

Método intuitivo para el cálculo de excedentes hídricos: estudio caso del área central de Córdoba, Argentina

Intuitive method for the calculation of water surpluses: case study of the central area of Córdoba, Argentina

Marcos Sebastián Karlin*, María Paula Álvarez**, Amanda Cora***, Javier Rodolfo Bernasconi**** y Gustavo Francisco Esmoriz†

Recibido: 5/06/2021. Aprobado: 22/9/2021. Publicado: 30/11/2021.

Resumen. El cálculo de excedentes hídricos por métodos alternativos a aquellos basados en aforos permitiría obtener rápidamente información para dimensionar riesgos hidrológicos. El objetivo del presente trabajo consistió en desarrollar una metodología de cálculo de excedentes hídricos a partir de datos empíricos de capacidad de infiltración. Este método permitiría detectar potenciales riesgos hidrológicos consecuencia de incendios forestales, invasión de especies forestales exóticas, influencia del pastoreo y actividades agrícolas ocurridas en el centro de Córdoba (Argentina). El estudio y desarrollo metodológico se aplicó a tres subcuencas afectadas por los diferentes disturbios descriptos. El método utilizó como insumos un modelo digital de elevación, diversos mapas de usos de suelo, curvas de infiltración, curvas de Intensidad-Duración-Frecuencia para tres tiempos de recurrencia, y datos de cobertura arbóreo-arbustiva. Los excedentes hídricos fueron obtenidos por diferencia entre las lluvias y la capacidad de infiltración (corregida por pendiente) instantáneas cada 10 minutos, y luego integrados para un período de 120 minutos. De esta forma se obtuvieron

imágenes raster de excedentes hídricos para cada situación. Estos fueron corregidos con coeficientes de intercepción y cobertura arbórea. Los resultados mostraron que los incendios forestales sobre el 45% de la subcuenca afectada incrementaron los excedentes hídricos hasta 100%; en áreas invadidas por especies forestales exóticas y con pastoreo se incrementaron hasta 50%. Por otro lado, el cese de actividades agrícolas redujo hasta 80% los excedentes hídricos en clausuras de 8 años. Con estos modelos es posible simular infinitas situaciones de cambio de uso de suelo y compararlas con las condiciones originales.

Palabras claves: cambio de uso del suelo, capacidad de infiltración, cobertura, curvas IDF, pendiente.

Abstract. Changes of land use in hydrographic basins can lead to serious water imbalances, resulting in floods or barrages. Soils in central Córdoba have undergone signifi-

* Asociación Civil El Cuenco, Equipo Ambiental. Manuel Abad e Illana 2337, CP 5000, Córdoba, Argentina. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Ing Agr. Felix Aldo Marrone 746, Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8642-4677>. Email: mkarlin@agro.unc.edu.ar

** Asociación Civil El Cuenco. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias. Instituto de Altos Estudios Espaciales Mario Gulich, CONAE-UNC, Ruta Provincial C45, km 8, Falda del Cañete, Córdoba, Argentina. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0770-5906>. Email: mpalvarez@agro.unc.edu.ar

*** Asociación Civil El Cuenco. Instituto de Tecnología Agropecuaria, EEA Manfredi, Ruta Nacional N° 9, km 636, CP 5986, Manfredi, Córdoba, Argentina. ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0530-2422>. Email: cora.amanda@inta.gov.ar

**** Asociación Civil El Cuenco. ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5619-7242>. Email: ajijavier@gmail.com

† Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias. ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9119-9796>. Email: gesmoriz@agro.unc.edu.ar

cant changes over the past five decades as a result of land conversion to agricultural, industrial, or residential uses, and other anthropic disturbances such as periodic forest fires or invasive alien species. The development of expeditious methods for estimating water surpluses would facilitate rapid data gathering to estimate the extent of hydrological risks. The objective of this article is to develop a methodology for calculating water surpluses based mainly on empirical data on infiltration capacity and storms, designed for different recurrence times. This can be applied to geographic information systems to obtain graphical information on critical areas based on water surpluses. The starting hypothesis is that the method discussed would allow detecting potential hydrological risks derived from anthropic disturbances such as forest fires, invasive alien forest species, extensive grazing, and agricultural activities in central Cordoba, Argentina. The study and methodological approach comprised three hydrographic sub-basins located in the La Calera Defense Nature Reserve (RNDLC, in Spanish), Cordoba (Argentina). We selected one sub-basin used for agriculture, one with a history of fires, and one influenced by invasive alien forest species and extensive grazing, based on land-use and vegetation maps, fire events, and areas used for agriculture within the RNDLC. Based on these maps, different soil characteristics were defined in relation to infiltration capacity. From infiltration curves for the different types of soil, land use, and alterations, instantaneous rates were calculated at 10-minute intervals over 120 minutes; these values were then assigned to raster layers. The instantaneous infiltration capacity was corrected considering the mean slope. Intensity-Duration-Frequency curves were constructed for recurrence times of 5, 10, and 25 years; these values were corrected according to tree interception and tree coverage coefficients. Maximum instantaneous precipitation (calculated at 10-minute intervals) was subtracted from effective

instantaneous infiltration values to define the instantaneous excess water that might potentially drain as runoff. Effective instantaneous water surpluses were then integrated over a period of 120 minutes. In this way, water surplus rasters were derived for each land-use scenario. Excess volumes were calculated for each pixel in each runoff category. In the agriculture sub-basin, 3-year closures resulted in reductions of up to 42% in water surpluses, and 8-year closures achieved reductions approaching 80%. In the fire sub-basin, no significant changes were observed when a non-fire situation was contrasted versus 3-year-old fire events, or versus a recent fire before the rainy season, although there was a significant 1.5 to 2-fold increase in water surpluses after the first rains, possibly as a result of the impact of rain drops and sediment accumulation from runoff. In the sub-basin with invasive alien forest species and grazing, reductions of up to nearly 50% in water surpluses were recorded when the replacement of invasive alien forest species by native species was simulated in scenarios of shorter recurrence times ($T_r = 5$ years) while maintaining livestock activity. On the other hand, restricting grazing through closure reduced water surpluses in about 47% under high rainfall ($T_r = 25$ years), but caused no effect under low rainfall ($T_r = 5$ years). Changes of land use such as agriculture, forest fires, invasion of alien species, or cattle ranching produced basins with lower water infiltration capacity; this may lead to significant runoff volumes that could cause flooding and sediment runoff with adverse environmental, social, and economic effects. Empirical infiltration capacity data, combined with data from variables that could also be empirically obtained, such as soil coverage, are the main inputs for these models, allowing the rapid prediction of potential flood events in hydrographic basins.

Keywords: Land-use change, infiltration capacity, coverage, IDF curves, slope.

INTRODUCCIÓN

Los excedentes hídricos en cuencas hidrográficas son producto de las diferencias entre la lluvia precipitada y la capacidad de infiltración de los suelos (Schosinsky, 2006). A la lámina de lluvia precipitada total se le puede descontar un porcentaje que es interceptado por la vegetación antes de alcanzar el nivel del suelo, reduciendo la lámina efectiva (Schosinsky, 2006; Magliano *et al.*, 2019). Asimismo, la capacidad de infiltración dependerá del tipo de suelo, uso, tipo de disturbio (Karlin *et al.*, 2019), contenido hídrico, topografía, presencia de costras, entre otras variables (Hillel, 1998). La gran variabilidad en las condiciones del suelo y la vegetación, inclusive considerando distancias espaciales de pocos centímetros, obliga a hacer

algunas generalizaciones al momento de calcular los balances hídricos.

El cálculo de los excedentes hídricos en las cuencas hidrográficas se realiza para estimar caudales de escorrentía que podrían resultar perjudiciales para el ambiente o para la vida humana. La determinación de caudales de escorrentía permite dimensionar obras de infraestructura (Serenio, 1997) o aplicar planes de ordenamiento territorial (Zapperi, 2018). Existen muchos métodos para el cálculo de excedentes hídricos (Cisneros *et al.*, 2012), pero algunos exigen datos de aforo para su calibración que pueden ser difíciles de conseguir, especialmente si se quieren estimar caudales producto de lluvias extraordinarias caídas con tiempos de recurrencia muy extensos. Otros métodos más expeditivos (Pascual Aguilar, 1998; Pascual Agui-

lar *et al.*, 2003; Bohn y Campo, 2010) implican cálculos de balance hídrico que consideran las precipitaciones, evapotranspiración y humedad de suelo, aunque no consideran la dinámica hídrica de cada evento, la conductividad hidráulica de los suelos ni la capacidad de intercepción por canopia.

Los cambios en el uso del suelo de cuencas hidrográficas pueden provocar graves desequilibrios hídricos, dando como resultado inundaciones o aluviones. Los suelos en el centro de Córdoba han sufrido cambios considerables en las últimas cinco décadas como consecuencia de la habilitación de tierras para el uso agropecuario, industrial o habitacional, y otros disturbios antrópicos tales como los incendios forestales periódicos o invasión de especies exóticas. Estos cambios afectan las características edáficas e hidrológicas de estos suelos, modificando los ciclos hidrogeoquímicos de las cuencas hidrográficas.

La ocurrencia en los últimos años de graves eventos de inundaciones en las Sierras Chicas de Córdoba y áreas de influencia, como consecuencia de los cambios en el uso del suelo (Koberwein, 2016), hacen necesario estudiar y definir los parámetros hidrológicos básicos del amplio abanico de situaciones edáficas de la región a fin de adecuar y actualizar modelos hidrológicos y, en consecuencia, redefinir políticas de ordenamiento territorial.

El desarrollo de métodos alternativos a aquellos basados en aforos permitiría obtener rápidamente información preliminar para dimensionar riesgos hidrológicos, especialmente en cuencas que desaguan a centros urbanos. El objetivo del presente trabajo consiste en desarrollar una metodología de cálculo de excedentes hídricos cuyo insumo principal sean valores empíricos de capacidad infiltración y datos de tormentas de diseño para diferentes tiempos de recurrencia. Esta puede ser aplicada a sistemas de información geográfica de modo de obtener información gráfica de áreas críticas desde el punto de vista de los excedentes hídricos.

La hipótesis que se plantea es que el método discutido permitiría detectar potenciales riesgos hidrológicos por influencia de disturbios antrópicos tales como incendios forestales, invasión de especies forestales exóticas, influencia del pastoreo extensivo

y actividades agrícolas ocurridas en el centro de Córdoba (Argentina).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio y desarrollo metodológico se aplicó a tres subcuencas hidrográficas ubicadas en la Reserva Natural de la Defensa La Calera (RNDLC), Córdoba (Argentina). La RNDLC se ubica hacia el oeste de la Ciudad de Córdoba, desagando hacia esta y otras ciudades tales como Yocina (al sur de la Reserva) y La Calera (al norte de la Reserva). Sus límites pueden ser definidos mediante una traza vial definida por la RN 20 ubicada hacia el sur de la Reserva, la RP 73 ubicada al oeste, la RP E-55 ubicada al norte y la Avenida Circunvalación ubicada hacia el este. La Reserva ocupa una superficie de 13.628 ha.

La precipitación media anual (considerando los últimos 8 años) es de 806 mm anuales (datos propios no publicados), con distribución marcadamente estival (707 mm entre octubre y marzo).

Mapa de pendientes

A partir de un modelo digital de elevación (MDE) de las imágenes 3163-25-1 a, b, c y d, obtenidas mediante sensor Vexcel UltraCam Xp en vuelo aerofotográfico de diciembre de 2014, con una resolución espacial de 5 m, descargadas del Instituto Geográfico Nacional en 2020, se pudo obtener un mapa de pendientes calculado en porcentaje, mediante fórmula de Zevenbergen-Thorne (1987). El mapa (Figura 1) fue contrastado y corregido según mapa de pendientes elaborado por IDECOR (2017) con resolución de 30 m. La corrección consistió en un análisis de correlación basado en 10 cuantiles de ambas imágenes, corrigiendo el MDE mediante calculadora raster en QGIS 3.14 (QGIS.org, 2020).

Determinación de subcuencas

Se definieron 14 subcuencas a partir del MDE, el cual fue importado a GRASS-QGIS (QGIS.org, 2020) usando el módulo *r.in.gdal.qgis*, posteriormente corregido con la herramienta *r.fill.dir*.

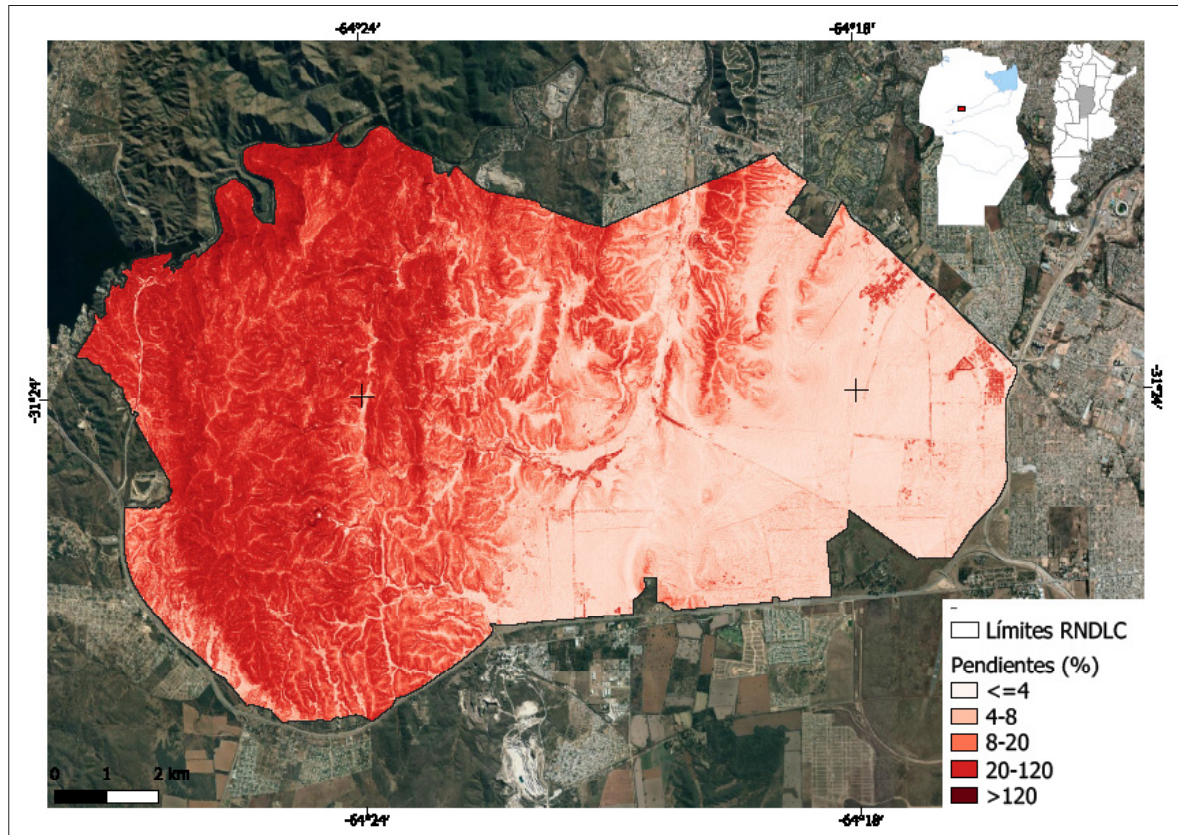


Figura 1. Mapa de pendientes, resolución espacial de 30 m, Reserva Natural de la Defensa La Calera.

Después se aplicó el módulo *r.watershed* con un umbral de 20 000 celdas, obteniendo un raster con las subcuencas, que luego fueron poligonizadas. De estas se seleccionaron una cuenca con historia agrícola (2866 ha), una con historial de incendios (532 ha) y una con influencia de especies forestales exóticas invasoras y pastoreo extensivo (Figura 2).

Mapas base

Con base en el mapa de suelo (Figura 3), desarrollado por Karlin *et al.* (2018), el mapa de vegetación actualizado a marzo de 2020 (Figura 4), los eventos de incendio y área con historia agrícola (Figura 5) en la RNDLC, se definieron diferentes características de suelo en relación a la capacidad de infiltración (Karlin *et al.*, 2019).

El mapa de vegetación (Figura 4) se confeccionó a partir de una imagen del sensor MSI a bordo de Sentinel-2 del 13 de marzo de 2020, realizando

una clasificación supervisada con el algoritmo de mínima distancia del módulo de Clasificación Semi-Automática de QGIS 3.14 (QGIS.org, 2020), en base a las bandas 2 (azul), 3 (verde), 4 (rojo), 5 (infrarrojo cercano-VRE) y 8 (infrarrojo cercano-NIR). La clasificación se basó en la información florística y fisonómica de 35 censos florísticos realizados en primavera de 2019 (Karlin *et al.*, 2021), de los cuales derivó la identificación de 71 áreas de entrenamiento con vegetación: arbustal-bosque bajo (n=10), bosque abierto (n=10), bosque cerrado (n=11), pastizal ripario (n=21), pajonal (n=9) y pastizal (n=10). Debido a la mayor variabilidad florística, por tratarse de áreas ecotonaes, la cantidad de áreas de entrenamiento para pastizal ripario fueron del doble del resto. Se identificaron además sitios sin vegetación, con agua en superficie (n=2) y suelo desnudo (n=5). Esta clasificación se apoyó en la efectuada por Karlin *et al.* (2014), a la

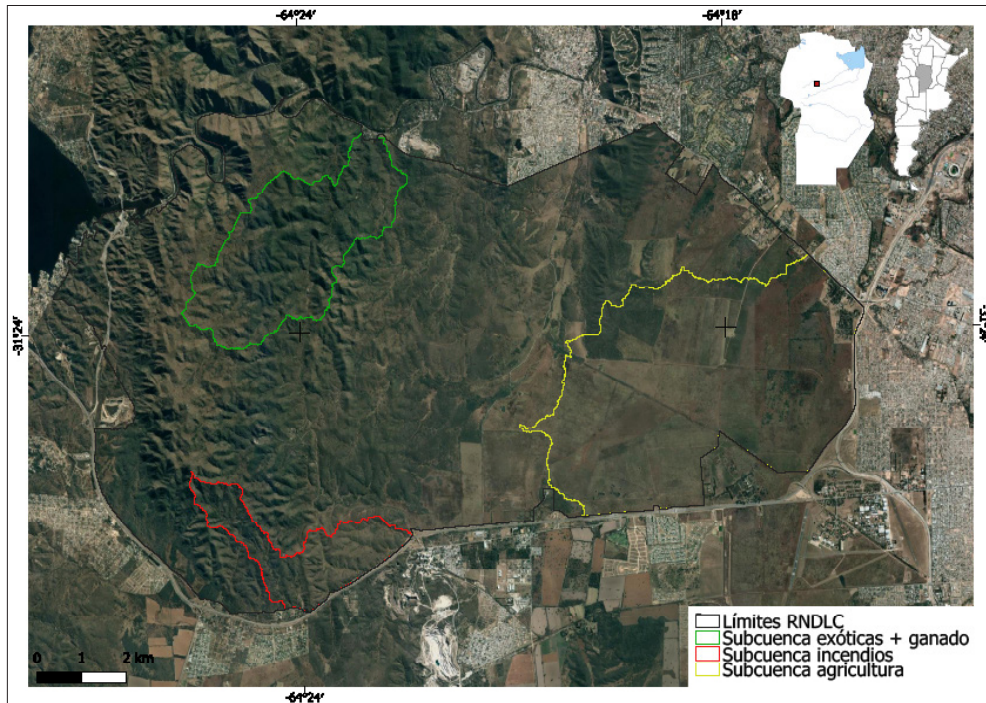


Figura 2. Mapa de delimitación de subcuencas, Reserva Natural de la Defensa La Calera. Agrícola: subcuenca con historia agrícola; Incendios: cuenca afectada por incendios ocurridos en 2017 y 2020; Exóticas + ganado: cuenca afectada por especies forestales exóticas invasoras y con pastoreo extensivo.

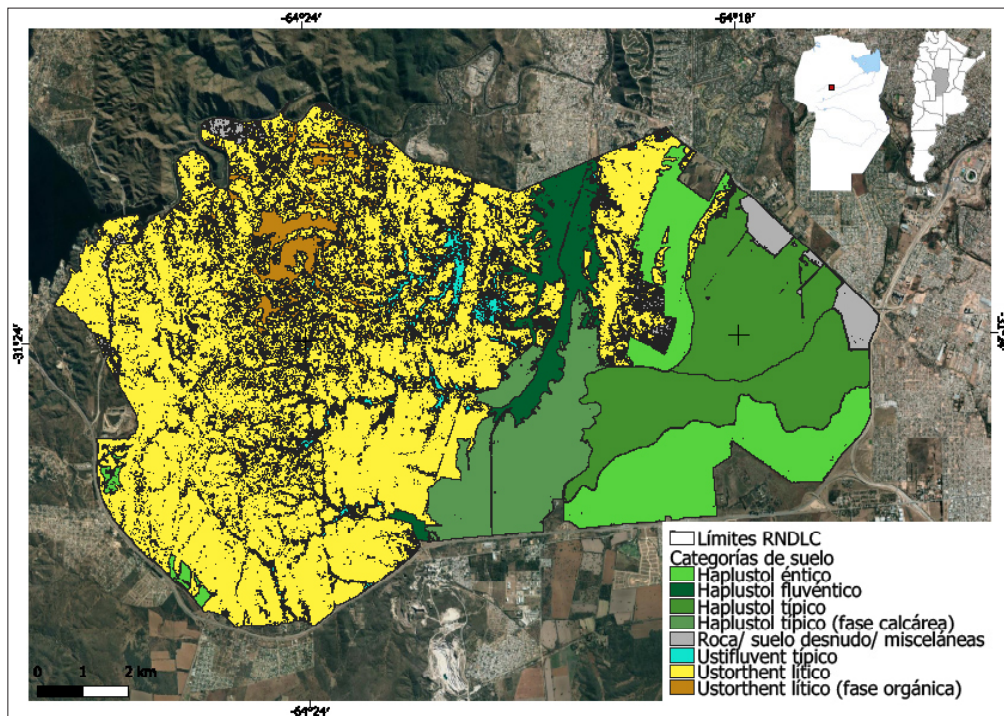


Figura 3. Mapa de suelos de la Reserva Natural de la Defensa La Calera (Karlin *et al.*, 2018).

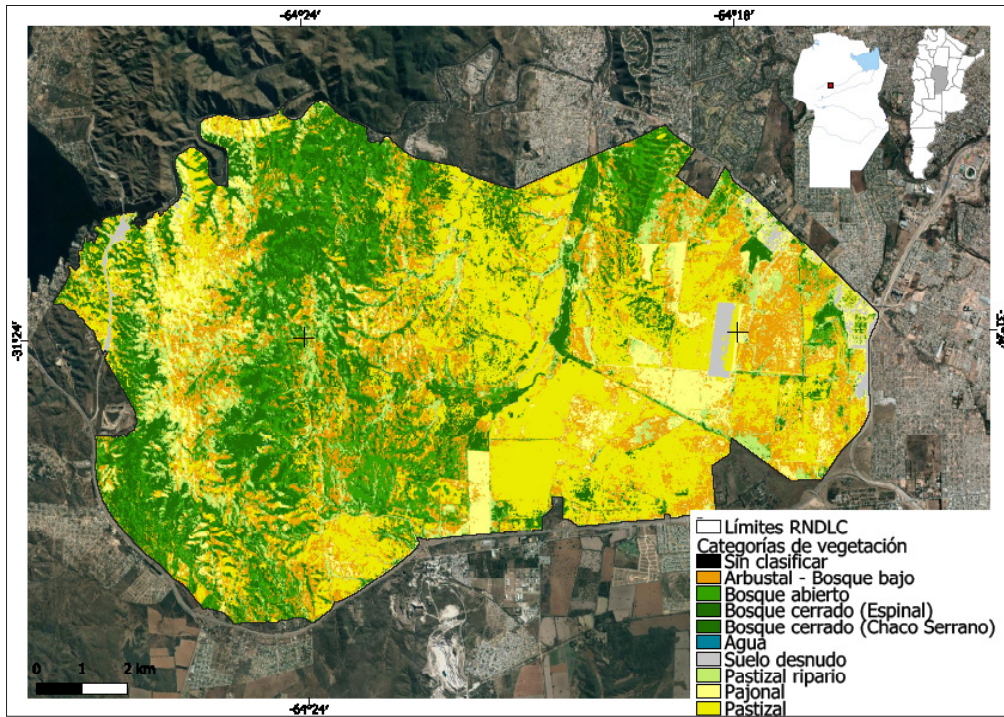


Figura 4. Mapa de vegetación de la RNDLC, actualizado a 2020.

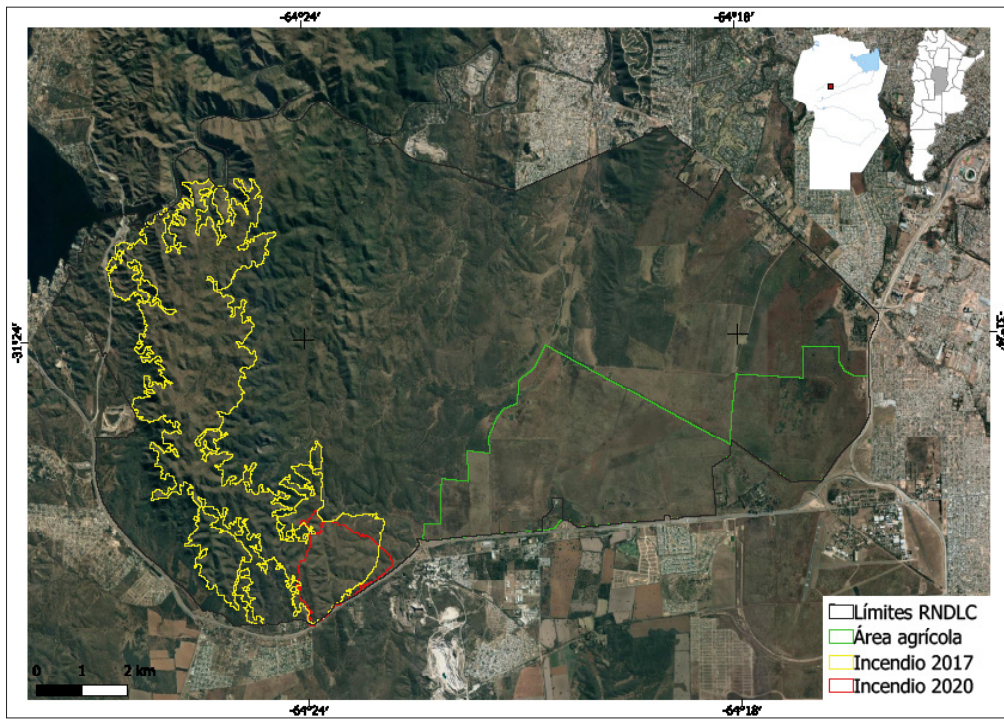


Figura 5. Áreas afectadas por incendios y con historia agrícola. En amarillo incendio de 2017, en rojo incendios de 2020, en verde área agrícola.

cual se le agregó una clase extra correspondiente a Pajonales.

Las áreas afectadas por incendios (2017: 65%, 2020: 45% de la superficie de la subcuenca; Figura 5) fueron obtenidas a partir del índice NBR de imágenes posteriores a los incendios del sensor MSI a bordo de Sentinel 2. Estas imágenes se vectorizaron por umbrales y se obtuvieron así las áreas incendiadas. El área agrícola (1534 ha; Figura 5) se definió por identificación de aquellas parcelas donde se realizaba agricultura hasta los años 2008 (parcela este) y 2014 (parcela oeste), cuando cesó la actividad.

Determinación de la capacidad de infiltración

De acuerdo con las ecuaciones obtenidas por Karlin *et al.* (2019) (Tabla 1) de las curvas de infiltración para los tipos de suelo, uso y alteración, se calcularon las tasas instantáneas cada 10 minutos durante un período de 120 minutos. Se estimó además una ecuación para áreas agrícolas (AG) en base a Aoki y Sereno (2006), obtenida por los autores a partir de la simulación de una lluvia de 85 mm h⁻¹ en un suelo Haplustol típico franco limoso bajo agricul-

tura convencional, en un sitio ubicado a 25 km al sur del área de estudio.

Los valores de capacidad de infiltración instantánea (*InfInst*) fueron asignados a capas raster, tomando como base el mapa de vegetación, recortado según tipo de suelo, mediante calculadora raster en QGIS 3.14 (QGIS.org, 2020).

$$\begin{aligned} \text{InfInst}_{n,i,t} = & (\text{"Veg}_n@1" = \text{Clase Cat Arbustal}) * \\ & \text{InfInst}_{i,t} + (\text{"Veg}_n@1" = \text{Clase Cat Bosque abierto}) * \\ & \text{InfInst}_{i,t} + (\text{"Veg}_n@1" = \text{Clase Cat Bosque Cerrado <Espinal>}) * \\ & \text{InfInst}_{i,t} + (\text{"Veg}_n@1" = \text{Clase Cat Bosque Cerrado <Chaco Serrano>}) * \\ & \text{InfInst}_{i,t} + (\text{"Veg}_n@1" = \text{Clase Cat Agua}) * 0 + (\text{"Veg}_n@1" = \\ & \text{Clase Cat Suelo Desnudo}) * 0 + (\text{"Veg}_n@1" = \\ & \text{Clase Cat Pastizal Ripario}) * \text{InfInst}_{i,t} + (\text{"Veg}_n@1" = \\ & \text{Clase Cat Pajonal}) * \text{InfInst}_{i,t} + (\text{"Veg}_n@1" = \text{Clase Cat Pastizal}) * \text{InfInst}_{i,t} \quad [14] \end{aligned}$$

donde *n* es la subcuenca correspondiente, *i* el valor de infiltración instantánea según tipo de suelo y vegetación y *t* el tiempo correspondiente al periodo entre 1 y 120 minutos.

Tabla 1. Resumen de los tipos de suelo, usos y alteraciones y ecuaciones de las curvas de infiltración (en base a Karlin *et al.*, 2019; excepto *).

Suelo	Uso o alteración antrópica	Ecuación Infiltración
Haplustoles	Relictos de bosque nativo (BN)	$i = 608.02t^{-0.278}$ [1]
	Áreas agrícolas con 8 años de clausura (AG8)	$i = 512.03t^{-0.551}$ [2]
	Áreas agrícolas con 3 años de clausura (AG3)	$i = 512.03t^{-0.551}$ [3]
	Pastizales sin historia agrícola (PN)	$i = 444.78t^{-0.534}$ [4]
	Áreas bajo agricultura (AG)*	$i = 411.57t^{-0.859}$ [5]
Ustiorthents (azonales)	Fachinales de <i>Vachellia caven</i> y <i>V. aroma</i> sin historia reciente de incendios (FT)	$i = 903.45t^{-0.563}$ [6]
	Fachinales de <i>Vachellia</i> con historia de incendios de 3 años atrás (FQ4)	$i = 610.45t^{-0.479}$ [7]
	Fachinales de <i>Vachellia</i> con historia de incendios recientes, medidos antes de la primera lluvia (FQA)	$i = 393.37t^{-0.375}$ [8]
	Fachinales de <i>Vachellia</i> con historia de incendios recientes, medidos posteriormente a la primera lluvia (FQP)	$i = 250.26t^{-0.304}$ [9]
Ustiorthents (intraazonales)	Comunidades de <i>Sebastiania commersioniana</i> bajo clausura (BC)	$i = 1054.5t^{-0.339}$ [10]
	Comunidades de <i>S. commersioniana</i> bajo pastoreo (BP)	$i = 845.46t^{-0.684}$ [11]
	Áreas con invasión de exóticas y bajo pastoreo (EP)	$i = 105.96t^{0.0994}$ [12]
Ustifluents	Áreas riparias bajo pastoreo (RP)	$i = 192.32t^{-0.350}$ [13]

*En base a Aoki y Sereno (2006).

La capacidad de infiltración instantánea fue corregida por su pendiente media ($PM\%$). La pendiente, expresada en porcentaje, se transformó en radianes para poder calcular el coseno el ángulo. La transformación se calculó como el arcotangente de la pendiente dividido cien. La capacidad de infiltración instantánea efectiva ($InfInstEf$) se calculó a partir de la capacidad de infiltración instantánea ($InfInst$).

$$InfInstEf_{n,t} = InfInst_{n,t} * \cos(\arctg(PM\%/100)) \quad [15]$$

El modelo tuvo como consideración algunos supuestos: 1) las categorías “bosque denso” y “pastizal ripario” no son afectados por los incendios con motivo de no contar con suficiente biomasa fácilmente combustible en el primero y por estar asociado a vías de escurrimiento y suelos húmedos en el segundo, por lo que mantienen sus valores de capacidad de infiltración en situaciones con ocurrencia de incendios. 2) A las categorías “suelo desnudo” y “agua” se les asignó valor de infiltración cero. 3) Para la subcuenca con invasión de especies forestales exóticas se hace la suposición de que la categoría “bosque denso” ha sido completamente ocupada por estas especies y que posteriormente, en un escenario alternativo, esta vegetación es reemplazada completamente por especies nativas.

Cálculo de excedentes hídricos

Se obtuvieron las curvas Intensidad-Duración-Frecuencia (I-D-F) para tiempos de recurrencia (Tr) de 5, 10 y 25 años, calculados en base a la regionalización de parámetros obtenidos por Rico *et al.* (2011). De aquí se calcularon las precipitaciones máximas instantáneas cada 10 minutos (t) para cada tiempo de recurrencia. Para 120 minutos, la pluviometría acumulada para los Tr de 5, 10 y 25 años son, respectivamente, de 127.1, 144.3 y 161.9 mm. Las precipitaciones máximas instantáneas ($PPmax$) se restaron a los valores de infiltración instantánea efectiva para definir los excesos de agua instantáneos para el momento t que podrían potencialmente escurrir.

$$ExcInst_{n,t,r} = PPmax_{t,r} - InfInstEf_{n,t} \quad [16]$$

donde $ExcInst$ es el excedente hídrico instantáneo para el momento t , expresado en mm/h.

Para los valores negativos, resultantes de capacidades de infiltración superiores a las precipitaciones máximas, el valor asignado fue transformandolo mediante el siguiente algoritmo:

$$ExcInstEf_{n,t,r} = ("ExcInst_{n,t,r}@1" < 0) * 0 + ("ExcInst_{n,t,r}@1" >= 0) * "ExcInst_{n,t,r}@1" \quad [17]$$

Los excedentes hídricos instantáneos efectivos ($ExcInstEf$) para cada momento calculado fueron sumados ($Suma_Exc$) y luego se dividieron por 6 (esto deriva de transformar los valores de excedentes hídricos expresados por hora a valores definidos para intervalos de 10 minutos: 60 min / 10 min) para determinar los excedentes hídricos para un período de 120 minutos (expresados en mm). De esta forma se obtuvieron los raster de excedentes hídricos para cada situación de uso de suelo.

Corrección por intercepción

Los valores de precipitaciones máximas ($PPmax$), definidos también cada 10 minutos para un período de 120 minutos, se corrigieron en función a coeficientes de intercepción arbórea (Int) y cobertura arbórea (Cob_{arb}). Los coeficientes de intercepción utilizados fueron del 20%, en base a valores promedio de Magliano *et al.* (2019) para precipitaciones medias anuales de 800 mm, y en base a Acuña y Juárez (2001) para bosques del Chaco Seco. Los valores de cobertura arbórea para bosques abiertos/arbustales y bosques densos fueron del 23 y el 50% respectivamente, valores obtenidos de datos promedio de Karlin *et al.* (2021) para el área de estudio. Las precipitaciones instantáneas efectivas ($PPef$) se obtuvieron afectando las $PPmax$ por ambos coeficientes para el momento t y tiempo de recurrencia r

$$PPef_{t,r} = PPmax_{t,r} - (PPmax_{t,r} * Int * Cob_{arb}) \quad [18]$$

Los valores de $PPef$ se reemplazaron por los de $PPmax$ en la ecuación [16], obteniendo los valores de excedentes hídricos instantáneos corregidos por intercepción ($ExcInstInt$), y luego estos valores se corrigieron por la ecuación [17] ($ExcInstIntEf$).

La razón entre los excedentes hídricos resultantes de las precipitaciones efectivas (*ExcInstIntEf*) y de las precipitaciones máximas (*ExcInstEf*) dio como resultado un coeficiente de corrección por intercepción (*CI*) para cada categoría de vegetación. Con este coeficiente se creó un raster, asignando a las categorías de vegetación “arbustal”, “bosque abierto” y “bosque cerrado” el coeficiente correspondiente. Las categorías con baja o nula cobertura arbórea como “pastizales” y “pajonales” no se corrigieron. Se asumió también intercepción nula en áreas quemadas recientemente como consecuencia de la eliminación de canopia por fuego.

$$CI_n = (\text{"Veg}_n@1" = \text{Clase Cat Arbustal}) * CI_{arb} + (\text{"Veg}_n@1" = \text{Clase Cat Bosque abierto}) * CI_{ba} + (\text{"Veg}_n@1" = \text{Clase Cat Bosque Cerrado <Espinal>}) * CI_{bce} + (\text{"Veg}_n@1" = \text{Clase Cat Bosque Cerrado <Chaco Serrano>}) * CI_{bccs} + (\text{"Veg}_n@1" = \text{Clase Cat Agua}) * 1 + (\text{"Veg}_n@1" = \text{Clase Cat Suelo Desnudo}) * 1 + (\text{"Veg}_n@1" = \text{Clase Cat Pastizal Ripario}) * 1 + (\text{"Veg}_n@1" = \text{Clase Cat Pajonal}) * 1 + (\text{"Veg}_n@1" = \text{Clase Cat Pastizal}) * 1 [19]$$

El raster de los coeficientes resultante se multiplicó por el raster de excedentes hídricos, obteniendo un raster final de excedentes hídricos corregido por la intercepción.

Cálculo de variaciones en los excedentes hídricos

A fin de poder definir el número de píxeles para cada categoría de excedentes hídricos, los raster

debieron ser reclasificados debido a la dispersión producida por la corrección por pendiente. Esta dispersión fue particularmente importante en áreas con elevada pendiente. Para esto se identificaron rangos entre dos valores mínimos (“valles” de la distribución) alrededor de los picos de mayor frecuencia, a los que se les asignó valores de excedentes hídricos correspondientes a dichos picos (Figura 6).

$$\text{Suma_Exc_corr}_{n,r} = (\text{"Suma_Exc}@1_{n,r}" < x) * 0 + ((\text{"Suma_Exc}@1_{n,r}" > x) \text{ AND } (\text{"Suma_Exc}@1_{n,r}" < y)) * xy_{\max} + \dots + (\text{"Suma_Exc}@1_{n,r}" > z) * z_{\max} [20]$$

A posteriori, se calcularon los volúmenes excedentes para cada píxel de cada categoría de escorrentía, considerando que si 1 mm es equivalente a 10 m³/10 000 m², este representa 0.9 m³ para un píxel (30 x 30 m). Cada clase de láminas excedentes fue multiplicada entonces por la cantidad de píxeles de cada subcuenca obteniendo los volúmenes por clase y luego estos se sumaron para obtener el volumen excedente total por subcuenca. Estos volúmenes fueron luego transformados nuevamente a lámina excedente (mm) para el período de 120 min.

Se compararon las láminas excedentes finales de cada situación, obteniendo las diferencias y los porcentajes de variación.

En la Figura 7 se sintetiza el proceso de construcción de los mapas de excedentes hídricos a través de un diagrama de flujos.

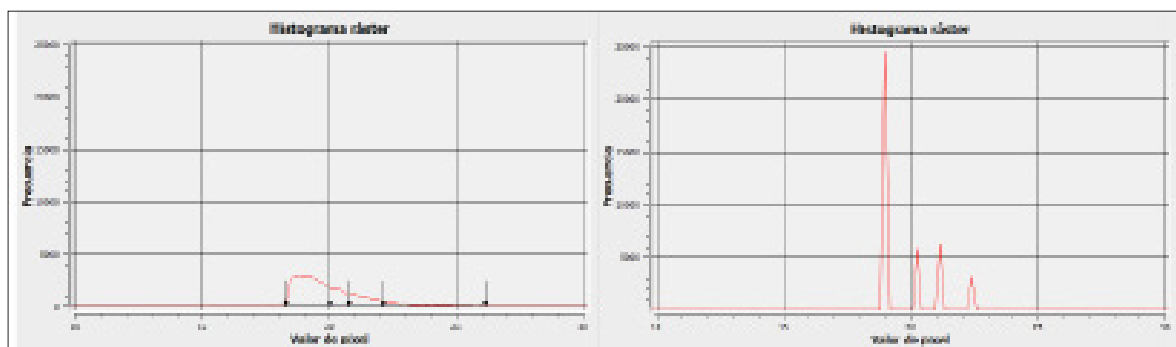


Figura 6. Ejemplo de histogramas raster, antes (izq.) y posterior (der.) a la reclasificación.

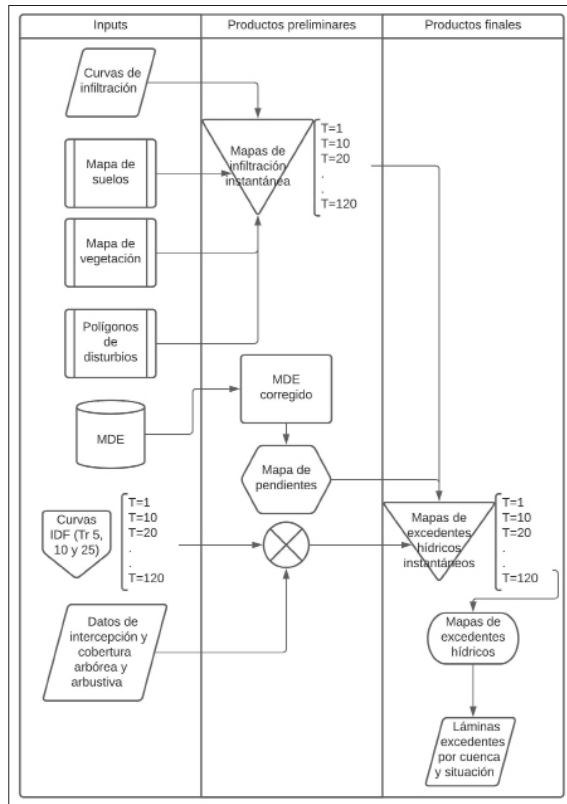


Figura 7. Diagrama de flujo para la construcción de los mapas de excedentes hídricos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la subcuenca con historia agrícola se modelaron los excedentes hídricos bajo tres situaciones: 1) actividad agrícola en algunas parcelas de la subcuenca

(simulando labranza convencional), con pastoreo extensivo en el resto de la superficie. 2) Cese de actividad agrícola y clausura de 3 años de antigüedad en las parcelas con historia agrícola; el pastoreo en el resto de la subcuenca se mantiene invariable. 3) Clausura de 8 años de antigüedad en las parcelas con historia agrícola; el pastoreo en el resto de la subcuenca se mantiene invariable.

En la subcuenca con incendio se modelaron los excedentes hídricos en cuatro situaciones: 1) Sin afectación por incendios. 2) Subcuenca con un sector incendiado de 3 años de antigüedad. 3) Subcuenca anterior afectada por un incendio reciente, sin lluvias precedentes. 4) Subcuenca anterior afectada por un incendio reciente, con lluvias precedentes.

En la subcuenca afectada por especies exóticas y ganadería se modelaron los excedentes hídricos bajo tres situaciones: 1) Subcuenca con bosque de sustitución por especies forestales exóticas invasoras y con pastoreo extensivo. 2) Subcuenca donde se ha sustituido completamente las especies exóticas por nativas, pero mantiene el pastoreo. 3) Subcuenca sin exóticas y sin pastoreo.

Subcuenca agrícola

En la Tabla 2 se muestran los excedentes hídricos para la subcuenca con historia agrícola, bajo clausura de 3 años y de 8 años, para los tres tiempos de recurrencia.

En la Figura 8 se muestran los cambios en los excedentes hídricos en la subcuenca para las tres condiciones y los tres tiempos de recurrencia.

Tabla 2. Láminas excedentes, diferencia y porcentaje de cambio para la subcuenca con historia agrícola.

Tr (años)	Lámina excedente agricultura (mm)	Lámina excedente clausura año 3 (mm)	Diferencia (mm)	Porcentaje (%)
5	48 245	28 072	-20 173	-41.8
10	61 149	42 730	-18 419	-30.1
25	75 078	56 628	-18 450	-24.6
Tr (años)	Lámina excedente clausura año 3 (mm)	Lámina excedente clausura año 8 (mm)	Diferencia (mm)	Porcentaje (%)
5	28 072	10 069	-18 003	-64.1
10	42 730	18 392	-24 338	-57.0
25	56 628	29 896	-26 732	-47.2

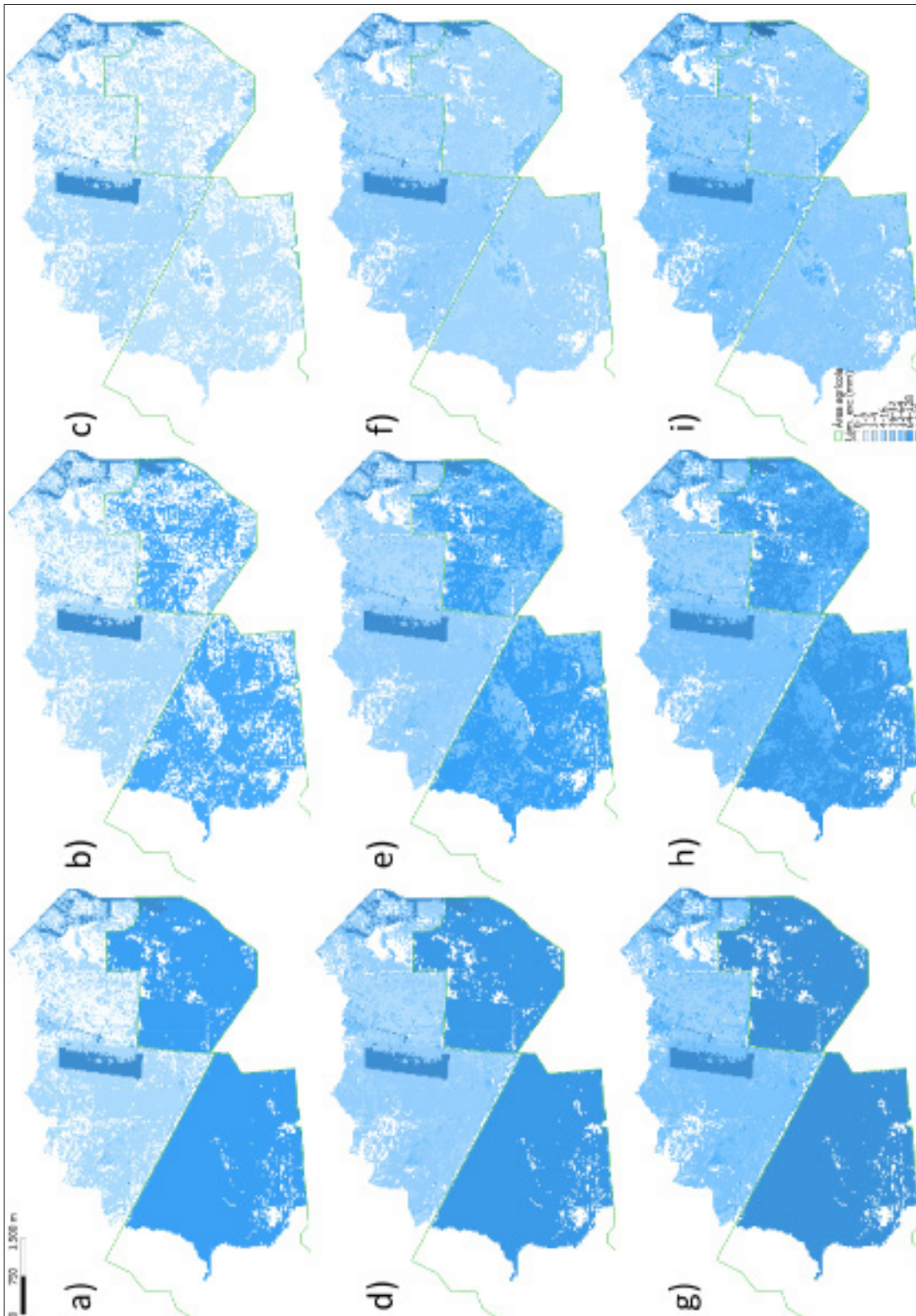


Figura 8. Láminas excedentes (mm) para la subcuenca con historia agrícola, con agricultura (a, d, g), bajo clausura de 3 años (b, e, h) y clausura de 8 años (c, f, i) para los tiempos de recurrencia (Tr) de 5 (a, b, c), 10 (d, e, f) y 25 años (g, h, i). Línea verde, área con historia agrícola.

En el área agrícola de esta subcuenca (colores más intensos de la Figura 8a, d y g, al sur de la misma) bajo actividades agrícolas de labranza convencional, se obtuvieron excedentes hídricos de 80.4, 97.0 y 113.8 mm para haplustoles típicos y énticos sin cobertura arbórea o arbustiva, y según tiempo de recurrencia de 5, 10 y 25 años, respectivamente, mientras que las situaciones de clausura (8b, c, e, f, h, i) mejoraron progresivamente la capacidad de captación hídrica, reduciendo los excedentes.

Es notable la reducción en los excedentes hídricos luego de 8 años de clausura a 3.6, 11.6 y 24.9 mm para 5, 10 y 25 años de recurrencia, respectivamente, producto de mejores tasas de infiltración. Incluso, se alcanzaron en este caso valores inferiores a las obtenidas para áreas bajo pastoreo de baja intensidad y sin historia agrícola (compárese en la Figura 8 los sectores sur –agricultura– y norte –ganadería– de la cuenca). Posiblemente las causas se deban a incrementos de la porosidad total, de los contenidos de materia orgánica y reducción de la compactación (Sun *et al.*, 2018) causada por años de labranza. Asimismo, en situación de clausura aumentó la intercepción de agua debido a la expansión del área arbóreo-arbustiva, lo que significa excedente cero para tiempos de recurrencia de 5 años (sectores en blanco en la Figura 8). La intercepción no solo es importante porque reduce la magnitud de lluvias efectivas a nivel de suelo, sino también porque ejerce un efecto de retardo que le permite al suelo captar más eficientemente el agua (Woo *et al.*, 1997).

Existen pocas experiencias locales donde se hayan medido excedentes hídricos sobre áreas agrícolas. Si bien los excedentes hídricos no necesariamente se transforman completamente en agua de escorrentía ya que parte puede redistribuirse aguas abajo dentro de la misma cuenca y/o evaporarse (Hillel, 1998), es posible hacer algunas comparaciones con datos de escorrentía regionales. Luque (2008) midió las láminas escurridas en una cuenca agrícola (sin sistematizar) ubicada en la localidad de Rafael García, a 25 km al sur del área de estudio y obtuvo algunas relaciones numéricas con las lluvias medidas en cada evento, aunque las lluvias registradas fueron siempre inferiores a 85 mm. Realizando una regresión lineal de las láminas de escorrentía en función a los datos de precipitaciones superiores a 40 mm registrados por este autor, para condiciones de baja humedad edáfica precedente, fue posible obtener una función lineal ($n=8$; $R^2=0.81$) que sirvió como referencia teórica. Al analizar las lluvias de diseño aplicadas en el presente trabajo (127.1, 144.3 y 161.9 mm para tiempos de recurrencia de 5, 10 y 25 años, respectivamente) la función en cuestión define láminas de escurrimiento de 81.6, 98.8 y 116.4 mm, análogas a los valores de excedentes hídricos encontrados para el área agrícola (80.4, 97.0 y 113.8 mm) en el presente estudio.

Subcuenca con incendios

En la Tabla 3 se muestran las láminas excedentes para la subcuenca sin incendios y con incendios

Tabla 3. Láminas excedentes, diferencia y porcentaje para la subcuenca con incendios.

Tr (años)	Lámina excedente sin incendio (mm)	Lámina excedente con incendio de 3 años (mm)	Diferencia (mm)	Porcentaje (%)
5	2079	2087	+0.008	+0.4
10	3883	3956	+0.073	+1.9
25	6459	6626	+0.167	+2.6
Tr (años)	Lámina excedente con incendio, antes de lluvia (mm)	Lámina excedente con incendio, después de lluvia (mm)	Diferencia (mm)	Porcentaje (%)
5	2076	3036	+0.959	+46.2
10	4004	7502	+3498	+87.4
25	6984	13 870	+6886	+98.6

de 3 años de antigüedad; con incendios actuales, antes y después de las lluvias, para los tres tiempos de recurrencia.

En la Figura 9 se muestran los cambios en las láminas excedentes entre la subcuenca sin afectar

y afectada por incendios de 3 años, para los tres tiempos de recurrencia. En la Figura 10 se muestran los cambios en los excedentes hídricos en la subcuenca afectada por incendios actuales, antes y después de las lluvias, para los tres tiempos de recurrencia.

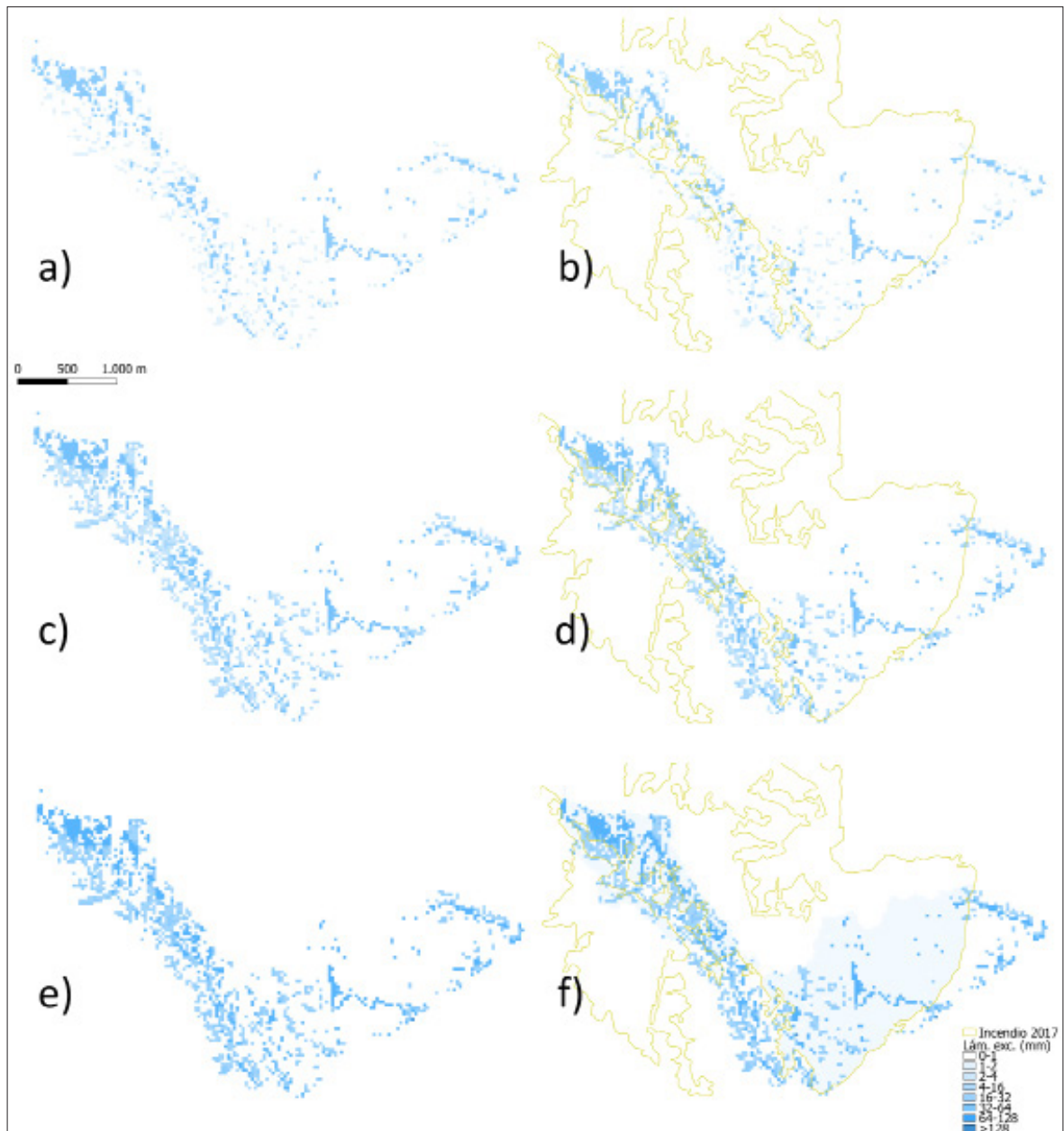


Figura 9. Láminas excedentes (mm) para la subcuenca afectada por incendios; sin incendios (a, c, e) y afectada por incendios en 2017 (b, d, f), para los tiempos de recurrencia (T_r) de 5 (a, b), 10 (c, d) y 25 años (e, f). Línea amarilla, área afectada por incendio en 2017.

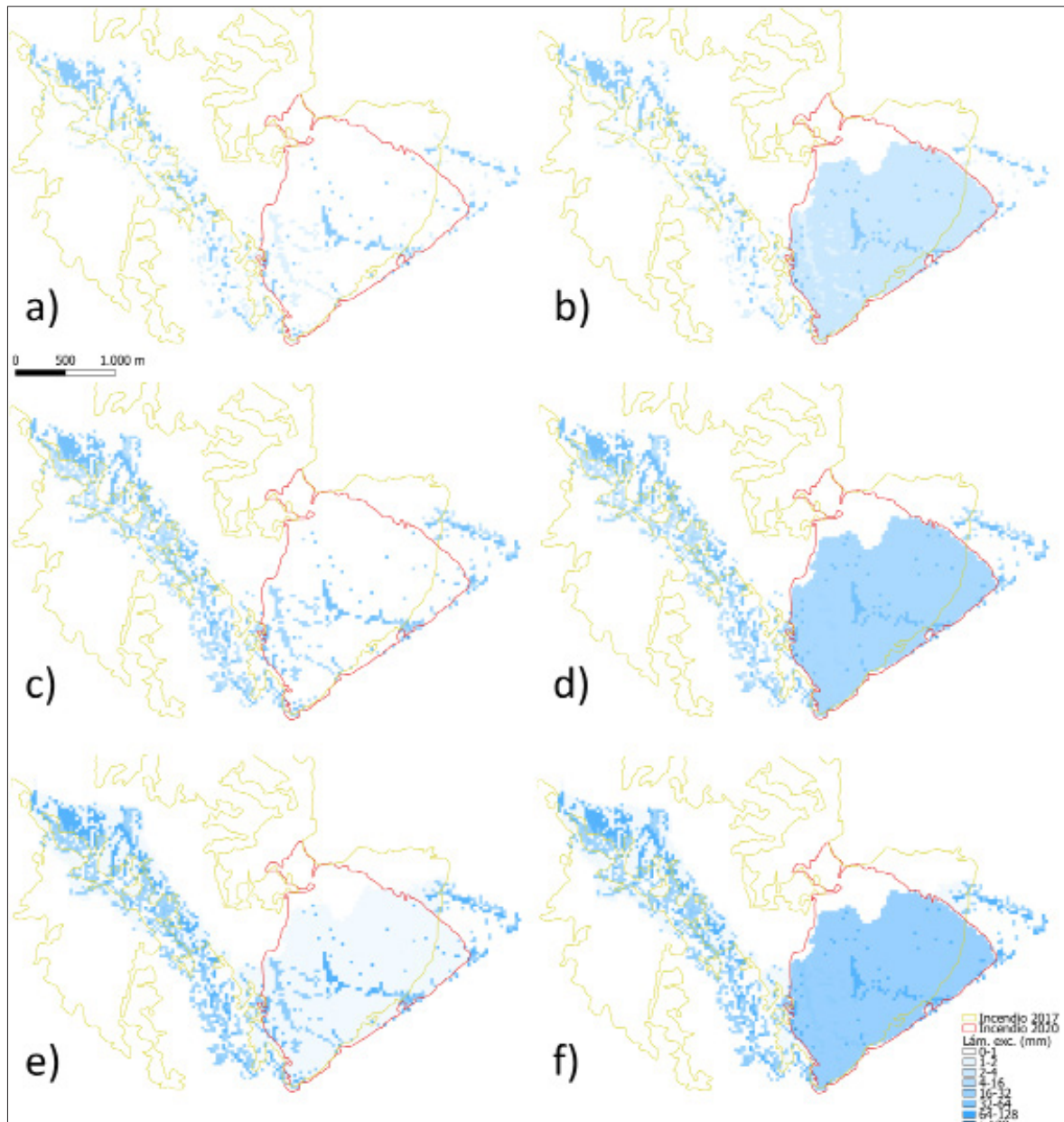


Figura 10. Láminas excedentes (mm) para la subcuenca afectada por incendios; en 2020, antes (a, c, e) y después de las lluvias (b, d, f), para los tiempos de recurrencia (T_r) de 5 (a, b), 10 (c, d) y 25 años (e, f). Línea amarilla, área afectada por incendio en 2017; línea roja, área afectada por incendio en 2020.

En la subcuenca no se apreciaron cambios significativos cuando se comparó una situación sin ocurrencia de incendios con eventos de incendios con una antigüedad de 3 años, o respecto a la situación de incendio reciente antes de la ocurrencia de lluvias. Sin embargo, se apreció un importante

incremento en los excedentes hídricos posteriormente a las primeras lluvias posiblemente como consecuencia del impacto de la gota de lluvia y la acumulación de sedimentos por efecto de escorrentía (Karlin *et al.*, 2019), obteniendo incrementos en las láminas excedentes de entre 1.5 y 2 veces

superiores (según tiempo de recurrencia) respecto a la situación original. Esto se agravaría por el hecho de que el sector quemado posee una gran reducción en la rugosidad del suelo y una alta proporción de dichos excedentes podrían traducirse en láminas de escorrentía. No se apreció en los casos de incendio reciente una gran influencia de la intercepción por canopia pese a que esta es eliminada por efecto del fuego; este efecto debería ser evidenciado al comparar la situación de incendios antes de las lluvias con situaciones precedentes, sin embargo no se aprecian grandes cambios en los excedentes hídricos, posiblemente debido a que la variable más importante la constituye la capacidad de infiltración del suelo.

Para ambientes boscosos del noroeste de España, Cancelo-González *et al.* (2013) observaron incrementos de hasta un 30% más en los coeficientes de escorrentía en una cuenca afectada por incendios forestales en 50% de su área total durante los meses más lluviosos, cuando se la compara con una cuenca aleadaña apareada no afectada por incendios. Estas diferencias se diluyen luego de dos años de ocurrido el evento, tal como se observa en este estudio con el incendio de 3 años de antigüedad. Sin embargo, los autores no analizaron eventos singulares, sino valores mensuales que pueden diluir el efecto de lluvias de alta intensidad.

Subcuenca con exóticas + ganado

En la Tabla 4 se muestran las láminas excedentes para la subcuenca con presencia de especies forestales exóticas y pastoreo extensivo, sin especies leñosas

exóticas y con pastoreo extensivo, y sin especies leñosas exóticas y con clausuras de pastoreo, para los tres tiempos de recurrencia.

En la Figura 11 se muestran los cambios en los excedentes hídricos entre situación con presencia de especies forestales exóticas invasoras y pastoreo extensivo, sin especies forestales exóticas invasoras y con pastoreo extensivo, y sin especies forestales exóticas invasoras y sin pastoreo.

En la subcuenca con especies forestales exóticas invasoras y pastoreo se registraron cambios importantes en la captación hídrica cuando se simuló el reemplazo de las especies forestales exóticas invasoras por nativas, especialmente bajo condiciones de menor pluviometría (Tr 5 y 10 años). En contraposición, no se registraron cambios significativos con precipitaciones de mayor magnitud (Tr 25 años). Esto se debe fundamentalmente al comportamiento de la curva de infiltración (Ec. [12]) con exponente positivo, es decir, la capacidad de infiltración crece con el tiempo. Este fenómeno es posiblemente consecuencia de la mayor cantidad y mayor hidrofobicidad de los residuos vegetales depositados por las especies forestales exóticas invasoras (Karlin *et al.*, 2019). Los picos de precipitación para los tres tiempos de recurrencia coinciden con el momento en que la curva de infiltración está más deprimida, y por ende se producen importantes excedentes hídricos.

En suelos donde no hay invasión de exóticas, la curva de infiltración es decreciente, sin embargo, para tiempos de recurrencia de 25 años, la curva de

Tabla 4. Láminas excedentes, diferencia y porcentaje para la subcuenca con especies forestales exóticas invasoras y pastoreo.

Tr (años)	Lámina excedente con exóticas + pastoreo (mm)	Lámina excedente sin exóticas + pastoreo (mm)	Diferencia (mm)	Porcentaje (%)
5	4989	2504	-2485	-49.8
10	6935	4871	-2063	-29.8
25	9853	9811	-0.041	-0.4
Tr (años)	Lámina excedente sin exóticas + pastoreo (mm)	Lámina excedente sin exóticas + sin pastoreo (mm)	Diferencia (mm)	Porcentaje (%)
5	2504	2503	-0.001	0.0
10	4871	3701	-1170	-24.0
25	9811	5158	-4654	-47.4

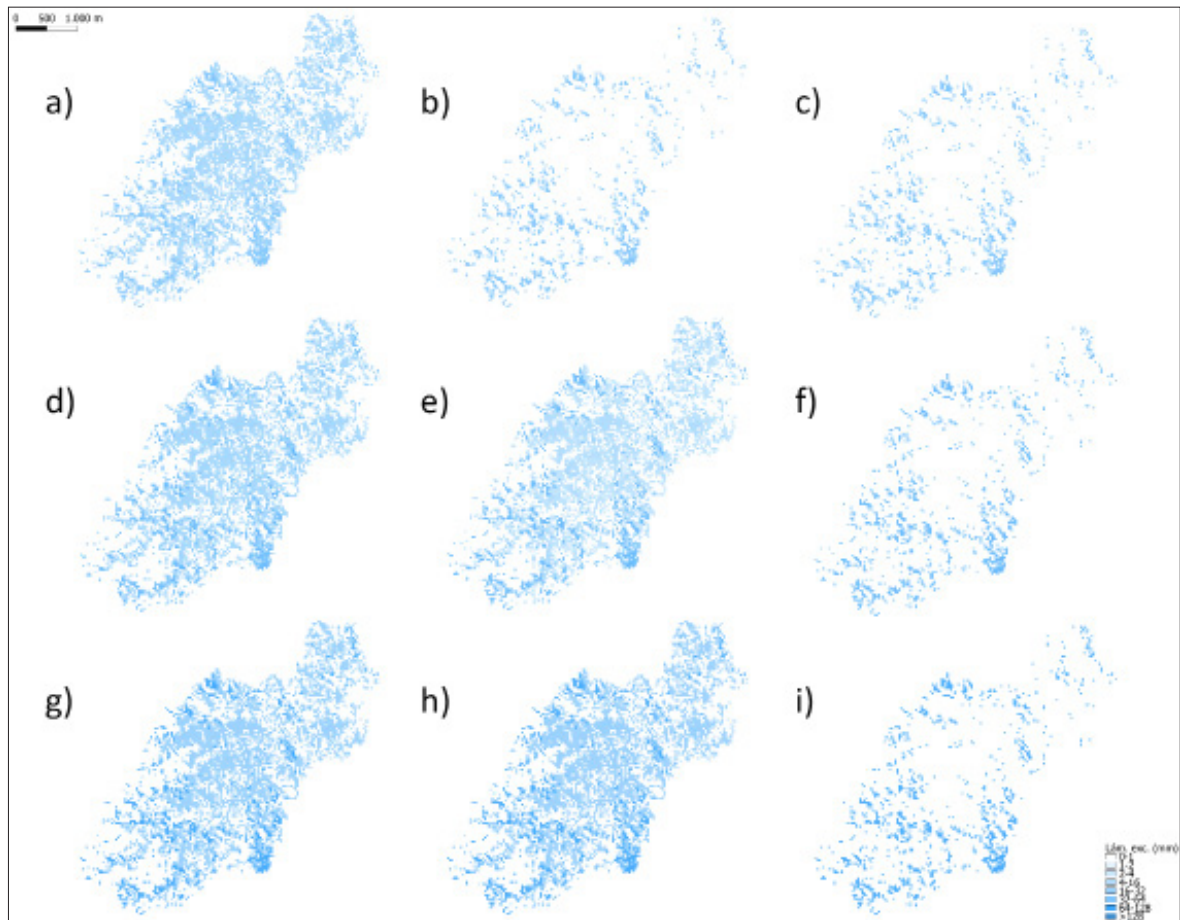


Figura 11. Láminas excedente (mm) para la subcuenca con especies forestales exóticas invasoras y pastoreo (a, d, g), sin especies forestales exóticas invasoras y con pastoreo (b, e, h), sin especies forestales exóticas invasoras y sin pastoreo (c, f, i), para los tiempos de recurrencia (T_r) de 5 (a, b, c), 10 (d, e, f) y 25 años (g, h, i).

precipitación supera la capacidad de infiltración entre los 20 y 90 minutos y los excedentes resultan ser similares a los producidos por la cuenca con exóticas invasoras. Al contrario, para tiempos de recurrencia de 5 años, las precipitaciones copian las tasas de infiltración y prácticamente no ocurren excedentes, a diferencia de la situación con exóticas invasoras.

No se han encontrado estudios relacionados con cambios en los excedentes hídricos bajo influencia de especies forestales exóticas invasoras. Sin embargo, es posible relacionar estos casos con estudios en cuencas con plantaciones forestales, donde los efectos sobre el suelo podrían ser similares a los mencionados en el párrafo precedente. Para lluvias de 77.2 mm, Sidle *et al.* (2007) encontraron im-

portantes diferencias de excedentes hídricos entre un bosque nativo deciduo (2.7 mm de excedentes hídricos; 3.5% del total precipitado) y una plantación forestal degradada (11.3 mm de excedentes hídricos; 14.6%) ubicados sobre inceptisoles de Japón. En nuestro estudio los excedentes hídricos en áreas invadidas por exóticas (principalmente del género *Morus* y *Ligustrum*) y con ganadería para una lluvia estimada de 127.1 mm (T_r 5 años) fue de 6.7 mm (5.3% del total precipitado), mientras que para un bosque dominado por *Sebastiania commersoniana* (con o sin pastoreo) resultó ser cero. Los excedentes mostrados en la Tabla 4 para estos casos corresponden a zonas riparias con suelos generalmente saturados de agua.

La restricción del pastoreo por clausura, al contrario de lo que ocurre en la comparación de situaciones con y sin exóticas invasoras, muestra efectos de reducción de excedentes hídricos más importantes con pluviometrías elevadas (Tr 10 y 25 años), mientras que es indiferente con pluviometría baja (Tr 5 años) ya que las lluvias no alcanzan a superar las tasas de infiltración instantáneas. A diferencia de lo encontrado aquí, en un estudio de excedentes hídricos en bosques de Panamá (Ogden *et al.*, 2013) las láminas excedentes representan valores muy superiores con pluviometrías de entre 100 y 316 mm (promedio de 130 mm) registrados en bosques con y sin ganadería. En bosques nativos degradados con ganadería los autores obtuvieron láminas excedentes promedio de 41 mm, mientras que en bosques sin ganadería láminas excedentes promedio de 24.7 mm, muy superiores al rango obtenido en el presente estudio (Tabla 7) para situaciones con y sin ganadería.

CONCLUSIONES

Las tres cuencas y sus diferentes escenarios analizados muestran tendencias lógicas en función a antecedentes regionales o extraregionales. En todos los casos, situaciones de degradación resultan en valores de excedentes hídricos más importantes que bajo condiciones sin disturbio. Los cambios en el uso del suelo tales como agricultura, incendios forestales, invasión de especies exóticas o presencia de ganadería conducen a cuencas con menor capacidad de captación hídrica y esto puede traducirse en importantes volúmenes de escorrentía que podrían causar inundaciones y arrastre de sedimentos perjudiciales desde el punto de vista ambiental, social y económico.

Los datos empíricos de capacidad de infiltración, sumados a datos de variables que podrían también ser obtenidos empíricamente, tales como cobertura de suelo, son los principales insumos para estos modelos permitiendo la predicción rápida de potenciales eventos de crecidas en cuencas hidrográficas. Con estos modelos es posible simular infinitas situaciones y compararlas con las situaciones ideales.

Aunque la medición por aforo de los excedentes hídricos frente a eventos extraordinarios como los simulados en el presente trabajo requiere de tiempos muy extendidos hasta su ocurrencia efectiva, es importante que estos modelos sean validados en el futuro mediante datos de caudales en cuencas afectadas por diferentes tipos de disturbios.

REFERENCIAS

- Acuña, L. R. y Juárez, M. L. (2001). Intercepción de la precipitación en el Chaco Semiárido (Argentina). *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 33(1), 75-79. Recuperado de <https://bdigital.uncu.edu.ar/9997>
- Aoki, A. M. y Sereno, R. (2006). Evaluación de la infiltración como indicador de calidad del suelo mediante un microsimulador de lluvias. *AgriScientia*, 23(1), 23-31. <https://doi.org/10.31047/1668.298x.v23.n1.2688>
- Bohn, V. Y. y Campo, A. M. (2010). Estimación de escurrimientos superficiales para cuencas no aforadas en Corrientes, Argentina. *Investigaciones Geográficas*, 71, 31-42. <https://doi.org/10.14350/rig.18088>
- Cancelo-González, J., Álvarez, M. y Díaz-Fierros, F. (2013). Influencia de un incendio en la hidrología de una pequeña cuenca del NO de España. *FLAMMA*, 4(2), 115-19. Recuperado de <https://core.ac.uk/download/pdf/27239558.pdf>
- Cisneros, J., Cholaky, C., Cantero, A., González, J., Reynero, M., Diez, A., Bergesio, L., Cantero, J. J., Núñez, C., Amuchástegui, A. y Degioanni, A. (2012). *Erosión hídrica. Principios y técnicas de manejo*. Río Cuarto, Argentina: UniRío Editora.
- Hillel, D. (1998). *Environmental Soil Physics*. San Diego, US: Elsevier.
- IDECOR. (2017). Relieve provincial. Mapa de pendientes 5 m. <https://gn-idecor.mapascordoba.gob.ar/maps/79/view>. Ingreso: junio 2020.
- Instituto Geográfico Nacional. (2014). *Modelo Digital de Elevaciones para la República Argentina*. <https://www.ign.gob.ar/>. Consultado en junio de 2020.
- Karlin, M. S., Arnulphi, S. A. y Bernasconi Salazar, J. R. (2021). Mid-term changes in the physiognomy of plant communities and functional plant groups define successional pathways of mountain vegetation in the province of Córdoba (Argentina). *Folia Oecologica*, 48(1), 9-24. <https://doi.org/10.2478/foecol-2021-0002>
- Karlin, M. S., Bernasconi Salazar, J., Cora, A., Sánchez, S., Arnulphi, S. y Accietto, R. (2019). Cambios en el uso del suelo: dinámica de la infiltrabilidad en el centro de Argentina. *Ciencia del Suelo*, 37(2),

- 196-208. Recuperado de <http://www.suelos.org.ar/publicaciones/Volumen37n2/1-%20Pag%20196-208%20%23435.pdf>
- Karlin, M. S., Ontivero, F., Arnulphi, S. A. y Bernasconi Salazar, J. (2018). Caracterización edafológica de la Reserva Natural de la Defensa La Calera, Córdoba (Argentina). *Multequina*, 27, 5-22. Recuperado de <https://www.mendoza-conicet.gob.ar/portal/multequina/indice/pdf/27/03-ART-Karlin.pdf>
- Koberwein, A. (2016). Desarrollismo y contradicciones territoriales en el contexto de una crisis hídrica y ambiental en las Sierras Chicas de Córdoba, Argentina. *Cultura-Hombre-Sociedad*, 26(2), 45-70. <https://doi.org/10.7770/CUHSO-V26N2-ART1070>
- Luque, R. L. (2008). Número de curva aplicado a una cuenca agrícola de la región central de Córdoba, Argentina. Tesis Magíster en Gestión Ambiental Agropecuaria. Universidad Nacional de Río Cuarto, Universidad Nacional de Córdoba.
- Magliano, P. N., Whitworth-Hulse, J. I. y Baldi, G. (2019). Interception, throughfall and stemflow partition in drylands: Global synthesis and meta-analysis. *Journal of Hydrology*, 568, 638-645. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.042>
- Ogden, F. L., Crouch, T. D., Stallard, R. F. y Hall, J. S. (2013). Effect of land cover and use on dry season river runoff, runoff efficiency, and peak storm runoff in the seasonal tropics of Central Panama. *Water Resources Research*, 49(12), 8443-8462. <https://doi.org/10.1002/2013WR013956>
- Pascual Aguilar, J. A. (1998). Excedentes hídricos mensuales en la cuenca de Poyo mediante sistemas de información geográfica. *Cuadernos de Geografía*, 63, 67-80. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/714977.pdf>
- Pascual Aguilar, J. A., Francés, F., Mateu, J. y España, V. (2003). Dinámica de usos del suelo y régimen hídrico de pequeñas cuencas mediterráneas: La Rambla de Poyo y el Barranc de Carraixet (Valencia). *Revista Digital del Cedex*, 131. Recuperado de https://www.ivra.org/member/congress/resource/MADRID2003_JA_PASCUAL_ES.pdf
- QGIS.org. (2020). QGIS 3.14. Sistema de Información Geográfica. Proyecto de Fundación Geoespacial de Código Abierto. <http://qgis.org>
- Rico, A., Dasso, C., García, C. y Caamaño Nelli, G. (2011). Regionalización de los parámetros del modelo DIT para predicción de lluvias máximas en diseño hidrológico. *Cuadernos del CURIHAM*, 17, 15-24. Recuperado de <https://cuadernosdelcuriham.unr.edu.ar/index.php/CURIHAM/article/download/53/42>
- Schosinsky, G. (2006). Cálculo de la recarga potencial de acuíferos mediante un balance hídrico de suelos. *Revista Geológica de América Central*, 34-35, 13-30. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/454/45437342002.pdf>
- Sereno, R. (Ed.). (1997). Manual de control de la erosión hídrica. Córdoba, Argentina: Universidad Nacional de Córdoba.
- Sidle, R. C., Hirano, T., Gomi, T. y Terajima, T. (2007). Hortonian overland flow from Japanese forest plantations—an aberration, the real thing, or something in between? *Hydrological Processes: An International Journal*, 21(23), 3237-3247. <https://doi.org/10.1002/hyp.6876>
- Sun, D., Yang, H., Guan, D., Yang, M., Wu, J., Yuan, F., Jin, C., Wang, A. y Zhang, Y. (2018). The effects of land use change on soil infiltration capacity in China: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 626, 1394-1401. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.104>
- Woo, M. K., Fang, G. y DiCenzo, P. D. (1997). The role of vegetation in the retardation of rill erosion. *Catena*, 29(2), 145-159. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(96\)00052-5](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(96)00052-5)
- Zapperi, P. A. (2018). Análisis de la incorporación del riesgo de inundación en la normativa de ordenamiento territorial de Argentina. *Investigaciones Geográficas*, 70, 71-90. <https://doi.org/10.14198/INGEO2018.70.04>
- Zevenbergen, L. W. y C. R. Thorne. 1987. Quantitative analysis of land surface topography. *Earth Surface Processes and Landforms*, 12(1), 47-56. <https://doi.org/10.1002/esp.3290120107>