

TRANSFORMACIONES AGROPRODUCTIVAS E INDICADORES DE SUSTENTABILIDAD EN EL PARTIDO DE TANDIL (PROVINCIA DE BUENOS AIRES), DURANTE LOS PERÍODOS 1988-2002 Y 2002-2010

AGROPRODUCTIVE TRANSFORMATIONS AND SUSTAINABILITY INDICATORS IN TANDIL COUNTY (BUENOS AIRES PROVINCE), DURING THE 1988-2002 AND 2002-2010 PERIODS

Patricia Vazquez

MSc. en Teledetección, Lic. en Diagnóstico y Gestión Ambiental
CIISAS, Facultad de Agronomía y CESAL-Nodo CONICET, Facultad de Ciencias Humanas
Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires
patriciavazquez@rec.unicen.edu.ar

Laura Zulaica

Dra. en Geografía, Lic. en Diagnóstico y Gestión Ambiental
Becaria Postdoctoral de CONICET - Centro de Investigaciones Ambientales
Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Diseño
Universidad Nacional de Mar del Plata
laurazulaica@conicet.gov.ar

Resumen

La agricultura pampeana, movida principalmente por los mercados externos, juega un rol central en la economía Argentina. El partido de Tandil, inserto en la Pampa Austral, manifiesta una clara tendencia al “proceso de agriculturización”. El presente trabajo plantea como objetivo analizar las transformaciones agroproductivas del Partido durante dos períodos (1988-2002 y 2002-2010), examinando algunas de sus consecuencias ambientales. Se tuvo en cuenta el método dialéctico. Asimismo, se realizó una clasificación supervisada (ENVI 4.5) de imágenes satelitales (sensor TM, Landsat 5), se efectuaron campañas de campo y se estimaron dos indicadores de sustentabilidad (Riesgo de Contaminación por Plaguicidas, RCP, y Riesgo de Intervención del Hábitat, RIH). En ambos períodos se evidencia el avance de la agricultura en desmedro de la ganadería. La tasa de agriculturización anual alcanzó el 1,65% y 1,66% en cada período, respectivamente. La tasa de crecimiento anual de las áreas ganaderas manifiesta una tendencia negativa más acentuada en el segundo período (1988-2002: -0,93; 2002-2010: -1,41). Esta misma tendencia, se observa al comparar la tasa de crecimiento anual del indicador RIH (primer período, 0,07% y 0,18% en el segundo). Los resultados de RCP muestran también diferencias más significativas en 2002-2010 (tasa de incremento anual: 8,57% y 114,2%) asociadas con la fuerte intensificación agrícola. Asimismo, el avance de la agricultura se vio favorecido por la presencia de años más secos, especialmente entre 2002 y 2010. Los resultados obtenidos revelan la acentuación de numerosos problemas ambientales y con ello la necesidad de fomentar la aplicación de prácticas basadas en el paradigma de la agricultura sustentable.

Palabras clave: Modelos agroproductivos. Usos de la tierra. Agriculturización. Problemas ambientales. Agricultura sustentable.

Abstract

Pampean agriculture, mainly moved by the external market, plays a central role in the economy of Argentina. Tandil County, inside the southern Pampa, displays a clear tendency to the “agriculturization process”. The hereby paper sets as objective analyzing the agroproductive transformations of the County during two periods, 1988-2002 and 2002-2010, examining some of the environmental consequences. The dialectical method was taken into account. Also, a supervised classification of satellite images (sensor TM, Landsat 5) was conducted (ENVI 4.5), field research was conducted, and two sustainability indicators were estimated (Pesticide Contamination Risk, PCR, and Habitat Intervention Risk, HIR). In both periods, the advancement of agriculture over livestock is clearly evidenced. The annual agriculturization rate reached 1.65% and 1.66% in each period, respectively. The annual rate of livestock growth shows a highly marked negative tendency in the second period (1988-2002: -0.93%; 2002-2010: -1.41%). This tendency is also observed when comparing the annual growth rate of the HIR indicator (first period: 0.07% and 0.18% in the second). The PCR results also display broader differences in the period of 2002-2010 (annual growth rate: 8.57% and 114.2%) linked to the growing agricultural expansion. Likewise, agricultural growth was favored by the presence of dry years, especially between 2002 and 2010. The obtained results reveal the accentuation of several environmental problems and, with it, the necessity of encouraging the implementation of practices based on the sustainable agriculture paradigm.

Keywords: Agroproductive models. Land usage. Agriculturization. Environmental problems. Sustainable agriculture.

Introducción

La actividad agropecuaria pampeana juega un rol central tanto en la provisión de alimentos interna e internacional como en el desarrollo de la Argentina. La pampa húmeda es una gran llanura de más de 50 millones de hectáreas, cuya riqueza y potencialidad productiva la convierten en una región con fuertes ventajas comparativas para la producción agropecuaria (MORELLO *et al.*, 2000).

Hasta el final de 1930, la expansión de la agricultura estuvo basada fundamentalmente en la ampliación de la frontera agrícola por ocupación de nuevas tierras, alcanzando más de un 30% del total de las tierras agrícola-ganaderas en la pampa húmeda. Desde los años sesenta hasta el presente, la agriculturización se produce a expensas de la superficie dedicada a ganadería extensiva y lleva hoy a ocupar más del 50% de la pampa húmeda (RABINOVICH y TORRES, 2004).

A mediados de la década de 1970, la introducción del cultivo de soja marca un cambio en los modelos de uso agropecuario adoptados hasta entonces. Dicho cambio se caracteriza por un paulatino aumento del doble cultivo trigo-soja en detrimento de la actividad ganadera. Si bien el crecimiento de la soja, tanto en superficie sembrada como en rendimiento, ha sido permanente desde su introducción en la región pampeana, el cultivo de esta oleaginosa cobró un nuevo salto en Argentina a partir de 1996, con el lanzamiento al mercado de variedades de soja transgénica (en particular de la soja RR resistente al herbicida glifosato) y su asociación con la siembra directa. Este proceso ha posicionado a la soja como el cultivo más sembrado de la Argentina, y ha generado que la asociación trigo-soja adquiera cada vez un papel más dominante en la rotación de los establecimientos agropecuarios (GHERSA y MARTÍNEZ-GHERSA, 1991; PARUELO *et al.*, 2005).

El Acuerdo sobre Agricultura de la Organización Mundial del Comercio (OMC) y las Políticas Agrarias de los Estados Unidos y la Unión Europea, juegan un papel central en la globalización agroalimentaria. Según Soler Montiel (2007), a partir de 1995, se produce una acelerada liberación del mercado agrario que alcanzó los objetivos marcados de promover los intercambios comerciales y generar nuevas posibilidades de negocio rentable en los mercados globales; pero a su vez, las reducciones arancelarias dejaron desprotegidos a los países menos industrializados respecto a las importaciones industriales y agrarias subvencionadas. Estos países comprobaron que el acceso al mercado de los principales países continuaba bloqueando, a través de las reformas de las políticas agrarias adaptadas, la nueva retórica de la OMC. La autora continúa diciendo que las posibilidades de desarrollar una Política Agraria Común (PAC) en estos países, se ven fuertemente mermadas por la falta de recursos públicos, las obligaciones de la deuda y las restricciones de la caja de ámbar.

Las dificultades para competir supusieron la crisis o bien, la desaparición de numerosas empresas locales y explotaciones familiares, agravando los problemas de balanza de pagos y deuda externa generando círculos viciosos. El caso de la soja en Brasil y en Argentina resulta paradigmático: los grandes agricultores industrializados de estos países, encontraron en la soja un negocio de alta rentabilidad que está contribuyendo a la roturación y deforestación, a la vez que se impone la creciente mecanización y siembra directa, reduciendo fuertemente el empleo (SOLER MONTIEL, 2007).

En este contexto, el proceso de mayor agriculturización también tuvo lugar en las provincias extrapampeanas, elevando la superficie implantada en primera ocupación a cerca de 28 millones de hectáreas. Esto se vio reflejado en una mayor pérdida de nutrientes del suelo, incremento en los riesgos de contaminación de napas por uso de fertilizantes y pesticidas y significativas alteraciones del hábitat natural (ATLAS AMBIENTAL DE BUENOS AIRES, 2010). Estos problemas son comunes a la expansión de los “agroecosistemas” en el mundo, entendidos por Soriano y Aguiar (1998), como ecosistemas sometidos por el hombre a frecuentes modificaciones de sus componentes bióticos y abióticos. Su característica central es la partición de los hábitats naturales y el consecuente aislamiento de “fragmentos” remanentes, proceso que es conocido generalmente con el nombre de fragmentación (WILCOX, 1980).

Una de las principales consecuencias biológicas de la fragmentación es que los fragmentos de hábitats que resultan de este proceso, se comportan como “islas” incapaces de sostener la misma cantidad de especies que contenían originalmente cuando estaban contiguos unos con otros. Es por esta razón que se ha podido establecer una clara relación entre el proceso de fragmentación y la reducción local del número de especies (BOLGER *et al.*, 1997). Estos ambientes que conservan aún la vegetación espontánea, se desarrollan en las alambradas que rodean a los campos de cultivo, las banquinas, terraplenes y márgenes de cursos de agua, representando los elementos del paisaje de los agroecosistemas que más se asemejan a los hábitats originales (ATLAS AMBIENTAL DE BUENOS AIRES, 2010).

Ante todas estas problemáticas asociadas con el proceso agroproductivo actual, y tratando de encontrar un camino hacia una sustentabilidad socio-económico-natural, diversos autores se han sentido motivados por numerosas disertaciones multidisciplinarias. En este sentido, se pueden citar algunos de los estudios de impactos de la agriculturización sobre: procesos ecológicos (SOLBRIG y MORELLO, 1997), factores sociales, económico-productivos y ecológicos (SOLBRIG, 1999), políticas económicas (PANAYOTOU, 1998), niveles de productividad (SATORRE, 1998), comunidades rurales más vulnerables (LATTUADA, 2000), y calidad ambiental a escala regional (VIGLIZZO *et al.*, 2003; VAZQUEZ y ZULAICA 2010a; 2010b), entre otros.

El partido de Tandil, inserto en la denominada Pampa Austral, manifiesta una clara tendencia al denominado “proceso de agriculturización”¹. Se localiza en el sector sudeste de la provincia de Buenos Aires (Figura 1), donde ocupa una superficie de 493.500 ha. Limita con los partidos de Rauch, Ayacucho, Balcarce, Lobería, Necochea y Benito Juárez. Según el último censo de población realizado en 2010, el Partido posee una población de 123.343 habitantes, lo cual indica un crecimiento relativo del 14,1% respecto de 2001. La mayor parte de la población, habita en la ciudad de Tandil, cabecera del Partido, la cual dista algo más de 300 km de la ciudad de Buenos Aires y se vincula con el resto de la provincia a través de la Ruta Nacional 226 y las provinciales 30 y 74.

A nivel regional, Sánchez *et al.* (1999) identificaron y caracterizaron tres grandes compartimentos ecológicos: *Serranías*, *Llanura periserrana* y *Planicie distal o deprimida*. El compartimento de las *Serranías* asocia diferentes elementos del sistema orográfico de las Sierras Septentrionales de la provincia de Buenos Aires (Tandilia). Al paisaje serrano le suceden las *Llanuras periserranas* donde se integran lomadas relativamente bajas y sectores inferiores de faldeos, que poseen buena aptitud para el desarrollo agrícola. El compartimento de la *Planicie distal o deprimida* sucede altiméricamente a la *Llanura periserrana*. Está conformado por paisajes de relieve plano, a veces muy achatados y otras veces ligera y uniformemente inclinados. Sobre todo en las planicies más deprimidas suelen ocurrir concavidades internas que presentan cuerpos de agua más o menos permanentes.

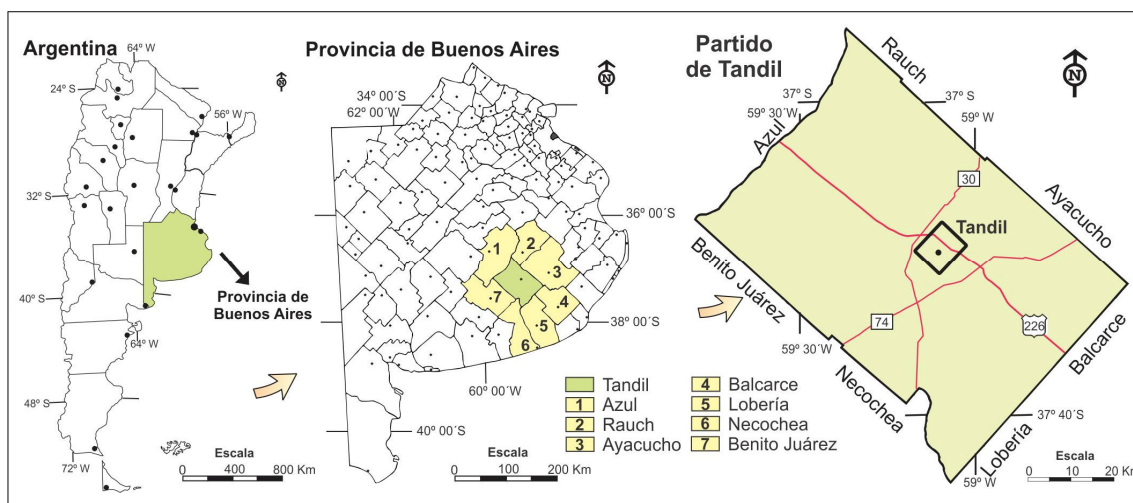


Figura 1. Localización del partido de Tandil.

Fuente: Elaboración propia sobre la base de Vazquez y Zulaica (2011a).

Las condiciones climáticas favorables² y la presencia de suelos con buena aptitud agrícola, especialmente en la *Llanura periserrana*, hacen que el área se encuentre extensivamente ocupada por agroecosistemas. Según el trabajo realizado por Vazquez y Zulaica (2011a), los resultados obtenidos a partir de la clasificación de las imágenes satelitales revelan que el Partido es netamente agropecuario con cambios variables y significativos respecto de las actividades predominantes en los establecimientos durante los años analizados (1988 y 2010). La comparación de los cambios en los usos de la tierra mostró que el incremento de la superficie agrícola (39,4%) entre 1988 y 2010 se produjo a expensas de la reducción de áreas destinadas a ganadería (22,8%). Este proceso de “agriculturización” se tradujo en la reducción de áreas destinadas a pastizales naturales y pasturas y se vio favorecido por la presencia de un período más seco que tuvo sus comienzos a mediados de la última década analizada.

Lo anterior ha generado, según estudios de casos, una exponencial incorporación de plaguicidas, sobre todo en lo que se refiere al uso de herbicidas, aumento en el uso de fertilizantes, expansión del doble cultivo trigo-soja con completa eliminación de la ganadería (VAZQUEZ, 2004) sumado a una fuerte fragmentación de los agroecosistemas (VAZQUEZ *et al.*, 2009; VAZQUEZ y ZULAICA, 2011b).

En el marco expuesto, surge como hipótesis que el proceso de agriculturización en el partido de Tandil se dio de manera sostenida entre 1988 y 2010, desplazando a las áreas ganaderas. Sin embargo, movido por los mercados externos, el avance de la frontera agropecuaria entre 2002 y 2010 se concibe de manera más intensiva: no sólo con la ocupación de nuevas tierras agrícolas sino también con la mayor incorporación del doble cultivo anual y el incremento en la cantidad de insumos tales como los agroquímicos. Esto último ha generado impactos ambientales más importantes entre 2002 y 2010 que entre 1988 y 2002 (años en los que se dispone de datos censales).

Partiendo de las consideraciones anteriores, el presente trabajo plantea como objetivo analizar las transformaciones agroproductivas en el partido de Tandil, durante dos períodos (1988-2002 y 2002-2010). Asimismo se analizan algunas de las consecuencias derivadas del proceso aplicando dos indicadores de sustentabilidad: Riesgo de Contaminación por Plaguicidas (RCP) y Riesgo de Intervención del Hábitat (RIH), adaptados de VIGLIZZO (2003). En relación con esto último, es importante

mencionar que los indicadores conforman una herramienta práctica para apreciar la sustentabilidad debido a que, la complejidad y la multidimensión de este concepto, hacen necesario volcar aspectos de naturaleza compleja en valores claros, objetivos y generales. Los mismos deben ser elegidos y construidos de acuerdo con el objetivo perseguido (SARANDÓN, 2002).

Métodos, técnicas e instrumentos

Para el estudio de las transformaciones agroproductivas se recurrió al método dialéctico. En términos generales, este método entiende que ningún fenómeno puede ser comprendido si se toma aisladamente, es decir sin conexión con otros fenómenos que lo rodean y además condicionan. El proceso de agriculturización verificado en el área de estudio y también en la región, no puede explicarse sin el contexto internacional y también nacional que lo motorizan. Por otra parte, este método exige que los fenómenos se examinen desde su movimiento y cambios. El análisis de las transformaciones, justamente parte de considerar que los procesos estudiados no son estables sino que se encuentran en permanente evolución.

Asimismo, tal como lo señala Calduch Cervera (2003) el método dialéctico consiste en descubrir las contradicciones o antagonismos que existen entre los diversos elementos que forman parte de la realidad investigada para conocer las proposiciones o leyes que explican la dinámica de esa realidad y poder deducir las posibilidades y formas en que producirá el cambio a otra realidad superadora. En este sentido, el avance de la agricultura en desmedro de la ganadería, muestra cómo estos usos entran en contradicción, siendo esas contradicciones las que marcan las tendencias de los fenómenos analizados.

Desde el punto de vista operativo, el estudio de las transformaciones mencionadas demandó la comparación de los usos de las tierras³ del Partido en dos períodos que en total suman 22 años y el análisis de los principales impactos de los cambios a partir de indicadores de sustentabilidad. Con esa finalidad, se utilizaron 3 imágenes captadas por el sensor TM de la misión Landsat 5 con Path/Row 225-86 cuyas fechas de adquisición fueron 06/09/1988, 16/01/2002 y 23/02/2010. Las imágenes se

obtuvieron de la página correspondiente al Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) perteneciente al Ministerio de Ciencia e Tecnología de Brasil (www.inpe.br).

Las imágenes se procesaron utilizando el Software ENVI 4.5 (Reserch System Inc., Boulder, CO, USA). En principio se llevaron todas las imágenes a la proyección UTM- Datum WGS-84 - Zona 21 Sur. Siguiendo la secuencia metodológica empleada en otros trabajos realizados en la provincia de Buenos Aires (VAZQUEZ y ZULAICA, 2010a; 2010b) y en el partido de Tandil (VAZQUEZ y ZULAICA, 2011a), se calibraron las imágenes para convertir los ND (niveles digitales) en niveles de satélite a reflectividad TOA (tope de la atmósfera). Luego, ambas imágenes fueron convertidas a valores de radiancia (CHANDER y MARKHAM, 2003; CHANDER *et al.*, 2007) y la reflectancia TOA fue convertida a reflectancia en superficie, asumiendo una superficie uniforme Lambertiana y bajo condiciones libres de nubes (SCHROEDER *et al.*, 2006; SOUDANI *et al.*, 2006).

Posteriormente, las imágenes se georreferenciaron utilizando como imagen base la provista por el recorte de un mosaico de imágenes (2135) del sensor ETM+, obtenido de la Global Land Cover Facility, Earth Science Data Interface (www.landcover.org). El modo de operación de georreferenciación consistió en una técnica basada en la obtención de *puntos de control* entre dos imágenes, lo cual se realizó eligiendo puntos del mismo sector en cada imagen y, a través de una interpolación matricial realizada por el Software, se corrigieron geoméricamente las imágenes con un error de un píxel (ARMAND, 1995).

Sobre las imágenes procesadas de 1988, 2002 y 2010, se realizó una clasificación supervisada (Clasificador de Máxima Probabilidad), que conforma una técnica de análisis de tipo exploratorio. En la detección de estas clases se emplearon técnicas de visualización de las imágenes y bandas que permiten representar de la mejor manera los distintos usos del suelo. La composición utilizada fue la llamada falso color o infrarrojo color, sobre las bandas correspondientes al infrarrojo cercano, rojo y verde (bandas 4, 3, 2, respectivamente). Esta composición facilita la cartografía de masas vegetales, láminas de agua, ciudades (CHUVIECO, 2007). Se obtuvieron los estadísticos de las imágenes clasificadas y se estimó la superficie correspondiente a cada clase de uso, la cual fue también ajustada en función de datos obtenidos a campo.

Se recabó información acerca de los cultivos sembrados en la fecha en que se obtuvieron las imágenes seleccionadas para el trabajo. A partir de esta información, se realizaron transectas en zonas con cultivos, ingresando al centro de cada potrero (para evitar el efecto de borde) y obtener un punto GPS (Global Position System) del lugar, para luego referenciarlo en las imágenes.

Los principales impactos ambientales derivados de los cambios en los modelos agroproductivos, fueron enunciados sobre la base de estudios previos (VAZQUEZ, 2004; ZULAICA, 2004; VAZQUEZ *et al.*, 2009; ZULAICA, 2010) en los cuales se aplicaron metodologías para la valoración de impactos ambientales (CANTER, 1998; CONESA FERNÁNDEZ-VÍTORA, 2010).

El impacto específico referido al riesgo de contaminación por plaguicidas, se estimó mediante el cálculo de un indicador obtenido del Software Agro-Eco-Index, desarrollado por Viglizzo (2003), con modificaciones realizadas a partir de los datos disponibles (VAZQUEZ y ZULAICA, 2011b; 2011c). Para ello, sobre la base de la información aportada por las imágenes de satélite y entrevistas a informantes calificados, se determinaron los principales plaguicidas aplicados en 1988, 2002 y 2010. Posteriormente, se utilizó la siguiente ecuación para estimar el riesgo relativo de los compuestos:

$$RCP = \frac{\left(\frac{1000}{DL \ 50} \left[\frac{Ksp + R}{2} + Koc + T \frac{1}{2} \right] \times C \times S \right)}{10000000000}$$

Donde: **DL 50**, es el promedio de la dosis letal de los principales plaguicidas utilizados, que determina la toxicidad de los compuestos; **Ksp**, es el promedio de la solubilidad en agua de los principales plaguicidas utilizados; **R**, expresa la permeabilidad del suelo en las capas superficiales; **Koc**, es el promedio de coeficientes de adsorción de los compuestos por la fase orgánica del suelo; **T½**, es el promedio de la vida media de los productos utilizados; **C**, expresa la cantidad de producto aplicada por unidad de superficie; y **S**, es la superficie total en la cual se aplica el producto (en este caso, corresponde a las áreas agrícolas del Partido). Dado que el indicador de riesgo de

contaminación se calculó considerando un espacio regional, la ecuación se ajustó dividiendo luego el resultado final, para evitar números extensos.

A fin de evaluar las consecuencias de las transformaciones agroproductivas sobre el hábitat, se utilizó otro de los indicadores de sustentabilidad obtenido, como el caso anterior, del Software Agro-Eco-Index (VIGLIZZO, 2003). Dicho indicador, denominado riesgo de intervención del hábitat, fue calculado para las principales actividades desarrolladas en el Partido y modificado para efectuar el análisis temporal a escala regional (VAZQUEZ y ZULAICA, 2011c; VAZQUEZ *et al.*, 2011).

De acuerdo con el Manual correspondiente al programa, el cálculo de este indicador apunta a generar un índice relativo que valore el impacto negativo que impone un proceso productivo sobre la biodiversidad del lugar donde se realiza. Mediante el uso de determinados coeficientes, el indicador compara la vegetación actual con la vegetación potencial del mismo (la vegetación que se supone que habría si el hombre no hubiese intervenido en el proceso sucesional). La comparación se realiza a través de “Puntos de Impacto”, donde las mayores puntuaciones pueden ser entendidas como mayores efectos negativos sobre la flora nativa y la biodiversidad.

Los coeficientes utilizados para lograr esta comparación son:

- a) *Cantidad de especies*: este es el coeficiente que se considera de mayor importancia relativa, y se asignan 10 puntos de impacto si existe un cambio significativo (tanto pérdida como ganancia de especies) en la cantidad de especies debido a la intervención humana y 0 puntos si no hay cambio.
 - b) *Origen*: 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. Se parte del supuesto que la vegetación nativa, al haber coexistido con la fauna nativa, tiene mayor capacidad de servirle de hábitat que la vegetación exótica.
- Periodicidad*: referida a la vegetación dominante. Si la vegetación potencial era perenne y es reemplazada por especies anuales (aún si fueran nativas), se asignan al potrero correspondiente 5 puntos de impacto. Lo mismo sucede si la vegetación potencial era mayoritariamente anual y pasa a ser perenne.

- d) *Organización en estratos verticales*: se asume que una mayor cantidad de estratos se corresponde con una mayor disponibilidad de sitios para su utilización como hábitats naturales. Por consiguiente, un cambio en este número determina un cambio en la capacidad de provisión de refugio y alimento de los ecosistemas. Se asignan 2,5 puntos de impacto cuando esto ocurre.
- e) *Organización en sub-estratos verticales*: tiene un nivel de importancia relativa menor e incluye los cambios en la cantidad de sub-estratos dentro de alguno (o algunos) de los estratos principales.

Para obtener el valor del indicador de riesgo de intervención sobre el hábitat en el Partido, en primera instancia, se suman los coeficientes obtenidos para cada actividad y se divide dicha sumatoria por 26 (para obtener un valor de cero a uno). Este procedimiento permite estimar el “riesgo parcial de intervención del hábitat” (RPIH), denominado así en este presente trabajo siguiendo los antecedentes de Vazquez y Zulaica (2011c) y Vazquez *et al.* (2011). El RPIH queda expresado como se muestra a continuación:

$$RPIH = \frac{Ce + Or + Pe + Oev + Osv}{26}$$

Donde: **RPIH**, es el indicador de riesgo parcial de intervención del hábitat; **Ce**, es el coeficiente relativo a la cantidad de especies; **Or**, indica el coeficiente referido al origen; **Pe**, expresa el coeficiente de periodicidad; **Oev**, es el coeficiente de organización de estratos verticales; y **Osv**, corresponde al coeficiente de estratos subverticales.

Posteriormente, los valores obtenidos para cada actividad (riesgo parcial de intervención del hábitat) se multiplican por un coeficiente de ponderación que expresa la superficie ocupada por cada actividad en el Partido. De esta manera, la sumatoria de los valores obtenidos expresa el riesgo de intervención del hábitat, el cual queda representado de la siguiente forma:

$$RIH = \sum cpSupAc * RPIH$$

Donde: **RIH**, es el indicador de riesgo de intervención del hábitat; **cpSupAc**, es el coeficiente de ponderación que indica la proporción de la superficie del Partido ocupada por la actividad; y **RPIH**, es el indicador de riesgo de intervención del hábitat.

El indicador fue calculado para 1988, 2002 y 2010 a partir de los datos aportados por la clasificación supervisada de las imágenes de satélite de esos años.

Resultados

Usos de las tierras en el partido de Tandil (1988, 2002 y 2010)

Sobre la base del estudio realizado por Vazquez y Zulaica (2011a), la clasificación supervisada de las imágenes satelitales (Figura 2), permite identificar diferentes usos de las tierras para los años 1988, 2002 y 2010: usos urbanos, áreas con pastizales y pasturas, áreas cultivables (sin cultivos en el momento en que fue tomada la imagen), áreas cultivadas y agua. Las áreas cultivables y cultivadas representan en conjunto, el total de tierras agrícolas. En la Tabla 1, se muestran las superficies correspondientes a cada una de las clases.

Tabla 1

Partido de Tandil: superficie ocupada por cada clase (1988, 2002 y 2010)

Clases	Píxeles 1988	Sup. 1988 (km²)	Píxeles 2002	Sup. 2002 (km²)	Píxeles 2010	Sup. 2010 (km²)
Usos urbanos	27.549	22,4	28.044	23,2	50.031	40,6
Áreas con pastizales y pasturas	3.612.677	2.934,4	3.091.578	2.554,0	2.789.768	2.266,0
Áreas cultivadas	560.372	455,2	2.091.123	1.727,6	941.609	764,8
Áreas cultivables	1.753.745	1.424,5	710.225	586,7	2.284.965	1.855,9
Agua	121.466	98,7	52.652	43,5	10.356	8,4
Superficie del Partido	6.075.809	4.935,0	5.973.622	4.935,0	6.075.809	4.935,0

Fuente: Elaboración propia a partir de la clasificación supervisada de las imágenes satelitales de 1988, 2002 y 2010.

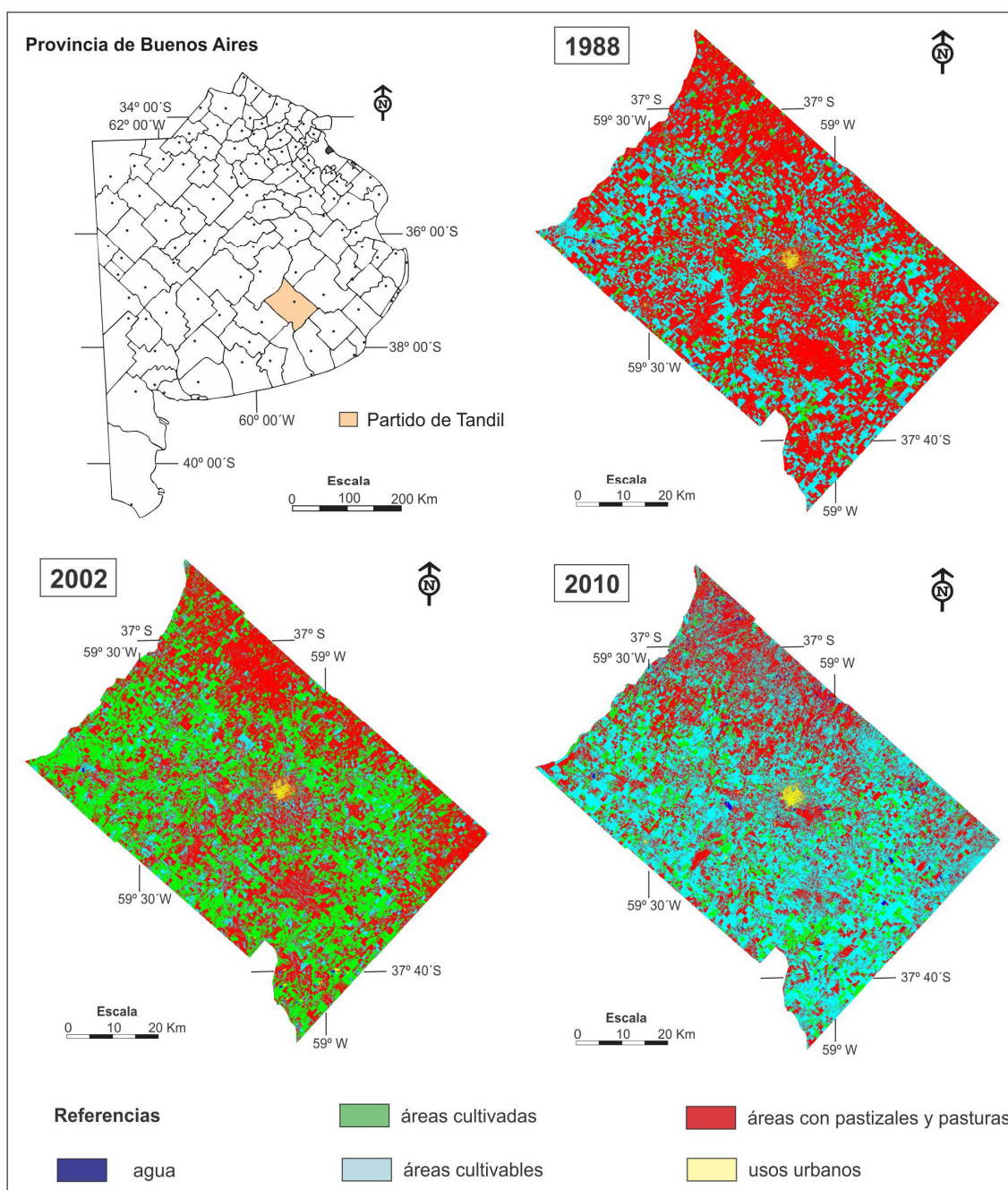


Figura 2. Partido de Tandil: clases de uso de la tierra (1988, 2002 y 2010).

Fuente: Elaboración propia a partir de la clasificación supervisada de las imágenes satelitales de 1988, 2002 y 2010.

Los datos proporcionados por la clasificación de la imagen de 1988, indican que las áreas con pastizales y pasturas (ganaderas) se extendían, en ese año, en la mayor parte de la superficie del Partido, ocupando el 59,5% de las tierras (2.934,4 km²). La agricultura (áreas cultivables y cultivadas) alcanzaba el 38,1% de las tierras (1.879,6

km²), mientras que las superficies ocupadas por usos urbanos y por agua representaban el 0,5% (22,4 km²) y 2,0% (98,7 km²) respectivamente, del total del Partido.

Si se comparan los datos obtenidos de la imagen correspondiente a 1988 con el Censo Nacional Agropecuario del mismo año, se observa que la superficie agrícola alcanzaba 1.630 km² y la ganadera 2.770 km². Estos valores muestran correspondencias con la clasificación realizada. La diferencia respecto de la clasificación (de aproximadamente 200 km²) puede deberse a que el Censo releva las tierras pertenecientes a Explotaciones Agropecuarias (EAP)⁴, cuyas superficies pueden variar si se toma en cuenta el área total del Partido.

El análisis de los distintos grupos de cultivos considerados en el Censo, destaca que un 35,9% de la superficie implantada en ese año corresponde a cereales para grano, un 18,3% a oleaginosas y 43,9% a plantas forrajeras. Los pastizales naturales ocupaban un 31,2% de la superficie total de EAP.

El análisis de la imagen de 2002 y sus respectivos estadísticos revela que las áreas destinadas a ganadería alcanzaban en ese año el 51,8% (2554,0 km²) del Partido, las agrícolas el 46,9% (2314,3 km²), las correspondientes a usos urbanos el 0,6% (28,2 km²), mientras que las ocupadas por agua se distribuían en el 0,8% (38,5 km²) de las tierras.

La información publicada por el Censo Agropecuario realizado en 2002, revela que las áreas agrícolas de las EAP alcanzaron en ese año un 43,4%, mientras que las ganaderas 52,1%. Dentro de estas últimas, los pastizales naturales ocupaban el 27,5% de la superficie total de EAP. Considerando el área implantada, los cereales para grano representaban en 2002 el 37,6% de la superficie cultivada, las oleaginosas 23,1% y las forrajeras 38,1%.

Como puede observarse, existe una correspondencia en la proporción de áreas destinadas a agricultura y ganadería entre el Censo Agropecuario y la clasificación realizada sobre la imagen de 2002. De la misma manera que para 1988, las diferencias encontradas en las áreas destinadas a cada actividad pueden deberse a que el Censo considera sólo superficies totales de EAP.

En 2010, las áreas de pastizales naturales y pasturas ocupaban un 45,9% de la superficie del Partido (2.266,0 km²), mientras que las agrícolas alcanzaban el 53,1% (2.620,7 km²). Las áreas con agua se distribuían en el 0,2% (8,4 km²) de las tierras del

Partido y las destinadas a usos urbanos ocupaban el 0,8% (40,6 km²). Al no haber datos censales disponibles para este último año, no se dispone de información más detallada sobre los grupos de cultivos y áreas con pastizales naturales.

En relación con los tipos de cultivos, sería interesante profundizar el estudio con la clasificación de imágenes del Partido por cultivos, que por el momento excede los objetivos del trabajo, tanto en información, como en instrumental. Para poder efectuar esta clasificación, es necesario contar con numerosos datos de campo y muy precisos para poder separar los tipos de cultivos en las fechas seleccionadas (en los casos en que esto es posible).

El Gráfico 1 muestra comparativamente los usos en el partido de Tandil para los tres años considerados.

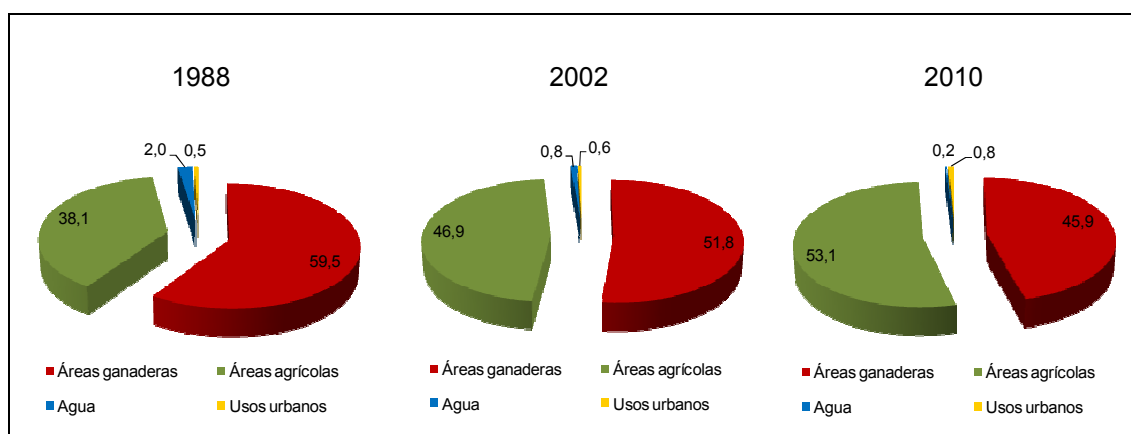


Gráfico 1. Partido de Tandil: porcentaje de tierras ocupadas, según clases de uso.

Fuente: Elaboración propia a partir de la clasificación supervisada de las imágenes satelitales de 1988, 2002 y 2010.

Transformaciones agroproductivas durante los períodos 1988-2002 y 2002-2010

A partir del análisis de los resultados obtenidos, se puede afirmar que las áreas cultivables y cultivadas se incrementaron un 23,1% entre 1988 y 2002. En el segundo período, que agrupa menor cantidad de años, se observa un incremento del 13,2%. Los principales cultivos anuales para ambos períodos son trigo y soja.

En contraposición, el aumento de las áreas agrícolas se tradujo en una reducción del 13,0% de las áreas con pastizales y pasturas entre 1988 y 2002. Asimismo, dicha reducción fue del 11,3% en el segundo período analizado (2002-2010).

Al comparar los datos censales de 1988 y 2002 referidos a la superficie implantada por grupos de cultivo, se observa un incremento de las oleaginosas que, de ocupar el 18,3% del área implantada en 1988, pasan a ocupar el 23,1% en 2002. Los cereales para grano también crecen en términos relativos, aunque con menor intensidad (de 35,9% de la superficie cultivada en 1988 a 37,6% en 2002).

El incremento de áreas destinadas a oleaginosas y cereales para grano (soja y trigo, fundamentalmente) es compensado, en parte, por la reducción en el cultivo de forrajeras y la sustitución de pastizales (en ese período, las forrajeras disminuyen un 14,2% y los pastizales un 18,5%).

Informaciones más recientes, indican que entre las campañas 1998/1999 y 2009/2010, el área sembrada con soja experimentó un aumento de 152.000 ha, representando en la actualidad, más del 35% del área cultivada total (NOGAR *et al.*, 2011).

Los resultados obtenidos a partir de la clasificación de las imágenes satelitales y el análisis de los datos censales permiten señalar que, en el partido de Tandil, el proceso de agriculturización fue intenso en ambos períodos. El análisis comparativo de los dos últimos los Censos Agropecuarios (INDEC, 1988; 2002) realizado por Lazzarini (2004) indica, respecto de los usos del suelo del país, que existe una tendencia a la agriculturización del sector agropecuario; la superficie dedicada a cereales y oleaginosas se incrementó en 2 millones de hectáreas en el primer caso y en casi 3,5 millones en el segundo.

El proceso agriculturización se manifiesta con fuerte intensidad en la provincia de Buenos Aires. Orúe *et al.* (2007), sostienen que la superficie dedicada a cultivos anuales se ha expandido durante el período 1988-2002 a una tasa anual media superior al 0,27%, siendo en la región Pampeana donde se produjo el mayor crecimiento: 14,3% en Córdoba; 9,9% en Entre Ríos, 9,8% en Santa Fe y 6,0% en Buenos Aires.

Enfatizando en este proceso de “sojización”, Paruelo *et al.* (2005) señalan que la soja se ha convertido en el principal cultivo de la Argentina, tanto en superficie implantada como en producción: en los últimos 15 años, estas se multiplicaron, respectivamente, unas 3 y 5 veces. Los autores destacan que, en la campaña 2003/04 se sembraron 14,2 millones de hectáreas y se produjeron 34,8 millones de toneladas de soja; asimismo, en 2003 la soja originó el 45% de las exportaciones agrícolas del país. Este proceso también se evidencia en otros países de América del Sur.

Lapitz *et al.* (2004), sostienen que los países del Cono Sur avanzan desde 1990 hacia la especialización en la producción de oleaginosas. Esta tendencia es dramática en Argentina y Paraguay donde dichos aumentos adquieren los mayores valores relativos. De acuerdo con los mismos autores, el área dedicada a oleaginosas aumenta desde la década de 1970; en Argentina el incremento es de 382%, mientras que en Brasil es de 156% y en Paraguay 1.251%. En Uruguay se observa que el área de oleaginosas aumenta 55% desde la década de 1990. Mientras en Brasil y Argentina el crecimiento de la producción de oleaginosas se debe al incremento del área y rendimientos, en el caso de Paraguay el aumento del área es superior a la mejora en los rendimientos.

Los datos recabados a partir de las entrevistas realizadas en campo en el partido de Tandil indican que, en 1988, existían explotaciones netamente agrícolas, netamente ganaderas, y una importante proporción de mixtas (agrícola-ganaderas). Entre 1988 y 2002 se observa un proceso de conversión de establecimientos mixtos a netamente agrícolas, favorecidos fundamentalmente por la mejor inserción de estos cultivos en los mercados internacionales. Este proceso se verifica también entre 2002 y 2010.

Las áreas con agua se redujeron de manera significativa especialmente en el segundo período: en el primero la reducción de la superficie destinada a esta clase fue del 61,0%, mientras que en el segundo fue del 78,1%. Los informes elaborados por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y las entrevistas realizadas, permiten afirmar que el período comprendido entre 2004 y 2009, se caracteriza por ser más seco. Este hecho podría haber incidido también el avance de la agricultura en áreas donde en 1988 no hubiese sido posible por la presencia de anegamientos.

Los usos urbanos incrementaron su superficie en el período considerado: de abarcar el 0,5% del Partido en 1988 pasaron a ocupar el 0,6% en 2002 y el 0,8% en 2010. Este incremento fue mucho más significativo en el segundo período analizado (25,8% en 1988-2002 y 44,3% en 2002-2010) y se vincula directamente con la expansión de la ciudad de Tandil. De acuerdo con las informaciones censales, el Partido pasó de tener 101.228 habitantes en 1991 a 123.343 en 2010, es decir creció en población el 21,8% en un período de veinte años. Dicho incremento tuvo lugar en el área urbana.

En relación con el régimen de tenencia de la tierra, se dispone de datos provenientes de los censos agropecuarios de 1988 y 2002. Su análisis permite establecer

que predominan en ambos años los propietarios, con una disminución en 2002. En 1988, el 65,9% de los establecimientos y el 56,7% de las tierras se encontraban únicamente bajo este régimen, mientras que para 2002, los valores descienden a 57,2% y 40,7%, respectivamente. En 2002, se incrementan principalmente los establecimientos en régimen de arrendamiento.

El análisis de la escala de extensión de los establecimientos realizada a partir de los datos de los censos demuestra que, en el desarrollo de actividades agropecuarias predominaban en 1988 los establecimientos de que tenían entre 100 y 200 ha, mientras que en 2002 los comprendidos en el rango de entre 200 y 500 ha. El número de productores disminuyó un 39,8% en el período y aumentaron significativamente la cantidad de establecimientos superiores a 1000 ha, que de representar el 10,9% de la cantidad de EAP, pasaron a agrupar el 21,4% de los establecimientos. Lamentablemente no se dispone de datos sistematizados que permitan indicar de manera fehaciente qué sucedió entre 2002 y 2010. Más allá de esta aclaración, el análisis de las entrevistas realizadas permite afirmar que, la tendencia a la concentración de la tierra en menor cantidad de productores verificada entre 1988 y 2002, continúa en aumento entre 2002 y 2010.

Este proceso se corresponde con lo sucede en la región pampeana. De acuerdo con Nogar y Nogar (2008), se observa en la región una gran caída en el estrato de hasta 500 ha y los mayores aumentos se registran en los estratos de 2.500,1 ha a 10.000 ha y de más de 10.000 ha. Sostienen que, este escenario, muestra la contradicción entre los índices de crecimiento sectorial y la situación crítica de los productores excluidos o más vulnerables: por un lado, muchos productores pequeños y medianos que han dejado de ser activos, y por otro, grandes grupos empresariales.

Principales impactos sociales y ambientales derivados de las transformaciones agroproductivas

Las actividades agropecuarias, movidas principalmente por los mercados externos, conforman uno de los principales factores de impacto ambiental por el avance sobre nuevas áreas o bien, por la mayor artificialización de áreas rurales existentes. Odum (1992), sostiene que los agroecosistemas se asemejan a los sistemas urbano-

industriales en relación con su amplia dependencia e impacto sobre el exterior; esto es, ambos despliegan ambientes con grandes entradas y salidas de materia y energía.

Pengue (2004) destaca que la intensificación agrícola de la década pasada y actual, presentada como una única alternativa productiva en el marco de un modelo de pensamiento único y hegemónico, ha generado transformaciones importantes tanto en la estructura agraria pampeana como extrapampeana: desaparición de paisajes enteros, pérdida de la diversidad productiva, inaccesibilidad de los sectores sociales más vulnerables a los productos de la canasta básica de alimentos, dependencia y pérdida de la capacidad gerencial del productor, alto grado de endeudamiento, pérdidas de información y formación adecuada y capacidades en el *know-how* agropecuario y aceleración de procesos degradatorios, muchas veces ocultos detrás de las variedades de altos rendimientos.

Tal como lo señalan Vazquez y Zulaica (2011a), uno de los factores ambientales más afectados es la flora la cual se sustituye por cultivos, modificándose sustancialmente el hábitat de especies de fauna y favoreciendo otras con características invasoras (VAZQUEZ y ZULAICA, 2010c). La homogeneidad de los nuevos ecosistemas, genera un efecto negativo sobre la biodiversidad que se acentúa con la eliminación de los alambrados (producto del cambio en el modelo) debido a que con ellos desaparecen especies y hábitats naturales (VAZQUEZ *et al.*, 2009). Esto también favorece la erosión de los suelos dado que el alambrado y su entorno inmediato, menos alterados que el área cultivada, actúan como una barrera a este proceso.

El uso extendido de agroquímicos, ocasiona impactos negativos sobre la calidad de las aguas y sobre la población que los manipula la cual, muchas veces, es altamente vulnerable. Asimismo, la población en el área de influencia se encuentra expuesta a riesgos asociados con el consumo o contacto con agua contaminada con productos químicos (VAZQUEZ, 2004; VAZQUEZ y ZULAICA, 2010b; ZULAICA, 2010). A esto deben sumarse los procesos de erosión de suelos que traen aparejadas pérdidas del potencial productivo del recurso, comprometiendo su sustentabilidad. En este sentido, las prácticas de conservación destinadas a mantener las propiedades físicas y químicas del suelo, son necesarias para asegurar que las actividades puedan sostenerse en el tiempo.

Desde el punto de vista social y económico, Manuel-Navarrete y Gallopín (2007) analizan los síntomas centrales del proceso de agriculturización: aumento de la

superficie agrícola, transformación del proceso de trabajo, concentración productiva gerencial, estrategias comerciales de las corporaciones internacionales, entre otros. Los autores señalan que estos síntomas integran, fundamentalmente, la esfera tecnológico-productiva. No obstante ello, influyen y son influenciados por síntomas de las esferas económico-institucional, ambiental y social.

Afirmando lo anterior, Nogar y Nogar (2008) sostienen que el mayor porcentaje de productores está vinculado con usos cuya dinámica responde a los flujos globales y hegemónicos; esta internalización de los patrones productivos incluye a pocos y excluye a muchos en un proceso de concentración y flexibilización; a nivel local, este proceso introdujo cambios en la composición social y en los usos del suelo rural: se verifica un desplazamiento de los pequeños y medianos productores, ante la imposibilidad de competir, ya sea en tecnología como en los procesos de integración productiva.

Indicadores de sustentabilidad

Previo al análisis de los indicadores de sustentabilidad, conviene realizar algunas apreciaciones respecto de este concepto, basado en el paradigma del desarrollo sostenible. El concepto de desarrollo sostenible o sustentable está cargado de una gran vaguedad teórica y práctica, de modo que es usado por empresas, políticos, ecologistas, organismos internacionales, movimientos sociales, entre otros; utilizando cada uno acepciones propias dependientes de la subjetividad y los intereses en juego (REBORATI, 2000).

El concepto de sustentabilidad tiene una base ecológica que hace referencia a la posibilidad de un ecosistema de mantenerse en el tiempo. Por lo tanto, está muy relacionado al concepto de resiliencia. Pero a partir del informe Brundtland, con la incorporación de la palabra “desarrollo” el concepto adquiere un carácter más amplio considerando no sólo la dimensión ecológica sino otras dimensiones como la social. De esta manera, se configura la definición “formal” ampliamente difundida del desarrollo sostenible como aquel que satisface las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades.

Como se puede observar, el concepto formal está cargado de una versatilidad enorme ya que, por ejemplo, el término de necesidades está indefinido (GUZMÁN CASADO y ALONSO MIELGO, 2000) y no reconoce la diferenciación social que

existe entre los países del mundo y dentro de los países también. En consecuencia, definir esas necesidades de “las generaciones” en forma abstracta, sin considerar los conflictos de intereses, conlleva a un alto grado de ambigüedad que dificulta el análisis de situaciones concretas y el diseño de políticas de intervención (GUIMARÃES, 2002).

Para tratar de superar esta vaguedad conceptual, varios autores han realizado un esfuerzo por sintetizar las dimensiones y características que debe contener el desarrollo sostenible, así Guimarães (2002) sostiene que analizar la sustentabilidad del desarrollo significa considerar las esferas ecológica, ambiental, demográfica, cultural, social, política e institucional.

Si bien es muy difícil conciliar las metas del desarrollo sostenible con el modelo económico imperante, Altieri (2000), haciendo referencia al desarrollo agrícola en un marco de sustentabilidad, plantea que si bien existen muchas definiciones de agricultura sustentable, hay objetivos comunes a todas ellas: producción estable y eficiente de recursos productivos; seguridad y autosuficiencia alimentaria; uso de prácticas agroecológicas o tradicionales de manejo; preservación de la cultura local y de la pequeña propiedad; asistencia de los más pobres a través de un proceso de autogestión; alto nivel de participación de la comunidad en decidir la dirección de su propio desarrollo agrícola; conservación y regeneración de los recursos naturales. Agrega además que, uno de los desafíos importantes, es el de analizar los costos ambientales del modelo como parte del análisis económico que se realiza rutinariamente en actividades agrícolas; la contabilidad ambiental que incluye por ejemplo los costos de erosión, la contaminación por plaguicidas, etc., debiera ser un aspecto crucial del análisis comparativo de diferentes tipos de agroecosistemas.

Aunque es complejo determinar cuándo una actividad es sostenible o no, los indicadores de sustentabilidad son útiles para evaluar el grado en que las actividades se acercan o alejan de la noción de desarrollo sustentable. De acuerdo con Rueda (1999) los indicadores ambientales (vinculados con el concepto de sustentabilidad) son variables que han sido socialmente dotadas de un significado añadido al derivado de su propia configuración científica, con el fin de reflejar de forma sintética una preocupación social con respecto al medio ambiente e insertarla coherentemente en el proceso de toma de decisiones.

Para su desarrollo, es necesario tener presente que los indicadores deberían reunir una serie de condiciones: 1) estimar características estrechamente relacionadas a algunos de los requisitos de la sustentabilidad; 2) ser adecuados al objetivo perseguido; 3) ser sensibles a un amplio rango de condiciones; 4) tener sensibilidad a cambios temporales; 5) presentar pocas fluctuaciones durante el período de muestreo; 6) tener habilidad predictiva; 7) ser directos, es decir a mayor valor más sustentables; 8) ser expresados en unidades equivalentes, mediante transformaciones apropiadas; 9) ser confiables y de fácil recolección y uso; 10) no ser sesgados (ser independientes del observador y/o recolector); 11) ser sencillos de interpretar y no ambiguos y poseer características universales pero adaptadas a cada condición en particular (SARANDÓN, 2002). La construcción de los indicadores es un proceso que tiene mucho de subjetividad personal. La información necesaria para su construcción es muy variada, depende de innumerables factores y objetivos, disponibilidad de recursos y de las escalas temporales y espaciales con las que se esté trabajando.

Indicador: riesgo de contaminación por plaguicidas

El riesgo de contaminación por plaguicidas se determina a través del cálculo de un indicador. Es importante destacar que, el valor absoluto del indicador no tiene significado en sí mismo, sino que su utilidad reside en la capacidad de comparar, en este caso, el potencial de contaminación en el Partido en distintos años. Para realizar la estimación, se determinaron mediante entrevistas, algunos de los principales agroquímicos utilizados en los establecimientos agrícolas del Partido en 1988, 2002 y 2010.

Los resultados revelan que muchos de los principios activos de los compuestos químicos aplicados en ambos períodos son esencialmente los mismos, lo que varía es la marca comercial y los valores de venta de los productos. Asimismo, cambia la cantidad aplicada por unidad de superficie en el año y la superficie en la que se emplean. Puede observarse también que, en 1988, se utilizaban aún plaguicidas de altísima peligrosidad e impacto sobre el ambiente como es el DDT (Dicloro Difenil Tricloroetano).

La Tabla 2 muestra los principales plaguicidas empleados en las áreas de cultivo en 1988, 2002 y 2010, con los parámetros a evaluar en el riesgo de contaminación.

Tabla 2
Riesgo de Contaminación por Plaguicidas en el partido de Tandil (1988, 2002 y 2010)

Plaguicidas	DL 50	Ksp	R	Koc	T 1/2	C 1988	S 1988	RCP 1988
Picloran	0,048	3	4	5	5			
Paraquat	1,840	2	4	1	5			
Clorimurón	0,196	4	4	4	3			
2,4 D sal amina	0,882	3	4	5	2			
Herbicidas						0,20		
Propiconazole	0,125	3	4	4	3			
Tebuconazole	0,063	2	4	2	2			
Funguicidas						0,15		
Cipermetrina	0,061	1	4	2	3			
Endosulfán	2,692	1	4	3	3			
Clorpirifos	2,152	1	4	3	3			
Metamidifós	50,000	5	4	5	1			
Aldrin	25,641	2	4	2	2			
DDT	8,850	4	4	5	1			
Insecticidas								
Promedios y totales	5,810	2,7	4,0	3,0	2,8	0,45	187960	0,010
Plaguicidas	DL 50	Ksp	R	Koc	T 1/2	C 2002	S 2002	RCP 2002
Glifosato	0,086	5	4	1	3			
Paraquat	1,840	2	4	1	5			
Clorimurón	0,196	4	4	4	3			
2,4 D sal amina	0,882	3	4	5	2			
Herbicidas						0,30		
Propiconazole	0,125	3	4	4	3			
Tebuconazole	0,063	2	4	2	2			
Funguicidas						0,20		
Cipermetrina	0,061	1	4	2	3			
Endosulfán	2,692	1	4	3	3			
Clorpirifos	2,152	1	4	3	3			
Metamidifós	50,000	5	4	5	1			
Insecticidas								
Promedios y totales	5,810	2,7	4,0	3,0	2,8	0,60	231430	0,022
Plaguicidas	DL 50	Ksp	R	Koc	T 1/2	C 2010	S 2010	RCP 2010
Glifosato	0,086	5	4	1	3			
Paraquat	1,840	2	4	1	5			
Clorimurón	0,196	4	4	4	3			
2,4 D sal amina	0,882	3	4	5	2			
Herbicidas						4,90		
Propiconazole	0,125	3	4	4	3			
Tebuconazole	0,063	2	4	2	2			
Funguicidas						0,30		
Cipermetrina	0,061	1	4	2	3			
Endosulfán	2,692	1	4	3	3			
						0,20	262070	0,223

Clorpirifos	2,152	1	4	3	3	
Metamidifós	50,000	5	4	5	1	
Insecticidas						
Promedios y totales	5,810	2,7	4,0	3,0	2,8	5,40

Referencias:

DL 50: dosis letal 50 (ton/g); **Ksp:** solubilidad (g/g); **R:** permeabilidad (4 corresponde al valor establecido para la Pampa Austral); **Koc:** coeficiente de adsorción del compuesto por la fase orgánica del suelo (g/g); **T½:** vida media de los productos utilizados (días); **C 1988:** cantidad de producto aplicada anualmente por hectárea (l/ha); **S 1988:** superficie de áreas agrícolas en el Partido (ha); y **RCP 1988:** Riesgo de contaminación por plaguicidas en el año señalado.

Fuente: Elaboración propia sobre la base de Viglizzo (2003), Vazquez y Zulaica (2010a; 2011c) y entrevistas.

Siguiendo el procedimiento especificado en la metodología, el indicador de riesgo de contaminación en 1988 arroja un valor de 0,010, en 2002 de 0,022 mientras que, en 2010 asciende a 0,223. Este ascenso de 2.130% entre 1988 y 2010 se justifica fundamentalmente por el cambio en las prácticas productivas, entre ellas, el tipo de labranza.

En este sentido, las modalidades de producción varían desde la *labranza convencional o tradicional* (que implica el laboreo del suelo anterior a la siembra) a la *labranza cero o siembra directa*, donde se siembra directamente depositando la semilla en un corte vertical de pocos centímetros. Esta técnica, si bien conforma el mejor sistema para evitar la erosión del suelo, exige mayor control químico, en especial de malezas (VIGLIZZO *et al.*, 2002), que se refleja en un incremento de la cantidad de productos aplicados por unidad de superficie a lo largo del año. Asimismo, el modelo permite la realización de “doble cultivo”, aumentando la superficie real a cultivar en el período.

Indicador: riesgo de intervención del hábitat

Dada la capacidad productiva de la región, los pastizales pampeanos han sido fuertemente sustituidos por agroecosistemas y evidencian, además de un importante nivel de degradación y fragmentación, un escaso grado de conservación.

Ese proceso se ha intensificado en las últimas décadas como consecuencia de los fuertes cambios agroproductivos. La agricultura extensiva de principios del siglo XX fue acompañada por una ganadería extensiva de baja productividad y bajo impacto ambiental; a mediados de aquel siglo proliferó una agricultura más tecnificada en rotación con una ganadería semi-extensiva y, a fines del siglo XX, principios del XXI, el sistema mixto agrícola-ganadero fue sustituido (VIGLIZZO *et al.*, 2006). En este

nuevo sistema, la agricultura y la ganadería se desacoplaron y se especializaron individualmente dentro de un planteo más intensivo (VIGLIZZO *et al.*, 2001).

A fin de dimensionar el impacto de las transformaciones agroproductivas sobre el hábitat original del Partido (bioma de pastizal) y, en consecuencia, sobre la biodiversidad, se utilizó el indicador Riesgo de Intervención del Hábitat (RIH). Dicho indicador fue calculado para 1988, 2002 y 2010, siguiendo el procedimiento detallado en la metodología. En la Tabla 3, se especifican los coeficientes aplicados para cada año y los resultados de RIH obtenidos para los distintos períodos.

Tabla 3
Partido de Tandil: Riesgo de Intervención del Hábitat entre 2002 y 2010.

	Actividades	cpSupAc	Ce	Or	Pe	Oev	Osv	RPIH	RIH
1988	Agrícolas	0,381	10	7,5	5	0	0	0,865	0,330
	Ganaderas	0,595	5	7,5	0	0	0	0,481	0,286
	Urbanas	0,005	10	7,5	5	2,5	1	1,000	0,005
	Total								0,620
2002	Agrícolas	0,469	10	7,5	5	0	0	0,865	0,406
	Ganaderas	0,518	5	7,5	0	0	0	0,481	0,249
	Urbanas	0,008	10	7,5	5	2,5	1	1,000	0,008
	Total								0,662
2010	Agrícolas	0,531	10	7,5	5	0	0	0,865	0,460
	Ganaderas	0,459	5	7,5	0	0	0	0,481	0,221
	Urbanas	0,008	10	7,5	5	2,5	1	1,000	0,008
	Total								0,689

Referencias:

cpSupAc: coeficiente de ponderación que indica la proporción de la superficie del Partido ocupada por la 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 estratos subverticales; **RPIH:** indicador de riesgo parcial de intervención del hábitat; **RIH:** indicador de riesgo de intervención del hábitat.

Fuente: Elaboración propia sobre la base de Viglizzo (2003) y Vazquez *et al.* (2011).

El cálculo del indicador de riesgo parcial de intervención del hábitat revela que, entre las actividades rurales, las agrícolas ocasionan un mayor impacto sobre el hábitat. Como la ganadería sustituye parcialmente la vegetación nativa, el coeficiente correspondiente a la cantidad de especies se reduce y el relativo a periodicidad no se considera dado que, en general, las especies utilizadas como forraje son perennes. No obstante, es importante resaltar que en los sectores del Partido en los cuales la ganadería

se desarrolla sobre pastos naturales (sectores de fuertes pendientes de las *Serranías* y en las *Planicies distales*), el riesgo parcial de intervención se reduce a un valor de 0,115 mientras que cuando se trata de pastos cultivados, el indicador podría alcanzar 0,673.

Lógicamente el indicador de riesgo parcial correspondiente a usos urbanos alcanza el máximo valor (1). Esto se debe a que el ecosistema natural se encuentra completamente sustituido. En este trabajo no se estima el riesgo parcial de intervención del hábitat asociado con las áreas ocupadas por agua. Dado que no se realizaron para este trabajo estudios específicos en los cuerpos de agua, se asume que en esta clase de uso, el riesgo es mínimo o nulo ya que la presencia de agua limita las distintas intervenciones.

Cuando se incorporan los datos relativos a la superficie de las actividades desarrolladas en la Cuenca en los distintos años, se verifica que entre 1988 y 2002 existe un incremento en el valor del RIH, el cual asciende de 0,620 a 0,662. Entre 1988-2002 el RIH se incrementa en un 6,84% mientras que en el período 2002-2010 ese incremento es del 3,94% (RIH en 2010: 0,689).

Discusión final y conclusiones

La clasificación de imágenes satelitales de tres años diferentes permitió analizar los cambios en los usos de la tierra en el partido de Tandil, poniendo en evidencia el avance de la agricultura en desmedro de la ganadería. Si bien el Partido se destaca por su carácter netamente agropecuario, en los años analizados (1988, 2002, 2010) se manifiestan transformaciones variables y significativas respecto de las actividades predominantes en los establecimientos.

Cuando se comparan los datos de la expansión agrícola en distintas provincias de la Región Pampeana, se observa que el proceso de agriculturización es muy intenso en el Partido. En ese sentido, retomando el estudio de Orúe *et al.* (2007), la superficie dedicada a cultivos anuales se expandió durante el período 1988-2002 a una tasa del 14,3% en Córdoba, 9,9% en Entre Ríos, 9,8% en Santa Fe y 6,0% en Buenos Aires. En Tandil, en ese mismo período, la tasa de expansión fue del 23,1%.

Se verifican correspondencias entre los estadísticos obtenidos en la clasificación de imágenes y los datos censales de 1988 y 2002. Dado que no se dispone de información oficial más actualizada, no fue posible efectuar comparaciones para 2010.

Esta limitación, también se presenta en el análisis de datos relativos a estructura de los establecimientos agropecuarios y regímenes de tenencia de la tierra. En consecuencia, las tendencias indicadas en el presente trabajo para estas variables, se corresponden con información cualitativa recabada en campo.

La comparación de los cambios en los usos de la tierra muestra que el incremento de la superficie agrícola entre 1988 y 2002 (23,1%) y entre 2002 y 2010 (13,2%), se produjo a expensas de la reducción de áreas destinadas a ganadería (13,0% y 11,3%, en cada período, respectivamente). Asimismo, el proceso de agriculturización, que se tradujo en la reducción de áreas destinadas a pastizales naturales y pasturas, se vio favorecido por la presencia de un período más seco que tuvo sus comienzos a mediados de la última década analizada. En relación con ello, se observa una reducción de la superficie ocupada por cuerpos de agua del 61,0% en el primer período y del 78,8% entre 2002 y 2010.

La ciudad Tandil, cabecera del Partido, es una localidad consolidada en materia de infraestructura, servicios, diversidad de actividades que ofrece, en términos generales, condiciones satisfactorias de habitabilidad. Entre las ciudades intermedias de la provincia de Buenos Aires, Tandil se presenta como una opción interesante a la hora de elegir un lugar para vivir. Esta tendencia se manifiesta de manera considerable en ambos períodos estudiados y fundamentalmente en el segundo, traduciéndose en el crecimiento del área urbana (25,8% entre 1988 y 2002 y 44,3% entre 2002 y 2002). Si se calculan las tasas de crecimiento anual del área urbana, se observa que la ciudad creció un 1,8% en el período 1988- 2002 y un 5,5% en 2002-2010.

Las transformaciones agroproductivas, basadas en un modelo de agricultura permanente, fueron relativamente semejantes en ambos períodos; esto se evidencia al calcular las tasas de agriculturización anual. Así, para 1988-2002, la tasa de crecimiento anual de las áreas agrícolas alcanzó el 1,65%, mientras que, para 2002-2010, la diferencia es prácticamente irrelevante (1,66%). Sin embargo, cuando se comparan las tasas de crecimiento anual de las áreas ganaderas se verifica una tendencia negativa más acentuada, en el segundo período analizado (-0,93 entre 1988 y 2002 y -1.41 entre 2002 y 2010).

Esta ligera tendencia a una mayor pérdida de áreas ganaderas en el segundo período, se observa al comparar la tasa de crecimiento anual del indicador RIH. En ese sentido, en el primer período, la tasa de incremento del indicador fue de 0,07% por año,

mientras que entre 2002 y 2010, ese valor asciende a 0,18. Las áreas en las que se conservan los hábitats naturales, es decir importantes relictos de pastizales pampeanos con diferentes niveles de intervención, se corresponden con sectores más deprimidos de la *Planicie distal* y con las *Serranías*, compartimentos definidos por Sánchez *et al.* (1999).

Para el caso del indicador RCP, los resultados muestran diferencias mucho más acentuadas en el segundo período. La tasa de incremento anual entre 1988 y 2002 fue del 8,57% en tanto que, entre 2002 y 2010 fue de 114,2%. El análisis de los resultados obtenidos, permite comprobar que el actual modelo agroproductivo, basado en la agricultura permanente, demanda la aplicación sostenida de plaguicidas y el incremento de la cantidad de litros utilizados por año. Este hecho, comprobado claramente en la estimación del RCP, se vincula fundamentalmente, con una fuerte intensificación de la agricultura asociada con la introducción de innovaciones tecnológicas y el doble cultivo al año.

En cuanto a las áreas ocupadas por agua, se evidencia una tasa negativa de crecimiento del 4,4% anual en el período 1988-2002, siendo mucho más relevante entre 2002 y 2010, período en el que desciende a un 9,8% por año. Como fue mencionado antes, este dato se correlaciona con la presencia de un período más seco que también ha incidido en el avance de la agricultura.

Los resultados obtenidos muestran una tendencia a la intensificación agrícola en el partido de Tandil, cuyo análisis podría profundizarse contemplando mayor cantidad de años y actualizando los resultados de manera sistemática. En ese sentido, es importante destacar la importancia del uso de información captada por sensores remotos para obtener información con buena resolución espacial y temporal que, una vez procesada, permita disponer de mapas base que contribuyan al conocimiento del estado de situación de los sistemas productivos del Partido, analizar su evolución, evaluar las consecuencias y diseñar estrategias tendientes a la sostenibilidad ambiental del territorio.

El análisis de los indicadores de sustentabilidad, revela la acentuación de los problemas ambientales y se condice con lo expresado por Altieri (1999), quien manifiesta que la agricultura, a partir de la revolución verde, trajo aparejado problemas tales como, contaminación de suelos y aguas por el uso extensivo de agroquímicos, sustitución y simplificación de los ecosistemas nativos con pérdidas de biodiversidad, fragmentación extrema de los ecosistemas, pérdida de suelos, entre otros. No obstante

los problemas mencionados, se evidencia en América Latina una fuerte voluntad por parte de los gobiernos para avanzar en la puesta en marcha de proyectos de desarrollo territorial rural tendientes a resolver algunos de los problemas estructurales del mundo rural (SILI, 2007). En este contexto, el paradigma de la agricultura sustentable, que surge como respuesta a la agudización de los impactos, plantea que el logro de sus objetivos depende de una correcta gestión social, política, económica, tecnológica y ambiental, basadas en valores éticos (ZAHEDI y GUDYNAS, 2008).

Notas

¹ De acuerdo con Manuel-Navarrete *et al.* (2005), el proceso denominado “agriculturización”, ha sido definido como el uso creciente y continuo de las tierras para cultivos agrícolas en reemplazo de usos ganaderos o mixtos y, desde la perspectiva de la región pampeana, se lo vincula con los cambios tecnológicos, intensificación ganadera, expansión de la frontera agropecuaria hacia regiones extrapampeanas y tendencia al monocultivo de soja o la combinación trigo-soja.

² Los datos del balance hídrico realizado por Ruiz de Galarreta y Banda Noriega (2010) para el período 1900-2000, muestran un valor promedio anual de precipitación de 838 mm, una evapotranspiración real y potencial de 649 mm y 712 mm, respectivamente, un déficit poco significativo de 18 mm en total en los meses de diciembre, enero y febrero y, excesos hídricos de 144 mm distribuidos de mayo a noviembre.

³ En cuanto al concepto del término “tierra”, la FAO (1972) afirma que la tierra constituye una porción geográficamente definida del planeta, cuyas características integran atributos razonablemente estables o predeciblemente cíclicos de la biósfera, y que sobreyacen o subyacen a la superficie del área, incluyendo la atmósfera, el suelo, el sustrato geológico, las aguas, las poblaciones de plantas y animales, como asimismo los resultados de todas las intervenciones de la ocupación y uso humano del área, en la medida en que los atributos naturales y culturales resultantes de la intervención influyan apreciablemente sobre el uso actual y futuro que haga el hombre.

⁴ La explotación agropecuaria (EAP) es la unidad estadística censal, definida como unidad de organización de la producción que produce bienes agrícolas, pecuarios o forestales destinados al mercado; tiene una dirección ejercida por el productor que asume la gestión y los riesgos de la actividad productiva, con una superficie no menor a 500 m², integrada por una o varias parcelas ubicadas dentro de los límites de una misma Provincia; utiliza en todas las parcelas algunos de los mismos medios de producción de uso durable y parte de la misma mano de obra (INDEC, 2002).

Referencias

ALTIERI, M. Agricultura tradicional y la conservación de la biodiversidad. En: MATTEUCCI, S.; SOLBRIG, O.; MORELLO, J. y HALFFTER, G. (editores). Biodiversidad y uso de la tierra; conceptos y ejemplos de Latinoamérica. Buenos Aires: EUDEBA, Col. C.E.A. 24, 1999, p. 71-83.

ALTIERI, M. Bases Agroecológicas para una agricultura sustentable. En: ALTIERI, M. y NICHOLL, C. (editores). Agroecología, Teoría y práctica para una agricultura

sustentable. México: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Red de Formación Ambiental para América Latina y el Caribe, 2000, p. 13-44.

ARMAND, M. Télédétection, urbanisme et aménagement. Toulouse: Groupement pour le développement de la télédétection aérospatiale (GDTA), 1995, 150 p.

ATLAS AMBIENTAL DE BUENOS AIRES. Proyecto de la Agencia de Promoción Científica y Tecnológica de la Secretaría de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva de la Nación y del Gobierno de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires Disponible en: <http://www.atlasdebuenosaires.gov.ar>. Consulta realizada el 17 de marzo de 2010.

BOLGER, D. T.; ALBERTS, A. C.; SAUVAJOT, R. M.; POTENZA, P.; McCALVIN, C.; TRAN, D., MAZZONI, S. y SOULÉ, M. E. Response of rodents to habitat fragmentation in coastal Southern California. *Ecological Applications*, Ecological Society of America, 7: 552-563, 1997.

CALDUCH CERVERA, R. Métodos y técnicas de investigación en relaciones internacionales. Madrid: Curso de doctorado, Universidad Complutense de Madrid, 2003, 161 p.

CANTER, L. W. Manual de evaluación de impacto ambiental; Técnicas para la elaboración de estudios de impacto. Madrid: Editorial McGraw-Hill, 1998, 841 p.

CHANDER, G. y MARKHAM, B. Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges. *Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, IEEE, Vol. 41, N° 11, p. 2674-2677, 2003.

CHANDER, G.; MARKHAM, B. y BARSÍ, J. Revised Landsat-5 Thematic Mapper Radiometric Calibration. *Geoscience and Remote Sensing Letters*, IEEE, Vol. 4, N° 3, p. 490-494, 2007.

CHUVIECO, E. Teledetección Ambiental; La observación de la tierra desde el espacio. Barcelona: Editorial Ariel Ciencia, 2007, 586 p.

CONESA FERNÁNDEZ-VÍTORA, V. Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, cuarta edición, 2010, 864 p.
FAO. Evaluación de tierras para la planificación del medio rural; un método ecológico. En: BEEK, K. J. y BENNEMA, J. (editores). Proyecto Regional FAO/PNUD RLA 70-457. Santiago de Chile: Oficina Regional para América Latina, 1972, 101 p.

GHERSA, C. M. y MARTÍNEZ-GHERSA, M. A. Cambios ecológicos en los agroecosistemas de la Pampa Ondulada; Efectos de la introducción de la Soja. *Ciencia e Investigación*, Facultad de Farmacia y Bioquímica, UNMSM, 5: 182-188, 1991.

GUIMARÃES, R. P. Desarrollo sustentable en América Latina y el Caribe: desafíos y perspectivas a partir de Johannesburgo. En: ALIMONDA, H. Los tormentos de la

materia; Aportes para una ecología política latinoamericana. Buenos Aires: Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales, 2002.

GUZMÁN CASADO, G. y ALONSO MIELGO, A. La investigación participativa en agroecología: una herramienta para el desarrollo sustentable. *Ecosistemas*, Vol. 16 (1), 2007.

INDEC. Censo Nacional de Agropecuario de la Provincia de Buenos Aires. Buenos Aires: Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 2002.

INDEC. Censo Nacional de Agropecuario de la Provincia de Buenos Aires. Buenos Aires: Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 1988.

LAPITZ, R.; EVIA, G. y GUDYNAS, E. Soja y carne en el Mercosur; comercio, ambiente y desarrollo agropecuario. Montevideo: Coscoroba Ediciones, 2004, 192 p.

LATTUADA, M. El crecimiento económico y el desarrollo sustentable en los pequeños y medianos productores agropecuarios argentinos de fines del siglo XX. En: X Jornadas de la Asociación Argentina de Extensión Rural, Mendoza, Argentina, 2000.

LAZZARINI, A. Avances en el análisis del CNA 2002 y su comparación con el CNA 1988. Documento de difusión inscripto en el marco del Proyecto de Beca Profesional de Iniciación: Sistematización y análisis del Censo Nacional Agropecuario 2002. Buenos Aires: Instituto de Economía y Sociología, INTA, 2004, 33 p.

MANUEL-NAVARRETE, D. y GALLOPÍN, G. 2007. Integración de políticas, sostenibilidad y agriculturización en la pampa argentina y áreas extrapampeanas. Santiago de Chile: Serie Seminarios y Conferencias, CEPAL, N° 50, 2007, 34 p.

MANUEL-NAVARRETE, D.; GALLOPÍN, G.; BLANCO, M.; DÍAZ-ZORITA, M.; FERRARO, D.; HERZER, H.; LATERRA, P.; MORELLO, J.; MURMIS, M.R.; PENGUE, W.; PIÑERO, M.; PODESTÁ, G.; SATORRE, E.H.; TORRENT, M.; TORRES, F.; VIGLIZZO, E.; CAPUTO, M.G. y CELIS, A. Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extrapampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas. Santiago de Chile: Serie Medio Ambiente y desarrollo, División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos, CEPAL, N° 118, 2005, 65 p.

MORELLO, J.; BUZAI, G. D., BAXENDALE, C. A.; RODRÍGUEZ A. F.; MATTEUCCI, S. D., GODAGNONE, R. E. y CASAS, R. R. Urbanization and the consumption of fertile land and other ecological changes: the case of Buenos Aires. *Environment and Urbanization*, IIED, London, UK, 12 (2): 119-131, 2000.

NOGAR, G. y NOGAR, L. Cambios en los usos del suelo rural en Tandil: biocombustible, soja y sustentabilidad. Estado de situación. En: IV Congreso Internacional de la Red Sial ALFATER 2008, Mar del Plata, Argentina, 2008.

NOGAR, L.; PESOLANO, B. y PICONE, N. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo rural en el partido de Tandil. En: I Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica y IV Reunión de Usuarios de Tecnologías de la Información Geográfica del NEA, Laboratorio de Tecnologías de la Información Geográfica, Universidad Nacional del Noreste y CONICET, Resistencia, Argentina, p. 263-273, 2011.

ODUM, E. P. Ecología: bases científicas para un nuevo paradigma. Barcelona: Ediciones Vedral, 1992, 282 p.

ORÚE, M. E.; LATERRA, P. Y CABRIA, F. Expansión de la frontera agrícola en Argentina y erosión hídrica: mapas de riesgo utilizando el Modelo Usle con apoyo de SIG. En: RIVAS, R.; GRISOTTO, A. y SACIDO, M. (editores). Teledetección - Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional. Mar del Plata: Editorial Martín, 2007, p. 185-192.

PANAYOTOU, T. Estrategias económicas para la agricultura sustentable en la Pampa Argentina. En: VAINESMAN, L. y SOLBRIG O.T. (editores). Hacia una agricultura productiva y sostenible en la pampa. Buenos Aires: Orientación Gráfica Editora, 1998, 273 p.

PARUELO, J. M.; GUERSCHMAN, J. P. y VERÓN, S. R. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. Revista Ciencia Hoy, Asociación Civil Ciencia Hoy 15: 14-23, 2005.

PENGUE, W. A. Producción agroexportadora e (in)seguridad alimentaria: El caso de la soja en Argentina. Revista Iberoamericana de Economía Ecológica, Red Iberoamericana de Economía Ecológica, Vol. 1, p. 46-55, 2004.

RABINOVICH, J. y TORRES, F. Caracterización de los síndromes de sostenibilidad del desarrollo: El caso de Argentina. Santiago de Chile: Documento LC/L.2155-P, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), 2004, 97 p.

REBORATTI, C. Ambiente y sociedad: conceptos y relaciones. Buenos Aires: Editorial Planeta, 2000.

RUEDA, S. Modelos e indicadores para ciudades más sostenibles. Cataluña: Fundació Fòrum Ambiental, 1999, 38 p.

RUIZ DE GALARRETA, A. y BANDA NORIEGA, R. Caracterización del recurso hídrico y su calidad vinculada a la presencia de nitratos en el partido de Tandil. En: Centro de Investigaciones Ambientales (CINEA). Estudios Ambientales II, Tandil y área de influencia. Tandil: Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, 2010, p. 71-79.

SÁNCHEZ, R. O.; MATTUS, G. y ZULAICA, L. Compartimentación ecológica y ambiental del Partido de Tandil (Provincia de Buenos Aires). En: Congreso Ambiental '99, Programa de Estudios Ambientales, Universidad Nacional de San Juan, San Juan, Argentina, 1999, p. 338-346.

SARANDÓN, S. J. El desarrollo y uso de indicadores para evaluar la sustentabilidad de los agroecosistemas. En: SARANDÓN, S. J. (editor). Agroecología: El Camino hacia una agricultura sustentable. La Plata: Ediciones Científicas Americanas (E.C.A), 2002, p. 393-414.

SATORRE, E. H. Aumentar los rendimientos en forma sustentable en la Pampa Argentina: Aspectos generales. En: VAINESMAN, L. y SOLBRIG O. T. (editores). Hacia una agricultura productiva y sostenible en la pampa. Buenos Aires: Orientación Gráfica Editora, 1998, 273 p.

SCHROEDER, T.; COHEN, W.; SONG, C.; CANTY, M. y YANG, Z. Radiometric correction of multi-temporal Landsat data for characterization of early successional forest patterns in western Oregon. Remote Sensing of Environment, Elsevier Science, N° 103, p. 16-26, 2006.

SILI, M. Fragmentación territorial y desarrollo rural; nuevas interpretaciones y propuestas para el desarrollo de los territorios rurales en un contexto de globalización. Buenos Aires: Serie Desarrollo Sustentable, Documento de Trabajo N° 1, Banco Mundial, 2007, 30 p.

SOLBRIG, O. T. Observaciones sobre biodiversidad y desarrollo agrícola. En: MATTEUCCI, S.; SOLBRIG, O.; MORELLO, J. y HALFFTER, G. (editores). Biodiversidad y uso de la tierra; conceptos y ejemplos de Latinoamérica. Buenos Aires: EUDEBA, Col. C.E.A. 24, 1999, p. 29-39.

SOLBRIG, O. T. y MORELLO, J. Reflexiones generales sobre el deterioro de la capacidad productiva en la Pampa Húmeda argentina. En: SOLBRIG, O. T. y MORELLO, J. (editores). Argentina Granero del Mundo ¿Hasta Cuándo? Buenos Aires: Orientación Gráfica Editora, 1997, p. 1-28.
SOLER MONTIEL, M. OMC, PAC y Globalización agroalimentaria. Viento Sur N° 94: p. 37-45, 2007.

SORIANO, A. y AGUIAR, M. R. Estructura y funcionamiento de los agroecosistemas. Ciencia e Investigación, Facultad de Farmacia y Bioquímica, UNMSM, 50: 63-73, 1998.

SOUDANI, K.; FRANCOIS, C.; LE MAIRE, G.; LE DANTEC, V. y DUFRÊNE, E. Comparative analysis of IKONOS, SPOT, and ETM+ data for leaf area index estimation in temperate coniferous, and deciduous forest stands. Remote Sensing of Environment, N° 102, p. 161-175, 2006.

VAZQUEZ, P. Comparación temporal de la sustentabilidad de dos modalidades de producción agrícolas (Tandil, Argentina). Tesis de Licenciatura en Diagnóstico y Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil, Argentina, 2004.

VAZQUEZ, P.; KRISTENSEN, M. J. y GIARRATANO, M. Loss of remnant biological corridors in the pampas environment due to changes in agricultural practices (Tandil, Buenos Aires, Argentina). En: *Diversitas OSC2 Biodiversity and Society, Understanding connections, adapting to change*, Cape Town, South Africa, 2009.

VAZQUEZ, P. y ZULAICA, L. Análisis comparativo de los cambios en el uso de la tierra (1998-2008) por ambientes geomorfológicos en la Cuenca del río Quequén Grande (Provincia de Buenos Aires), mediante sensores remotos. En: CARBONE, M. E.; MELO, W. D. y ÁNGELES G. R. (editores). *Tecnologías de la Información Geográfica del Sur Argentino*. Bahía Blanca: Universidad Nacional del Sur, 2010a, p. 15-31.

VAZQUEZ, P. y ZULAICA, L. Implicancias ambientales de las transformaciones agroproductivas en la Cuenca del río Quequén Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina). En: *X Congreso de Aguas Subterráneas y Desarrollo Sustentable de los Pueblos Latinoamericanos*, Asociación Latinoamericana de Hidrología Subterránea para el Desarrollo, Caracas, Venezuela, 2010b.

VAZQUEZ, P. y ZULAICA, L. Nuevas tendencias agroproductivas y su incidencia en la sustentabilidad de los agroecosistemas. En: *I Congreso Latinoamericano (IV Argentino) de Conservación de la Biodiversidad*, Universidad Nacional de Tucumán, San Miguel de Tucumán, Argentina, 2010c.

VAZQUEZ, P. y ZULAICA, L. Cambios en el uso de la tierra del partido de Tandil y principales impactos ambientales. En: *VIII Jornadas Patagónicas de Geografía*, Facultad de Humanidades y Ciencias Sociales, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Comodoro Rivadavia, Argentina, 2011a.

VAZQUEZ, P. y ZULAICA, L. Cambios agroproductivos y problemas ambientales en la Cuenca del río Quequén Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Revista Geografía*, Associação de Geografia Teórica (AGETEO), Universidade Estadual Paulista, Vol. 36, Nº 2, p. 283-296. 2011b.

VAZQUEZ, P. y ZULAICA, L. Aplicación de sensores remotos al estudio de los cambios en el uso de la tierra y su incidencia sobre el hábitat en la Cuenca del río Quequén Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Revista Geografia em Questão*, Associação dos Geógrafos Brasileiros, Seção Local - Marechal Cândido Rondon, Vol. 4, Nº 2, p. 270-289, 2011c.

VAZQUEZ, P.; SACIDO, M. y ZULAICA, L. Evolución de las transformaciones agroproductivas y consecuencias sobre la flora nativa en la Cuenca del río Quequén Grande (provincia de Buenos Aires) en los períodos 1988-1998 y 1998-2008. En: *I Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica y IV Reunión de Usuarios de Tecnologías de la Información Geográfica del NEA*, Laboratorio de Tecnologías de la Información Geográfica, Universidad Nacional del Noreste y CONICET, Resistencia, Argentina, p. 468-478, 2011.

VIGLIZZO, E. Manual AGRO-ECO-INDEX. Buenos Aires: Programa Nacional de Gestión Ambiental Agropecuaria-Proyecto de Eco-Certificación, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 2003.

VIGLIZZO, E.; LÉRTORA, F.; PORDOMINGO, A.; BERNARDOS, J.; ROBERTO, Z. y DEL VALLE, H. Ecological lessons and applications from one century of low intensity farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 81: 65-81, 2001.

VIGLIZZO, E. F.; PORDOMINGO, A. J.; CASTRO, M. G. y LÉRTORA, F. A. La sustentabilidad ambiental de la agricultura pampeana ¿oportunidad o pesadilla?. *Revista Ciencia Hoy*, Asociación Civil Ciencia Hoy, Vol. 12, N° 8, p. 38-51, 2002.

VIGLIZZO, E. F.; PORDOMINGO, A. J.; CASTRO, M. G. y LÉRTORA, F. Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, Center for Research on Sustainable Forests, University of Maine, 87: 169-195, 2003.

VIGLIZZO, E.; FRANK, F. y CARREÑO, L. Situación ambiental en las ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. En: BROWN, A.; U. MARTÍNEZ ORTIZ; M. ACERBI y J. CORCUERA (editores). *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre, 2006. p. 263-278.

WILCOX, B. A. Insular ecology and conservation. En: SOULÉ, M. E. y WILCOX, B. A. (editores). *Conservation Biology: an Evolutionary-Ecological Perspective*. Sunderland, MA: Sinauer Associates, 1980, p. 95-117.

ZAHEDI, K. y GUDYNAS, E. Ética y desarrollo sostenible. América Latina frente al debate internacional. En: GOTTSBACHER, M. y LUCATELLO, S. (compiladores). *Reflexiones sobre la ética y la cooperación internacional para el desarrollo: los retos del siglo XXI*. México: Instituto Mora, 2008, p. 273-292.

ZULAICA, L. Aproximación al dimensionamiento de la problemática ambiental de los sistemas ecológicos de la cuenca del arroyo Langueyú (Partido de Tandil). *Contribuciones Científicas*, Sociedad Argentina de Estudios Geográficos, Vol. 65, p. 369-389, 2004.

ZULAICA, L. Transformaciones territoriales en el sector sur del periurbano marplatense: causas y consecuencias ambientales. Tesis de Doctorado en Geografía, Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina, 2010.

Recebido em 30/09/2011 Aceito para publicação em 14/01/2012
--