

RELACIÓN CARTOGRÁFICA ENTRE VARIABLES HIDROLÓGICAS Y DE DEGRADACION POR PÉRDIDA DE SUELO SUPERFICIAL: SITIO PILOTO A° ESTACAS, ENTRE RÍOS

Ramiro J. Pighini ^{1*}, Ana B. Wingeyer ², Leticia B. Rodríguez ³, Marcelo G. Wilson ², Emmanuel A. Gabioud ², Natalia V. Van Opstal ²

¹ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnica. Argentina

² Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Estación Experimental Agropecuaria Paraná. Argentina

³ Centro de Estudios Hidro-ambientales, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad del Litoral. Argentina

RESUMEN

El aumento del área agrícola en el norte de la provincia de Entre Ríos resulta de la pérdida del bosque nativo. Este cambio del uso del suelo impacta los servicios ecosistémicos que brindan las cuencas hidrográficas, e incrementa el riesgo de degradación y pérdida de suelo por erosión. Actualmente el límite de pérdida de suelo utilizado para diseñar prácticas de sistematización de tierras es 15 Mg.ha⁻¹.año⁻¹, valor tres veces mayor al umbral para una producción sustentable. Este trabajo relaciona la cartografía de variables hidrológicas y pérdida de suelos para localizar y caracterizar áreas vulnerables a la erosión hídrica, como herramientas de ordenamiento territorial de cuencas. Se usaron los parámetros de curva número (CN), índice topográfico (TCI) y la ecuación USLE. Se trabajó en un entorno SIG en la cuenca del A° Estacas, con resolución espacial de 30 metros. Las imágenes fueron referenciadas al sistema POSGAR 2007 – FAJA 5. Como datos de entrada se utilizó: MDE ALOS PALSAR, carta de suelos de la provincia a escala 1:100.000, precipitación media anual, e imágenes Landsat 8. Se realizaron estadísticas por composición de mapas, gráficos de densidad por Kernel y ajuste por estimadores de máxima verosimilitud. Se observó que la pérdida de suelo se incrementa directamente con la generación de escurrimiento (CN), e inversamente con la probabilidad de encharcamiento (TCI). La cartografía generada verificó que reducir el umbral de pérdida de suelo a 3 Mg.ha⁻¹.año⁻¹ es factible como límite para una producción sustentable en la cuenca, independientemente del uso de suelo. Se definieron sectores que requieren una rápida acción correctiva, donde las pérdidas de suelo superan las 15 Mg.ha⁻¹.año⁻¹. Además, se identificaron áreas vulnerables entre 5 y 15 Mg.ha⁻¹.año⁻¹, tanto bajo uso agrícola como ganadero, donde se necesita revisar la intervención.

Palabras clave: hidrología, erosión hídrica, índice topográfico, curva número

CARTOGRAPHIC RELATIONSHIP BETWEEN HYDROLOGICAL VARIABLES AND DEGRADATION TO SURFACE SOIL LOSS: PILOT SITE A° ESTACAS, ENTRE RÍOS

ABSTRACT

Expansion of agricultural land use in the north of Entre Ríos province diminishes land occupied by native forests. At watershed scale, this change in land use impacts the provision of ecosystem services and increases soil's degradation and water erosion. Current limit of soil loss for design of terraces is 15 Mg.ha⁻¹.yr⁻¹, three times larger than FAO threshold for sustainable agricultural production. In this work the mapping of hydrological variables and soil loss is combined to determine and characterize vulnerable areas to soil water erosion, as tools for watershed land use planning. The parameters of curve number (CN), topographic index (TCI) and the USLE equation were used. Work was carried out in a GIS environment in the A° Estacas watershed, with a spatial resolution of 30 meters. The images were referenced to the POSGAR 2007 - FAJA

* Autor de contacto:
pighini.ramiro@inta.gob.ar

Recibido:
16-05-22

Recibido con revisiones:
01-09-22

Aceptado:
06-09-22

5 system. The input data used were: ALOS PALSAR DEM, soil map of the province at a scale of 1:100,000, average annual precipitation, and Landsat 8 images. Statistical methods included univariate analyses, Kernel density distribution, and maximum likelihood. Soil loss increased directly with runoff generation (CN), and inversely with the probability of waterlogging (TCI). The generated mapping verified that regardless of land use, it is feasible to reduce the soil loss threshold for sustainable production in the basin to 3 Mg.ha⁻¹.yr⁻¹. The proposed mapping defined areas requiring rapid corrective actions, where estimated soil losses exceeded 15 Mg.ha⁻¹.yr⁻¹. In addition, the mapping allowed to localize vulnerable areas within the watershed, with soil loss between 5 and 15 Mg.ha⁻¹.yr⁻¹, under agricultural and livestock use, where their intervention should be reviewed.

Keywords: hydrology, water erosion, topographic index, curve number

INTRODUCCIÓN

Las cuencas hidrográficas son unidades funcionales del paisaje que captan, acumulan y distribuyen el agua de lluvia en la naturaleza. Si bien están delimitadas por una superficie de captación y escorrentía de precipitaciones, si se consideran los procesos de protección del suelo y vegetación, de amortiguación de crecidas de cauces y de suministro de agua para consumo humano, su área de influencia ambiental excede estos límites (Comisión Económica para América Latina y el Caribe [CEPAL], 2013). Estos servicios ambientales son vulnerables frente a la combinación de condicionantes de carácter biofísico, como el cambio climático, y los múltiples usos e intereses de la tierra que ocurren en las cuencas hidrológicas (Gagneten et al., 2020; Wilson et al., 2020b). Por ello es de suma importancia incluir el ordenamiento territorial de cuencas hidrográficas en la perspectiva de los impactos del cambio global (Botelho y Silva, 2014).

La Provincia de Entre Ríos está caracterizada por una amplia red hidrográfica, marcada por la heterogeneidad de la topografía, suelos y vegetación, y la elevada susceptibilidad a la erosión hídrica. Aproximadamente, el 12% de su superficie tiene aptitud netamente agrícola, mientras que la mayor parte de la superficie tiene aptitud ganadera. Sin embargo, la provincia no ha sido ajena al importante cambio en el uso de la tierra de los últimos 30 años debido a la conversión de pastizales y bosques nativos hacia agricultura (Sasal et al., 2017).

La repercusión de los cambios en uso y manejo del suelo sobre la degradación del ecosistema de la zona, ha sido una preocupación de varios autores. Arbuat Moraes (2009) determinó una disminución del 6,5% del área de bosque nativo entre 1986 y 2006 en la cuenca del A° Feliciano, que generó un 25% de aumento de la escorrentía máxima. En la misma cuenca, Morresi y Zucarelli (2010) al estudiar los caudales líquidos y sólidos de seis tormentas entre 1986 y 2006 determinaron una relación directa y sostenible entre el aumento del área sembrada con soja y el escurrimiento directo. El área de bosque nativo en la cuenca del A° Feliciano presentó una reducción de 8,5% entre 2006 y 2017, acumulando así un 15% en 30 años (Sione et al., 2020). En la cuenca del A° Estacas, el área con bosque nativo se redujo un 18% entre 1987 y 2017, a una tasa anual media de -0,6%, y con una expansión de la superficie agrícola en la misma proporción. Dicho aumento del área agrícola se localizó en tierras más aptas para la actividad en un inicio, y luego se expandió en relación a la cercanía de rutas y caminos, impactando la calidad del agua (Van Opstal et al., 2022). La dinámica espacio temporal de cambio de uso del suelo en la cuenca permitió avanzar en la caracterización topográfica de secciones de control de subcuencas del A° Estacas con mayor actividad agrícola y sin acciones de conservación, y subcuencas con predominio de actividades ganaderas (Pighini et al., 2019). Ese estudio concluyó que la mayor inestabilidad e irregularidad en las secciones de cuencas agrícolas son provocadas por el mayor porcentaje de escurrimiento superficial en relación al agua precipitada y un fuerte proceso de pérdida de suelos, con zonas de flujo encauzado (cárcavas) y de inundación en crecidas.

La degradación de suelos en cuencas hidrográficas como consecuencia de la erosión hídrica ocasiona efectos negativos, generando nuevos cursos de agua por la formación de cárcavas y el aumento de la sedimentación en zonas bajas, perjudicando la vida acuática y el riesgo de inundaciones de zonas productivas y urbanas (Cotler et al., 2007). Las áreas más afectadas por la erosión hídrica frente a eventos de escorrentía cada vez más crecientes por los cambios de uso, son las que poseen mayor susceptibilidad a este fenómeno (Sepulcri et al., 2012). Para conocer estas áreas y proponer una buena gestión de los recursos, es necesario establecer fronteras de estudio y de toma de decisiones en un espacio determinado por la cartografía hidrológica y de riesgo, herramientas imprescindibles para la planificación y el ordenamiento (Alves y Burgos, 2019). Si bien el incremento de la superficie agrícola ha exacerbado los procesos de de-

gradación de suelos por erosión hídrica (Morresi y Zucarelli, 2010; Pighini et al., 2019), no se ha avanzado en la evaluación de la relación entre la pérdida del suelo y las variables hidrológicas representativas, para identificar zonas de riesgo ambiental que permitan un ordenamiento efectivo de cuencas.

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura propone 4 clases de vulnerabilidad a la pérdida de suelos: ligera, moderada, grave y muy grave (FAO, 1980). Uno de los factores más importantes para la determinación de cada clase es el porcentaje de productividad, el cual varía en rangos de 100% (más productiva) a menos del 25% (menos productiva) para una erosión ligera a muy grave, respectivamente. El umbral de 15 Mg.ha⁻¹.año⁻¹ de pérdida de suelos (Scotta et al., 1986) estimado para la región del litoral como límite de pérdida de suelo por erosión hídrica para una producción sustentable, implica el cambio de una erosión moderada a grave, y la pérdida de más de un 35% de productividad. Es importante señalar que estos umbrales han sido propuestos para los métodos de labranza utilizados en los años 70 y 80. Debido a los cambios en los sistemas de tecnología agrícola de los últimos 30 años (por ejemplo, la implementación de la siembra directa), y la disponibilidad de información sobre condicionantes biofísicos (cambio climático), la generación de cartografía hidrológica podría contribuir a la actualización y adecuación del umbral de pérdida de suelo por erosión hídrica para una producción sustentable.

Diferentes variables de la cartografía hidrológica cobran relevancia en relación al proceso de erosión hídrica: la curva número (CN) como indicador de la potencialidad de generar volúmenes de escurrimiento (Natural Resources Conservation Service [NRCS], 2004a), el índice topográfico (TCI) para estimar la probabilidad de saturación del suelo y encharcamiento de agua (Kirbky y Weyman, 1974), y la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos (USLE) para estimar la pérdida potencial de suelos (Wischmeier y Smith, 1978). Se considera como hipótesis que la integración de éstas variables contribuirá a la identificación de sectores susceptibles a la pérdida de suelo. Por ende, el objetivo de este trabajo es investigar la relación entre las variables hidrológicas y de pérdida de suelo superficial del A° Estacas, a través de la cartografía de las mismas, que servirán posteriormente, como herramientas para el ordenamiento territorial de la cuenca. Además, se espera contribuir a la caracterización de diferentes umbrales de pérdida de suelo en relación a las diferentes variables que generan la CN.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

La cuenca del A° Estacas, afluente del A° Feliciano, (Figura 1) localizada en el Departamento La Paz, constituye un sitio piloto del Observatorio Nacional de Degradación y Desertificación de Tierras (ONDTyD) (<http://www.desertificacion.gob.ar/>). Esta cuenca de 728,2 km² es representativa de la heterogeneidad de la fisiografía de la provincia de Entre Ríos (Pighini et al., 2019). Recibe una precipitación anual promedio de 1.100 mm, y la vegetación nativa se caracteriza por bosque disperso semi-xerófito, correspondiente a la provincia fitogeográfica del "Espinal", distrito del "Ñandubay" (dominio chaqueño) (Cabrera, 1976). Se manifiesta un importante efecto de la topografía como también de los suelos arcillosos con predominio de esmectitas (Vertisoles, Alfisoles y Molisoles con horizontes B muy desarrollados), en el balance hídrico (Gaspari et al., 2021; Plan Mapa de Suelos, 1990).

Información cartográfica utilizada

El procesamiento y generación de mapas se realizó en un entorno de Sistemas de Información Geográfica (SIG). Se utilizó el software SIG GRASS (Geographical Resources Analysis Support System), desarrollado por el Cuerpo de Ingenieros de los EEUU (1991). Todos los mapas fueron referenciados según el sistema WGS84 con proyección POSGAR 2007 – FAJA 5. La información de suelos fue tomada de las cartas de suelos de la Provincia de Entre Ríos en escala 1:100.000 (Plan Mapa de Suelos, 1990). Para las variables topográficas y morfológicas de la cuenca, se usó un Modelo Digital de Elevación (MDE) de la misión ALOS-PALSAR (Advanced Land Observation Satellite) de la Agencia Japonesa de Exploración Aeroespacial (JAXA), con una resolución espacial de 12,5 m. El MDE fue procesado para filtrar y rellenar celdas que poseían depresiones. Para las coberturas de suelo se contó con una clasificación supervisada de 2.500 puntos en la cuenca del A° Estacas, realizada en trabajos en conjunto entre el Departamento de Recursos Naturales y Gestión Ambiental del INTA EEA Paraná y el ONDTyD.

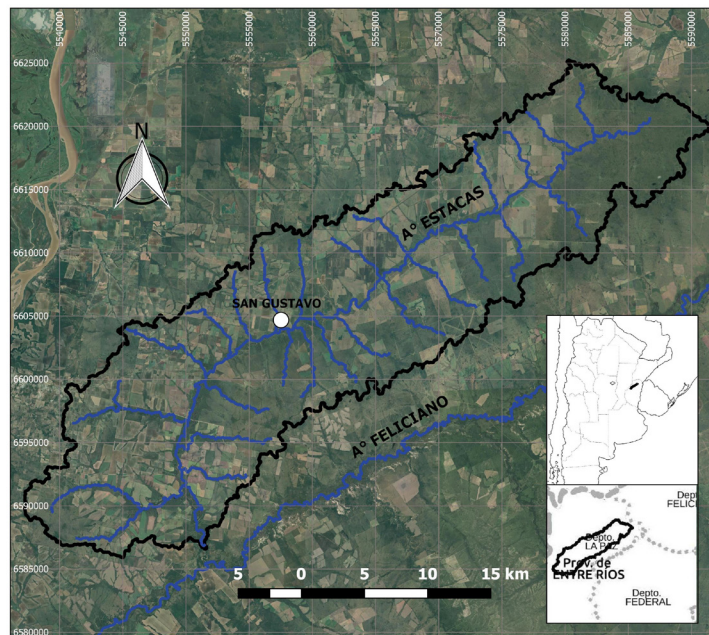


Figura 1. Ubicación de la cuenca del A° Estacas. Provincia de Entre Ríos.

Figure 1. Location of Estacas Creek basin. Entre Ríos Province.

Generación de cartografía hidrológica

La curva número (CN). La CN caracteriza el potencial de generación de escorrentía superficial. Un valor de 0 indica que no hay escorrentía y la precipitación que cae en la cuenca se pierde por infiltración y evaporación. Un valor de 100 indica un terreno totalmente impermeable donde toda la precipitación se transforma en escorrentía directa (Chow et al., 1994). Originalmente, su determinación se basa en dos factores de la cuenca: el mapa de coberturas o uso de suelo (cultivos, bosques, áreas impermeables, etc.) y su tratamiento (sistematización de tierras), y el mapa de grupo hidrológico (tipo de suelo y capacidad de infiltración) (NRCS, 2004b). Sin embargo, debido a que el método original se realizó sobre parcelas de terrenos llanos, es necesario incorporar la pendiente del suelo como criterio para el cálculo, ya que el mismo es determinante para estimar la escorrentía e infiltración del terreno (Sprenger, 1978). Para obtener el mapa de CN final, se realiza un álgebra de mapas de las variables antes mencionadas, asignando a cada pixel un valor de CN característico. Además, teniendo en cuenta que los plazos de tiempo de cambio para la pendiente y el grupo hidrológico son mucho más prolongados que el cambio de cobertura, la actualización del mapa de CN solo requerirá de la actualización del mapa de uso de suelo (Burgos, 2008).

Para el mapa de pendientes se usó el módulo *r.watershed* de GRASS (Ehlschlaeger, 1989) para calcular el valor de la pendiente a nivel de pixel a partir del MDE. El mapa final de pendientes fue clasificado en pendientes menores o mayores/iguales al 3%.

Para el mapa de grupo hidrológico se clasificó el suelo en función de la capacidad de infiltración y su potencial de generación de excesos de lluvia en cuatro grupos según las clases texturales (Departamento de Agricultura de los Estados Unidos [USDA], 1986): Grupo A: suelos de mayor permeabilidad y menor escorrentía. Textura arenosa; Grupo B: suelos de permeabilidad moderada. Textura franco – arenosa; Grupo C: suelos con poca permeabilidad. Textura franco – arcillosa; Grupo D: suelos con gran impermeabilidad. Textura arcillosa. Se usó el mapa de suelos, recategorizado según la granulometría, la materia orgánica y la textura del horizonte superficial (Plan Mapa de Suelos, 1990).

El mapa de cobertura del suelo fue generado por clasificación supervisada con el modelo *Support Vector Machine* (SVM) (Chen et al., 2005) en la plataforma Google Earth Engine. La imagen usada fue una LANDSAT 8 con fecha 3 de enero de 2018 y resolución espacial de 30 m. La entrada de datos del modelo se basó en 2500 puntos y polígonos clasificados por profesionales expertos y conocedores del sector de estudio. El modelo fue ajustado por una transformación Kernel del tipo *radial base function* (RBF), en función de

las bandas 2 a 7 de la imagen y del Índice de Diferencia de Vegetación Normalizado (NDVI). El NDVI es un indicador de la biomasa fotosintéticamente activa que varía entre -1 y 1 (-1: menos activa; +1: más activa), y se calcula como la normalización de las bandas de rojo (R) e infrarrojo cercano (NIR) del espectro electromagnético a partir de una imagen satelital (Tucker *et al.*, 1986) según la fórmula:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{R}) / (\text{NIR} + \text{R}) \quad (1)$$

La validación del mapa de coberturas se realizó por coincidencia entre el mapa obtenido y los puntos usados en la clasificación. Mediante álgebra de mapas, se restó el valor del uso de suelo del mapa generado respecto del mapa con los puntos clasificados. Se cuantificó la coincidencia en el mapa resultante, con los píxeles que poseían valores nulos para determinar la efectividad del modelo.

El álgebra para obtener la CN de cada píxel se realizó con la metodología empleada por Ferrer *et al.* (1995), que asigna inicialmente un número primo a cada categoría de las capas que representan cada una de las variables intervinientes en el CN, para que el producto entre ellas resulte un número diferente en cada caso. Se reclasificó cada mapa siguiendo el siguiente esquema: para la pendiente los números 1 y 2 para el grupo menor y mayor o igual al 3%, respectivamente; para los grupos hidrológicos A, B, C y D, se asignaron los números 3, 5, 7 y 11, respectivamente; para el mapa de coberturas, se asignaron a las 7 clases de uso de suelos, los números primos que se encuentran entre 13 y 37, inclusive. El mapa resultante se reclasificó para obtener el valor de CN correspondiente. La asignación de cada CN se basó en una tabla de triple entrada en base a la tabla propuesta por USDA (1986) y modificada por Ponce (1989) (Tabla 1).

Tabla 1. Valor de CN para diferentes combinaciones de uso, tipo de suelo y pendiente (Modificado de USDA (1986) y Ponce (1989)).

Table 1. CN value for different combinations of soil use, type and slope (Modified from USDA (1986) and Ponce (1989)).

COBERTURA	TR	S	GRUPO HIDROLÓGICO			
			A	B	C	D
Bosques implantados	---	>3%	29	44	54	60
	---	<3%	29	44	54	60
Bosque nativo abierto	---	>3%	40	60	69	76
	---	<3%	40	60	69	76
Bosque nativo cerrado	---	>3%	29	44	54	60
	---	<3%	29	44	54	60
Cultivo regional y de exportación	R	>3%	69	76	86	89
		<3%	64	73	78	82
	N	>3%	67	76	82	86
		<3%	64	73	78	82
Cuerpo de agua	---	>3%	39	55	67	77
	---	<3%	17	33	57	76
Pastizales	---	>3%	49	69	78	85
	---	<3%	39	59	75	83

TR: tratamiento de cultivos; S: pendiente del terreno;
R: lote con tratamiento; N: lote sin tratamiento

Pérdida de suelos (USLE). La USLE (Wischmeier y Smith, 1978), es una función de variables ampliamente reconocidas en los procesos de erosión hídrica que permite la estimación de pérdida de suelo en toneladas de suelo por hectárea por año. Está basada en la capacidad que poseen las gotas de lluvia para desprender y arrastrar las partículas de suelo, pero no establece certidumbres sobre la producción o deposición de sedimentos dentro de la cuenca (McKay, 2008). La estimación se realiza con la siguiente ecuación:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (2)$$

Donde A es la pérdida anual de suelos por unidad de superficie ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$); R es el índice de erosividad de las lluvias ($\text{J} \cdot \text{cm} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$); K es el factor de erodabilidad del suelo ($\text{Mg} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{J}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1} \cdot \text{Mg}^{-1}$); LS es el factor topográfico, igual al producto de la pendiente en grados y la longitud de la pendiente; C es el factor cultivo y manejo del mismo; y P es el factor de prácticas conservacionistas. Las variables LS, C y P son adimensionales. Dado que las primeras tres variables establecen la influencia de factores físicos que no pueden modificarse por actividades antrópicas, el resultado es la pérdida anual de suelo sin cobertura y es denominada

Erosión Potencial (EP). Al incorporarle los valores de C y P, se pasa de una erosión potencial a una Erosión Real (ER), que de ahora en más será llamado solo “pérdida de suelos” o “erosión hídrica” (Ramírez, 2010). Primeramente, se realizaron mapas de cada factor de la siguiente manera:

Factor R: Se calculó por medio de la ecuación establecida por Gaitan et al. (2017) en base a la recopilación de datos de dicho factor para 75 localidades de Argentina, y en función de la Precipitación Media Anual (PMA). Este cálculo se realizó con el mapa de distribución espacial de PMA del “Atlas climático digital de la República Argentina” (Bianchi y Cravero, 2010) con una resolución espacial de 600 m. La relación es:

$$R = 0,2266 \cdot PMA^{1,1289} \quad (3)$$

Factor K. Se siguió la metodología de Stewart et al. (1975), donde el parámetro se obtuvo en función de los valores de materia orgánica y textura del horizonte superficial de los suelos, según las unidades cartográficas de las cartas de suelos de Entre Ríos. En los casos de unidades cartográficas compuestas de más de una unidad taxonómica, se promedió el valor de K ponderándolo por el porcentaje de ocupación.

Factor LS. Se utilizó la ecuación modificada por Moore et al. (1991):

$$LS = (A_s / 22,13)^{0,4} \cdot (\text{sen}(\beta)/0,0896)^{1,3} \quad (4)$$

Siendo A_s el área de contribución en una determinada celda o pixel aguas arriba del mismo, y β el ángulo de la pendiente. La variable A_s se obtiene con el algoritmo *r.watershed* de GRASS en función del MDE de la cuenca.

Factor C. Se obtuvo con la ecuación determinada por Chao-Yuan et al. (2002), definida en base a la aplicación de modelos de regresión en casos reales, y en función del NDVI de la imagen satelital LANDSAT 8 del 3 de enero de 2018, que ya fue calculado para el mapa de uso de suelos:

$$C = (1 - \text{NDVI}) / 2 \quad (5)$$

Factor P. Los sectores con prácticas de conservación se obtuvieron por inspección y análisis de la imagen satelital LANDSAT 8 del 3 de enero de 2018. Para la digitalización, primero se reconocieron los lotes sistematizados y se delimitaron en formato vectorial, para luego rasterizarlos con el módulo *v.to.rast* (Mileu y Queirós, 2018). Se trabajó a nivel de lote y se asignó un valor de 0,40 a los que poseían sistematización de tierras y/o terrazas, y un valor de 1 para lotes sin prácticas de conservación (Gvozdenovich et al., 2015). Finalmente, se multiplicaron los mapas de cada factor, mediante herramientas de álgebra de mapas de GRASS para obtener el mapa de pérdida de suelos de la cuenca por el método USLE, con una resolución espacial de 30 metros para poder compararlo con los mapas de las demás variables.

Índice Topográfico (TCI). El TCI permite estimar la probabilidad de saturación de los suelos por efecto de la presencia de un sustrato impermeable poco profundo que genera primeramente un flujo subsuperficial, y posteriormente uno superficial (Kirkby y Weyman, 1974). Cuando una cuenca alcanza su máxima capacidad de almacenamiento, la lluvia que caiga luego, se convertirá en escorrentía superficial o se acumulará produciendo encharcamiento. El TCI se estima del cociente entre el área de aporte local de la cuenca por unidad de longitud, A_s , y la pendiente local, $\tan(\beta)$:

$$TCI = \ln(A_s / \tan(\beta)) \quad (6)$$

Valores menores de TCI indican una capacidad nula de encharcamiento del suelo, mientras que la máxima capacidad se produce para valores mayores de TCI. Los valores bajos de TCI se asocian con elevadas pendientes y escasa área de aporte (zonas altas o de cabecera), mientras que los valores más altos serán representativos de zonas de bajas pendientes y mayores áreas de aporte al drenaje (valles o zonas bajas) (Scioli et al., 2013). Cuando el terreno posee bajas pendientes, el suelo tiende a ser plano, aumentando el tiempo de contacto con el agua de escorrentía. Ésta característica, sumada al área de aporte, que determina indirectamente el volumen de agua escurrido, establece que tan probable es la saturación y encharcamiento del suelo. Cabe aclarar que éste índice no tiene en cuenta el tipo de suelo ni la permeabilidad del mismo.

El área de aporte local y la pendiente local son los mismos calculados para la determinación del factor LS

de USLE, en base al MDE de la cuenca. El mapa final de TCI se obtuvo por álgebra de mapas en GRASS mediante la ecuación anteriormente descripta.

Estadística descriptiva de cartografía

La estadística univariada fue obtenida para los mapas de CN, pérdida de suelo, TCI y uso de suelos. Se usó el módulo *r.univar* de GRASS con un intervalo de confianza del 95% (Neteler et al., 2012). Se evaluó primeramente la cuenca total y posteriormente las contraposiciones de: cuenca alta/cuenca baja, margen izquierda/margen derecha, y cuenca agrícola/cuenca ganadera. Los estadísticos calculados fueron los valores máximo y mínimo, la media y el desvío estándar, y el percentil 50.

El ajuste de los histogramas de las variables continuas (TCI y pérdida de suelos) fue realizado de forma automática en Python, siguiendo la metodología de ajuste por estimadores de máxima verosimilitud (MLE) para distribuciones paramétricas (Delignette-Muller y Dutang, 2015). Como las variables a evaluar son siempre positivas, se probaron distribuciones estadísticas que varíen de 0 a infinito, de la librería *SciPy* de Python (Virtanen et al., 2020). El ajuste fue verificado con un test de bondad de Kolmogorov-Smirnov para un nivel de confianza del 95%.

Comparaciones y zonas vulnerables

Para determinar la relación entre las variables CN, pérdida de suelos y TCI, se usaron gráficos de caja, y de estimación de densidad Kernel para una distribución gaussiana (que varía entre 0 y 1). Este último es un estimador de apoyo, adimensional y no paramétrico, que permite analizar la concentración espacial de puntos de dos variables, y convierte una serie de puntos de una dispersión en una superficie continua a través de la densidad de puntos alrededor de una determinada coordenada (Silverman, 1986). El método distribuye el valor puntual en una superficie según dos funciones: una distribución de probabilidad (en este caso, gaussiana) y un ancho de banda, donde la densidad total es la suma de ambas. A menor distancia entre puntos, mayor es la densidad acumulada, y por lo tanto valores más altos implican mayor acumulación de puntos con las mismas coordenadas (Jiménez, 1991). Para la estimación de densidad Kernel se usó el módulo *gaussian_kde* de la librería *SciPy* de Python (Virtanen et al., 2020).

La identificación de zonas vulnerables se obtuvo por superposición de los mapas de pérdida de suelos y CN, y pérdida de suelos y TCI. Las áreas vulnerables se evaluaron mediante el mapa de pérdida de suelos, categorizando el mismo en base a los umbrales de 5 y 15 Mg.ha⁻¹.año⁻¹ (FAO, 1980; Scotta et al., 1986).

Además, para determinar el alcance de la cartografía hidrológica para evaluar el impacto del uso del suelo en la identificación de zonas vulnerables, se estudiaron los mismos parámetros para dos subcuencas afluentes del curso principal: una con mayor actividad agrícola y otra con mayor actividad ganadera y preservación de la vegetación nativa. La delimitación de todas las subcuencas se realizó mediante los módulos *r.watershed* y *r.water.outlet* de GRASS. Una vez delimitadas, se superpusieron las mismas con el mapa general de uso de suelos calculado en pasos anteriores, y se estimó el porcentaje de uso ganadero y agrícola de cada subcuenca. Por último, se seleccionaron dos subcuencas con similares áreas de aporte, ubicación geográfica dentro de la cuenca, TCI, y tipo de suelo, pero predominantemente, de uso de suelo contrastante: agrícola y ganadero. De esta manera, la comparación podrá determinar el impacto del uso del suelo con la dinámica hídrica y la degradación del suelo, de forma cartográfica y estadística (Pighini et al., 2019).

Para comparar el comportamiento de las distribuciones estadísticas de las variables TCI y pérdida de suelos entre la subcuenca agrícola y ganadera, frente a las de la cuenca total, se utilizó la función de distribución empírica acumulada (FED), que estima la función de densidad acumulativa subyacente de los puntos en la muestra, la cual converge con la distribución verdadera para muestras suficientemente grandes (Gutiérrez y De la Vara, 2012).

RESULTADOS

Cartografía hidrológica

La validación del mapa de coberturas obtuvo un 85% de efectividad, estimando de forma eficiente la categoría de uso de suelo de más de 2000 puntos. A nivel de cuenca se distinguieron 3 tipos principales de coberturas: cultivos (de exportación y de consumo regional), bosque nativo o renoval (cerrado y abierto, con más o menos del 60% de cobertura, respectivamente), y bosque implantado que se ubica en la margen

derecha de la cuenca media (Figura 2.a). La superficie de bosque implantado (0,5% del área total de la cuenca) corresponde a bosque de eucaliptus de diferentes alturas en función del momento de corte/edad del renuevo. Esta superficie fue retirada para los cálculos posteriores de TCI y USLE, por modificar el rango de variación de alturas del MDE, lo que no ocurrió con los bosques nativos. Los bosques nativos abarcaron el 61% de la superficie, y los cultivos el 39% del área de cobertura total (Tabla 2).

En la Figura 2.a, es posible observar que del 39% de cobertura ocupada con cultivos, el 69% se encontró ubicado en la margen derecha del arroyo. Esta diferencia en el avance agrícola de la margen derecha es producto de que la vía de comunicación principal (ruta provincial N° 1) se ubica en dicha margen (donde las áreas poseen un alto valor comercial), y existen muy pocos puentes que permitan cruzar hacia la margen contraria (Van Opstal et al., 2022; Wilson et al., 2020b;). Es necesario aclarar que la cuenca baja y alta poseen homogeneidad en sus tipos de suelos (cuenca media-alta: suelos alfisoles de aptitud ganadera; cuenca media-baja: Vertisoles y Molisoles con aptitud ganadera-agrícola), por lo que el desarrollo de la actividad agrícola no depende del tipo de suelo (Plan Mapa de Suelos, 1990).

Tabla 2. Estadística univariada de los mapas hidrológicos y de pérdida de suelos para la cuenca total del Arroyo Estacas y sus diferentes divisiones.

Table 2. Univariate statistics of the hydrological is and soil loss maps for the whole basin and its different divisions.

Cuenca	TOT	MI	MD	C.AL	C.BA	CA	CG	
Área (km ²)	728,2	332,9	395,4	342,5	385,7	24,8	11,4	
CN (adim.)	mín	54	54	54	54	54	54	
	máx	91	91	91	91	91	82	
	med	73,1	71,9	74,2	72,2	73,9	74,2	71,7
	desv	9,1	8,9	8,9	8,9	9,1	9,5	7,7
	p50	76	76	76	76	76	76	76
USLE (Mg.ha ⁻¹ .año ⁻¹)	mín	0,25	0,33	0,25	0,40	0,25	0,86	1,08
	máx	60,00	56,32	60,00	60,00	47,63	40,86	18,57
	med	5,85	5,35	6,08	5,70	5,77	6,26	5,15
	desv	4,28	3,27	4,52	3,59	4,30	4,61	2,89
	p50	4,56	4,41	4,71	4,79	4,35	4,71	4,42
TCI (adim.)	mín	6,3	6,8	6,3	6,3	6,8	7,1	7,3
	máx	29,3	29,3	29,3	28,5	29,3	28,9	25,0
	med	10,1	10,3	10,0	10,4	9,9	9,9	10,0
	desv	2,3	2,3	2,3	2,4	2,2	2,1	1,9
	p50	9,5	9,6	9,4	9,7	9,3	9,3	9,5
PENDIENTE (%)	mín	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	máx	18,6	10,6	18,6	18,6	12,2	8,8	6,8
	med	2,0	1,9	2,1	1,8	2,2	2,2	2,0
	desv	1,1	1,0	1,2	1,0	1,2	1,1	1,1
	p50	1,8	1,7	1,9	1,6	2,0	2,0	1,9
USO DE SUELOS (%)	Cult.	38,6	26,0	48,9	34,2	42,2	46,0	0,0
	BNA	41,4	49,4	34,1	45,4	37,3	32,3	76,2
	BNC	19,2	23,8	15,0	18,5	19,5	20,5	23,3
	BI	0,5	0,0	1,0	1,1	0,0	0,0	0,0
	Otro	0,4	0,8	1,0	0,8	0,9	1,3	0,4

TOT: cuenca total; MI: margen izquierda; MD: margen derecha; C.AL: cuenca alta; C.BA: cuenca baja; CA: subcuenca agrícola; CG: subcuenca ganadera; mín: mínimo; máx: máximo; med: media; desv: desvío estándar; p50: percentil 50; Cult.: cultivos; BNA: bosque nativo abierto; BNC: bosque nativo cerrado; BI: bosque implantado.

El TCI presentó valores entre 6,3 y 29,3. Los valores más altos corresponden a los cursos de agua dado que son los que concentran mayor área de aporte. De las superficies no encauzadas, el área con valores bajos (TCI<10) fue del 47,3% en la cuenca media/baja, y de 37,5% en la media/alta, indicando que la cuenca media/alta posee mayores probabilidades de áreas con encharcamiento y flujo subsuperficial (Figura 2.b). La principal causa de ello sería la distribución de los valores de pendientes que, en promedio, fueron 1,8% en la cuenca alta y 2,2% en la cuenca baja (Tabla 2).

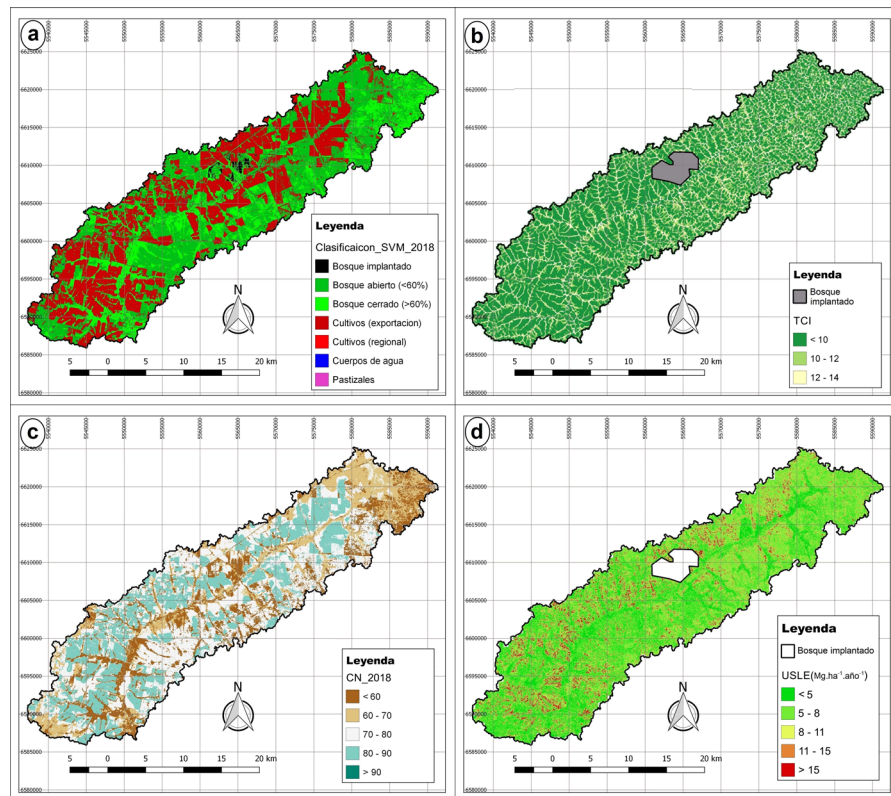


Figura 2. Mapas generados con la metodología expuesta para la cuenca del Arroyo Estacas.

Figure 2. Estacas Creek basin maps generated according to the described methodology.

Visualmente, la distribución de CN resultó vinculada a la del tipo de coberturas, ya que son pocos los sectores que poseen pendientes mayores al 3%, y los grupos hidrológicos de los suelos solo pertenecieron a las categorías C y D (Figura 2.c). Se visualizaron valores bajos de CN, entre 50 y 64, con moderado escurrimiento en los sectores de bosque cerrado y bosque implantado, como también en el bosque nativo cercano a los cursos principales y secundarios del arroyo. Los valores de CN aumentaron para bosques abiertos hasta aproximadamente 78, superados por los sectores de cultivo agrícola.

En promedio la pérdida de suelos de la cuenca fue alrededor de $6 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. Sin embargo, existen sectores altamente vulnerables con valores cercanos a $56 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ (Figura 2.d; Tabla 2). Valores mayores a las $60 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ fueron considerados anómalos por pixeles erróneos del MDE en los sectores del bosque implantado, por lo que se tomó el mismo como máximo total. Los mapas de CN y pérdida de suelo evidenciaron un predominio de sectores con mayores volúmenes de escurrimiento y pérdida de suelo en la margen derecha de la cuenca (CN medio de 74,2; pérdida de suelos promedio de $6,08 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, Tabla 2), correspondiéndose con la mayor actividad agrícola del mismo.

A su vez, la mayor concentración y variación de la pérdida de suelos se observaron para valores bajos de TCI, que se correspondieron con zonas de altas pendientes y baja probabilidad de encharcamiento (Figura 3.a). La poca variación del centro de densidad de este primer gráfico permite obtener valores de función de densidad de 0,06 para un TCI de 8 y una pérdida de suelos de $3 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, que serían los valores predominantes en la cuenca.

En la Figura 3.b se observa que la variabilidad de la pérdida de suelos es mayor para CN cada vez más altos. La mayor densidad de puntos en dicha figura, se dio para pérdidas menores a las $11 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ con dos particularidades: la primera es que la variación de valores mínimos y máximos aumentan a medida que crece el valor de CN; y por otro lado, que las medianas de los *boxplots* poseen una clara tendencia creciente.

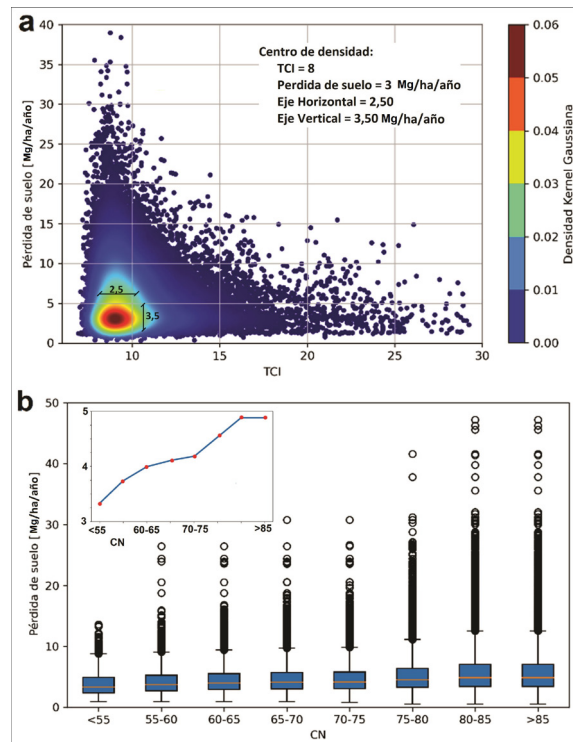


Figura 3. Gráfico de densidad Kernel para la pérdida de suelos en función del TCI (a) y boxplot de los valores de CN y pérdida de suelos (b) para la cuenca del Estacas. En el gráfico b, se observan además las medianas de cada uno de los boxplot.

Figure 3. Kernel density plot for soil loss as a function of TCI (a) and boxplot of CN and soil loss values (b) for whole basin. Insert graph in graph b, shows the medians of each of the boxplots.

Los gráficos de la Figura 3 verificaron los resultados observados en la cartografía hidrológica (Figura 2). Las áreas con altos volúmenes escurrimiento de agua superficial y con menor probabilidad de encharcamiento, coincidieron con áreas de pérdidas de suelo cada vez mayores, sobrepasando el umbral de pérdida severa de suelos, $15 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, en varios sectores de la cuenca.

Comparaciones y zonas vulnerables

Se seleccionaron dos subcuencas piloto afluentes del curso principal: una subcuenca “ganadera” con un área de $11,38 \text{ km}^2$, sin cobertura de cultivos, pero con casi toda su superficie cubierta por bosque abierto y cerrado (99,6%); y una “agrícola” con un área de $24,21 \text{ km}^2$, y un 46% de cobertura de cultivos, y un 52,8% de bosque abierto y cerrado (Figura 4 y Tabla 2).

Para estudiar sólo el impacto del uso del suelo en las variables hidrológicas, la selección tuvo en cuenta la misma ubicación geográfica dentro de la cuenca total (cuenca media/baja), similar TCI (mediana de 9,3 y 9,5 –Tabla 2), y mismo tipo de suelo (Vertisoles con aptitud ganadera-agrícola). En cuanto al área, si bien no son similares, los parámetros se ponderaron arealmente para su comparación.

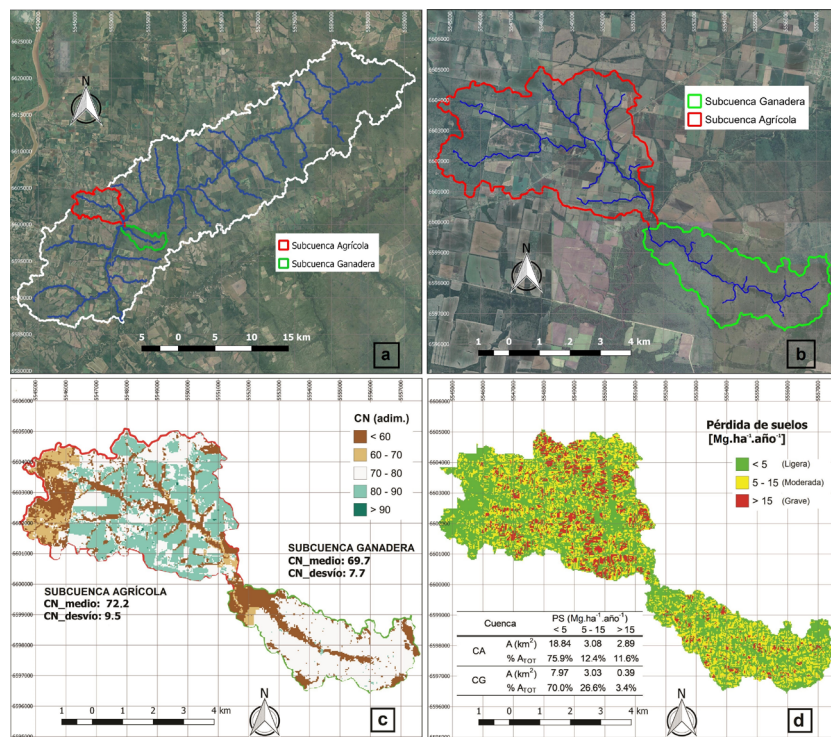


Figura 4. Ubicación de las subcuencas agrícola y ganadera (a y b). Mapas de CN (c) y de sectores vulnerables a la pérdida de suelos por erosión hídrica (d) para las subcuencas piloto agrícola (CA) y ganadera (CG).

Figure 4. Location of the agricultural and livestock sub-basins (a y b). CN (c) and vulnerable areas to soil loss for water erosion (d) maps for the pilot agricultural (CA) and livestock (CG) sub-basins.

La subcuenca ganadera posee una red de drenaje notoriamente menos densa (Figura 4.b, en azul), donde se distingue un solo curso principal, mientras que la subcuenca agrícola posee una red de drenaje más desarrollada. En promedio, el valor de CN fue 3,5% mayor en la subcuenca agrícola, pero con un desvío 23% mayor que en la subcuenca ganadera (Figura 4.c, Tabla 2).

La delimitación de áreas vulnerables resultó en un mapa de “tipo semáforo”, donde se distinguieron zonas con pérdidas de suelos clasificadas según los umbrales de erosiones ligeras, moderadas y graves (Figura 4.d). Si bien la superficie específica (i.e. ponderada por el área de la subcuenca) de erosión ligera es 5% mayor en la cuenca agrícola, los sectores de erosión grave superan en más de 3 veces el valor de la subcuenca ganadera que, en conjunto, posee mayor área de pérdida de suelo ligera y moderada. Al igual que para la cuenca total, se analizó la variabilidad de pérdida de suelo en relación al TCI (Figura 5, a y b), donde los centros de densidad se mantuvieron cercanos a los valores de la cuenca total (TCI de 8 y pérdida de suelo de 3 Mg.ha⁻¹.año⁻¹).

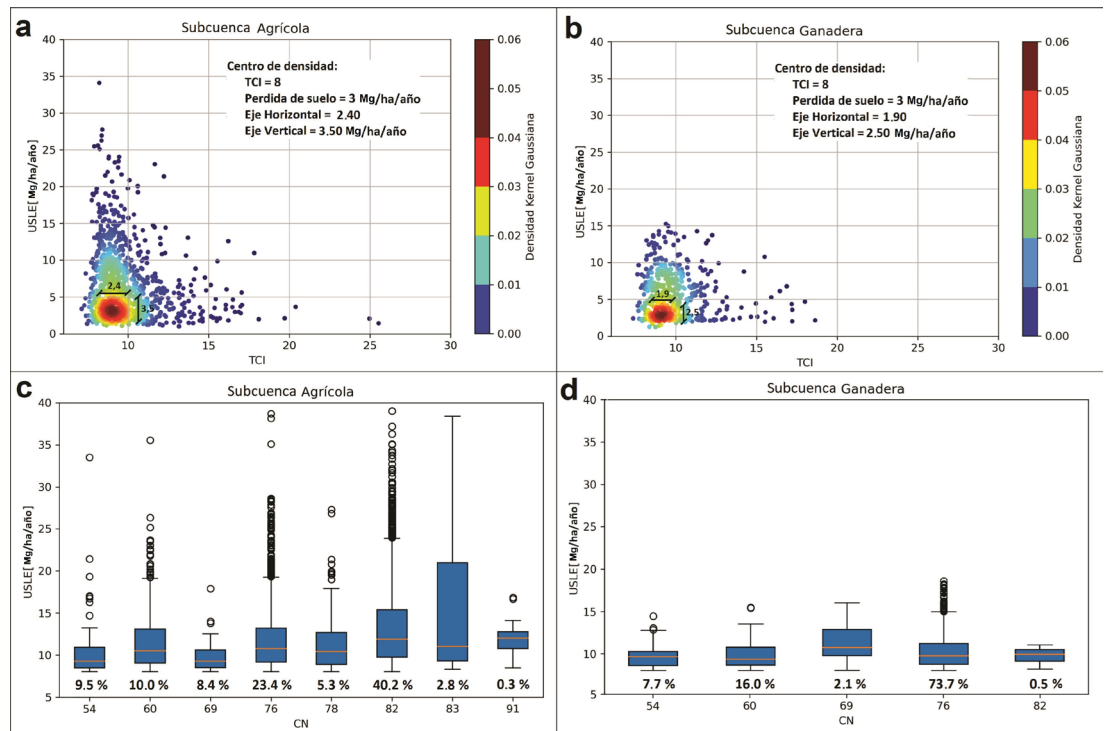


Figura 5. Gráficos de densidad Kernel entre TCI y pérdida de suelo (a, b), y boxplot de valores de CN y pérdida de suelo (c, d). Los porcentajes debajo de los boxplot, indican el porcentaje de área que corresponde al CN.

Figure 5. Kernel density graphs between TCI and soil loss (a, b), and boxplot of CN values and soil loss (c, d). The percentages below the boxplot indicate the percentage of area corresponding to the CN.

Los sectores con pérdidas mayores a $15 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ coinciden en gran medida con los de valores de CN elevados, con mayor concentración en los CN de 82 y 83 de la cuenca agrícola. Se observó una gran cantidad de valores atípicos máximos de pérdida de suelos en las categorías de CN más predominantes de ambas subcuencas, que fueron para CN de 82 en la agrícola y de 76 en la ganadera, que correspondieron a los cultivos y bosque nativo abierto, respectivamente (Figura 5, c y d).

Ajustes de distribución y comparación.

Para la pérdida de suelos, los estimadores de máxima verosimilitud indicaron un mejor ajuste de la distribución normal modificada exponencialmente para la cuenca total y las subcuencas piloto, que fueron verificadas con un nivel de significancia mayor al 95%, mediante un test de bondad de ajuste de Kolmogorov-Smirnov (Figura 6a a 6c). La comparación entre las tres cuencas, mediante la función acumulada empírica, también demostró la similitud en las formas y dimensiones de las curvas, indicando que se comportan de la misma manera (Figura 6d).

Para el TCI en la cuenca total y agrícola, el mejor ajuste fue el de la distribución lognormal, con una significancia mayor al 95%, que no fue observado para la subcuenca ganadera, la cual no pudo ser ajustada para ninguna distribución paramétrica (Figuras 6e a 6g). Esto también se observó en la distribución acumulada empírica, donde la forma de la curva se separa en la parte inferior y superior.

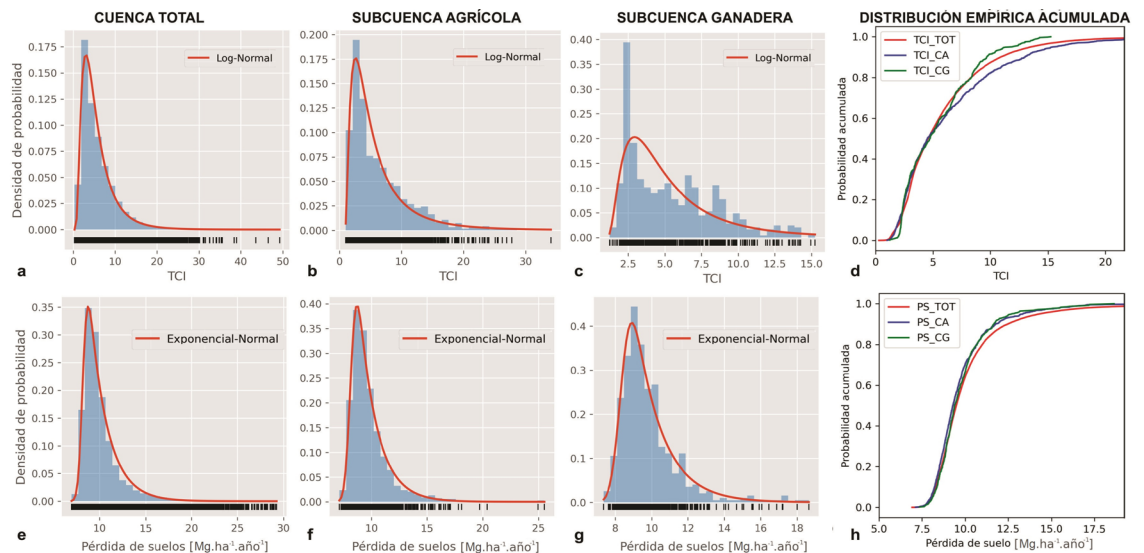


Figura 6. Histogramas de TCI y pérdida de suelos con los ajustes de distribución por estimadores de máxima verosimilitud para la cuenca total del A° Estacas (a y e), subcuenca agrícola (b y f) y subcuenca ganadera (c y g). Distribución empírica acumulada para las 3 cuencas, para TCI (d) y pérdida de suelos (h). PS: pérdida de suelos; TOT: cuenca total; CA: subcuenca agrícola; CG: subcuenca ganadera.

Figure 6. Histograms of TCI and soil loss with distribution adjustments by maximum likelihood estimators for the whole basin (a and e), agricultural sub-basin (b and f) and livestock sub-basin (c and g). Cumulative empirical distribution for the 3 basins, for TCI (d) and soil loss (h). PS: soil loss; TOT: whole basin; CA: agricultural sub-basin; CG: livestock sub-basin.

DISCUSIÓN

La degradación de suelos como consecuencia de la erosión hídrica posee efectos negativos tanto en los sistemas de producción como en la infraestructura: se pierden nutrientes, se generan nuevos cursos de agua por la formación de cárcavas, se incrementa la sedimentación en zonas bajas, se perjudica la vida acuática, se reduce el amortiguamiento de crecidas e inundaciones (Arbuet Moraes, 2009; Chagas y Behrens Kraemer, 2018; Gaitán et al., 2017; Gaspari et al., 2021; Pighini et al., 2019;). La cuenca del A° Estacas constituye un sitio piloto para el ajuste de metodologías de monitoreo de la degradación de suelos a escala de cuencas (Wilson et al., 2020b).

En este trabajo se integró la cartografía hidrológica asociada a los volúmenes de escurrimiento, y a la probabilidad de saturación del suelo y encharcamiento de agua, con la estimación de la pérdida potencial de suelos como herramienta de identificación de las áreas más susceptibles a la erosión hídrica. Al ahondar en las singularidades de estas áreas a través del estudio más detallado a nivel de subcuenca piloto, nuestro trabajo aporta elementos para la discusión de umbrales de pérdida de suelo como herramienta para el ordenamiento territorial de la cuenca.

Cartografía hidrológica

La distribución espacial de los valores de TCI coincidió con dos aspectos fisiográficos de la cuenca. Por un lado, los bañados de altura temporarios en la cuenca alta, donde se registraron mayor densidad de valores de TCI altos (Figura 2b), que delimitan áreas de aporte muy pequeñas y donde las pendientes son mínimas (valores mínimos de Tabla 2). Y, por otro lado, la presencia de cárcavas profundas con grandes evidencias de erosión hídrica en áreas de mayor actividad agrícola en la cuenca baja, donde las áreas de aporte son mayores (Figura 2b) como así también las pendientes (valores máximos de Tabla 2). A través de la integración de las variables hidrológicas TCI y pérdida de suelos se estableció que los sectores de la cuenca con mayores posibilidades de encharcamiento de agua y con bajas velocidades de escurrimiento poseen efectivamente menor pérdida de suelo, y contrariamente, que los sectores con potencialidad de generar mayores volúmenes de escurrimiento poseen mayor pérdida de suelos.

Respecto a la potencialidad de generar volúmenes de escurrimiento, el promedio general del parámetro CN en toda la cuenca (73) fue un poco más elevado que los valores obtenidos por Mastaglia (2014) para los años 2005 y 2010, quien estableció un rango entre 45 y 75, con un valor medio ponderado para toda la

cuenca del A° Feliciano de 60,2 (2005) y de 62,7 (2010). Éste aumento de los valores de CN entre 2010 y 2018, sería el resultado del avance de la frontera agrícola y de la alta tasa de pérdida de superficie de bosque nativo en la cuenca (Sabattini et al., 2016; Sione et al., 2020; Van Opstal et al., 2022). La distribución espacial del CN se correspondió con el tipo de cobertura de la cuenca (Figura 2) la que tuvo una importante influencia en la pérdida potencial de suelos (Figura 3). La baja variación de pérdida de suelos en CN <55 correspondiente a los bosques cerrados e implantados, resulta de una mayor intercepción de agua pluvial por la canopia que amortigua el impacto de las gotas de lluvia (Chagas y Behrends Kraemer, 2018).

El escurrimiento en sectores con baja probabilidad de encharcamiento se inicia rápidamente y alcanza los máximos en poco tiempo, acompañado por altas tasas de erosión en donde la pendiente juega un papel relevante en el proceso erosivo (Cerdá y García-Fayos, 1995). Éste fenómeno de morfogénesis del paisaje, también se ve reflejado en la morfología de las secciones transversales del cauce principal del arroyo, que presentan fuertes irregularidades en sus márgenes, tanto en la cuenca alta, media y baja, con aumentos de profundidades de sección de más de 3m entre cabecera y desembocadura. La relación entre el potencial erosivo y la profundidad de las secciones, es más acentuado en las subcuencas piloto, siendo la profundidad de desembocadura de la sección del cauce en la subcuenca agrícola 3,5 veces mayor que en la cuenca ganadera (Pighini et al., 2019).

La relación espacial entre las variables hidrológicas y de pérdida de suelos evidencia de esta manera, que la fragilidad de la cuenca a los procesos erosivos se acentúa ante la falta de cobertura vegetal frondosa. La reducción de la superficie de bosques contribuye a la disminución de la intercepción del agua de lluvia, aumentando los caudales transportados por el cauce, y favoreciendo la erosión general (Basile, 2018).

Determinación de áreas vulnerables

Los gráficos de densidad por Kernel para la cuenca total indicaron un centro de densidad para valores de TCI de 8 y de pérdida de suelos de 3 Mg.ha⁻¹.año⁻¹, valor de pérdida de suelos que podría considerarse como umbral de referencia para el ordenamiento de cuencas. Este valor de la delimitación de zonas vulnerables es más cercano a los límites de FAO (1980) y más conservador que el propuesto por Scotta *et al.* (1986). La selección de un umbral de pérdida de suelo más conservador para el ordenamiento de cuencas acompaña el cambio de valoración del suelo de recurso natural de explotación a bien natural de provisión de servicios. El tiempo requerido para la formación de 0,01 m de suelo se estima en 1000 años. Con un umbral de pérdida de suelo de 15 Mg.ha⁻¹.año⁻¹, en 8 años se podría perder 0,01 m de suelo, mientras que con un umbral de pérdida de suelo de 3 Mg ha⁻¹ año⁻¹ se requieren al menos 40 años para perder 0,01 m de suelo. Por otro lado, un umbral de pérdida de suelo más conservador implica una mejor gestión del agua de lluvia a través de reducción de la escorrentía, independientemente del uso del suelo. Este aspecto cobra relevancia ante la creciente variabilidad en las precipitaciones que se observa en la región (FAO, 1980).

El uso de dos subcuencas piloto: una con mayor actividad agrícola y otra con preponderancia de actividad ganadera, se planteó como metodología para evaluar el alcance de la cartografía hidrológica como herramienta de identificación de zonas vulnerables y para identificar umbrales de referencia y zonas que actualmente necesitan adoptar cambios de uso y manejo para reducir las pérdidas de suelo por erosión hídrica. El potencial de generación de volúmenes de escurrimiento en la subcuenca agrícola fue más variable que en la subcuenca ganadera: los valores altos de CN (de más de 80 en cultivos) presentaron mayor variabilidad y magnitud de pérdida de suelo (Figura 5, Tabla 2). Si bien las estimaciones de pérdida de suelos de la subcuenca ganadera sugieren mayor conservación del suelo bajo dicho manejo, la subcuenca no estuvo exenta de poseer zonas vulnerables a la erosión. Es necesario entonces, evaluar dicho manejo para identificar prácticas ganaderas con mayor impacto en la pérdida de suelo.

La metodología utilizada permitió definir sectores que requieren una acción correctiva más urgente, ya que, de no ser intervenidos para disminuir su degradación, podrían llegar a perder más de un 35% de su productividad. La implementación de sistematización de tierras y otras prácticas de manejo de suelos sustentables, permitirían disminuir la pérdida de suelos y recuperar superficies afectadas (Wilson et al., 2020a).

Los gráficos de densidad por Kernel para las subcuencas piloto, confirmaron que la variabilidad del rango de pérdida de suelo fue producto de la menor probabilidad de encharcamiento del agua (al igual que para la cuenca total), y de la heterogeneidad de coberturas. Los usos de suelo altamente vulnerables (cultivos locales y de exportación sin sistematización de tierras) en la subcuenca agrícola, aumentaron considerablemente estos rangos de variación, principalmente por el cambio del factor C de coberturas (Cabido et

al., 2005). De esta manera, la pérdida de suelos se asocia de forma directa al potencial de generación de escurrimiento (CN), e indirecta a la probabilidad de encharcamiento (TCI).

Al comparar propiedades de los gráficos de densidad Kernel para la cuenca total y para la subcuenca agrícola, se encontraron similitudes en las formas y rangos de variación. En primer lugar, las coordenadas del centro de densidad de 8 (en TCI) y $3 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ (en pérdida de suelos), las dimensiones del mismo (2,40/2,50 de eje horizontal, respectivamente, y 3,50/3,50 de eje vertical, respectivamente), el rango de variación de valores máximos y mínimos, y la distribución del gráfico. Estas similitudes sugieren que la cuenca total del A° Estacas tiende a comportarse como una cuenca agrícola, en cuanto a la posibilidad de encharcamientos y a la pérdida de suelos. Los disímiles rangos de variación en pérdida de suelos, pero similares rangos de variación en TCI entre la cuenca total y la cuenca ganadera, sugieren que la pérdida de suelos podría ser cada vez más acentuada si se continúa con el incremento de la superficie agrícola de la cuenca.

Al comparar los datos de pérdida de suelo con el escurrimiento (según el parámetro CN), se destacan valores atípicos de erosión para las subcuencas piloto. Éstos datos son siempre mayores a $15 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, y se presentan por encima de los máximos de cada categoría de CN en los gráficos boxplot (figura 5 c y d) correspondiéndose con áreas vulnerables a la erosión hídrica. Es por ello que se insiste en la necesidad de estudiar y actualizar los valores umbrales máximos para el desarrollo de una agricultura sustentable en cuencas de similares características. La comparación entre subcuencas, verificó una proporción de superficie vulnerable a la erosión hídrica 3 veces mayor en la subcuenca agrícola frente a la ganadera, para un umbral de $15 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$.

Es evidente que el avance de la frontera agrícola ha provocado el deterioro de importantes superficies de suelos poco aptos o no aptos para la agricultura. Existen estudios de pérdida de calidad de suelo que han actualizado categorías y límites para establecer umbrales de degradación que deben ser considerados en planteos de sistemas agrícolas sustentables (Kraamwinkel et al., 2021; Wilson y Sione, 2017). Sin embargo, aún no se ha realizado una actualización de los límites para la cantidad de suelo que es posible perder por erosión hídrica bajo la modalidad actual de producción agrícola para estos tipos de suelo. Los límites existentes utilizados datan de 1980, y su modificación es necesaria debido a los constantes cambios y avances en la tecnología de producción, que han dejado obsoletos a los métodos tradicionales. En tal sentido, para establecer estos límites permisibles de erosión, es necesario reevaluar diversos aspectos de la pérdida del suelo, tales como la velocidad de formación del suelo; que se mantengan a un nivel que evite la generación de cárcavas; y que permita mantener una profundidad de suelo adecuada para el sostenimiento de una actividad productiva (Frederick et al., 1999). Los resultados de este trabajo serán la base fundamental para poder iniciar el estudio y actualización de dichos límites, ante nuevos escenarios tanto de uso de suelo como climáticos, que servirán como herramientas para el ordenamiento territorial de cuencas a la hora de delimitar sectores que requieran mayores controles en la degradación, como la sistematización de tierras o la realización de terrazas en usos agrícolas, o reforestación en zonas ganaderas.

CONCLUSIONES

A escala de cuenca, la pérdida de suelos (valor y rango de variación) mostró una tendencia creciente relacionada de forma directa con la potencial generación de escurrimiento, e indirecta con la posibilidad de encharcamiento. El reemplazo de la vegetación con elevada tasa de captación de agua de lluvia y suelos estables (bosque nativo) por cultivos triplicó la proporción de superficie vulnerable a la erosión hídrica para un umbral de $15 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$.

Si bien la degradación de suelo de la cuenca del A° Estacas con menos del 40% de superficie agrícola presentó un comportamiento similar a una cuenca predominantemente agrícola, la cartografía generada verificó que reducir el umbral de pérdida de suelo a $3 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ es factible como límite para una producción sustentable en la cuenca, independientemente del uso de suelo. Esta cartografía constituye una base para la modelación hidrológica, útil para analizar escenarios de cambios de uso de suelo y clima, y contribuye al ordenamiento territorial. Las acciones correctivas a tomar en los sectores de riesgo permitirán afrontar problemas frecuentes de pérdidas de suelos en cuencas agrícolas, a nivel de productor y a nivel de subcuenca hidrográfica, sin afectar a otros sectores aguas abajo, manteniendo un ordenamiento sostenible del ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, al Centro de Estudios Hidroambientales de la Universidad Nacional del Litoral, al Observatorio Nacional de Degradación y Desertificación de Tierras, y al Consejo Nacional de Investigaciones Científica y Técnicas. Se agradece la colaboración de Ángel Claudio Pioto para la supervisión de coberturas. Se agradece el financiamiento de los proyectos INTA PE-I041 - Gestión integral de cuencas hídricas; PE-I046 - Dinámica de la sostenibilidad de territorios y sistemas de producción; PE-I052 - Tecnologías para control de erosión y degradación suelos, y PD-I062 - Incremento secuestro de C en suelo.

REFERENCIAS

- Alves, J. I. y Burgos, A. L. (2019). El sentido e importancia socio-jurídica de las cuencas hidrográficas. En A. Aragao y J. G. Santos (eds.). *Sistemas sociais complexos e integração de geodados no direito e nas políticas* (pp. 159-180). Instituto Jurídico da Faculdade de Direito da Universidade de Coimbra. Portugal.
- Arbuet Moraes, M. A. (2009). *Efectos Hidrológicos del Cambio de Uso del Suelo en el Litoral Argentino. Estudio de caso: cuenca del A° Feliciano, provincia de Entre Ríos*. Tesis de Maestría en Ingeniería en Recursos Hídricos. Facultad de Ing. y Cs. Hídricas, Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe. Argentina.
- Basile, P. A. (2018). *Transporte de sedimentos y morfodinámica de ríos aluviales. Editorial de la Universidad Nacional de Rosario*. Edición digital en PDF. Rosario. Argentina. 473p.
- Bianchi, A. R. y Cravero, S. A. C. (2010). *Atlas climático digital de la República Argentina*. Primera Edición. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-texto_atlas_climtico_digital_de_la_argentina_110610_2.pdf
- Botelho, R. G. y Silva, A. S. (2014). Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. En A. C. Vitte y A. J. Teixeira Guerra (eds.). *Reflexões sobre a geografia física no Brasil* (pp. 153-192). Río de Janeiro: Bertrand Brasil.
- Burgos, V. H. (2008). Estimación de la distribución espacial del Número de Curvas en cuencas piedemontanas del Gran Mendoza aplicando técnicas SIG. *Workshop Internacional de Aplicaciones de SIG en Hidrología*. Universidad Nacional del Litoral.
- Cabido, M., Zak, M. R., Cingolani, A., Cáceres, D. y Díaz, S. (2005). Cambios en la cobertura de la vegetación del centro de Argentina. ¿Factores directos o causas subyacentes? En M. Oesterheld, M. R. Aguiar, C. M. Ghersa y J. M. Paruelo (eds.). *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas* (pp. 271-300). Editorial Facultad de Agronomía, UBA, Buenos Aires, Argentina.
- Cabrera, A. L. (1976). Regiones Fitogeográficas Argentinas. En W. F. Kugler (ed.). *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería* (pp. 1-85). Segunda Edición. Tomo II. Fascículo I. Acme S.A.C.I., Buenos Aires. Argentina.
- Cerdá, A., y García-Fayos, P. (1995). Relaciones entre la pérdida de agua, suelos y semillas en zonas acarcavadas: Influencia de la pendiente. *Cuadernos de investigación geográfica*, 20(21): 47-64.
- Chagas, C., y Behrends Kraemer, F. (2018). *Escurrimiento, erosión del suelo y contaminación de los recursos hídricos superficiales por sedimentos asociados a la actividad agropecuaria extensiva: algunos elementos para su análisis*. Primera Edición. Editorial Facultad de Agronomía, UBA, Buenos Aires, Argentina.
- Chao-Yuan, L., Wen-Tzu, L. and Wen-Chieh, C. (2002). Soil erosion prediction and sediment yield estimation: the Taiwan experience. *Soil & Tillage Research*, 68(1): 143-152.
- Chen, P. H., Lin, C. J. and Schölkopf, B. (2005). A tutorial on v-support vector machines: Research Articles. *Applied Stochastic Models in Business and Industry*, 21(2): 111-136.
- Chow, V. T., Maidment, D. R. y Mays, L.W. (1994). *Hidrología Aplicada*. Traducido de la Primera Edición. Mc Graw Hill., Santa Fe de Bogotá, Colombia.
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2013). *Guía Análisis y Zonificación de cuencas hidrográficas para el ordenamiento territorial*. Ministerio del Interior. Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo. Chile. <http://hdl.handle.net/11362/36817>.
- Cotler, H., Sotelo, E., Dominguez, J., Zorrilla, M., Cortina, S. y Quiñones, L. (2007). La conservación de suelos: un asunto de interés público. *Gaceta Ecológica* 83(1): 1-70. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53908302>.
- Cuerpo de Ingenieros de los EE.UU. (1991). *Manual for the Geographical Resources Analysis Support System GRASS*. Versión 7.8. <https://grass.osgeo.org/grass78/manuals>.
- Delignette-Muller, M. L. and Dutang, C. (2015). fitdistrplus: An R Package for Fitting Distributions. *Journal of Statistical Software*, 64(4): 1-34.
- Ehlschlaeger, C. R. (18 y 19 de marzo de 1989). *Using the AT search algorithm to develop hydrologic models from digital elevation data* [Presentación de trabajo]. Proceedings International Journal of Geographical Information Science - GIS. Baltimore, MD.
- Ferrer, M., Rodríguez, J., y Estrela, Monreal T. (1995). Generación automática del número de curva con sistemas de información geográfica. *Ingeniería del agua*, 2(4): 43-58.
- Frederick, R. J., Hubbs, J. A., and Donahue, R. L. (1999). *Soil and water conservation. Productivity and Environmental Protection* (pp.

- 68-163). Prentice Hall.
- Gagneten, A. M., Regaldo, L., Romero, N., Van Opstal, N., Licursi M., Reno, U., Gervasio, S. y Marchese, M. (2020). Impacto de la actividad agrícola en sistemas acuáticos de las provincias de Santa Fe y Entre Ríos. En M. M. Cardoso y P. Acosta Nates (eds.). *Contribuciones al estudio latinoamericano del Rururbano* (pp 488-504). Ediciones UNL, Santa Fe, Argentina.
- 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. Colección: Investigación, desarrollo e innovación INTA*. Primera Edición. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Gaspari, F. J., Díaz Gómez, A. R. y Montealegre Medina, F. A. (2021). Variabilidad espacial del rendimiento hídrico ante el cambio de uso del suelo y escenarios pluviales en la cuenca alta del río Sauce Chico, Argentina. *Tecnología y Ciencias Del Agua*. 12(1): 74-112.
- Gutiérrez, H. y De La Vara, R. (2012). *Análisis y diseño de experimentos*. Tercera Edición. McGraw-Hill. España.
- Gvozdenovich, J., Barbagelata, P. y López, G. (2015). *Erosión Hídrica – USLE/RUSLE Argentina – INTA EEA Paraná*. Software, Versión 2.0. <http://www.inta.gob.ar/parana>.
- Hudson, N. (1982). *Conservación del Suelo*. Primera edición digital. Editorial Reverté S.A. Barcelona, España.
- Jiménez, A. M. (1991). Modelización cartográfica de densidades mediante estimadores Kernel. *Treballs de La Societat Catalana de Geografia*, 155(445): 155–170.
- Kirkby, M. J. and Weyman, D. R. (1974). *Measurements of contributing area in very small drainage basins*. Seminar Series B, No. 3. Department of Geography, University of Bristol, Bristol, UK.
- Kraamwinkel, C.T., Beaulieu, A. and Dias, T. (2021). Planetary limits to soil degradation. *Commun Earth Environ* 2(1): 249.
- Mastaglia, M. I. (2014). *Evaluación del desempeño de un modelo hidrológico distribuido en grandes cuencas de sistemas típicos y análisis del efecto de la discretización espacial. Caso de estudio: cuenca A° Feliciano*. Tesis de Maestría en Ingeniería de los Recursos Hídricos. Facultad de Ing. y Cs. Hídricas, Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe. Argentina.
- Mckay, R. (2008). *A GIS analysis of the impact of soil erosion on archaeological visibility on the island of Antyhythera, Greece*. Tren University, Peterborough, Canadá.
- Mileu, N. and Queirós, M. (2018). *Development of a QGIS Plugin to Dasyetric Mapping*. Free and Open Source Software for Geospatial (FOSS4G) Conference Proceedings: Vol. 18, Article 9.
- Moore, I. D., Grayson, R.B. and Ladson, A.R. (1991). *Digital terrain modelling: a review of hydrological, geomorphological, and biological applications*. Hydrological Processes, Vol.5, No.1.
- Morresi M. V. y Zucarelli, G. V. (2010). Métodos para Cuantificar la Erosión y el Escurrimiento en la Cuenca del Arroyo Feliciano, Entre Ríos, Argentina. *Ciencia*. 17(5): 43-59.
- Neteler M., Bowman, M.H., Landa, M. and Metz, M. (2012). GRASS GIS: a multi-purpose Open Source GIS. *Environmental Modelling & Software*, 31(1): 124–130.
- Natural Resources Conservation Service. (2004a). Estimation of direct runoff from storm rainfall. En USDA (ed.) *Part 630 Hydrology National Engineering Handbook, Chapter 10* (pp. 1-8). Washington DC. <https://directives.sc.egov.usda.gov/OpenNonWebContent.aspx?content=17752.wba>.
- Natural Resources Conservation Service (NRCS). (2004b). Hydrologic soil-cover complexes. En USDA (ed.) *Part 630 Hydrology National Engineering Handbook, Chapter 9* (pp. 1-3). Washington DC. <https://directives.sc.egov.usda.gov/OpenNonWebContent.aspx?content=17758.wba>.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (1980). *Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos*. Roma. Italia.
- Pighini, R. J., Wingeyer, A. B., Wilson, M. G., Gabioud, E. A., Van Opstal, N. V., Seehaus, M. S. y Sasal, M- C. (2019). Caracterización de la cuenca del A° Estacas y relación con el uso del suelo y la morfología del cauce. *Revista Científica Agropecuaria*, 23(1): 35-48.
- Plan Mapa De Suelos. (1990). Carta de Suelos de la República Argentina. Departamento La Paz, Provincia de Entre Ríos. En INTA (ed.) *Acuerdo complementario del Convenio INTA – Gobierno de Entre Ríos. Serie Relevamiento Recursos Naturales N° 7*.
- Ponce, V. M. (1989). *Engineering hydrology: Principles and practices*. Second Edition. Englewood Cliffs, N. J., Prentice Hall. Hoboken, New Jersey, USA.
- Ramírez, L. L. (2010). *Estimación de la Pérdida de Suelos por Erosión Hídrica en la Cuenca del Río Juramento-Salta*. [Tesis de grado en Ingeniería en Recursos Naturales y Medio Ambiente] Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta, Salta, Argentina. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-estima_perdida_suelo_erosionh_cca_juramento_salta.pdf.
- Sabattini, R. A., Sione, S. M., Ledesma, S. G., Sabattini, J. y Wilson, M. G. (2016). Estimación de la pérdida de superficie de bosques nativos y tasa de deforestación en la Cuenca del A° Estacas (Entre Ríos, Argentina). *Revista Científica Agropecuaria*, 20(1-2): 45-56.
- Sasal, M. C., Wilson, M. G., Sione, S. M., Beghetto, S. M., Gabioud, E. A., Ozsuz, J. D., Paravani, E. V., Demonte, L., Repetti, M. R., Bedendo, D. J., Medero, S. L., Goette, J. J., Pautasso, N., y Schulz, G.A. (2017). Monitoreo de glifosato en agua superficial en Entre Ríos: La investigación acción participativa como metodología de abordaje. *Revista de investigaciones agropecuarias*. 43(2): 195-205.

- Scioli, C., Pedraza, R., Burgos, M., y Zimmermann, E. (14-18 de octubre de 2013). *Identificación y Evaluación de Áreas Fuente Variables en Sistemas Hidrológicos de Llanura* [Conferencia]. XXIV Congreso Nacional del Agua. Comité Permanente de los Congresos Nacionales del Agua. San Juan, Argentina.
- Scotta, E., Nani, L., Conde, A., Rojas, A., Castañeira, H. y Paparotti, O. (1986). *Manual de sistematización de tierras para control de erosión hídrica y aguas superficiales excedentes*. EEA INTA Paraná. Serie Didáctica N° 17. Paraná, Entre Ríos, Argentina.
- Sepulcri M.G., Pizarro, M.J., Flamenco, E., Herrera, M., Borus, J. y Giordano, L. (2012). Cartografía de susceptibilidad hídrica en el delta del río Paraná. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA)*, 38(2): 182-189.
- Silverman, B. W. (1986). *Density Estimation for Statistics and Data Analysis*. Primera Edición. Chapman and Hall. Nueva York, USA.
- Sione, S. M., Wilson, M. G., Gaitán, J. J., Pioto, A. C. y Ledesma, S.G. (16-18 de noviembre de 2020). *Pérdida de áreas boscosas en la cuenca del Arroyo Feliciano (Entre Ríos, Argentina) en el período 2006-2017* [Presentación de trabajo]. X Congreso sobre Uso y Manejo de Suelo. A Coruña, España. <http://hdl.handle.net/2183/26635>.
- Sprenger, F. D. (1978). Determination of direct runoff with the 'Curve Number Method' in the coastal área of Tanzania / East Africa. *Wasser und Boden* 1(1): 13-16.
- Stewart, B.A., Woolhiser, D. A., Wischmeier, W. H., Caro, J. H. and Frere, M. H. (1975). *Control of Water Pollution from Cropland*. Primera Edición. U.S Department of Agriculture. Washington, DC, USA.
- Tucker, C. J., Justice, C. O. and Prince, S. D. (1986). Monitoring the grasslands of the Sahel 1984-1985. *International Journal of Remote Sensing*. 7(1): 1571-1581.
- USDA-SCS. (1986). *Urban Hydrology for Small Watersheds*. Technical Release No. 55 (TR-55). USDA-SCS, Washington, D. C.
- Van Opstal, N. V., Seehaus, M. S., Gabioud, E. A., Wilson, M. G., Galizzi, F. J., Pighini, R. J., Repetti, M.R., Regaldo, L. M., Gagneten, A. M. and Sasal, M. C. (2022). Quality of the surface water of a basin affected by the expansion of the agricultural frontier over the native forest in the Argentine Espinal region. *Environmental Science and Pollution Research*.
- Virtanen, P., Gommers, R., and Oliphant, T. E. (2020). SciPy 1.0: fundamental algorithms for scientific computing in Python. *Nature Methods*, 17(1): 261-272.
- Wilson, M. G. y Sione, S. M. (2017). Selección de indicadores de calidad de suelo. Obtención del conjunto mínimo de indicadores (CMI). Criterios para la definición de valores umbrales y obtención de índices. En M. G. Wilson (ed.). *Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina* [pp. 93-105]. Primera Edición. Ediciones INTA, CABA, Argentina.
- Wilson, M. G., Maggi, A. E., Castiglioni, M. G., Gabioud, E. A., and Sasal, M. C. (2020a). Conservation of Ecosystem Services in Argiudolls of Argentina. *Agriculture*. 10(12): 649.
- Wilson, M. G., Sasal, M. C., Gabioud, E. A., Van Opstal, N. V., Waterlout, N., Ledesma, S., Benetti, P., Wingeyer, A. B., Seehaus, M., Sione, S. M., Oszust, J. D., Beghetto S. y Galizzi F. (2020b). Observatorio Agroambiental Cuenca arroyo Estacas, La Paz - Entre Ríos. En B. Giobellina, N. Murillo y Y. Céliz (eds.). *Aportes para el Ordenamiento Territorial de Argentina. Estudio de casos y experiencias en marcha* [pp. 184-189]. Primera Edición. Ediciones INTA, CABA, Argentina.
- Wischmeier, W. H., and Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning*. USDA Science and Education Administration, Indiana, USA. <https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT79706928/PDF>.