio de Benito Juárez (año 1988), y el trabajo realizado por Recavarren (2016) se destaca que, a pesar de algunas diferenciaciones en cuanto a los valores finales, es factible establecer la existencia de tendencias con características similares.

Este decrecimiento evidenciado de la superficie consignada a la actividad ganadera se ve reflejada en las variaciones percibidas acerca del número de EAP (explotaciones agropecuarias) ganaderas y las existencias de cabezas de ganado vacuno; lo cual, a su vez, genera transformaciones relacionadas al valor del rodeo medio por EAP (definido como el número promedio de cabezas de ganado por explotación) y la capacidad de carga.

Los resultados obtenidos para el período 1989/90-2002/03, que indican un descenso del 13,78 % de la superficie ganadera, coinciden con la situación comprobada en los CNA de 1988 y 2002 a nivel provincial y de partido.

De acuerdo a los datos evaluados, en la provincia de Buenos Aires la superficie destinada a ganadería disminuyó, en esos catorce años, un 10,31 %. En cuanto a la variación de las EAP y el número de cabezas de ganado, según el CNA de 1988, dentro de la provincia existían 56.153 EAP que concentraban 16.833.707 cabezas. En contraposición, para 2002, el número de EAP decreció a 39.113; mientras que la existencia de cabezas fue del orden de 16.612.170. Entonces, se observa que, si bien se produce una disminución del 30,34 % de las explotaciones, el decrecimiento del ganado fue solo del 1,32 %; manifestando un incremento del rodeo medio por EAP de 300 a 425. Así, considerando solo el panorama que presentan los dos años censales, se comprueba que, a pesar de la reconocida carencia de avances

tecnológicos en la actividad ganadera y su retraso relativo frente a lo ocurrido en la agricultura, en 2002 un número similar de animales se sostenía en una superficie menor (Azcuay Ameghino, 2013). De esta manera, la capacidad de carga animal cambia de 1,03 a 1,13 cabezas por ha (cab. ha⁻¹).

A nivel de partido, los datos censales establecen que la superficie destinada a ganadería disminuyó un 17,93 %. Con relación a los cambios en la cantidad de EAP y cabezas de ganado, de acuerdo al CNA de 1988, se registraron 665 EAP, que reunían 360.574 cabezas. Por su parte, para el año 2002, el número de EAP descendió hasta 488 y se contabilizaron 317.694 cabezas. De esta forma, se plantea que entre ambos censos existe una disminución del 26,62 % de las explotaciones y del 11,9 % del ganado; variando el rodeo medio por EAP de 543 a 651 y la carga de 0,94 a 1 cab. ha⁻¹. Si se consideran las superficies ganaderas obtenidas a partir de las CS para las campañas 1989/90 y 2002/03 y los valores de cabezas informados por el municipio de Benito Juárez y el CNA del 2002; los resultados de la capacidad de carga resultan similares a los mencionados anteriormente, alcanzando valores de 0,83 y 0,86 cab. ha⁻¹, respectivamente²².

Al momento de analizar el contexto de los resultados obtenidos mediante las CS del partido, para el período 2002/03-2014/15, surge como limitante el hecho de no contar con información censal acerca de la situación del área destinada a la ganadería en la campaña agroproductiva 2014/15. No obstante, recientemente fueron dados a conocer los datos del CNA de 2018 a nivel provincial, lo cual permite establecer algún punto de comparación entre ambas escalas.

Del mismo modo que sucedió en el primer período, los datos obtenidos por la presente tesis señalan una tendencia similar a la información censal de la provincia, exhibiendo una merma en la superficie destinada a ganadería. Si bien el porcentaje de disminución es diferente, alcanzando un 43,41 % según las CS y un 14,16 % de acuerdo a los censos, en ambos casos se observa una profundización de la retracción del área ganadera respecto del primer período evaluado.

Puntualizando en las transformaciones manifestadas por las EAP y cabezas de ganado, el CNA de 2018 reporta que en la provincia era posible encontrar 24.976 EAP que concentraban

²² A su vez, si se tienen en cuenta las existencias de cabezas de ganado vacuno determinadas para el año 2002 por el MAA (2006) y Recavarren (2016), los resultados de la capacidad de carga alcanzados para el período 1989/90-2002/03 hubiesen variado desde 0,83 a 1,10 cab. ha⁻¹.

14.883.528 cabezas. Por consiguiente, en el período intercensal 2002-2018, se evidencia un decrecimiento del 36,14 % de las explotaciones y una disminución del 10,41 % de las cabezas; con un incremento del rodeo medio por EAP de 425 a 596 y una variación de la capacidad de carga, que pasó de 1,13 a 1,18 cab. ha⁻¹.

En función de la similitud en las tendencias evidenciadas en el primer período entre los datos de las CS y los de los censos, y en las observadas para el segundo a partir de la comparación con información censal de la provincia, es de esperar que los datos del CNA (2018) a nivel de partido permita registrar variaciones en la superficie ganadera acordes a las obtenidas por la presente tesis.

Por otro lado, es posible cotejar los resultados obtenidos en este trabajo con los alcanzados por Recavarren (2016), quien, a partir de técnicas de teledetección, determinó que el área ganadera del partido decreció un 17,01 % entre 2002 y 2015; planteando así una tendencia semejante a la aquí evidenciada.

Área agrícola

Considerando los valores alcanzados a partir de las CS, se desprende que en ambos períodos analizados tiene lugar un incremento del área destinada a la actividad agrícola, resultando el aumento observado en el período 2002/03-2014/15 mayor al de 1989/90-2002/03. En cuanto a esto último, se plantea la posibilidad de establecer una relación con la transformación comprobada respecto a la disminución del área ganadera, la cual también presenta un valor más elevado en el segundo período en evaluación.

Nuevamente, al igual que lo sucedido con el área ganadera, se desarrolla una correlación entre la situación ocurrida a nivel de la provincia de Buenos Aires y el escenario evidenciado para el partido de Benito Juárez; apelando a información de los CNA y diferentes bases de datos acerca de la temática.

Según los CNA de 1988 y 2002, se expone que la superficie destinada a la actividad agrícola en la provincia era de 5.477.064,60 y 6.692.927,80 ha, respectivamente. Por consiguiente, es posible mencionar que entre ambos censos existió un incremento de alrededor de un 22 %.

De igual manera, a nivel de partido, también se observan notables variaciones. Según los datos oficiales para el período intercensal 1988-2002, la superficie agrícola disminuyó aproximadamente un 5 %, pasando de 84.172,10 a 79.663 ha. En este sentido, la

transformación demostrada no coincide con la observada en el análisis de las CS de 1989/90 y 2002/03, el cual manifiesta un crecimiento de la actividad²³. Sin embargo, según Recavarren (2016) la superficie agrícola del partido para la campaña 2002/03 fue de 96.000 ha; por lo que, al confrontar este valor con el del CNA de 1988, se observa un aumento del 14 %, estableciendo así la misma tendencia que la exhibida mediante las CS.

Con relación a los resultados del avance agrícola alcanzados mediante las CS de las campañas 2002/03 y 2014/15, al igual que lo sucedido con los valores para la actividad ganadera, solo puede establecerse un punto de comparación con el trabajo de Recavarren (2016), ya que no se cuenta con los datos del CNA 2018 a nivel de partido o informes cercanos al año 2015. De tal forma, los valores de variación de la superficie agrícola obtenidos en esta tesis y en el citado trabajo, concuerdan en manifiestar nuevamente tendencias al aumento del área destinada a esta actividad. Asimismo, la situación coincide con lo sucedido a nivel de la provincia donde, según el CNA de 2018, la superficie agrícola alcanzó las 7.441.768,10 ha; determinando así un incremento de algo más de un 11 % respecto al año 2002.

De manera general, puede establecerse que este escenario referido al avance agrícola y la retracción ganadera, también ha sido comprobado por variados autores, en diversas escalas. En primer lugar, Volante et al. (2015) afirman que entre las campañas agroproductivas 2000/01 y 2010/11 se observó una notable expansión del área destinada a la agricultura en Argentina, Bolivia, Chile, Paraguay y Uruguay, con incrementos del 35, 127, 17, 83 y 265 %, respectivamente. Por otra parte, Zarrilli (2016) estableció que dentro del Gran Chaco Argentino la superficie dedicada a agricultura se expandió un 50 % entre 1991 y 2010.

Sumado a estos casos, dentro de la RPArg, Vazquez et al. (2012a) establecieron que la cuenca del río Quequén Grande manifestó un crecimiento del 39,58 % de la superficie agrícola entre 1988 y 2008; en detrimento del área ganadera, que disminuyó en un 36,30 %. A una escala menor, la tendencia también es percibida en diversos partidos. En este sentido, debido a sus características productivas similares a las de Benito Juárez, se destacan los casos de Azul, con una expansión agrícola del 13,79 % y una disminución ganadera del 5,24 % entre 2002-2011

²³ Respecto a esto, cabe destacar que la información concerniente a la superficie agrícola brindada en el CNA de 2002 fue recolectada hasta la segunda mitad de ese año. Por otra parte, como se mencionó, el incremento del área consignada a la actividad agrícola dentro del partido comenzó a profundizarse más a partir del año 2003, tal como indican distintas investigaciones (Recavarren, 2016). Por lo tanto, es de esperar que se presente una discordancia al comparar los valores adquiridos entre 1988-2002 y 1989/90-2002/03.

(Vazquez y Zulaica, 2013); Lobería, con un incremento del área agrícola del 65,57 % y un decrecimiento del 34,91 % de aquella destinada a ganadería entre 2003-2011 (Vazquez et al. 2017a); y Necochea, con un aumento del 37,83 % de las tierras agrícolas y un descenso del 53,75 % del área ganadera entre 2002-2017 (Vazquez et al., 2019a). Por su parte, Tandil demostró un crecimiento del 88,56 % de la superficie agrícola y una pérdida del área ganadera del 56,86 para el período 1988- 2015 (Vazquez et al., 2019c); y Tres Arroyos manifestó una expansión del 53,31 % del suelo agrícola y una merma de la superficie ganadera que alcanzó un 38,70 % entre 2002 y 2017 (Vazquez et al., 2018).

Área urbana

A partir de los resultados obtenidos, puede aseverarse que para ambos períodos se observa un aumento de la superficie destinada al área urbana, con relación al total del partido. No obstante, se trata de incrementos que no revisten gran significancia y son explicados, en cierta medida, por la variación de la población. Este análisis puede ser efectuado a partir de los Censos Nacionales de Población, Hogares y Viviendas del INDEC; mediante los cuales es posible establecer una relación entre los valores de población arrojados por aquellos correspondientes a los años 1991, 2001 y 2010 y la superficie ocupada por el área urbana (obtenida a través de las CS) en las campañas 1989/90, 2002/03 y 2014/15, respectivamente.

Si bien existe una correspondencia más directa entre las fechas de los dos primeros censos y las dos primeras campañas, no sucede lo mismo en cuanto a la referente a 2014/15. De igual manera, se decidió establecer una comparación como en los casos anteriores, ya que los valores correspondientes al Censo del 2010 resultaron ser los más actuales, y permitieron la obtención de una aproximación a lo ocurrido. Sin embargo, se destaca la necesidad de contar con elementos que permitan concretar una evaluación más actualizada.

Una vez efectuado el análisis, es factible establecer que la expansión del área urbana respondería, inicialmente, al crecimiento de la población dentro de la ciudad cabecera y a una leve expansión de la ciudad hacia su periferia; como consecuencia de la notable disminución de la población rural y rural dispersa (ver Anexo III).

La mencionada situación coincide con la tendencia planteada, en primer lugar, a nivel nacional. Según Stratta Fernández y de los Ríos Carmenado (2010), si bien es posible apreciar la importancia histórica de la agricultura al aporte del desarrollo económico y social

en Argentina, también resulta necesario remarcar y dimensionar efectos socioeconómicos negativos; entre los que se encuentra, sin lugar a dudas, el despoblamiento de las comunidades rurales, principalmente en aquellas zonas mayormente afectadas por la expansión de la soja (Reboratti, 2006).

Considerando una visión más regional, Prieto y Formiga (2008) y Lapenta (2014) establecen que las transformaciones económicas y sociales que comenzaron a desarrollarse a partir de la década de 1960 en la RPArg, respondieron a la consolidación del paradigma de la Revolución Verde. Esto involucró un pronunciado proceso de desruralización, principalmente por razones tecnológicas y económicas, afectando esencialmente a muchos pequeños y medianos productores (sobre todo en aquellas áreas del espacio agrícola altamente tecnificadas) que debieron trasladarse hacia la ciudad.

En tal sentido, diversos estudios que analizan cambios en los usos del suelo mediante técnicas de teledetección en partidos de la RPArg donde el mencionado paradigma cobró relevancia manifestaron, al igual que la presente tesis para el partido de Benito Juárez, un crecimiento del área urbana durante las últimas décadas. Entre ellos pueden destacarse Azul, con un aumento del 41,83 % entre 2002 y 2011 (Vazquez y Zulaica, 2013); Lobería, con un incremento del 6,33 % entre 2003 y 2011 (Sequeira y Vazquez, 2016); Necochea, donde este uso creció un 6,33 % en el período 2003-2011 (Vazquez et al., 2017b); Tandil, con un aumento del 94,64 % entre 1988 y 2015 (Vazquez et al., 2019) y Tres Arroyos, que manifestó un incremento del 129,11 % entre 2002 y 2017 (Vazquez et al., 2018).

Por otra parte, el crecimiento del área urbana dentro del partido también concuerda con los datos recolectados por profesionales de la agencia de INTA Benito Juárez²⁴, en donde se establece que a partir de 1960 comenzó a ser evidente un importante crecimiento de los centros poblados, en detrimento de la ocupación rural.

La mencionada situación derivó en la alteración de la relación cuantitativa establecida entre la población urbana y la rural. Aunque esta era de 48-52 % en 1947, ya para 1964 se había revertido hasta un 55-45 %, demostrando así un notable proceso de urbanización en el que la zona rural comenzó a despoblarse. Asimismo, los entrevistados manifestaron que lo mencionado puede observarse al analizar el valor de representación de la zona urbana con

²⁴ Comunicación personal (año 2018).

relación al total de la superficie del partido, el cual creció un 10,55 % entre 1970 y 2010; coincidiendo con lo planteado por Nieto (2007), quien afirma que entre 1980, 1991 y 2010 la población rural dispersa del partido disminuyó, en promedio, un 46 %.

Finalmente, aunque no se cuente con datos actualizados es de esperar que, debido a sus características particulares y a la falta de acciones para revertirla, la situación en relación con el proceso de despoblamiento rural del partido haya continuado acentuándose hacia la última campaña en evaluación.

Cuerpos de agua superficiales

Al considerar el área correspondiente a los cuerpos de agua superficiales, es notable el registro de un decrecimiento de su superficie respecto al total del partido en ambos períodos. No obstante, la disminución observada en 1989/90-2002/03 es mayor que la ocurrida en 2002/03-2014/15. El mencionado escenario puede ser explicado, inicialmente, por la diferenciación de las precipitaciones ocurridas en los años evaluados. Con relación a esto, se estableció una correspondencia entre las variaciones del área de los cuerpos de agua superficiales (obtenidas de las CS), y los valores de las precipitaciones; para lo cual se recurrió a informes elaborados por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y a estimaciones efectuadas por INTA Benito Juárez.

Cuando se analizan de manera comparativa las precipitaciones anuales del partido, se comprueba que entre el año 1990 y 2003 existe una depreciación del 43 %, sucediendo lo mismo entre 2003 y 2015, con una merma del 6,48 % (ver Anexo III). Considerando esto, queda demostrado que el mayor decrecimiento en los valores de precipitación anual coincide con la principal pérdida de cuerpos de agua superficiales, ocurrida en el período 1989/90-2002/03. Respecto a ello, si bien en años anteriores (2001, 2002) los registros pluviométricos fueron elevados, no resultaron suficientes para compensar lo ocurrido entre noviembre de 1998 y febrero de 1999; cuando se produjo una de las peores sequías registradas en el sudeste bonaerense, resultando Benito Juárez entre los partidos mayormente afectados (Carbone et al., 2004; Scarpati y Capriolo, 2013).

Asimismo, se establece que el período comprendido entre 2003 y 2015 se caracteriza por ser relativamente más seco y, además, poseer una disminución más baja en las precipitaciones; concordando con la depreciación de cuerpos de agua del período 2002/03-2014/15, la cual

refirió menor intensidad. Por lo tanto, este decrecimiento en los valores de precipitación podría resultar ser uno de los elementos clave para explicar la reducción de los cuerpos de agua superficiales expresada en los datos obtenidos mediante las CS.

En cuanto a la metodología aplicada, resulta factible resaltar la importancia de la utilización de información captada por sensores remotos para obtener datos de la superficie terrestre con buena resolución espacial y temporal, lo que permitió elaborar mapas con los diversos usos de la tierra y sus principales variaciones en las campañas consideradas en este trabajo.

Debido a sus posibilidades de aplicación, existe una enorme cantidad de trabajos a nivel internacional (Baeza et al., 2014; Ceroni et al., 2015; Tarazona Coronel, 2015; Volante et al., 2015; Gómez Palacios et al., 2017; Malarvizhi et al., 2016; Nené Preciado et al., 2017; Roy et al., 2019; Sánchez Espinosa y Schröder, 2019); nacional (Paolini, 2012; Rabaglio et al., 2012; Gaitán et al., 2015); de la RPArg (Vazquez, 2013; Schibber, 2014) y de la RPA (Marini, 2013) que, al igual que este trabajo, han empleado IS para efectuar estudios acerca de cambios en la cubierta terrestre.

Con relación a ello y en virtud de sus características principales, como ya fue mencionado, se destacan las imágenes Landsat. De esta forma, un gran número de investigaciones internacionales (Buendía Rodríguez et al., 2002; Cano Salinas et al., 2017; Otavo y Echeverría, 2017; Chen et al., 2019; Sharaf et al., 2019; Fujihara et al., 2020) nacionales (Paruelo et al., 2005; Demaría et al., 2008; Marini, 2008; Nolasco et al., 2015), sobre la RPArg (Willington et al., 2013; Vazquez et al., 2016) y para la RPA (Vazquez y Zulaica, 2011; Vazquez et al., 2012c, 2014b, 2017a, b, 2019a) han empleado estos productos para evaluar los diferentes tipos de transformaciones en el uso del suelo o en la utilización de recursos naturales; coincidiendo sus autores en la obtención de resultados que aportan datos de gran importancia y que, al ser complementados con trabajo de campo, mejoran aún más las evaluaciones de estas variaciones y sus efectos, tal como ocurre en el presente trabajo.

Aunque al momento de presentación de esta investigación, no habían sido hallados trabajos previos que utilizaran la mencionada metodología en el partido de Benito Juárez para las fechas seleccionadas; debido a sus características, resulta posible mencionar tres casos particulares. En primer lugar, Vazquez et al. (2013) utilizaron IS Landsat para analizar la transformación de los usos del suelo en la cuenca del río Quequén Grande (donde se

encuentra parte del área del partido de Benito Juárez) entre los períodos 1988/1998 y 1998/2008, obteniendo resultados similares a los aquí alcanzados.

Por otra parte, Sequeira et al. (2015a) utilizaron dos IS Landsat con el objetivo de plantear la variación de los principales usos del suelo del partido entre los años 2003 y 2011. Como resultado, los autores obtuvieron un claro avance de la agricultura en detrimento de la ganadería, un leve aumento en la superficie considerada como área urbana y una importante disminución en los cuerpos de agua superficiales, concordando con las tendencias planteadas en esta tesis.

En último lugar, Recavarren (2016) mostró un mapa con información proveniente de sensores remotos, en el que puede observarse la distribución de la aptitud para uso ganadero y agrícola de los suelos dentro del partido; lo cual, como fue mencionado en apartados anteriores, señala notables similitudes con las alcanzadas en el presente capítulo.

CAPÍTULO III

DEFINICIÓN DE UNIDADES DE

AGRICULTURIZACIÓN Y UNIDADES

AGROECOLÓGICAS

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- III. Definir unidades de agriculturización (UAg) dentro del partido de Benito Juárez, para cada período seleccionado.
- IV. Definir unidades agroecológicas (UAE) a partir de la integración de las UEc y UAg.

MATERIALES Y MÉTODOS

Definición de Unidades de Agriculturización

Como punto de partida, se analizaron los resultados obtenidos en los dos capítulos previos, utilizando el mapa de las cinco UEc delimitadas en el partido de Benito Juárez: Sierras (UEc1); Llanura periserrana y ondulada (UEc2); Llanura ondulada, suavemente ondulada y deprimida (UEc3); Llanura deprimida (UEc4) y Llanura deprimida con cursos de agua y áreas inundables (UEc5; ver Capítulo I).

Además, se emplearon las tres CS correspondientes a las campañas 1989/90, 2002/03 y 2014/15, a partir de las cuales se examinaron las transformaciones de las zonas destinadas a los principales usos del suelo del partido (Capítulo II).

Inicialmente, se prosiguió a convertir ambas capas de información a formato “shapefile”, y se las superpuso a través de la utilización del programa ENVI (5.1). Para ello, se incorporaron las UEc como vectores y se crearon cinco máscaras (una por cada UEc), que fueron aplicadas de manera individual sobre cada una de las tres CS. Luego de esto, mediante la utilización de la función Compute Statistics, se adquirieron los valores estadísticos correspondientes.

En base a lo anterior, fue posible obtener la cantidad de píxeles de información correspondientes a los diversos usos en cada UEc; los cuales, al ser examinados y convertidos, arrojaron los valores de superficie real de cada clase de uso existente por UEc para cada año considerado.

A continuación, y con la finalidad de definir a las UAg, se analizó la transformación de la superficie agrícola por unidad por año. De esta manera, se consiguió el porcentaje de variación de la superficie destinada a agricultura entre los años seleccionados, conformándose dos períodos de análisis (1989/90-2002/03 y 2002/03-2014/15). Una vez alcanzados, los datos fueron ingresados al ArcGIS (10.4.1), donde a cada UEc se le asignó el valor de incremento correspondiente para cada período.

La configuración espacial de las UAg resultó de la clasificación de los porcentajes de aumento de la superficie agrícola en intervalos, a los que les fueron designadas categorías cualitativas relativas al proceso de agriculturización: baja, media, alta y muy alta. Para efectuar esta definición, se utilizó el método conocido como “Natural Breaks” (intervalos

naturales)²⁵, el cual se encuentra implementado en el ArcGIS (10.4.1) e identifica los puntos de corte entre clases mediante el algoritmo de optimización de Jenks. Para ello, el programa busca obtener clases que presenten elevada homogeneidad interna, con máximas variaciones entre sí, para el número de intervalos que haya sido especificado previamente. Los límites entre clases son definidos teniendo en cuenta las diferencias importantes (saltos) en la distribución de las frecuencias del indicador por período seleccionado (Jenks, 1967).

Finalmente, luego del mencionado proceso, quedaron establecidas las diversas UAg identificadas tanto para el primer como para el segundo período en evaluación.

Definición de Unidades Agroecológicas

A partir de la integración entre las UEc y las UAg, fue posible alcanzar como resultado las UAE para ambos períodos.

En primer lugar, se utilizó nuevamente la versión “shapefile” del mapa de UEc, a la cual se superpuso una versión “shapefile” de las UAg del primer período. A través de la utilización de la función “Identity” (identidad) de la herramienta “Overlay” (superposición) del ArcGIS (10.4.1), se creó un nuevo “shapefile”, con información concerniente a características ecológicas y al avance de la agriculturización; quedando así establecidas las UAE del período 1989/90-2002/03.

Por último, se obtuvieron las UAE del segundo período. Para ello, el procedimiento volvió a repetirse, pero utilizando el “shapefile” de las UAg del período 2002/03-2014/15.

²⁵ Se ha considerado que el utilizado en este trabajo es el método de clasificación más adecuado para la agrupación de los valores, debido a su lógica de funcionamiento y a su capacidad de establecer intervalos con una clara representación espacial.

RESULTADOS

En este apartado, se describen los resultados alcanzados mediante el procedimiento metodológico planteado con antelación, los cuales fueron parcialmente presentados en Sequeira y Vazquez (2019a) y publicados en Sequeira et al. (2021b).

A partir de la superposición del mapa de UEc y las tres CS (Figuras 7, 8 y 9), fue posible establecer los valores de superficie real de cada clase de uso existente por UEc en cada año propuesto para ser analizado (Tabla 8).

Figura 7. Mapa obtenido por la superposición del mapa de unidades ecológicas y la clasificación supervisada correspondiente a la campaña 1989/90

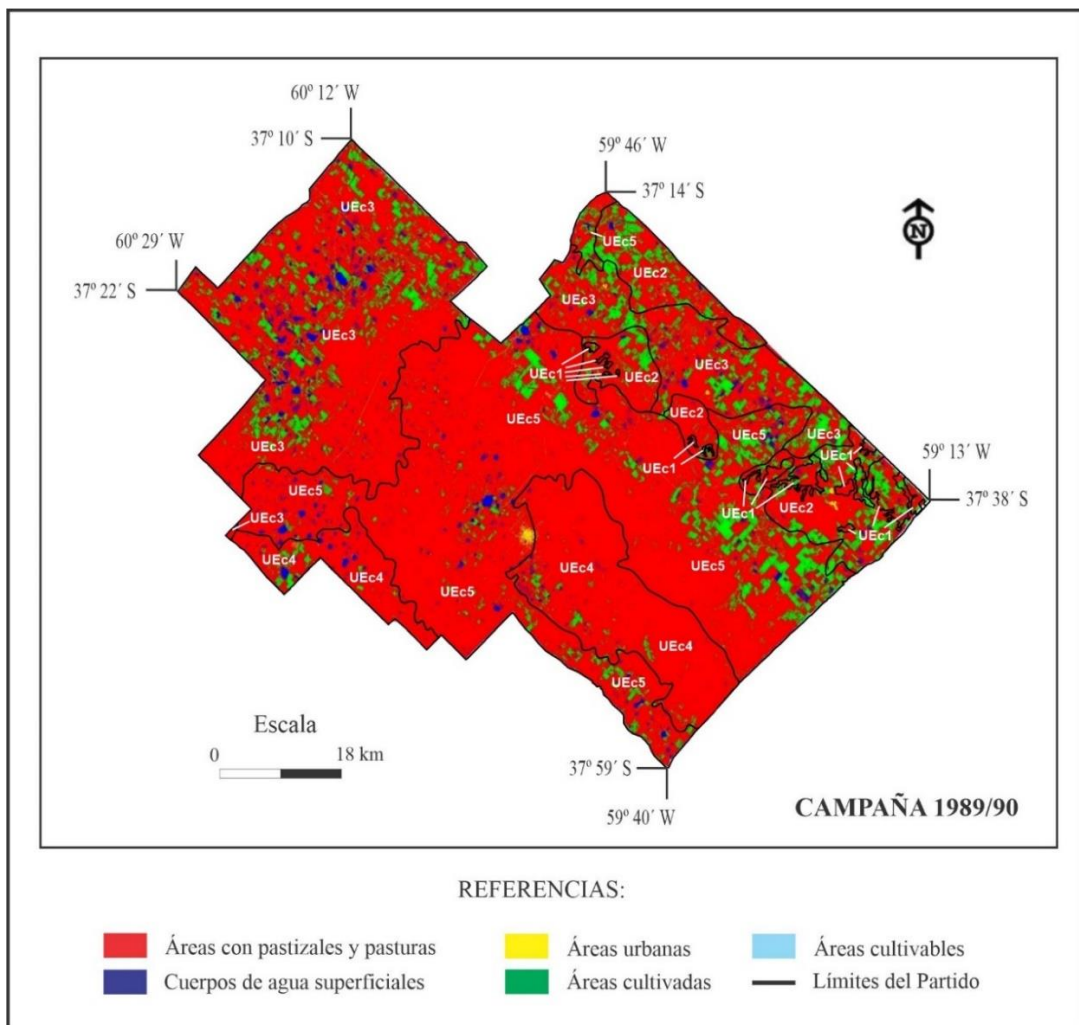


Figura 8. Mapa obtenido por la superposición del mapa de unidades ecológicas y la clasificación supervisada correspondiente a la campaña 2002/03

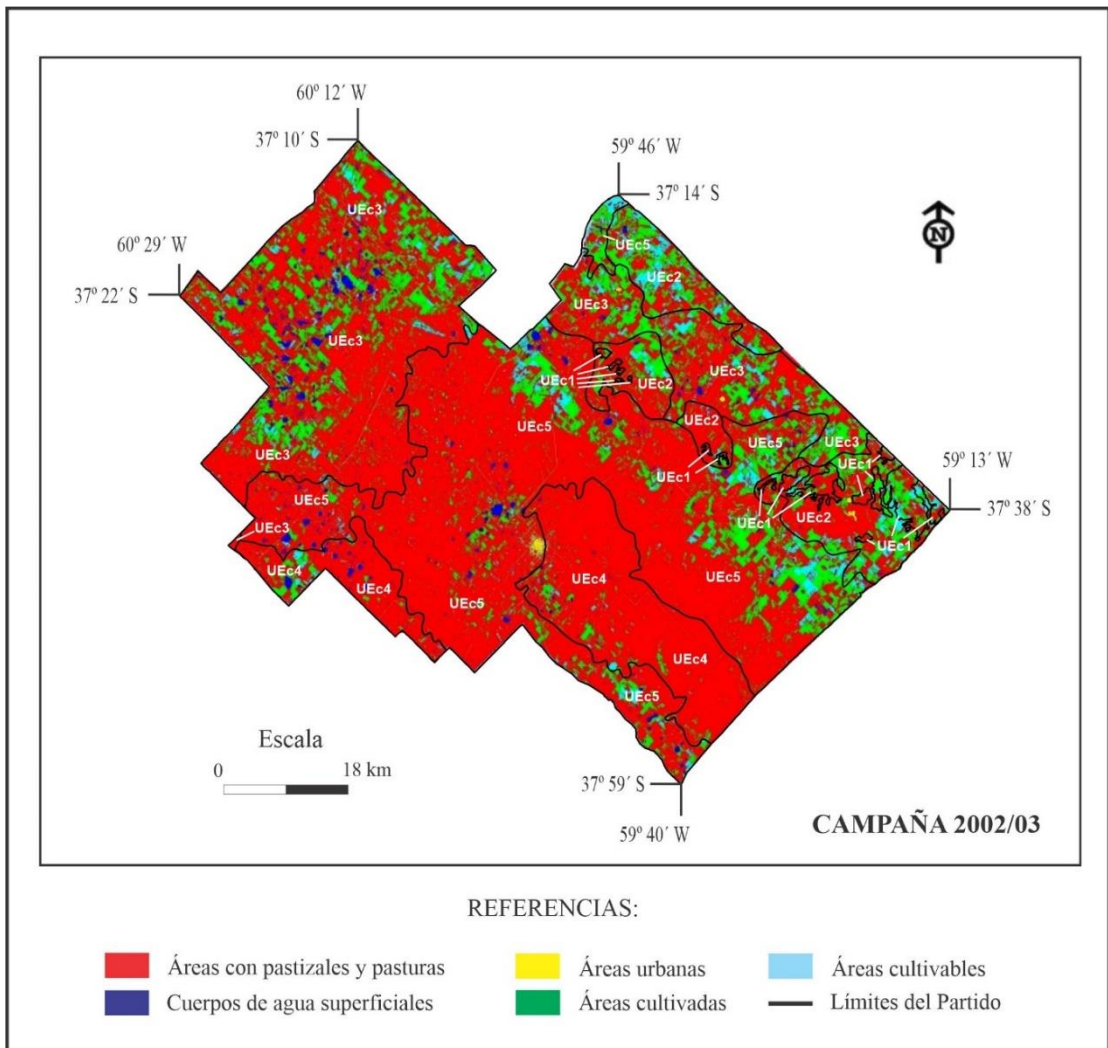


Figura 9. Mapa obtenido por la superposición del mapa de unidades ecológicas y la clasificación supervisada correspondiente a la campaña 2014/15

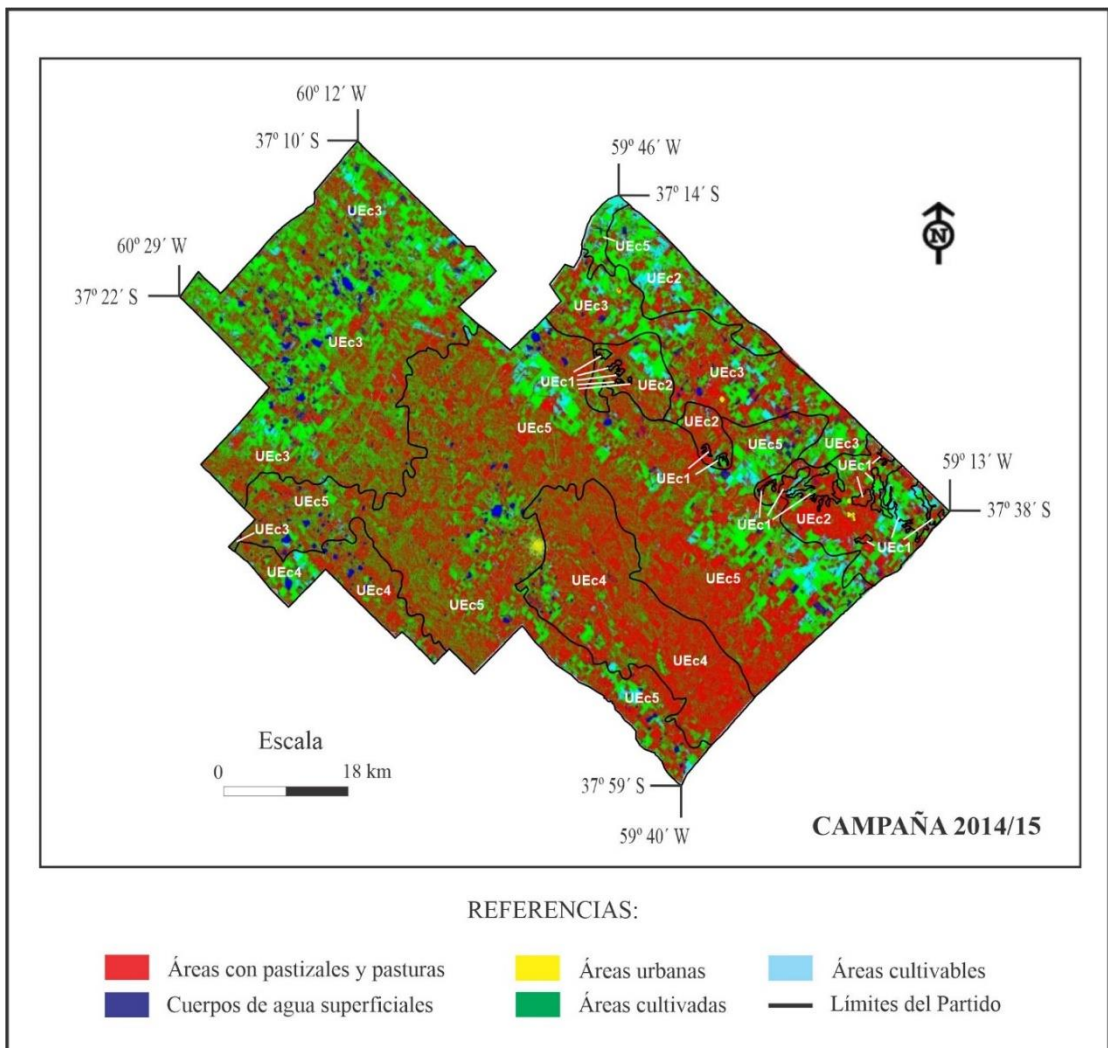


Tabla 8. Superficie de cada clase de uso existente por unidad ecológica en cada campaña (UEc: Unidad ecológica)

Campaña	Clases de uso	Superficie en km ²					Total
		UEc1	UEc2	UEc3	UEc4	UEc5	
1989/90	Áreas agrícolas	13,70	120,18	228,11	52,06	205,78	619,83
	Áreas ganaderas	79,89	392,27	1.359,15	608,75	1.917,45	4.357,51
	Áreas urbanas	0,07	0,63	0,24	0,17	2,73	3,84
	Cuerpos de agua	1,47	25,99	96,83	45,62	133,91	303,82
2002/03	Áreas agrícolas	24,48	234,24	478,04	72,01	500,57	1.309,34
	Áreas ganaderas	69,97	286,21	1.138,31	602,96	1.659,61	3.757,06
	Áreas urbanas	0,06	0,82	0,23	0,16	3,39	4,66
	Cuerpos de agua	0,62	17,8	67,75	31,47	96,30	213,94
2014/15	Áreas agrícolas	30,38	422,33	1.138,40	182,85	1.169,20	2.943,16
	Áreas ganaderas	64,12	98,35	479,14	492,28	992,05	2.125,94
	Áreas urbanas	0,04	0,98	0,25	0,19	3,94	5,40
	Cuerpos de agua	0,59	17,41	66,54	31,28	94,68	210,50
Superficie total de la UEc		95,13	539,07	1.684,33	706,60	2.259,87	5.285

Unidades de Agriculturización

Inicialmente, una vez examinadas las transformaciones de la superficie agrícola por UEc en cada campaña (Tabla 8), se obtuvieron los porcentajes de incremento de esta actividad para ambos períodos analizados (Tabla 9).

Tabla 9. Porcentaje de incremento de la superficie de Áreas agrícolas por período analizado (UEc: Unidad ecológica)

Período	UEc1	UEc2	UEc3	UEc4	UEc5	Total
	Incremento de la superficie de Áreas agrícolas (%)					
1989/90 -	78,70	94,91	109,57	38,32	143,25	111,24
2002/03 -	24,10	80,30	138,14	153,92	133,60	124,78
2014/15						

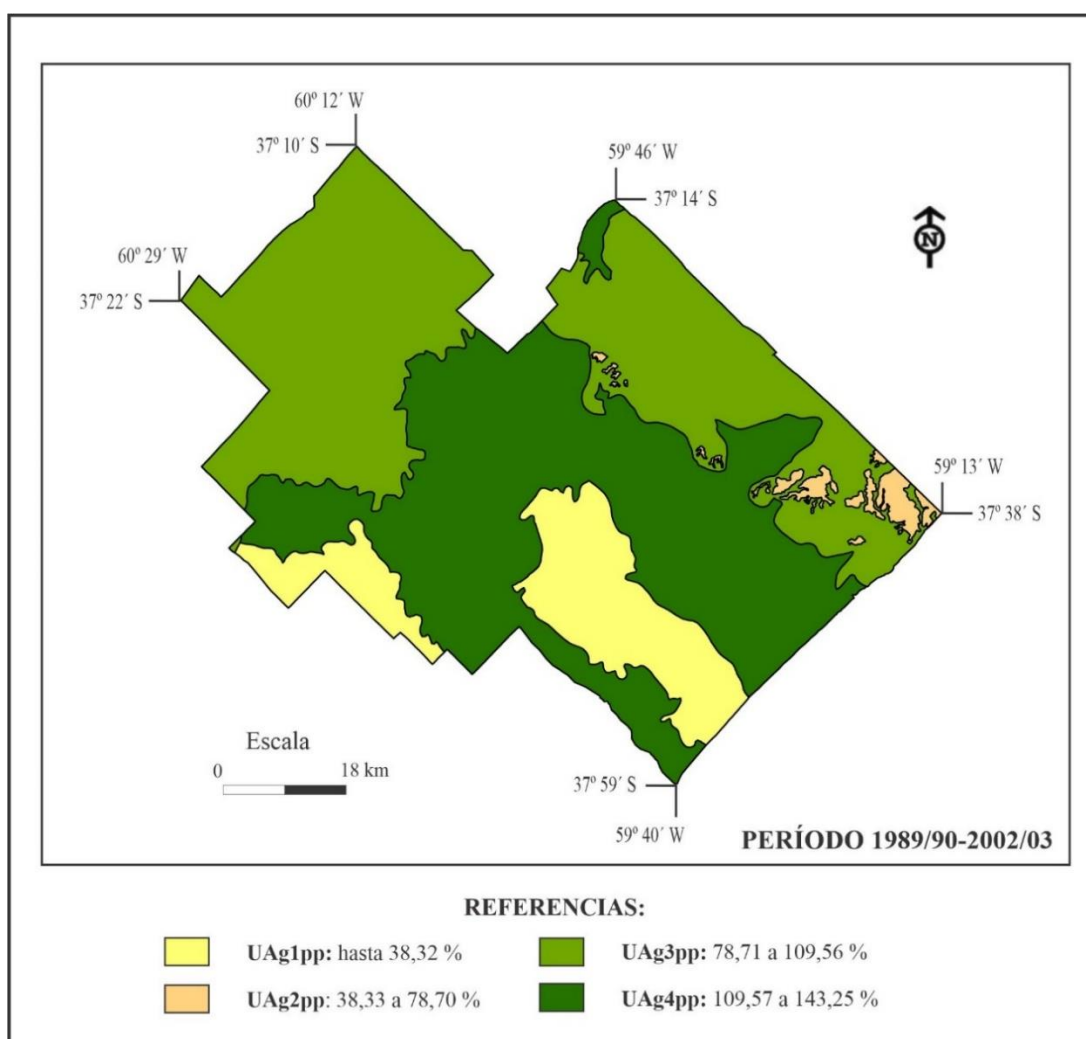
A continuación, se definieron cuatro UAg para el primer período (UAgpp) y cuatro para el segundo (UAgsp), las cuales manifestaron niveles de agriculturización baja, media, alta y muy alta (Figuras 10 y 11).

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).

En cuanto a su distribución dentro del área de estudio, los valores de agriculturización baja se dieron sobre la UEc4 (Llanura deprimida), conformando la UAg1pp. Por su parte, los valores medios se encontraron en la UEc1 (Sierras), formando la UAg2pp; los altos en las UEc2 (Llanura periserrana y ondulada) y UEc3 (Llanura ondulada, suavemente ondulada y deprimida), que se fusionaron y conformaron la UAg3pp; y los muy altos sobre la UEc5 (Llanura deprimida con cursos de agua y áreas inundables), la cual definió la UAg4pp.

Figura 10. Unidades de agriculturización definidas para el período 1989/90-2002/03 (UAgpp: Unidad de agriculturización del primer período).

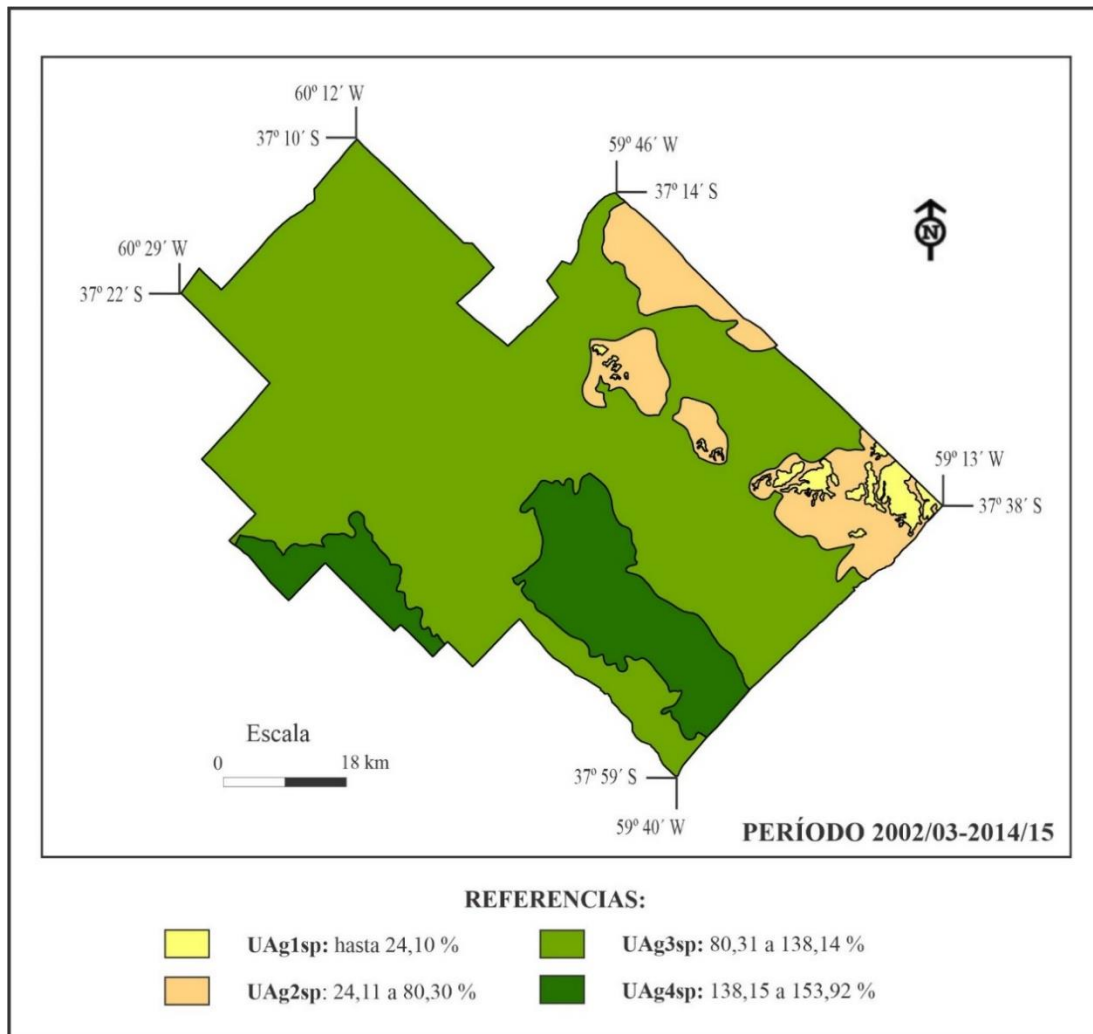


Período 2002/03-2014/15

Para este caso, los intervalos de agriculturización 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 cuanto a la distribución se produjo una clara variación, mostrando valores bajos en la UEc1 (Sierras), la cual definió la UAg1sp. Por otra parte, los valores medios se encontraron sobre la UEc2 (Llanura periserrana y ondulada), que conformó la UAg2sp; los altos sobre las UEc3 (Llanura ondulada, suavemente ondulada y deprimida) y UEc5 (Llanura deprimida con cursos de agua y áreas inundables), que en conjunto definieron la UAg3sp; y los muy altos en la UEc4 (Llanura deprimida), estableciendo la UAg4sp.

Figura 11. Unidades de agriculturización definidas para el período 2002/03-2014/15
(UAgsp: Unidad de agriculturización del segundo período)



Unidades Agroecológicas

Luego de efectuada la integración de las UEc y las UAg, se alcanzaron como resultado las UAE referentes a los dos períodos analizados (Figuras 12 y 13).

Figura 12. Unidades agroecológicas determinadas para el período 1989/90-2002/03
(UAEpp: Unidad agroecológica del primer período)

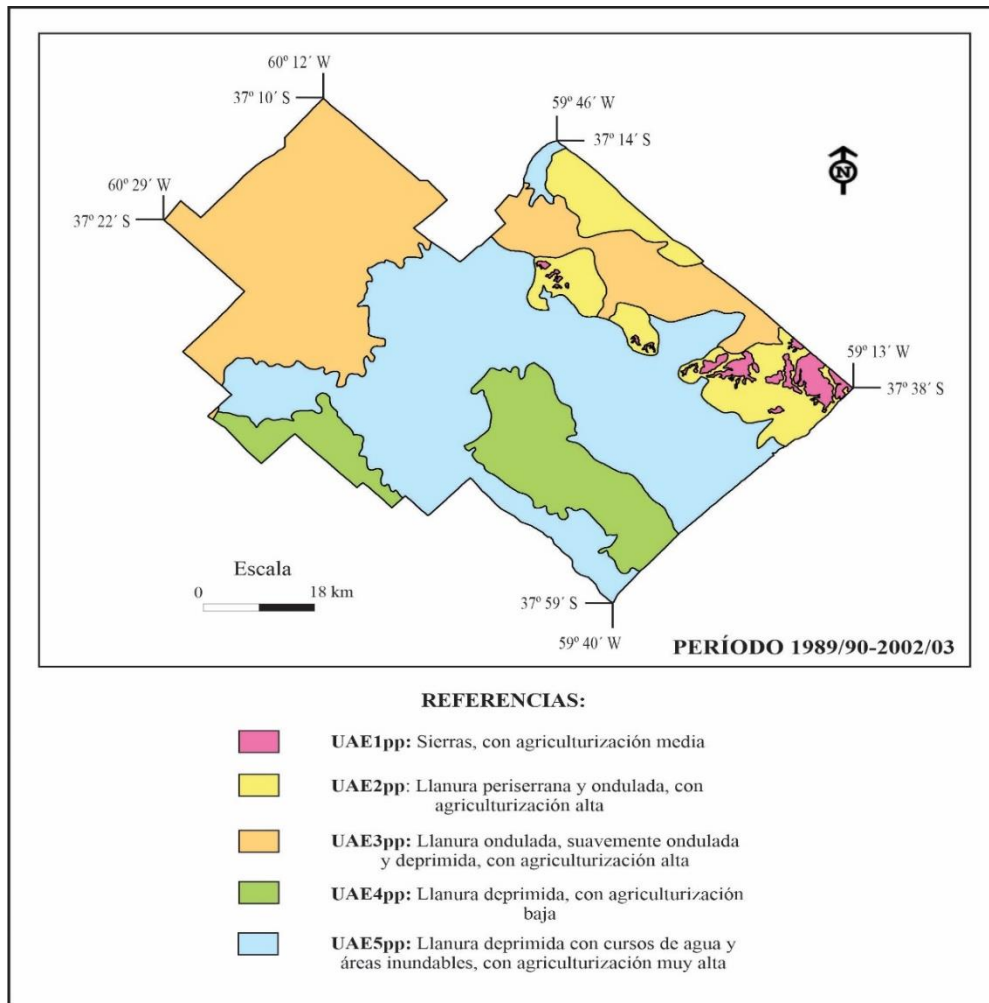
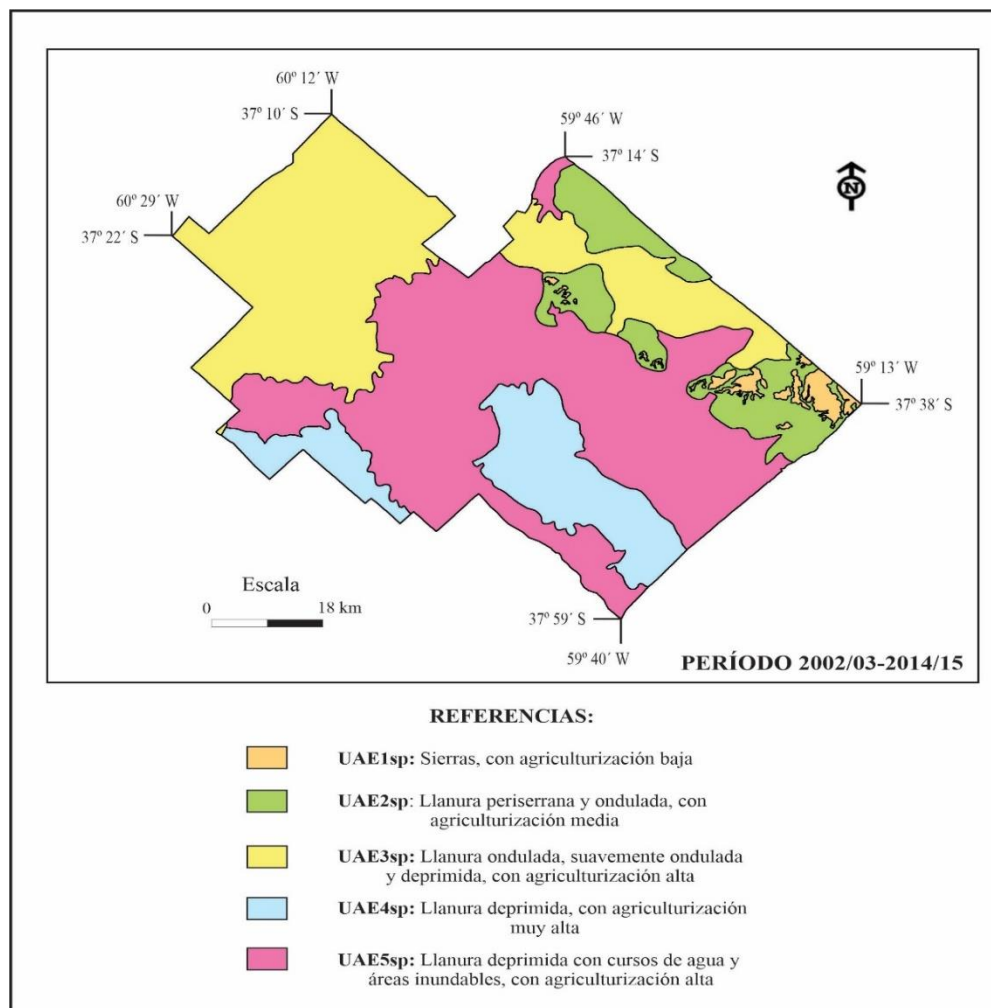


Figura 13. Unidades agroecológicas determinadas para el período 2002/03-2014/15
(UAEsp: Unidad agroecológica del segundo período)



Como puede observarse en las figuras anteriores, quedaron establecidas cinco UAE para el primer período (UAEpp) y cinco para el segundo (UAEsp), las cuales demostraron diversos niveles de avance en referencia a la superficie agrícola.

DISCUSIÓN

Dentro del área de estudio la agriculturalización no se manifiesta de manera homogénea, ya que las unidades más afectadas no fueron las mismas en ambos períodos. En realidad, el grado de avance de este proceso presenta diferencias de acuerdo a, principalmente, las características propias de los sectores analizados; tal como comprobaron Andrade (2010) para la RPArg en general, González y Román (2009) en Santiago del Estero, Vazquez y Zulaica (2011) para el partido de Tandil y Vazquez et al. (2016) para el partido de Azul, entre otros.

Concretamente, en el partido de Benito Juárez existe una clara variación en cuanto a los porcentajes de incremento de la superficie agrícola por UEc en ambos períodos. Mientras que, en las UEc1, UEc2 y UEc5, el aumento es mayor entre 1989/90-2002/03, en las UEc3 y UEc4 resulta más elevado entre 2002/03-2014/15. Además, a nivel de valores totales, el crecimiento del segundo período es un 12,15 % mayor respecto al del primero.

Con relación a lo anterior, la diferencia más notable radica en cuáles resultan ser las unidades principalmente afectadas por el proceso. En el primer período, el menor avance de la agriculturización se evidencia en la UAE4pp (Llanura deprimida con agriculturización baja), conformada por la UEc4; y el mayor acrecentamiento ocurre sobre la UAE5pp (Llanura deprimida con cursos de agua y áreas inundables, con agriculturización muy alta), representada por la UEc5. Esta situación puede derivar en claros impactos negativos sobre el ambiente, debido a la importancia y las condiciones ecológicas que presenta esta última unidad, las cuales fueron descriptas en el Capítulo I. En este sentido, una posible explicación radica en lo ocurrido respecto a los valores de precipitación y sus consecuencias. Como fue mencionado en el Capítulo II, en el período 1989/90-2002/03 se produjo una importante pérdida de cuerpos de agua superficiales, lo que permitió que muchos productores decidieran expandir el área agrícola hacia zonas antes ocupadas por las márgenes de las lagunas.

Por su parte, para el segundo período, los resultados reflejan notables diferencias. En este caso, la UAE1sp (Sierras con agriculturización baja), constituida por la UEc1, muestra el avance de menor importancia; mientras que la UAE4sp (Llanura deprimida con agriculturización muy alta), conformada por la UEc4, representa el nivel de afectación más elevado.

El mencionado escenario plantea una gran significancia, ya que la UAE4sp ocupa el tercer lugar en cuanto a superficie dentro del partido. Sumado a ello, es necesario enfatizar que

presenta ciertas limitantes de importancia para el desarrollo de la actividad agrícola; entre las que pueden destacarse condiciones de drenaje deficiente, profundidad somera y alcalinidad. Debido a ello, es de esperar que la comprobada situación respecto a la agriculturización, derive en importantes impactos ambientales negativos.

Teniendo en cuenta la metodología empleada, es preciso volver a destacar que no se encontraron trabajos previos que la hayan desarrollado en la totalidad del partido de Benito Juárez. No obstante, Vazquez et al. (2013) llevaron a cabo una ZAE de la cuenca del río Quequén Grande (Buenos Aires, Argentina)²⁶.

Tanto en la citada investigación como en esta tesis, el proceso metodológico siguió líneas similares; destacándose, principalmente, los criterios considerados como insumos al momento de concretar la ZAE en cada una de las áreas. Si bien la totalidad del partido no se ubica en el interior de la cuenca y las épocas abordadas para los estudios varían, siendo analizados los años 1988, 1998 y 2008 en el caso de la cuenca; y los períodos comprendidos entre las campañas agroproductivas 1989/90-2002/03 y 2002/03-2014/15 en el presente trabajo, es posible plantear algunas comparaciones.

En base a lo anterior, pueden establecerse algunas similitudes. En primer lugar, en ambos trabajos se señala un notable y continuo crecimiento del área destinada a agricultura, muchas veces en zonas que no presentan los requerimientos necesarios e incluso, hacia áreas con importantes limitaciones para el desarrollo de la actividad. Asimismo, también concuerdan en el planteamiento de que este avance en el proceso de agriculturización se produjo en detrimento de la superficie ganadera, la cual manifestó un corrimiento e intensificación hacia tierras de menor productividad, áreas marginales con limitaciones de diferente tipo y magnitud y hacia ambientes confinados (Paruelo et al., 2006; Nevani, 2007; Marino y Agnusdei, 2007; Bilenca et al., 2008; Bisang, 2008; Oesterheld, 2008; Arceo, 2017; Auer et al., 2019); generando gran cantidad de impactos ambientales negativos (Cingolani et al., 2008), los cuáles resultaría interesante analizar en próximas líneas de investigación.

²⁶ Como ya se ha manifestado, dentro de la mencionada cuenca se ubica gran parte del área del partido de Benito Juárez.

CAPÍTULO IV

**ANÁLISIS DE LOS IMPACTOS AMBIENTALES
NEGATIVOS DE LAS TRANSFORMACIONES
EN LOS USOS DEL SUELO MEDIANTE
INDICADORES DE SUSTENTABILIDAD**

OBJETIVO ESPECÍFICO

- V. Seleccionar y aplicar IdS en las distintas UAE y en los diferentes períodos seleccionados, con la finalidad de valorar algunos de los impactos ambientales negativos de las transformaciones en los usos del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Al igual que sucede con otros tipos de herramientas, los resultados alcanzados mediante la utilización de IdS arrojan valores que no poseen un significado de gran relevancia por sí mismos (Viglizzo, 2003). No obstante, la importancia de su implementación radica en la capacidad de establecer comparaciones entre los valores obtenidos, ya sea espacial o temporalmente.

Con el propósito de ponderar algunos de los impactos negativos de las transformaciones asociadas al avance de la agriculturización y su variación en los períodos abordados, se seleccionaron y estimaron cinco IdS para las campañas agroproductivas 1989/90, 2002/03 y 2014/15.

Los cuatro primeros fueron los indicadores **Riesgo de contaminación por plaguicidas (RCP)**, **Riesgo de Intervención del Hábitat (RIH)**, **Impactos sobre el Ecosistema (ISE)** y **Balance aparente de N y P (BANyP)**, los cuales se adaptaron del programa AgroEcoIndex (Viglizzo, 2003). Posteriormente, se empleó el indicador **Pérdida de suelos por erosión**, mediante la utilización de la “Universal Soil Loss Equation (USLE)” (Ecuación Universal de Pérdida de Suelo) establecida por Wischmeier y Smith (1978).

En primer lugar, y con el objetivo de establecer una base general, los IdS fueron valorados a nivel de partido. Posteriormente, con la finalidad de concretar un análisis con mayor detalle, los IdS se calcularon a nivel de UAE.

Los datos sobre plaguicidas y fertilizantes se obtuvieron a partir del análisis de trabajos e informes antecedentes y de la realización de entrevistas semiestructuradas a informantes clave con conocimiento sobre estas temáticas en el territorio: técnicos de INTA Benito Juárez, responsables de distintas agronomías, productores agropecuarios y asesores. Las entrevistas se llevaron a cabo luego de pautarlas previamente con los interesados, su duración fue de 30 minutos promedio (conforme a la disponibilidad del entrevistado y el interés demostrado en profundizar algún tema en particular), las respuestas se volcaron en una planilla (ver Anexo IV) y, en algunos casos, fueron registradas mediante grabaciones, bajo el consentimiento de los involucrados.

Sumado a lo anterior, se destaca que las entrevistas se desarrollaron hasta alcanzar una saturación teórica, en la que nuevas observaciones ya no conducían a generar información adicional. De esta manera, se trata de una investigación cualitativa donde la muestra de

informantes busca comprender la complejidad del fenómeno y no obtener representatividad estadística (Mussetta y Barrientos, 2015).

Estimación de Indicadores de Sustentabilidad a nivel de partido.

Riesgo de contaminación por plaguicidas

Este indicador es utilizado para desarrollar un índice relativo que valore el riesgo de la utilización de distintos tipos de plaguicidas (insecticidas, herbicidas y fungicidas). Para llevar a cabo esta estimación, se multiplica la toxicidad y la cantidad de cada producto aplicado (consideradas como dos de los factores de riesgo más importantes) por los factores relativos a la persistencia y movilidad de los compuestos (Weber, 1994 citado en Viglizzo, 2003).

A través de la adaptación del indicador, fue estimado el potencial impacto negativo asociado a la utilización de plaguicidas, considerando modificaciones efectuadas a partir de los datos disponibles, y teniendo en cuenta diferentes valores específicos de cada sustancia analizada. Para ello, se utilizó la Fórmula (2):

$$RCP = \frac{\left(\frac{1.000}{DL_{50}} \left[\frac{Ksp+r}{2} + Koc + T^{1/2} \right] \times c \times s \right)}{1.000.000.000.000} \quad (2)$$

Donde:

RCP: Riesgo de contaminación por plaguicidas (adimensional);

DL₅₀: dosis letal media de los principales plaguicidas utilizados, que determina la toxicidad de los compuestos (mg kg⁻¹);

Ksp: solubilidad en agua de los principales plaguicidas utilizados;

r: permeabilidad del suelo en las capas superficiales;

Koc: coeficientes de adsorción de los compuestos por la fase orgánica del suelo;

T^{1/2}: vida media de los productos utilizados;

c: cantidad de producto aplicada por unidad de superficie; y

s: superficie total en la cual se aplica el producto.

Según varios autores (Candela, 2003; Gonzalez et al., 2010; Sarandón et al., 2013), los diversos factores considerados han sido clasificados como de gran importancia al momento de evaluar el potencial de contaminación de los plaguicidas.

La toxicidad, que se encuentra expresada como $1.000/DL_{50}$ (mil dividido la dosis letal media oral para ratas macho, expresada en $mg\ kg^{-1}$ de peso corporal), es el único factor que no es relativo (Viglizzo, 2003).

En cuanto al resto de los factores presentes en la ecuación, tal como indica la metodología aplicada, se emplearon valores relativos de 1 a 5 (Weber, 1994 citado en Viglizzo, 2003). El primero (K_{sp}), se encuentra asociado a que un producto (o alguno de sus metabolitos) logre llegar a un acuífero y afecte a la población humana, al ganado abrevado o a los cultivos irrigados. Además, este factor es asociado (mediante una semisuma) con la capacidad de recarga del acuífero (r), considerada a partir de la permeabilidad del suelo en las capas superficiales. Este último valor es estimado a partir de la textura de los suelos analizados en el área de estudio (Viglizzo, 2003).

Por otra parte, también se incluye el K_{oc} ya que aquellos plaguicidas que poseen altos valores relativos de adsorción, tienen en teoría menor movilidad en el suelo y, mientras se encuentren adsorbidos por este, no presentarían toxicidad durante mayor cantidad de tiempo. El último de los factores considerados acerca de la toxicidad fue $T_{1/2}$, el cual se encuentra directamente relacionado con la probabilidad de que el producto o alguno de sus derivados entre en contacto con seres vivos, los que podrían verse afectados negativamente (Viglizzo, 2003).

A partir de las entrevistas, se alcanzó información acerca de los principales plaguicidas utilizados como sustento de la producción en el área de estudio y sus dosis de aplicación. Los valores adquiridos fueron sistematizados y analizados, y de esta manera se obtuvieron aquellos que finalmente fueron utilizados en el presente trabajo. En este sentido, se consideraron aquellos productos que se repitieron al menos 25 veces en las entrevistas, mientras que las dosis de aplicación resultaron de un promedio de los valores obtenidos para cada producto.

Los datos específicos de cada plaguicida se obtuvieron de Viglizzo (2003), hojas técnicas generadas por las industrias productoras y de diversas bases de datos: EPA (“Environmental Protection Agency”; Agencia de Protección Ambiental), EXTTOXNET, “National Pesticide Information Center” (Centro de Información Nacional sobre Pesticidas), “Pesticide Action Network International Database” (Base de datos de la Red de Internacional de Acción en

Pesticidas) y “University of Hertfordshire Pesticide Properties DataBase” (Base de Datos de las propiedades de los Pesticidas de la Universidad de Hertfordshire)²⁷. Por último, la información referida a la superficie de aplicación, que en este caso se corresponde a las áreas agrícolas del partido (conformadas por el conjunto de las áreas cultivadas y cultivables), fue alcanzada a partir de los estadísticos generados por las CS (Capítulo II). En este aspecto, se destaca que la totalidad del área agrícola fue adoptada como superficie de aplicación, debido a que se consideró que en la región RPArg la producción es desarrollada bajo un modelo de intensa utilización de insumos químicos (Viglizzo et al., 2011).

Finalmente, los factores hasta aquí expuestos se multiplicaron por la dosis y superficie de aplicación de los productos en cada caso y se sumaron los valores de todos los productos dentro del área definida para ser evaluada.

Riesgo de intervención del hábitat

Con el fin de llevar a cabo una evaluación acerca de algunas de las implicancias negativas de las transformaciones agroproductivas sobre el hábitat se utilizó el RIH, el cual brinda una clara noción acerca del riesgo generado por este tipo de prácticas y permite, a su vez, establecer una comparación entre ellas y su evolución temporal; razón por la cual ha sido empleado en diversas áreas. Así, el indicador fue calculado para las principales actividades productivas llevadas a cabo en el partido y modificado para desarrollar el análisis a escala regional.

La estimación del RIH apunta a 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 y, en una proporción equivalente, afecta a la biodiversidad del lugar (Viglizzo, 2003).

²⁷ EPA: <https://iaspub.epa.gov/apex/pesticides/f?p=chemicalsearch:1>
EXTOXNET: <http://extoxnet.orst.edu/pips/ghindex.html>
National Pesticide Information Center: <http://npic.orst.edu/ingred/ppdmove.htm>
PAN Pesticides Database: http://www.pesticideinfo.org/List_ChemicalsAlpha.jsp?ChemName=B
Pesticide Properties DataBase: <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/es/atoz.htm>

El indicador permite, a partir del 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 los siguientes:

- a- **Cantidad de especies**²⁸: se asume que una mayor cantidad de especies puede traducirse como una mayor capacidad del hábitat para alojar organismos. Consecuentemente, 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. 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.
- b- **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 ello, 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.
- c- **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.

²⁸ Para el presente trabajo no se evalúa realmente la cantidad de especies en sí. En realidad, se considera que dentro de las áreas destinadas a agricultura (debido principalmente al avance del monocultivo), el número de especies es menor que en los ecosistemas naturales o pasturas.

- d- **Organización en estratos verticales:** se asume que una mayor cantidad de estratos se relaciona directamente con una elevada disponibilidad de sitios para su utilización como hábitats naturales. Por lo tanto, una modificación en este 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.
- e- **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).

Con el propósito de alcanzar el valor del RIH del partido, en primer lugar, se estableció una suma de los coeficientes obtenidos para cada una de las actividades y se dividió dicha sumatoria por 26 (valor máximo de la sumatoria de esos valores parciales, permite obtener un valor entre cero y uno), lo que permitió la estimación del **Riesgo parcial de intervención del hábitat (RPIH)**, el cual quedó expresado como se muestra en la Fórmula (3):

$$RPIH = \frac{Ce+Or+Pe+Oev+Osv}{26} \quad (3)$$

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 en estratos verticales; y

Osv: coeficiente de organización en sub-estratos verticales.

Todos los factores que componen la fórmula son adimensionales.

Prosiguiendo, los valores obtenidos para cada una de las actividades (RPIH) se multiplicaron por un coeficiente de ponderación que expresa la superficie ocupada por cada actividad en el partido (obtenidos de las CS exhibidas en el Capítulo II); alcanzando de esta manera el RIH

de cada actividad. Así, la sumatoria de los valores conseguidos expresa el RIH total, tal como se observa en la Fórmula (4):

$$RIH = \sum cpSupAc * RPIH \quad (4)$$

Donde:

RIH: Riesgo de intervención del hábitat (adimensional);

cpSupAc: coeficiente de ponderación que indica la proporción del partido ocupada por la superficie agrícola y ganadera (obtenida a partir de las CS) y

RPIH: Riesgo parcial de intervención del hábitat. Todos los factores que componen la fórmula son adimensionales.

Por último, se destaca que, si bien dentro del partido se definieron cuatro usos del suelo principales, al momento de realizar los cálculos del indicador no se tuvieron en cuenta el área urbana ni los cuerpos de agua superficiales. Esto se debe, en primer lugar, a que el presente trabajo buscó hacer hincapié en los riesgos evidenciados en las zonas productivas. Igualmente, debido a que en las áreas urbanas el ecosistema natural se encuentra completamente sustituido, el riesgo parcial en este tipo de uso sería el máximo posible (1). Además, en relación con las superficies con cuerpos de agua, el riesgo parcial resultaría mínimo o nulo; ya que la presencia de agua limita, en cierta medida, los diversos tipos de intervenciones.

Impactos sobre el ecosistema

El indicador es utilizado con el propósito de estimar el nivel de afectación que diversos procesos productivos que degradan el ambiente generan sobre los ecosistemas. Teniendo en consideración que en este trabajo se hizo énfasis en el avance de la agriculturización, la fortaleza del indicador radica en que sus valores indican el impacto conjunto del riesgo producido por la utilización de plaguicidas y la intervención del hábitat ocasionada por la actividad. Por esta razón, los resultados alcanzados se encuentran directamente en proporción a los obtenidos previamente para el RCP y el RIH. El ISE fue estimado mediante la siguiente Fórmula (5), adaptada de Viglizzo et al. (2003):

$$ISE = p * (RCP + a) \quad (5)$$

Donde:

ISE: Impacto sobre el ecosistema (adimensional);

p: proporción de la superficie del uso del suelo destinado a la agricultura en el partido (obtenido a partir de las CS); y

a: RIH de la actividad agrícola.

Todos los factores que componen la fórmula son adimensionales.

Balance aparente de Nitrógeno y Fósforo

En cuanto a la metodología utilizada, nos encontramos ante gran cantidad de trabajos que han desarrollado investigaciones acerca de balances de nutrientes a nivel internacional (Martín et al., 1996; Stewart, 2007; La Manna y Durán, 2008; Mancassola y Casanova, 2015; Adamtey et al., 2016; Eulenstein et al., 2016; Holly et al., 2018; van Leeuwen et al., 2019;) y nacional (Studdert y Echeverría, 2000; Martellotto, 2001; Flores et al., 2007; Iglesias et al., 2008; Landriscini et al., 2010; Manchado, 2010; Oyhantçabal y Narbondo, 2012; Golik et al., 2014; Ferraris et al., 2015; Voisin et al., 2016).

Al analizar la bibliografía pertinente, se observó que existen diversas tentativas de modelización (Gutiérrez et al., 2015). Muchas de ellas ponen en consideración cuatro fuentes de ganancia de nutrientes: fertilizantes de síntesis, abonos orgánicos, deposición atmosférica y sedimentación. Como excepción, se encuentra el balance de N, donde también debe considerarse la fijación biológica. Para el caso de las pérdidas, el número de causas asciende hasta cinco: productos cosechados, lavado, remoción de residuos de cosecha, pérdidas gaseosas y erosión (Iglesias et al., 2008). Cuando reflexionamos sobre estos modelos, nos encontramos ante cálculos que resultan por demás complejos y más aún si tenemos en cuenta que el concepto de balance de nutrientes se amplía en el tiempo cuando se considera una determinada rotación que incluye más de un cultivo o un ciclo agrícola. Asimismo, la dinámica de los nutrientes dentro del sistema suelo-planta involucra modificaciones que generalmente exceden el período de crecimiento de un cultivo, por ejemplo, la residualidad de P (Iglesias et al., 2008).

Teniendo presente lo complejo que puede resultar trabajar con este tipo de balances, se intentó realizar una simplificación metodológica. Para ello, se llevó a cabo un balance aparente (acotado), debido a que no se consideran las transformaciones sucedidas dentro del sistema

suelo-planta, ni las pérdidas gaseosas, por lavado o erosión (Ciampitti y García, 2008). Además, tampoco se tuvieron en cuenta los ingresos generados por el aporte de nutrientes de los residuos de cultivos desarrollados en un mismo lote, ya que se lo plantea como un reciclaje dentro del mismo sistema suelo (Manchado, 2010).

Por consiguiente, se definió como extracción de nutrientes a aquella exclusivamente derivada de la producción en t de granos. Para la reposición, se trabajó con la superficie sembrada (ha), la aplicación de fertilizantes efectuada (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 sobre la producción y superficie se encuentra referenciada a los cinco principales cultivos agrícolas presentes en el partido.

Con relación a ello, en gran cantidad de regiones, la fertilización química y la fijación biológica conforman la vía de mayor importancia en lo referente a la reposición de los nutrientes extraídos. Consecuentemente, efectuar una estimación del balance que incluya como entrada únicamente la aplicación de fertilizantes, y como única salida los productos de cosecha (en zonas donde el resto de las salidas son relativamente escasas), resulta ser un correcto indicador de la sustentabilidad de los sistemas agrícolas (Roy et al., 2003).

La metodología aplicada para el análisis, se basó en la adaptación del indicador de balance de N y P de Viglizzo (2003). Para esto, se generaron las fórmulas correspondientes y se compararon los resultados a nivel de partido para las campañas 1989/1990, 2002/03 y 2014/15.

Este indicador puede arrojar, según Manchado (2010) y Ferro et al. (2016), tres conclusiones posibles. Por un lado, un escenario neutro (el valor alcanzado es igual a cero), indicando que la extracción de los nutrientes es repuesta mediante fertilización química o mecanismos biológicos (como la fijación biológica de N). En otro caso, puede darse un balance negativo (cuando los egresos superan a los ingresos), señalando así un empobrecimiento de nutrientes; y, por último, es posible obtener un resultado positivo (con ingresos superiores a los egresos).

A partir de las entrevistas semiestructuradas efectuadas se obtuvieron los datos acerca de los principales fertilizantes empleados y sus dosis de aplicación. Para ello, al igual que con los plaguicidas, se consideraron aquellos productos que se repitieron al menos 25 veces en las entrevistas. Por su parte, la cantidad de N y P aportados por cada uno de estos fue extraída 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 del Ministerio de Agricultura de la Nación y a bases de datos de la agencia INTA de Benito Juárez.

Al momento de llevar a cabo la estimación del balance, en primer lugar, se desarrolló un análisis acerca del ingreso y egreso de N a partir de las siguientes Fórmulas (6) y (7):

$$iN = ip + if + ifb. \quad (6)$$

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.

$$eN = Nexp. \quad (7)$$

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 (8) y (9):

$$iP = if \quad (8)$$

Donde:

iP: Ingreso de P;

if: Ingreso de P a partir de la aplicación de fertilizantes.

$$eP = Pexp. \quad (9)$$

Donde:

eP : Egreso de P;

P_{exp} : Estimación del P exportado con el producto (en granos) que sale de los establecimientos.

Luego de alcanzados los valores de ingreso y egreso de ambos elementos en evaluación, fue posible establecer los balances propiamente dichos para cada campaña analizada, mediante las Fórmulas (10) y (11):

$$\text{Balance de N} = (iN - eN) \quad (10)$$

$$\text{Balance de P} = (iP - eP) \quad (11)$$

Una vez que se contó con los resultados de ambos balances, se consideró estimar un valor de referencia en cuanto a la cantidad de t de nutrientes perdidas por ha, teniendo en cuenta el área total destinada a la agricultura dentro del partido. Así, la pérdida de N y P, expresada en t de nutrientes por unidad de superficie ($t \text{ ha}^{-1}$) se obtuvo como el cociente entre el valor alcanzado para el balance de cada nutriente y la superficie agrícola existente en cada campaña (ver Capítulo III). En último lugar se llevó a cabo una comparación entre los resultados conseguidos para las tres campañas.

Pérdida de suelos por erosión

La estimación de las tasas de erosión actual (A) y erosión potencial (EP) se concretó mediante la utilización de la USLE establecida por Wischmeier y Smith (1978), la cual ha sido empleada ampliamente alrededor del mundo (Bonilla et al., 2010; Nájera González et al., 2016); debido a su capacidad de aplicación a diversas áreas, bajo costo cuando se cuenta con datos de base disponibles y su eficacia para lograr identificar regiones susceptibles a la erosión (Hernández y Dufilho, 2012). Para ello, se recurrió a la siguiente Fórmula (12):

$$A = R * K * L * S * C * P \quad (12)$$

Donde:

A: Tasa de erosión actual ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$);

R: Erosividad de las lluvias ($\text{hJ cm m}^{-2} \text{ h}^{-1}$);

K: Susceptibilidad del suelo a la erosión hídrica ($t \text{ m}^2 \text{ h ha}^{-1} \text{ hJ}^{-1} \text{ cm}^{-1}$);

- L*: Longitud de la pendiente (m);
- S*: Gradiente de la pendiente (%);
- C*: Factor cultivo o cobertura (adimensional);
- P*: Factor práctica conservacionista (adimensional).

A fin de calcular la erosión con la mencionada ecuación, se utilizó la aplicación web de Gvozdenovich et al. (2015). La información necesaria para el cálculo de cada factor se obtuvo a partir de datos específicos de las series de suelo predominantes en cada UEc²⁹, provenientes de diversas fuentes.

El factor R resulta en función de los valores de lluvia y escurrimiento (Gaitán et al., 2017) y fue obtenido considerando los dominios edáficos que caracterizan el área, publicados por Scotta et al. (1989) e Irurtia y Cruzate (2002).

En cuanto a la estimación del factor K, se requirió información específica referida a características edáficas de los perfiles de suelos, tal es el caso del porcentaje de MO, porcentaje de limo y arena muy fina, grado de estructura, permeabilidad y porcentaje de arcilla (Gaitán et al., 2017); los cuales fueron extraídos del portal GeoINTA y cargados en la aplicación.

Los factores L y S son analizados en conjunto y se los denomina factor topográfico (LS), el cual establece el aporte que efectúa el relieve a la erosión hídrica. Los datos de longitud y gradiente fueron conseguidos a partir de información proveniente de Irurtia y Cruzate (2002) y GeoINTA, respectivamente. Por último, tanto el factor C como el P dependen directamente de la forma de manejo que cada uno de los productores lleve a cabo dentro de su establecimiento, por lo que los datos se adquirieron a partir de las entrevistas efectuadas a los informantes clave.

El producto resultante de estos seis factores, permitió estimar A para una situación determinada de suelo, relieve, clima, cultivo y manejo. En cuanto al valor de EP, se obtuvo de la misma manera que A, pero sin considerar los valores de C y P (a partir del producto de los factores R, K y LS); y se la define como la máxima posible para un determinado lugar, teniendo en cuenta un suelo desnudo durante todo el año. Los valores de A y EP para cada

²⁹ Las series de suelo predominantes fueron definidas previamente, en el Capítulo I.

unidad, se obtuvieron a partir de la sumatoria de los valores obtenidos para cada serie multiplicados por la proporción de superficie que ocupa cada una de ellas respecto al total de la unidad.

En el caso de los valores de EP se efectuó, además, una comparación entre los resultados alcanzados para cada una de las UEc y los valores límites establecidos por la FAO (1980, Tabla 10).

Tabla 10. Porcentaje de la superficie de la República Argentina de acuerdo a la clase de erosión hídrica potencial

Grado de erosión	t ha año⁻¹	% de la superficie nacional
Leve	10	39,70
Moderado	10-50	33,90
Alto	50-200	17,30
Muy alto	> 200	9,10

Fuente: FAO (1980).

Finalmente, la información obtenida acerca de A y EP junto con la correspondiente a la superficie destinada a agricultura³⁰, se utilizó en la determinación de la pérdida total de suelos (t año⁻¹) y su variación entre los años analizados. Para ello, fueron seleccionadas las dos series más representativas de las cinco unidades (Az y LHe) y se calcularon valores promedio de su A y EP, que posteriormente se multiplicaron por la superficie agrícola total del partido para las campañas 1989/90, 2002/03 y 2014/15, obteniéndose los valores de pérdida total de suelos actual (PTSA) y pérdida total de suelos potencial (PTSP). De esta manera, resultó posible recabar información de gran utilidad al momento de plantear estrategias tendientes a una correcta ordenación ambiental del territorio.

Tolerancia de los suelos a la erosión

En relación con el último indicador, los valores alcanzados para A fueron comparados con los valores de tolerancia (Tol) estimados por INTA (Gaitán et al., 2017), la cual hace referencia a la tasa máxima de erosión que permite mantener un elevado nivel de productividad. En ese

³⁰ Obtenida a partir de las CS presentadas en el Capítulo II.

informe, los autores establecieron niveles de Tol variables de acuerdo al régimen climático y la profundidad del suelo; correspondiendo las mayores tasas a suelos profundos de zonas húmedas (mayor tasa de formación de suelo) y las más bajas a suelos someros de zonas áridas (baja tasa de formación de suelo).

Para llevar a cabo la comparación, se tomó en cuenta la profundidad del suelo de cada una de las series dominantes antes mencionadas y las condiciones climáticas de la región donde se encuentran localizadas. A partir de ello, se estableció un límite de Tol para cada serie de suelo y, posteriormente, se realizó un promedio de estos datos obteniendo el valor del límite de Tol por UEc.

Una vez obtenidos los valores de A y Tol de cada UEc, fue posible contrastarlos y definir si el sistema productivo era sostenible o no, desde el punto de vista de la erosión hídrica. Para ello se estableció que, si el valor de A era mayor al de Tol, el sistema generaba erosión y no era sostenible. Contrariamente, si resultaba menor, se consideraba que no generaba erosión y por lo tanto era sostenible (Iruña y Cruzate, 2002).

Estimación de Indicadores de Sustentabilidad a nivel de Unidades Agroecológicas

Los IdS fueron calculados de manera general a nivel de UAE, buscando obtener información que permita la posterior generación de áreas prioritarias de actuación (APA). Para ello, en primer lugar, los indicadores se debieron estimar para cada UEc. Lo mencionado se fundamenta en que gran parte de la información empleada en las diferentes fórmulas (superficies, dosis de aplicación, entre otras) se corresponde a una campaña agroproductiva en particular. Además, los límites que definen las UEc coinciden con los de las UAE, conformando una base adecuada sobre la que efectuar los cálculos. Así, debido a 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.

Con el fin de concretar lo antes mencionado, se debieron realizar algunas modificaciones a los procedimientos metodológicos enunciados precedentemente:

Riesgo de contaminación por plaguicidas

Para desarrollar la estimación volvió a utilizarse la Fórmula (2). Sin embargo, el factor s (que inicialmente hacía referencia a la superficie agrícola total del partido), representó la superficie destinada a agricultura en cada UAE, para las tres campañas evaluadas.

Riesgo de intervención del hábitat

La evaluación del indicador surgió de una nueva implementación de la Fórmulas (3 y 4). En este caso, el factor $cpSupAc$ no se refirió a valores de las distintas actividades a nivel del total del partido, sino que fue calculado como el coeficiente de ponderación que indica la proporción de cada UAE ocupada por la superficie destinada a la actividad agrícola y ganadera³¹.

Impactos sobre el ecosistema

En este caso se utilizó nuevamente la Fórmula (5). No obstante, el factor p (que indicaba la proporción de la superficie destinada a la actividad agrícola en el partido) pasó a representar la superficie consignada a agricultura en cada una de las UAE. Por otra parte, el resto de los factores resultaron modificados con relación a los cambios mencionados para el RCP y el RIH.

Balance aparente de Nitrógeno y Fósforo

Con la finalidad de efectuar una estimación acerca de los balances a nivel de UAE, se empleó como base la información adquirida acerca del balance de N y P por unidad de superficie, para las tres campañas analizadas. En función de ello, se efectuó el producto entre los datos mencionados y el área destinada a agricultura por unidad.

Pérdida de suelos por erosión

Al momento de establecer la estimación de la pérdida de suelos a nivel de UAE, se consideró nuevamente la relación entre los valores de A y EP y el área destinada a agricultura; aunque en este caso, los datos concernientes a superficie se encontraron asociados a los valores presentes en cada unidad (ver Capítulo III) y no a la totalidad del partido. Consecuentemente, una vez que se contó con la información necesaria, fue posible estimar la pérdida total de

³¹ Valores obtenidos mediante la superposición de las CS y las UEC, descriptas en el Capítulo III.

suelos por erosión en cada una de ellas. Para esto, los valores de A y EP fueron multiplicados por la superficie agrícola de cada unidad, obteniéndose de esta manera la pérdida expresada en $t \text{ año}^{-1}$.

RESULTADOS

En este apartado, se especifican los resultados alcanzados mediante el mencionado procedimiento metodológico; los cuales fueron presentados en reuniones científicas (Sequeira y Tula, 2018; Sequeira et al., 2018; Sequeira y Vazquez, 2019b; Sequeira et al., 2019b) y publicados en revistas científicas (Sequeira et al., 2019c, 2021c).

Estimación de Indicadores de Sustentabilidad a nivel de partido.

Riesgo de contaminación por plaguicidas

Luego de realizados los cálculos correspondientes, es factible observar los resultados obtenidos para los tres años evaluados (Tablas 11, 12 y 13).

Tabla 11. Valor de los factores, dosis y superficies de aplicación de los principales plaguicidas empleados en 1989/90

Plaguicidas	DL 50	Ksp	r	Koc	T ^{1/2}	c 1989/90	s 1989/90	RCP 1989/90
Herbicidas								
Picloram	0,048	3	4	5	5	0,08		
2-4 D Sal Amina	0,882	3	4	5	2	0,90		
Dicamba	0,290	3	4	5	2	0,12		
Atrazina	0,325	2	4	4	3	4		
Acetoclor	0,419	2	4	2	2	2		
Insecticidas								
Cipermetrina	0,061	1	4	2	3	0,20		
Deltametrina	1,000	1	4	3	3	0,20		
Dimetoato	1,074	5	4	5	1	0,50		
Endosulfán	2,692	1	4	3	3	0,60		
Metamidofos	50,000	5	4	5	1	0,50		
DDT	8,850	4	4	5	1	0,40		
Fungicidas								
Propiconazole	0,125	3	4	4	3	0,90		
Tebuconazole	0,063	2	4	2	2	1		
<i>Promedios</i>	5,063	2,69	4	3,84	2,38	-		
Total	-	-	-	-	-	11,40		
							61983	0,021

Referencias: DL 50: dosis letal media de los principales plaguicidas utilizados, que determina la toxicidad de los compuestos (mg kg⁻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 corresponde al valor establecido para la Pampa Austral); 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); s: es la superficie total en la cual se aplica el producto (ha); y RCP 1989/90: Riesgo de contaminación por plaguicidas en el año indicado.

Tabla 12. Valor de los factores, dosis y superficies de aplicación de los principales plaguicidas empleados en 2002/03

Plaguicidas	DL 50	Ksp	r	Koc	T ½	c 2002/03	s 2002/03	RCP 2002/03
Herbicidas								
Glifosato	0,086	5	4	1	3	10		
2-4 D Sal Amina	0,882	3	4	5	2	1,50		
Dicamba	0,290	3	4	5	2	0,80		
Paraquat	1,840	2	4	1	5	0,80		
Insecticidas								
Cipermetrina	0,061	1	4	2	3	0,20		
Deltametrina	1,000	1	4	3	3	0,20		
Dimetoato	1,074	5	4	5	1	0,50		
Malatión	55,556	2	4	3	1	0,60		
Metamidofos	50,000	5	4	5	1	0,50		
Fungicidas								
Benomil	0,100	1	4	3	5	0,50		
Tiabendazol	0,200	2	4	3	5	0,50		
Tebuconazole	0,063	2	4	2	2	0,50		
<i>Promedios</i>	9,262	2,66	4	3,16	2,75	-		
Total	-	-	-	-	-	16,60		
							130934	0,070

Referencias: DL 50: dosis letal media de los principales plaguicidas utilizados, que determina la toxicidad de los compuestos (mg kg⁻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 corresponde al valor establecido para la Pampa Austral); Koc: coeficientes de adsorción de los compuestos por la fase orgánica del suelo (g g⁻¹); T½: vida media de los productos utilizados (días); c: expresa la cantidad de producto aplicada por unidad de superficie (l ha⁻¹); s: es la superficie total en la cual se aplica el producto (ha); y RCP 2002/03: Riesgo de contaminación por plaguicidas en el año indicado.

Tabla 13. Valor de los factores, dosis y superficies de aplicación de los principales plaguicidas empleados en 2014/15

Plaguicidas	DL 50	Ksp	r	Koc	T ½	c 2014/15	s 2014/15	RCP 2014/15
Herbicidas								
Glifosato	0,086	5	4	1	3	8		
2-4 D Sal Amina	0,082	3	4	5	2	1,50		
Dicamba	0,290	3	4	5	2	0,15		
Metsulfuron	0,120	4	4	5	3	0,01		
Paraquat	1,840	2	4	1	5	3		
Insecticidas								
Cipermetrina	0,061	1	4	2	3	0,20		
Deltametrina	1,000	1	4	3	3	0,20		
Clorpirifós	2,152	1	4	3	3	1		
Lufenurón	1,333	2	4	2	2	0,20		
Lambdacialotrina	1,953	1	4	2	3	0,10		

Metamidofos	50,000	5	4	5	1	0,50
Fungicidas						
Azoxistrobina	0,100	2	4	3	3	0,50
Tebuconazole	0,063	2	4	2	2	1
<i>Promedios</i>	4,544	2,46	4	3	2,69	-
Total	-	-	-	-	-	16,36
						294316
						0,101

Referencias: *DL 50*: dosis letal media de los principales plaguicidas utilizados, que determina la toxicidad de los compuestos (mg kg^{-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 corresponde al valor establecido para la Pampa Austral); *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}); *s*: es la superficie total en la cual se aplica el producto (ha); y *RCP 2014/15*: Riesgo de contaminación por plaguicidas en el año indicado.

Los valores alcanzados exhiben una notable variación. En el período 1989/90-2002/03 el RCP arrojó un incremento del 233,33 %. Por su parte, en el período 2002/03-2014/15 se evidenció un nuevo aumento (44,28 %).

Respecto de los productos aplicados en las tres campañas evaluadas, existió un claro predominio de los herbicidas por sobre otros plaguicidas; con valores cercanos al 62,3 % del total en 1989/90, 78,92 % en 2002/03 y 77,38 % en 2014/15. A su vez, dentro de estos, los mayormente empleados fueron la atrazina, representando un 56,34 % en el primer año; y el glifosato en el segundo y tercero, alcanzando un 76,34 y 63,19 % respectivamente. En este sentido, dentro de las transformaciones de mayor relevancia evidenciadas en el área de estudio se remarcan la interrupción en la utilización de atrazina y DDT, siendo este último uno de los compuestos más peligrosos; y el incremento en la aplicación de glifosato observada a partir de la campaña 2002/03. Adicionalmente, se resalta la utilización de clorpirifós en la campaña 2014/15, siendo que a partir del año 2009 comenzó a considerarse que este compuesto sea incluido en el listado de prohibición dentro del país (para más detalles sobre estos compuestos ver Anexo V).

Con relación a lo anterior, y considerando las características propias de cada producto, se destaca que en la campaña 1989/90 la cipermetrina se constituyó como el plaguicida con mayor poder contaminante; mientras que, tanto para 2002/03 como 2014/15, este lugar fue ocupado por el paraquat, seguido por el glifosato.

Riesgo de intervención del hábitat

A continuación, se muestran los valores correspondientes a los diversos coeficientes utilizados en cada año, y a los resultados obtenidos para el RPIH y RIH de cada actividad (Tabla 14).

Tabla 14. Valor de los coeficientes, RPIH y RIH del partido de Benito Juárez, en las campañas 1989/90, 2002/03 y 2014/15

Campaña	Actividades	cpSupAc	Ce	Or	Pe	Oev	Osv	RPIH	RIH
1989/90	Agricultura	0,117	10	7,50	5	0	0	0,86	0,10
	Ganadería	0,824	5	7,50	0	0	0	0,48	0,40
Total									0,50
2002/03	Agricultura	0,247	10	7,50	5	0	0	0,86	0,21
	Ganadería	0,711	5	7,50	0	0	0	0,48	0,34
Total									0,55
2014/15	Agricultura	0,557	10	7,50	5	0	0	0,86	0,48
	Ganadería	0,402	5	7,50	0	0	0	0,48	0,19
Total									0,67

Referencias: *cpSupAc*: coeficiente de ponderación que establece la proporción de la superficie del partido ocupada por cada actividad; *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; *RPIH*: riesgo parcial de intervención del hábitat; y *RIH*: riesgo de intervención del hábitat.

Una vez analizados, los resultados obtenidos permiten establecer que el RIH presentó modificaciones a lo largo del tiempo evaluado. Tanto en el período 1989/90-2002/03, como así también en el 2002/03-2014/15, es posible afirmar incrementos en el valor del indicador; los cuales fueron del 10 y 21,82 %, respectivamente.

Impactos sobre el ecosistema

Luego de efectuado el procedimiento metodológico, se muestran a continuación los resultados alcanzados para el ISE (Tabla 15).

Tabla 15. Valores del indicador ISE para el partido de Benito Juárez, en las campañas 1989/90, 2002/03 y 2014/15

Campaña	Actividad	p	l	a	ISE
1989/90	Agricultura	0,117	0,021	0,10	0,014
2002/03	Agricultura	0,247	0,070	0,21	0,070
2014/15	Agricultura	0,557	0,101	0,48	0,324

Referencias: *p*: proporción de la superficie del uso del suelo destinado a la agricultura en el partido; *l*: RCP; y *a*: RIH.

Considerando los valores alcanzados para el indicador, se observa que el ISE creció en ambos períodos evaluados. En el primero, se produjo un aumento del 400 %; mientras que, para el segundo, el incremento fue del 362, 86 %.

Balance aparente de Nitrógeno y Fósforo

Los fertilizantes mayormente empleados en el partido son fosfato monoamónico (FM), fosfato diamónico (FD) y urea (UR).

En referencia a este indicador, se vuelve ineludible remarcar que no se fertilizó la totalidad de las tierras destinadas a la actividad agrícola. A partir de datos aportados por informantes clave y diversas investigaciones (FAO, 2004a; FAC, 2014), se evidenció que los valores de aplicación de fertilizantes presentaron diferenciaciones de acuerdo con el cultivo analizado (Figura 14). De esta forma, en la Figura 15 se muestra la superficie de cada cultivo que fue efectivamente fertilizada para cada campaña.

Figura 14. Variación en la fertilización (%) de los principales cultivos para las tres campañas agrícolas evaluadas

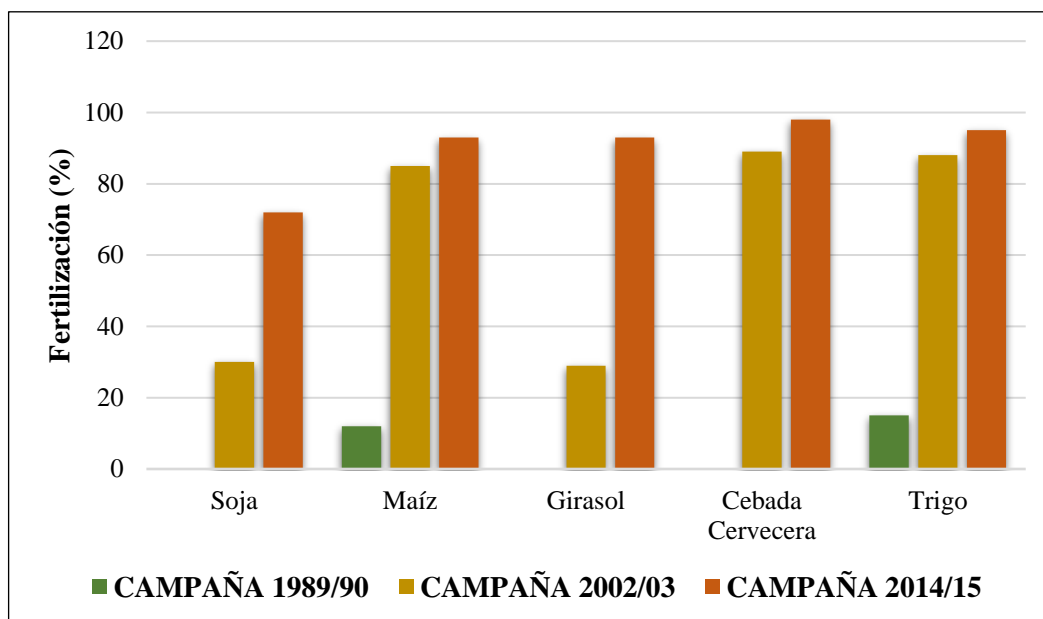
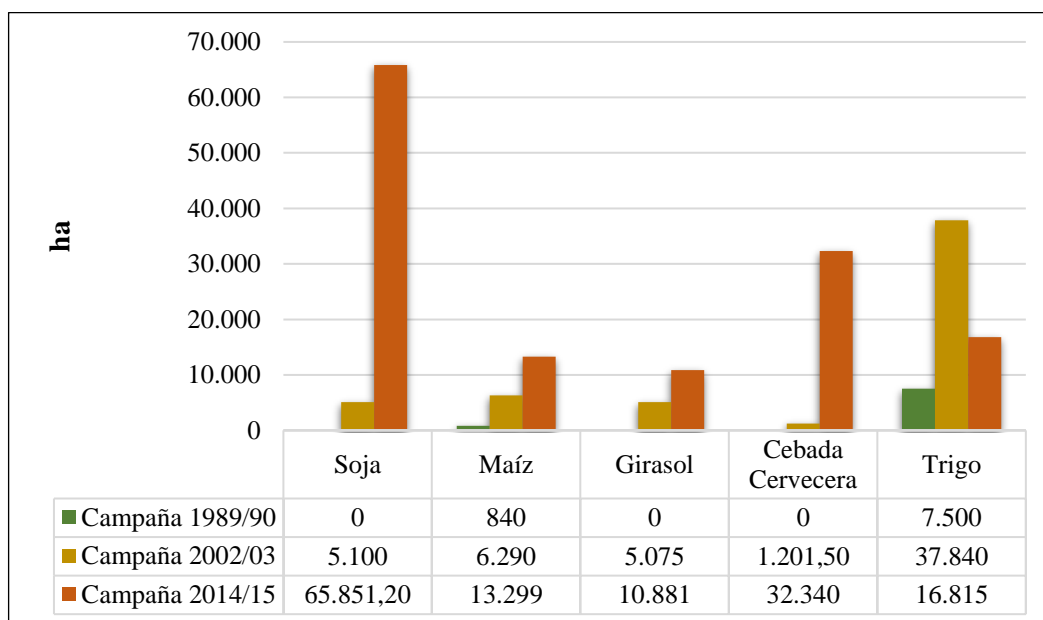


Figura 15. Superficie (ha) fertilizada para cada cultivo en las tres campañas agrícolas evaluadas



Además de las variaciones en los porcentajes de áreas fertilizadas, también fue posible observar variaciones en cuanto a las dosis de fertilizantes aplicadas (Tabla 16).

Por otra parte, se estableció que, en relación directa con la extracción de nutrientes, los valores correspondientes al rendimiento (Figuras 16) y la producción (Figura 17) de los cultivos en cada campaña demostraron notables diferencias.

Tabla 16. Dosis de aplicación de fertilizantes (kg ha^{-1}) para los principales cultivos del área de estudio

Cultivos	Fertilizantes	Dosis 1989/90	Dosis 2002/03	Dosis 2014/15
Soja	Fosfato Monoamónico	-	42,5 0	30
Maíz	Fosfato Diamónico	12	85	60
	Urea	15	127,5 0	90
Girasol	Fosfato Diamónico	-	25,50	18
Cebada cervecera	Fosfato Diamónico	-	68	48
	Urea	-	114,75	81
Trigo	Fosfato Diamónico	10	68	48
	Urea	13	114,75	81

Figura 16. Variación de los rendimientos (kg ha^{-1}) obtenidos para los principales cultivos en las tres campañas agrícolas evaluadas

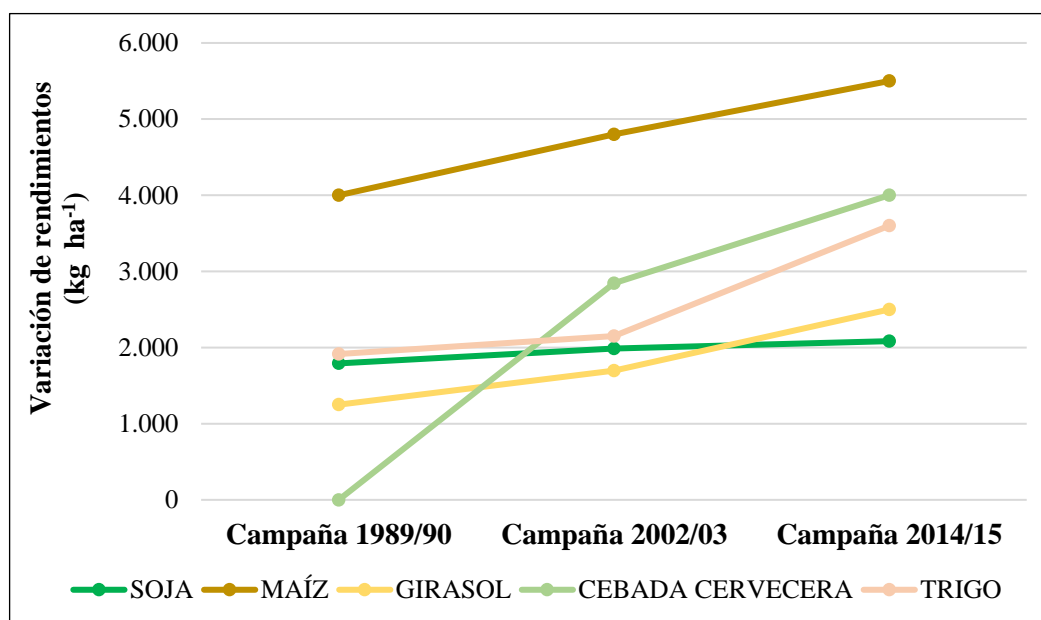
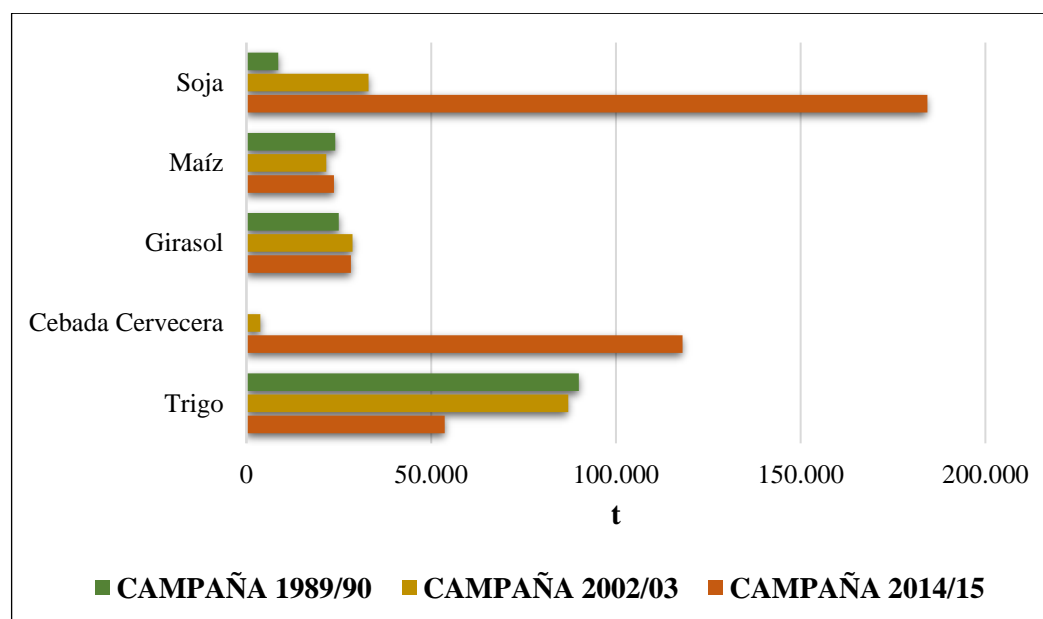


Figura 17. Variación de la producción (t) obtenida para los principales cultivos en las tres campañas agrícolas evaluadas



Los valores correspondientes a ingresos y egresos de N y P dentro del partido, en las tres campañas analizadas, se presentan en la Tabla 17.

Tabla 17. Balance de N y P a nivel de cultivo y total de partido, para las tres campañas agroproductivas

Campaña	Cultivos/ Fuentes de Ingreso	iN (t)	eN (t)	Balance N (t)	iP (t)	eP (t)	Balance P (t)
1989/90	Soja	-	499,66	-499,66	-	58,48	-58,48
	Maíz	7,61	391,20	-383,59	0,88	84	-83,12
	Girasol	-	1.020	-1.020	-	190	-190
	Cebada Cervecera	-	-	-	-	-	-
	Trigo	58,35	2.061	-2.002,65	6,60	387	-380,40
	Precipitaciones y fijación biológica	430	-	430	-	-	-
Total		495,96	3.971,86	-3.475,90	7,48	719,48	-712
2002/03	Soja	26,01	1.917,30	-1.891,29	20,98	224,40	-203,42
	Maíz	465,14	352,08	113,06	47,05	75,60	-28,55
	Girasol	23,3	1.170,96	-1.147,66	11,39	218,12	-206,73
	Cebada Cervecera	78,13	56,55	21,58	7,19	11,31	-4,12
	Trigo	2.460,54	1.994,13	466,41	226,43	374,44	-148,01

	Precipitaciones y fijación biológica	1.650,01	-	1.650,01	-	-	-
Total		4.703,13	5.491,02	-787,89	313,04	903,87	-590,83
2014/15	Soja	237,06	10.708,18	-10.471,12	191,23	1.253,28	-1.062,05
	Maíz	694,21	385,49	308,72	70,22	82,77	-12,55
	Girasol	35,25	1.152,60	-1.117,35	17,23	214,70	-200,17
	Cebada Cervecera	1.484,41	1.770	-285,60	136,60	354	-217,40
	Trigo	771,81	1.228,36	-456,55	71,03	230,65	-159,62
	Precipitaciones y fijación biológica	9215,30	-	9215,30	-	-	-
Total		12.438,04	15.244,63	-2.806,60	486,31	2.135,40	-1.651,79

Referencias: *iN*: ingreso de Nitrógeno en toneladas; *eN*: egreso de Nitrógeno en toneladas; *iP*: ingreso de Fósforo en toneladas; y *eP*: egreso de Fósforo en toneladas.

Tanto el balance de N como el de P expresan resultados negativos. Aunque en la primera campaña evaluada se repuso un 12,49 % del N, solamente un 13,3 % de ese total fue de origen antrópico (fertilización), correspondiendo el porcentaje restante al ingreso por precipitaciones y a la fijación biológica por parte de la soja. En cuanto al P, el valor de reposición alcanzó un 1,04 %. En la segunda campaña, resultaron repuestos un 85,65 % del N (64,91 % por fertilización) y un 34,63 % del P. Finalmente, en la tercera, las reposiciones alcanzaron un valor del 81,6 % para el N (26 % por fertilización) y del 22,8 % para el P. En la totalidad de las campañas, la reposición de este último nutriente resultó ser 100 % a través de la aplicación de fertilizantes.

Los balances aparentes de ambos nutrientes y la superficie destinada a la agricultura en cada campaña, se presentan en la Tabla 18. En este sentido, resulta factible afirmar que la relación del balance de nutrientes y la superficie agrícola, también muestra contrastes entre las campañas evaluadas.

Tabla 18. Balance de N y P a nivel de cultivo y total del partido, y su relación con la superficie total destinada a la actividad agrícola

Campaña	Cultivos/ Fuentes de Ingreso	Balance N (t)	Balance N (t)/ Superficie (ha)	Balance P (t)	Balance (t)/ Superficie (ha)
1989/90	Soja	-499,66	-0,0080	-58,48	-0,0009
	Maíz	-383,59	-0,0061	-83,12	-0,0010
	Girasol	-1.020	-0,0164	-190	-0,0030
	Cebada Cervecera	-	-	-	-
	Trigo	-2.002,65	-0,0323	-380,40	-0,0061
	Precipitaciones y fijación biológica	430	0,0069	-	-
Total		-3.475,90	-0,0560	-712	-0,0114
2002/03	Soja	-1.891,29	-0,0144	-203,42	-0,0015
	Maíz	113,06	0,0008	-28,55	-0,0002
	Girasol	-1.147,66	-0,0087	-206,73	-0,0016
	Cebada Cervecera	21,58	0,0001	-4,12	-0,00003
	Trigo	466,41	0,0035	-148,01	-0,0011
	Precipitaciones y fijación biológica	1.650,01	0,0126	-	-
Total		-787,89	-0,0061	-590,83	-0,0044
2014/15	Soja	-10.471,12	-0,0356	-1.062,05	-0,0036
	Maíz	308,72	0,0010	-12,55	-0,00004
	Girasol	-1.117,35	-0,0038	-200,17	-0,0007
	Cebada Cervecera	-285,60	-0,0009	-217,40	-0,0007
	Trigo	-456,55	-0,0015	-159,62	-0,0005
	Precipitaciones y fijación biológica	9.215,30	0,0313	-	-
Total		-2.806,60	-0,0095	-1.651,79	-0,0056

Pérdida de suelos por erosión

Para el presente trabajo, el factor R adquirió valores disímiles, los cuales dependieron de cada una de las unidades evaluadas. En la UEc1, representada por el dominio 1, el valor de R ascendió a 306 hJ cm m⁻² h⁻¹. Por su parte, tanto la UEc2 como la UEc3 se encuentran caracterizadas por el dominio 2, y su valor de R fue igual a 312 hJ cm m⁻². Por último, la UEc4 y la UEc5 se encuentran representadas por el dominio 13, y alcanzaron un valor de R igual a 318 hJ cm m⁻².

Una vez aplicada la ecuación correspondiente, se calculó el factor K para cada una de las series de suelos que integran las UEc (Tabla 19).

Tabla 19. Valores alcanzados por diversos elementos que componen la susceptibilidad de los suelos a la erosión hídrica (factor K)

UEc	Serie	MO (%)	Limo + arena muy fina (%)	Grado de Estructura	Permeabilidad (cm hora ⁻¹)	Arcilla (%)	K (t m ² h ha ⁻¹ hJ ⁻¹ cm ⁻¹)
UEc1	SP	10	58,50	2 (granular fina)	4 (moderadamente lenta: 0,5 a 2)	32,80	0,100
	Az	7,69	68,20	3 (granular gruesa)	3 (moderada: 2 a 6,25)	30,30	0,224
UEc2	Ta	6,74	70,00	3 (granular gruesa)	3 (moderada: 2 a 6,25)	29,40	0,274
	Az	7,69	68,20	3 (granular gruesa)	3 (moderada: 2 a 6,25)	30,30	0,224
	CC	6,02	30,90	3 (granular gruesa)	4 (moderadamente lenta: 0,5 a 2)	30,70	0,176
UEc3	Ola	7,27	61,90	4 (bloques subangulares medios)	3 (moderada: 2 a 6,25)	33,80	0,252
	LLo	3,78	32,70	4 (bloques subangulares medios)	3 (moderada: 2 a 6,25)	25,00	0,247
	Az	7,69	68,20	3 (granular gruesa)	3 (moderada: 2 a 6,25)	30,30	0,224
UEc4	TA	3,87	26,90	3 (granular gruesa)	4 (moderadamente lenta: 0,5 a 2)	25,90	0,202
	LHe	1,04	42,50	4 (bloques subangulares medios)	5 (lenta: 0,125 a 0,500)	14,80	0,488
	SIs	1,36	34,50	4 (bloques angulares medios)	6 (muy lenta: inferior a 0,125)	32,40	0,380
UEc5	LHe	1,04	42,50	4 (bloques subangulares medios)	5 (lenta: 0,125 a 0,500)	14,80	0,488
	Ele	1,21	490	4 (laminar)	5 (lenta: 0,125 a 0,500)	13,90	0,546
	CBu	1,60	45,20	4 (bloques subangulares medios)	5 (lenta: 0,125 a 0,500)	17,00	0,484
	Cru	1,72	46,70	4 (bloques subangulares medios)	4 (moderadamente lenta: 0,5 a 2)	15,80	0,466

Referencias: SP: Sierra de los Padres; Az: Azul; Ta: Tandil; CC: Cinco Cerros; Ola: Olavarría; LLo: La Loma; TA: Tres Arroyos; LHe: Las Hermanas; SIs: San Isidro; Ele: Elena; CBu: Coronel Bunge; Cru: Cruzada; y MO: materia orgánica.

Por otra parte, la información necesaria para la obtención del factor LS se evaluó en función de los suelos dominantes en cada UEc (Tabla 20).

Tabla 20. Valores referidos a longitud y gradiente de las pendientes (factor LS) de las diferentes series de suelos

UEc	Serie	Longitud de la pendiente (m)	Pendiente (%)	LS
UEc1	SP	300	6,50	2,36
	Az	300	2,00	0,47
UEc2	Ta	300	2,00	0,47
	Az	300	2,00	0,47
	CC	300	5,50	1,86
UEc3	Ola	300	2,00	0,47
	LLo	300	2,00	0,47
	Az	300	2,00	0,47
UEc4	TA	200	2,00	0,42
	LHe	200	0,50	0,1
	SIs	200	0,25	0,06
UEc5	LHe	200	0,50	0,1
	Ele	200	0,50	0,1
	CBu	200	0,50	0,1
	Cru	200	1,00	0,19

Referencias: *SP*: Sierra de los Padres; *Az*: Azul; *Ta*: Tandil; *CC*: Cinco Cerros; *Ola*: Olavarría; *LLo*: La Loma; *TA*: Tres Arroyos; *LHe*: Las Hermanas; *SIs*: San Isidro; *Ele*: Elena; *CBu*: Coronel Bunge; *Cru*: Cruzada; y *LS*: factor topográfico.

Los valores que representaron al factor C, fueron diferentes según el momento considerado. La principal diferencia al efectuar el cálculo se debió a que, en la campaña 1989/90, la agricultura dentro del partido era desarrollada mediante siembra convencional (SC) o tradicional. En contraposición, tanto para las campañas 2002/2003 y 2014/2015, esta práctica fue reemplazada por la SD, casi en la totalidad de la superficie. Para la primera fecha, el valor de C fue igual 0,20082 y surgió de un promedio entre los valores de C correspondientes a los planteos trigo en rotación, girasol en rotación, maíz en rotación y soja en rotación. Por su parte, para las fechas restantes se promediaron los valores de los planteos maíz en rotación y trigo/soja de segunda, alcanzando el factor C un valor de 0,06965³². Finalmente, el valor P asciende a 1 en la totalidad de los casos analizados, ya que no fue registrada la aplicación de

³² Los planteos productivos seleccionados para la obtención del factor C, corresponden a los mayormente empleados dentro del partido de Benito Juárez en las diversas campañas.

ningún tipo de prácticas conservacionistas que puedan generar modificaciones de significancia.

A continuación, en las Tablas 21 y 22, se muestran los valores alcanzados para A y EP en las unidades sobre las que son desarrolladas las actividades agrícolas del partido.

Tabla 21. Tasas de erosión actual (A) y potencial (EP) para la campaña 1989/90

UEc	Serie	Proporción (%)	R	K	LS	C	P	A	EP
UEc1	SP	60	306	0,100	2,36	0,200825	1	14,50	72,22
	Az	40	306	0,224	0,47	0,200825	1	6,50	32,21
								11,30	56,21
UEc2	Ta	60	312	0,274	0,47	0,200825	1	8,10	40,18
	Az	30	312	0,224	0,47	0,200825	1	6,60	32,85
	CC	10	312	0,176	1,86	0,200825	1	20,50	102,13
								8,89	44,17
UEc3	Ola	40	312	0,252	0,47	0,200825	1	7,40	36,95
	LLo	40	312	0,247	0,47	0,200825	1	7,30	36,22
	Az	20	312	0,224	0,47	0,200825	1	6,60	32,85
								7,20	35,83
UEc4	TA	50	318	0,202	0,42	0,200825	1	5,40	26,98
	LHe	40	318	0,488	0,10	0,200825	1	3,10	15,52
	SIs	10	318	0,380	0,06	0,200825	1	1,50	7,25
								4,09	20,42
UEc5	LHe	40	318	0,488	0,10	0,200825	1	3,10	15,52
	Ele	20	318	0,546	0,10	0,200825	1	3,50	17,36
	CBu	20	318	0,484	0,10	0,200825	1	3,10	15,39
	Cru	20	318	0,466	0,19	0,200825	1	5,70	28,15
								3,70	18,44

Referencias: SP: Sierra de los Padres; Az: Azul; Ta: Tandil; CC: Cinco Cerros; Ola: Olavarría; LLo: La Loma; TA: Tres Arroyos; LHe: Las Hermanas; SIs: San Isidro; Ele: Elena; CBu: Coronel Bunge; Cru: Cruzada; Proporción (%): proporción que ocupa cada serie respecto al total de superficie de cada UEc; R: erosividad de las lluvias ($\text{hJ cm m}^{-2} \text{h}^{-1}$); K: susceptibilidad del suelo a la erosión hídrica ($\text{t m}^2 \text{h ha}^{-1} \text{hJ}^{-1} \text{cm}^{-1}$); LS: factor topográfico; C: factor cultivo o cobertura (adimensional); P: factor práctica conservacionista (adimensional); A: tasa de erosión actual ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$); EP: tasa de erosión potencial ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$).

Tabla 22. Tasas de erosión actual (A) y potencial (EP) para las campañas 2002/03 y 2014/15

UEc	Serie	Proporción (%)	R	K	LS	C	P	A	EP
UEc1	SP	60	306	0,100	2,36	0,06965	1	5,00	72,22
	Az	40	306	0,224	0,47	0,06965	1	2,30	32,21
								3,92	56,21
UEc2	Ta	60	312	0,274	0,47	0,06965	1	2,80	40,18
	Az	30	312	0,224	0,47	0,06965	1	2,30	32,85
	CC	10	312	0,176	1,86	0,06965	1	7,10	102,13
								3,08	44,17
UEc3	Ola	40	312	0,252	0,47	0,06965	1	2,60	36,95
	LLo	40	312	0,247	0,47	0,06965	1	2,50	36,22
	Az	20	312	0,224	0,47	0,06965	1	2,30	32,85

								2,50	35,83
UEc4	TA	50	318	0,202	0,42	0,06965	1	1,90	26,98
	LHe	40	318	0,488	0,10	0,06965	1	1,10	15,52
	SIs	10	318	0,380	0,06	0,06965	1	0,50	7,25
								1,44	20,42
UEc5	LHe	40	318	0,488	0,10	0,06965	1	1,10	15,52
	Ele	20	318	0,546	0,10	0,06965	1	1,20	17,36
	CBu	20	318	0,484	0,10	0,06965	1	1,10	15,39
	Cru	20	318	0,466	0,19	0,06965	1	2,00	28,15
								1,30	18,44

Referencias: *SP*: Sierra de los Padres; *Az*: Azul; *Ta*: Tandil; *CC*: Cinco Cerros; *Ola*: Olavarría; *LLo*: La Loma; *TA*: Tres Arroyos; *LHe*: Las Hermanas; *SIs*: San Isidro; *Ele*: Elena; *CBu*: Coronel Bunge; *Cru*: Cruzada; Proporción (%): proporción que ocupa cada serie respecto al total de superficie de cada UEc; *R*: erosividad de las lluvias ($\text{hJ cm m}^{-2} \text{h}^{-1}$); *K*: susceptibilidad del suelo a la erosión hídrica ($\text{t m}^2 \text{h ha}^{-1} \text{hJ}^{-1} \text{cm}^{-1}$); *LS*: factor topográfico; *C*: factor cultivo o cobertura (adimensional); *P*: factor práctica conservacionista (adimensional); *A*: tasa de erosión actual ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$); *EP*: tasa de erosión potencial ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$).

Posteriormente al análisis de los resultados, fue factible establecer diferencias considerables entre los valores de *A* obtenidos en las diversas UEc. Para la campaña 1989/90, el mayor valor se obtuvo para la UEc1 ($11,3 \text{ t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y el más bajo en la UEc5 ($3,7 \text{ t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$). Por otra parte, se evidenció que para las campañas 2002/2003 y 2014/2015 la tendencia volvió a repetirse, destacándose otra vez la UEc1 con el valor más elevado ($3,92 \text{ t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y la UEc5 con el más bajo ($1,3 \text{ t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$).

En relación con la *EP*, los valores alcanzados fueron los mismos para las tres campañas. La explicación de este escenario radica en que, al ser considerada como la máxima posible para un determinado sitio (teniendo en cuenta un suelo desnudo todo el año,) los valores de los factores relacionados a la cobertura y las prácticas conservacionistas no poseen influencia sobre el resultado. Sumado a eso, y considerando la relación existente entre *EP* y *A*, nuevamente se destacaron las mismas UEc, siendo el valor más elevado el registrado en la UEc1 y el más bajo en la UEc5, con $56,21 \text{ t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ y $18,44 \text{ t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, respectivamente.

Una vez que se contó con la información precedente, se estimó el cálculo acerca de la PTSA y PTSP para cada una de las campañas analizadas, cuyos resultados se observan en la Tabla 23.

Al examinar los datos, fue posible corroborar que en el período 1989/90-2002/03 el valor de PTSA demostró un decrecimiento del 25,96 %. Sin embargo, en el período 2002/03-2014/15 la situación resultó inversa, y el valor alcanzado manifestó un incremento del 124,78 %. Por su parte, el valor de PTSP evidenció un notable crecimiento en ambos períodos.

Tabla 23. Pérdida total de suelos actual y potencial para las campañas 1989/90, 2002/03 y 2014/15

Campaña	Sup. agrícola	A promedio	EP promedio	PTSA	PTSP
1989/90	61.983	4,85	24,08	300.617,55	1.492.550,64
2002/03	130.934	1,70	24,08	222.587,80	3.152.890,72
2014/15	294.316	1,70	24,08	500.337,20	7.087.129,28

Referencias: *Sup. Agrícola*: superficie destinada a la agricultura en cada campaña (ha); *A promedio*: promedio de tasa de erosión actual correspondiente a las series de suelo Azul (Az) y Las Hermanas (LHe) ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$); *EP promedio*: tasa promedio de erosión potencial entre las series AZ y LHe ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$); *PTSA*: pérdida total de suelos actual ($t\ año^{-1}$); *PTSP*: pérdida total de suelos potencial ($t\ año^{-1}$).

Tolerancia de los suelos a la erosión

A continuación, en la Tabla 24, se muestran los valores asociados a los límites de tolerancia a la pérdida de suelos de las diversas UEc que conforman al partido.

Para la campaña 1989/90, las UEc1, UEc2 y UEc3 presentaron valores de A superiores al límite de Tol; mientras que, en el caso de las UEc4 y UEc5, los valores se encontraron por debajo. En las campañas 2002/03 y 2014/15, únicamente la UEc1 manifestó un valor por encima del límite de tolerancia.

Tabla 24. Tasas de erosión actual y tolerancia a la pérdida de suelos por UEc para las campañas 1989/90, 2002/03 y 2014/15

UEc	A	A	Tol
	1989/1990	2002/03-2014/15	
UEc1	11,30	3,92	3,75
UEc2	8,89	3,08	5,50
UEc3	7,20	2,50	5,50
UEc4	4,09	1,44	5,50
UEc5	3,70	1,30	5,12

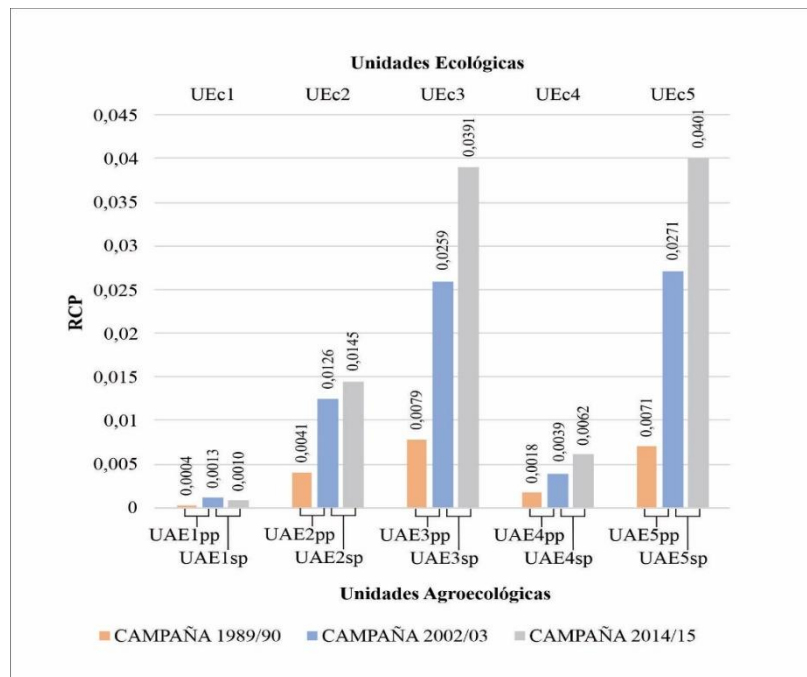
Referencias: *UEc*: Unidad ecológica; *A*: erosión actual ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$); *Tol*: tolerancia a la pérdida de suelos ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$).

Estimación de Indicadores de Sustentabilidad a nivel de Unidades Agroecológicas

Riesgo de contaminación por plaguicidas

Una vez efectuados los cálculos correspondientes, se muestran en la Figura 18 los valores alcanzados para el RCP a nivel de UEc y UAE.

Figura 18. Riesgo de contaminación por plaguicidas en las diversas unidades del partido de Benito Juárez 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.

Coincidiendo con lo evaluado a nivel de partido, el indicador 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 encontró en la UEc3. En la segunda y tercera, los valores más altos (0,0271 y 0,0401 respectivamente) se ubicaron en la UEc5.

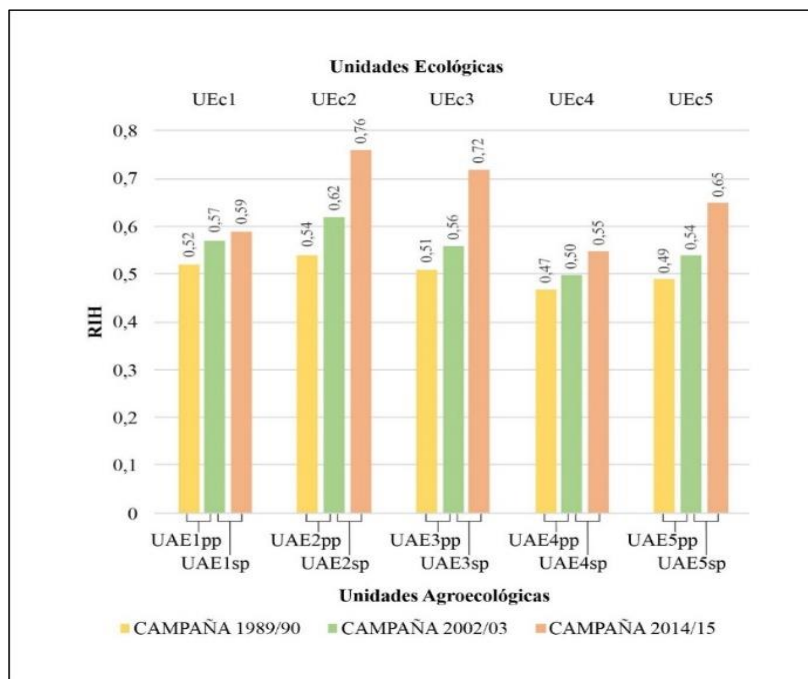
Con relación a las UAE, fue posible observar que en el primer período (1989/90-2002/03), la mayor transformación del RCP se produjo en la UAE5pp, alcanzando un incremento del 281,69 %. Por otra parte, la menos afectada fue la UAE4pp, con un aumento del 116,67 %.

Para el segundo período (2002/03-2014/15), el mayor incremento (58,97 %) se evidenció en la UAE4sp. Además, cabe mencionar que la unidad menormente afectada fue la UAE1sp, que demostró una disminución del indicador del 23,08 %.

Riesgo de intervención del hábitat

En la Figura 19 se observan los valores obtenidos para el RIH a nivel de UEc y UAE.

Figura 19. Riesgo de intervención del hábitat en las diversas unidades del partido de Benito Juárez 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.

En las tres campañas analizadas el indicador manifestó un incremento en todas las UEc, coincidiendo con lo planteado a nivel de partido. Tanto para 1989/90, 2002/03 y 2014/15, el mayor impacto evidenciado se encuentra en la UEc2, con valores de 0,54, 0,62 y 0,76 respectivamente.

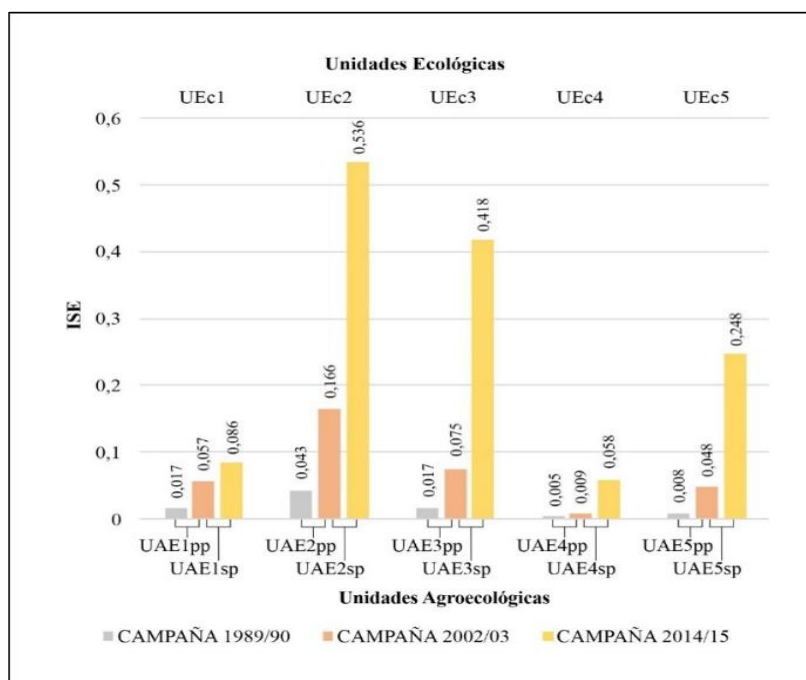
Para el período 1989/90-2002/03, el cambio más notorio sobre el RIH se produjo en la UAE2pp, con un aumento del 14,81 %; mientras que la menor modificación pudo observarse en la UEA4pp, que manifestó un crecimiento del 6,38 %. Por su parte, en el período 2002/03-2014/15, el mayor aumento del indicador ocurrió en la UAE3sp (28,57 %); y el de menor relevancia, en la UAE1sp (3,51 %).

Impactos sobre el ecosistema

La información obtenida permitió establecer la existencia de un incremento continuo del indicador para todas las UEc, tal como fue evidenciado para la totalidad del partido. En las tres campañas, la UEc2 resultó ser la más afectada, con valores de 0,043, 0,166 y 0,536, respectivamente.

En cuanto a la relación con las UAE, se observó que en el primer período (1989/90-2002/03) la modificación de mayor importancia respecto al ISE fue un incremento del 500 % en la UAE5pp; resultando la UAE4pp la menos impactada, con un aumento del 80 %. Para el segundo período (2002/03-2014/15), la UAE4sp demostró el incremento más notable (544,44 %), y la UAE1sp el de menor valor (50,87 %). En la Figura 20 se encuentran especificados los resultados del ISE obtenidos a nivel de UEc y UAE.

Figura 20. Impacto sobre el ecosistema en las diversas unidades del partido de Benito Juárez y su variación temporal



Referencias: ISE: Impacto sobre el ecosistema (adimensional); UEc: Unidad ecológica; UAEpp: Unidad agroecológica del primer período; UAEsp: Unidad agroecológica del segundo período.

Balance aparente de Nitrógeno y Fósforo

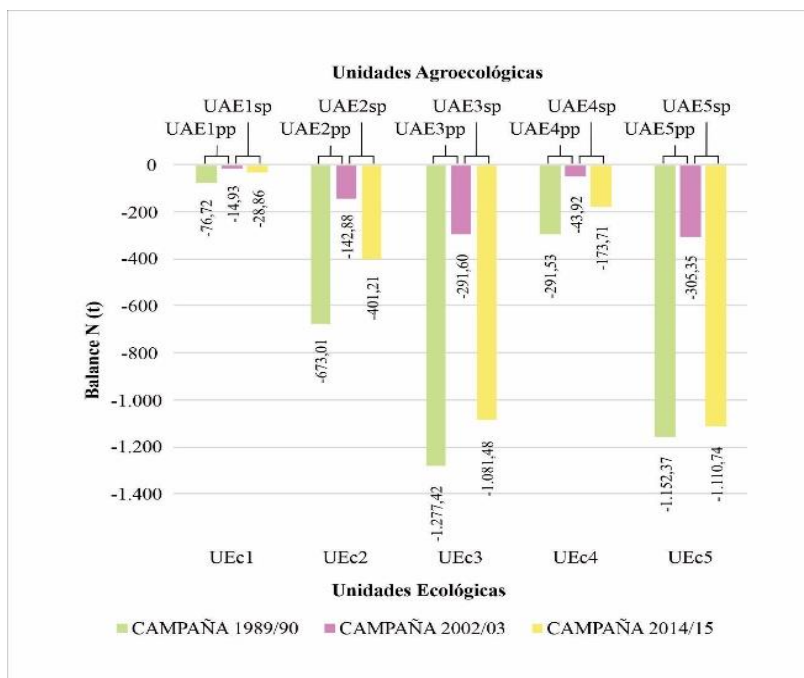
En las Figuras 21 y 22 se presentan los valores concernientes a los balances aparentes de N y P a nivel de UEc y UAE.

Tanto el balance de N, como así también el de P, expresaron resultados negativos en todas las UEc para las tres campañas, respondiendo esta situación a lo observado previamente a nivel de la totalidad del partido. En la primera campaña analizada, 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 elevados fueron encontrados en la UEc5, con pérdidas de 305,35 t de N y 220,25 t de P. Por último, el escenario volvió a repetirse 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 otra parte, los resultados alcanzados para las UAE también señalaron transformaciones. En el período 1989/90-2002/03, fue posible notar un decrecimiento en las t perdidas de ambos nutrientes para la totalidad de las unidades. Tanto para el N como para el P, la variación más notable se produjo en la UAE4pp, con disminuciones en las t perdidas que alcanzaron un 84,93 y 46,62 %, respectivamente.

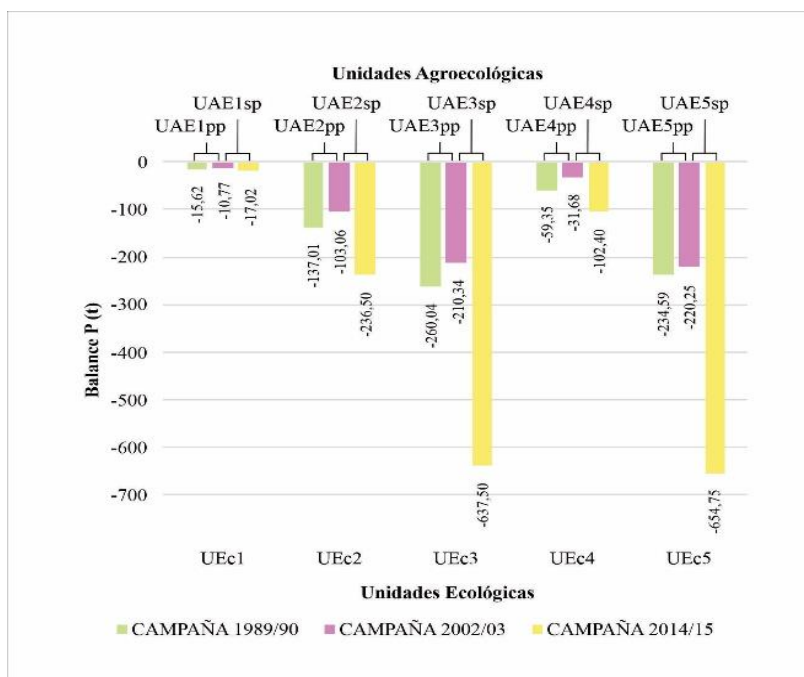
Para el 2002/03-2014/15, de manera inversa a lo mencionado en el período anterior, se observó que en todas las unidades existió un incremento en la pérdida de t para los dos nutrientes. Nuevamente, tanto para el N como para el P, la modificación de mayor notoriedad se sucedió en la UAE4pp, con aumentos en las t perdidas que alcanzaron un 295,51 y 223,23 %, respectivamente.

Figura 21. Balance aparente de nitrógeno en las diversas unidades del partido de Benito Juárez y su variación temporal



Referencias: *Balance N*: balance de Nitrógeno en toneladas; *UEc*: Unidad ecológica; *UAEpp*: Unidad agroecológica del primer período; *UAEsp*: Unidad agroecológica del segundo período.

Figura 22. Balance aparente de fósforo en las diversas unidades del partido de Benito Juárez y su variación temporal



Referencias: *Balance P*: balance de Fósforo en toneladas; *UEc*: Unidad ecológica; *UAEpp*: Unidad agroecológica del primer período; *UAEsp*: Unidad agroecológica del segundo período.

Pérdida de suelos por erosión

Los resultados de la PTSA y PTSP obtenidos a nivel de UEc y UAE se exponen en las Figuras 23 y 24.

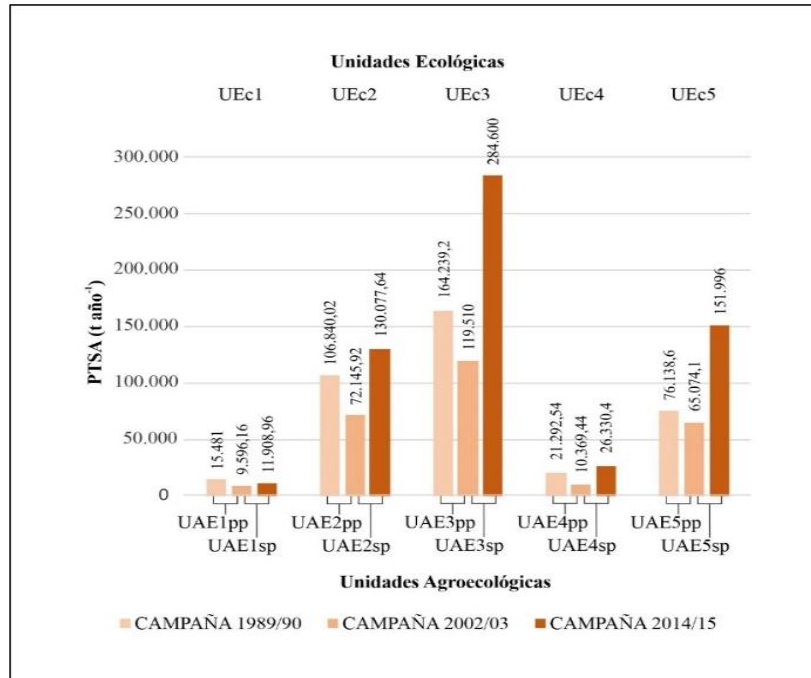
Al analizar los datos se observa que, siguiendo la tendencia mostrada para el partido, entre la primera y segunda campaña los valores de PTSA reportan un claro decrecimiento en todas las UEc. Sin embargo, entre esta última y la tercera, la situación fue inversa, demostrando que los valores alcanzados sufrieron un incremento. Por su parte, los resultados de la PTSP evidencian un notable crecimiento entre las tres campañas en la totalidad de las UEc.

Prosiguiendo con el análisis es factible plantear que, para las tres campañas, la mayor PTSA ocurrió dentro de la UEc3; con valores de 164.239,2 t año⁻¹ para 1989/90, 119.510 t año⁻¹ en 2002/03 y 284.600 t año⁻¹ para 2015/15. En cuanto a la PTSP, los valores más elevados volvieron a encontrarse en la UEc3; alcanzando las 817.318,13 t año⁻¹ en la primera campaña, 1.712.817,32 t año⁻¹ para la segunda, y 4.078.887,2 t año⁻¹ en la tercera.

Ahora bien, al considerar los resultados para el análisis a nivel de las UAE, también quedó verificada una serie de variaciones. En el período 1989/90-2002/03, fue factible denotar una disminución en la PTSA para la totalidad de las unidades, destacándose la ocurrida en la UAE4pp como la más notable, con un valor igual al 51,30 %. Con relación a la PTSP, todas las unidades manifestaron un incremento, siendo el de la UAE5pp (143,25 %) el más notorio.

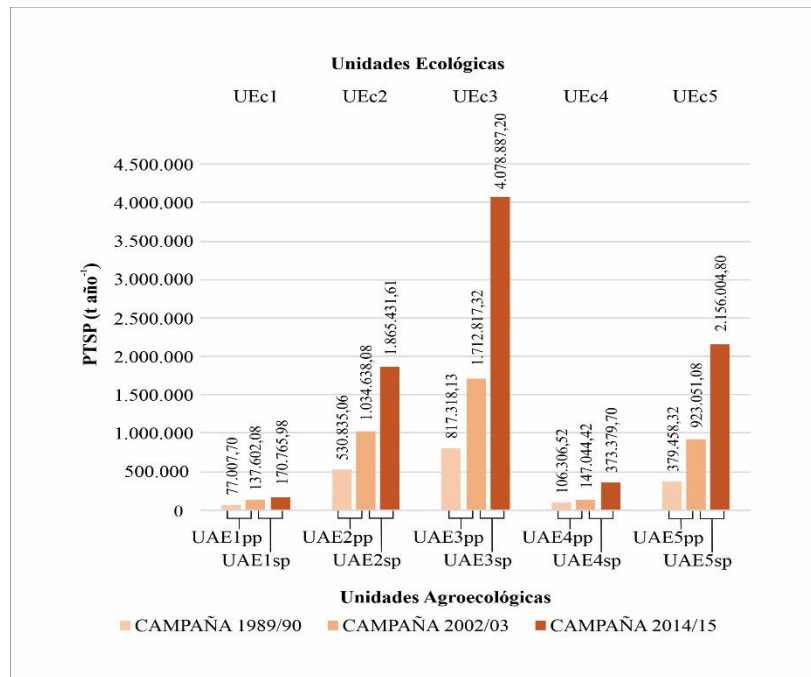
Para 2002/03-2014/15, la situación referida a la PTSA fue contrapuesta al período anterior, observándose un incremento del indicador en todas las UAE, a lo que se sumó un nuevo aumento de la PTSP. Respecto a todo ello, la más afectada fue la UAE4sp, demostrando incrementos en los valores de PTSA y PTSP que rondaron el 153,92 %.

Figura 23. Pérdida total de suelos actual en las diversas unidades del partido de Benito Juárez y su variación temporal



Referencias: PTSA: pérdida total de suelos actual en toneladas por año; UEc: Unidad ecológica; UAEpp: Unidad agroecológica del primer período; UAEsp: Unidad agroecológica del segundo período.

Figura 24. Pérdida total de suelos potencial en las diversas unidades del partido de Benito Juárez y su variación temporal



Referencias: PTSP: pérdida total de suelos potencial en toneladas por año; UEc: Unidad ecológica; UAEpp: Unidad agroecológica del primer período; UAEsp: Unidad agroecológica del segundo período.

DISCUSIÓN

El cálculo de los IdS seleccionados para el presente trabajo facilita el desarrollo de comparaciones entre aquellos valores alcanzados para distintas unidades de análisis entre sí, o bien los obtenidos para una misma unidad en distintos cortes temporales.

Estimación de Indicadores de Sustentabilidad a nivel de partido y Unidades Agroecológicas

Riesgo de contaminación por plaguicidas

La expansión que la agricultura ha experimentado en los últimos cuarenta años se debe a dos factores principales, uno relacionado al aumento de la superficie cultivada y otro a la incorporación de herramientas de gestión integral y nuevas tecnologías como la SD, obteniendo una mayor producción por ha sembrada. Conjuntamente, los plaguicidas se han transformado en una de las herramientas más empleadas por los productores, convirtiéndose así en una pieza clave del modelo de producción agropecuario actual (Villalba, 2009; Montico et al., 2015; Schaaf, 2015) e integrando un paquete tecnológico que fue evolucionando en las últimas décadas; situación planteada, en parte, debido a que el sistema de SD resulta más demandante de fertilizantes y plaguicidas que la SC (Magnasco y Di Paola, 2015).

La utilización de estos insumos ha contribuido considerablemente al incremento del rendimiento de los cultivos y a la obtención de productos de mejor calidad. No obstante, su uso es enormemente cuestionado en la actualidad. Si bien al aplicarlos se busca reducir la población plaga objetivo, su uso inadecuado (y el de sus envases vacíos) genera una gran cantidad de efectos negativos (Rojas et al., 2014; Magnasco y Di Paola, 2015; Chamorro y Sarandón, 2017). Además, debido a que su empleo se multiplicó en gran medida, estos productos se han convertido en la principal fuente de contaminación ambiental no puntual, generando riesgos para la salud humana y animal (Badii y Landeros, 2007; Andrade et al., 2017). Sumado a ello, entre aquellos impactos negativos de mayor trascendencia puede destacarse la disminución de la biodiversidad en muchas áreas del mundo (Bernardos y Zaccagnini, 2011).

Según Villalba (2009), de la Vega (2014) y Páez Jerez et al. (2015), uno de los inconvenientes más notorios del empleo de plaguicidas de síntesis es la aparición de biotipos resistentes. Aunque debido a mutaciones que suceden naturalmente esto puede ocurrir (en baja

proporción) en cualquier población de malezas, la frecuente utilización de un determinado producto ejerce una gran presión de selección. Así, los individuos que portan una mutación que los hace resistentes a altas dosis de producto aumentan su frecuencia dentro de la población; y, por tanto, las aplicaciones bajan su efectividad, resultando esto en un incremento de las dosis y/o disminución de los tiempos entre aplicaciones, con el fin de obtener el mismo resultado³³ (Sarandón y Flores, 2014).

En tal sentido, el crecimiento en la utilización de estos productos dentro de la Argentina fue de hasta el 900 % en las últimas décadas (Ronco, 2015); mientras que, específicamente en la RPArg, el valor alcanzó alrededor de un 150 % entre 1998 y 2012 (Aranguren y Martínez, 2015).

Lo observado en Benito Juárez confirma el escenario planteado. En relación a ello, el RCP manifiesta una notable variación en ambos períodos, siendo la alcanzada en 1989/90-2002/03 mayor que la comprobada en 2002/03-2014/15. Esta tendencia, en la cual el incremento verificado en el segundo período resulta inferior, también es evidenciada a nivel de UAE. En el caso de las correspondientes al primer período, se observa un aumento del indicador en todas ellas; ocurriendo la mayor transformación en la UAE5pp y la menor en la UAE4pp. Respecto a las UAE del segundo período, puede afirmarse una situación similar en la mayoría de los casos, resultando la UAE4sp la más afectada. Sin embargo, se diferencia lo ocurrido con la UAE1sp, ya que manifiesta una disminución del indicador.

Tanto a nivel de partido como de UAE, el aumento del RCP en el primer período podría ser, en parte, explicado en base a tres razones. En primer lugar, debido al incremento de las áreas destinadas a agricultura (sobre las que son aplicados los plaguicidas), el cual fue del 111,24 %; en segunda instancia, por un crecimiento del 45,61 % en las dosis empleadas; y, por último, debido a la utilización de productos que revisten cada vez mayor peligrosidad, tal es el caso del paraquat (ver Anexo V).

Para el segundo período, el incremento del indicador en ambas escalas se debería nuevamente al aumento de la superficie agrícola (124,78 %), en relación directa al avance del doble cultivo y la SD; y al empleo de productos más peligrosos, como por ejemplo el clorpirifós

³³ Un claro caso documentado es el del glifosato, donde se pasó de una sola aplicación de 3 L ha⁻¹ año⁻¹ llevada a cabo a fines de la década de 1990, a más de 3 aplicaciones de aproximadamente 12 L ha⁻¹ año⁻¹ a mediados de la década del 2000 (Souza Casadinho, 2009).

(ver Anexo V). Si bien las dosis aplicadas disminuyeron en un 1,44 %, los dos factores mencionados compensarían esta situación y, por ello, el RCP vuelva a mostrar un incremento. Además, según las entrevistas efectuadas, cabe destacar que una práctica recurrente era la aplicación por encima de lo recomendado, buscando asegurar los resultados obtenidos. Con relación a ello, se observa que entre 2003 y 2011, el partido exhibe un incremento de aproximadamente un 145 % del RCP (Sequeira et al., 2015b). Sin embargo, a partir de esta fecha la situación comienza a modificarse, principalmente debido a un notable aumento en el valor de mercado de fitosanitarios; advirtiéndose así una disminución en la aplicación de algunos de los productos. A modo de ejemplo, entre 2012-2013 el glifosato mostró una disminución del 9 %; debido a un incremento de su precio, fundamentado principalmente en la suba del ácido, su principal insumo (CASAFE, 2013).

Por otra parte, la única excepción del período más actual se presenta en la UAE1sp, demostrando una depreciación del 23,08 % del indicador. Este escenario resultaría así ya que, además de la citada disminución en las aplicaciones, se trata de la unidad en donde se produjo el menor avance del área dedicada a agricultura.

Los resultados alcanzados para el RCP se asemejan a lo evidenciado en diversos partidos y áreas en diferentes investigaciones que aplicaron la misma metodología abordada en este trabajo. En Tandil, el indicador demostró un crecimiento del 120 % entre 1988 y 2002, volviendo a incrementarse un 913,64 % en el período 2002-2010 (Vazquez y Zulaica, 2012); en la cuenca del río Quequén Grande el RCP expresó 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 et al., 2014a); en Necochea, entre 2003 y 2011 el indicador creció un 221,74 % (Vazquez et al., 2017b); y, por último, el RCP del partido de Tres Arroyos demostró un aumento del 155 % entre 2002 y 2015 (Vazquez et al., 2019b). Además, según Viglizzo et al. (2011), si bien entre 2001 y 2005 la toxicidad de los productos utilizados a nivel de Argentina disminuyó; el RCP ascendió, como consecuencia de la expansión de la agricultura.

Respecto de los productos empleados, si bien entre los dos períodos evaluados muchos se repiten, con otros no ocurre lo mismo. No obstante, para una correcta comparación es suficiente con considerar las dosis utilizadas anualmente por hectárea ($L\ ha^{-1}$) de cada uno de ellos y la superficie de áreas agrícolas (ha) donde son aplicadas.

Como fue mencionado en los resultados, en las tres campañas existe una notoria superioridad de los herbicidas por sobre otros plaguicidas, con preponderancia del glifosato a partir de 2002/03 en adelante, coincidiendo con lo expresado por los trabajos antes citados. A su vez, esto concuerda con lo planteado a nivel país, donde según informes de la CASAFE (2009; 2014), el mayor volumen de aplicación y venta de plaguicidas desde el año 1997 se encuentra compuesto, sin lugar a dudas, por los herbicidas. Así, por ejemplo, su facturación en 2003 fue del 69,45 % del total; mientras que el glifosato representó el 37 % del total de herbicidas utilizados en la producción agrícola argentina para ese mismo año (Pengue, 2003; CASAFE, 2009). Por otra parte, en 2014 los herbicidas alcanzaron un 71 % de la facturación (con un 62 % de participación generada por el glifosato) y un 75 % del volumen de plaguicidas aplicados (CASAFE, 2014; Pórfido et al., 2014).

Para 2014/15 existe en el partido una disminución de aproximadamente un 20 % en la dosis aplicada de glifosato respecto a 2002/03. De tal manera, vuelve a reflejarse el escenario ocurrido en el país, donde se advierte que en el año 2014 las problemáticas asociadas a la resistencia de malezas fueron la principal causa de las variaciones del mercado de herbicidas. En este sentido, los productores comenzaron a priorizar productos con un mayor nivel tecnológico, razón por la cual los herbicidas **no glifosato** fueron los que demostraron un mayor crecimiento (CASAFE, 2014).

Aunque en los últimos años se emplea una mayor cantidad de plaguicidas, los productos presentan menores dosis de componentes activos, una mejora de su adsorción y una disminución de su persistencia. En este sentido, podría afirmarse que se trata de compuestos que exhiben un menor poder tóxico (considerando toxicidad aguda³⁴) y, por consiguiente, representan mayor seguridad al ser comparados con productos utilizados en las décadas anteriores (Viglizzo et al., 2011; Magnasco y Di Paola, 2015). A pesar de ello, este mayor nivel de seguridad se da en aquellos países desarrollados y no en los que se encuentran en vías de desarrollo (como es el caso de la Argentina), debido a insuficiencias en el proceso de registro y en el control de uso y aplicación y a problemas de contaminación por la expansión de la agricultura y los volúmenes de plaguicidas utilizados (Andrade et al., 2017).

³⁴ Se destaca que tampoco se conoce mucho acerca de sus efectos crónicos (a largo plazo) y de sus interacciones con otros factores de riesgo (Andrade et al., 2017).

En este marco, se afirma que los plaguicidas que poseen bajo Koc y alta persistencia ($T_{1/2}$) pueden llegar a transformarse en importantes fuentes de contaminación del agua subterránea (Gianelli et al., 2010; Bedmar et al., 2015). A propósito de ello, los resultados obtenidos indican que en el partido los valores promedio de Koc entre las diversas campañas presentan una disminución; la cual, en el primer período, fue acompañada por un incremento en el promedio de la persistencia. Si bien en el segundo período se observa una leve baja en el valor de persistencia, igualmente este escenario podría traducirse en la existencia de notables problemáticas ambientales.

Finalmente, se destaca que una de las posibles limitaciones para la implementación del RCP podría encontrarse en el hecho de que en muchos casos no existe un correcto control acerca de los productos empleados y sus dosis de aplicación, ya que no todas las producciones cuentan con asesoramiento. Sin embargo, y tal como se efectuó en esta tesis, es factible obtener información fiable a través de la realización de entrevistas no solo a productores, sino también a asesores responsables reconocidos en la zona y a integrantes de organismos como el INTA, pudiendo de esta manera utilizar correctamente la herramienta.

Riesgo de intervención del hábitat

La agricultura ha llegado a convertirse en la mayor causa aislada de conversión del hábitat a nivel mundial (Landeros Sánchez et al., 2011); contribuyendo, a través de los milenios, a la transformación de los hábitats naturales en otros totalmente diferentes, caracterizados por la intervención directa e indirecta del hombre (Viglizzo et al., 2003).

A pesar de que la actividad agrícola se ha beneficiado históricamente de la biodiversidad, su intervención sobre el hábitat natural impone una alteración de esta última, disminuyéndola. Así, la agricultura moderna impacta sobre los hábitats y la biodiversidad mediante dos procesos principales: su expansión sobre ambientes naturales y su intensificación debido a la búsqueda de un incremento en los rendimientos. En función de ello, este conjunto de cambios ha contribuido a la modificación del hábitat natural con la simplificación de su estructura en grandes extensiones, y es considerado como uno de los principales responsables de la pérdida de biodiversidad (Altieri, 1999a; Benton et al., 2003; Viglizzo et al., 2003; Strohbach et al., 2005; Brazeiro et al., 2008; Gurrutxaga San Vicente y Lozano Valencia, 2010; Salvador, 2010; Cardador et al., 2012; Dardanelli et al., 2016). Sumado a esto, de la Fuente y Suárez

(2008) afirman que, debido a la falta de investigaciones más complejas, muchos de los efectos que el proceso de agriculturización podría generar en el mediano y largo plazo aún se desconocen.

Tanto a nivel de partido como de UAE, los resultados alcanzados por el RIH muestran una clara variación. En la primera escala, es posible destacar incrementos en ambos períodos; siendo el de 2002/03-2014/15 mayor al de 1989/90-2002/03. La misma tendencia se repite al mostrar lo ocurrido en relación con las UAE en los dos períodos analizados, con incrementos del RIH en todas ellas. Para 1989/90-2002/03, el aumento más destacado ocurre sobre la UAE2pp y el de menor intensidad en la UAE4pp. Por su parte, en 2002/03-2014/15 se destacan la UAE3sp con el mayor incremento, y la UAE1sp como la menos afectada.

Consecuentemente, se aprecia también una relación entre el valor alcanzado por el RIH y el nivel de avance de la superficie destinada a agricultura. Sin embargo, este indicador se encuentra más orientado a exhibir la proporción de superficie ocupada por las distintas actividades productivas dentro de cada unidad. De esta forma, los mayores porcentajes de incremento del RIH no se evidencian en las UAE con agriculturización muy alta; sino que, en ambos períodos, el aumento de mayor dimensión se hace presente en aquellas donde se produjo un mayor crecimiento de la proporción de superficie destinada a agricultura respecto al área total de la UAE. A modo de ejemplo, en el período 2002/03-2014/15 el incremento más notable del indicador se verifica en la UAE3sp, debido a que en esta se manifiesta el crecimiento de mayor relevancia respecto a la proporción que ocupa la actividad agrícola dentro de la unidad. Asimismo, si bien la agriculturización muy alta se da en la UAE4sp, en este caso el valor de la proporción del área destinada a la agricultura respecto de la superficie total de la unidad no es tan elevada, por lo que el indicador no manifiesta un gran incremento. Por su parte, las UAE menos afectadas se corresponden a aquellas en donde la agriculturización fue baja.

De esta manera, en el caso del partido de Benito Juárez, el RIH aumenta y se traduce en pérdidas de biodiversidad asociadas fundamentalmente a la disminución de zonas ocupadas por pastizales nativos (Sequeira y Vazquez, 2015). Si bien aún no se pudo concretar un análisis que logre diferenciar entre las áreas con pasturas y pastizales para los períodos abordados, según Requesens y Silva (2011) estos últimos evidenciaron una notable disminución de su superficie dentro del partido, pasando del 61 al 38 % de ocupación.

Además, teniendo en cuenta el continuo avance de la agricultura observado en el área de estudio, y que según Bilenca y Miñarro (2004) dentro de la RPArg existe una constante sustitución de pastizales naturales por agroecosistemas, sería de suponer que la situación planteada haya continuado agravándose.

Considerando los valores alcanzados se observa que, en lo concerniente a las actividades productivas, la agricultura generaría un mayor impacto sobre la flora nativa (Tabla 14). En la sustitución de pastizales por cultivos, la disminución en la cantidad de especies es máxima, el origen de los cultivos varía totalmente del de las especies originales y la vegetación anual reemplaza a la perenne. Por ello, los coeficientes de los parámetros Ce, Or y Pe obtienen los valores más elevados de intervención, es decir, 10, 7,5 y 5, respectivamente.

Si el hábitat original es reemplazado por pasturas artificiales, la situación también varía, pero en menor medida. En este caso, como la ganadería sustituye la vegetación nativa de manera parcial, el coeficiente Ce alcanza un valor de 5. Considerando que de igual forma se produce una diferencia notable en cuanto al origen de las especies, el valor de Or también es de 7,5; y, en base a que de manera general las especies empleadas como forrajes son perennes, el coeficiente Pe alcanza un valor igual a 0. Por último, dado que entre el hábitat original y el transformado por una y otra actividad no se presenta una variación de gran notoriedad con relación al nivel de organización en estratos y sub-estratos verticales, los valores de Oev y Osv son igual a 0 en ambos casos.

Por otro lado, se destaca que los resultados obtenidos coinciden con los expresados en otras investigaciones que emplearon la metodología o una de similares características. En primer lugar, Salvador (2010) analizó el RIH como consecuencia del avance del proceso de agriculturización en las diversas ecorregiones de Argentina, afirmando que el ecosistema de las pampas ha experimentado el mayor crecimiento del indicador, aumentando de 0,33 a 0,59 durante el período 1956/60-2001/05. Teniendo en consideración estos valores, es factible mencionar una semejanza entre el resultado alcanzado por el autor para el período 2001/05 y el adquirido en esta tesis para el año 2003, el cual fue igual a 0,55.

En la cuenca del río Quequén Grande, dentro de la RPArg, Vazquez et al. (2014a) afirmaron que el indicador expresó un crecimiento del 6,34 % entre 1988 y 1998, lo cual volvió a repetirse en el período 1998-2008, con un acrecentamiento del 4,42 %. Respecto de partidos que, al igual que Benito Juárez, integran la RPA, Vazquez y Zulaica (2012) demostraron que

el RIH de Tandil manifestó continuos incrementos, los cuales fueron del 6,84 % en el período 1988-2002 y del 3,94 % entre 2002 y 2010. Finalmente, Vazquez et al. (2017b) afirmaron un crecimiento del 7,04 % del indicador en Necochea, entre los años 2003 y 2011.

Impactos sobre el ecosistema

Las diversas actividades humanas ocasionan una serie de presiones que afectan a los ecosistemas y sus componentes (Borgwardt et al., 2019). Dentro de estas actividades, la agricultura es una de las causas de transformación del hábitat más relevantes a escala global, lo que la convierte también en uno de los motivos fundamentales de la degradación de los sistemas naturales (Machado y Campos, 2008).

Consecuentemente, este escenario obliga a reflexionar sobre el uso que se hace de los ecosistemas para satisfacer las necesidades humanas y los impactos negativos que esto ha estado generando a largo plazo; así como los que podrían ocurrir si estas consecuencias no son tenidas en consideración (Machado y Campos, 2008).

La información obtenida para el partido permite establecer la existencia de un incremento en ambos períodos analizados, siendo el alcanzado entre 1989/90-2002/03 mayor al de 2002/03-2014/15. Asimismo, también se observan modificaciones en los resultados alcanzados a nivel de UAE. En el primer período, el ISE muestra su mayor incremento en la UAE5pp, registrándose el menor impacto en la UAE4pp. Para el segundo período la tendencia de los incrementos es distinta, pasando a ser la UAE4sp la más afectada, en tanto que la UAE1sp se convierte en aquella menos damnificada. Por último, es factible establecer una relación entre los valores obtenidos y el avance de la superficie agrícola en las diferentes UAE. De esta forma, en ambos períodos, los niveles más elevados del ISE se dan en las UAE donde la agriculturización fue muy alta; mientras que, los valores de menor intensidad, se manifiestan en las UAE con agriculturización baja.

Si bien no se hallaron muchos trabajos previos que hayan empleado el indicador, es posible destacar algunos casos. En este sentido, lo analizado en el partido coincide con investigaciones efectuadas en otras áreas de interés. Así, por ejemplo, Vazquez et al. (2014a) plantearon que en la cuenca del río Quequén Grande el ISE evidenció dos aumentos de relevancia, uno del 39,49 % entre 1988-1998 y otro del 88,09 % entre 1998-2008; y Vazquez et al. (2014b) determinaron una situación similar en la cuenca superior del arroyo Langueyú,

donde el ISE también demostró dos incrementos de consideración, uno del 194,44 % para el período 1988-2002 y uno del 54,72 % para el período 2002-2010. Por otra parte, para el caso del partido de Necochea, el indicador también exhibió una variación notable, con una intensificación del 89,65 % entre los años 2003 y 2011 (Vazquez et al., 2017b). Sumado a ello, Krüger et al. (2009) emplearon una metodología similar, calculando el indicador en distintas explotaciones agropecuarias de la provincia de Buenos Aires para el año 2006, obteniendo un valor promedio considerado elevado.

En este marco, el presente trabajo y el resto de investigaciones mencionadas dan cuenta de que por medio de la utilización del indicador es posible evaluar los impactos generados por el avance del proceso de agriculturización, destacándose principalmente aquellos resultados asociados al análisis conjunto del efecto de los plaguicidas y los cambios sobre la biodiversidad.

Balance aparente de Nitrógeno y Fósforo

Nutrientes como el N y el P son elementos indispensables para el desarrollo de plantas y animales (Sutton et al., 2013). Asimismo, desde hace décadas se conoce el impacto del agotamiento de los nutrientes del suelo como consecuencia de las acciones humanas (Hale et al., 2015), destacando la producción de cultivos (Van der Velde et al., 2014) y sus efectos negativos, ya que esta actividad representa una de las principales causas de alteración antrópica de los ciclos globales del N y P.

En nuestro país, la mayoría de los suelos dedicados a la producción de granos han sido considerados altamente fértiles en su condición prístina. Por esta razón, la mayor parte de la historia agrícola se desarrolló sin el aporte de fertilizantes sintéticos (Carta et al., 2001; Berardo, 2004; Lavado y Taboada, 2009). Como resultado de este escenario, los suelos de la RPArg comenzaron a manifestar un agudo agotamiento de nutrientes (Miretti et al., 2012), y se produjeron una serie de intensas perturbaciones en los agroecosistemas, destacándose como algunas de las más notorias consecuencias a los procesos de erosión y pérdida de fertilidad manifestados en las principales cuencas productivas de la región (Pengue, 2001; García y Salvagiotti, 2009).

No obstante, además de los efectos generados por la deficiencia de nutrientes, debe darse importancia a lo que sucede en una situación opuesta; ya que, de hecho, una abundancia de

estos elementos también puede derivar en implicancias ambientales negativas (Flores López et al., 2009; Iida y Shock, 2009). Por esta razón, Manchado (2010) determina que la producción y utilización de fertilizantes tampoco puede ser ilimitada, ya que esto podría desencadenar impactos sobre el agua, alteraciones en los ciclos de nutrientes y un incremento en la emisión de gases efecto invernadero a la atmósfera.

Los resultados obtenidos para el partido reflejan las tendencias observadas a mayores escalas de análisis. En primer lugar, con relación a los fertilizantes aplicados, se evidencia que los tres principales son el FM, el FD y la UR; situación coincidente con la comprobada en el resto del país (García y Salvagiotti, 2009; Cruzate y Casas, 2012, 2017).

Por otra parte, queda manifestado que en el área de estudio no son fertilizadas la totalidad de las tierras destinadas a la actividad agrícola, sino que los niveles de esta práctica varían considerando el cultivo que se evalúa; concordando con lo establecido de manera general para el país (García, 2006; Díaz Zorita y Grasso, 2016).

Para la campaña 2002/03, los porcentajes de tierras fertilizadas presentan valores más elevados que en la de 1989/90 para los cultivos de maíz, trigo, soja y girasol³⁵; siendo estos dos últimos aquellos con el mayor porcentaje de incremento, considerando además que en la campaña 1989/90 ninguno de esos dos cultivos era fertilizado. Con relación a esto, según García (2006), hacia la década del 2000 el país manifestaba un incremento en la aplicación de fertilizantes, alcanzando aproximadamente el 40 % de la superficie destinada a oleaginosas y casi un 90 % del maíz y trigo. En cuanto a lo sucedido en 2014/15 en el partido, es posible observar un aumento de los porcentajes de fertilización para los cinco cultivos evaluados, donde los incrementos más importantes se dan en el cultivo de girasol, seguido por el de soja. A nivel país, Grasso y González-Sanjuan (2018) afirman un nuevo ascenso en los niveles de fertilización, llegando a superarse el 80 % del área fertilizada para los cereales y el girasol, aunque la soja se mantuvo en porcentajes algo menores.

Del mismo modo en que se evidencia una transformación en los porcentajes de áreas fertilizadas, se destaca una alteración con relación a las dosis de productos aplicadas. De esta manera, en el período 1989/90-2002/03 se produce un aumento promedio del 464,83 %;

³⁵ Se tienen en cuenta únicamente los cuatro cultivos mencionados, ya que en la campaña 1989/90 no se presenta superficie sembrada con cebada cervecera

mientras que, en el período 2002/03-2014/15, las dosis empleadas disminuyen en promedio un 29,41 %. Esta situación coincide con lo mencionado por Cruzate y Casas (2017), quienes señalan que en el primer período Argentina presenta un importante crecimiento en la utilización de fertilizantes; mientras que, a partir de la campaña 2012/13, se observa una disminución en el uso de estos insumos.

Una vez analizados los valores concernientes a los balances aparentes de N y P del partido, quedan expuestos resultados deudores para las tres campañas productivas en estudio. Si a esto se lo relaciona con la superficie agrícola, las t de nutrientes perdidas por ha en el período 1989/90-2002/03 muestran una disminución del 89,11 % para el N y del 61,40 % en el caso del P. Contrariamente, en el período 2002/03-2014/15 las t perdidas de N y P por ha se incrementan, alcanzando valores del 55,74 y 27,27 %, respectivamente.

Ahora bien, si se evalúan los valores para las UAE, vuelve a manifestarse la misma tendencia; verificándose balances negativos en todas ellas, tanto para el período 1989/90-2002/03, como así también para 2002/03-2014/15. En el primero, respecto al N y P, la variación más notable se produce en la UAE4pp, con disminuciones en las t perdidas que alcanzaron un 84,93 y 46,62 %, respectivamente. De esta forma, el mayor decrecimiento en la pérdida de nutrientes se da sobre la UAE con el nivel de agriculturización más inferior 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 grado de avance de superficie agrícola más elevado.

Para el segundo período, la modificación más relevante respecto al N y P se manifiesta en la UAE4sp; con aumentos en las t perdidas que rondaron un 295,51 y 223,23 %, respectivamente. En este caso, el incremento más notable en la disminución de nutrientes sucede sobre la UAE con mayor nivel de agriculturización del período. Adicionalmente, se destaca que el menor aumento de la pérdida ocurre en la UAE1sp, siendo esta la que representa el avance agrícola de menor alcance.

Con relación al contexto descripto, sobresale una característica similar en ambas escalas de análisis. Si bien los resultados continúan siendo negativos, entre las campañas que componen al primer período existe una disminución en la pérdida establecida para ambos nutrientes; y, por el contrario, entre las que conforman al segundo vuelve a registrarse un incremento en los valores de pérdida de N y P. El porqué de esta persistencia de balances con resultados negativos se encuentra asociada a varias circunstancias. En primer lugar, resultan relevantes

no solo las transformaciones respecto a la superficie agrícola, sino también los valores de rendimientos y producción alcanzados para los diversos cultivos (Figuras 16 y 17). De esta forma, a pesar de que en el primer período la superficie fertilizada, las dosis de aplicación y los valores de reposición exhiben un incremento, también lo hacen los rendimientos de los cultivos y la superficie agrícola. Consecuentemente, se genera una mayor extracción de N y P contenidos en los granos, derivando esto en balances que permanecen siendo deficitarios.

De igual modo, para el segundo período la situación se torna todavía más compleja. Si bien vuelve a producirse un incremento en el área fertilizada, también aumentan la superficie dedicada a la agricultura y el rendimiento de los cultivos. Esto, en adición a una disminución en las dosis aplicadas y en los valores de reposición, deriva en balances que nuevamente resultan afectados negativamente. Asimismo, otra de las posibles explicaciones para los balances negativos, ligada al planteo efectuado por la mayoría de los entrevistados para este trabajo, radica en el continuo aumento en los precios de los tres fertilizantes; lo que, en muchos casos, origina la aplicación de productos por debajo del nivel recomendado.

Teniendo en consideración que la totalidad de los balances efectuados evidencian valores negativos, es factible mencionar que este escenario se ajusta a lo ocurrido desde hace tiempo en el país (Cruzate y Casas, 2012, 2017; Darwich, 2019; Díaz de Astarloa y Pengue, 2018; González-Sanjuan et al., 2013; Grasso y González-Sanjuan, 2018), y sobre todo en el resto de la RPArg (Abbona, 2017; Manchado, 2010; Sequeira y Tula, 2018; Sequeira et al., 2021c; Zazo et al., 2011), donde la mayoría de los estudios continúan demostrando balances con resultados negativos.

En este sentido, Flores y Sarandón (2002) afirman que durante el período 1970-1999 la RPArg manifestó balances negativos de N y P para maíz, soja y trigo; mientras que Cruzate y Casas (2003) llegaron a conclusiones similares para 2001/2002. De igual modo, Gelati y Vázquez (2008) determinaron importantes pérdidas de nutrientes en el norte de la provincia de Buenos Aires en el período 1970-2003, Calcaterra et al. (2016) volvieron a observar una situación similar en algunos partidos de esta zona en 2014-2015, y Domínguez et al. (2007) y Vazquez y Kristensen (2010) dieron a conocer notables evidencias de desbalances de nutrientes (sobre todo de N y P) en los suelos del sudeste de la provincia. La mencionada situación se debe, principalmente, a que el modelo productivo actual permanece degradando la reserva de nutrientes, como consecuencia de una incesante historia agrícola y un notorio

crecimiento del proceso de agriculturización con escasa aplicación de fertilizantes (Magra et al., 2020; Miretti et al., 2012).

Por otra parte, una tendencia similar se plantea en diversas áreas agrícolas del mundo (Gebresamuel et al., 2021; Paramasivam et al., 2021; van Dijk et al., 2016; Wang et al., 2014), donde la expansión de la producción se desarrolló sin una correcta planificación de estrategias que favorezcan la conservación de nutrientes, ocasionando el empobrecimiento y la degradación de los suelos.

Finalmente cabe remarcar que, respecto a los posibles resultados de esta metodología, cada año pueden obtenerse resultados negativos o positivos. En este sentido, un balance negativo en un área con altos niveles iniciales de fertilidad, no debe ser considerado necesariamente malo; del mismo modo que balances neutros o positivos solo señalan que el stock de nutrientes no varió o mejoró, pero la calidad y la fertilidad del suelo podrían haberse alterado. Por esta razón, surge la necesidad de efectuar mediciones y posteriores análisis para un conjunto de años. Entonces, si se tiene en consideración esto último, resulta viable mencionar que la situación de los nutrientes dentro del área de estudio se torna compleja; ya que los balances alcanzados continúan siendo negativos a través de campañas productivas que se encuentran separadas por gran cantidad de años, lo cual lleva a la necesidad de establecer análisis que permitan ahondar más en este escenario.

Pérdida de suelos por erosión

La erosión hídrica se ha establecido como uno de los fenómenos de mayor significancia para la degradación del suelo a nivel global, generando severos impactos ecológicos y elevados costos económicos. Asimismo, la pérdida de suelos como consecuencia de este proceso refleja uno de los principales problemas ambientales de los territorios en los que se desarrollan actividades ligadas a la agricultura (Valentin et al., 2005); situación que, según Orúe et al. (2007), podría ser revertida a través del empleo de SD.

Mediante sus efectos sobre la producción agrícola, la infraestructura y la calidad del agua que, a su vez, afectan la calidad de vida de la población, la erosión hídrica puede llegar a amenazar la seguridad alimentaria y convertirse en un serio problema para el desarrollo sustentable (Nájera González et al., 2016). Por consiguiente, en varios países de América Latina, incluyendo a la Argentina, este fenómeno se convirtió en uno de los que ocasionan mayores

impactos ecológicos negativos, favoreciendo la generación de estados empobrecidos y con riesgos ambientales más graves (Gvozdenovich et al., 2017).

Dentro de Argentina, la RPArg resultó una de las áreas mayormente impactadas (Altieri, 1999a; Sans, 2007; García y Salvagiotti, 2009; Manchado, 2010; Cerdá et al., 2014). No obstante, los efectos generados no se expresan de manera uniforme en la totalidad de la superficie, sino que dependen del sistema de agricultura implementado, el tipo de tecnologías aplicadas y de las características ecológicas propias de cada área o paisaje (González y Román, 2009; Bilenca et al., 2012).

En lo referente al modelo empleado para efectuar los cálculos asociados a la pérdida de suelos en el partido, se destaca que ha sido ampliamente utilizado a nivel internacional (Grimm et al., 2003; Ma et al., 2003; Vaezi et al., 2008; Bilaşco et al., 2009; Boyle et al., 2011; Ahmad y Verma, 2013; Mahalingam et al., 2015; di Stefano et al., 2017). Además, existen trabajos que lo han aplicado en distintas regiones de Argentina (Orúe et al., 2007; Dufilho et al., 2011) y, especialmente, en la RPArg (Becker et al., 2002; Echeverría et al., 2006; Gaspari et al., 2009; Delgado, 2010; Frank y Viglizzo, 2010; Alpiri et al., 2016; Zulaica et al., 2018). En tal sentido, gran parte de estos y otros autores concluyen en establecer una notable coincidencia entre el crecimiento del riesgo de erosión y el avance agrícola.

Los resultados de A y EP obtenidos a nivel de UEc y su relación con los parámetros de tolerancia existentes, manifiestan modificaciones a lo largo del tiempo. En cuanto a los valores de A, en la campaña 1989/90 se muestran tres UEc clasificadas como no sostenibles desde el punto de vista productivo (UEc1, UEc2 y UEc3) y dos definidas como sostenibles (UEc4 y UEc5). En las campañas 2002/03 y 2014/15 la situación varía y la UEc1 es la única que continúa superando el valor de tolerancia definido, manteniéndose como no sostenible. Esta mejora respecto a los resultados demostrados desde la segunda campaña evaluada podría ser explicada, en parte, debido a que según los informantes consultados y las bases de datos analizadas, a partir de ese momento en el partido también comienza a desarrollarse la SD como principal práctica para preparar la tierra.

Para el caso de la EP puede efectuarse una comparación entre los resultados alcanzados para cada una de las UEc (Tablas 21 y 22) y los valores límites establecidos por la FAO (1980, Tabla 10). Así, solamente la UEc1 muestra un nivel de erosión considerado alto, mientras que el resto de las UEc manifiestan valores clasificados como moderados.

Con relación a la pérdida de suelos, es posible reconocer que en el período 1989/90-2002/03 el valor de PTSA revela un decrecimiento; mientras que, en contraposición, en el período 2002/03-2014/15 el valor obtenido aumentó. Además, los valores referidos a la PTSP confirman un notorio crecimiento en ambos períodos.

En referencia a los resultados obtenidos a nivel de las UAE, también se verifican una serie de transformaciones. Para el primer período, si bien se observa una depreciación en la PTSA para todas las unidades, se destaca como la más importante la evidenciada en la UAE4pp. Como explicación a este escenario sería posible volver a plantear que la SD comenzó a jugar un papel relevante dentro de la producción del partido (Sequeira et al., 2019c), por lo que era de esperarse una disminución en los valores correspondientes a pérdidas de suelo respecto a la SC. Asimismo, justamente la mencionada unidad es aquella con el menor nivel de agriculturización del período 1989/90-2002/03.

Con relación a la PTSP, todas las unidades dan cuenta de un incremento, respondiendo esto directamente al avance del área destinada a agricultura, ya que los factores C y P no son considerados. Así, el aumento más evidente se observa en la UAE5pp, que resulta ser aquella donde se manifiesta el mayor avance de la agriculturización en el período.

Respecto a 2002/03-2014/15, los valores presentan una situación de PTSA opuesta a la anterior, en donde la totalidad de las UAE evidencian un aumento, sumándose a ello otro incremento de la PTSP. Como consecuencia, la UAE4sp resulta ser la más afectada, con notables crecimientos de PTSA y PTSP; siendo esta, a su vez, la UAE mayormente afectada por el proceso de agriculturización del período³⁶.

Aunque en este último caso se siguió implementando la SD como práctica tendiente a disminuir la erosión, la pérdida total de suelos podría verse incrementada producto de, principalmente, un nuevo aumento del área consignada a la actividad agrícola; el cual se encuentra representado directamente por un avance de la soja muy superior a gran parte del resto de los cultivos. Así, este escenario permitiría instaurar la idea de que la innovación en el

³⁶ Ya sea a nivel de partido o unidad, el incremento en la PTSA entre 2002/03 y 2014/15 coincide con el porcentaje de aumento de la superficie destinada a agricultura en ese período. Esto se debe a que, como en ambas campañas los valores de A son iguales, el único factor que influye en la existencia de una diferencia es justamente el área agrícola.

Con relación a la PTSP sucede lo mismo, pero en ambos períodos. En este caso, el valor de EP es igual para las tres campañas, por lo que nuevamente la variación de la superficie agrícola es el factor que determina las variaciones.

tipo de siembra no resulta suficiente para disminuir los efectos negativos sobre el suelo, y menos aún si el sistema es empleado para el desarrollo de monocultivos o planteos con mínimas rotaciones.

Una vez analizados los resultados alcanzados en Benito Juárez, queda demostrada su equivalencia a lo ocurrido en la mayoría de las regiones en donde se produjo un incremento de la superficie destinada a la agricultura. Con relación a esto, alrededor de una cuarta parte de las tierras cultivables del planeta manifiestan algún signo de erosión (Bai et al., 2008; Ferreras et al., 2015); razón por la cual García Ruiz et al. (2013) plantean una relación directa entre las prácticas agrícolas y la erosión del suelo.

En Argentina, según Irania et al. (1981), la erosión hídrica de los últimos 30 años había crecido a un ritmo aproximado de 223.000 ha año⁻¹. Por su parte, una investigación de FECIC-PROSA (1988) aseguró que 25 millones de ha del territorio nacional se encontraban afectadas por este proceso, Casas (2001) indicó alrededor de 60 millones de hectáreas, Casas (2015) afirmó un crecimiento hasta alcanzar aproximadamente 64 millones de ha y Gaitán et al. (2017) calcularon valores cercanos a los 72 millones de ha con tasas de erosión hídrica que superaban los valores tolerables.

Concretamente a nivel de la RPArg, Frank y Viglizzo (2010) estimaron que en el período 1956/60-1986/90 los valores de erosión se incrementaron un 32,94 %, mostrando posteriormente una disminución relativa del 22,12 % entre 1986/90-2001-05, debido a la expansión de la SD; observándose la misma tendencia para la RPA. En el caso de la Pampa Ondulada (compuesta por el norte de la provincia de Buenos Aires, el sur de Santa Fe y el sudeste de Córdoba), Casas (2001) advirtió que alrededor del 35 % de su área se encontraba impactada por erosión hídrica.

Aunque además de adherir a numerosos programas y tratados, la Argentina llevó a cabo importantes esfuerzos locales para accionar en contra de los procesos erosivos, no ha logrado frenar los diferentes niveles de degradación que evidencia gran parte de su superficie (Hernández y Dufilho, 2012). Ante este escenario, y con el objetivo de intentar remediarlo, comenzó a adoptarse a fines de la década de 1980 la SD (López et al., 2015), distinguiéndose como uno de los medios más divulgados para el control de la erosión, debido a que tiende a conservar el suelo y el agua (Ares et al., 2014).

Si bien la amplia difusión de este método de labranza en los últimos años ha morigerado y/o frenado el avance de la erosión en algunas zonas del país, el problema aún se manifiesta en otras regiones. Aunque se encuentra implementado en más del 75 % de la superficie agrícola (López et al., 2015), la SD aún presenta desafíos que incluyen el riesgo de compactación de los suelos, la estratificación de la MO y de nutrientes como N y P, o la alta dependencia del uso de herbicidas y fertilizantes (Ares et al., 2014); y no es, por lo tanto, una solución absoluta.

En este aspecto, la práctica no es por sí misma una solución definitiva, sino que se trata de una estrategia que debe ser complementada con una fertilización apropiada, un adecuado plan de rotaciones de cultivos, y con la decisión de brindarle al suelo la mayor combinación de elementos que permitan su conservación. Asimismo, se destaca que esta rotación de cultivos es clave, debido a que contribuye a lograr un correcto balance de los nutrientes y a mejorar la MO en los suelos, asegura el aprovechamiento del agua y posee un efecto inhibitorio sobre diversas plagas, malezas y enfermedades (Castilla, 2013), logrando alcanzar así una mejor gestión del suelo como recurso.

CAPÍTULO V

**IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS
DE ACTUACIÓN Y PLANTEO DE
ESTRATEGIAS DE GESTIÓN AMBIENTAL
PARA EL PARTIDO DE BENITO JUÁREZ**

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- VI. Identificar APA, teniendo en consideración aquellas que manifiesten una mayor intensificación de los impactos negativos sobre el ambiente.
- VII. Plantear EGA que contribuyan a la conservación de la biodiversidad y que permitan una práctica más sustentable de la agricultura dentro del partido.

MATERIALES Y MÉTODOS

Identificación de Áreas prioritarias de actuación

Para intentar atenuar procesos como la pérdida de biodiversidad, se han determinado regiones del territorio que poseen valiosos atributos biofísicos y socioeconómicos que, sin embargo, se encuentran en riesgo inminente por causas naturales o acciones antrópicas, como el cambio climático y la expansión de tierras para cultivo (Cruz Paz et al., 2018). Estas regiones pueden ser mencionadas como áreas prioritarias para la conservación, sitios prioritarios de recuperación, áreas prioritarias para la restauración ecológica, espacios naturales de protección, áreas prioritarias para la conservación o APA.

Según Razola et al. (2006), las causas que generalmente impulsan las iniciativas de preservación son muchas veces éticas, aunque comienzan a tener cada vez mayor peso aquellas asociadas a argumentos más pragmáticos, dados los servicios tangibles que la biodiversidad proporciona a la humanidad.

Ante este escenario y, debido principalmente a la limitación de los recursos financieros, el hecho de dónde actuar primero se presenta como uno de los interrogantes clave. Así, la selección de APA es una decisión que debe considerar diferentes preferencias y criterios, centrándose en aquellas que produzcan los mayores beneficios ambientales y presenten los riesgos de degradación más elevados (Razola et al., 2006; González Ovando et al., 2016; Lizana y Gutiérrez, 2019).

Si se parte de la base de que los estudios relacionados con la identificación de APA incluyen al espacio geográfico (Chávez González et al., 2015), puede afirmarse que nos encontramos ante un problema de naturaleza espacial, por lo cual se torna necesaria la utilización de un SIG para manejar de manera sencilla los datos georreferenciados (Geneletti et al., 2011). Consecuentemente, este tipo de herramientas se ha convertido en uno de los métodos mayormente empleados para la determinación de APA, brindando apoyo para la descripción, evaluación, ordenación, jerarquización y selección de alternativas o cursos de acción (González Ovando et al., 2016).

Con la finalidad de establecer un acercamiento inicial hacia la identificación de APA en el partido de Benito Juárez, se empleó un lineamiento metodológico compuesto por diversos elementos considerados de importancia dentro de la bibliografía existente (Chávez González et al., 2015; González Ovando et al., 2016; Lizana y Gutiérrez, 2019). Entre estos aspectos, se

destacan la delimitación del área de estudio, definición del objetivo de la priorización, selección de criterios y el procesamiento e integración de todos ellos mediante un SIG.

Para este trabajo, el área seleccionada se encontró representada por las UAE correspondientes al período 2002/03-2014/15, ya que estas cuentan con datos más actuales. Por su parte, los criterios son definidos como la base para tomar una decisión y deben poder ser medidos y evaluados. En este sentido, el escogido para la presente tesis fue el porcentaje de variación de incremento/decrecimiento alcanzado por los IdS en cada una de ellas. Como justificación para esto, se destaca que al encontrarse las UAE definidas por períodos, los resultados de los IdS para cada una surgen de la integración de los valores alcanzados para cada campaña que compone cada período. Así, por ejemplo, el valor del RCP para la UAE1sp resulta de la integración entre el valor obtenido para la UEc1 en las campañas 2002/03 y 2014/15. Por lo tanto, cada UAE poseería dos valores respecto a cada IdS; entonces, al trabajar con la variación de porcentaje establecida, este número se ve reducido a solo un valor.

Se pretendió que los IdS quedaran integrados en un índice que permitiera visualizar los diversos grados de afectación, el cual fue denominado Índice de Profundización de Impactos Negativos (IPIN). Los valores de los IdS comprenden escalas desiguales (difieren en el valor mínimo y máximo alcanzado) por lo que, con el fin de transformarlos en unidades adimensionales que permitan establecer cotejos y aplicar las herramientas necesarias en el SIG, fueron estandarizados, teniendo en consideración trabajos antecedentes, mediante la técnica de Puntaje Omega (Buzai y Baxendale, 2002; Buzai, 2003; Malczewski, 2006; Buzai y Delfino, 2014).

Para ello, se empleó la Fórmula 13:

$$VEv = (1 - (M - d)/(M - m)) * VP \quad (13)$$

Donde:

VEv: valor estandarizado del indicador;

M: mayor valor del indicador;

d: dato original a ser estandarizado;

m: menor valor del indicador; y

VP: valor de ponderación del indicador.

Mediante este proceso, los datos de los IdS se modificaron llevándolos a un rango de medición comprendido entre 0 y 1, los cuales corresponden a los datos mínimos y máximos, respectivamente. Considerando que el IPIN de cada UA Esp consiste en la sumatoria de los valores de cada IdS estandarizado, la fórmula contempla la adición de un valor de ponderación respecto a un puntaje total de 1 con el objetivo de que, al integrar todos los indicadores en un único resultado, estos valores sigan respetando un rango entre 0 y 1. Debido a ello, teniendo en cuenta que para este trabajo se consideró que todos los impactos negativos asociados al proceso de agriculturización poseen un nivel similar de importancia³⁷, el mencionado puntaje fue dividido por el total de IdS. Sin embargo, aunque se emplearon cinco indicadores, los resultados correspondientes a los balances de N y P (referidos al indicador BANyP) se tomaron por separado, por lo que el factor de ponderación fue dividido por seis, obteniéndose así un valor uniforme para todos los indicadores igual a 0,1666666667.

Por otra parte, se destaca que al tratarse de indicadores de costo que expresan las condiciones más críticas analizadas, valores cercanos a 1 representan la peor situación de cada uno de los indicadores. Igualmente cabe aclarar que, según la metodología empleada, el hecho de que una UA Esp manifieste un valor de 0 no significa que no presente ningún impacto, sino que en ella se revela una mejor situación respecto a las demás. Esto es así ya que el 0 no representa la ausencia de impactos, sino el valor más bajo dentro de la escala estandarizada.

Los datos obtenidos fueron ingresados en el ArcGIS (10.4.1) con el objetivo de representarlos espacialmente. Para ello se crearon siete campos numéricos en la tabla de atributos correspondiente a la capa de información referida a las UA Esp; seis de estos concernientes a los resultados estandarizados de cada IdS³⁸ y otro al valor final del índice. La configuración espacial se obtuvo mediante la clasificación en intervalos (ver Materiales y Métodos, Página 79, Capítulo III). De esta forma, los resultados logrados permitieron definir distintas categorías del IPIN, que dan a conocer los diversos grados de afectación y posibilitan la delimitación de las APA.

³⁷ Para poder establecer cuál de los IdS analizados ocasiona efectos que revisten mayor relevancia en cuanto a sus consecuencias negativas sobre los ecosistemas, sería necesario desarrollar evaluaciones más profundas que las aquí efectuadas.

³⁸ Si bien fueron calculados cinco IdS, los resultados concernientes al balance aparente de nutrientes fueron divididos en dos campos, uno correspondiente al N y otro al P.

Planteamiento de estrategias de gestión ambiental

A partir de la información obtenida sobre los impactos ambientales negativos analizados en las UAEsp y algunos de los potenciales efectos de mayor importancia que podrían derivar de este escenario (Capítulo IV), se plantearon una serie de EGA³⁹, que permitirían disminuir los mencionados impactos y colaboren en la transición hacia una agricultura sustentable (AS).

Este tipo de agricultura presenta diversos intentos de definición que, claramente, no coinciden en su totalidad; ya que manifiestan los intereses particulares de los variados sectores o grupos que la promueven. Sin embargo, Sarandón (2002) y Senigagliesi (2012) afirman que la mayor parte de los estudiosos de la sustentabilidad de los sistemas de producción agropecuarios concuerdan en que la AS debe considerar los siguientes criterios:

- ✓ Ser ecológicamente válida: se plantea como objetivo el mantenimiento y restauración de los recursos naturales, lo que implica su utilización de manera de minimizar las pérdidas de nutrientes y energía, reduciendo o evitando la contaminación.
- ✓ Ser económicamente viable: las ganancias deben garantizar retornos suficientes, que cubran los costos y aseguren una fuente constante de ingresos con altos niveles de productividad, a fin de darle viabilidad y continuidad al sistema.
- ✓ Ser cultural y socialmente justa y aceptable: el poder y los recursos deben ser distribuidos en forma equitativa, promoviendo la autogestión y la participación. Además, se debe garantizar el control de los medios de producción y de los recursos naturales y que las prácticas llevadas a cabo cuenten con la aceptación de la sociedad en su conjunto.
- ✓ Ser adaptable: el sistema de producción tiene que ser capaz de adaptarse a los cambios externos, es decir, a las distintas políticas agropecuarias implementadas, como así también a las condiciones de mercado y a los procesos sociales y productivos que se presenten.

En función del tipo de impactos ambientales analizados y considerando que en este trabajo se pretendió que las estrategias estén dirigidas exclusivamente a los agricultores⁴⁰, se buscó fortalecer principalmente aquellos criterios ecológicos de la sustentabilidad que sean más

³⁹ Con relación al desarrollo de un plan de GA (ver Marco Teórico), la definición de estrategias representa únicamente la primera etapa, denominada fase inicial o de planificación.

⁴⁰ No se tienen en cuenta estrategias cuyo componente principal sea económico o social, ni aquellas que deban ser desarrolladas por fuera del sistema de producción (políticas públicas).

susceptibles de transformación a partir de la intervención de estos actores. No obstante, se hizo referencia a algunas cuestiones relacionadas a la salud de los trabajadores y la población, y a otras que indirectamente influyen en la sustentabilidad económica.

Con el objetivo de establecer las mencionadas estrategias, en primer lugar, se efectuó una búsqueda, revisión y análisis de literatura antecedente acerca de la GA, principalmente en sistemas agroproductivos; a lo que se sumaron aportes de distintos profesionales (técnicos de INTA y asesores) con conocimiento en la temática dentro del área de estudio, los cuales fueron consultados durante el desarrollo de las entrevistas descriptas previamente.

Como fue mencionado, las EGA se plantearon de manera general para el conjunto de las UAE que conforman el partido en el período 2002/03-2014/15 (UAEsp); ya que, en mayor o menor medida, todas manifiestan los mismos impactos ambientales negativos. Sin embargo, considerando que estas unidades presentan características que las diferencian unas de otras y que los niveles de afectación respecto a los diversos IdS no son los mismos en cada una de ellas, es importante remarcar que la implementación de EGA no debería ser efectuada de forma homogénea, por lo cual cobra relevancia la definición de APA.

En este sentido, para lograr una correcta aplicación, la primera diferenciación radicaría en la necesidad de actuar con mayor celeridad en aquellas UAEsp que conforman las APA, procediendo luego sobre las restantes. Por otra parte, el segundo criterio de ejecución respondería a llevar a cabo, de manera primordial, aquellas EGA relacionadas a los impactos que manifiestan una peor situación en cada UAEsp.

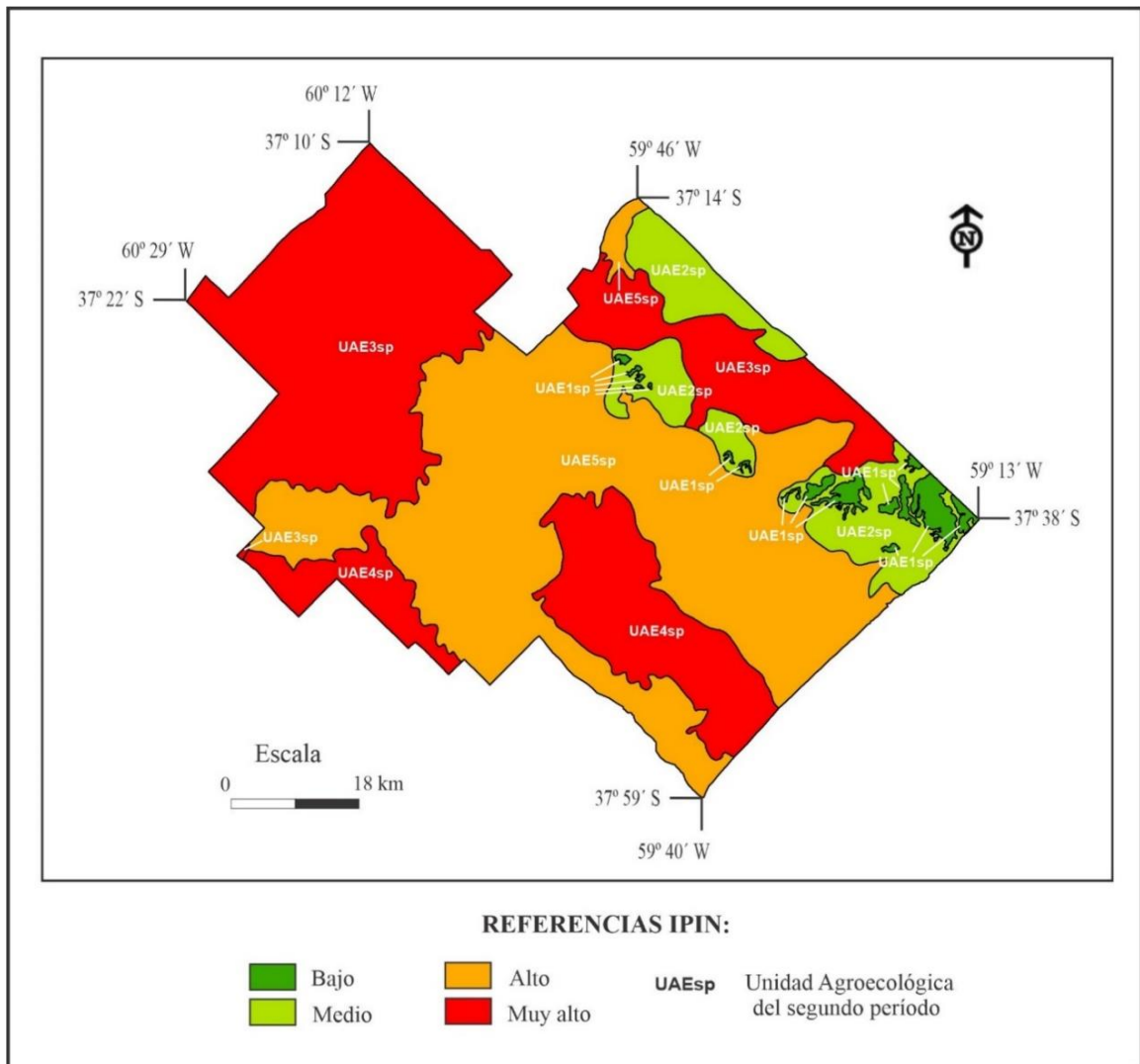
RESULTADOS

Los resultados alcanzados mediante el procedimiento metodológico planteado se presentaron en Sequeira et al. (2021a).

Identificación de Áreas prioritarias de actuación

Como derivación de los métodos aplicados, fue confeccionada la Figura 25, en la cual es posible observar a qué nivel del IPIN responde cada una de las UAE del período 2002/03-2014/15.

Figura 25. Variación del Índice de Profundización de Impactos Negativos en las UAE del período 2002/03-2014/15



Los resultados permitieron definir cuatro categorías del IPIN, correspondiéndose cada una a un grado específico de afectación. Así, los valores del índice quedaron establecidos de la siguiente forma: bajo (0,00), medio (0,01 a 0,48), alto (0,49 a 0,80) y muy alto (0,81 a 0,89). En cuanto a su distribución dentro del área de estudio, el valor considerado bajo se corresponde a la UAE1sp (Sierras, con agriculturización baja); el valor medio a la UAE2sp (Llanura periserrana y ondulada, con agriculturización media); el valor alto se encontró en la UAE5sp (Llanura deprimida con cursos de agua y área inundables, con agriculturización alta); y el valor muy alto se dio sobre las UAE3sp (Llanura ondulada, suavemente ondulada y deprimida, con agriculturización alta) y la UAE4sp (Llanura deprimida, con agriculturización muy alta).

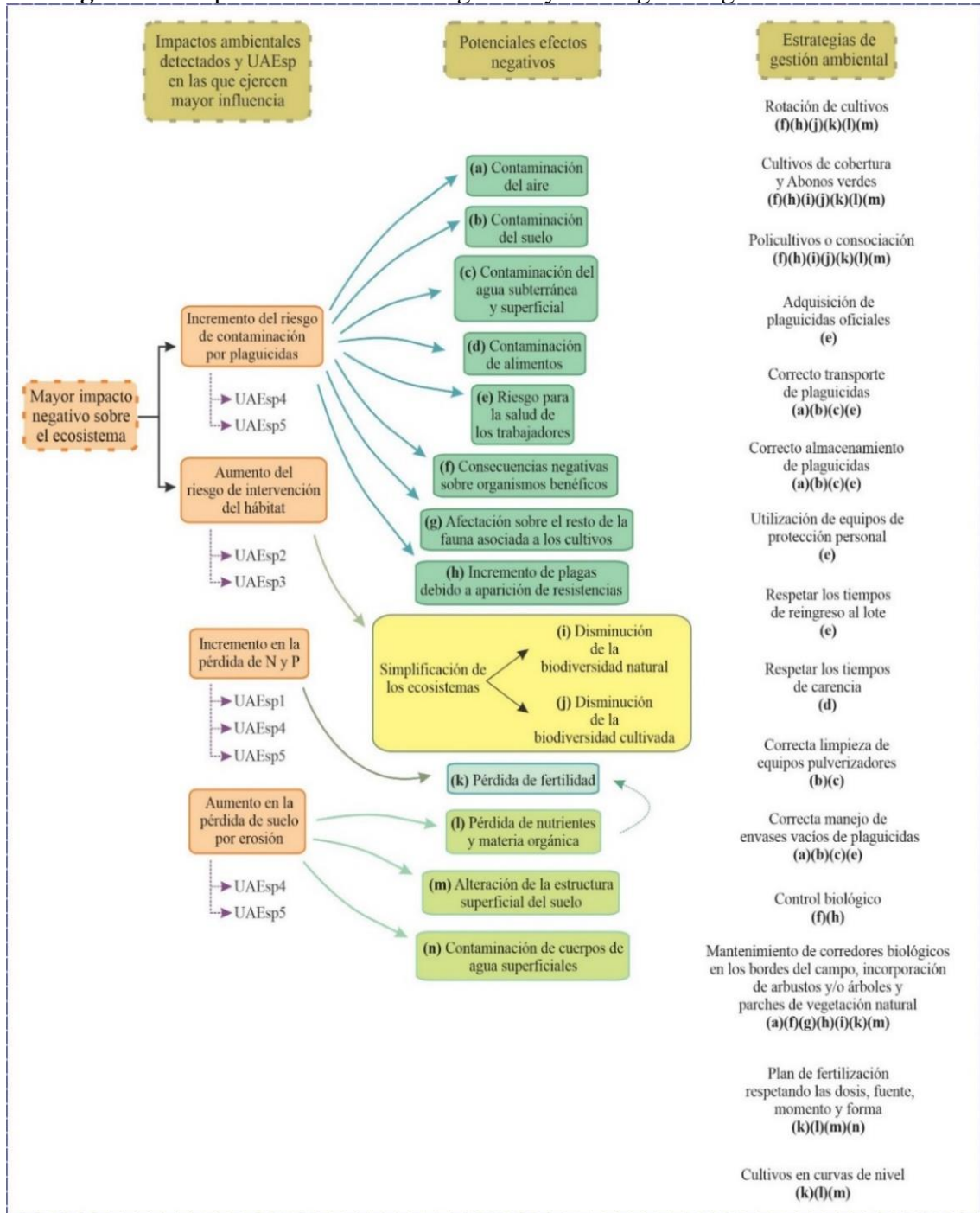
Respecto de los IdS que poseen mayor influencia en el resultado del IPIN para cada UA Esp, fue posible determinar ciertas diferencias. Inicialmente, se observó que la UAE1sp mostró la menor profundización de los impactos, manifestando la mejor situación, ya que todos los IdS exhibieron el valor de estandarización más bajo (0). En el caso de la UAE2sp y la UAE3sp, el RIH resultó ser el indicador con mayor peso (0,13 y 0,17, respectivamente); y el ISE expuso la menor incidencia, con valores iguales 0,06 y 0,14, correspondientemente. Por último, tanto la UAE4sp como la UAE5sp obtuvieron resultados influenciados de manera similar por todos los IdS (0,17 y 0,14, respectivamente), destacándose en ambas una menor importancia del efecto generado por el RIH, con valores iguales a 0,04 y 0,11, correspondientemente; a lo que se suma un menor peso del ISE para el caso de la última unidad citada (0,12).

Finalmente, en función de lo señalado, puede afirmarse que las APA quedaron representadas por las UAE3sp y UAE4sp, ya que en estas se manifestó el valor más elevado del IPIN.

Planteamiento de estrategias de gestión ambiental

En base a los resultados alcanzados hasta el momento y el análisis de la bibliografía antecedente y de las respuestas brindadas por los entrevistados, se determinaron algunas de las principales EGA que podrían ser puestas en marcha dentro de las UA Esp del partido de Benito Juárez (Figura 26). Sin embargo, aunque estas generarían beneficios en todas las UA Esp, algunas deberían ser aplicadas con mayor antelación teniendo en consideración los impactos que se vieron mayormente profundizados en cada unidad, priorizando aquellas categorizadas como APA (UAE3sp y UAE4sp).

Figura 26. Impactos ambientales negativos y estrategias de gestión ambiental



A continuación, se delinearón las mencionadas estrategias en el contexto de los IdS evaluados en el presente trabajo:

Rotación de cultivos

Según distintas definiciones (Derpsch, 1985; Gliessman, 2002; Leal et al., 2010; Yiansens et al., 2012; Mónaco, 2014; Rafael Perez et al., 2019), la rotación de cultivos puede ser descrita como una alternancia o sucesión ordenada de diferentes cultivos en un espacio de tiempo, para una determinada superficie, obedeciendo a objetivos⁴¹. El principio básico de esta herramienta es que los cultivos se suceden en función de las propiedades del cultivo precedente y el siguiente, esperando un cierto tiempo para volver a plantar alguno de ellos en la misma parcela.

Para un correcto funcionamiento, los esquemas de rotación deberían ajustarse a las siguientes pautas (Flores y Sarandón, 2014): (1) alternar especies de plantas con diversa habilidad para absorber los nutrientes del suelo; (2) rotar especies vegetales susceptibles a ciertas enfermedades y plagas con otras más resistentes, disminuyendo así la presión de selección y resistencia; (3) planificar las secuencias teniendo en cuenta todos los efectos negativos o positivos de un cultivo sobre el siguiente; (4) alternar la utilización de cultivos que agotan el suelo con otros que contribuyen a mejorar su fertilidad (por ejemplo gramíneas y leguminosas); y (5) variar entre especies con diferentes necesidades de mano de obra, maquinaria, implementos y agua, en épocas disímiles.

Respecto de su importancia, diversos autores la recomiendan, afirmando que si es implementada sostenidamente brinda numerosos beneficios sobre los agroecosistemas. En primer lugar, Ferrari (2010) y Aapresid (2013) destacan que permite diversificar los riesgos productivos, ya que las condiciones ambientales pueden resultar desfavorables para un cultivo, pero no para la totalidad de aquellos que componen la rotación.

Para Altieri (1999b), García Préchac (2004), Ferrari (2010) y Iermanó (2015), los diferentes cultivos, al diferir en la susceptibilidad a plagas y enfermedades, contribuyen a interrumpir

⁴¹ Como algunos de sus propósitos pueden destacarse la búsqueda de un incremento en los rendimientos con relación a los monocultivos, colaborar con un correcto balance de nutrientes, disminuir la erosión hídrica y eólica, mejorar la adaptación de la SD en comparación con la SC, optimizar la estructura del suelo, reducir la incidencia de malezas, insectos y enfermedades en los cultivos y aumentar la fertilidad mediante el mantenimiento y mejora del contenido de MO (Yiansens et al., 2012). Esta última resulta fundamental para mantener el suelo en un alto estado de productividad, ya que lo hace más friable, mejora su capacidad de laboreo y facilita la captación del agua. Además, la MO se descompone y provee N y otros nutrientes al suelo para los cultivos subsiguientes (de Sá Pereira, 2012).

sus ciclos anuales y facilitan su control, manteniéndolos en niveles que no comprometen el éxito de la producción (Aapresid, 2013). Sumado a ello, los residuos de cosecha de un cultivo logran promover la actividad de individuos antagónicos de plagas o enfermedades que pueden afectar al cultivo siguiente, asegurando su correcto desarrollo (Gliessman, 2002). Por lo tanto, la alternancia de cultivos posee un efecto inhibitorio sobre muchas enfermedades, siendo el método más antiguo para favorecer el control biológico y el medio no químico más efectivo para eliminar patógenos en el suelo. Consecuentemente, la práctica de controlar organismos no deseados a través de la rotación de cultivos resulta la menos agresiva para el ambiente, siendo la que más puede contribuir a la sustentabilidad ecológica de la producción agrícola (Mónaco, 2014). No obstante, su eficacia depende de la secuencia de cultivos y de la duración del período de tiempo existente entre ellos (Leal et al., 2010).

En relación a la nutrición, Ferrari (2010) y Stupino et al. (2014) remarcan que la rotación de cultivos genera un mejoramiento de las condiciones del suelo y su estructura, contribuyendo a mantener su equilibrio nutritivo y a aumentar la fertilidad en el corto plazo (Leal et al., 2010). Para García Préchac (2004) y Aapresid (2013), los estudios donde se ha incluido esta práctica determinaron una reducción significativa de la necesidad de fertilización química, Espinoza et al. (2007) plantearon la generación de efectos positivos sobre el mantenimiento de niveles elevados de MO y Gliessman (2002) y Stupino et al. (2014) resaltan la capacidad de reducir el proceso de erosión.

Sumado a lo anterior, Altieri (1992), Gliessman (2002), Flores y Sarandón (2014) y Iermanó (2015) aconsejan el empleo de rotaciones, debido a que propician e incrementan la diversidad del sistema en el tiempo, favoreciendo la diversidad biológica del suelo, lo cual constituye una de las estrategias clave de la AS.

Cultivos de cobertura y abonos verdes

Los términos cultivo de cobertura y abono verde han sido empleados como sinónimos durante mucho tiempo (Pound, 1997); pero, si bien presentan gran cantidad de características comunes, también manifiestan algunas diferencias.

Los cultivos de cobertura son especies que, generalmente, se siembran en una ventana de tiempo que se presenta entre la cosecha de un cultivo y la siembra del siguiente (Müller et al., 2008). Por consiguiente, se siembran entre dos cultivos de cosecha y no son incorporados al

suelo (a diferencia de los abonos verdes), pastoreados (como es el caso de los verdes) o cosechados. Los residuos de estos cultivos permanecen en la superficie, liberando los nutrientes contenidos en la biomasa vegetal a través de su descomposición (Ruffo y Parsons, 2004). Aunque pueden pertenecer a cualquier familia de plantas, la mayoría son leguminosas (FAO, 1994), y su selección dependerá del objetivo perseguido al momento de tomar la decisión (Ruffo y Parsons, 2004).

Investigadores como Martínez et al. (2013) sugieren llevar a cabo esta estrategia, debido a la existencia de varias características positivas de este tipo de cultivos sobre la conservación del suelo. Entre los principales efectos sobre la fertilidad y estructura del mencionado recurso es posible destacar el mantenimiento y la mejora de sus propiedades (físicas, químicas y biológicas), el incremento del contenido de C y N, la mejor fijación biológica de N y su mayor aporte mineral al cultivo siguiente, el decrecimiento en la pérdida de C, la reducción de la evaporación del agua (aumentando su conservación), la minimización de la lixiviación de nitratos residuales y la disminución en la compactación del suelo (Ruffo y Parsons, 2004; Müller et al., 2008; Verde, 2012; Sánchez Vallduvi y Sarandón, 2014; Piñeiro et al., 2017).

Por otra parte, Wander y Traina (1996) y Fernández et al. (2012) verificaron que a partir del empleo de esta práctica los contenidos de MO fueron significativamente más elevados y con mayor calidad; y de Sá Pereira (2012) determinó una mayor protección del suelo ante agentes degradantes (vientos, precipitaciones), no solo mientras se concreta su ciclo vegetativo, sino también cuando sus restos son mantenidos en la superficie sin incorporar. Sumado a ello, Verde (2012) y Piñeiro et al. (2017) recalcaron que la inclusión de cultivos de cobertura en la rotación entre dos cultivos comerciales es un buen método preventivo que puede ser utilizado para eliminación de malezas, debido a mecanismos inhibitorios; en concordancia con Álvarez y Quiroga (2012), quienes mencionaron que han sido reportadas reducciones de la población de malezas de entre un 30 y 90 %, como así también disminuciones en el número de aplicaciones de herbicidas previo a la siembra del cultivo que sigue en la rotación y/o menores dosis en postemergencia.

Asimismo, según diversos autores (SAN, 1998; Altieri et al., 2007; Fernández et al., 2012; Sánchez Vallduvi y Sarandón, 2014) la utilización de cultivos de cobertura también forma parte de las estrategias de muchos agricultores para el control ecológico de plagas y enfermedades a través de enemigos naturales, dado que favorece la generación de refugio o

fuentes de alimento para estos organismos benéficos; al mismo tiempo que permite incrementar la diversidad vegetal, tanto cultivada como natural, y mejorar su manejo (Flores y Sarandón, 2014).

En cuanto a los abonos verdes, son entendidos como la implementación de determinadas plantas, que preceden o suceden a los cultivos comerciales (García y Martínez, 2014). Su utilización consiste en la siembra de cultivos que luego son incorporados al suelo, principalmente con la finalidad de mejorar sus características. De manera general, pueden ser empleadas plantas de distintos géneros (fundamentalmente gramíneas o leguminosas) y en diversas épocas de la campaña; dando lugar, en forma global, a los abonos verdes de invierno y de verano, (FAO, 2000; Jover, 2003).

De acuerdo con FAO (2000), Sodré et al. (2004) y Gilsanz (2013), entre los principales requerimientos que deben reunir los abonos verdes se destacan: presentar rápido crecimiento inicial y eficiente cobertura; capacidad de reciclaje de nutrientes; facilidad y bajo costo de implantación y manejo en campo; manifestar bajo nivel de ataque de plagas y enfermedades y no comportarse como planta hospedante o invasora; exhibir un sistema radicular profundo y de buen desarrollo; presentar tolerancia a heladas y/o sequías; ser de fácil manejo para su incorporación al suelo y posterior implantación de cultivos; poseer tolerancia a la baja fertilidad y capacidad de adaptación a suelos degradados. Asimismo, deben demostrar buena capacidad de rebrote y buena resiembra natural; ser de ciclo corto (para intercalarlos entre dos cultivos cercanos temporalmente); aportar una buena cantidad de MO; fijar N atmosférico (permitiendo ahorrar dinero en la fertilización posterior); ser eficaces competidores con las malezas; favorecer la presencia de enemigos naturales; producir gran volumen de residuos y que estos posean lenta descomposición; adecuarse al sistema de producción ya utilizado por el agricultor; generar un efecto favorable al incrementar el rendimiento de los cultivos y tener una mayor rentabilidad con relación al sistema tradicional.

Acerca de la incorporación, esta debe concretarse cuando los cultivos presentan un desarrollo avanzado, antes de su floraci n⁴² o justo al inicio de esta. Una vez cortados, los restos deben dejarse sobre la tierra varios días o semanas (dependiendo de las condiciones climáticas), y

⁴² Si los cultivos son cortados en un estado de crecimiento muy tierno, se ocasiona una rápida mineralización en detrimento de los procesos de humificación y, como consecuencia, no pueden ser aprovechados completamente en el proceso de incorporación de MO (García y Martínez, 2014).

posteriormente tienen que incorporarse superficialmente; aunque nunca deben enterrarse a gran profundidad, dado que esto podría generar fermentaciones anaerobias, con la posible liberación de sustancias nocivas para el siguiente cultivo (García y Martínez, 2014).

Puntualizando en la recomendación de su implementación, autores como Altieri y Nicholls (2000), Jover (2003), Guzmán Casado y Alonso Mielgo (2008) y García y Martínez (2014) remarcan que los abonos verdes presentan una elevada capacidad para optimizar las condiciones físicas, químicas y biológicas del suelo, favoreciendo su fertilidad y permitiendo disminuir la necesidad de fertilización nitrogenada y la lixiviación de nutrientes. Además, Bunch (2004) y Martín y Rivera (2015) remarcan el impacto positivo de esta práctica sobre el control de la erosión del suelo y el manejo de malezas, plagas y enfermedades.

Por último, entre otros de los mayores beneficios de su desarrollo se encuentran la reducción del empleo de herbicidas y plaguicidas, el aumento del rendimiento y calidad de los cultivos, un potencial incremento del ingreso de los productores con la venta de semillas y, eventualmente, su utilización como alimentación humana, forraje para animales y fuente de fibras (FAO, 2000; Martín y Rivera, 2015).

Policultivos o consociación

En muchas regiones del mundo (sobre todo en países en desarrollo), los agricultores realizan sus siembras en combinaciones denominadas policultivos o cultivos intercalados o en consociación (Liebman, 1999). En esta técnica dos o más cultivos crecen de manera conjunta en la misma superficie de tierra durante parte o todo su ciclo, y están suficientemente juntos para que entre ellos se generen relaciones interespecíficas beneficiosas (Vandermeer, 1989; Sarandón y Labrador Moreno, 2002; Altieri y Nicholls, 2010, 2012).

Para concretar esta estrategia, las combinaciones pueden incluir cultivos anuales con otros anuales, anuales con perennes o perennes con perennes, los cereales pueden cultivarse en asociación con leguminosas y los cultivos de raíces asociados a frutales. Los diseños pueden adoptar la forma de cultivos en franjas o intercalados, en líneas mixtas, cultivos con cubierta vegetal o una mezcla al azar de acuerdo a diferentes arreglos espaciales. De igual modo, los componentes de un policultivo pueden sembrarse en la misma fecha o en otra diferente (cultivos de relevo) y su cosecha puede efectuarse en simultáneo o a intervalos (Liebman, 1999; Sarandón y Labrador Moreno, 2002; Altieri y Nicholls, 2010).

Respecto de su importancia, la investigación sobre esta práctica ha aumentado y muchos de sus beneficios potenciales son más evidentes, sobre todo aquellos referidos al aprovechamiento del espacio y los servicios ambientales ofrecidos, ya que imitan varios aspectos de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas naturales; por lo que los policultivos nuevamente comenzaron a formar parte del paisaje agrícola (Altieri y Nicholls, 2004; García González et al., 2010; Cruz González et al., 2013).

Concretamente, Altieri (1993), Liebman (1999) y Altieri y Nicholls (2010) destacan que las utilidades asociadas a la implementación de esta estrategia se basan en la existencia de evidencia que sugiere que el uso de mezclas de cultivos permite optimizar su comportamiento ante las enfermedades y reducir su impacto; y que el número de plagas es menos abundante en policultivos que en monocultivos, debido principalmente a un aumento de las poblaciones de enemigos naturales. Asimismo, investigadores como Sarandón y Labrador Moreno (2002) y Altieri y Nicholls (2004) la consideran como una práctica acertada para el control de malezas en una AS; ya que pueden suprimir su crecimiento con mayor eficacia que los monocultivos, debido a su capacidad para explorar y utilizar más eficientemente los recursos prioritarios (agua, luz y nutrientes)⁴³, dejando una menor cantidad disponible.

Por último, entre otras de las principales razones por la cual esta técnica es recomendada, García González et al. (2010) resaltan la existencia de un menor riesgo de pérdida de la cosecha respecto a los monocultivos y la posibilidad de un mayor rendimiento en condiciones de intensas restricciones de insumos, al mismo momento que se preservan y mejoran los recursos naturales; y Sarandón (2000) y Altieri (2002) plantean que el aumento en la diversidad de cultivos originados por el desarrollo de esta estrategia posee múltiples consecuencias positivas sobre los agroecosistemas.

⁴³ La capacidad de utilizar más eficientemente los recursos que poseen los policultivos con relación a los monocultivos es generalmente aceptada, y ha sido bien documentada en mezclas de cultivos de especies diferentes. Esta situación se da en especial cuando uno de los componentes es una leguminosa, aunque también es aplicable al resto de las posibles combinaciones (Sarandón y Labrador Moreno, 2002).

Plaguicidas

La utilización de este tipo de productos, como fue previamente mencionado, deriva en una elevada cantidad de impactos negativos de diversa índole. Estos se generan, fundamentalmente, como consecuencia de deficiencias en la aplicación, escasos controles de las autoridades y poca conciencia acerca de los efectos sobre el ambiente por parte de quienes realizan los trabajos (Andrade et al., 2017).

Con relación a ello, existen determinadas prácticas o estrategias que los productores pueden efectuar para reducir algunos de los daños colaterales ocasionados; las cuales se encuentran, principalmente, asociadas a la disminución del riesgo en la salud de los trabajadores y a evitar la contaminación, ya sea sobre los alimentos o los diversos componentes del ecosistema. Por consiguiente, a continuación, se mencionan algunas de las mayormente sugeridas por especialistas y organismos de control:

▪ Adquisición de productos oficiales

CASAFE (2015) y Digón et al. (2015) recomiendan que la totalidad de los productos empleados deben encontrarse registrados y aprobados por SENASA (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria). Además, estos tienen que ser adquiridos solamente si se hallan en sus envases originales, con etiquetas y marbetes en perfecto estado, en donde se indique claramente el número de lote y registro, fecha de vencimiento, composición y banda toxicológica; y no deben adquirirse más de lo estrictamente necesario, de modo de evitar la generación de obsoletos y/o exceder la capacidad de almacenamiento. Por otra parte, afirman que queda prohibida la comercialización o utilización de productos fraccionados.

▪ Correcto transporte

Al ser categorizados como productos peligrosos, el acarreo de los plaguicidas se encuentra sujeto a normas provinciales, nacionales e internacionales que poseen por objeto disminuir los peligros derivados de situaciones vinculadas con su transporte. Los riesgos asociados a este escenario se basan en la exposición a tóxicos por derrames, fugas (emisiones de vapor o gas), escapes, incendio y explosiones debidas principalmente a vuelcos o choques (con el consiguiente derrame de producto y eventual contaminación por exposición de personas, flora y fauna) o a través de la contaminación de alimentos, agua, objetos, ropa u otros que,

contrariamente a lo estipulado por el marco legal, puedan ser transportados en la misma cabina que los productos peligrosos (Brunstein et al., 2014).

Por esta razón, CASAFE (2015) determina que los productos deben ser trasladados únicamente en sus envases cerrados y, en el caso de volúmenes pequeños, en la caja de un vehículo tipo camioneta o similar, garantizando su correcta sujeción y separados de personas, animales, ropa o alimentos. De ninguna manera resulta aceptable su acarreo en la cabina de cualquier medio de transporte. La carga y descarga del vehículo debe llevarse a cabo con el equipamiento adecuado, previniendo golpes y caídas, evitando fumar o comer y, al finalizar la operación, es necesario efectuar una correcta higiene

▪ Correcto almacenamiento

Según sugerencias de FAO (2009) y CASAFE (2015), los productos deben ser almacenados en sus correspondientes envases cerrados, sin despegar las etiquetas y siguiendo las instrucciones que en ellas figuran, en lugares acondicionados específicamente para esta finalidad, los cuales deben mantenerse limpios, aireados y secos y no poseer temperaturas extremas. Aunque no se trate de depósitos con elevados volúmenes, es recomendable que su ubicación se encuentre alejada de las zonas de viviendas del personal, en un lugar protegido y cerrado con llave o candado, a fin de evitar que personas ajenas a su uso o niños puedan entrar en contacto con ellos y resultar dañados. Además, deben establecerse lejos de los cursos de agua, pozos y otras fuentes de suministro de agua para uso doméstico o ganado, ya que éstas podrían resultar contaminadas por pérdidas o derrames que se produzcan en el almacén; como así también de zonas que puedan inundarse. En cuanto a las características estructurales, los pisos del depósito deben ser impermeables y lisos, lo cual facilita su limpieza en caso de derrames. Sumado a lo anterior, Fait et al. (2004) remarcan la importancia de la existencia de cartelera de advertencia en la puerta, en la que se indique claramente que en ese lugar se encuentran productos peligrosos.

▪ Utilización de Equipo de Protección Personal

Comprenden cualquier elemento o accesorio destinado a ser llevado o sujetado por el trabajador, que posee la función de protegerlo contra riesgos específicos del trabajo, que

puedan impactar negativamente sobre su seguridad o su salud. Así, los equipos de protección personal (EPP) comprenden todos aquellos dispositivos de diversos diseños que emplea el trabajador para resguardarse contra posibles lesiones. No obstante, no brindan protección de forma ilimitada, sino que son eficaces hasta ciertos límites establecidos en sus propias normas de certificación. Por lo tanto, Bulacio et al. (2012) recomienda que además de ser utilizados de manera racional, de acuerdo con los riesgos que se pretenden proteger, deben someterse a un continuo proceso de revisión y mantenimiento. A continuación, en la Tabla 25, se mencionan alguno de los principales elementos que conforman el EPP.

Tabla 25. Principales componentes del Equipo de Protección Personal

Tipo de protección	Elemento	Función
del torso	Mamelucos u overoles	Evitan el contacto del producto aplicado con la piel, quemaduras del sol, raspaduras y arañazos. Deben ajustarse bien al cuerpo, de manera tal de evitar enredos y/o enganches.
	Delantales	Complementarios a los mamelucos. Se utilizan en especial durante tareas de carga y descarga de productos, su preparación y en la limpieza de los equipos utilizados.
de la cabeza	Sombrero, casco, gorra o capucha	Impiden lesiones en la cabeza, contacto con diversos productos y enredos del cabello con la maquinaria o equipo empleado.
de las manos	Guantes	Usados en tareas relacionadas con la preparación, aplicación o lavado. Deben estar debajo de las mangas de la camisa y pueden ser de látex, PVC, acrilonitrilo o Neoprene. En caso de otras labores pueden ser de cuero o fibra textil. No deben ser utilizados en tareas cercanas a poleas, correas, engranajes o cadenas.
de los pies	Botas protectoras	Deben ser de caña alta, con puntera reforzada, suela gruesa y antideslizante y es necesario que vayan por debajo del pantalón.
ocular	Anteojos o antiparras de seguridad	Es importante que tengan un visor panorámico con perforaciones antiempañantes.
	Máscara facial	Debe presentar un visor plástico de, como mínimo, 200 mm y un arnés que permita fijarla a la cabeza de manera segura.
respiratoria	Respiradores desechables	Son máscaras contra humedad y polvo, empleadas en tareas con productos no tóxicos.
	Respiradores con filtro intercambiable	Son utilizados en actividades con productos tóxicos, dependiendo del tipo de sustancia aplicada.
auditiva	Orejeras o tapones para oídos	Se trata de dispositivos de gran importancia al momento de trabajar en ambientes con ruidos por encima de los límites técnicos establecidos

Fuente: Elaboración personal en base a CASAFE (2015)

Por último, Brunstein et al. (2014) y Pacheco y Barbona (2017) aconsejan que todo el conjunto de los elementos mencionados debe ser conservado en condiciones adecuadas, asegurando su correcto estado y funcionamiento. Aquellos de un solo uso deben descartarse inmediatamente terminada la actividad; mientras que los que pueden ser reutilizados, tienen que ser correctamente higienizados a la brevedad de su utilización, mediante un lavado con jabón neutro, separados de la ropa normal y utilizando guantes.

- Respetar los tiempos de reingreso al lote

De acuerdo con Sánchez y Mitidieri (2010) y Brambilla et al. (2012), el plazo de seguridad o tiempo de reingreso al lote/parcela es el intervalo de tiempo que debe transcurrir entre la finalización de la aplicación de un plaguicida y el momento en que una persona puede volver a dicha área sin la necesidad de utilizar un EPP. Los valores correspondientes a cada producto varían y se detallan en las etiquetas/marbetes que se encuentran en sus envases, y los trabajadores deben respetarlos de manera indispensable para no poner en riesgo su salud. Sin embargo, SENASA (2012) recomienda que de ser inevitable reingresar antes del mencionado período, se deberá utilizar el EPP necesario para la aplicación del producto, y solo podrán hacerlo personas autorizadas.

- Respetar los tiempos de carencia

Luego de efectuado un tratamiento con plaguicidas, los cultivos presentan restos de los productos utilizados; y cada uno de estos residuos posee un tiempo de degradación natural que varía, principalmente, en función del tipo de compuesto químico y las condiciones climáticas del lugar. En referencia a ello, CASAFE (2011), SENASA (2012) y Pacheco y Barbona (2017) plantean el concepto de tiempo de carencia, el cual refiere al número de días que deben transcurrir entre la última aplicación de plaguicidas y el momento de cosecha o utilización del cultivo tratado. En el caso de las aplicaciones poscosecha, se refiere al intervalo entre la última aplicación y la comercialización o consumo del producto vegetal.

En las pasturas, la definición se vincula al intervalo que debe esperarse entre la última aplicación y el consumo del forraje; en cuanto a las áreas de irrigación, es el período necesario hasta el reinicio de las actividades de riego, o utilización del agua como bebida para animales

o baños. Respecto a los cultivos subsiguientes, abarca el tiempo transcurrido entre la última aplicación y la implantación de otro cultivo (Pórfido et al., 2014).

El tiempo de espera es específico para cada producto y cultivo y los valores son definidos y publicados periódicamente por el SENASA para mantener actualizada la prescripción. En este sentido, Quargnolo (2013) destaca que no considerar esta información puede derivar en riesgos directos para los consumidores de frutas y verduras; sobretodo si son consumidas crudas. En consecuencia, CASAFE (2011) remarca que es esencial que los tiempos de carencia sean respetados, de manera tal de obtener alimentos que al momento de la cosecha cumplan con los requisitos de inocuidad establecidos. Asimismo, SENASA (2012) recomienda que todo el personal dedicado a esta actividad se encuentre debidamente capacitado acerca de los diversos impactos negativos que los productos con elevados restos de plaguicidas⁴⁴ pueden ocasionar a la salud de los consumidores.

- Correcta limpieza de equipos pulverizadores

Venturino et al. (2016) sugiere que, además de incrementar su vida útil, una adecuada limpieza de los equipos evita impactos ambientales negativos, derivados de la contaminación del suelo o los cuerpos de agua superficial o subterránea, como así también efectos adversos sobre la salud de los trabajadores. Sumado a ello, el daño a cultivos durante el tratamiento con fitosanitarios, por la presencia de remanentes de herbicidas de aplicaciones anteriores (por una inadecuada limpieza) es una problemática relativamente frecuente en la Argentina.

Según TOPPS (2008) y SENASA (2012), los caldos restantes no deben ser aplicados sobre campos naturales o en barbechos, a fin de preservar la biodiversidad, sino que el procedimiento debe ser llevado a cabo en un área donde no genere contaminación o impactos negativos sobre la salud, ni ocasione concentraciones de plaguicidas a niveles superiores a los estipulados por la ley.

AgroBalestrini (2014) recomienda, como una de las opciones existentes, diluir el remanente del producto en agua (al menos en cinco veces su concentración original) y luego volver a efectuar una aplicación sobre la última zona tratada, prestando atención a no producir una sobredosificación que puede generar daños a los cultivos instalados o posteriores. Entre las

⁴⁴ Para mayor profundidad acerca de la temática, consultar la Resolución 934/10 del SENASA.

ventajas de esta propuesta, al eliminar los restos en la misma zona de trabajo, se destacan la disminución del riesgo asociado al traslado del equipo contaminado hasta una zona de lavado y una mejora en cuanto a la gestión de los residuos (TOPPS, 2008; AgroBalestrini, 2014).

Como otra alternativa, CASAFE, 2015 destaca la construcción de una zona delimitada exclusivamente con la finalidad de realizar el lavado de los equipos de aplicación, la cual debe constar de un playón de base impermeable de hormigón con rejillas de drenaje y un sistema de contención, recuperación y almacenamiento de las aguas contaminadas, para su posterior traslado en un vehículo habilitado para el transporte de sustancias peligrosas o vertido sobre cama biológica. En este caso, una vez concluida la tarea de aplicación, la eliminación de los líquidos sobrantes puede efectuarse, según el producto utilizado, a través de elementos como agua sola, amoníaco o detergentes comerciales (Van Gessel, 1997), u otros productos específicos fabricados por diversas empresas.

En cuanto a la periodicidad de esta práctica pueden presentarse variaciones. No obstante, TOPPS (2008) recomienda que los equipos sean sometidos a una limpieza antes de proceder a tareas de mantenimiento o a su almacenaje, con el objetivo de llevar al mínimo la probabilidad de riesgo para el personal y el ecosistema en general. Asimismo, al tratarse de maquinaria implementada para tratamientos que involucran plaguicidas peligrosos, es obligatoria la utilización del mismo EPP que debe emplearse al momento de la preparación de los productos y durante su posterior aplicación.

▪ Correcto manejo de envases vacíos

La generación de envases vacíos de plaguicidas ha generado una enorme preocupación por sus efectos ambientales negativos y, sobre todo, por sus riesgos para la salud de las personas y animales (Malanos, 2017). Por lo tanto, a menos que sean manejados correctamente, resultan peligrosos; ya que, a modo de ejemplo, pueden ser reutilizados para almacenar agua y alimentos, lo que podría ocasionar casos de envenenamiento (Martens, 2016).

Aunque el tratamiento que debe efectuarse sobre este tipo de desechos consta de diversas etapas, Aapresid (2013) remarca que las acciones que pueden ser realizadas por los productores se encuentran asociadas al lavado, perforación y disposición transitoria o traslado al centro de acopio.

Según recomendaciones de FAO/OMS (2008), la limpieza debe ser efectuada inmediatamente luego de vaciar el contenido del envase (al momento de preparación del caldo) previo a la aplicación, donde el agua de lavado pueda ser vertida nuevamente al tanque del equipo aplicador. En todos los casos las instrucciones para una correcta limpieza del envase deberían estar incluidas en la etiqueta del producto y en sus hojas de información de seguridad. Si bien la metodología para llevar a cabo esta acción depende de las características físicas y químicas de cada elemento utilizado, debido a que la mayoría de los envases de uso único disponibles en el mercado son apropiados para enjuague con agua, las técnicas mayormente empleadas se encuentran representadas por el triple lavado o lavado a presión⁴⁵.

Para el caso de la primera opción, el procedimiento propuesto por FAO/OMS (2008) y CASAFE (20015) consiste en: a) agregar agua hasta llenar aproximadamente un cuarto de la capacidad del envase, b) cerrar el envase y agitarlo enérgicamente durante 30 segundos y c) verter la solución formada con el lavado nuevamente en el tanque del equipo pulverizador. Los puntos a, b y c deben repetirse de dos a tres veces, con el fin de eliminar la mayor parte de los restos de producto que puedan encontrarse dentro del envase. Respecto a la técnica de lavado a presión, se refiere a colocar la boca del envase dentro del pico lavador y accionar el sistema de bombas del equipo aplicador para lavar durante 30 segundos, moviendo la boquilla hacia los lados a fin de lograr el correcto enjuague. Luego, es necesario verificar que el agua producto del lavado sea vertida nuevamente en el tanque del equipo.

Independientemente del procedimiento seleccionado⁴⁶, es fundamental asegurarse de que el agua utilizada para efectuarlo provenga de un depósito limpio, separado del caldo de pulverización. Asimismo, es imprescindible utilizar siempre el EPP adecuado, según se indique en las etiquetas de los productos. Ambas técnicas mencionadas, si son realizadas de manera correcta, han sido reconocidas a nivel internacional como procedimientos seguros

⁴⁵ Cuando no se realiza alguna de estas técnicas, se considera que entre el 1,5 y 5 % del contenido queda dentro del envase. Encuestas puntuales a quienes no las efectúan, presentan como argumento principal la falta de tiempo y/o que no lo hacen para garantizar al productor lo utilizado (Martens, 2012; Malanos, 2017).

⁴⁶ Ambas técnicas permiten eliminar del envase casi la totalidad del producto que contenía. Para aquellos envases menores a 20 litros puede utilizarse tanto el triple lavado como el lavado a presión; mientras que para aquellos de 20 o más litros, se recomienda realizar un lavado a presión, el cual implica un menor gasto de energía (al no ser necesaria la agitación del envase) con el mismo resultado (CASAFE, 2015).

para disminuir los residuos de plaguicidas a niveles seguros que no generen daños ambientales, permitiendo que los envases puedan ser reciclados (Malanos, 2017).

Una vez efectuado el lavado, Brunstein et al. (2014) recomiendan que los envases sean inutilizados a través de una perforación en su base y sin dañar la etiqueta, imposibilitando su reutilización, pero buscando que puedan seguir siendo reconocidos.

Una vez concretado el proceso de lavado e inutilización, los envases deben ser almacenados temporalmente (por separado de cualquier otro tipo de producto) hasta que sean retirados por personal experto o el productor pueda acercarlos hacia un centro de acopio habilitado según la normativa establecida (Brunstein et al., 2014; CASAFE, 2015).

Por último, resulta importante evitar formas de disposición inadecuadas, entre las que se destacan el enterramiento, la quema y la disposición a cielo abierto. En el primer caso, aquellas áreas en donde se lleva a cabo esta práctica resultan contaminadas y productivamente inútiles. El drenaje de principios activos puede contaminar fuentes de agua utilizadas para riego o consumo, y constituirse en contaminantes de acuíferos, ríos y océanos. Además, es posible que los plaguicidas o sus envases dispuestos en conjunto con otros residuos y enterrados a distancia, contaminen sitios alejados y, con el tiempo, configuren una importante área de afectación. Sumado a lo anterior, la quema o incineración de envases puede liberar sustancias altamente tóxicas que el aire distribuye a grandes distancias; cabiendo la posibilidad de contacto con fauna, flora o población expuesta, con consecuencias impredecibles. Finalmente, la disposición a cielo abierto en zanjas, cunetas, campos, arroyos, etc. (una práctica muy común en la actividad agrícola), deviene en una de las causas generadoras de impactos ambientales negativos más importante; y ha sido no pocas veces origen de intoxicaciones y fuente de contaminación escénica (Brunstein et al., 2014).

Control biológico

Según Greco et al. (2002) y Nicholls (2008), el control biológico puede definirse como una práctica de gran relevancia, que consta de la utilización de enemigos naturales como parasitoides, predadores y patógenos (hongos, virus, bacterias, etc.) para disminuir las poblaciones de una plaga a densidades que se encuentren por debajo de los niveles de daño económico. Aunque se trata de una estrategia mundialmente empleada desde hace más de un siglo, la discusión sobre su funcionalidad y la recomendación de su utilización adquirió

relevancia en el medio técnico, científico y productivo recientemente; debido principalmente al creciente cuestionamiento acerca de los impactos ambientales negativos del uso intensivo de agroquímicos (Paleólogos y Flores, 2014).

Para la correcta introducción de un programa de control biológico, Brechelt (2004) sugiere tener en consideración los siguientes pasos: determinar la importancia económica del organismo generador de daños; identificar correctamente al organismo dañino y comprobar si es importado o autóctono; recolectar información acerca del organismo nocivo que se desea controlar; conocer los posibles enemigos naturales y determinar su efectividad, analizando las condiciones para su establecimiento; identificar los factores que influyen sobre la densidad de las poblaciones y calcular la relación costos-beneficios de las medidas de control biológico proyectadas. Así, Greco et al. (2002) afirman que, en gran medida, el éxito de esta estrategia depende del conocimiento de la biología de las especies intervinientes, de su interacción y, algunas veces, de la acción complementaria de varios enemigos naturales que atacan diversos estados de desarrollo de la plaga o actúan en diferentes momentos.

Acciaresi y Sarandón (2002) y Mónaco (2002), mencionan y recomiendan tres tácticas para el uso de microorganismos en un control biológico acertado: (1) liberación inoculativa o control clásico, que introduce al agente antagonista en el medio una sola vez, para que se establezca como una población duradera y pueda controlar a las plagas; (2) aplicación aumentativa, buscando incrementar la población de antagonistas ya presentes en el medio, hasta una densidad efectiva antes que se produzca el daño por el patógeno; y (3) aplicación inundativa, que procura elevar la población de un agente de biocontrol a una densidad instantáneamente muy alta, para asegurar una rápida supresión o muerte del patógeno deseado.

Por otra parte, Altieri (1992) destaca que los monocultivos comprenden ambientes en los que se vuelve difícil introducir un eficiente control biológico, ya que no poseen los recursos adecuados para una efectiva actuación de los enemigos naturales, debido a las prácticas culturales perturbantes allí desarrolladas. Justamente, Altieri y Nicholls (2010) y Nicholls (2010) aseveran que una de las tendencias más desafortunadas que acompañan a la expansión de los monocultivos (en contraposición a los policultivos), es que esta sucede a expensas de la vegetación natural circundante que sirve para mantener la biodiversidad a nivel del paisaje; generando una alarmante pérdida de hábitats disponibles para organismos benéficos y, por consiguiente, una disminución de la eficacia del control biológico.

Mantenimiento de corredores biológicos en bordes del campo, incorporación de arbustos y/o árboles y parches de vegetación natural

Leveau y Leveau (2011) sostienen que, dentro de los agroecosistemas, los bordes de cultivo resultan áreas de gran relevancia debido a que conforman potenciales corredores biológicos que permitirían mantener la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos. Estos corredores son definidos como bandas alargadas de terreno que, según Szpeiner et al. (2007), cumplen funciones de hábitat, si son empleados como áreas para sobrevivir y reproducirse; refugio, en caso de que algunos organismos subsistan en el corredor sin reproducirse en él; filtro, debido a que algunas especies pueden verse retenidas; barrera, al generar que determinados organismos se vean imposibilitados de atravesarlos; o fuente, donde el corredor se constituye como un punto de origen de diversas especies hacia el medio que los rodea.

Con relación a los beneficios de esta estrategia, Altieri y Nicholls (2000) apoyan su utilización, ya que puede servir como un medio de dispersión de enemigos naturales dentro del agroecosistema. Además, Altieri y Nicholls (2000) y Nicholls (2010) plantean su capacidad de disminuir el acarreo de sedimentos, mejorar la producción de biomasa incorporable al suelo y transformarse en una estrategia para la reintroducción de biodiversidad en monocultivos de gran escala, favoreciendo así la reestructuración de agroecosistemas para su conversión a un manejo más sustentable.

En adhesión a lo mencionado Szpeiner et al. (2007) remarcan que, si al planteo se incorporan arbustos y árboles, los corredores biológicos pueden actuar como cortinas forestales⁴⁷. Respecto a esto último, aunque la RPArg es muy dispar en cuanto a su aptitud forestal, el sudeste bonaerense se distingue por sus inmejorables condiciones para la implantación de diversas especies arbóreas (Villaverde y Domínguez Daguer, 2013).

Gliessman (2002) y Vázquez Moreno (2011) aseguran que, si esta práctica se desarrolla en relación con la actividad agrícola, favorece el mantenimiento de una mayor proporción de la biodiversidad del ecosistema original, ya que provee especies polinizadoras importantes para garantizar la dispersión de las semillas y la cosecha de los cultivos, y hábitats para los

⁴⁷ Las cortinas forestales cortavientos o de protección, son una alternativa para ser utilizada por los agricultores con fines productivos y de protección ambiental; y son definidas como el establecimiento de una o más hileras de árboles y/o arbustos dentro de un predio (de forma perpendicular a la dirección del viento) para proteger, conservar los recursos naturales y/o aumentar la productividad (Sotomayor, 2011).

depredadores que los protegen contra las plagas (Fischer et al. 2010; Sanz et al., 2011; Flores y Sarandón, 2014; Goñi Seia, 2015). No obstante, Ramírez (2005) establece que, para esto, el aprovechamiento del espacio y suelo debe darse en simultáneo; de modo tal que los árboles deben plantarse en contorno o formando hileras alrededor de los cultivos, para evitar que compitan con estos últimos por la luz y los nutrientes.

Entre otros de los múltiples beneficios por los que diversos autores recomiendan esta estrategia, Mendieta López y Rocha Molina (2007) y Solari y Zaccagnini (2009) resaltan la reducción de la erosión hídrica debido a su aplicación en terrenos con pendientes pronunciadas (como consecuencia de la capacidad que poseen las raíces para fijar el suelo) y la disminución del impacto de la lluvia; mantenimiento de la fertilidad; reciclaje de nutrientes, mejorando la conformación de MO; retención de C y reducción de emisiones de gases de efecto invernadero y la regulación del microclima y la disponibilidad de agua. Por último, Ferrere et al. (2017) recomiendan este tipo de práctica, especialmente en zonas cercanas a poblados o escuelas rurales, ya que brinda una notable protección contra la deriva generada por la aplicación de plaguicidas que pueden resultar perjudiciales.

En cuanto a los parches de vegetación natural, Altieri y Nicholls (2000), Marshall y Moonen (2002), Nicholls (2010) y Paleólogos y Flores (2014) aconsejan su mantenimiento o incorporación, debido a que mejoran el control biológico. En este sentido, la manipulación de la vegetación natural adyacente a los campos de cultivo enmascara los recursos para las plagas, y ofrecen alimentos y sitios de hibernación y refugio para los enemigos naturales, aumentando su número. Finalmente, Sanz et al. (2011) sugieren que los diversos parches dentro del agroecosistema deben encontrarse lo más cercanos posible, logrando una mayor conectividad y favoreciendo el desarrollo de funciones ecosistémicas consideradas esenciales.

Plan de fertilización respetando las dosis, fuente, momento y forma

Considerando el estado actual de los suelos agrícolas argentinos, García y Díaz Zorita (2015) y Andrade et al. (2017) plantean la necesidad de mejorar los diagnósticos de fertilidad y la aplicación de fertilizantes. En ese marco, García (2013) y FAC (2018) recomiendan cuatro pilares fundamentales que el productor debe tener presentes para un correcto plan de fertilización: fuente del fertilizante, dosis de aplicación, momento de aplicación y lugar de aplicación.

Respecto de la elección de la fuente, FAC (2018) sugiere que el fertilizante debe ser acorde al cultivo, al ambiente meteorológico, al tipo de suelo, encontrarse disponible técnica y económicamente y asegurar los nutrientes esenciales para un buen rendimiento; teniendo en cuenta las potenciales pérdidas de nutrientes y los riesgos potenciales asociados al tipo de producto elegido. Además, destacan que las fuentes minerales y orgánicas de nutrientes son complementarias, por lo que producen una sinergia positiva.

La utilización de la dosis correcta se vuelve fundamental para suministrar los nutrientes de manera eficiente, evitando faltantes o excesos. Ante este escenario, surge el análisis de suelos⁴⁸ como una de las herramientas más efectivas, relativamente económicas y mayormente empleadas para su determinación. Así, entre algunos de los principales beneficios de esta práctica, Aaprecid (2013), García (2013), Andrade et al. (2017) y TecnoAgro (2015) remarcan la evaluación de la disponibilidad de nutrientes (permitiendo estimar la probabilidad de obtener respuesta a la fertilización) y el cálculo del requerimiento de nutrientes para cada lote, de acuerdo al cultivo propuesto a sembrar.

Acerca de la mejor oportunidad para la aplicación, FAC (2018) asevera que es necesario tener en consideración parámetros tales como las interacciones entre el momento en que los nutrientes son demandados, la oferta del suelo, los riesgos de ineficiencias y la logística asociada al suministro del fertilizante.

Con respecto al lugar de aplicación, debe entenderse e interpretarse la dinámica de los nutrientes en el suelo y su variabilidad espacial. Así, FAC (2018) recomienda que los productos deben emplazarse en el lugar preciso (horizontal y verticalmente), garantizando que estén disponibles para ser absorbidos por las raíces de acuerdo a las necesidades del cultivo.

Las mencionadas recomendaciones permiten lograr eficiencia y efectividad en la nutrición de los cultivos, asegurando beneficios económicos, sociales y ecológicos; ya que, de no ser así, el proceso de fertilización sería ineficiente. No obstante, cabe destacar que estas varían de acuerdo a cada zona, debido a que interactúan entre ellas, con las condiciones edafoclimáticas

⁴⁸ En Argentina, el muestreo o análisis de suelos para ajustes de fertilización es de baja intensidad de uso (1 muestra cada 250 ha agrícolas) en comparación, por ejemplo, con Brasil, donde se estima que la intensidad es de 1 muestra cada 32 ha (García y Díaz Zorita, 2015).

y otras prácticas de manejo de suelo y cultivos. Por lo tanto, la combinación adecuada de fuente, dosis, momento y lugar es específica para cada condición de lote y/o sitio de interés.

Por último, Salvagiotti (2004) recomienda llevar a cabo una correcta fertilización de los cultivos, puesto que esto no solo permitirá un mayor retorno económico en el corto plazo, sino que una planificación racional de esta actividad incrementará el nivel de nutrientes de más difícil reposición; lo cual resulta compatible con los objetivos de una AS. No obstante, Solbrig (2002) remarca que esto no invalida que se tomen las precauciones necesarias para no caer en viejas equivocaciones, como puede ser la contaminación de napas y acuíferos por un uso excesivo y poco eficiente de los fertilizantes.

Cultivos en curvas de nivel

Según CASAFE (2015), entre las técnicas de mayor relevancia para asegurar la conservación de la fertilidad del suelo se encuentra la realización de cultivos en contorno o curvas de nivel; convirtiéndose, a nivel mundial, en una práctica casi obligatoria en cualquier programa de control para la agricultura en áreas con limitaciones topográficas por pendientes de significancia (FAO, 1992).

Según Gathagu et al. (2018) y Lanthier (2018), un cultivo en contorno o curvas de nivel es una estrategia de labranza que considera el relieve del terreno, en donde las actividades agrícolas se efectúan de manera transversal a la pendiente, en vez de a favor de la misma. Entre las razones principales para recomendarla, Olivares y Kees (2004), Michelena (2011), Denim (2014) y Gathagu et al. (2018) destacan su capacidad para detener las pérdidas de suelo por erosión hídrica (a través de la disminución de la velocidad del escurrimiento del agua de lluvia, ya que las hileras de cultivos actúan como barreras a la escorrentía superficial); la facilitación de la infiltración del agua, adquiriendo una mejor distribución de la humedad en el relieve y el perfil de suelo; y la prevención la sedimentación. Finalmente, Liu et al. (2014) promueven su implementación, ya que nutrientes como el N y P son retenidos con mayor eficacia; y Lanthier (2018) destacan que se trata de una práctica de bajo costo y poca mano de obra, con materiales que a menudo ya se encuentran disponibles en la explotación agrícola, y que puede generar mejoras en los rendimientos.

DISCUSIÓN

Los resultados propuestos en este apartado se encuentran directamente relacionados con los presentados previamente. Como era de esperarse en base a los valores alcanzados por los diversos IdS en el último período en evaluación, del mismo modo en que el avance de la agriculturización no se manifiesta de manera homogénea en las diferentes UA Esp, es posible evidenciar que no todas ellas presentan el mismo impacto (ver Capítulo IV).

Ante el mencionado escenario, el cálculo del IPIN a partir de los criterios seleccionados facilita la realización de un análisis comparativo acerca del nivel de afectación que puede observarse en cada una de las citadas unidades, como así también establecer que no todos los IdS poseen el mismo peso en todas ellas.

En este sentido se observa que, a nivel general, las UAE3sp y UAE4sp (con valores de agriculturización alta y muy alta respectivamente) presentan grados de afectación influidos de manera similar por la mayoría de los IdS; resultando ser aquellas más afectadas y conformando así las denominadas APA. Además, ante lo establecido, se vuelve factible determinar una relación entre el incremento de la superficie destinada a la actividad agrícola y el nivel de impacto hallado en cada UA Esp.

Respecto al procedimiento metodológico utilizado, pueden mencionarse algunas investigaciones que han utilizado un abordaje comparable en otras regiones de interés, ya sea a través del empleo de herramientas informática similares, o mediante la selección de criterios semejantes. Si bien en estos trabajos el concepto de APA recibe distintas definiciones (áreas prioritarias para la conservación, sitios prioritarios de recuperación, áreas prioritarias para la restauración ecológica, espacios naturales de protección o áreas prioritarias para la conservación), todas ellas hacen referencia a una misma idea o concepto general.

Con independencia de la denominación empleada, este tipo de acciones poseen como objetivo asegurar la persistencia del hábitat de diferentes especies y los procesos ambientales asociados a estos; como así también disminuir los impactos negativos generados por diversas actividades sobre numerosas zonas y lograr la recuperación de sitios afectados para favorecer su conservación (Razola et al., 2006; Cruz Paz et al., 2018; Lizana y Gutiérrez, 2019).

A nivel internacional, González Ovando et al. (2016) se centraron en la utilización de SIG, el análisis de diversos criterios ambientales y la consulta a expertos, con el fin de identificar áreas prioritarias para restauración en la región Chignahuapan-Zacatlán (Puebla, México);

Cruz Paz et al. (2018) definieron zonas prioritarias para la conservación en la cuenca transfronteriza del río Usumacinta (Mesoamérica), a partir de la evaluación de aspectos biológicos, hidrológicos y antropogénicos y la utilización de un SIG; y Lizana y Gutiérrez (2019) determinaron zonas prioritarias para la recuperación de bosque nativo intervenido del bosque templado lluvioso valdiviano en la Región de Los Ríos (Chile) con la ayuda de diversos criterios ecológicos, consultas a expertos y la utilización de SIG.

A nivel de la Argentina, una parte representativa de los trabajos que aplican estos procedimientos se encuentran relacionados a la conservación de fauna, tal es el caso de Etchepare (2014), que identificó las áreas prioritarias para la conservación de reptiles en la provincia de Corrientes, utilizando y comparando diversos métodos de análisis; y Arzamendia y Giraud (2004); quienes seleccionaron áreas prioritarias para la conservación de serpientes en Santa Fe, valiéndose de la utilización de diversos patrones de biodiversidad. Por otra lado, y con relación más directa al procedimiento empleado en esta tesis, se destaca el trabajo efectuado por Somma et al. (2011), los cuales establecieron áreas prioritarias para el desarrollo de diversas actividades y la conservación de la biodiversidad en los bosques nativos de Salta (en el contexto de una planificación sustentable del uso del territorio) por medio de la utilización de un análisis jerárquico de diferentes criterios, talleres con expertos y el empleo de SIG e IS. Asimismo, Jaimes et al. (2019) emplearon un SIG, IS y el análisis de métricas del paisaje para proponer áreas prioritarias para la conservación y restauración de los ambientes serranos del Sistema de Tandilia (provincia de Buenos Aires).

Teniendo esto en consideración, también es necesario destacar la relevancia y capacidad de utilización que poseen los SIG al momento de establecer APA, o bien para plantear estrategias para revertir impactos negativos observados en ellas (Farías et al., 2004; Montoya Ayala et al., 2004; Sánchez et al., 2004; de los Ángeles Mazo et al., 2016; Sánchez y Guerrero, 2016).

En cuanto a lo ocurrido en el partido de Benito Juárez, aunque no se encontraron trabajos que hayan aplicado previamente un abordaje similar, se considera que los resultados alcanzados permiten establecer una base de información relevante. De esta manera, en futuras líneas de trabajo, sería posible volver a efectuar los cálculos para fechas más actuales y continuar observando así la tendencia alcanzada por la afectación del proceso de agriculturización sobre las diversas UAE que conforman al área de estudio.

En segunda instancia, se delinearán algunas EGA surgidas de la recopilación de publicaciones existentes y de planteos aportados por asesores, técnicos y productores relacionados a experiencias de AS; las cuales se considera que podrían ser aplicadas en el partido por los propios interesados, con el fin de disminuir los impactos negativos evidenciados debido al avance agrícola.

Si bien las EGA presentadas poseen diferentes finalidades, donde algunas se orientan a disminuir los impactos negativos asociados a la utilización de plaguicidas, y otras a la protección y aumento de la biodiversidad y a alcanzar un uso racional del suelo, se trata de prácticas directamente relacionadas entre sí. En este aspecto, a modo de ejemplo, puede mencionarse el hecho de que una correcta rotación de cultivos, con implementación de cultivos de cobertura y/o abonos verdes produciría, entre otras ventajas, un mayor número de enemigos naturales. Esto, a su vez, llevaría a una menor necesidad de plaguicidas, con un consecuente decrecimiento del riesgo que poseen los productores debido a su utilización.

De manera general, es posible afirmar que las EGA planteadas en relación a la actividad agropecuaria poseen sus bases en dos enfoques que generalmente son establecidos como dicotómicos⁴⁹, las Buenas Prácticas Agrícolas (BPA) y la Agroecología. En relación con las primeras, la FAO (2004b) las define como la aplicación del conocimiento disponible a la utilización sostenible de los recursos naturales básicos para la producción, en forma benévola, de productos agrícolas (alimentarios y no alimentarios) que resulten inocuos y saludables, a la vez que se procuran la viabilidad económica y la estabilidad social; todo esto con la finalidad de “hacer las cosas bien y dar garantías de ello”.

En este marco, “utilizar el conocimiento disponible” consiste en comprender y emplear los datos existentes para dar permanencia y desarrollo a la actividad agrícola, valorando toda la información existente acerca de los modos y formas de producción. La “utilización sostenible de los recursos naturales” refiere a respetar el ambiente, utilizando los recursos sin agotarlos, destruirlos ni contaminarlos. La “viabilidad económica” plantea realizar un balance entre los recursos empleados para producir y los disponibles, utilizar las tecnologías de la mejor manera posible y afirma que no es necesario contar con los últimos avances tecnológicos para

⁴⁹ No es objetivo de este trabajo profundizar en el funcionamiento de estos enfoques, ni acerca de los objetivos o ideales que cada uno de ellos persigue y defiende, sino brindar un marco de referencia acerca de su temática y la relación que puede establecerse en relación con las EGA definidas en este capítulo.

producir con calidad. La “estabilidad social” asegura que la producción debe incluir las necesidades del ser humano y buscar un equilibrio entre la ganancia y el servicio social que realiza la actividad, destacando un crecimiento de la capacitación para los empleados, y mejores condiciones de vida y de desarrollo personal y familiar (SENASA, 2010; Aapresid, 2013; CASAFE, 2015). Sumado a esto, las mencionadas garantías hacen referencia al reconocimiento por el que se certifica que los productores brindan productos que cumplen con estas prácticas.

Por su parte, FAO (2004b) también resalta que el desarrollo de las BPA posee una fuerte impronta económica, la cual queda representada mediante la afirmación de que estas prácticas representan una gran oportunidad especialmente valiosa para que los productores puedan competir e ingresar sus productos a los mercados más valiosos del mundo, tanto locales como internacionales, a través de diversos procesos de certificación.

Consecuentemente, podría decirse que este enfoque no considera que el actual modelo de producción agrícola sea perjudicial, sino que muchas veces las actividades necesarias para llevarlo a cabo son ejecutadas de manera irresponsable por los productores, derivando esto en efectos indeseados. En otras palabras, asegura que debe mantenerse el modelo general, pero aplicando mejoras que permitan aumentar la seguridad y competitividad de los productores y generar la menor cantidad de impactos ambientales negativos.

Respecto de la Agroecología, esta aparece en los últimos años como un nuevo enfoque o campo de conocimientos, una disciplina científica que reúne, sintetiza y aplica los conocimientos de diversas ciencias, para el diseño, manejo y evaluación de agroecosistemas con menos impactos negativos. Se trata de una manera de pensar y actuar que presenta diferencias sustanciales con el modelo agrícola predominante; por lo que puede ser considerado como un nuevo paradigma, caracterizado por proponer la búsqueda de producciones sustentables a través de un abordaje que profundice la revalorización de las dimensiones social, ecológica y económica (Sarandón, 2008, 2014a).

El enfoque agroecológico tiene en cuenta a los ecosistemas agrícolas como las unidades fundamentales de estudio; y, dentro de estos sistemas, investiga y analiza los ciclos minerales, los procesos biológicos, las transformaciones de la energía y las relaciones socioeconómicas. En este marco, Altieri (2014) remarca que a la Agroecológica le interesa no sólo la maximización de la producción de un componente particular, sino la optimización del

agroecosistema total. Por lo tanto, presenta como uno de sus principales objetivos el hecho de ir más allá del uso de prácticas alternativas y desarrollar agroecosistemas con una dependencia mínima de agroquímicos y subsidios de energía; focalizando en la generación de sistemas agrícolas complejos en los cuales las interacciones ecológicas y los sinergismos entre sus componentes biológicos proveen los mecanismos que permitan recuperar su capacidad de autorregulación, a partir de la promoción de diferentes servicios y las funciones ecológicas (Altieri, 2002; Marasas et al., 2012).

Este proceso de transformación es transicional y se compone de tres fases (Gliessman, 1998): eliminación progresiva de insumos agroquímicos a través de la racionalización y mejoramiento de la eficiencia de los insumos externos, mediante estrategias de manejo integrado de plagas, malezas, suelos, entre otros; sustitución de insumos sintéticos por otros alternativos; y rediseño de los agroecosistemas con una infraestructura diversificada y funcional, que subsidie el funcionamiento del sistema sin necesidad de insumos externos.

De esta manera, el enfoque agroecológico plantea claramente que el método de agricultura vigente es inviable a largo plazo (Sarandón, 2008). Debido a eso, aquí no se habla de que existen ciertas prácticas que al ser mal ejecutadas pueden ocasionar diversas problemáticas. En realidad, se afirma que lo que está mal es el modelo en sí mismo, por lo que es necesaria una transformación rotunda, que desarrolle acciones tendientes a la búsqueda de un nuevo tipo de agricultura con mínimos impactos negativos, permitiendo así enfrentar el desafío ambiental (Leff, 1994).

No obstante, según Marasas et al., (2012), esta transformación requiere de un proceso de transición que debe construirse a partir de acciones que tengan en cuenta al hombre, su medio natural y las relaciones entre ambos. En este sentido, dentro del contexto actual, es importante reconocer que no alcanza solo un conjunto de tecnologías apropiadas, sino que se necesitan estrategias productivas, organizacionales y económicas a diversas escalas.

Ante este escenario, sin hacer énfasis en alguno de los dos enfoques presentados, y tomando como base los resultados obtenidos para los IdS, es posible observar que la realidad del partido manifiesta una clara exigencia de transformación respecto a su modelo de desarrollo agrícola. Ahora bien, al hablar de transición hacia una AS (finalidad con la cual se plantean las EGA) nos encontramos frente un proceso por demás dificultoso que, indudablemente, no puede ser concretado en el corto plazo.

Entonces, con relación a lo anterior, surge cómo uno de los principales interrogantes qué hacer en el presente hasta alcanzar el objetivo propuesto, considerando que no sería posible dejar de realizar las prácticas actuales de un momento a otro. Como respuesta a ello, y siempre dentro de un camino de transición, sería prudente que aquellas acciones generadoras de efectos negativos sean concretadas de tal manera que sus impactos resulten ser los mínimos posibles. A modo de ejemplo acerca del RCP (el cual se incrementó notablemente en el partido), la solución no radica en prohibir el uso de estos productos de forma repentina, sino comenzar a llevar a cabo algunas de las EGA que deriven en su menor utilización; y, mientras tanto, garantizar que también sean efectuadas aquellas tendientes a que su aplicación y manejo resulten lo más seguro posible.

Aunque la etapa práctica de la Agroecología o la búsqueda de una AS aún no se ha convertido en una realidad expandida, en la actualidad existen en la Argentina varias experiencias que han transformado su modelo productivo o se encuentran en proceso de hacerlo. Asimismo, si bien la mayoría de estos casos se ven representados por explotaciones a pequeña escala, cada vez es más grande el número de explotaciones de mayor dimensión que se suman a este enfoque.

Justamente, uno de los casos con mayor difusión es La Aurora (ver Anexo VI), dentro del partido de Benito Juárez. Se trata de un establecimiento de 650 ha de tipo familiar, que lleva más de quince años de explotación extensiva bajo el enfoque agroecológico, en un contexto dominado por las técnicas del agronegocio (Cerdá et al., 2014). Por ello, se ha convertido en un claro ejemplo de **faro agroecológico**, producto de una transición agroecológica a gran escala, con detallada sistematización de las prácticas realizadas, elegida por la FAO como una de las mejores experiencias mundiales en cuanto a esta temática. Dentro del predio, se desarrollan actividades agrícolas y ganaderas (trigo, pasturas, ganado vacuno). En los últimos diez años, La Aurora logró producir un promedio de trigo de 3.100 kg ha⁻¹ (solamente 200 g por debajo del promedio de la zona con manejo convencional) y un promedio de 100 t año⁻¹ de carne (Belloni, 2017).

También se destacan las diferencias concernientes a los gastos de producción. Si bien los costos directos por ha en la zona (con amplia utilización de cultivos transgénicos) son de aproximadamente USD 350 ha⁻¹, en el citado establecimiento rondan acerca de los USD 100 ha⁻¹; alcanzando de esta manera un notable ahorro, y logrando un margen bruto de

ganancias mayor que el de campos vecinos con enfoque tradicional. Además, las prácticas aplicadas a esta explotación, permitieron el aumento del stock ganadero, un engorde más eficiente y alta estabilidad en la producción (95 t anuales). En coincidencia con ello, en la campaña 2008/09 se produjo en la región la mayor sequía de los últimos 70 años, donde murieron alrededor de 15.000 cabezas de ganado por falta de alimento. No obstante, La Aurora no evidenció pérdidas, gracias a que el suelo y los pastos lograron resistir esta importante adversidad (Belloni, 2017).

En cuanto a las estrategias principalmente implementadas, Cerdá y Sarandón (2011, 2015) destacan: (1) policultivos, sembrando cereales de invierno (trigo, cebada y avena) en conjunto con otros, los cuales no compiten y cumplen el rol de protectores del suelo y recurso forrajero; (2) mejora de la fertilidad y control de ciclos biogeoquímicos, mediante la incorporación de leguminosas, suplementos para los animales y el sostenimiento de la actividad ganadera; (3) evitar la utilización de fertilizantes solubles que pueden llevar a un incremento de las malezas; (4) protección del suelo, previniendo el sobrepastoreo y manteniendo la cobertura vegetal; (5) conservación de sitios sin perturbar y aumento de parches forestales, para fomentar la biodiversidad funcional y mejorar de esta manera el control de plagas; y (6) evitar el riesgo por externalidades, dejando de utilizar fertilizantes nitrogenados y/o fosforados y plaguicidas. Por todo esto, y en base al éxito económico obtenido en esta experiencia y su persistencia en el tiempo, La Aurora se ha convertido en un notable espacio de aprendizaje para quienes se muestran a favor de un cambio en las formas de producción (Palmisano, 2018).

Entonces, para el ejemplo descrito, ya han sido puestas en práctica algunas de las EGA establecidas en el presente trabajo, obteniéndose resultados exitosos, valorizando en cierta medida su selección. Como consecuencia de ello, es posible mencionar que las EGA abordadas podrían ver extendida su aplicación hacia el resto del partido, permitiendo mejorar en gran medida la situación ambiental respecto a los impactos negativos del proceso de agriculturización sobre la biodiversidad y otros componentes. Sin embargo, esto no puede ser extrapolado de manera general, ya que no se cuenta con recetas universales que aseguren una mejora total en cualquier predio o área, por lo que las decisiones deberían tomarse teniendo en cuenta la realidad completa de cada sitio de interés.

DISCUSIÓN FINAL Y CONCLUSIONES

La conversión de ecosistemas naturales en agroecosistemas y el aumento de la superficie agrícola se configuran como dos de los mayores causantes de modificaciones en los usos del suelo, ocasionando diversas y peligrosas implicancias ambientales.

En este marco, Argentina ha sido escenario en las últimas décadas de un notable proceso de ampliación e intensificación de la agricultura, donde diversas regiones comenzaron a ceder espacio a tasas sin precedente y manifiestan consecuencias ambientales que aún no han sido suficientemente evaluadas (Teubal, 2009; Laterra et al., 2011). Si bien la mayoría de estas transformaciones productivas se centraron en la RPArg, cabe destacar que la agriculturización no se presentó de igual forma en todas las áreas que la componen, sino que manifestó diferentes grados de intensidad de acuerdo a cada zona en evaluación.

Dentro de la citada región, el partido de Benito Juárez no fue ajeno al escenario mencionado. Luego de analizar las variaciones respecto a la superficie destinada a las principales actividades agroproductivas entre los períodos conformados por las campañas 1989/90-2002/03 y 2002/03-2014/15, son evidentes ciertas modificaciones. Inicialmente, en ambos períodos se plantea una disminución del área consignada a la ganadería, siendo notablemente más elevada la alcanzada en el segundo; ocasionando el corrimiento e intensificación de esta actividad hacia tierras con menor productividad, áreas marginales con diferentes tipos y magnitud de limitaciones y hacia ambientes confinados. En segundo lugar, también para ambos períodos, se observa un incremento de la superficie destinada a agricultura, resultando el aumento planteado en 2002/03-2014/15 mayor al de 1989/90-2002/03.

Al igual que en la RPArg, el avance de la agriculturización dentro del partido expone diferencias conforme a, principalmente, las características ecológicas de cada uno de los sectores en estudio. A partir de la integración de diversos atributos, se definen y caracterizan cinco UEc con diferentes particularidades: UEc1 (Sierras), UEc2 (Llanura periserrana y ondulada), UEc3 (Llanura ondulada, suavemente ondulada y deprimida), UEc4 (Llanura deprimida) y UEc5 (Llanura deprimida con cursos de agua y áreas inundables). En relación a ello, las dos primeras y la última son las que presentan un mayor nivel de restricciones y posibles afectaciones negativas.

Tomando esta caracterización como base, y estableciendo una relación con la variación de la superficie agrícola presente en cada UEc en las tres campañas agroproductivas, quedan definidas cuatro UAg para el período 1989/90-2002/03 (UAgpp) y cuatro para 2002/03-

2014/15 (UAgsp); las cuales presentan intervalos de agriculturización baja, media, alta o muy alta. Como resultado para el primer período, el valor más bajo se encuentra en la UEc4 (conformando la denominada UAg1pp), y el más elevado en la UEc5 (configurando la UAg4pp). Respecto al segundo período, el valor de menor importancia se ubica en la UEc1 (conformando la UAg1sp), mientras que el de mayor relevancia se sitúa en la UEc4 (estableciendo la UAg4sp). Por lo tanto, en base a lo descripto, puede mencionarse que, dentro del partido, el avance agrícola no se expresa de manera homogénea.

Mediante la superposición de las UEc y las UAg es posible establecer cinco UAE para el primer período (UAEpp) y cinco para el segundo (UAEsp), las cuales manifiestan discordancias en lo referente a sus características particulares y a los diversos niveles de avance de la superficie agrícola; permitiendo así identificar la propensión de los cambios en los usos del suelo del área de estudio en ambos períodos evaluados.

Para el primero, el avance menos importante se muestra en la UAE4pp (Llanura deprimida con agriculturización baja) y el mayor incremento se presenta en la UAE5pp (Llanura deprimida con cursos de agua y áreas inundables, con agriculturización muy alta). Por otro lado, en el caso del segundo período, la UAE1sp (Sierras con agriculturización baja) presenta el avance más bajo, y la UAE4sp (Llanura deprimida con agriculturización muy alta), refiere el nivel de afectación más relevante.

Como resultado de este análisis, se enfatiza en que la ZAE efectuada se convierte en una valiosa herramienta al momento de establecer una relación entre cómo ocurre la expansión del proceso de agriculturización y las características ecológicas propias de cada área del partido; al mismo tiempo que la información alcanzada sirve como punto de partida para definir APA, con la finalidad de llevar a cabo un manejo sustentable de los recursos naturales, mediante la contemplación de las diversas potencialidades y restricciones agroecológicas existentes.

En la mayoría de los casos, la intensificación y expansión de la agricultura se orienta principalmente a la búsqueda de un retorno económico a corto plazo, sin llevar a cabo las previsiones necesarias para mitigar o resolver los impactos que la actividad causa sobre el ambiente (Rótolo y Francis, 2008). Ante esto, los IdS se presentan como una herramienta de gran importancia al momento de dimensionar dichos impactos, ya que poseen la capacidad para resumir, centrar y condensar la enorme complejidad de nuestro dinámico entorno, obteniendo una cantidad manejable de información significativa. Por esto, cada vez más, se

reconoce la utilidad de estos instrumentos para la formulación de políticas y la comunicación pública en la transmisión de datos sobre el desempeño de los países en esferas como el medio ecológico, la economía, la sociedad o el desarrollo tecnológico (Singh et al., 2009).

Dentro del partido, la mayoría de los IdS aplicados manifiestan resultados que se encuentran vinculados al incremento de la superficie agrícola a lo largo de las campañas agroproductivas. Sin embargo, en algunos como el RIH, también posee un papel a destacar la proporción que ocupa este tipo de uso respecto al resto.

En cuanto al avance del modelo agrícola actual, la utilización de plaguicidas es inevitable. Los resultados obtenidos dan cuenta de que el RCP manifiesta incrementos en ambos períodos analizados, siendo mayor el observado en el primero de ellos. Entre las razones de los cambios en este indicador sobresalen, esencialmente, el aumento en la superficie destinada a la agricultura y la peligrosidad de los plaguicidas utilizados. Asimismo, la aparición de individuos resistentes disminuye la efectividad de las aplicaciones, ocasionando un incremento de las dosis y/o la disminución de los tiempos entre tratamientos. En este sentido, los mayores aumentos del indicador entre 1989/90-2002/03 y 2002/03-2014/15, se plantean en las UAE5pp y UAE4sp, respectivamente.

De igual manera, el modelo agrícola presente se destaca por los distintos impactos que ocasiona sobre los diversos hábitats. Según los resultados alcanzados, es factible notar un incremento del RIH para los dos períodos evaluados; siendo mayor el acontecido más recientemente. En este sentido, el aumento más destacado del primer período ocurre sobre la UAE2pp, mientras que en el segundo la UAE3sp exhibe el mayor incremento. Los valores asociados al RIH no solo se encuentran influenciados por el avance de la agricultura, sino también por los cambios en la proporción de la superficie ocupada por esta actividad dentro de cada unidad de análisis; por lo que los resultados más elevados no se presentan en las unidades con más agriculturización, sino en aquellas que muestran una mayor transformación en la proporción de superficie agrícola.

Teniendo en cuenta la relación entre RCP, RIH e ISE, era de esperarse que este último también manifestara importantes modificaciones. De esta manera, los valores obtenidos dan a conocer incrementos en los dos períodos abordados. Así, entre 1989/90-2002/03 el ISE muestra su mayor crecimiento en la UAE5pp, y en 2002/03-2014/15, el aumento más notable

se observa en la UAE4sp. En cuanto a este indicador, en ambos períodos, puede verse una relación entre los valores alcanzados y el avance de la superficie agrícola.

Para nuestro país, la mayoría de los estudios sobre balances de nutrientes permanecen arrojando resultados negativos (Abbona et al., 2016). Asimismo, estas investigaciones convergen al apuntar al proceso de agriculturización como uno de los responsables más directos.

En cuanto a lo sucedido en Benito Juárez, con el transcurso del tiempo es posible distinguir notables variaciones respecto a las dosis de aplicación de fertilizantes, al porcentaje de tierras fertilizadas y al precio de los productos empleados. Además, los balances aparentes de N y P revelan resultados deficitarios en ambos períodos evaluados. En este sentido, tanto en 1989/90-2002/03 como en 2002/03-2014/15, la mayor pérdida de nutrientes se observa sobre las áreas con el grado de avance agrícola más elevado; resultando más afectadas las UAE4pp y UAE5sp, respectivamente.

Una importante cantidad de las tierras productivas se encuentran actualmente sujetas a acelerados procesos de erosión, cuyo control es uno de los principales temas de la agenda ambiental mundial, sobre todo en los países en desarrollo (Ananda y Herath, 2003). Así, la erosión hídrica es uno de los problemas de mayor trascendencia que comprometen la sustentabilidad de todos los sistemas productivos. Pese a la gravedad de la situación, son escasos los informes que abordan la relación entre el avance de este proceso y la evolución de la agricultura a escala de partido; lo cual resultaría información sumamente relevante al momento de planificar una efectiva organización en el manejo de la tierra y las actividades desarrolladas en ellas.

Los resultados obtenidos en el área de estudio corroboran que los valores de PTSA y PTSP manifiestan una serie de cambios notables. En el período 1989/90-2002/03, se presenta un decrecimiento general de la PTSA para la totalidad de las UAEpp, destacándose como el más importante el evidenciado en la UAE4pp, debido principalmente a la implementación de la SD. Por el lado de la PTSP, se produce un aumento en todas las UAEpp, como consecuencia de un importante incremento de la superficie agrícola, siendo más evidente el observado en la UAE5pp. Asimismo, para el período 2002/03-2014/15, se advierten crecimientos generales tanto en los resultados de PTSA como de PTSP para todas las UAEsp; resultando la UAE4sp

la más impactada. En este caso, si bien continuó desarrollándose la SD, los valores podrían verse incrementados como producto del acrecentamiento del área destinada a agricultura.

A partir del cálculo del IPIN, fue posible desarrollar un contraste entre el nivel de afectación observado en cada una de las UAEsp y evaluar la influencia de los diversos IdS sobre estos valores; facilitando la definición de APA. Con relación a ello, las UAE3sp y UAE4sp (con agriculturización alta y muy alta respectivamente) resultan ser aquellas más afectadas, influenciadas de manera similar por la mayoría de los IdS, y conforman las denominadas APA. Asimismo, puede plantearse una vinculación entre el nivel de impacto hallado en cada UAEsp y la variación respecto a la superficie destinada a agricultura observada en ellas.

Partiendo de lo advertido respecto a los efectos del avance agrícola sobre el partido, se destaca la necesidad de una transición desde el modelo agrícola dominante hacia otro tendiente a una AS. Ante esto, que puede resultar por demás complejo y poco factible en el corto plazo, se sugiere como una solución plausible la implementación de las EGA mencionadas. Para ello, sería necesario comenzar por aquellas que aseguren que las prácticas actuales sean lo más inocuas posible, y continuar con otras que permitan reemplazarlas; contribuyendo así a disminuir los potenciales impactos negativos evidenciados en el presente y generar perspectivas más positivas a futuro, tal es el caso del ejemplo agroecológico citado en el último capítulo.

Al trabajar en conjunto con los datos acerca de las APA y las EGA, se pueden determinar las unidades a ser intervenidas de manera más urgente, como así también precisar cuáles son las estrategias más adecuadas. De esta forma, se manifiesta que en la UAE3sp deben ponerse en funcionamiento diversas EGA tendientes a solucionar los efectos del RIH; mientras que, en la UAE4sp, los esfuerzos tienen que estar concentrados en disminuir el RCP, reducir la pérdida de suelos por erosión y optimizar los BANyP.

En cuanto a las principales dificultades para el desarrollo de este trabajo se encuentra, en primer lugar, la falta de referencias específicas acerca de la vegetación del área de estudio. Además, se destacan ciertos inconvenientes al momento de evaluar con mayor eficacia las transformaciones en los usos del suelo (debido a la poca disponibilidad de IS con calidad adecuada y a la falta de información más actualizada); y la ausencia de concordancia entre los datos presentados por diversas fuentes como encuestas o censos oficiales, no solo entre sí, sino también con otras investigaciones evaluadas. A esto último se suma el hecho de que

varios de los entrevistados manifestaron sus dudas respecto a la confiabilidad de los datos censales, debido principalmente a ciertas discrepancias respecto a la toma de datos.

Por otro lado, también hay que considerar que, a causa de las temáticas abordadas, existieron ciertas reticencias por parte de algunos de los productores consultados a brindar información acerca de los diversos insumos utilizados, sobre todo en referencia a los plaguicidas.

A lo anterior se agrega, como otro de los inconvenientes de mayor relevancia, la falta de investigaciones previas que hayan desarrollado para el partido la totalidad de las temáticas aquí abordadas; situación que deriva en la imposibilidad de contar con datos precedentes para establecer ciertos tipos de comparaciones respecto a los resultados alcanzados.

Por más que fue posible obtener información que constituye una base para analizar la situación acerca de algunos de los impactos negativos del proceso de agriculturización, los resultados poseen un elevado componente teórico. Consecuentemente, sería necesario no solo incorporar otros IdS (por ej. eficiencia en el uso de la energía fósil, cambio de stock de C, cálculo de emisiones de gases de efecto invernadero, entre otros); sino también nuevas salidas a campo y métodos de análisis, que permitan concretar evaluaciones de mayor complejidad en cuanto al estado de la biodiversidad y de las problemáticas abordadas.

No obstante, aun cuando son perfeccionables, los resultados alcanzados permiten cumplir con los objetivos establecidos para el presente trabajo de tesis, y sientan una importante base de datos para aceptar las hipótesis planteadas al inicio de la investigación. En este sentido, es viable aseverar que las herramientas utilizadas posibilitaron la definición de diversas unidades de análisis dentro del partido de Benito Juárez, mejorando la evaluación del avance del proceso de agriculturización y sus impactos ambientales negativos, los cuales no se manifiestan de manera homogénea en toda el área de estudio. Asimismo, la información obtenida permite establecer puntos críticos y áreas donde actuar de manera prioritaria, facilitando el planteamiento de estrategias acordes a la realidad del partido.

Finalmente, se espera que el presente trabajo de tesis colabore con información analizada, contrastada y discutida, que permita profundizar el entendimiento acerca de que las consecuencias ambientales negativas aquí mencionadas (entre tantas otras) exhiben claramente un escenario que impone un replanteamiento acerca del uso que se hace de los ecosistemas y su biodiversidad para satisfacer las necesidades humanas, y manifiesta los efectos negativos que esto generó, genera, y podría continuar generando. Para ello, las

diversas acciones tendientes a modificar esta realidad deberán ser abordadas mediante EGA que no se enfoquen únicamente desde una visión económica; sino que incluyan 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.

LOGROS Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

Dentro de gran parte de la bibliografía existente sobre la ZAE (entre la cual se encuentran los trabajos oportunamente citados), se observa la utilización de esta herramienta como una evaluación previa con la finalidad de establecer, entre otros ejemplos, aquellas áreas más adecuadas para el desarrollo de un determinado cultivo, buscando lograr una mayor productividad y un menor riesgo económico. Por su parte, en el presente trabajo de tesis el fin fue otro, variando el momento de aplicación del proceso metodológico, ya que la evaluación se hizo de manera posterior. Así, la utilización de la ZAE logró generar un valioso aporte, determinando cómo se produjo el avance del proceso de agriculturización dentro del partido de Benito Juárez, considerando no solo el incremento o decrecimiento de las áreas afectadas a esta actividad, sino también las características y limitaciones propias de las diversas zonas en las que se concretaron las transformaciones.

Esta información, en conjunto con los valores estimados para cada uno de los diferentes IdS, permitió conocer la realidad acerca de los impactos ambientales negativos manifestados en cada unidad, como así también su comportamiento a lo largo del tiempo, teniendo presente la diversidad de paisajes y los atributos que las conforman.

Como fue mencionado anteriormente, si bien existe cada vez una mayor inquietud acerca de los impactos negativos sobre el ambiente originados por el avance agrícola, una numerosa parte de las investigaciones han sido desarrolladas a grandes escalas y tomando la totalidad de las superficies de estudio como regiones con características uniformes. Ante esto, uno de los rasgos distintivos de la presente tesis es haber trabajado a una menor escala; permitiendo de esta forma tener en cuenta la totalidad de un área político-administrativa, lo cual a futuro puede resultar beneficioso al momento de transmitir los resultados a aquellos tomadores de decisiones encargados de la generación de diversas medidas políticas.

En esta misma línea, es viable afirmar que la metodología planteada también muestra poseer la capacidad de ser reproducida en otras zonas y/o regiones que se considere necesario evaluar, siempre y cuando se cuente con la totalidad de la información necesaria.

Relacionado a lo anterior, en función de los datos adquiridos y analizados, puede aseverarse que se consiguió desarrollar un completo diagnóstico de base acerca de las modificaciones de la actividad agroproductiva presente en Benito Juárez en las campañas seleccionadas. No obstante, el camino realizado también permitió reflexionar sobre nuevas líneas de

investigación que, de ser incorporadas en próximas pesquisas, facilitarían la obtención de nuevos resultados y enriquecerían aún más en el conocimiento acerca de los impactos de esa actividad en el partido. Entre estas, es posible remarcar las siguientes como algunas de las de mayor significancia:

- ❖ Elevar el nivel de detalle acerca de las características de las UEc definidas, a través de información más específica sobre la vegetación existente en cada una de ellas.
- ❖ Aunque se muestra claramente la variación de la superficie destinada a ganadería y agricultura, sería interesante focalizar en una evaluación más profunda acerca de los suelos ganaderos. En este sentido, se volvería fundamental determinar las firmas espectrales de las especies que componen los pastizales naturales y las pasturas, con la finalidad de generar una separación y establecer las áreas ocupadas por cada una de ellas; ya que los datos más actualizados corresponden al año 2011, debido a que todavía no ha sido presentada la información del CNA del 2018 a nivel de partido.
- ❖ Teniendo en cuenta la importancia de los pastizales naturales para la biodiversidad de la región, se plantea la necesidad de utilizar un SIG para mapear su distribución y variación temporal dentro del partido. Sumado a ello, deberían utilizarse indicadores que propicien la medición del nivel de esta diversidad biológica presente en el área de estudio, y su posterior comparación con la existente en otras zonas lindantes.
- ❖ Analizar con mayor detenimiento los impactos ambientales negativos del corrimiento e intensificación de la ganadería hacia zonas consideradas marginales.
- ❖ Realizar un relevamiento acerca de la existencia de casos directos de impactos negativos por causa de los plaguicidas sobre cuerpos de agua, flora, fauna y seres humanos, dentro del área de estudio.
- ❖ Llevar a cabo un análisis acerca de cómo se efectúa el manejo del agua hacia el interior de las distintas unidades, ya que se considera que este debería concretarse de manera diferenciada, teniendo en consideración las características propias de cada una de ellas.
- ❖ Incorporar la evaluación de los costos económicos de actividades como la aplicación de plaguicidas y la fertilización (entre otras), que no fueron considerados en este

trabajo; y, en base a ello, lograr obtener resultados aún más exactos, que permitan entender mejor la postura de los productores y encauzar un manejo más sustentable.

- ❖ Si bien se analizó la erosión para las áreas agrícolas del partido, importaría extender la evaluación hacia a otras zonas que podrían haber resultado afectadas de diversas maneras, ya que los impactos negativos de este proceso no se manifiestan solo *in situ*.
- ❖ Volver a desarrollar las estimaciones de los IdS para fechas más actuales, incorporando nuevas imágenes pertenecientes al sensor OLI-2 de la misión Landsat 9 (próximo a ser puesto en órbita) u otras con mayor resolución espacial (siempre que se encuentren disponibles), y continuar observando así la tendencia alcanzada por la afectación del proceso de agriculturización sobre las diversas unidades que conforman el partido.
- ❖ Un plan de GA requiere de una serie de procesos e interacciones de elevada complejidad entre diferentes actores. Debido a esto y a la limitación temporal del presente estudio, la actividad se focalizó solo en la fase inicial o de planificación y, sobre todo, en los puntos de vista de productores, asesores y técnicos vinculados a la búsqueda de alternativas de producción más sustentable. Por esta razón, sería necesario comenzar a establecer las bases para poder plantear un plan de manera completa, incorporando a la totalidad de los actores involucrados y desarrollando las diferentes etapas requeridas.
- ❖ Con respecto a las EGA, en un futuro resultaría beneficioso continuar profundizando en ellas, para que puedan ser adaptadas y llevadas a cabo de manera particular en diversos establecimientos interesados. Para esto, es inevitable el desarrollo de un diseño previo, que tenga en cuenta la realidad individual de cada explotación respecto a su contexto ecológico y socioeconómico, como así también las características propias de la unidad de paisaje en la cual se encuentren ubicadas. Asimismo, se torna ineludible concretar una diferenciación entre los establecimientos que solo están de acuerdo en desarrollar mejoras relacionadas a la siembra de precisión y continuar con el modelo productivo actual (tal como sucede en gran parte de la RPA), y aquellos dispuestos a establecer otros tipos de EGA tendientes a una transformación del modelo.

- ❖ Utilizar un SIG para de implementar una simulación de escenarios, que permita desarrollar proyecciones futuras (aproximadamente 20 y 30 años hacia adelante) acerca de cómo serían las transformaciones en los usos del suelo del partido y sus impactos negativos derivados, si el escenario agroproductivo actual se mantiene o profundiza.

BIBLIOGRAFÍA

- Aapresid (Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa). (2013). *Manual de Buenas Prácticas Agrícolas e indicadores de gestión*. 57 p. Rosario, Argentina: Aapresid.
- Abbona, E. A., Presutti, M., Vázquez, M., y 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.
- Abbona, E. (2017). *Flujos de nutrientes en la agricultura y la alimentación para un ecosistema alimentario sostenible en la provincia de Buenos Aires* (tesis doctoral). Doctorado en Ciencias Agrarias, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Abeledo, L. G., y Miralles, D. M. (2011). ¿Qué cambios presentaron en los últimos años los sistemas de producción de trigo y cebada en Argentina? En S. Valle, C. Lizana y D. Calderini (Eds.), *Sistemas de Producción de Trigo y Cebada: Decisiones de manejo en base a conceptos ecofisiológicos para optimizar el rendimiento, la calidad y el uso de los recursos* (pp. 39-54). Valdivia, Chile: Universidad de Valdivia.
- Abraham, L., Alturria, L., Fonzar, A., Ceresa, A., y Arnés, E. (2014). Propuesta de indicadores de sustentabilidad para la producción de vid en Mendoza, Argentina. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 46(1), 161-180.
- Acciaresi, H., y Sarandón, S. J. (2002). Manejo de malezas en la agricultura sustentable. En S. J. Sarandón (Ed.), *Agroecología: El camino hacia una agricultura sustentable* (pp. 331-361). La Plata, Argentina: Ediciones Científicas Americanas.
- Achkar, M. (2005). Indicadores de sustentabilidad. En M. Achkar, V. Canton, R. Cayssials, A. Domínguez, G. Fernández y F. Pesce (Eds.), *Ordenamiento ambiental del territorio* (pp. 55-70). Montevideo, Uruguay: D.I.R.A.C. (División Relaciones y Actividades Culturales de Facultad de Ciencias).
- Adamtey, N., Musyoka, M. W., Zundel, C., Cobo, J. G., Karanja, E., Fiaboe, K. K., ... y Foster, D. (2016). Productivity, profitability and partial nutrient balance in maize-based conventional and organic farming systems in Kenya. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 235, 61-79.
- AgroBalestrini (2014). Instructivo para la limpieza interna y externa de pulverizadores. Balestrini y Cía. S.A. Villa Nueva, Córdoba, Argentina. 13 p. Recuperado de: <http://aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2014/04/INSTRUCTIVO-PARA-LA-LIMPIEZA-INT-Y-EXT-DE-PULVERIZADORES-2014.pdf>. Consultado en marzo de 2020.
- Aguilar Arias, H., Mora Zamora, R., y Vargas Bolaños, C. (2014). Metodología para la corrección atmosférica de imágenes Aster, Rapideye, Spot 2 y Landsat 8 con el módulo FLAASH del software ENVI. *Revista Geográfica de América Central*, 2(53), 39-59.
- Aguirre, S., y Chiappe, M. (2009). Evaluación de la sustentabilidad en predios hortícolas salteños. *Agrociencia Uruguay*, 13(1), 38-47.
- Ahmad, I., y Verma, M. K. (2013). Application of USLE Model and GIS in Estimation of Soil Erosion for Tandula Reservoir. *International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering*, 3(4), 570-576.

- Aizen, M. A., Garibaldi, L. A., y Dondo Bühler, M. B. (2009). Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecología Austral*, (19), 45-54.
- Aliaga, V. S., Ferrelli, F., Bohn, V. Y., y Piccolo, M. C. (2016). Utilización de imágenes satelitales para comprender la dinámica lagunar en la Región Pampeana. *Revista de Teledetección*, 46, 133-146. doi: [10.4995/raet.2016.5196](https://doi.org/10.4995/raet.2016.5196)
- Allan, D. L., Adriano, D. C., Bezdicek, D. F., Cline, R. G., Coleman, D. C., Doran, J. W., ... y Peterson, G. A. (1995). SSSA statement on soil quality. *Agronomy News*, 7. Madison, Wisconsin, USA: ASA.
- Almeida, P., Duriavich, M., Napolitano, R., y Feoli, E. (2009). Aplicación de técnicas SIG, Sensoramiento Remoto y Análisis Multicriterio para la Detección de Impactos Antropogénicos en la Cobertura de Suelos y su Proyección para el 2010. Caso de estudio: Estuario de Santos (Brasil). *Revista Tecnológica-ESPOL*, 22(1), 73-79.
- Alonso Sarría, F., Castillo, F. G., y García, F. C. (2010). Análisis temporal de los cambios de usos del suelo en la cuenca del Segura mediante teledetección. Implicaciones sobre la degradación. *Cuaternario y geomorfología: Revista de la Sociedad Española de Geomorfología y Asociación Española para el Estudio del Cuaternario*, 24(3), 71-86.
- Alperín, M. I., Borges, V. G., y Sarandón, R. (2002). Caracterización espacial de los tipos de cobertura de suelo usando técnicas geoestadísticas a partir de información satelital. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 105(1), 40-51.
- Alpiri, E. N., Cerino, D. N., Herrero, M. A., y Velazquez, H. A. (2016). Erosión hídrica en el centro de la República Argentina aplicando la ecuación universal de pérdida de suelo y el método de Degiovanni. *III Congreso Argentino de Ingeniería y IX Congreso Argentino de Enseñanza de la Ingeniería*. 7 al 9 de septiembre, Chaco, Argentina.
- Altieri, M. A. (1992). El Rol Ecológico de la Biodiversidad en Agroecosistemas. *Revista Agroecología y Desarrollo*, (4), 2-17.
- Altieri, M. A. (1993). El rol ecológico de la biodiversidad en agroecosistemas. *Agroecología y Desarrollo*, 4, 2-11.
- Altieri, M. A. (1999a). Agricultura tradicional y la conservación de la biodiversidad. En S. Matteucci, O. Solbrig, J. Morello y G. Halffter (Eds.), *Biodiversidad y uso de la tierra: Conceptos y ejemplos de Latinoamérica* (pp. 71-83). Buenos Aires, Argentina: EUDEBA.
- Altieri, M. A. (1999b). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74,19-31.
- Altieri, M. A. (2002). Agroecología: principios y estrategias para diseñar sistemas agrarios sustentables. En S. J. Sarandón (Ed.), *Agroecología: El camino hacia una agricultura sustentable* (pp. 49-56). La Plata, Argentina: Ediciones Científicas Americanas.
- Altieri, M. A. (2014). El estado del arte de la agroecología: Revisando avances y desafíos. En M. Altieri (Ed.), *Vertientes del pensamiento agroecológico: fundamentos y aplicaciones* (pp. 69-94). Medellín, Colombia: SOCLA (Sociedad Científica Latinoamericana de Agroecología).
- Altieri, M. A., y 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). México D. F., México: PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo).

- Altieri, M. A., y Nicholls, C. (2001). Agroecología: principios y estrategias para una agricultura sustentable en la América Latina del Siglo XXI. En R. Harte (Ed.), *Conceptos básicos sobre agroecosistemas* (pp. 9-19). Turrialba, Costa Rica: CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza).
- Altieri, M. A., y Nicholls, C. (2004). *Biodiversity and pest management in agroecosystems*. 99 p. Binghamton, USA: Foot Products press.
- Altieri, M. A., y Nicholls, C. (2010). *Diseños agroecológicos para incrementar la biodiversidad de entomofauna benéfica en agroecosistemas*. 80 p. Medellín, Colombia: SOCLA (Sociedad Científica Latinoamericana de Agroecología).
- Altieri, M. A., y Nicholls, C. (2012). Agroecología: única esperanza para la soberanía alimentaria y la resiliencia socioecológica. *Agroecología*, 7(2), 65-83.
- Altieri, M. A., y Pengue, W. A. (2006). La soja transgénica en América Latina. Una maquinaria de hambre, deforestación y devastación socio ecológica. *Ecología política*, (30), 87-94.
- Altieri, M. A., Ponti, L., y Nicholls, C. I. (2007). El manejo de las plagas a través de la diversificación de las plantas. *Leisa Revista de agroecología*, 22(4), 9-13.
- Álvarez Litben, S. G., y Zulaica, L. (2015). Indicadores de sustentabilidad en sistemas de albarradas: aportes metodológicos. *Letras Verdes. Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales*, (18), 184-207.
- Álvarez, C., y Quiroga, A. (2012). Avances en aportes de los cultivos de cobertura en la región agrícola Argentina. En C. Álvarez, A. Quiroga, D. Santos y M. Bodrero (Eds.), *Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción* (pp. 186-196). La Pampa, Argentina: Ediciones INTA.
- Ambrosio, G., González, J., y Arévalo, V. (2002). *Corrección radiométrica y geométrica de imágenes para la detección de cambios en una serie temporal*. 366 p. Málaga, España: Departamento de Ingeniería de Sistemas y Automática.
- Ananda, J., y Herath, G. (2003). Soil erosion in developing countries: a socio-economic appraisal. *Journal of Environmental Management*, 68(4), 343-353.
- ANVISA (Agencia Nacional de Vigilancia Sanitaria). (2017). RDC n° 177, del 21 de septiembre. Recuperado de: https://www.in.gov.br/materia//asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/19308145/do1-2017-09-22-resolucao-rdc-n-177-de-21-de-setembro-de-2017-19308065
- Andrade, J. F. (2010). *Intensificación de los sistemas de producción de granos en la región pampeana: productividad y uso de recursos* (tesis doctoral). Doctorado en Ciencias Agropecuarias, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Andrade, F. H., Taboada, M., Lema, D., Maceira, N., Echeverría, H., Posse, G., ... y Mastrángelo, M. (Eds). (2017). *Los desafíos de la agricultura argentina. Satisfacer las futuras demandas y reducir el impacto ambiental*. 124 p. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Aranguren, C. I., y Martínez, L. E., (2015). Espacios periurbanos en la región pampeana: una aproximación al análisis de los conflictos socio-ambientales y las políticas públicas. *IX*

Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales. 3 al 6 de noviembre, Buenos Aires, Argentina.

Arceo, N. (2017). Más de dos décadas de expansión de la producción cerealera y oleaginosa en la Argentina. *Realidad Económica*, 305, 64-91.

Arens, P., y Etchevehere, P. (1966). Manual de normas de reconocimiento de suelos. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.

Ares, M. G., Varni, M. R., y Chagas, C. I. (2014). Erosión hídrica en una microcuenca agrícola bajo siembra directa del centro de la provincia de Buenos Aires. *Ciencia del suelo*, 32(2), 259-270.

Argañaraz, J. P., y Entraigas, I. (2011). Análisis comparativo entre las máquinas de vectores soporte y el clasificador de máxima probabilidad para la discriminación de cubiertas del suelo. *Revista de Teledetección*, 36, 26-39.

Ariza, A. (2013). Descripción y corrección de productos Landsat 8 LDCM (Landsat Data Continuity Mission) Versión 1.0. 46 p. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Bogotá. Colombia. Recuperado de: <http://www.un-spider.org/sites/default/files/LDCM-L8.R1.pdf>.

Armand, M. (1995). *Téledétection, urbanisme et aménagement*. 151 p. Toulouse, Francia: Groupement pour le développement de la téledétection aérospatiale (GDTA).

Arriaga Cabrera, L. (2009). Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: un enfoque multiescalar. *Investigación ambiental Ciencia y política pública*, 1(1), 6-16.

Arteta Peña, Y. A., Pino, M. M., y de León, I. S. (2015). La gestión ambiental de la cuenca del Río Magdalena desde un enfoque socialmente responsable. *Amauta*, 13(26), 193-218.

Arzamendia, V., y Giraud, A. R. (2004). Usando patrones de biodiversidad para la evaluación y diseño de áreas protegidas: las serpientes de la provincia de Santa Fe (Argentina) como ejemplo. *Revista chilena de historia natural*, 77(2), 335-348.

Auer, A., Maceira, N., y 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.

Austin, A., Piñeiro, G., y Gonzalez Polo, M. (2006). More is less: agricultural impacts on the N cycle in Argentina. *Biogeochemistry*, 79, 45-60. doi: 10.1007/s10533-006-9002-1.

Azcuy Ameghino, E. (2013). El sector agropecuario pampeano después de la convertibilidad. *Documentos del Centro Interdisciplinario de Estudios Agrarios*, (11), 81-102.

Badii, M., y Landeros, J. (2007). Plaguicidas que afectan a la salud humana y la sustentabilidad. *Revista Cultura Científica y Tecnológica*, 4(19), 21-34.

Baeza, S., Paruelo, J. M., y Altesor, A. (2006). Caracterización funcional de la vegetación del Uruguay mediante el uso de sensores remotos. *Interciencia*, 31(5), 382-388.

Baeza, S., Baldassini, P., Bagnato, C., Pinto, P., y Paruelo, J. M. (2014). Caracterización del uso/cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de imágenes MODIS. *Agrociencia Uruguay*, 18(2), 95-105.

- Bai, Z. G., Dent, D. L., Olsson, L., y Schaepman, M. E. (2008). *Global assessment of land degradation and improvement: 1. identification by remote sensing* (No. 5). 78 p. Wageningen, The Netherlands: ISRIC-World Soil Information.
- Bakker, W., Feringa, W., Gieske, A., Corte, B., Grabmaier, K., Hecker, C., ... y Woldai, T. (2004). *Principles of Remote Sensing. An introductory textbook*. 591 p. Enschede, The Netherlands: International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation.
- Baldi, G., Guershman, J. P., y Paruelo, J. M. (2006). Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116, 197–208.
- Bazán, R., Corral, M., Pagot, M., Rodríguez, A., Oroná, C., Rodríguez, M. I., y Larrosa, N. (2015). Teledetección y modelado numérico para el análisis de la calidad de agua del embalse Los Molinos, Córdoba, Argentina. *Tecnología y ciencias del agua*, 20(2), 121-135.
- Becker, A., Cantú, M., Ossana, J., y Grumelli, M. (2002). El escurrimiento y las pérdidas de suelo por erosión hídrica laminar, bajo diferentes sistemas de labranza, en la región pedemontana del suroeste de la provincia de Córdoba. *XIX Congreso Nacional del Agua de Argentina*, Córdoba, Argentina.
- 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. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 41(1), 70-82.
- Behrends Kraemer, F., Chagas, C. I., Marré, G., Palacín, E., y 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.
- Belcher K. W., Boehm, M. M., y Fulton, M. E. (2004). Agroecosystem Sustainability: a System Simulation Model Approach. *Agricultural Systems*, 79(2), 225-241.
- Belloni, M. (2017). *Resiliencia de los sistemas agroecológicos ante el cambio climático* (trabajo integrador final de Especialización en Agroecología). Escuela de Posgrado, Universidad Nacional de La Matanza, Buenos Aires, Argentina.
- Benton, T. G., Vickery, J. A., y Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: ¿is habitat heterogeneity the key? *Trends in ecology y evolution*, 18(4), 182-188.
- Berardo, A. (2004). Manejo de la fertilización en una agricultura sustentable. *Informaciones Agronómicas (INPOFOS)*, 23, 1-5.
- Bernardos, J., y Zaccagnini, M. E. (2011). El uso de insecticidas en cultivos agrícolas y su riesgo potencial para las aves en la Región Pampeana. *Hornero*, 26(1), 55-64.
- Bertocchi, M., Demartini, E., y Marescotti, M. E. (2016). Ranking farms using quantitative indicators of sustainability: The 4Agro method. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 223, 726-732.
- Bilaşco, Ş., Horvath, C., Cocean, P., Sorocovschi, V., y Oncu, M. (2009). Implementation of the USLE model using GIS techniques. Case study the Someşean Plateau. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 4(2), 123-132.
- Bilenca, D., y Miñarro F. (2004). *Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. 323 p. Buenos Aires, Argentina: Fundación Vida Silvestre Argentina.

- Bilenca, D., Codesido, M., y Fischer, C. G. (2008). Cambios en la fauna pampeana. *Ciencia Hoy*, 18(108), 8-17.
- Bilenca, D., Codesido, M., Fischer, C. G., Carusi, L. P., Zufiaurre, E., y Abba, A. (2012). Impactos de la transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 14(2), 189-198.
- Bisang, R. (2003) Apertura económica, innovación y estructura productiva: la aplicación de biotecnología en la producción agrícola pampeana argentina. *Desarrollo económico*, 43(171), 413-442.
- Bisang, R. (2004). Innovación y estructura productiva: la aplicación de biotecnología en la producción agrícola pampeana argentina. En A. Bárcena, J. Katz, C. Morales y M. Schaper (Eds.), *Los transgénicos en América Latina y el Caribe: un debate abierto* (pp. 71-106). Santiago de Chile, Chile: CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe).
- Bisang, R. (2008). La transformación del campo argentino: De tranqueras adentro a un campo sin tranqueras. *Ciencia hoy*, 18(106), 6-15.
- Boix, G. E., y Olivella, R. (2007). Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) aplicados a la educación. El proyecto PESIG (Portal Educativo en SIG). Conferencia llevada a cabo en el *VII Congreso Nacional de Didáctica de la Geografía: "Ciudadanía y Geografía"*. 23 al 24 de noviembre, Valencia, España.
- Bonilla, C. A., Reyes, J. L., y Magri, A. (2010). Water erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in a GIS framework, central Chile. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 70(1), 159-169.
- Borgwardt, F., Robinson, L., Trauner, D., Teixeira, H., Nogueira, A., Lillebø, A., ... y Culhane, F. (2019). Exploring variability in environmental impact risk from human activities across aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 652, 1396-1408. doi: [10.1016/j.scitotenv.2018.10.339](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.339).
- Boyle, J. F., Plater, A. J., Mayers, C., Turner, S. D., Stroud, R. W., y Weber, J. E. (2011). Land use, soil erosion, and sediment yield at Pinto Lake, California: comparison of a simplified USLE model with the lake sediment record. *Journal of Paleolimnology*, 45(2), 199-212. doi: [10.1007/s10933-010-9491-8](https://doi.org/10.1007/s10933-010-9491-8).
- Brambilla, L., Daorden, M. E., y Babbitt, S. (2012). *Buenas prácticas agrícolas para viveros*. 20 p. San Pedro, Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Brazeiro, A., Achkar, M., Toranza, C., y Barthesagui, L. (2008). Potenciales impactos del cambio de uso de suelo sobre la biodiversidad terrestre de Uruguay. En A. Volpedo y L. Fernández Reyes (Eds.), *Efecto de los cambios globales sobre la biodiversidad* (pp. 7-21). Madrid, España: CYTED (Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo).
- Brechelt, A. (2004). *Manejo Ecológico de Plagas y Enfermedades*. 36 p. Santiago de Chile, Chile: Red de Acción en Plaguicidas y sus Alternativas para América Latina (RAP-AL).
- Briones Kusactay, V. H. (2015). Análisis retrospectivo del cambio tecnológico en la agricultura, el modelo productivo y la economía ecológica. *Revista universidad y sociedad*, 7(3), 126-132.

- Brunstein, L., Digón, A., Rodríguez, E., y Moreno, I. (2014). *Transporte y almacenamiento de plaguicidas*. 88 p. CABA, Buenos Aires: Dirección Nacional de Determinantes de la Salud e Investigación, Ministerio de Salud de la Nación.
- Buendía Rodríguez, E., Domínguez, S. T., y Pérez, E. V. (2002). Aplicación de imágenes de satélite en la cartografía de uso de suelo y vegetación en una región del Oriente del Valle de México. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 8(1), 13-19.
- Bulacio, L., Giuliani, S., y Panelo, M. (2012). Equipos de protección individual. En M. Mitidieri, y G. Corbino (Eds.), *Manual de Horticultura Periurbana* (pp. 97-102). San Pedro, Argentina: Ediciones INTA.
- Bunch, R. (2004). Adopción de abonos verdes y cultivos de cobertura. *LEISA Revista de Agroecología*, 19(4), 11-13.
- Burel, F., y Baudry, J. (2002). *Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones*. 353 p. Madrid, España: Mundi Prensa.
- Buzai, G., y Baxendale, C. (2002). La construcción regional mediante técnicas geográficas cuantitativas. *Gerencia Ambiental*, 9(85), 276-282.
- Buzai, G. (2003). *Mapas sociales urbanos*. 384 p. Buenos Aires, Argentina: Lugar Editorial.
- Buzai, G., y Delfino, H. (2014). Análisis exploratorio de datos espaciales en el estudio de la relación entre el mapa social y la salud en la ciudad de Luján, Argentina. *Revista Geográfica del Sur*, 5(8), 11-23.
- 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). Buenos Aires, Argentina: Foro de la Cadena Agroindustrial Argentina.
- Cabrera, Á. (1971). Fitogeografía de la república argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de botánica*, 14 (1-2), 1-42.
- Cabrera, Á., y Willink, A. (1973). *Biogeografía de América Latina*. 120 p. Washington D. C., USA: Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos.
- Cabrera, Á. (1976). *Regiones Fitogeográficas Argentinas*. Buenos Aires, Argentina: ACME.
- Cabrini, S. M., y Calcaterra, C. P. (2013). Modelos de optimización con criterios económicos y ambientales para el uso agropecuario de la tierra en el norte de la provincia de Buenos Aires. *VI Jornadas de la Asociación Argentino Uruguayo de Economía Ecológica*. 26 al 29 de noviembre, Salta, Argentina.
- CDN (Cámara de Diputados de la Nación). (2018). Proyecto de declaración, expediente 5565-D-2018. Recuperado de: <https://www.diputados.gob.ar/proyectos/proyecto.jsp?exp=5565-D-2018>.
- Cahuepé, M., León, R. J., Sala, O., y Soriano, A. (1982). Pastizales naturales y pasturas cultivadas, dos sistemas complementarios y no opuestos. *Rev. Facultad de Agronomía*, 3(1), 1-11.
- Calcaterra, C. P., Fillat, F. A. y Senigagliesi, C. (2016). Agricultura familiar en el Norte de la Provincia de Buenos Aires; tipificación y evaluación de su sustentabilidad. Recuperado de: <https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/673>.

- Calviño, P. A., Sadras, V. O., y Andrade, F. (2003). Development, growth and yield of late sown soybean in the southern Pampas. *European Journal of Agronomy*, 19(2), 265-275.
- Camargo, C., Vidal, R., y Andrades, J. (2014). Evaluación multitemporal de procesos de erosión en ladera mediante el uso de SIG y sensores remotos en la microcuenca torrencial 'La Machirí', estado Táchira-Venezuela. *Revista geográfica venezolana*, 55(1), 85-99.
- Candela, L. (2003). El transporte de los plaguicidas a las aguas subterráneas. *Boletín Geológico y Minero*, 114(4), 409-417.
- Cano Salinas, L., Laguna, R. R., Lazalde, J. R., Sandoval, O. A., y Hernández, R. I. (2017). Detección del crecimiento urbano en el estado de Hidalgo mediante imágenes Landsat. *Investigaciones Geográficas*, 2017(92), 64-73.
- Cantú, M. P., Becker, A., Bedano, J. C., y Schiavo, H. F. (2007). Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ciencia del suelo*, 25(2), 173-178.
- Carbone, M. E., Piccolo, M. C., y Scian, B. V. (2004). Análisis de los períodos secos y húmedos en la cuenca del Arroyo Claromecó, Argentina. *Papeles de Geografía*, (40), 25-35.
- Cárcamo, A. M., y Ayuga, J. G. (2015). Análisis multitemporal mediante teledetección espacial y SIG del cambio de cobertura del suelo en el municipio de Danlí, El Paraíso, en los años 1987-2011. *Ciencias Espaciales*, 8(2), 259-271.
- Cardador, L., Bota, G., Giralt, D., Casas, F., Arroyo, B., Cantero, C., ... Brotons, L. (2012). Aves amenazadas y agricultura: nuevas aproximaciones en las estrategias de conservación. *Lychnos*, (9), 33-39.
- Carnevale, N. J., Alzugaray, C., y Di Leo, N. (2007). Estudio de la deforestación en la Cuña Boscosa santafesina mediante teledetección espacial. *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales*, (14), 47-56.
- Carta, H. G., Ventimiglia, L., y Rillo, S. N. (2001). El futuro no es lo que era antes. *Informaciones agronómicas*, (11), 50-57.
- CASAFE (Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes). (2009). *Mercado Argentino de Productos Fitosanitarios*. Recuperado de: <https://www.casafe.org/pdf/2015/ESTADISTICAS/Informe-Mercado-Fitosanitario-2009.pdf>
- CASAFE (Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes). (2011). *Guía de Productos Fitosanitarios 2011*. Tomo I, 607-616 p.
- CASAFE (Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes). (2013). *Mercado Argentino de Productos Fitosanitarios*. Recuperado de: <https://www.casafe.org/pdf/2018/ESTADISTICAS/Informe-Mercado-Fitosanitarios-2013.pdf>
- CASAFE (Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes). (2014). *Estudio de Mercado 2014 de Productos de Protección de Cultivos*. Recuperado de: <https://www.casafe.org/pdf/2018/ESTADISTICAS/Informe-Mercado-Fitosanitarios-2014.pdf>
- CASAFE (Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes). (2015). *Buenas Prácticas Agrícolas: Lineamientos de Base*. 49 p. Buenos Aires, Argentina: CASAFE.
- Casas, R. (2001). La conservación de los suelos y la sustentabilidad de los sistemas agrícolas. *Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria, Buenos Aires*, 55(1), 199-24.

- Casas, R. (2015). Degradación de Tierras en la República Argentina. En R. Casas y G. Albarracín (Eds.), *La erosión del suelo en la Argentina* (pp.433-452). Buenos Aires, Argentina: FECIC (Fundación para la educación, la ciencia y la cultura).
- Castilla, F. (2013). Siembra directa. La elegida para conservar el suelo. *RIA. Revista de investigaciones agropecuarias*, 39(2), 118-123.
- Castro, R. (1997). *Manual de Fotogrametría y Fotointerpretación*. 247 p. Santiago de Chile, Chile: Colección de Docencia, Pontificia Universidad Católica de Chile.
- 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*. 65 p. Santiago de Chile, Chile: Naciones Unidas.
- Cerdá, E., y Sarandón, S. J. (2011). Aplicación del enfoque de la Agroecología para el manejo sustentable de sistemas extensivos de clima templado. El caso de “La Aurora” en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, Benito Juárez. Argentina. *Cadernos de Agroecología*, 6(2).
- Cerdá, E., y Sarandón, S. J. (2015). Producción extensiva de cereales y carne bovina en forma agroecológica. El caso La Aurora, sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. V *Congreso Latinoamericano de Agroecología-SOCLA*. 7 al 9 de octubre, La Plata, Argentina.
- Cerdá, E., Sarandón, S. J., y Flores, C. (2014). El caso de “La Aurora”: un ejemplo de aplicación del enfoque agroecológico en sistemas extensivos del sudeste de la provincia de Buenos Aires, Benito Juárez, Argentina. En S. J. Sarandón y C. Flores (Eds.), *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de Agroecosistemas sustentables* (pp. 437-463). La Plata, Argentina: Servicio de publicaciones, Universidad Nacional de La Plata.
- Ceroni, M., Achkar, M., Gazzano, I., y Burgueño, J. (2015). Estudio del NDVI mediante análisis multiescalar y series temporales utilizando imágenes SPOT, durante el período 1998-2012 en el Uruguay. *Revista de Teledetección*, 43, 31-42. doi: doi:10.4995/raet.2015.3683.
- Chamorro, A. M., y Sarandón, S. J. (2017). Análisis del impacto ambiental del cambio de secuencias de cultivo en el partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía*, 116(1), 89-99.
- Chander, G., y Markham, B. (2003). Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges. *Revista IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41(11), 2674-2677.
- Chander, G., Markham, B., y Barsi, J. (2007). Revised Landsat-5 Thematic Mapper Radiometric Calibration. *Revista IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 4(3), 490-494.
- Chander, G., Markham, M., y Helder, D. L. (2009). Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113, 893-903.
- Chang, K. (2007). *Introduction to Geographic Information Systems*. 400 p. Nueva York, USA: McGraw-Hill.
- Chapin, S. F., Matson, P., y Vitousek, P. (2002) *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. 529 p. New York, USA: Springer-Verlag.

- Chávez González, H., González Guillén, M., y Hernández de la Rosa, P. (2015). Metodologías para identificar áreas prioritarias para conservación de ecosistemas naturales. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 6(27), 8-23.
- Chen, X., Vierling, L., y Deering, D. (2005). A simple and effective radiometric correction method to improve landscape change detection across sensors and across time. *Remote Sensing of Environment*, 98(1), 63-79.
- Chen, Q., Huang, M., y Tang, X. (2019). Eutrophication assessment of seasonal urban Lakes in China Yangtze River Basin using Landsat 8-derived Forel-Ule index: A six-year (2013–2018) observation. *Science of The Total Environment*, 135392. Recuperado de: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719353859> (abril 2019).
- Chuvienco, E. (1996). *Fundamentos de teledetección espacial*. 568 p. Madrid, España: Editorial Rialp.
- Chuvienco, E. (1998). El factor temporal en teledetección: evolución fenomenológica y análisis de cambios. *Revista de teledetección*, 10, 1-9.
- Chuvienco, E. (2007). *Teledetección Ambiental. La observación de la tierra desde el espacio*. 586 p. Barcelona, España: Ariel.
- Ciampitti, I. A., y García, F. O. (2008). Balance y eficiencia de uso de los nutrientes en sistemas agrícolas. *Revista Horizonte A*, (18), 22-28.
- Cingolani, A., Noy Meir, I., Renison, D., y Cabido, M. (2008). La ganadería extensiva, ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? *Ecología Austral*, (18), 253-271.
- Civitaresi, H. M., Niembro, A. A., y Dondo Bühler, M. B. (2017). Desafíos para desarrollar una agroindustria local. Hacia una tipología de productores de cerveza artesanal en Bariloche. *Revista Pymes, Innovación y Desarrollo*, 5(1), 41-62.
- Codesido, M., y Bilenca, D. (2011). Los pastizales y el servicio de soporte de la biodiversidad: respuesta de la riqueza de aves terrestres a los usos de la tierra en la provincia de Buenos Aires. En P. Littera, E. Jobbágy y J. Paruelo (Eds.), *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial* (pp. 511-526). Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Coleman, D. C., y Hendrix, P. F. (1988). Agroecosystem processes. En: L.R. Pomeroy y J. J. Alberts (Eds.), *Concepts of ecosystem ecology* (pp. 149-170). Nueva York, USA: Springer Verlag.
- Conesa Fernández Vítora, V. (1993). *Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental*. 865 p. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Contreras, F. I. (2013). Aplicación de SIG en el estudio de la evolución geomorfológica de las lagunas de la Lomada Norte, Corrientes, Argentina. Conferencia llevada a cabo en el XVI *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. 13 al 18 de abril, Foz do Iguaçu, Brasil.
- Coppens, J., Meers, E., Boon, N., Buysse, J., y Vlaeminck, S. (2015). The nitrogen and phosphorus budget of Flanders: a tool for efficient resource management. *Conferencia llevada a cabo en el I IWA Resource Recovery conference (RR-2015): Bridging towards the chemical industry*. 30 de agosto al 2 de septiembre, Ghent, Bélgica.

- Coppi, G. (2007). Implicancias del proceso de agriculturización en el Departamento Río primero de la provincia de Córdoba. Conferencia llevada a cabo en el *I Congreso de Geografía de universidades nacionales*. 5 al 8 de junio, Córdoba, Argentina.
- Cossio, C., Norrman, J., McConville, J., Mercado, A., y Rauch, S. (2020). Indicators for sustainability assessment of small-scale wastewater treatment plants in low and lower-middle income countries. *Environmental and Sustainability Indicators*, 6, 100028.
- Costanza, R., y Daly, H. (1992). Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology*, 6(1), 37-46.
- Cristeche E., y de Prada, J. (2008). Valoración Económica de los efectos externos de la erosión de los suelos. El caso de corte de caminos en el sur de la provincia de Córdoba. *II Congreso Regional de Economía Agraria*. 5 al 7 de noviembre, Montevideo, Uruguay.
- Cruzate G. A. y Casas, R. (2003) Balance de nutrientes. *Fertilizar*, (8), Número Especial "Sostenibilidad", 7-13.
- Cruzate, G. A., y Casas, R. (2012). Extracción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina. *Informaciones agronómicas de Hispanoamérica*, 6, 7-14.
- Cruzate, G. A., y Casas, R. (2017). Balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina en la campaña 2015/16. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 28, 14-23.
- Cruz González, B., Jarquín Gálvez, R., y Ramírez Tobias, H. (2013). Viabilidad económica y ambiental de policultivos de hule, café y cacao. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 4(1), 49-61.
- Cruz Paz, G., Castillo, M., Espinoza Tenorio, A., Bravo Peña, L., Valencia Barrera, E., y Mesa Jurado, M. A. (2018). Áreas prioritarias de conservación en la cuenca Usumacinta. La aplicación de un enfoque multicriterio. *Investigaciones geográficas*, (97). doi: 10.14350/rig.59482.
- DAA (Datos Abiertos Agroindustria). (2019). *Estadísticas agrícolas suministradas por la Secretaría de Agroindustria, Ministerio de Producción y Trabajo, República Argentina*. Recuperado de: <https://datos.agroindustria.gob.ar>.
- Dardanelli, S., Fandiño, B., Calamari, N. C., Canavelli, S. B., y Zaccagnini, M. E. (2016). ¿Eligen las palomas y cotorras los lotes de soja (Glycine max) en emergencia? Un caso de estudio en agroecosistemas de Entre Ríos, Argentina. *Revista mexicana de biodiversidad*, 87(4), 1308-1314.
- Darwich, N. (2019). La salud de nuestros suelos. *Investigación+Desarrollo*, Profertil, (25). Recuperado de: <https://www.profertilnutrientes.com.ar/archivos/bt-n-25-la-salud-de-nuestros-suelos>.
- Da Silva, C. J., Cardozo, O. D., y de Pelli Senes, L. (2013). Aplicaciones urbanas de los sensores remotos y de los sistemas de información geográfica (SIG). *V Seminario Internacional sobre Políticas Urbanas, Gestión Territorial y Ambiental para el desarrollo local*. 6 al 7 de junio, Resistencia, Chaco, Argentina.
- de la Fuente, E., y Suárez, S. (2008). Problemas ambientales asociados a la actividad humana: la agricultura. *Revista Ecología Austral*, 18(3), 239-252.

de la Vega, M. (2014). *Resistencia de malezas a herbicidas*. AAPRESID REM (Revista especial malezas). Recuperado de: www.aapresid.org.

de León Mata, G. D., Pinedo Álvarez, A., y Martínez Guerrero, J. H. (2014). Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México. *Investigaciones geográficas*, (84), 42-53.

de los Ángeles Mazo, N., Rubiano, J. E., y Castro, A. (2016). Sistemas agroforestales como estrategia para el manejo de ecosistemas de Bosque seco Tropical en el suroccidente colombiano utilizando los SIG. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 25(1), 65-77.

de Sá Pereira, E. (2012). Sistemas de cultivos de cobertura de suelo de otoño invierno: sus efectos sobre la disponibilidad de agua. En C. Álvarez, A. Quiroga, D. Santos y M. Bodrero (Eds.), *Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción* (pp. 76-829). La Pampa, Argentina: Ediciones INTA.

Delfino, A. (2010). Los impactos de la intensificación del proceso de agriculturización en las comunidades locales. Una mirada desde los actores sociales del territorio en el centro de la provincia de Santa Fe. *I Jornadas Nacionales sobre Estudios Regionales y Mercado de Trabajo Red SIMEL y Facultad de Humanidades y Ciencias de la Educación de la UNLP La Plata*. 10 al 11 de junio, La Plata, Buenos Aires, Argentina.

Delgado, L., Ramos, S., Martínez, N., y García, P. (2003). Ecología de paisajes, sensores remotos y sistemas de información geográfica: Nuevas perspectivas para el manejo de problemas en salud pública, caso particular la malaria en el estado Sucre, Venezuela. *Acta Científica Estudiantil*, 1(4), 128-142.

Delgado, M. I. (2010). Modelización de la pérdida de suelo en sierras del Sudoeste de la Provincia de Buenos Aires. *Rev. FCA UNCuyo*, 42(2), 1-14.

Dellepiane, A. V., y Sarandón, S. J. (2008). Evaluación de la sustentabilidad en fincas orgánicas, en la zona hortícola de La Plata, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecología*, 3(3), 67-78.

Demaría, M., Aguado Suárez, I., y Steinaker, D. (2008). Reemplazo y fragmentación de pastizales pampeanos semiáridos en San Luis, Argentina. *Ecología Austral*, 18(1), 55-70.

Denim, P. (2014). *Aportes para el mejoramiento del manejo de los sistemas de riego: métodos de riego: fundamentos, usos y adaptaciones*. 28 p. San Fernando del Valle de Catamarca, Catamarca: Ediciones INTA.

Derpsch, R. (1985). Adubação verde e rotação de culturas. Simposio llevado a cabo en el III Encontro Nacional de Plantío Direto, Ponta Gossa, Brasil.

Díaz de Astarloa, D., y Pengue, W. (2018). Nutrients metabolism of agricultural production in Argentina: NPK input and output flows from 1961 to 2015. *Ecological Economics*, 147, 74-83.

Díaz Pacheco, J., y Hewitt, R. (2014). Modelado de cambios de usos de suelo urbano a través de redes neuronales artificiales. Comparación con dos aplicaciones de software. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, (14), 1-22.

Díaz Zorita, M., y Grasso, A. (2016). Fertilización intensificada de planteos agrícolas. Conferencia llevada a cabo en el XXIV Congreso Aapresid. 3 al 5 de agosto, Rosario, Santa Fe, Argentina.

- Di Bella, C., Pose, G., Beget, M., Fischer, M., Mari, N., y Verón, S. (2008). La Teledetección como herramienta para la prevención, seguimiento y evaluación de incendios e inundaciones. *Ecosistemas*, 17(3), 39-52.
- Di Stefano, C., Ferro, V., y Pampalone, V. (2017). Applying the USLE Family of Models at the Sparacia (South Italy) Experimental Site. *Land degradation and development*, 28(3), 994–1004.
- Digón, A., Husni, A., y Donato, L. (2015). *Compra, registro y distribución de plaguicidas*. 42 p. CABA, Buenos Aires: Dirección Nacional de Determinantes de la Salud e Investigación, Ministerio de Salud de la Nación.
- Domínguez, G., Studdert, G., y Echeverría, H. (2007). Propiedades del suelo. Efectos de las prácticas de manejo. En H. Echeverría y F. García (Eds.), *Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos* (pp.207-229). Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Domínguez Bravo, J. (2000). *Breve introducción a la cartografía ya los sistemas de información geográfica (SIG)*. 30 p. Madrid, España: Ciemat (Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas).
- Donald, P. F. (2004). Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. *Conservation biology*, 18(1), 17-38.
- Doran, J. W., y Zeiss, M. R. (2000). Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15, 3-11.
- Du, Y., Teillet, P. M., y Cihlar, J. (2002). Radiometric normalization of multitemporal high-resolution satellite images with quality control for land cover change detection. *Remote sensing of Environment*, 82(1), 123-134.
- Duarte, C. (Coord.) (2006). *Cambio Global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra*. 165 p. Madrid, España: CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas).
- Dufilho, A., Frugoni, M. C., Macchi, P., y Toth, A. (2011). Estimación de erosión hídrica de suelos para plan de manejo del campo forestal aguas frías, Patagonia Argentina. *Boletín geográfico*, (33), 69-85.
- Eastman J. R. (1997). *IDRISI. A grid based geographic analysis system*. Worcester, USA: Graduate School of Geography, Clark University.
- Echeverría, N. E., Vallejos, A. G., y Silenzi, J. C. (2006). Erodabilidad de suelos del sur de la región semiárida argentina. *Ciencia del suelo*, 24(1), 49-57.
- EFSA (European Food Safety Authority; Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria). (2019). Recuperado de: <https://www.efsa.europa.eu/>
- Ellis, E. C., y Ramankutty, N. (2008). Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(8), 439-447.
- Ellis, E. C., Goldewijk, K. K., Siebert, S., Lightman, D., y Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology Biogeography*, 19: 589-606.
- EPA (Environmental Protection Agency; Agencia de Protección Ambiental). (1999). DDT General Fact sheet. Recuperado de: <http://npic.orst.edu/factsheets/ddtgen.pdf>

- EPA (Environmental Protection Agency; Agencia de Protección Ambiental). (2016). Revised Human Health Risk Assessment on Chlorpyrifos. Recuperado de: <https://oehha.ca.gov/media/downloads/cnr/usepachlorpyrifoshhriskassessment2016.pdf>
- EPA (Environmental Protection Agency; Agencia de Protección Ambiental). (2020a). DDT: A Brief History and Status. Recuperado de: <https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/ddt-brief-history-and-status>
- EPA (Environmental Protection Agency; Agencia de Protección Ambiental). (2020b). Paraquat Dichloride. Recuperado de: <https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/paraquat-dichloride>.
- Espinosa, J., y Roquera, A. (2007). Zonificación agroecológica del cultivo de papa (*Solanum tuberosum*) en las provincias de: Bolívar, Cotopaxi, Chimborazo y Tungurahua. *Rumipamba*, 21(1), p. 54-56.
- Espinoza, Y., Lozano, Z., y Velásquez, L. (2007). Efecto de la rotación de cultivos y prácticas de labranza sobre las fracciones de la materia orgánica del suelo. *Interciencia*, 32(8), 554-559.
- Ensabella, B. (2008). El deterioro de los ecosistemas del norte cordobés y los límites de las economías campesinas. *Mundo agrario*, 9(17).
- Escuin, S., Fernández Rebollo, P., y Navarro Cerrillo, R. M. (2002). Aplicación de escenas Landsat a la asignación de grados de afectación producidos por incendios forestales. *Revista de Teledetección*, 1, 25-36.
- Etchepare, E. G. (2014). *Determinación de áreas prioritarias para la conservación de reptiles en Corrientes, Argentina* (tesis doctoral). Doctorado en Ciencias Biológicas, Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas, Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe, Argentina.
- Eulenstein, F., Tauschke, M., Schindler, U., Müller, L., Lana, M. A., Schindler, R., ... y Cremer, N. (2016). Agricultural Land Use Systems and Groundwater Quality: Impact Assessment Using Nutrient Balances for Evaluation, Monitoring and Conservation of Natural Resources. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 11, 49-58.
- EU (European Union; Unión Europea). (2019). *Final renewal report for the active substance chlorpyrifos (6/12)*. Recuperado de: <https://bit.ly/2u3GWKa>.
- EU (European Union; Unión Europea). (2020). Official Journal of the European Union. Commission Implementing Regulation (EU) 2020/17. Recuperado de: <https://eurlex.europa.eu/legalcontent/EN/TXT/?qid=1599076531167&uri=CELEX:32020R0017>
- Fandos, C., Carreras Baldrés, J., Scandaliaris, P., Soria, F. J., Gamboa, D. E., y Devani, M. R. (2020). Uso de Teledetección y SIG para la detección de frecuencias de rotación soja/maíz en el departamento Burruyacu, provincia de Tucumán, Argentina. *Revista Industrial y Agrícola de Tucumán*, 96(1), 7-16.
- FAC (Fertilizar Asociación Civil). (2014). Fertilización en Argentina. *Revista Fertilizar*, (29), 1-36. Recuperado de: <https://www.fertilizar.org.ar/subida/revistas/29.pdf>
- FAC (Fertilizar Asociación Civil). (2018). *Manual de buenas prácticas de manejo de fertilización*. 53 p. Buenos Aires, Argentina: Fertilizar Asociación Civil.

- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (1976). *A framework for land evaluation*. Roma, Italia: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (1978). *Report on the Agro-Ecological Zones. Methodology and Results for Africa*. Roma, Italia: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (1980). *Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos*. 85 p. Roma, Italia: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (1984). *Land evaluation for forestry*. Roma, Italia: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (1985). *Guidelines: land evaluation for irrigated agricultura*. Roma, Italia: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (1991a). *Aplicación del procedimiento de información y consentimiento previos a las sustancias químicas prohibidas o severamente limitadas que son objeto de comercio internacional. Documentos de orientación para la toma de decisiones sobre el DDT*. 12 p. Roma, Italia: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (1991b). *Guidelines: land evaluation for extensive grazing*. Roma, Italia: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (1992). *Manual de sistemas de labranza para América Latina, Boletín de suelos n°66*. 194 p. Roma, Italia: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (1994). *Tropical Soybean: improvement and production*. Roma, Italia: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (1996a). *Agro-ecological zoning. Soils Bulletin n° 73*. Roma, Italia: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (1996b). *Forest Resources Assessment 1990-Survey of tropical forest cover and study of change processes*. Roma, Italia: FAO.
- 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*. Roma, Italia: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2000). *Manual de prácticas integradas de manejo y conservación de suelos*. 220 p. Roma, Italia: FAO.

- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2004a). *Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina*. 61 p. Roma, Italia: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2004b). *Las buenas prácticas agrícolas*. 48 p. Roma, Italia: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2005). *Global Forest Resources Assessment 2005-Progress towards sustainable forest management*. Roma, Italia: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura), OMS (World Health Organization, Organización Mundial de la Salud). (2008). *Directrices sobre opciones de manejo de envases vacíos de plaguicidas*. 46 p. Roma, Italia: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2009). *Manual sobre el almacenamiento y el control de existencias de plaguicidas*. 35 p. Roma, Italia: FAO.
- Farías, A., Tecklin, D., y Pliscoff, P. (2004). *Análisis del avance hasta la fecha de la definición de las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad en la Región de Los Lagos*. 22 p. Valdivia, Chile: WWF Chile.
- Fait, A., Iversen, B., Tiramani, M., Visentin, S., Maroni, M., He, F., y Wesseling, I. (2004). *Prevención de los riesgos para la salud derivados del uso de plaguicidas en la agricultura*. 36 p. Francia: OMS Francia.
- FECIC (Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura)-PROSA (Centro para la Promoción de la Conservación del Suelo y del Agua). (1988). *El Deterioro del Ambiente en la Argentina*. 608 p. CABA: Buenos Aires, Argentina: FECIC.
- Fernández, R. (2000). *La ciudad verde. Teoría de la gestión ambiental urbana*. Buenos Aires, Argentina: Espacio.
- Fernández, R., Quiroga, A., Noellemeyer, E., Saks, M. Arenas, F., y Antonini, C. (2012). Inclusión de cultivos de cobertura en sistemas de producción de la Región Semiárida Pampeana. En A. Quiroga y A. Bono (Eds.), *Manual de fertilidad y evaluación de suelos* (pp. 55-65). La Pampa, Argentina: Ediciones INTA.
- Fernández, D. (2015). Evolución de la estructura socioeconómica de la región pampeana argentina. El proceso de concentración de la producción en el período 1988-2008. *Cuadernos de economía*, 34, 143-171. doi: 10.15446/cuad.econ.v34n64.45943.
- Ferrari, M. (2010). ¿Nuestros actuales sistemas de producción agrícola son ambientalmente sustentables? *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*, 48, 6-10.
- Ferraris, G. N., Toribio, M., Falconi, R., y Couretot, L. (2015). Efectos de diferentes estrategias de fertilización sobre los rendimientos, el balance de nutrientes y su disponibilidad en los suelos en el largo plazo. Conferencia llevada a cabo en el *Simposio Fertilidad 2015: Nutriendo los Suelos para las Generaciones del Futuro*. 19 al 20 de mayo, Rosario, Santa Fe, Argentina.

- Ferreras, L. A., Toresani, S. M. I., Faggioli, V. S., y Galarza, C. M. (2015). Sensibilidad de indicadores biológicos edáficos en un Argiudol de la Región Pampeana Argentina. *Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*, 5(3), 227-242.
- Ferrere, P., Signorelli, A., y Mateo, C. (2017). Crecimiento de especies forestales en el centro norte de la provincia de Buenos Aires. *Revista Tecnología Agropecuaria*, 10(34), 55-58.
- Ferro, D. A., Pellegrini, A., Chamorro, A., Bezus, R. y Golik, S. (2016). Balance simplificado de nutrientes del suelo en las secuencias trigo/soja 2da y colza/soja 2da. Conferencia llevada a cabo en el XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 27 de junio al 1 de julio, Río Cuarto, Córdoba, Argentina.
- Figueredo, S., y Bianco, M. (2014). Organización del trabajo agrícola en el contexto de agriculturización en dos territorios uruguayos. *Pampa (Santa Fe)*, (10), 173-192.
- Fischer, J., Stott, J., y Law, B. S. (2010). The disproportionate value of scattered trees. *Biological Conservation*, 143, 1564-1567.
- Flores, C., y Sarandón, S. J. (2002). ¿Racionalidad económica versus sustentabilidad ecológica? El ejemplo del costo oculto de la pérdida de fertilidad del suelo durante el proceso de agriculturización en la Región Pampeana Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 105, 52-67.
- Flores, C., Sarandón, S. J. y Gragoloff, N. (2007). Balance simplificado de nutrientes como indicador de la sustentabilidad en sistemas hortícolas familiares del partido de La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 2(1), 1065-1068.
- Flores, C., y Sarandón, S. J. (2014). Manejo de la biodiversidad en agroecosistemas. En S. J. Sarandón y C. Flores (Eds.), *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables* (pp.342-373). La Plata, Argentina: Servicio de publicaciones, Universidad Nacional de La Plata.
- Flores López, H. E., Carrillo González, R., Francisco Nicolás, N., Hidalgo Moreno, C., Ruíz Corral, J. A., Casteñeda Villanueva, A. A., y Velazco Nuño, R. (2009). Aportes de nitrógeno y fósforo de tres sistemas agrícolas de la cuenca hidrográfica "El Jihuite", en Jalisco, México. *Agrociencia*, 43(7), 659-669.
- Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... y Snyder, P. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570-574.
- Frank, F., y Viglizzo, E. (2010). Evaluación ecológica: ejemplo de estudio en las pampas de Argentina. *Revista de la Cátedra Unesco sobre Desarrollo Sostenible de la UPV/EHU*, (4), 79-89.
- Franch Pardo, I., y Cancer Pomar, L. (2017). El componente visual en la cartografía del paisaje. Aptitud paisajística para la protección en la cuenca del río Chiquito (Morelia, Michoacán). *Investigaciones Geográficas*, 2017(93), 42-60.
- Fujihara, Y., Tanakamaru, H., Tada, A., Adam, B. M. A., y Elamin, K. A. (2020). Analysis of cropping patterns in Sudan's Gash Spate Irrigation System using Landsat 8 images. *Journal of Arid Environments*, 173, 104044.
- Gaitán, J., Donald Bran, D. E., y Azcon, C. (2015). Tendencia del NDVI en el período 2000-2014 como indicador de la degradación de tierras en Argentina: ventajas y limitaciones. *AgriScientia*, 32(2), 83-93.

- Gaitán, J., Navarro, M. F., Vuegen, L. T., Pizarro, M. J., Carfagno, P., y Rigo, S. (2017). *Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina*. 66 p. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Gallopín, G. (1987). Ecología y sistemas ecológicos. En E. Leff (Coord.), *Los problemas del conocimiento y la perspectiva ambiental del desarrollo* (pp. 87-141). México D. F., México: Siglo XXI Editores.
- Gallopín, G., Gutman, P., y Maletta, H. (1989). Global impoverishment, sustainable development and the environment: a conceptual approach. *International Social Science Journal*, 121, 375-397.
- Gallopín, G. (1996). Environmental and sustainability indicators and the concept of situational indicators. A systems approach. *Environmental Modelling and Assessment*, 1, 101-117.
- Gallopín, G. (1997). Indicators and their use: information for decision-making. En B. Moldan y S. Bilharz (Eds.), *Sustainability Indicators. A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development* (pp. 13-27). Chichester, Inglaterra: John Wiley and Sons.
- Gallopín, G. (2003). *Sostenibilidad y Desarrollo Sostenible: un enfoque sistémico*. 44 p. Santiago de Chile, Chile: CEPAL (Comisión Económica para América Latina de la Organización de las Naciones Unidas).
- Gallopín, G. (2006). Los indicadores de desarrollo sostenible: aspectos conceptuales y metodológicos. Conferencia llevada a cabo en el *Seminario de expertos sobre indicadores de sostenibilidad en la formulación y seguimiento de políticas*. 4 al 6 de octubre, Santiago de Chile, Chile.
- Gandini, M. L. (2005). *Zonas homogéneas de la cuenca del arroyo del Azul: algunos aspectos de su dinámica analizados usando sensores remotos y SIG* (tesis doctoral). Doctorado en Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Gandini, M., Lara, B., Scaramuzzino, R., y Castellar, C. (2012). Zonificación de la provincia de Buenos Aires, basada en la respuesta de ecosistemas a oscilaciones climáticas. *I Jornadas Nacionales de Ambiente*. 31 de octubre al 2 de noviembre, Tandil, Buenos Aires, Argentina.
- García, F. (2006). La nutrición de los cultivos y la nutrición de los suelos. *Informaciones Agronómicas* 29, 13-16.
- García, F. (2013). *El Manejo Responsable 4R de los Nutrientes. Los 4 Requisitos*. 60 p. Acassuso, Buenos Aires, Argentina: Instituto Internacional de Nutrición de Plantas (IPNI-Cono Sur).
- García Nieto, H., García Daguer, R. R., Moreno Sánchez, R., y González Ramos, A. (2002). Uso de sensores remotos y SIG para delimitar los cambios en el uso del suelo agrícola de 1970 a 1997 en el estado de Guanajuato. *Investigaciones geográficas*, (47), 92-112.
- García, F. O., y Díaz Zorita, M. (2015). La fertilidad de los suelos y el uso de nutrientes en la producción agrícola extensiva de Argentina. En R. Casas y G. Albarracín (Eds.), *El Deterioro del Suelo y del Ambiente de la Argentina* (pp. 1-12). Buenos Aires, Argentina: FECIC (Fundación para la educación, la ciencia y la cultura).

- García, S., y Guerrero, M. (2006). Indicadores de sustentabilidad ambiental en la gestión de espacios verdes: Parque urbano Monte Calvario, Tandil, Argentina. *Revista de Geografía Norte Grande*, (35), 45-57.
- García, J., y Martínez, M. (2014). *Abonos Verdes*. 8 p. Texcoco, México: Subsecretaría de Desarrollo Rural, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.
- García, F., y Salvaggiotti, F. (noviembre de 2009). Eficiencia de uso de nutrientes en sistemas agrícolas del Cono Sur de Latinoamérica. *XVIII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo*, San José, Costa Rica.
- García González, M. T., Rojas, J. A., González, L. C., y Jiménez, D. E. (2010). Policultivo (maíz-calabaza) en el control de *Spodoptera frugiperda* (Smith) en Fomento, Sancti Spiritus. *Centro Agrícola*, 37(1), 57-64.
- García Préchac, F. (2004). Cultivo continuo en siembra directa o rotaciones de cultivos y pasturas en suelos pesados del Uruguay. *Revista Científica Agropecuaria*, 8(1), 23-29.
- García Ruiz, J. M., Nadal Romero, E., Lana Renault, N., y Begueria, S. (2013). Erosion in Mediterranean landscapes: changes and future challenges. *Geomorphology*, 198, 20-36.
- Garmendia Salvador, A., Salvador Alcaide, A., Crespo Sánchez, C., y Garmendia Salvador, L. (2005). *Evaluación de impacto ambiental*. 399 p. Madrid, España: Pearson Prentice Hall.
- Gaspari, F. J., Delgado, M. I., y Denegri, G. A. (2009). Estimación espacial, temporal y económica de la pérdida de suelo por erosión hídrica superficial. *Revista Terra Latinoamericana*, 27(1), 43-51.
- Gaspari, F. J., Vagaría, A. R., Delgado, M. I., Senisterra, G. E., y Denegri, G. A. (2011). Vulnerabilidad ambiental en cuencas hidrográficas serranas mediante SIG. *Multequina*, (20), 3-13.
- Gathagu, J., Mourad, K. A., y Sang, J. (2018). Effectiveness of contour farming and filter strips on ecosystem services. *Water*, 10(10), 1312.
- Gebresamuel, G., Opazo Salazar, D., Corral Núñez, G., van Beek, C., Elias, E., y Okolo, C. (2021). Nutrient balance of farming systems in Tigray, northern Ethiopia. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 21, 315-328.
- Gelati, P., y Vázquez, M. E. (2008). Extracción agrícola de bases en el norte de la provincia de Buenos Aires, Argentina: costo de su remediación e implicancias económicas. *Revibec-Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 117-129.
- Geneletti, D., Orsi, F., Lanni, E. y Newton, A. C. (2011). Identificación de áreas prioritarias para la restauración de bosques secos. En A. C. Newton y N. Tejedor (Eds.), *Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina* (pp. 290-327). Gland, Suiza: UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza).
- Ghersa, C. M., y León, J. C. (1999). Successional changes in agroecosystems of the Rolling Pampas. En: L. R. Walker (Ed.), *Ecosystems of disturbed ground* (pp. 487-502). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.
- Gianelli, V., Bedmar, F., Angelini, H., Aparicio, V., y Costa, J. (2010). Determinación del riesgo de contaminación del agua subterránea con plaguicidas en la cuenca del arroyo

- Pantanosos, Argentina. En: J. Fernández Turiel e I. González Hernández (Eds.), *Contaminación, Descontaminación y Restauración Ambiental* (pp. 135-152). Salamanca, España: Sociedad Iberoamericana de física y química ambiental.
- Giampietro, M. (1997). Socioeconomic pressure, demographic pressure, environmental loading and technological changes in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 65, 201–229.
- Gil, S. B., Herrero, M. A., Flores, C., Pachoud, M. L., y Hellmers, M. M. (2009). Intensificación agropecuaria evaluada por indicadores de sustentabilidad ambiental. *Archivos de zootecnia*, 58(223), 413-423.
- Gilsanz, J. C. (2013). *Recomendaciones de manejo y conservación de suelos en sistemas intensivos: abonos verdes y mínimo laboreo*. 21 p. Montevideo, Uruguay: INIA (Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria).
- Gliessman, S. R. (1998). *Agroecology: ecological processes in Sustainable Agriculture*. 255 p. Ann Arbor, Michigan, USA: Ann Arbor Press.
- Gliessman, S. R. (2002). *Agroecología: procesos ecológicos en agricultura sostenible*. 359 p. Turrialba, Costa Rica: CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza).
- Golik, S. I., Chamorro, A. M., Bezus, R., y Pellegrini, A. E. (2014). Extracción y balance de nutrientes para distintas secuencias agrícolas en el noreste de la Provincia de Buenos Aires. *Revista Agronómica del Noroeste Argentino*, 34(2), 147-150.
- Gómez Orea, D. (1999). *Evaluación de Impacto Ambiental*. Madrid, España: Mundi-Prensa y Ed. Agrícola Española S. A.
- Gómez Orea, D., y Villarino, M. T. (2013). *Evaluación de impacto ambiental*. Mundi-Prensa.
- Gómez Palacios, D., Torres, M. A. y Reinoso, E. (2017). Flood mapping through principal component analysis of multitemporal satellite imagery considering the alteration of water spectral properties due to turbidity conditions. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, 8(2), 607-623.
- González, E. (2001). Gestión Ambiental en pequeños municipios: ausencia de una propuesta estratégica. *Revista Foro*, (42), 54-67.
- González Martínez, P. (2005). *Los dilemas de la producción agrícola en el mundo ¿Es la producción orgánica un modelo viable?* (tesis de grado). Licenciatura en Relaciones Internacionales, Departamento de Relaciones Internacionales e Historia, Escuela de Ciencias Sociales, Universidad de las Américas Puebla, Puebla, México.
- González, M. D., y 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.
- Gonzalez, M., Miglioranza, K., Aizpún, J., Isla, F., y Peña, A. (2010). Assessing pesticide leaching and desorption in soils with different agricultural activities from Argentina (Pampa and Patagonia). *Chemosphere*, 81(3), 351-358.
- González González, H., y Hernández Santana, J. (2016). Zonificación agroecológica del *Coffea arabica* en el municipio Atoyac de Álvarez, Guerrero, México. *Investigaciones Geográficas*, (90), 105-118. doi:10.14350/rig.49329.

- González Ovando, M. L., Plascencia Escalante, F. O., y Martínez Trinidad, T. (2016). Áreas prioritarias para restauración ecológica y sitios de referencia en la región Chignahuapan-Zacatlán. *Madera y bosques*, 22(2), 41-52.
- González Sanjuan, M., Grasso, A., y Bassi, J. (2013). Fertilizantes en Argentina. Análisis del consumo. *Revista Fertilizar*, (25), 25-29.
- Goñi Seia, E. (2015). El porqué de las reservas forestales (cortinas, corredores y núcleos) en el Corredor Biológico del Norte y Noroeste de Córdoba. *Revista de Divulgación Técnica Agropecuaria, Agroindustrial y Ambiental Facultad de Ciencias Agrarias. UNLZ*, 2(1), 37-40.
- Goytia, M. y Marcolini, S. (2013). La solidaridad de la soja en Argentina. *Revista Internacional Administracion y Finanzas*, 6(6),115-130.
- Gower, S. T., Kucharik, C. J., y Norman, J. M. (1999). Direct and indirect estimation of leaf area index, fAPAR and net primary production of terrestrial ecosystems. *Remote Sensing of Environment*, 70, 29–51.
- Gras, C. S. (2013). Expansión agrícola y agricultura empresarial: el caso argentino. *Revista de Ciencias Sociales, DS-FCS*, 26(32), 73-92.
- Grasso, A., y González Sanjuan, M. (2018). Fertilizantes en Argentina. Análisis del Consumo. *Horizonte A*, 14 (106), 36-39.
- Grau, H. R., Aide, T. M., Y Gasparri, N. I. (2005). Globalization and soybean expansion into semiarid ecosystems of Argentina. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 34(3), 265-266.
- Greco, N., Sánchez, N., y Pereyra, P. (2002). Principios de manejo de plagas en una agricultura sustentable. En S. J. Sarandón (Ed.), *Agroecología: El camino hacia una agricultura sustentable* (pp. 251-274). La Plata, Argentina: Ediciones Científicas Americanas.
- Grijalva Aguilar, A. A. (2014). *Propuesta de zonificación agroecológica y aprovechamiento del potencial económico productivo para la parroquia Perucho del Distrito Metropolitano de Quito* (tesis de grado). Ingeniería en Ciencias Geográficas y Desarrollo Sustentable con mención en Ordenamiento Territorial, Facultad de Ciencias Humanas, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito, Ecuador.
- Grimm, M., Jones, R., Rusco, E., y Montanarella, L. (2003). *Soil Erosion Risk in Italy: a revised USLE approach*. 28p. Luxemburgo: Office for Official Publications of the European Communities.
- Guerrero, E., y Erbiti, C. (2004). Indicadores de sustentabilidad para la gestión de los residuos sólidos domiciliarios. Municipio de Tandil; Argentina. *Revista de Geografía Norte Grande*, (32), 71-86.
- Guerschman, J., Paruelo, J., Di Bella, C., Giallorenzi, M., y Pacin, F. (2003). Land Cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM Data. *International Journal of Remote Sensing*, 4(17), 3381-3402.
- Guimarães, R. (2003). *Tierra de sombras: desafíos de la sustentabilidad y del desarrollo territorial y local ante la globalización corporativa*. 61 p. Santiago de Chile, Chile: CEPAL (Comisión Económica para América Latina de la Organización de las Naciones Unidas).

- Gurrutxaga San Vicente, M., y Lozano Valencia, P (2010). Causas de los procesos territoriales de fragmentación de hábitats. *Lurralde: inves. espac*, 33, 147-158.
- Gutiérrez, E., Gutiérrez, M., y Ortiz Solorio, C. (2015). Manejo integrado de nutrientes en sistemas agrícolas intensivos: revisión. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 6, 201-215.
- Guzmán Casado, G., y Alonso Mielgo, A. (2008). *Buenas prácticas en producción ecológica. Uso de abonos verdes*. 28 p. Granada, España: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Gvozdenovich, J., Barbagelata, P. y López, G. (2015). *Erosión Hídrica - USLE/RUSLE Argentina-INTA EEA Paraná*. Software, Versión 2.0. URL: <http://www.inta.gov.ar/parana>
- Gvozdenovich, J., Pérez Bidegain, M., Novelli, L., y Barbagelata, P. (2017). ¿Puede WEPP mejorar la predicción de la erosión de suelos respecto a USLE? *Ciencia del suelo*, 35(2), 259-272.
- Hák, T., Moldan, B., y Dahl, A. L. (Eds.). (2012). *Sustainability indicators: a scientific assessment*. Washington D. C., USA: Island Press.
- Hale, R., Grimm, N., Vörösmarty, C., y Fekete, B. (2015). Nitrogen and phosphorus fluxes from watersheds of the northeast US from 1930 to 2000: Role of anthropogenic nutrient inputs, infrastructure, and runoff. *Global Biogeochemical Cycles*, 29(3), 341-356. doi: 10.1002/2014GB004909.
- Hart, R. (1985). *Conceptos básicos sobre agroecosistemas*. 160 p. Turrialba, Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.
- Hernández, L., y Dufilho, A. C. (2012). Determinación del riesgo de erosión hídrica de los suelos de los departamentos Minas y Chos Malal (Neuquén) mediante la aplicación de la ecuación universal de pérdida de suelo (USLE). *Boletín geográfico*, (34), 11-31.
- Hernández, H. J., y Montaner, D. (2009). Patrones de Respuesta Espectral. En C. Mena (Ed.), *Tecnologías Geoespaciales: Experiencias Aplicadas al Estudio y Gestión del Territorio* (pp.1-14). Santiago de Chile, Chile: GEP (Laboratorio de Geomática y Ecología del Paisaje).
- Herrera, V. (2001). Estudio del crecimiento urbano de la ciudad de Valdivia (Chile) a través del uso integrado de imágenes de satélite, SIG y equipos GPS. *Revista de Teledetección*, 15, 1-9.
- Holly, M. A., Kleinman, P. J., Bryant, R. B., Bjorneberg, D. L., Rotz, C. A., Baker, J. M., ... y Waldrip, H. M. (2018). Identifying challenges and opportunities for improved nutrient management through the USDA's Dairy Agroecosystem Working Group. *Journal of dairy science*, 101(7), 6632-6641.
- Horning, N., Robinson, J. A., Sterling, E. J., Turner, W., y Spector, S. (2010). *Remote sensing for ecology and conservation: a handbook of techniques*. New York, USA: Oxford University Press.
- Ibáñez Pérez, R. M. (2012). Indicadores de sustentabilidad: utilidad y limitaciones. *Teoría y Praxis*, (11), 102-126.
- Iermanó, M. J. (2015). *Sistemas mixtos familiares de agricultura y ganadería pastoril de la región pampeana: eficiencia en el uso de la energía y rol funcional de la agrobiodiversidad* (tesis doctoral). Doctorado en Ciencias Agrarias, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, Buenos Aires, Argentina.

- Iermanó, M. J., y Sarandón, S. J. (2016). Rol de la agrobiodiversidad en sistemas familiares mixtos de agricultura y ganadería pastoril en la Región Pampeana, Argentina. Su importancia para la sustentabilidad de los agroecosistemas. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 11(2), 94-103.
- Iglesias, D. H., Zanotti, N. L., Iturrioz, G., Costa, E. Á., D'adam, H., Wiedenhöfer, K., y Vasallo, J. J. (2008). El balance de nutrientes en la Provincia de La Pampa y sus implicancias económicas. *Revibec-Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 9, 19-30.
- Iida, C. L., y Shock, C. C. (2009). *The Phosphorus Dilemma. Techniques for sustainable agricultura*. 5 p. Oregon, USA: Oregon State University Extension Service.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos) (1991). *Censo Nacional de Población y Vivienda*. Buenos Aires, Argentina: INDEC.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos) (2001). *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas*. Buenos Aires, Argentina: INDEC.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos) (2010). *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas*. Buenos Aires, Argentina: INDEC.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). (2020). *Programa Landsat*. Recuperado de: <https://www.inegi.org.mx/temas/imagenes/imgLANDSAT/default.html#Metadatos>.
- INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). (1989). *Caracterización del partido de Benito Juárez*. 45 p. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria) (1990). *Atlas de suelos de la república argentina. E: 1:500.000 y 1:1000.000*. Buenos Aires, Argentina: Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Proyecto PNUD ARG 85/019.
- Irania, C. B., Muslo, J. C., y Culot, J. P. (1981). Evaluación a nivel nacional del potencial de degradación y riesgo de erosión de los suelos. *CIRN*, (174). Instituto de Suelos, Castelar.
- Irurtia, C. y Cruzate, G. (2002). *Aplicación de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo en la Provincia de Buenos Aires*. 14 p. Informe Técnico. Castelar, Buenos Aires: Ediciones INTA.
- 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.
- Jaimes, F. R., Sabatino, M., y Herrera, L. P. (2019). Caracterización del paisaje serrano de Tandilia (Buenos Aires, Argentina) utilizando SIG. Una aproximación para definir áreas prioritarias para la conservación. *Revista Estudios Ambientales*, 7(2), 39-65.
- Jenks, G. F. (1967). The Data Model Concept in Statistical Mapping. *International Yearbook of Cartography*, (7), 186-190.
- Jones, H. G., y Vaughan, R. A. (2010). *Remote sensing of vegetation: principles, techniques, and applications*. 353 p. New York, USA: Oxford University Press.
- Jover, P. (2003). *Tecnología de manejo como abono verde poroto Caupi*. 10 p. Información para Extensión. Chaco, Argentina: Ediciones INTA.

- Kerr, J. T., y Ostrovsky, M. (2003). From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 299-305.
- Krishnamurthy, P., Lewis, K., y Choularton, R. J. (2014). A methodological framework for rapidly assessing the impacts of climate risk on national-level food security through a vulnerability index. *Global Environmental Change*, 25, 121-132.
- Krüger, H., Lagrange, S., López, R., Presa, C., y Venanzi, S. (2009). Sustentabilidad ambiental de explotaciones agro-pecuarias del sur de la provincia de Buenos Aires. Diagnóstico preliminar basado sobre la aplicación del modelo AgroEcoIndex®. Conferencia llevada a cabo en las VI Jornadas interdisciplinarias de estudios agrarios y agroindustriales. 11 al 13 de noviembre, Buenos Aires, Argentina.
- Kuttel, W. D., y Díaz, M. G. (2016). Evaluación de cultivares de cebada cervecera. Paraná, Entre Ríos-2015. *Serie de Extensión INTA Paraná*, 79, 65-69.
- La Manna, A., y Durán, H. (2008). Balance de nutrientes en tambos, una primera aproximación al proceso de intensificación y su potencial impacto en el ambiente. Conferencia llevada a cabo en las XXXVI Jornadas Uruguayas de Buiatría. 7 al 9 de junio, Paysandú, Uruguay.
- Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W. y George, P. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11(4), 261-269.
- Landeros Sánchez, C., Moreno Seceña, C. J., Gavrilov, L. N., y Egorova, O. B. (2011). Impacto de la agricultura sobre la biodiversidad. En A. Cruz Angón (Ed.), *La biodiversidad en Veracruz: estudio de Estado* (pp. 477-491). Veracruz, México: Comisión Nacional para el Conocimiento de la Biodiversidad, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología.
- Landriscini, M. R., Lazzari, M. A., y Galantini, J. A. (2010). Fertilización nitrogenada y balance de nutrientes en cebada cervecera. *Ciencia del suelo*, 28(2), 201-214.
- Lanthier, C. (2018). Contour farming on hillsides to prevent erosion. En M. Raizada (Ed.), *Encyclopedia of Subsistence Farming Solutions* (pp. 47-51). Guelph, Canada: University of Guelph.
- Lapenta, A. (2014). *Camino interserrano Bonaerense Azul–Benito Juárez–Lobería*. 20 p. Buenos Aires, Argentina: Asociación intermunicipal, consorcio turístico, productivo y cultural-INTA.
- 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*, 69, 197-212.
- Lattera, P., Jobbagy, E. y Paruelo, J. (Eds.) (2011). *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. 741 p. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Lavado, R., y Taboada, M. (2009). The Argentinean Pampas: A key region with a negative nutrient balance and soil degradation needs better nutrient management and conservation programs to sustain its future viability as a world agroresource. *Journal of Soil and Water Conservation*, 64(5), 150-153.

- Leal, X., Macedo, A., y Rodríguez, J. (2010). *Justificación económica financiera en la rotación de cultivos en el sector agrícola-ganadero, específicamente en el cultivo de arroz* (tesis de grado). Contador Público, Facultad de Ciencias Económicas y de Administración, Universidad de la República, Uruguay.
- Leff, E. (1994). Sociología y ambiente: formación socioeconómica, racionalidad ambiental y transformaciones del conocimiento. En E. Leff (Comp.), *Ciencias Sociales y Formación Ambiental*, (pp. 17-84). Barcelona, España: Gedisa Editorial.
- Leveau, L., y Leveau, C. (2011). Uso de bordes de cultivo por aves durante invierno y primavera en la pampa austral. *Hornero*, 26(2), 149-157.
- Liberta Bonilla, B. E. (2007). Impacto, impacto social y evaluación del impacto. *Acimed*, 15(3).
- Liebman, M. (1999). Sistemas de Policultivos. En M. Altieri (Ed.), *Agroecología, Bases científicas para una agricultura sustentable* (pp. 191-202). Montevideo, Uruguay: Editorial Nordan-Comunidad.
- Lillesand, T., Kiefer, R. W., y Chipman, J. (2014). *Remote sensing and image interpretation*. 763 p. New Jersey, USA: John Wiley and Sons.
- Litwin, G., Giménez, G., Alvarez, H., Esnaola, I., Centeno, A., Moretto, M., ... y Charlón, V. (2016). *Indicadores de sustentabilidad en tambos comerciales de la cuenca lechera pampeana argentina*. 24 p. Entre Ríos, Argentina: Ediciones INTA.
- Liu, Q. J., Zhang, H. Y., An, J., y Wu, Y. Z. (2014). Soil erosion processes on row sideslopes within contour ridging systems. *Catena*, 115, 11-18.
- Lizana, C., y Gutiérrez, A. (2019). Sitios prioritarios para la recuperación de bosque nativo intervenido en la Región de Los Ríos, Chile. *Investigaciones Geográficas*, (57), 4-17.
- López, F. M., Duval, M. E., Martínez, J. M., y Galantini, J. A. (2015). Cobertura en el sudoeste bonaerense en suelos bajo siembra directa. *Ciencia del suelo*, 33(2), 273-281.
- Ma, J. W., Xue, Y., Ma, C. F., y Wang, Z. G. (2003). A data fusion approach for soil erosion monitoring in the Upper Yangtze River Basin of China based on Universal Soil Loss Equation (USLE) model. *International Journal of Remote Sensing*, 24(23), 4777-4789.
- Machado, H., y Campos, M. (2008). Reflexiones acerca de los ecosistemas agrícolas y la necesidad de su conservación. *Pastos y Forrajes*, 31(4), 307-314.
- Madeley J. (2003). *Paraquat. El controvertido herbicida de Syngenta*. 53 p. Costa Rica: Cosmovisiones.
- Magnasco, E., y Di Paola, M. M. (2015). Agroquímicos en Argentina ¿Dónde estamos? ¿A dónde vamos? En A. Di Pangrazio, A. Nápoli y F. Sangalli (Eds.), *Informe ambiental anual* (pp. 147-163). CABA, Buenos Aires, Argentina: FARN (Fundación Ambiente y Recursos Naturales).
- Magra, G., Saperdi, A., Vigna, Y., Besson, P., y Ferreras, L. (2020). El valor agregado de intensificar la agricultura. *Agromensajes*, (58), 22-27.
- Magrín, G., Travasso, M., López, G., Rodríguez, G. y Lloveras, A. (2005). *Vulnerabilidad de la producción agrícola en la Región Pampeana Argentina*. 84 p. 2^{da} Comunicación Nacional sobre el Cambio Climático. Componente B3. Informe Final.

- Mahalingam, B., Malik, M., y Vinay, M. (2015). Assessment of Soil Erosion Using USLE Technique: A Case Study of Mysore District, Karnataka, India. *Journal of Remote Sensing and GIS*, 6(3), 1-7.
- Malanos, N. (2017). La gestión de envases vacíos de fitosanitarios en la provincia de Santa Fe. Conferencia llevada a cabo en el *IV Congreso Nacional de Derecho Agrario Provincial*. 1 al 2 de junio, Salta, Argentina.
- Malarvizhi, K., Kumar, S. V., y Porchelvan, P. (2016). Use of high resolution google earth satellite imagery in landuse map preparation for urban related applications. *Procedia Technology*, 24, 1835-1842.
- Malczewski, J. (2006). GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International journal of geographical information science*, 20(7), 703-726.
- Maldonado, N. J., y Zamora, G. M. (2017). *Estimación de la productividad primaria neta en coberturas de bosque seco tropical a partir de imágenes satelitales Landsat 8 OLI TIRS* (tesis de grado). Ingeniería forestal, Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Colombia.
- Mancassola, V., y Casanova, O. (2015). Balance de nutrientes de los principales productos agropecuarios de Uruguay para los años 1990, 2000 y 2010. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 17, 2-13.
- 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. *XLI Reunión Anual de la Asociación Argentina de Economía Agraria*. 6 al 8 de octubre Potrero de los Funes, San Luis, Argentina.
- Manuel Navarrete, D., Gallopín, G., Blanco, M., Díaz Zorita, M., Ferraro, D., Herzer, H., ... y Celis, A. (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*. 65 p. Santiago de Chile, Chile: CEPAL (Comisión Económica para América Latina de la Organización de las Naciones Unidas).
- Manuel Navarrete, D., Gallopín, G. C., Blanco, M., Díaz-Zorita, M., Ferraro, D. O., Herzer, H., ... y Viglizzo, E. (2007). Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. *Environment, Development and Sustainability*, 11(3), 621-638.
- Manzanal, M. (1995) Globalización y ajuste en la realidad regional argentina: reestructuración o difusión de la pobreza. *Realidad Económica*, 134, 67-82.
- Manzur Rojas, M. H. (2014). *Zonificación agroecológica y productiva para el establecimiento de áreas potenciales de cultivos bioenergéticos de diente de león (Taraxacum) en Chile* (tesis de grado). Ingeniería en Recursos Naturales Renovables, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile, Chile.
- Marasas, M., Cap, G., De Luca, L., Pérez, M., Pérez, R. (2012). *El camino de la transición agroecológica*. 90 p. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Marini, M. F. (2008). El avance de la frontera agrícola en el área adyacente al sistema Sierras de la Ventana (Buenos Aires, Argentina). *Investigaciones geográficas*, (47), 111-121.

- Marini, M. F. (2013). Discriminación de cultivos de distinto desarrollo utilizando imágenes satelitales MODIS. *GeoFocus*, 13(1), 48-60.
- Marino, M. A., y Agnusdei, M. G. (2007). Abastecimiento de fósforo y de nitrógeno en pasturas para una ganadería productiva sustentable. *Revista técnica de la Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa*.
- Marlenko, N. (2003). Uso de la Tierra. En S. M. Navone (Coord.), *Sensores Remotos aplicados al estudio de los recursos naturales* (pp.99-122). Buenos Aires, Argentina: Editorial de la Facultad de Medicina (UBA).
- Marshall, E., y Moonen, A. (2002). Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 89, 5-21.
- Martellotto, E., Lovera, E., y Salas, H. (2001). *Sustentabilidad de los sistemas agrícolas en la provincia de Córdoba: Factores que la condicionan*. 9 p. Manfredi, Córdoba: Ediciones INTA.
- Martens, F. (2012). Los envases “vacíos” de plaguicidas. En M. Mitidieri y G. Corbino (Eds.), *Manual de horticultura periurbana* (pp. 33-40). San Pedro, Argentina: Ediciones INTA.
- Martens, S. (2016). *¿Son los envases vacíos de fitosanitarios un problema ambiental?* 9 p. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Martín, A., Santa Regina, I., y Gallardo, J. F. (1996). Eficiencia, retraslocación y balance de nutrientes en bosques de *Quercus pyrenaica* bajo diferente pluviometría en la Sierra de Gata (Centro-Oeste Español). *Ecología*, 10, 79-93.
- Martín, G. M., y Rivera, R. (2015). Influencia de la inoculación micorrízica en los abonos verdes. Efecto sobre el cultivo principal. Estudio de caso: el maíz. *Cultivos Tropicales*, 36, 34-50.
- Martínez, J. P., Barbieri, P. A., Sainz Rozas, H. R., y Echeverría, H. E. (2013). Incorporación de cultivos de cobertura previos a soja en el sudeste bonaerense. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 10, 21-25.
- Martínez Fernández, J., Sánchez Martín, N., y Celaya Irigoyen, L. (2014). Evolución de la cubierta forestal de la cuenca del Duero: análisis multitemporal mediante teledetección. *XVI Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica*. 25 al 27 de junio, Alicante, España.
- Martínez Idrobo, J. P., y Figueroa Casas, A. (2014). Evolución de los conceptos y paradigmas que orientan la gestión ambiental ¿cuáles son sus limitaciones desde lo glocal? *Revista Ingenierías Universidad De Medellín*, 13(24), 13-27.
- Martínez Muñoz, J., y Díaz Ponce, A. (2005). *Percepción Remota “Fundamentos de Teledetección Espacial*. 62 p. México D. F., México: Comisión Nacional del Agua.
- Massolo, L. A. (Coord.) (2015). *Introducción a las herramientas de gestión ambiental*. 195 p. La Plata, Argentina: Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de la Plata.
- Mather, P. M., y Koch, M. (2011). *Computer processing of remotely-sensed images: an introduction*. Chichester, Inglaterra: John Wiley and Sons.

- MdH (Ministerio de Hacienda). (2018). *Informes de cadenas de valor: Trigo*. 21 p. Buenos Aires, Argentina: Subsecretaría de Programación Microeconómica, Secretaría de Política Económica. Recuperado de: <https://www.senado.gov.ar/upload/32044.pdf>.
- Mendieta López, M., y Rocha Molina, L. (2007). *Sistemas agroforestales*. 115 p. Managua, Nicaragua: Universidad Nacional Agraria.
- Michelena, R. (2011). *Cultivos en contorno*. Artículo de divulgación. La Rioja, Argentina: Ediciones INTA.
- MAA (Ministerio de asuntos Agrarios). (2006). *Análisis de la variación de la actividad productiva del partido de Benito Juárez*. 4 p. La Plata, Buenos Aires: Gobierno de la provincia de Buenos Aires.
- Miretti, M. C., Pilatti, M., Lavado, R. S., y del Carmen Imhoff, S. (2012). Historia de uso del suelo y contenido de micronutrientes en argiudoles del centro de la provincia de Santa Fe (Argentina). *Ciencia del suelo*, 30(1), 67-73.
- Molfese, E. R., Seghezzo, M. L., y Astiz, V. (2003). *Relevamiento de la calidad del trigo pan en lotes de producción del Centro Sur de la provincia de Buenos Aires, Argentina*. 12 p. Informe de la Chacra Experimental Integrada Barrow. Tres Arroyos, Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Mónaco, C. (2002). Posibilidades del manejo de enfermedades mediante el uso de antagonistas. En S. J. Sarandón (Ed.), *Agroecología: El camino hacia una agricultura sustentable* (pp. 309-318). La Plata, Argentina: Ediciones Científicas Americanas.
- Mónaco, C. (2014). Principios de manejo ecológico de enfermedades de cultivos. En S. J. Sarandón y C. Flores (Eds.), *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de Agroecosistemas sustentables* (pp.314-341). La Plata, Argentina: Servicio de publicaciones, Universidad Nacional de La Plata.
- Mondragón Pérez, A. R. (2002). ¿Qué son los indicadores? *Revista de Información y Análisis*, 19, 52-58.
- Montero Peña, J. M. (2002). Los indicadores de sustentabilidad en la minería. En R. Villas Bôas y C. Beinhoff (Eds.), *Indicadores de sostenibilidad para la industria extractiva mineral* (pp. 31-45). Rio de Janeiro, Brasil: CNPq/CYTED.
- Montico, S., y Di Leo, N. (2011). Sustentabilidad de diferentes modelos de uso de la tierra en unidades de paisaje de una cuenca del sur de Santa Fe, Argentina. *Natura Neotropicalis*, 1(42), 21-33.
- Montico, S., Magri, L., y Denoia, J. (2015). Impacto ambiental del uso de pesticidas en la cuenca del Arroyo Ludueña (Santa Fe, Argentina). *Ciencias Agronómicas. Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias UNR*, (25), 007-018.
- Montoya Ayala, R., García Palomares, J. C., y Padilla Ramírez, J. (2004). Utilización de un SIG para la determinación del impacto ambiental generado por actividades agrícolas, ganaderas e industriales: el caso del Valle Zapotitlán en la Reserva de la Biosfera de Tehuacán Cuicatlán. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (38), 115-129.
- Moreno, R., Campos, P., Avendaño, A., Núñez, V., Gil, M., Salas Barbosa A., y Medina, E. (2017). Distribución espacial y análisis de la pérdida de suelo en microcuencas de la Sierra de

- Vaqueros (Salta, Argentina) mediante el uso de un SIG. *Espacio y Desarrollo (Argentina)*, 30, 161-192.
- Müller, D., Saluzzio, M., y Battista, J. (2008). Comparación de distintos cultivos de cobertura en un suelo vertisol. Conferencia llevada a cabo en el *XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. 13 al 16 de mayo, Potrero de los Funes, San Luis, Argentina.
- Muñoz, R., y Radic, S. (2015). Uso de percepción remota y SIG en la selección de sitios de muestreo de suelos para la Región de Magallanes. *Agro sur*, 43(2), 65-76. DOI:10.4206/agrosur.2015.v43n2-08.
- Muriel, R. (2006). Gestión ambiental. *Idea Sostenible. Espacio de Reflexión y Comunicación en Desarrollo Sostenible*, 3(13).
- Mussetta, P., y Barrientos, M. J. (2015). Vulnerabilidad de productores rurales de Mendoza ante el cambio ambiental global. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias UNCUYO*, 47(2), 145-170.
- Mussetta, P., Barrientos, M. J., Acevedo Mejía, E. C., Turbay Ceballos, S. M., y Ocampo Lopez, O. L. (2017). Vulnerabilidad al cambio climático: Dificultades en el uso de indicadores en dos cuencas de Colombia y Argentina. *EMPIRIA. Revista de Metodología de Ciencias Sociales*, (36), 119-147.
- NASA (National Aeronautics and Space Administration; Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio). (2014). *Electromagnetic Spectrum*. Recuperado de: <http://science.nasa.gov/search/?q=electromagnetic+spectrum>.
- Nájera González, O., Bojórquez Serrano, J. I., Flores Vilchez, F., Murray Núñez, R. M. y González García Sancho, A. (2016). Riesgo de erosión hídrica y estimación de pérdida de suelo en paisajes geomorfológicos volcánicos en México. *Cultivos Tropicales*, 37(2), 45-55.
- Navarro, E., y Álvarez, M. E. (2015). Agroecosistemas periurbanos, un potencial latente. Contribución al análisis de la multifuncionalidad a partir de indicadores de sustentabilidad. *Revibec-Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 24,107-121.
- Nené Preciado, A. J., Sansón, G. G., Mendoza, M. E., y Bátiz, F. D. (2017). Cambio de cobertura y uso de suelo en cuencas tropicales costeras del Pacífico central mexicano. *Investigaciones Geográficas*, (94), 64-81.
- Nevani, R. (2007). *Principales cambios en la actividad ganadera de la provincia de Buenos Aires. Análisis del período intercensal: 1988-2002* (tesis de grado). Licenciatura en Economía, Facultad de Ciencias Económicas y Sociales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Nicholls, C. (2008). *Control biológico de insectos: un enfoque agroecológico*. 282 p. Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquía.
- Nicholls, C. (2010). Bases agroecológicas para diseñar e implementar una estrategia de manejo de hábitat para el control biológico de plagas. En T. Sicard y M. Altieri (Eds.), *Vertientes del pensamiento agroecológico: fundamentos y aplicaciones* (pp. 203-225). Bogotá, Colombia: Opciones gráficas Editores.

- Nieto, D. P. (2007) Análisis de indicadores socio-económicos del sector agrícola en ocho partidos del sudeste de la provincia de Buenos Aires. Conferencia llevada a cabo en las IX Jornadas de Investigación del Centro de Investigaciones Geográficas y del Departamento de Geografía. 1 al 2 de noviembre, La Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Nocelli Pac, S. (2018): *Evolución de siembra directa en Argentina, campaña 2016-2017*. 8 p. Rosario, Santa Fe, Argentina: Aapresid (Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa).
- Nolasco, M., Willington, E., y Bocco, M. (2015). Uso del suelo agrícola: comparación entre series temporales e imágenes satelitales individuales para su clasificación. *Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias UNR*, (26), 017-021.
- Núñez, M., y Sánchez, R. O. (2005). Ordenación ecológico-paisajística de la cuenca del arroyo Tandileofú (Tandil, Buenos Aires). *Contribuciones científicas*, 66, 237-256.
- Núñez, M. (2016). *Partido de Olavarría: ordenación ecológica y formas de ocupación y uso del ecosistema* (tesis doctoral). Doctorado en Geografía, Facultad de Humanidades, Universidad Nacional del Nordeste.
- Odum, E. P. (1966). Ecología: estructura y función de la naturaleza. Los modernos principios del flujo de energía y ciclos biogeoquímicos. 201 p. México D. F., México: Continental.
- Odum, E. P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science*, 164, 262-270.
- Oesterheld, M. (2008). Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas: fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. *Ecología Austral*, 18(3), 337-346.
- OLCA (Observatorio Latinoamericano de Conflictos Ambientales) (1998). Plaguicidas con solicitudes de "PROHIBICION" y de "SEVERA RESTRICCIÓN". Recuperado de: <http://www.olca.cl/oca/plaguicidas/plag04.htm>
- Olivares, R., y Kees, M. A. (2004). *Técnicas de Manejo y Conservación de Suelos y Aguas para pequeños Productores de la provincia del Chaco*. Chaco, Argentina: Ministerio de la Producción de la Provincia del Chaco.
- Olivas Gallegos, U. E., Valdez Lazalde, J. R., Aldrete, A., González Guillén, M. D., y Vera Castillo, G. (2007). Áreas con aptitud para establecer plantaciones de maguey cenizo: Definición mediante análisis multicriterio y SIG. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 30(4).
- Orcellet, J. M., Reussi Calvo, N. I., Echeverría, H. E., Sainz Rozas, H. R., Diovisalvi, N. V. y Berardo, A. (2014). ¿El fraccionamiento de nitrógeno en cebada mejora la eficiencia de uso en el Sudeste Bonaerense? *XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. 5 al 9 de mayo, Bahía Blanca, Buenos Aires. Argentina.
- Orúe, M. E., Lateralra, P., y Cabria, C. (2007). Expansión de la frontera agrícola en Argentina y erosión hídrica: mapas de riesgo utilizando el modelo USLE con apoyo de SIG. En R. Rivas, A. Grisotto y M. Sacido (Eds.), *Teledetección. Hacia un Mejor Entendimiento de la Dinámica Global* (pp. 185-192). Mar del Plata, Argentina: Editorial Martin.
- Otavo, S., y Echeverría, C. (2017). Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(4), 924-935.
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., ... y León, R. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, 28(1), 40-63.

- Oyhantçabal, G., y Narbondo, I. (2012). Valorización del balance de N y P de la soja en Uruguay. *Revibec-Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 19, 54-65.
- Ozdemir, I., Ozkan, K., Mert, A., y Gülsoy, S. (2011). Monitoring of wetlands by using multitemporal Landsat data; a case study from Fethiye–Turkey. En H. Gökçekus, U. Türker y J. LaMoreaux (Eds.), *Survival and Sustainability* (pp. 785-793). Berlín, Alemania: Springer.
- Pablo, M., y Hernández Santana, J. (2016). Evaluación de la aptitud natural de los paisajes físico-geográficos en la cuenca del río Grande, Oaxaca, México. *Investigaciones geográficas*, (91), 7-24.
- Pacheco, R., y Barbona, E. (2017). *Manual de uso seguro y responsable de agroquímicos en cultivos frutihortícolas*. 50 p. Bellavista, Corrientes: Ediciones INTA.
- Páez Jerez, P.G., Carrizo, B.N., Musse, R., Varela, E., Armiñana, A., Milla, F., ... y de la Vega, M. H. (2015). Datos de nivel básico de cuatro insecticidas con diferentes mecanismos de acción para *Anastrepha fraterculus* y *Ceratitis capitata* (Diptera: Tephritidae). *Revista agronómica del noroeste argentino*, 35(1), 37-43.
- Paleólogos, M. F., y Flores, C. (2014). Principios para el manejo ecológico de plagas. En S. J. Sarandón y C. Flores (Eds.), *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables* (pp. 260-284). La Plata, Argentina: Servicio de publicaciones, Universidad Nacional de La Plata.
- Palmisano, T. (2018). Las agriculturas alternativas en el contexto del agronegocio. Experiencias en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Estudios sociales (Hermosillo, Son.)*, 28(51).
- Paolini, L., Sobrino, J. A., y Jiménez-Muñoz, J. C. (2002). Detección de deslizamientos de ladera mediante imágenes Landsat TM: El impacto de estos disturbios sobre los bosques subtropicales del noroeste de Argentina. *Revista de Teledetección*, 18, 21-27.
- Paolini, L. (2012). Análisis de la respuesta de la temperatura de superficie al crecimiento urbano utilizando series temporales Modis. *Revista de Teledetección*, 38, 19-26.
- Paramasivam, R., Paramasivam, P., Umanath M., y Balasubramanian R. (2021). Assessment of potassium nutrient balance in agricultural farming system: a pathway to sustainable production of crops. En V. Venkatramanan, S. Shah R. Prasad (Eds.), *Sustainable bioeconomy* (pp. 325-337). Singapore: Springer.
- Parera, A., y Carriquiry, E. (2014). *Manual de Prácticas Rurales asociadas al Índice de Conservación de Pastizales Naturales Cono Sur Sudamericano (ICP)*. 204 p. Argentina: Aves Uruguay.
- Parra Henao, G. J. (2010). Sistemas de información geográfica y sensores remotos. Aplicaciones en enfermedades transmitidas por vectores. *CES Medicina*, 24(2).
- Paruelo, J. M., y Oesterheld, M. (2004). *Patrones espaciales y temporales de la expansión de Soja en Argentina: relación con factores socio-económicos y ambientales*. 87 p. Buenos Aires, Argentina: LART (Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección).
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., y Verón, S. R. (2005). Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia hoy*, 15(87), 14-23.

- Paruelo, J. M., Oesterheld, M., Di Bella, C., Arzadum, M., Lafontaine, J., Cahuepé, M. y Rebella, C. M. (2000). Estimation of primary production of subhumid rangelands from remote sensing data. *Applied Vegetation Science*, 3, 189-195.
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Piñeiro, G., Jobbagy, E. G., Verón, S. R., Baldi, G., y Baeza, S. (2006). Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*, 10(2), 47-61.
- Passucci, V., Carmona, F., y Rivas, R. (2017). Identificación de zonas anegadas y no anegadas mediante técnicas de teledetección. *Revista Estudios Ambientales*, 5(2), 51-78.
- Pearce, D., y Atkinson, G. (1993). Capital theory and measurements of sustainable development: an indicator of “weak” sustainability. *Journal Ecological Economics*, 8(2), 103-108.
- Pengue, W. (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.
- Pengue, W. (2003). El glifosato y la dominación del ambiente. *Biodiversidad, Sustento y Cultura*, 37, 1-7.
- Pengue, W. (2004). Producción agroexportadora e (in)seguridad alimentaria: El caso de la soja en Argentina. *Revibec: revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica*, 1, 046-55.
- Pengue, W. (2009). Cuestiones económico-ambientales de las transformaciones agrícolas en las Pampas. *Revista Problemas del desarrollo*, 40(157), 137-161.
- Pengue, W. (2014). *Cambios y escenarios en la agricultura argentina del Siglo XXI*. 49 p. Buenos Aires, Argentina: GEPAMA (Grupo de Ecología del Paisaje y Medio Ambiente, Universidad de Buenos Aires).
- Perevochtchikova, M. (2013). La evaluación del impacto ambiental y la importancia de los indicadores ambientales. *Gestión y política pública*, 22(2), 283-312.
- Pérez Cabello, F., y de la Riva Fernández, J. (1998). El empleo de imágenes Landsat TM para la detección y cartografía de áreas incendiadas en el Prepirineo occidental oscense. *Geographicalia*, (36), 131-145.
- Pineda Santos, L. D. y Suárez Hernández, J. E. (2014). Elaboración de un SIG orientado a la zonificación agroecológica de los cultivos. *Revista Ingeniería Agrícola*, 4(3), 28-32.
- Piñeiro, V., Robles, M., y Elverdin, P. (2017). *El agro argentino: Un sistema productivo y organizacional eficiente*. 40 p. Washington D. C., USA: IFPRI (International Food Policy Research Institute, Instituto Internacional de Investigación sobre Políticas Alimentarias).
- Pons, X., Pesquer, L., Cristóbal, J., y González-Guerrero, O. (2014). Automatic and improved radiometric correction of Landsat imagery using reference values from MODIS surface reflectance images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 33, 243-254.
- Pórfido, O., Butler, E., de Titto, E., Issaly, P., y Benítez, R. (2014). *Los plaguicidas en la República Argentina*. 192 p. CABA, Buenos Aires, Argentina: Departamento de Salud Ambiental, Dirección Nacional de Determinantes de la Salud e Investigación, Ministerio de Salud de la Nación.

- Pound, B. (1997). Cultivos de Cobertura para la Agricultura Sostenible en América Latina. En M. D. Sánchez y A. Sppedy (Eds.), *Agroforestería para la producción animal en América Latina* (pp. 97-120). Roma, Italia: FAO.
- Prieto, M. B., y Formiga, N. (2008). La movilidad territorial de la población en el sudoeste bonaerense-Argentina. Conferencia llevada a cabo en el *III Congreso de la Asociación Latinoamericana de Población (ALAP)*. 24 al 26 de septiembre Córdoba, Argentina.
- Quargnolo, E. (Comp.). (2013). *Criterios para la gestión de uso de plaguicidas con un marco de ordenamiento territorial*. 41 p. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Quignard, I., Sione, W. F., y Maldonado, F. D. (2017). Análisis multitemporal de la distribución espacial de incendios en la cobertura vegetal de la cuenca del río Gualeguay, Entre Ríos, Argentina. *Geoambiente On-Line*, (28). 33-51.
- Quiroga, M. (2001). *Indicadores de sostenibilidad ambiental y desarrollo sostenible: estado del arte y perspectivas*. 116 p. Santiago de Chile, Chile: CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe).
- Rabaglio, M. D. (2012). *Impacto del uso del suelo sobre el Índice de Vegetación Normalizado (NDVI) en el noroeste argentino* (tesis de especialización). Especialización en Teledetección y Sistemas de Información Geográfica aplicados al estudio de los recursos naturales y la producción agropecuaria, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Ramankutty, N., Foley, J. A., y Olejniczak, N. J. (2002). People on the Land: Changes in Global Population and Croplands during the 20 th Century. *Ambio*, 31, 251-257.
- Rafael Perez, E., Morales Hernandez, M., y Navarrete Infante, N. M. (2019). Sistema experto para la rotación de cultivos en un invernadero. *Revista de Ingeniería*, 3(9), 1-11.
- Ramírez, W. (2005). Manejo de sistemas agroforestales. 11 p. Matanzas, Cuba: Ministerio de Educación Superior de la República de Cuba. Recuperado de: https://biblioteca.ihatuey.cu/link/libros/sistemas_agroforestales/manejo.pdf
- Ravelo, A. C., y Planchuelo, A. M. (2003). Aptitud agroecológica de la pradera pampeana argentina para el cultivo del lupino blanco (*Lupinus albus* L.). *AgriScientia*, 20, 35–44.
- Razola, I., Rey Benayas, J. M., de la Montaña, E., y Cayuela, L. (2006). Selección de áreas relevantes para la conservación de la biodiversidad. *Ecosistemas*, 15(2), 34-41.
- RAE (Real Academia Española). *Diccionario de la lengua española*, 23.ª ed., (versión 23.3 en línea). Recuperado de: <https://dle.rae.es>. Consultado en diciembre de 2019.
- Reboratti, C. (2000). *Ambiente y sociedad. Conceptos y relaciones*. Buenos Aires, Argentina: Ariel.
- Reboratti, C. (2005). Efectos sociales de los cambios en la agricultura. *Ciencia Hoy*, 15(87), 52-61.
- Reboratti, C. (2006). La Argentina rural entre la modernización y la exclusión. En A. M. Geraiges de Lemos, M. Arroyo y M. L. Silveira (Eds.), *América Latina: Cidade, campo e turismo* (pp. 175-187). San Pablo, Brasil: Universidad de San Pablo.
- Reboratti, C. (2010). Un mar de soja: la nueva agricultura en Argentina y sus consecuencias. *Revista de Geografía Norte Grande*, (45), 63-76.

- Recavarren, P. (2016). *La producción agropecuaria en Olavarría, Benito Juárez, Laprida y Gral. La Madrid. Evolución y desafíos a futuro*. 140 p. Balcarce, Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Requesens, E., y 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.
- Requesens, E. (2012). *Relaciones entre Ecología y ambiente*. Texto correspondiente al seminario de Agroecología de la Licenciatura en Diagnóstico y Gestión Ambiental, Tandil, Buenos Aires, Argentina: Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires.
- Riechmann, J. (1995). Desarrollo sostenible: la lucha por la interpretación. En J. J. de Damborenea (Coord.), *De la economía a la ecología* (pp. 11-35). Madrid, España: Trotta.
- Richards, J., y Jia, X. (2006). *Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction*. Berlín, Alemania: Springer-Verlag.
- Rivera Ríos, C. A., González, A. M., García, V. V., Guerrero, A. G., y Martínez, A. V. (2008). Principios, criterios e indicadores de sustentabilidad para plantaciones forestales comerciales de rápido crecimiento. *Fitotecnia Mexicana*, 31(4), 391-397.
- Rodríguez Becerra, M., Espinoza, G., y Wilk, D. (2002). *Gestión ambiental en América Latina y el Caribe. Evolución, tendencias y principales prácticas*. Washington D. C., USA: BID (Banco Interamericano de Desarrollo).
- Rodriguez Galiano, V. F., Ghimire, B., Rogan, J., Chica Olmo, M., y Rigol Sanchez, J. P. (2012). An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 67, 93-104.
- Rojas, D. E., Messina, V. M., Sancho, A. M., Pesquera, N., Cristos, D. S., Galicio, M., y Ricca, A. P. (2014). Cuantificación de plaguicidas residuales en granos de maíz (*Zea mays* L.) aplicando técnicas de evaluación residual. *Revista Venezolana de Ciencia y Tecnología de Alimentos*, 5(1), 001-017.
- 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.
- Rosete Vergés, F. A., Damián, P., Luis, J., y Bocco, G. (2008). Cambio de uso del suelo y vegetación en la Península de Baja California, México. *Investigaciones geográficas*, 67, 39-58.
- Rosete Vergés, F. A., Damián, P., y Bocco, G. (2009). Contribución al análisis del cambio de uso del suelo y vegetación (1978-2000) en la Península de Baja California, México. *Investigación ambiental Ciencia y política pública*, 1(1), 70-82.
- Rótolo, G., y Francis, C. (2008). *Los servicios ecosistémicos en el "corazón agrícola" de Argentina*. 21 p. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Roy, R. N., Misra, R. V., Lesschen, J. P., y Smaling, E. M. (2003). *Assessment of soil nutrient balance. Approaches and methodologies*. 87 p. Roma, Italia: FAO.

- Roy, D. P., Huang, H., Boschetti, L., Giglio, L., Yan, L., Zhang, H. H., y Li, Z. (2019). Landsat-8 and Sentinel-2 burned area mapping-A combined sensor multi-temporal change detection approach. *Remote Sensing of Environment*, 231, 111254.
- Ruíz Vega, J. (1998). Zonificación agroecológica del maíz de temporal en los valles centrales de Oaxaca. I. Determinación del potencial productivo. *Terra Latinoamericana*, 16(3), 269-275.
- Ruiz, V., Savé, R., y 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.
- Ruffo, M. L., y Parsons, A. (2004). Cultivos de cobertura en sistemas agrícolas. *Informaciones agronómicas del cono sur*, 21, 13-16.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... y Wall, D. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.
- 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). Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Salvagiotti, F. (2004). El manejo de los nutrientes y la sustentabilidad de los sistemas agrícolas. *Revista Técnica de la Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa*, 75-78.
- SAN (Sustainable Agriculture Network; Red de Agricultura Sustentable). (1998). *Managing cover crops profitably. Second edition. Handbook Series Book 3*. 212 p. Beltsville, Maryland, USA: SAN.
- Sánchez, K., Jiménez Otárola, F., Velásquez, S., Piedra, M., y Romero, E. (2004). Metodología de análisis multicriterio para la identificación de áreas prioritarias de manejo del recurso hídrico en la cuenca del río Sarapiquí, Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente*, (45), 88-95.
- Sánchez, M., y Mitidieri, M. (2010). *Fitosanitarios permitidos para la producción y poscosecha de hortalizas. Guía para el productor*. 105 p. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Sánchez, R., y Zulaica, L. (2002). Ordenamiento morfoedáfico de los sistemas ecológico-paisajísticos del Partido de Tandil (Provincia de Buenos Aires). *Contribuciones Científicas (Sociedad Argentina de Estudios Geográficos)*, (63), 387-402.
- Sánchez Espinosa, A., y Schröder, C. (2019). Land use and land cover mapping in wetlands one step closer to the ground: Sentinel-2 versus landsat 8. *Journal of Environmental Management*, 247, 484-498.
- Sánchez Vallduvi, G., y Sarandón, S. J. (2014). Principios de manejo agroecológico de malezas. En Sarandón, S. J. y Flores, C. (Eds.), *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables* (pp. 286-313). La Plata, Argentina: Servicio de publicaciones, Universidad Nacional de La Plata.
- Sánchez, E. L., y Guerrero, J. A. (2016). Identificación de núcleos agrarios mazahuas prioritarios para la rehabilitación forestal. *Cuadernos de Geografía-Revista Colombiana de Geografía*, 25(1), 79-94.

- Sans, F. (2007). La diversidad de los agroecosistemas. *Ecosistemas*, 16(1), 44-49.
- San Vicente, M. G., y Lozano Valencia, P. J. (2008). Ecología del paisaje. un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre. *Estudios geográficos*, 69(265), 519-543.
- Sanz, V., Riveros, M., Gutiérrez, M., y Moncada, R. (2011). Vegetación y uso de la tierra en el estado Nueva Esparta, Venezuela: un análisis desde la ecología del paisaje. *Interciencia*, 36(12), 881-887.
- Sarandón, S. J. (2000). Manejo de la biodiversidad en sistemas extensivos. *Boletín de ILEIA*, 15(3-4), 16-17.
- Sarandón, S. J. (2002). El desarrollo y uso de indicadores para evaluar la sustentabilidad de los agroecosistemas. En S. J. Sarandón (Ed.), *Agroecología: El camino hacia una agricultura sustentable* (pp.393-414). La Plata, Argentina: Ediciones Científicas Americanas.
- Sarandón, S. J., y Labrador Moreno, J. (2002). El uso de policultivos en una agricultura sustentable. En S. J. Sarandón (Ed.), *Agroecología: El camino hacia una agricultura sustentable* (pp.189-222). La Plata, Argentina: Ediciones Científicas Americanas.
- Sarandón, S. J., Zuluaga, M. S., Cieza, R., Janjetic, L., y Negrete, E. (2006). Evaluación de la sustentabilidad de sistemas agrícolas de fincas en Misiones, Argentina, mediante el uso de indicadores. *Agroecología*, 1, 19-28.
- Sarandón, S. J. (2008). La agroecología en la formación de profesionales de la Agronomía: una necesidad para una agricultura sustentable. *VIII Congreso SEAE (Sociedad Española de Agricultura Ecológica)*, Bullas, Murcia, España.
- Sarandón, S. J., Flores, C., Abbona, E., Iermanó, M. J., Blandi, M. L., Oyhamburu, M., ... y Raimundi, G. (2013). *Relevamiento de la utilización de agroquímicos en la provincia de Buenos Aires. Mapa de situación e incidencias sobre la salud*. 532 pp. La Plata, Argentina: Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales.
- Sarandón, S. J. (2014a). La Agroecología: Integrando la Enseñanza, la Investigación, la extensión y los agricultores. *Cadernos de Agroecología*, 9(1).
- Sarandón, S. J. (2014b). El agroecosistema: un ecosistema modificado. En S. J. Sarandón y C. Flores (Eds.), *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables* (pp. 100-130). La Plata, Argentina: Servicio de publicaciones, Universidad Nacional de La Plata. M
- Sarandón, S. J. (2014c). Biodiversidad, agrobiodiversidad y agricultura sustentable. En T. Sicard y M. Altieri (Eds.), *Vertientes del pensamiento agroecológico: fundamentos y aplicaciones* (pp. 95-117). Bogotá, Colombia: Opciones gráficas Editores.
- Sarandón, S. J., y Flores, C. (2014). La agroecología: el enfoque necesario para una agricultura sustentable En S. J. Sarandón y C. Flores (Eds.), *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de Agroecosistemas sustentables* (pp. 42-69). La Plata, Argentina: Servicio de publicaciones, Universidad Nacional de La Plata.
- Sarandón, S., Flores, C., Abbona, E., Iermanó, M. J., Blandi, M. L., y Oyhamburu, M. (2015). Uso de agroquímicos en la provincia de Buenos Aires, Argentina: las consecuencias de un modelo agropecuario. *V Congreso Latinoamericano de Agroecología-SOCLA*. 7 al 9 de octubre, La Plata, Argentina.

- Sarandón, E. (2015). *Social and environmental externalities of soybean production in Argentina: The hidden costs of the model* (tesis de maestría). Master of Arts in Development Management and Policy, Georgetown University, USA.
- Sarmiento, G., Monasterio, M., y Silva, J. (1971). Reconocimiento ecológico de los Llanos Occidentales I. Las Unidades Ecológicas Regionales. *Acta Científica Venezolana*, 22, 52,61.
- Satorre, E. H. (2005). Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Ciencia Hoy*, 15(87), 24-31.
- Scarpati, O. E., y Capriolo, A. D. (2013). Sequías e inundaciones en la provincia de Buenos Aires (Argentina) y su distribución espacio-temporal. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, (82), 38-51.
- Schaaf, A. A. (2015). Valoración de impacto ambiental por pesticidas agrícolas. *Observatorio Medioambiental*, 18, 87-96.
- Schibber, E. F. (2014). *Comportamiento de la vegetación en planicies inundables: impacto del anegamiento y los cambios en el uso del suelo* (tesis de especialización). Especialización en Teledetección y Sistemas de Información Geográfica, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Schneir, E. R. (2016). La huella hídrica como un indicador de sustentabilidad y su aplicación en el Perú. *Saber y Hacer*, 2(1), 34-47.
- Schomwandt, D. (2015). *Teledetección aplicada a las ciencias agronómicas y recursos naturales*. 74 p. Buenos Aires, Argentina: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.
- Schroeder, T. A., Cohen, W. B., Song, C., Canty, M. J., y Yang, Z. (2006). Radiometric correction of multi-temporal Landsat data for characterization of early successional forest patterns in western Oregon. *Remote Sensing of Environment*, 103, 16-26.
- Scotta, E. S., Nani, L. A., Conde, A. A., Rojas, A. C., Castañeira, H., y Of, P. (1989). *Manual de sistematización de Tierras para control de erosión hídrica y aguas superficiales excedentes*. 61 p. Paraná, Entre Ríos, Argentina: Ediciones INTA.
- Scuffi, D., Ricci, S. E., Mariottini, Y., Torrusio, S. E., y De Wysiecki, M. L. (2012). ¿La práctica de la siembra directa en cultivos de soja favorece las poblaciones de acridios (Orthoptera: Acrididae) en el partido de Benito Juárez? *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 71(3-4), 203-213.
- Seehaus, M., y Requesens, E. (2014). Agriculturización y diversidad productiva en la llanura periserrana del centro-sudeste bonaerense. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 113(2), 100-106.
- Selvaraj, J. J., Rajasekharan, M., y Guzmán-Alvis, Á. I. (2009). Aplicaciones de los sistemas de información geográfica y sensores remotos al manejo de pesquerías marinas y desafíos para su desarrollo en Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 38(1), 105-120.
- SENASA (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria) (2012). *Manual para la aplicación de fitosanitarios*. 104 p. Buenos Aires, Argentina: Ediciones SENASA.
- Senigagliesi, C. (2012). La Agricultura Pampeana hoy. Un aporte en el análisis de su sustentabilidad. *Anales de la Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria*, LXVI, 325-338.

- Senisterra, G. E., y Gaspari, F. J. (2014). Análisis del uso del suelo en el contexto de su dinámica espacio temporal en una cuenca rural serrana. Argentina. *Revista de tecnología*, 13(2), 53-60.
- Sequeira, N. D., y Tula, R. (2018). Balance de Nitrógeno y Fósforo y sus potenciales consecuencias ambientales en el partido de Benito Juárez, período 2002/03-2014/15. V *Jornadas Nacionales de Investigación en Geografía Argentina y XI Jornadas de Investigación y Extensión del Centro de Investigaciones Geográficas*. 16 al 19 de mayo, Tandil, Buenos Aires, Argentina.
- Sequeira, N. D., y Vazquez, P. (2014). Avance agrícola y retroceso ganadero en el partido de Benito Juárez, provincia de Buenos Aires. *II Jornadas Nacionales de Ambiente*. 19 al 21 de noviembre, Tandil, Buenos Aires, Argentina.
- Sequeira, N. D., y Vazquez, P. (2015). Agriculturización en el partido de Benito Juárez y estimación del impacto sobre la biodiversidad. V *Congreso de Ciencias Ambientales COPIME*. 7 al 9 de octubre, CABA, Buenos Aires, Argentina.
- Sequeira, N., y Vazquez, P. (2016). Cambios en los usos del suelo y problemas ambientales en el partido de Lobería (Región Pampeana Argentina). *I Jornadas Internacionales y III Nacionales de Ambiente*. 26 al 28 de octubre, Tandil, Buenos Aires, Argentina.
- Sequeira, N. D., y Vazquez, P. (2019a). Avance de la agriculturización en las unidades ecológicas del partido de Benito Juárez, Argentina. *VII Congreso de Ciencias Ambientales COPIME*. 9 al 11 de octubre, CABA, Buenos Aires, Argentina.
- Sequeira, N. D., y Vazquez, P. (2019b). Pérdida de suelo en áreas agrícolas del partido de Benito Juárez: análisis comparativo entre los años 2003 y 2015. *XI Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales Argentinos y Latinoamericanos*. 5 al 8 de noviembre, Buenos Aires, Argentina.
- Sequeira, N. D., Vazquez, P., y Sacido, M. (2017). Avance de la agricultura y potenciales implicancias ambientales en el partido de Benito Juárez, Buenos Aires, Argentina, período 2003-2015. *X Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales Argentinos y Latinoamericanos*. 7 al 10 de noviembre, Buenos Aires, Argentina.
- Sequeira, N. D., Vazquez, P., y Sacido, M. (2018). Expansión agrícola y riesgo de contaminación por plaguicidas, el caso del partido de Benito Juárez. *II Jornadas Internacionales y IV Jornadas Nacionales de Ambiente*. 17 al 19 de octubre, Tandil, Buenos Aires, Argentina.
- Sequeira, N. D., Vazquez, P., y Sacido, M. (2019b). Impactos ambientales de la expansión agrícola. El caso del partido de Benito Juárez en los períodos 1989/90-2002/03 y 2002/03-2014/15. *I Congreso Argentino de Agroecología*. 18 al 20 de septiembre, Luján de Cuyo, Mendoza, Argentina.
- Sequeira, N. D., Vazquez, P., y Sacido, M. (2019c). Erosión hídrica y su relación con el avance de la agricultura en el sudeste bonaerense, Argentina. El caso del partido de Benito Juárez durante las campañas 1989/90, 2002/03 y 2014/15. *Papeles de Geografía*, (65), 106-120.
- Sequeira, N. D., Vazquez, P., y Sacido, M. (2021c). Efectos de la agriculturización sobre la extracción de nutrientes en la Región Pampeana Argentina. El caso del N y P en el partido de Benito Juárez. *Geoambiente On-line*. En prensa.

- Sequeira, N. D., Vazquez, P., y Zulaica, L. (2015a). Consecuencias ambientales de la expansión agrícola en el partido de Benito Juárez (Buenos Aires, Argentina), en el período 2003-2011. *Geoaraguaia*, 5(2), 26-49.
- Sequeira, N. D., Vazquez, P., y Zulaica, L. (2015b). Riesgo de contaminación por plaguicidas en el partido de Benito Juárez, período 2003-2011. *V Jornadas y II Congreso Argentino de Ecología de Paisajes*. 27 al 29 de mayo, Azul, Buenos Aires, Argentina.
- Sequeira, N. D., Vazquez, P., y Zulaica, L. (2019a). 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), 031-038.
- Sequeira, N. D., Vazquez, P., Sacido, M., y Daga, D. Y. (2021a). Áreas prioritarias de actuación en el partido de Benito Juárez: bases para la gestión ambiental del territorio. *III Jornadas Internacional y V Nacionales de Ambiente*. 12 al 14 de mayo, Hurlingham-Moreno, Buenos Aires, Argentina.
- Sequeira, N. D., Vazquez, P., Sacido, M., y Daga, D. Y. (2021b). Zonificación agroecológica del partido de Benito Juárez (Argentina): agriculturización y consecuencias ambientales en una porción de la Región Pampeana Argentina. *Revista Investigaciones Geográficas*. En prensa.
- Sharaf, N., Bresciani, M., Giardino, C., Faour, G., Slim, K., y Fadel, A. (2019). Using Landsat and in situ data to map turbidity as a proxy of cyanobacteria in a hypereutrophic Mediterranean reservoir. *Ecological informatics*, 50, 197-206.
- Shi, Y., Xiao, J., Shen, Y., y Yamaguchi, Y. (2012). Quantifying the spatial differences of landscapes change in the Hai River Basin, China, in the 1990s. *International Journal of Remote Sensing*, 33(14), 4482-4501.
- Sicard, T. E. (2009). Agroecología: Desafíos de una ciencia en construcción. *Agroecología*, 4, 7-17.
- Singh, R. K., Murty, H. R., Gupta, S. K., y Dikshit, A. K. (2009). An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecological indicators*, 9(2), 189-212.
- Sione, W., Aceñolaza, P. G., Zamboni, L., Serafini, C., Del Valle, H. y Gallardo Lancho, J. (2009). Aplicaciones de la teledetección en la estimación de las emisiones de CO₂ por quemas de áreas insulares en el Complejo Litoral del Río Paraná (Argentina). En J. Campos y M. Conti (Eds.), *Emisiones de gases con efecto invernadero en ecosistemas Iberoamericanos* (pp. 255-272). Salamanca, España: SiFyQA (Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental).
- Sobrino, J. A., Raissouni, N., Kerr, Y., Oliosio, A., López García, M. J., Belaid, A., ... y Dempere, L. (2000). *Teledetección*. 467 p. Valencia, España: Servicio de Publicaciones, Universidad de Valencia.
- 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).
- Sodré, F. J., Cardoso, A. N., Carmona, R., y Carvalho, A. M. (2004). Fitomassa e cobertura do solo de culturas de sucessão ao milho na Região do Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39(4), 327-334.

- Solari, L. M., y Zaccagnini, M. E. (2009). Efecto de bordes arbóreos y terrazas sobre la riqueza y densidad de aves en lotes de soja de Entre Ríos, Argentina. *BioScriba*, 2(2), 90-100.
- Solbrig, O. T. (de 2002). El impacto ambiental de la agricultura pampeana: reflexiones en relación a la crisis. Conferencia llevada a cabo en el X Congreso de Aapresid. Agosto, Rosario, Santa Fe, Argentina.
- Somma, D. J., Volante, J., Lizarraga, L., Boasso, M., Mosciaro, M. J., Morales Poclava, M. C., ... y Ramos, J. (2011). Aplicación de análisis multicriterio-multiobjetivo como base de un sistema espacial de soporte de decisiones para la planificación del uso sustentable del territorio en regiones forestales. Caso de estudio: los bosques nativos de la provincia de Salta. En P., Laterra, E. Jobbágy y J. M. Paruelo (Eds.), *Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial* (pp. 409-440). Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA-MAGyP.
- Soria, J., y Granados, R. (2005). Relación entre los índices de vegetación obtenidos de los sensores AVHRR del satélite NOAA y TM del Landsat. *Ciencias de la tierra y de la atmósfera*, 12(2), 167-174.
- Soriano, A., y Aguiar, M. R. (1998). Estructura y funcionamiento de los agroecosistemas. *Ciencia e Investigación*, 50, 63-73.
- Soto, F., Vantour, A., Hernández, A., Planas, A., Figueroa, A., Fuentes, P. O., ... y Caro, P. (2001). La Zonificación Agroecológica del Coffea arabica L. en Cuba. Macizo Montañoso Sagua-Nipe-Baracoa. *Cultivos Tropicales*, 22(3).
- Sotomayor, A. (2011). *Antecedentes Generales sobre Cortinas Cortavientos Forestales*. 45 p. Concepción, Chile: Chillan: INFOR (Instituto Forestal)-Ministerio de Agricultura.
- Soudani, K., Francois, C., Le Maire, G., Le Dantec, V., y Dufrêne, E. (2006). Comparative analysis of IKONOS, SPOT, and ETM+ data for leaf area index estimation in temperate coniferous, and deciduous forest stands. *Revista Remote Sensing of Environment*, 102, 161-175.
- Souza Casadinho, J. (2009). La problemática del uso de plaguicidas en argentina. Modelos productivos e impacto en el ambiente. *Red de Acción en Plaguicidas y sus Alternativas de América latina RAPAL*. Recuperado de: http://www.rap-al.org/articulos_files/Plaguicidas_Argentina.pdf, 15(4).
- Steffan Dewenter, I., y Westphal, C. (2008) The interplay of pollinator diversity, pollination services and landscape change. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 737-741.
- Stewart, W. M. (2007). Consideraciones en el uso eficiente de nutrientes. *Informaciones Agronómicas*, 67, 1-7.
- Stratta Fernández, R., y de los Ríos Carmenado, I. (2010). Transformaciones agrícolas y despoblamiento en las comunidades rurales de la Región Pampeana Argentina. *Estudios Geográficos*, 71(268), 235-265.
- Strohbach, M. W., Kohler, M. L., Dauber, J., y Klimek, S. (2015). High nature value farming: from indication to conservation. *Ecological indicators*, 57, 557-563.
- Stuart, A. M., Devkota, K. P., Sato, T., Pame, A. R., Balingbing, C., Phung, N. T., ... y Singleton, G. R. (2018). On-farm assessment of different rice crop management practices in the Mekong Delta, Vietnam, using sustainability performance indicators. *Field crops research*, 229, 103-114.

- Studdert, G., y Echeverría, E. (2000). Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 64(4), 1496-1503.
- Stupino, S., Iermanó, M. J., Gargoloff, N., y Bonicatto, M. (2014). Diversidad biológica agrícola o Agrobiodiversidad. En S. J. Sarandón y C. Flores (Eds.), *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables* (pp. 136-158). La Plata, Argentina: Servicio de publicaciones, Universidad Nacional de La Plata.
- Sutton, M., Bleeker, A., Howard, Clare., Bekunda, M., Grizzetti, B., de Vries, W., ... y Zhang, F. (2013). *Our nutrient world: the challenge to produce more food and energy with less pollution*. 114 p. Edimburgh: NERC/Centre for Ecology and Hydrology.
- Syers, J. K., Pushparajah, E., y Hamblin, A. (1995). Indicators and thresholds for the evaluation of sustainable land management. *Canadian Journal of Soil Science*, 75(4), 423-428.
- Szpeiner, A., Martínez Ghersa, M. A., y Ghersa, C. (2007). Agricultura pampeana, corredores biológicos y biodiversidad. *Ciencia Hoy*, 17(101), 38-46.
- Tapiador, F. J., y Casanova, J. L. (2001). Aplicaciones de la fusión de datos en la ordenación territorial. Conferencia llevada a cabo en el *IX Congreso Nacional de Teledetección: Teledetección, Medio Ambiente y Cambio Global*. 19 al 21 de septiembre, Lérida, Cataluña, España.
- Tarazona Coronel, Y. (2015). *Predicción de tierras degradadas a partir del análisis de series temporales del índice mejorado de vegetación y temperatura de superficie de suelo mediante imágenes Modis-caso estudio Piura* (tesis de grado). Ingeniería en Geografía, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, Lima, Perú.
- TecnoAgro (2015). *TecnoAgro Informa. Boletín Informativo N° 72*. 5 p. Recuperado de: www.tecnoagro.com.ar.
- Tempfli, K., Kerle, N., Huurneman, G. C., y Janssen, L. L. (2009). *Principles of remote sensing. An introductory textbook*. 591 p. The Netherlands: The International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation.
- Terán, O., Quintero N., Ablan M., y Alvarez J. (2010). Multiagent-Based socila simulation: The case of the Caparo forest Reserve, Venezuela. *Interciencia*, 35(9), 696 703.
- Teubal, M. (2003). Soja transgénica y crisis del modelo agroalimentario argentino. *Realidad Económica*, 196, 52-74.
- Teubal, M. (2009). Expansión de la soja transgénica en Argentina. En M. Pérez (Comp.), *Promesas y peligros de la liberalización del comercio agrícola: Lecciones desde América Latina* (pp. 73-90). La Paz, Bolivia: AIPE (Asociación de Instituciones de Promoción y Educación)-GDAE (Global Development And Environment Institute).
- Tilman, D. (1999). Global environmental impacts of agriculture expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Science*, 96, 5995-6000.
- 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.

- Tommasino, H., García Ferreira, R., Marzaroli, J., y Gutiérrez, R. (2012). Indicadores de sustentabilidad para la producción lechera familiar en Uruguay: análisis de tres casos. *Agrociencia Uruguay*, 16(1), 166-176.
- Tonello, M. S., y Prieto, A. R. (2009). Pastizales pampeanos: unidades de vegetación natural potencial y su relación con el espectro polínico actual. *Quaternário do rio grande do sul: integrando conhecimentos. Monografias da sociedade brasileira de paleontologia*, 95-105.
- TOPPS (Train the Operators to prevent Pollution from Point Sources). (2008). *Buenas prácticas, mejor protección del agua. Limpieza del pulverizador*. 15 p. Proyecto de la Unión Europea y ECPA (Asociación Europea para la Protección de los Cultivos). Recuperado de: http://www.topps-life.org/uploads/8/0/0/3/8003583/flye_es.pdf.
- Trigo, E. J. (2016). *Veinte años de cultivos genéticamente modificados en la agricultura argentina*. 44 p. Buenos Aires, Argentina: ArgenBio (Consejo Argentino para la Información y el Desarrollo de la Biotecnología).
- Tsakoumagkos, P. (2009). *Tecnología y pequeña producción agropecuaria en la Argentina: una caracterización basada en el censo nacional agropecuario 2002 y en estudios de caso*. 304 p. Buenos Aires, Argentina: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.
- Turner, B. L., Meyer, W. B., y Skole, D. L. (1994). Global land-use/land-cover change: towards an integrated study. *Ambio. Stockholm*, 23(1), 91-95.
- Urcola, H. A., de Sartre, X. A., Veiga Jr, I., Elverdin, J., y Albaladejo, C. (2015). Land tenancy, soybean, actors and transformations in the pampas: A district balance. *Journal of Rural Studies*, 39, 32-40.
- Uriarte González, A., Vicent García, J. M., Chapa Brunet, M. T., Mayoral Herrera, V., Pereira Sieso, J., y Cabrera Díez, A. (2008). Elaboración de mapas de usos potenciales del suelo a partir de datos de teledetección para estudios de arqueología del paisaje: las sociedades protohistóricas en el valle del Guadiana Menor (Andalucía oriental). Conferencia llevada a cabo en el VII Congreso Iberoamericano de Arqueometría. 8 al 10 de octubre, Madrid, España.
- USGS (United States Geological Survey, Servicio Geológico de los Estados Unidos). (2020). *Landsat Satellite Missions*. Recuperado de: <https://www.usgs.gov/media/images/landsat-missions-timeline>.
- Vaezi, A. R., Bahrami, H., Sadeghi, S. H., y Mahdian, M. H. (2008). Evaluating Erosivity Indices of the USLE, MUSLE, RUSLE and USLE-M Models in Soils of a Semi-Arid Region in Northwest of Iran. *Iranian journal of watershed management science and engineering*, 2(4), 25-37.
- Valentin, C., Poesen, J., y Li, Y. (2005). Gully erosion: Impacts, factors and control. *Catena*, 63, 132-153.
- Vandermeer, J. (1989). *The ecology of intercropping*. 237 p. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- van der Velde, M., Folberth, C., Balkovič, J., Ciaïș, P., Fritz, S., Janssens, I., ... y Peñuelas, J. (2014). African crop yield reductions due to increasingly unbalanced Nitrogen and Phosphorus consumption. *Global Change Biology*, 20(4), 1278-1288.
- van Dijk, K., Lesschen, J., y Oenema, O. (2016). Phosphorus flows and balances of the European Union Member States. *Science of the Total Environment*, 542, 1078-1093.

- van Gessel M. (1997). *Sprayer clean out Guidelines. Reducing crop injury due to herbicide contamination*. Delaware, USA: Universidad de Delaware.
- van Leeuwen, M. M., van Middelaar, C. E., Oenema, J., van Dam, J. C., Stoorvogel, J. J., Stoof, C. R., y de Boer, I. J. (2019). The relevance of spatial scales in nutrient balances on dairy farms. *Agriculture, ecosystems and environment*, 269, 125-139.
- Vazquez, P. (2004). *Comparación temporal de dos modalidades de producción en una estancia del sudeste pampeano (Tandil, Argentina)* (tesis de grado). Licenciatura en Diagnóstico y Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil, Argentina.
- Vazquez, P. (2013). Comparación de índices de estrés hídrico, a partir de información captada por el sensor MODIS, en la región pampeana argentina. *Cuadernos Geográficos*, 52(1), 46-68.
- Vazquez, P., y Kristensen, J. (2010). Balances de nutrientes (N y P) de un agroecosistema bajo diferentes manejos agropecuarios (Buenos Aires, Argentina). *V Congreso Iberoamericano de Ambiente y Calidad de Vida y 6º Congreso de Ambiente y Calidad de Vida*. 27 de septiembre al 1 de octubre, Catamarca, Argentina.
- Vazquez, P., y Zulaica, L. (2011). Cambios en el uso de la tierra del partido de Tandil y principales impactos ambientales. *Revista Párrafos geográficos*, 10(2), 242-267.
- Vazquez, P., y Zulaica, L. (2012). Transformaciones agroproductivas e indicadores de sustentabilidad en el partido de Tandil (provincia de Buenos Aires), durante los períodos 1988-2002 y 2002-2010. *Campo-Territorio, Revista de Geografía Agraria*, 7(13), 5-39.
- Vazquez, P., y Zulaica, L. (2013). Intensificación agrícola y pérdida de servicios ambientales en el partido de Azul (Provincia de Buenos Aires) entre 2002-2011. *Sociedade & Natureza*, 25, (3), 543-556.
- Vazquez, P., Sacido, M., y Zulaica, L. (2012a). Transformaciones agroproductivas e indicadores de sustentabilidad en la Cuenca del río Quequén Grande (provincia de Buenos Aires, Argentina), durante los períodos 1988-1998 y 1998-2008. *Cuadernos Geográficos*, (50), 119-146.
- Vazquez, P., Sacido, M., y Zulaica, L. (2012b). Técnicas de análisis para el ordenamiento territorial de cuencas agropecuarias: aplicaciones en la Pampa Austral, Argentina. *Scripta Nova*, 16(392).
- Vazquez, P., Sacido, M., y Zulaica, L. (2012c). Problemáticas ecológicas del proceso de agriculturización en la Cuenca del río Quequén Grande (período 1988 2008). *X Jornadas Nacionales de Geografía Física*. 19 al 21 de abril, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.
- 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.
- Vazquez, P., Zulaica, L., y Benavidez, B. (2017b). Agriculturización e impactos ambientales en el partido de Necochea, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Raega-O Espaço Geográfico em Análise*, 39, 202-218.
- Vazquez, P., Zulaica, L., y Ferreyra, M. V. (2014b). Expansión agrícola e impactos territoriales en la Cuenca Superior del Arroyo Langueyú (Partido de Tandil, provincia de Buenos Aires, Argentina). *Geografía em Questão*, 7(01), 177-202.

- Vazquez, P., Zulaica, L., y Requesens, E. (2016). Análisis ambiental de los cambios en el uso de las tierras en el partido de Azul (Buenos Aires, Argentina). *AgriScientia*, 33(1), 15-26.
- Vazquez, P.; Zulaica, L., y Sacido, M. (2014a). Indicadores de sustentabilidad en las unidades agroecológicas de la Cuenca del río Quequén Grande (Argentina). *Campo-Territorio, Revista de Geografía Agraria*, 9, 118-148.
- Vazquez, P., Zulaica, L., y Sequeira, N. D. (2017a). Tasas de cambio de uso del suelo y agriculturización en el partido de Lobería, Argentina. *Ciencias Agronómicas. Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias UNR*, 17(29), 028-036.
- Vazquez, P., Zulaica, L., y Somoza, A. (2019c). Tasas de cambio de uso del suelo y agriculturización en el partido de Tandil, Argentina. *Geoambiente on-line*, (34), 66-86.
- Vazquez, P., Zulaica, L., Sequeira, N. D., y Daga, D. Y. (2019a). 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.
- Vazquez, P., Zulaica, L., Mikkelsen, C., Somoza, A., y Sacido, M. (2018). Zonificación ecológica y expansión agropecuaria en el partido de Tres Arroyos: un estudio de caso en la región pampeana argentina. *V Jornadas Nacionales de Investigación en Geografía Argentina y XI Jornadas de Investigación y Extensión del Centro de Investigaciones Geográficas*. 16 al 19 de mayo, Tandil, Buenos Aires, Argentina.
- Vazquez, P., Ruiz Gonzales, D., Zulaica, L., Sequeira, N. D., y Daga, D. (2019b). Paisajes Agroproductivos y Sustentabilidad Agrícola en un Partido de la Región Pampeana Austral: Análisis de las Transformaciones del Territorio Rural entre 2002 y 2015. *I Congreso Argentino de Agroecología*. 18 al 20 de septiembre, Luján de Cuyo, Mendoza, Argentina.
- Vázquez Moreno, L. (2011). La cerca viva perimetral de la finca como práctica agroecológica en el manejo de plagas. En: L. Vázquez Moreno (Ed.), *Manual para la adopción del manejo agroecológico de plagas en fincas de la agricultura suburbana* (pp. 69-83). La Habana, Cuba: Instituto de Investigaciones de Sanidad Vegetal.
- Velázquez, A., Mas, J. F., Díaz Gallegos, J., Saucedo, R., Alcántara, P., Castro R., y Palacio, J. L. (2002). Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta ecológica*, 62, 21-37.
- Veneciano, J. H., y Frigerio, K. (2003). Exportación de macronutrientes en sistemas extensivos de San Luis. *INPOFOS. Informaciones Agronómicas del Cono Sur*, 17, 17-22.
- Venturino, A., Masiá, G., y Cid, R. (2016). *Evaluación de distintas alternativas de limpieza de equipos aplicadores a los efectos de eliminar residuos de herbicida diclosulam*. Recuperado de: [http://www.lares-srl.com/wp-content/uploads/2016/02/evaluaci%
c3%93n-de-distintas-alternativas-de-limpieza-de-equipos-aplicadores-a-los-efectos-de-eliminar-residuos-de-herbicida-diclosulam.pdf](http://www.lares-srl.com/wp-content/uploads/2016/02/evaluaci%c3%93n-de-distintas-alternativas-de-limpieza-de-equipos-aplicadores-a-los-efectos-de-eliminar-residuos-de-herbicida-diclosulam.pdf)
- Verde, S. (2012). Inclusión de cultivos de cobertura en la rotación: experiencia de un productor. En C. Álvarez, A. Quiroga, D. Santos y M. Bodrero (Eds.), *Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción* (pp. 165-171). La Pampa, Argentina: Ediciones INTA.
- Viglizzo, E. (2003). Manual AGRO-ECO-INDEX. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.

- Viglizzo, E. (2007). Desafíos y oportunidades de la expansión agrícola en Argentina. En U. Martínez Ortiz (Ed.), *Producción Agropecuaria y Medio Ambiente. Propuestas Compartidas para su Sustentabilidad* (pp.12-42). Buenos Aires, Argentina: Fundación Vida Silvestre.
- Viglizzo, E., y Jobbágy, E. (Eds.) (2010). *Expansión de la frontera agropecuaria en argentina y su impacto ecológico ambiental*. 102 p. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Viglizzo, E. Frank, F., y Carreño, L. (2006a). Situación ambiental en las ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. En A. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina* (pp. 263-278). Buenos Aires, Argentina: Fundación Vida Silvestre.
- Viglizzo, E., Pordomingo, A., Castro, M., y Lértora, F. (2003). Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the Pampas of Argentina. *Environmental monitoring and assessment*, 87(2), 169-195.
- Viglizzo, E., Frank, F., Bernardos, J., Buschiazzi, D., y Cabo, S. (2006b). A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the Pampas of Argentina. *Environmental monitoring and assessment*, 117(1-3), 109-134.
- Viglizzo, E., Frank, F., Carreño L.V., Jobbágy, E., Pereyra, E., Clatt, J., ... y Ricard, F. (2011). Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global change biology*, 17(2), 959-973.
- Vílchez, J. G. (2000). *Introducción a los sistemas de información geoespacial*. 203 p. Mérida, Venezuela: Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico, Universidad de los Andes, Talleres Gráficos Universitarios.
- Villalba, A. (2009). Resistencia a herbicidas. Glifosato. *Ciencia, docencia y tecnología*, 20(39), 169-186.
- Villaverde, R., y Domínguez Daguer, D. (2013). Extensión forestal en una región... ¿no forestal? *Producción forestal*, (6), 21-23.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., y Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277, 494-499.
- Voisin, A. I., Novillo, B. V., Adriana, C., Rodolfo, B., Andrea, P., y Silvina, G. (2016). Extracción y balance de nutrientes para trigo y distintas secuencias de cultivos en el área de influencia de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, UNLP. *VIII Congreso Nacional de Trigo, VI Simposio de Cereales de siembra Otoño-Invernal y II Reunión del Mercosur*. 14 al 16 de septiembre, Pergamino, Buenos Aires, Argentina.
- Volante, J., Mosciaro, J., Poclava, M. M., Vale, L., Castrillo, S., Sawchik, J., ... y Trujillo, R. (2015). Expansión agrícola en Argentina, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Chile entre 2000-2010. Caracterización espacial mediante series temporales de índices de vegetación. *RIA. Revista de investigaciones agropecuarias*, 41(2), 179-191.
- Vozmediano Sanz, L., y San Juan Guillén, C. (2006). Empleo de Sistemas de Información Geográfica en el estudio del Miedo al Delito. *Revista Española de Investigación Criminológica*, 4, 1-11.
- Wander, M. M., y Traina, S. J. (1996). Organic fractions from organically and conventionally managed soils: I. Carbon and nitrogen distribution. *Soil Science Society of American Journal*, 60(4), 1081-1087.

- Wang, X., Feng, A., Wang, Q., Wu, C., Liu, Z., Ma, Z., y Wei, X. (2014). Spatial variability of the nutrient balance and related NPSP risk analysis for agro-ecosystems in China in 2010. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 193, 42-52.
- WCED (World Commission on Environment and Development, Comisión Mundial de Medio Ambiente y Desarrollo) (1987). *Our common future*. 74 p. Oxford, Inglaterra: Oxford University Press.
- Weyland, F., Poggio, S. L., y Ghera, C. M. (2008) Agricultura y biodiversidad. *Ciencia Hoy*, 106:27-35.
- Weng, Q., y Wei, Y. D. (2003). Land use and land cover changes in China under reform and globalization. *Asian Geographer*, 22(1-2), 1-3.
- Willington, E., Nolasco, M., y Bocco, M. (2013). Clasificación supervisada de suelos de uso agrícola en la zona central de Córdoba (Argentina): comparación de distintos algoritmos sobre imágenes Landsat. *V Congreso Argentino de AgroInformática*. 16 al 20 de septiembre, Córdoba, Argentina.
- Winograd, M. (1995). *Indicadores ambientales para Latinoamérica y el Caribe: hacia la sustentabilidad en el uso de tierras*. 84 p. San José, Costa Rica: IICA (Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura).
- Wischmeier, W. H., y Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning*. 62 p. Maryland, USA: Science and Education Administration, USDA.
- Yiansens, A., Cáceres, J. M., y Martínez, F. (2012). *El sector agrícola: costos de una rotación de cultivos para campos agrícolas con índice coneat mayor a 150* (tesis de grado). Contador Público, Facultad de Ciencias Económicas y de Administración, Universidad de la República, Uruguay.
- Zarrilli, A. (2010). ¿Una agriculturización insostenible? La provincia del Chaco, Argentina (1980-2008). *Historia Agraria*, 51, 143-176.
- Zarrilli, A. (2016). Ambiente, producción y mercado. El impacto transformador en una economía periférica, el Gran Chaco Argentino en el siglo XX. *Areas. Revista Internacional de Ciencias Sociales*, (35), 121-139.
- Zazo, F., Flores, C., y Sarandón, S. (2011). El “costo oculto” del deterioro del suelo durante el proceso de “sojización” en el Partido de Arrecifes, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 6(3), 3-20.
- Zonneveld, I. S. (1989). The land unit, a fundamental concept in landscape ecology, and its applications. *Landscape Ecology*, 3(2), 67-86.
- Zulaica, L. (2008). Sistemas ambientales de la cuenca superior del arroyo Langueyú (partido de Tandil, Argentina). *Investigaciones Geográficas*, (45), 251-269.
- Zulaica, L., Vazquez, P., y Daga, D. (2018). Estimación de la erosión actual y potencial de suelos destinados a actividades hortícolas en el periurbano de Mar del Plata. Conferencia llevada a cabo en las *V Jornadas Nacionales de Investigación en Geografía Argentina y XI Jornadas de Investigación y Extensión del Centro de Investigaciones Geográficas*. 16 al 19 de mayo, Tandil, Buenos Aires, Argentina.

ANEXOS

I. Imágenes correspondientes a las diversas Unidades ecológicas del partido

Figura I. Imágenes representativas de la UEc1: Sierras



Figura II. Imágenes representativas de la UEc2: Llanura periserrana y ondulada

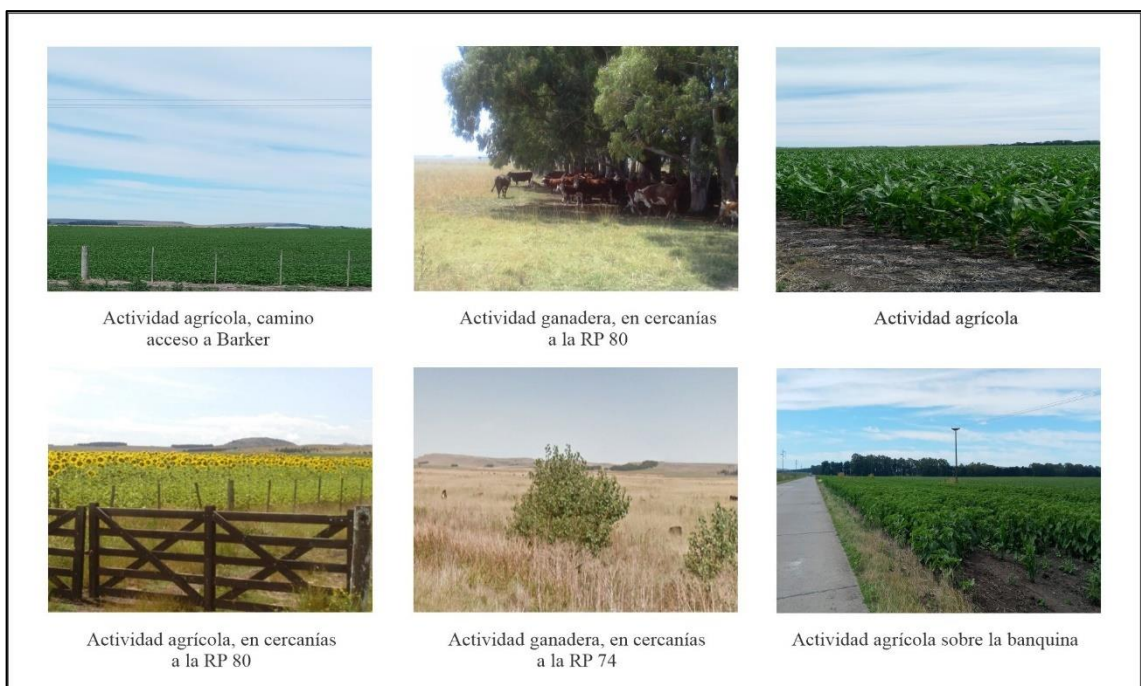


Figura III. Imágenes representativas de la UEc3: Llanura ondulada, suavemente ondulada y deprimida



Figura IV. Imágenes representativas de la UEc4: Llanura deprimida



Figura V. Imágenes representativas de la UEc5: Llanura deprimida con cursos de agua y áreas inundables



II.

Tabla I. Puntos GPS

Localización (GPS)	Campañas		
	1989/90	2002/03	2014/15
UEc1			
37°39'3.64"S 59°15'16.89"W	Agricultura (cultivable)	Agricultura (cultivada)	Agricultura (cultivada)
37°38'1.28"S 59°15'17.48"W	Ganadería	Ganadería	Ganadería
37°36'56.60"S 59°16'50.49"W	Agricultura (cultivada)	Agricultura (cultivada)	Agricultura (cultivable)
37°34'33.04"S 59°38'2.98"W	Ganadería	Ganadería	Ganadería
37°27'38.82"S 59°46'16.03"W	Ganadería	Ganadería	Ganadería
37°28'27.92"S 59°46'16.92"W	Ganadería	Ganadería	Agricultura (cultivable)
37°37'11.98"S 59°20'15.11"W	Ganadería	Agricultura (cultivada)	Agricultura (cultivada)
37°40'24.49"S 59°16'31.16"W	Agricultura (cultivada)	Agricultura (cultivada)	Agricultura (cultivable)
37°34'22.04"S 59°19'51.17"W	Ganadería	Agricultura (cultivable)	Agricultura (cultivada)
37°37'26.85"S 59°29'27.50"W	Ganadería	Ganadería	Agricultura (cultivable)

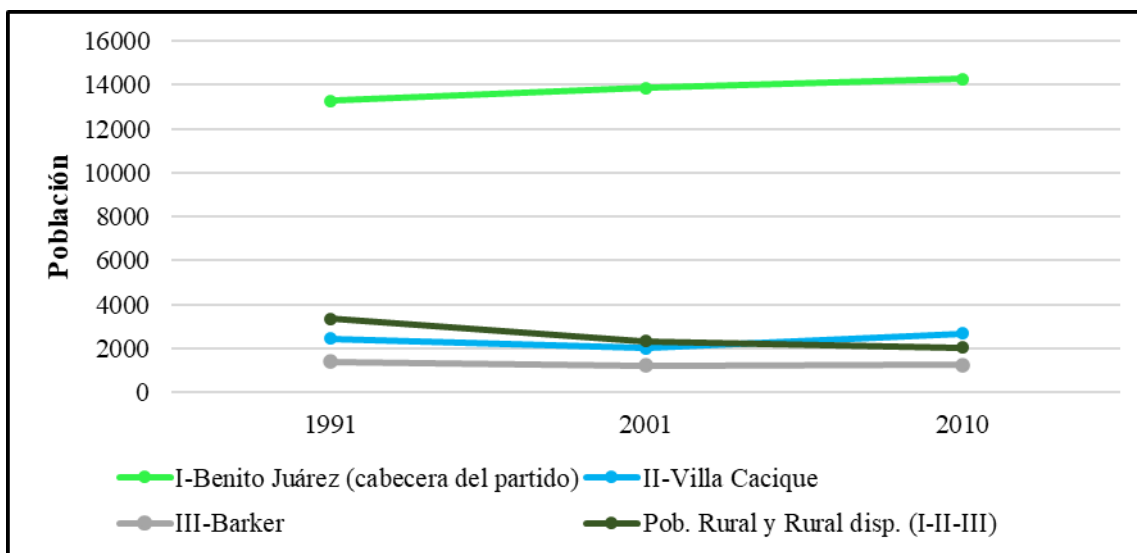
UEc2			
37°38'22.87"S, 59°23'25.07"W	Área urbana (Barker)	Área urbana (Barker)	Área urbana (Barker)
37°40'13.92"S, 59°23'59.83"W	Área urbana (Villa Cacique)	Área urbana (Villa Cacique)	Área urbana (Villa Cacique)
37°19'37.57"S 59°41'34.04"W	Ganadería	Agricultura (cultivada)	Agricultura (cultivada)
37°26'2.67"S 59°34'28.71"W	Ganadería	Agricultura (cultivada)	Agricultura (cultivable)
37°16'4.12"S 59°46'25.91"W	Ganadería	Agricultura (cultivada)	Agricultura (cultivable)
37°31'0.65"S 59°47'56.88"W	Ganadería	Ganadería	Ganadería
37°43'57.06"S 59°21'19.63"W	Ganadería	Agricultura (cultivable)	Agricultura (cultivable)
37°34'40.04"S 59°36'22.11"W	Ganadería	Agricultura (cultivable)	Agricultura (cultivable)
37°38'28.25"S 59°31'54.72"W	Ganadería	Ganadería	Agricultura (cultivable)
37°35'34.14"S 59°22'11.84"W	Agricultura (cultivada)	Agricultura (cultivable)	Agricultura (cultivable)
UEc3			
37°33'8.17"S, 59°37'40.12"W	Área urbana (Estación López)	Área urbana (Estación López)	Área urbana (Estación López)
37°21'59.01"S, 59°45'45.77"W	Área urbana (Tedín Uriburu)	Área urbana (Tedín Uriburu)	Área urbana (Tedín Uriburu)
37°20'1.90"S, 60° 6'41.26"W	Cuerpo de agua (laguna La Barrancosa)	Cuerpo de agua (laguna La Barrancosa)	Cuerpo de agua (laguna La Barrancosa)
37°24'18.63"S, 59°47'38.15"W	Cuerpo de agua (laguna La Salada)	Cuerpo de agua (laguna La Salada)	Cuerpo de agua (laguna La Salada)
37°24'41.19"S, 59°49'4.09"W	Cuerpo de agua (laguna El Chifle)	Cuerpo de agua (laguna El Chifle)	Cuerpo de agua (laguna El Chifle)
37°27'11"S, 60°8'9,98"W	Ganadería	Ganadería	Agricultura (cultivada)
37°29'20.00"S, 60° 8'16.47"W	Ganadería	Ganadería	Ganadería
37°33'41.41"S 60° 7'46.95"W	Ganadería	Ganadería	Agricultura (cultivada)
37°27'31.14"S 59°35'0.49"W	Ganadería	Agricultura (cultivable)	Agricultura (cultivada)
37°32'55.30"S 59°25'26.24"W	Ganadería	Agricultura (cultivada)	Agricultura (cultivable)
UEc4			
37°43'16.32"S, 60°14'7.65"W	Cuerpo de agua (laguna La Golondrina)	Cuerpo de agua (laguna La Golondrina)	Cuerpo de agua (laguna La Golondrina)
37°55'19.98"S, 59°34'52.02"W	Ganadería	Ganadería	Ganadería
37°47'32.68"S, 59°43'55.10"W	Ganadería	Ganadería	Agricultura (cultivable)

37°44'0.37"S, 59°47'45.17"W	Ganadería	Ganadería	Agricultura (cultivable)
37°52'38.94"S, 59°38'42.61"W	Ganadería	Ganadería	Ganadería
37°46'57.91"S 59°53'36.57"W	Ganadería	Agricultura (cultivable)	Agricultura (cultivable)
37°42'31.45"S 60°18'14.20"W	Ganadería	Agricultura (cultivable)	Agricultura (cultivable)
37°45'17.85"S 60°20'30.68"W	Ganadería	Agricultura (cultivada)	Agricultura (cultivable)
37°43'11.08"S 60°19'38.71"W	Ganadería	Ganadería	Agricultura (cultivable)
37°45'39.59"S 60°20'9.81"W	Agricultura (cultivada)	Agricultura (cultivada)	Agricultura (cultivada)
UEc5			
37°40'29.80"S, 59°48'27.99"W	Área urbana (Benito Juárez)	Área urbana (Benito Juárez)	Área urbana (Benito Juárez)
37°37'45.28"S, 59°52'28.21"W	Cuerpo de agua (laguna San Antonio)	Cuerpo de agua (laguna San Antonio)	Cuerpo de agua (laguna San Antonio)
37°54'24.55"S 59°42'3.61"W	Ganadería	Agricultura (cultivable)	Agricultura (cultivable)
37°42'11.41"S 60°17'57.34"W	Agricultura (cultivada)	Agricultura (cultivable)	Agricultura (cultivable)
37°45'30.42"S, 59°57'10.46"W	Ganadería	Ganadería	Ganadería
37°37'6.61"S, 59°54' 14.56"W	Ganadería	Ganadería	Ganadería
37°30'10.52"S 59°46'19.19"W	Ganadería	Agricultura (cultivable)	Agricultura (cultivada)
37°46'57.80"S 59°59'53.00"W	Ganadería	Agricultura (cultivada)	Agricultura (cultivable)
37°35'15.26"S 59°29'44.66"W	Ganadería	Agricultura (cultivada)	Agricultura (cultivada)
37°44'34.57"S 59°22'17.80"W	Ganadería	Agricultura (cultivable)	Agricultura (cultivable)

Fuente: Elaboración personal.

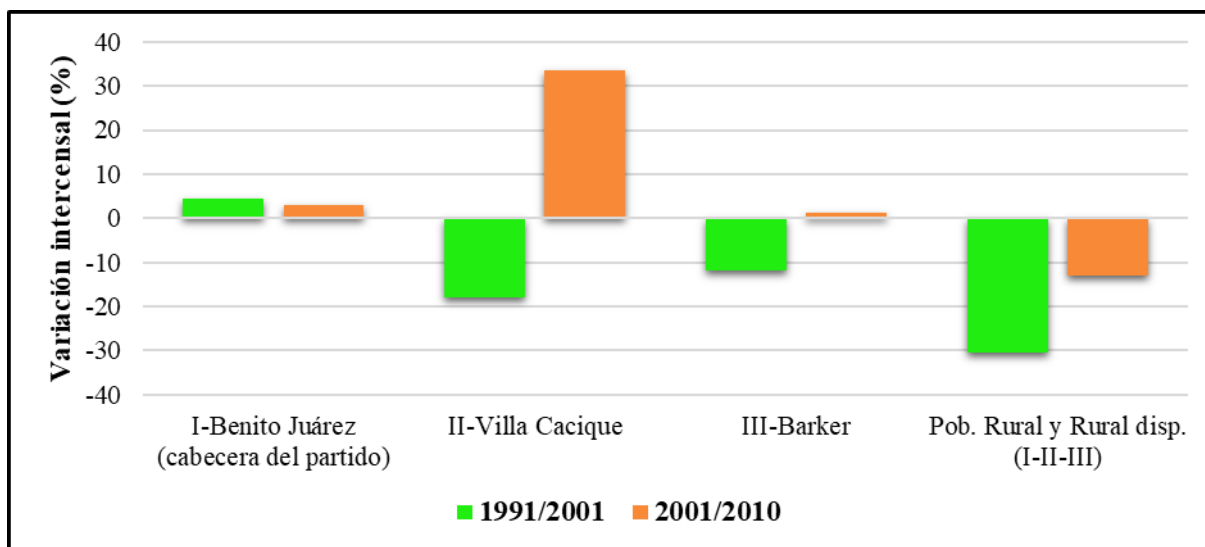
III. Datos complementarios acerca de las transformaciones en el uso urbano y cuerpos de agua superficial

Figura VI. Variación de la población del partido



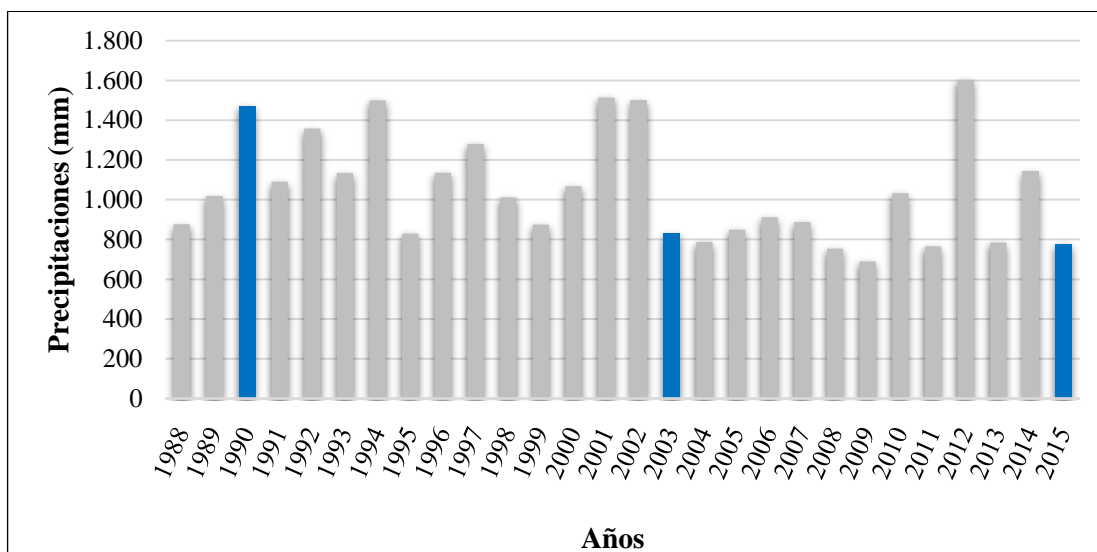
Referencias: *Población*: habitantes en miles; *Pob. Rural y Rural disp.*: población Rural y Rural dispersa.
Fuente: Elaboración personal en base datos del INDEC (1991, 2001, 2010) e INTA Benito Juárez.

Figura VII. Variación de la población del partido entre censos



Fuente: Elaboración personal en base a datos del INDEC (1991, 2001 y 2010) e INTA Benito Juárez.

Figura VIII. Valores de precipitación anual del partido de Benito Juárez en los años evaluados



Fuente: Elaboración personal en base a datos de SMN e INTA Benito Juárez.

IV. Modelo de planillas utilizadas para las entrevistas

Historia agroproductiva						
Establecimiento:						
Ubicación	X:			Y:		
Actividad productiva	Campaña 1989/90		Campaña 2002/03		Campaña 2014/15	
	A <input type="checkbox"/>	G <input type="checkbox"/>	A <input type="checkbox"/>	G <input type="checkbox"/>	A <input type="checkbox"/>	G <input type="checkbox"/>

Factor P*	
¿Desarrolla alguna práctica conservacionista del suelo? Si <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/>	¿Cuál?
EGA**	
¿Qué estrategias recomendaría para alcanzar producciones más sustentables?	

* Consulta a productores. **Consulta a técnicos de INTA y asesores.

V. Información sobre plaguicidas con elevada peligrosidad

DDT

Desde la década de 1970, más de 38 países adoptaron medidas de control para prohibir o restringir severamente el uso del DDT. A partir de ello, este insecticida organoclorado se encuentra completamente prohibido en 26 países, mientras que otros 12 establecieron severas restricciones. Entre las razones de esta medida, se destaca que el DDT posee propiedades que le brindan la capacidad de ser persistente (sobre todo en climas templados), y de biomagnificarse (propagar sucesivamente su bioconcentración) dentro de la cadena trófica, ocasionando efectos negativos de significancia en distintos tipos de aves y peces. Esto, sumado a la exposición y acumulación de residuos en el ser humano y a la oncogenicidad (capacidad de formar tumores) potencial que presenta el producto, ha contribuido a suscitar inquietudes respecto a sus impactos sobre la salud. Además, también ha sido motivo de inquietud la contaminación ambiental general a largo plazo, con incertidumbre acerca de las posibles consecuencias perjudiciales para la salud humana y el ambiente, debido a exposiciones crónicas a través del agua, los alimentos y otras fuentes (FAO, 1991b).

En los Estados Unidos, fue oficialmente prohibido por la EPA en el año 1972, en base a sus efectos ambientales adversos sobre la vida silvestre y a sus implicancias negativas sobre

diversas especies animales, al considerarlo un “producto químico con gran potencial carcinógeno y efectos negativos sobre la capacidad reproductiva”; lo cual, según los estándares de esta agencia, podría replicarse en los seres humanos (EPA, 1999).

Por otra parte, el DDT conforma, desde 1985, parte de la denominada **Docena Sucia** establecida por la PAN (Pesticides Action Network; Red de Acción en Plaguicidas); la cual hace referencia a los doce plaguicidas más peligrosos a nivel mundial.

No obstante, si bien en aquellos países donde se ha ordenado el cese de su utilización se han prohibido todo tipo de usos (particularmente aquellos al aire libre y en la actividad agrícola); en los casos donde solo se presenta como restringido, se permite un empleo muy limitado, asociado a motivos de salud pública (FAO, 1991b). Así, en septiembre de 2006, la OMS declaró su apoyo al uso de DDT en interiores en países africanos, donde la malaria sigue siendo un problema de salud importante; refiriendo que los beneficios del plaguicida superan los riesgos para la salud y el medio ambiente (EPA, 2020a).

Respecto a lo ocurrido en Argentina, el DDT se encuentra prohibido para la sanidad animal (bovinos y porcinos), a partir del Decreto 2143/68; para la salud pública, desde la resolución 133/91; y para la sanidad vegetal, a partir del Decreto 2121/90. Asimismo, mediante la Disposición 7292/98 de la ANMAT (Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica), se prohibió totalmente su utilización en la formulación de insecticidas domisanitarios, los cuales son definidos como aquellas sustancias o preparaciones destinadas a la limpieza, lavado, odorización, desodorización, higienización, desinfección o desinfestación, para su utilización en el hogar, y/o ambientes colectivos públicos y/o privados.

Clorpirifós

En noviembre del año 2016, la EPA publicó un informe titulado **Revised Human Health Risk Assessment on Chlorpyrifos** (Evaluación revisada del riesgo del clorpirifós en la salud humana), el cual afirmó que no existe la posibilidad de llevar a cabo un uso seguro de este plaguicida. Entre los resultados alcanzados, se concluyó que **todos los alimentos expuestos al clorpirifós exceden los niveles de seguridad, siendo los niños de entre unos y dos años los más vulnerables, soportando niveles 140 veces más elevados de los que la EPA considera seguros; no existe ningún nivel seguro de clorpirifós en el agua potable; la pulverización con este plaguicida alcanza altos niveles de contaminación, incluso a 1.000 m del sitio aplicado; en escuelas y hogares en zonas agrícolas, la cantidad de clorpirifós**

en el aire alcanza niveles insalubres; los trabajadores que mezclan y aplican clorpirifós están expuestos a niveles peligrosos del pesticida, incluso con el máximo equipo de protección personal y controles de ingeniería y que aunque se permite el reingreso al lote entre uno y cinco días después de la aplicación, las exposiciones peligrosas al clorpirifós continúan durante un promedio de 18 días después (EPA, 2016).

Si bien algunos países como Alemania, Dinamarca, Eslovenia, Finlandia, Irlanda, Letonia, Lituania y Suecia ya habían prohibido la utilización de este producto (EFSA, 2019); las últimas normativas indican que los Estados miembros de la Unión Europea debían retirar las autorizaciones de los fitosanitarios que contengan clorpirifós o metil clorpirifós, antes del 16 de febrero del 2020. No obstante, podían optar a un período de gracia que expiraba el 16 de abril del mismo año, por lo que, finalmente, a partir de junio de 2020 no se podía comercializar dentro de la Unión Europea ningún producto que contenga estos elementos (EU, 2019; 2020)

En cuanto a la Argentina, según el artículo 5° de la Resolución 456/2009 del Ministerio de Salud de la Nación, quedaba totalmente prohibida la importación, producción, comercialización y uso del principio activo clorpirifós en formulaciones de productos domisanitarios, con excepción de cebos con cierre a prueba de niños. Sumado a esto, la ANMAT (en su Disposición 3145/2009), establece que **el principio activo clorpirifós, insecticida organofosforado, inhibidor de la colinesterasa, actúa sobre el sistema nervioso de los seres humanos, pudiendo provocar problemas en él y déficits en la función cognitiva, además de otra sintomatología comprobada; que el clorpirifós puede producir neuropatía retardada por inhibición de la estearasa diana de neuropatía (NTE), como consecuencia de exposiciones agudas o crónicas; que la EPA ha demostrado que la exposición a bajas concentraciones de clorpirifós puede interferir en el desarrollo del sistema nervioso de los mamíferos y que existe relación entre la exposición al clorpirifós y el bajo peso y cabeza de tamaño reducido en los recién nacidos; que la EPA canceló todos los registros de productos que contengan clorpirifós para uso residencial, exceptuando los cebos matacucarachas con cierre a prueba de niños y que la ANVISA (Agencia Nacional de Vigilancia Alimentaria de Brasil) adoptó las mismas medidas que la EPA. Por ello, establece en su artículo 1° que queda prohibido el uso del principio activo clorpirifós en formulaciones de productos desinfectantes domisanitarios, a excepción de cebos matacucarachas contenidos en porta cebos que**

posean cierre a prueba de niños, el cual deberá estar certificado por ensayo realizado por un organismo oficial competente.

Paraquat

Según la principal empresa responsable de su fabricación, el paraquat (bajo su denominación comercial Gramoxone®) llegó a ser el segundo producto agroquímico más vendido del mundo.

La OMS lo describe como **el único herbicida altamente tóxico de los años de posguerra**, y lo considera peligroso. Resulta tóxico para un gran número de especies y, con relación al ser humano, el envenenamiento con este producto genera un problema serio, derivando en varias oportunidades en casos fatales. La ingestión de pequeñas cantidades del líquido concentrado puede causar edema pulmonar, insuficiencia cardíaca, renal y del hígado, además de convulsiones (ya que el sistema nervioso central se ve afectado). El mayor nivel de riesgo de accidentes serios o fatales se registra cuando los trabajadores llevan a cabo la mezcla o preparan la carga y entran en contacto con el plaguicida concentrado. No obstante, también se han reportado casos de accidentes fatales a causa del contacto prolongado con el rocío del paraquat diluido durante su aplicación. Asimismo, las condiciones en que se utiliza dicha sustancia en muchos países en desarrollo dificultan que puedan seguirse al pie de la letra las instrucciones y recomendaciones de la etiqueta; a lo cual se suma que el arrastre o deriva de su aplicación (parte del rociado llevado por el viento en la aplicación aérea) también genera problemas sobre la salud y el ambiente (Madeley, 2003).

La base para su prohibición radica principalmente en su toxicidad aguda, la inexistencia de un antídoto y las preocupaciones sobre sus efectos en el ambiente. Consecuentemente, en varios países como Alemania, Austria, Dinamarca, Eslovenia, Finlandia, Noruega, Suecia y Suiza se encuentra prohibido; mientras que, en otros como Bangladesh, Chile, Estados Unidos, Filipinas, Hungría, Israel, Nueva Zelanda y Uruguay, se halla severamente restringido (OLCA, 1998; Madeley, 2003).

Según la EPA, el paraquat **presenta riesgos para mamíferos, aves, invertebrados terrestres, plantas terrestres y algas; es de alta toxicidad para los seres humanos y un pequeño sorbo puede resultar letal**. Pese a esto, la agencia destaca que la mayor causa de muertes asociadas al producto desde el año 2000, se debió a su transferencia ilegal hacia otros envases que luego fueron bebidos por accidente. Si bien se informa que se presentan grandes

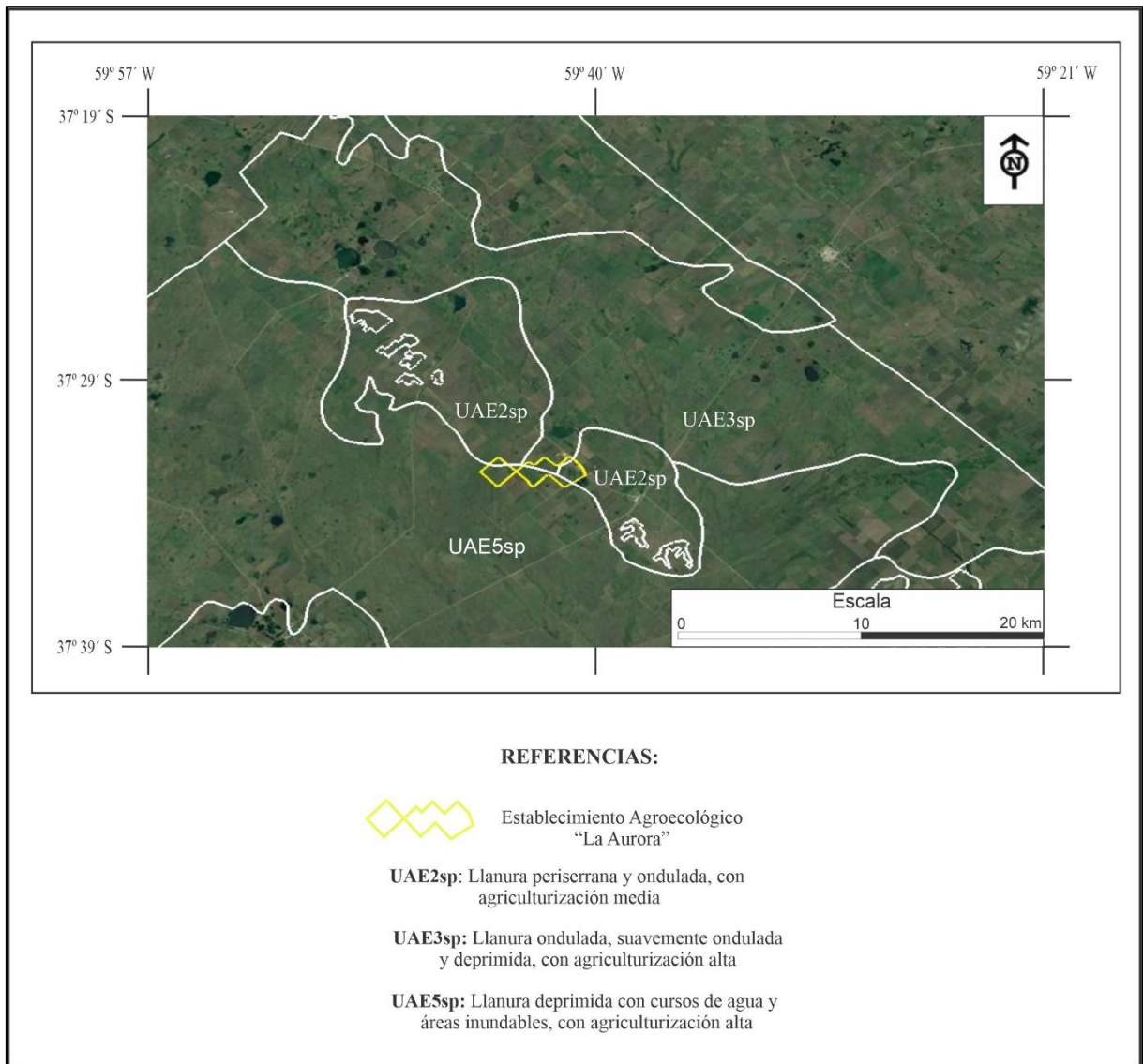
riesgos potenciales referidos a la aplicación del producto o al reingreso a los lotes ya tratados, como así también debido a la deriva, se reafirma que estos disminuyen en gran medida cuando se siguen las recomendaciones para su correcta utilización. En base a lo planteado, desde octubre de 2019 el organismo comenzó con un proceso de revisión acerca del producto (continúa en la actualidad), cuyos principales objetivos son: establecer un nuevo sistema de cerrado de los envases, para prevenir que el producto se transferido a otros recipientes y solo pueda utilizarse en el equipo de aplicación adecuado; lograr una nueva capacitación especial para todos los aplicadores que ya se encuentran certificados, para que únicamente estos puedan trabajar con el producto; y llevar a cabo una campaña de distribución de materiales de advertencia, en conjunto con modificaciones en las etiquetas, para destacar la toxicidad del paraquat y los riesgos asociados a su utilización (EPA, 2020b).

En Brasil, la ANVISA determinó la resolución N°177, a través de la cual dispone la prohibición del paraquat y plantea medidas transitorias de mitigación del riesgo. Así, en el artículo N° 2, se establece que **están prohibidos después de tres años, contados a partir de la fecha de la publicación de la resolución (21 de septiembre 2017), la producción, importación, venta y uso de productos técnicos y formulados en base al ingrediente activo paraquat**. Por consiguiente, debido a los riesgos para la salud causados por este producto, dictaminados por la evidencia científica presentada, el uso del mismo queda terminantemente prohibido en cualquier cultivo a partir del 22 de septiembre del 2020 (ANVISA, 2017).

A pesar de lo hasta aquí mencionado, y que el paraquat también se encuentra incluido dentro de la **Docena Sucia**, en la Argentina no existe ningún documento oficial que establezca su uso restringido o prohibición. Asimismo, la temática acerca de los efectos negativos de este producto cobra cada vez más relevancia en el país; y puede citarse a modo de ejemplo un Proyecto de Ley del 06/09/2018 (expediente N° 5565-D-2018), en donde se solicita al poder ejecutivo que disponga de las medidas necesarias para analizar los efectos nocivos del uso de diversos productos fitosanitarios, entre los que se encuentra el paraquat (CDN, 2018).

VI. Establecimiento agroecológico “La Aurora”

Figura IX. Ubicación geográfica del establecimiento agroecológico “La Aurora”



Fuente: Elaboración personal.

Figura X. Actividad agrícola en establecimiento agroecológico “La Aurora”



Figura XI. Actividad ganadera en establecimiento agroecológico “La Aurora”

