

Universidad Nacional de Cuyo – Facultad de Ciencias Agrarias

Ingeniería en Recursos Naturales Renovables

Mendoza, Argentina



TESIS DE GRADO

EVALUACIÓN DE FUNCIONES ECOSISTÉMICAS DE REGULACIÓN
HÍDRICA EN UNA SUBCUENCA DE GUALTALLARY, TUPUNGATO,
MENDOZA.



Tesista: VILLAFRANCA, Juan Cruz

Director: MASTRANTONIO, Leandro

2019

RESUMEN

El cambio del uso de la tierra ha sido generalmente considerado como un problema ambiental local, sin embargo en la actualidad se está convirtiendo en una fuerza de importancia global (Foley et al, 2005). En este contexto, cualquier sistema agropecuario tiene como desafío central alcanzar la sostenibilidad, brindando mejoras en la producción de alimentos y preservando los ecosistemas naturales, sus recursos naturales y los servicios ecosistémicos que proveen (Lambin & Meyfroidtb, 2010). Se hace necesario entonces, el estudio de los Servicios Ecosistémicos (SE), entendidos como los beneficios del ambiente natural que son percibidos por la sociedad, ya que se establece un vínculo explícito entre el bienestar humano y el adecuado funcionamiento del ecosistema (Balvanera et al, 2011 en Laterra et al, 2011).

En el presente trabajo se aplicó el protocolo ECOSER con el objetivo de evaluar la función ecosistémica de la vegetación en la regulación hídrica, y su consideración en la ordenación agrohidrológica, según distintos escenarios de usos del suelo, en una subcuenca hidrográfica del río Tunuyán Superior, Tupungato, Mendoza. Los resultados arrojaron qué para el mes de mayor precipitación, si a lo largo de los últimos 20 años no se hubiesen realizado cambios en el uso del suelo la esorrentía alcanzaría un máximo de aproximadamente 15.000 m³/mes. En la actualidad ese valor asciende a 40.000 m³/mes. En el caso de continuar con las tendencias actuales dicho valor podría aumentar más del doble, alcanzando un valor de 90.000 m³/mes. Con respecto a la función ecosistémica de Retención de Excesos de Precipitación se observó que a lo largo de la temporada los escenarios I (actual) y III (cultivo sustentable) presentan un comportamiento común ya que toman valores similares.

Los resultados de la presente tesis contribuyen a entender el fenómeno descrito anteriormente, entendiendo que, en cuencas de montaña existen relaciones de sinergia, y que de plantearse una intensificación de la agricultura de manera convencional en la zona de estudio, los impactos generados por el aumento de la esorrentía no afectarían únicamente a la subcuenca en cuestión, sino a otras áreas naturales contiguas, provocando consecuentemente alteraciones en el funcionamiento del ecosistema y la biodiversidad de las mismas. Los valores de funciones ecosistémicas obtenidos para el escenario III bajo una lógica de Land Sharing, permiten acompañar las tendencias actuales de la región, aumentando el área destinada la producción vitivinícola sin alterar procesos ecosistémicos básicos.

Palabras clave: ordenación agrohidrológica, uso del suelo, funciones ecosistémicas.

ABSTRACT

The change in land use has generally been considered as a local environmental problem, however it is currently becoming a force of global importance (Foley et al, 2005). In this context, any agricultural system has the central challenge of achieving sustainability, providing improvements in food production and preserving the natural ecosystems, their natural resources and the ecosystem services they provide (Lambin & Meyfroidtb, 2010). It is necessary then, the study of Ecosystem Services (SE), understood as the benefits of the natural environment that are perceived by society, since an explicit link is established between human well-being and the proper functioning of the ecosystem (Balvanera et al , 2011 in Laterra et al, 2011).

In this work, the ECOSER protocol was applied with the objective of evaluating the ecosystem function of vegetation in water regulation, and its consideration in agro-hydrological management, according to different land use scenarios, in a hydrographic sub-basin of the Tunuyán Superior River, Tupungato, Mendoza. The results showed that for the month with the highest rainfall, if during the last 20 years no changes in land use had been made, the runoff would reach a maximum of approximately 15,000 m³ / month. At present, this value reached to 40,000 m³ / month. In the case of continuing with current trends, this value could increase more than double, reaching a value of 90,000 m³ / month. With respect to the ecosystem function of Retention of Excess Rainfall, it was observed that, throughout the season, scenarios I (current) and III (sustainable cultivation) present a common behavior since they take similar values.

The results of this thesis contribute to understanding the phenomenon described above, understanding that, in mountain basins there are synergy relationships, and that if an intensification of agriculture is considered in a conventional manner in the study area, the impacts generated by the increase of the runoff would not only affect the sub-basin in question, but also other contiguous natural areas, consequently causing alterations in the functioning of the ecosystem and their biodiversity. The values of ecosystem functions obtained for scenario III under a logic of Land Sharing, allow to follow the current trends of the region, increasing the area destined for wine production without altering basic ecosystem processes.

Key words: agro-hydrological management, land use, ecosystem functions.

Agradecimientos

A mi familia, por el apoyo incondicional de siempre, por su paciencia y comprensión, y sobre todo por el amor que me han dado a lo largo de toda mi vida.

A mis amigos, por su confianza, por todos estos años de amistad y los infinitos momentos compartidos.

A mis compañeros de facultad, amigos y futuros colegas por su compañía a lo largo de todos estos años y por enseñarme la importancia del trabajo en equipo.

A mis profesores por trasmitirme no solo conocimientos sino también pasión por la profesión.

A mi director Leandro, por haber aceptado guiarme en esta importante etapa de mi carrera. Haber sido dirigido por alguien con tanta capacidad profesional y humana ha sido una de las mejores experiencias en este período de formación.

Por último a la Facultad de Ciencias Agrarias y a la Universidad Nacional de Cuyo, por haberme dado la posibilidad de formarme y capacitarme como profesional en una casa de estudios tan prestigiosa, por las herramientas y valores que me brindaron y sus infinitas enseñanzas. Me siento profundamente orgulloso de ser parte de esta institución que vela por la educación como bien público, gratuito y como derecho humano.

A todos ellos, mi mayor agradecimiento.

Contenido

INTRODUCCIÓN	5
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	7
OBJETIVO GENERAL Y ESPECÍFICOS	10
a. Objetivo General	10
b. Objetivos específicos	10
MARCO CONCEPTUAL	10
Cuenca hidrográfica.....	10
Escorrentía	13
Teoría de la formación del flujo superficial.....	13
Cálculo de escorrentía.....	14
SIG aplicados a la ordenación agrohidrológica	15
Modelos de representación de datos geográficos.....	16
Servicios ecosistémicos	17
Protocolo ECOSER.....	20
Evaluación de la capacidad funcional.....	22
Cambios en el uso del suelo y el papel de la vegetación en la regulación hídrica	22
CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	25
Geomorfología	26
Clima.....	28
Hidrología.....	29
Suelos.....	30
Vegetación.....	30
Aspectos socioeconómicos.....	31
MATERIALES Y MÉTODOS	32
Delimitación y caracterización de la cuenca hidrográfica de aporte	33
Determinación de escenarios de uso del suelo.....	34
Calculo de retención inicial	35
Cálculo de escurrimiento superficial (ES) y retención de excesos de precipitación (REP).....	39
Análisis estadístico.....	41
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	41
Delimitación y caracterización de la cuenca hidrográfica de aporte	41

Análisis del terreno.....	41
Análisis hidrológico.....	42
Identificación de cobertura vegetal	43
Identificación de los Tipos Dominantes de Ecosistemas (TED).....	44
Cambios en el porcentaje de superficie cultivada en la cuenca de aporte	45
Escenarios propuestos	46
Retención inicial.....	49
Determinación del Número de Curva	49
Cálculo de retención inicial (IE).....	53
Escurrimiento superficial (ES)	54
Retención de Exceso de Precipitación (REP).....	60
Análisis estadístico.....	65
Discusión: Alternativas de manejo de las tierras de cultivo.....	66
CONCLUSIONES.....	71
COMENTARIOS FINALES.....	72
BIBLIOGRAFÍA.....	73

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, las economías de los países en vías de desarrollo, en especial los de base agrícola, se enfrentan a un proceso global donde sus productos son altamente demandados y, asociado a ello, se incrementan las presiones sobre los recursos en los que se basa su producción (Pengue, 2014). Se espera que la demanda mundial de alimentos duplique los valores actuales para el año 2050, lo que produce una mayor presión de uso y conflictos por desequilibrios entre la oferta y la demanda de dichos recursos (Godfray et al. 2010, Green et al, 2005).

En este contexto podemos decir que el crecimiento de la población humana y el aumento del consumo per cápita de alimentos (demanda) constituyen factores que promueven la expansión de la agricultura y su consecuente impacto sobre los ecosistemas naturales alrededor del mundo (Grau et al, 2008). América Latina está creciendo ampliamente en cuanto a las extensiones de sus tierras destinadas a la producción agrícola, pero poco se ha hecho por evaluar la elevada presión sobre sus intangibles ambientales (Pengue, 2014).

En otras palabras, América Latina exporta cada vez más bienes de la tierra, pero lo que no incorporan en las cuentas de las relaciones comerciales, tanto las economías desarrolladas y menos aún aquellas en vías en desarrollo, son los costos ambientales y sociales que estos procesos involucran (Pengue, 2014).

El cambio en el uso de la tierra ha sido generalmente considerado como un problema ambiental local, sin embargo en la actualidad se está convirtiendo en una fuerza de importancia global (Foley et al, 2005).

El cambio global en el uso del suelo se caracteriza, en su mayoría por factores de presión importantes: por la expansión de las áreas urbanas y la infraestructura a expensas de las tierras agrícolas y por la expansión de las tierras agrícolas bajo una lógica industrial a expensas de los pastizales, sabanas y bosques (Pengue, 2014).

El cambio del uso del suelo que implica la expansión de áreas de cultivo sobre ecosistemas naturales provoca modificaciones de los mismos como por ejemplo la deforestación y el cultivo en pendiente. En este contexto cualquier sistema agropecuario tiene como desafío central alcanzar la sostenibilidad, brindando mejoras en la producción de alimentos y preservando los ecosistemas naturales, sus recursos naturales y los servicios ecosistémicos que proveen (Lambin & Meyfroidtb, 2010).

Por este motivo es que se hace necesario el estudio de los Servicios Ecosistémicos (SE), entendidos como los beneficios del ambiente natural que son percibidos por la sociedad ya que se establece un vínculo explícito entre el bienestar humano y el adecuado funcionamiento del ecosistema (Balvanera et al, 2011 en Laterra et al, 2011).

Cualquier decisión de manejo puede tener efectos negativos o positivos sobre los diferentes SE y conducir a relaciones de compromiso entre ellos. El principal desafío es definir cómo asignar y administrar de manera óptima las múltiples opciones de usos de la tierra (De Groot et al, 2002 en Laterra et al, 2011).

A raíz de este problema surgen dos escenarios contrastantes: compartir la tierra (Land Sharing) que integra los objetivos de aumento de producción y conservación de la biodiversidad en la misma superficie; y el ahorro de tierras (Land Sparing) en donde la agricultura de alto rendimiento se combina en áreas diferenciadas con la protección de los recursos naturales (Phalan et al. 2011). El primer escenario propone aumentar las densidades de poblaciones silvestres en

tierras de cultivo pero existiendo la posibilidad de disminuir los rendimientos agrícolas; mientras que la solución opuesta propone minimizar las demandas de tierras de cultivo al aumentar el rendimiento en las mismas y liberando tierras para que sean destinadas a la conservación (Green et al, 2005).

En ambas alternativas, y en cualquier otro escenario posible que pueda derivar de la combinación de estos, se corre el riesgo de deteriorar los recursos naturales, si no se toman las medidas adecuadas para su uso y conservación, en especial en cuencas montañosas (Casas & Albarracín, 2015).

En la presente tesis, se busca plantear distintos escenarios de uso del suelo en una subcuenca hidrográfica y sus impactos sobre los servicios ecosistémicos brindados por la misma. En particular, se evaluará la influencia de la vegetación en la función ecosistémica de regulación hídrica.

El presente estudio se encuentra enmarcado en un proyecto de la Secretaría de Investigación, Internacionales y Posgrado de la Universidad Nacional de Cuyo. Dicho proyecto busca comprender de qué manera ha variado el patrón del paisaje en el área del Valle de Uco en las últimas décadas y cómo eso afectó funciones ecosistémicas que determinan la oferta de SE clave, para así proveer información de base fundamental para el ordenamiento ambiental territorial.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En este trabajo se plantea la hipótesis de que **los cambios en el uso del suelo que impliquen un proceso de intensificación en una subcuenca de montaña alteran el ciclo hidrológico dentro de la misma, ya que al cambiar el tipo y estructura de vegetación se producen incrementos en los volúmenes de escorrentía generados.**

En las Conferencias de Naciones Unidas sobre el Agua (Mar del Plata, 1977) y sobre Desertificación (Nairobi, 1977), se estableció la necesidad de considerar que los recursos naturales, agua, suelo, vegetación forman un sistema integral, complejo, que requiere un abordaje multidisciplinario, atravesado por el ciclo hidrológico y definido territorialmente por la cuenca hidrográfica, en la que cualquier acción o cambio en sus componentes afecta al sistema (TRAGSA, 1994).

A partir de estos lineamientos propuestos a nivel internacional surge la necesidad de una Ordenación Agrohidrológica de Cuencas, tal como plantea el “Plan de Acción para el Medio Humano” de la Conferencia de Estocolmo, el Consejo de Europa, primero en abril de 1975 en su “Resolución 9” sobre zonas de alta montaña, y después en mayo del 1976 en su “Carta Ecológica”, y las Naciones Unidas en las Conferencias sobre “El Agua” en Mar del Plata, en marzo del 1977, y sobre “Desertificación” en Nairobi, en septiembre del 1977, donde se recomienda a los Gobiernos miembros: “Poner atención a la conservación del suelo y el agua mediante la ordenación de la cuenca”; y “considerar a las cuencas como unidades de trabajo en todo lo relativo a los problemas hidrológicos, de conservación del suelo y aprovechamiento de aguas, como factores del desarrollo integral de estas unidades” (TRAGSA, 1994).

Múltiples definiciones y conceptualizaciones se han desarrollado con respecto al “Manejo de Cuencas”, destacando entre ella la definición proporcionada por la FAO: “El Manejo de Cuencas es la planificación y administración integral de las mismas, para la conservación y uso productivo de los recursos naturales, con especial atención del recurso agua”. Es decir, la aplicación de un programa de ordenamiento del uso de la tierra con el propósito de asegurar una actividad agropecuaria-forestal de rendimiento sostenido, armonizado con un funcionamiento hidrológico para el control de la sedimentación, crecidas locales y producción de agua de calidad deseada (FAO, 1981, 1996; Van Wambeke, 2009 TRAGSA, 2005 en Currie et al, 2017).

En Argentina, como en otros países de la región Andina, el manejo irracional de las cuencas altas montañosas ha provocado la alteración desfavorable del régimen hidrológico, problemas de erosión y en general, una degradación de las mismas, con su consecuente impacto negativo sobre las condiciones socioeconómicas de la población (Michelena, 2012; Gáspari & Michelena, 2010; Mármol, 2008 en Currie et al, 2017).

Así en estas áreas altas, los fenómenos torrenciales y su control deben tenerse muy en cuenta dentro del manejo de las cuencas, considerando que los torrentes o fenómenos aluvionales constituyen verdaderos focos de degradación (Currie et al, 2017).

La gravedad del problema torrencial en una región depende de las condiciones naturales y antrópicas. Entre las condiciones naturales son de interés el relieve

(pendiente), clima y vegetación, entre otros. No obstante, si bien las condiciones naturales determinan la susceptibilidad a dichos procesos, con frecuencia la acción del hombre a través del desmonte, uso inadecuado de tierras de uso agrícola, ganadero o forestal y construcción de obras civiles sin los resguardos necesarios, agrava la situación produciendo fenómenos catastróficos (SAyDS, 2007; TRAGSA, 2005 en Currie et al, 2017).

Desde un punto de vista técnico-económico, la correcta estimación de los caudales de máxima crecida en distintos escenarios de uso del suelo, es cada vez más importante para dimensionar correctamente sistemas de desagüe de obras civiles y reducir o evitar daños en cauces fluviales, zonas regables y núcleos urbanos. Las consecuencias catastróficas de la acción torrencial podrían resumirse en: pérdidas de suelo, entarquinamiento de los embalses, inundaciones, con su secuela de pérdida de vidas humanas, destrucción de obras de infraestructura, regadíos y cosechas; pérdida de calidad de las aguas (sedimentos, eutrofización), etc. (TRAGSA, 1994).

Es por esto que resulta no solo recomendable sino absolutamente necesario la aplicación de métodos (empíricos, estadísticos, hidrológicos, correlación hidrológica y modelos) que permitan la determinación de volúmenes de escorrentía. Los modelos hidrológicos son los que tienen un mayor sentido físico e hidrológico para el estudio de dicho fenómeno (TRAGSA, 1994).

Para ello, el primer paso es la delimitación de la cuenca de aporte y su correcta caracterización. Es fundamental conocer las características morfológicas de la cuenca, su topografía, las dimensiones y el trazado de la red hidrográfica, entre otras, ya que, dependiendo de éstas, a una misma precipitación pueden corresponder caudales diferentes, Además se necesita conocer el estado del terreno, cobertura vegetal y permeabilidad del suelo.

También es elemental conocer la distribución espacial y temporal de las precipitaciones, por ser éstos, factores que condicionan el origen de las escorrentías. Las grandes crecidas tienen como origen tormentas excepcionales por su intensidad, extensión, duración y repetición. Por lo general se presentan como tormentas cortas, violentas y localizadas produciendo en pequeñas cuencas de fuertes pendientes, crecidas con caudales máximos muy altos (Currie et al, 2017).

Es importante señalar el error frecuente que surge en muchos proyectos de ingeniería civil y de producción agrícola, y es que son reactivos a problemas hidrológicos sin considerar las causas fundamentales que los originaron.

Dicho esto, es que se torna necesario tener una consideración real de la influencia de los ecosistemas sobre la circulación de agua (regulación hídrica) frente a distintos escenarios de uso del suelo, principalmente el papel de la vegetación, que además de regular la magnitud y estacionalidad del intercambio de agua entre la superficie terrestre, la atmósfera, y el sistema hidrológico, influye sobre la calidad del agua al afectar los flujos de materiales suspendidos o disueltos, incluyendo sales, contaminantes, nutrientes y sedimentos (Latterra et al, 2011).

OBJETIVO GENERAL Y ESPECÍFICOS

a. Objetivo General

- Evaluar la función ecosistémica de la vegetación en la regulación hídrica, y su consideración en la ordenación agrohidrológica, según distintos escenarios de usos del suelo, en una subcuenca hidrográfica del río Tunuyán Superior, Tupungato, Mendoza.

b. Objetivos específicos

- Delimitar y caracterizar la subcuenca de aporte.
- Estimar para la situación actual y para distintos escenarios de cobertura de la tierra, los volúmenes de escorrentía generados y la función ecosistémica de regulación hídrica de la vegetación.

MARCO CONCEPTUAL

Cuenca hidrográfica

Se denomina **cuenca vertiente**, o **cuenca de drenaje de un cauce**, en una sección dada de su curso, a la superficie de terreno limitada por el contorno a partir del cual la precipitación caída drena por esa sección (Currie et al, 2017).

La **divisoria** es la línea topográfica que separa superficialmente dos cuencas hidrográficas o sistemas de drenaje independientes en dirección y sentido, cuyas

salidas no necesariamente coinciden en un río común determinado. Si el suelo fuese impermeable la cuenca estaría definida topográficamente por la línea divisoria de aguas. En los suelos permeables la cuenca vertiente real puede diferir de la cuenca topográfica, pero salvo en los casos de una circulación interna particularmente intensa, este efecto es solamente apreciado en cuencas muy pequeñas, admitiéndose prácticamente en la mayoría de los casos, que la cuenca vertiente coincide con la cuenca topográfica (Fattorelli & Fernandez, 2007).

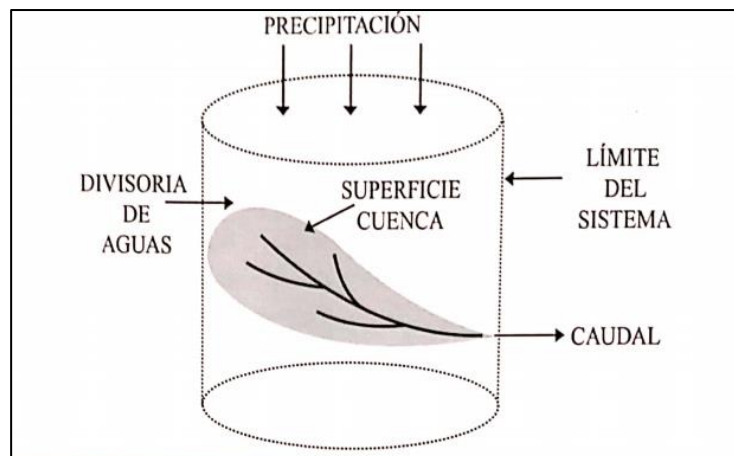


Figura 1: Representación esquemática de cuenca hidrográfica donde se tiene como entrada la precipitación y salida el caudal. Fuente: Fattorelli & Fernandez, 2007.

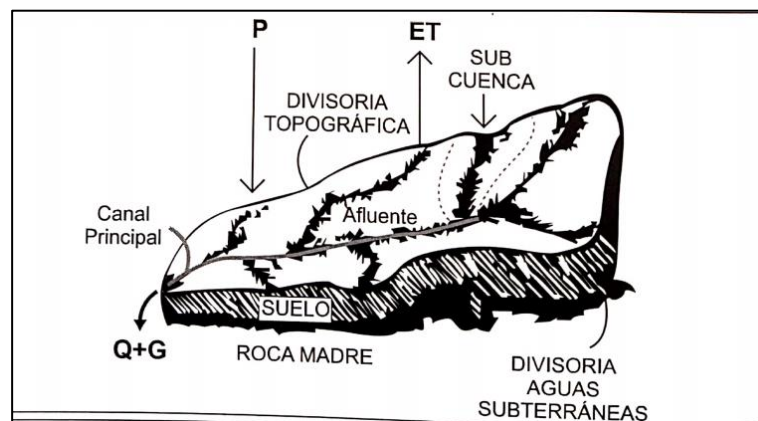


Figura 2: Representación esquemática del balance hidrológico en una cuenca. Fuente: Fattorelli & Fernandez, 2007.

La cuenca hidrográfica es un sistema que presenta como principal entrada la lluvia, y como salidas el caudal, la evapotranspiración, el flujo subsuperficial y la percolación. El funcionamiento de la cuenca se asemeja al de un colector que recibe la precipitación pluvial y nival y la convierte en escurrimiento (Figura 1). Esta

transformación se hace con pérdidas de agua, en función de las condiciones climatológicas y de las características físicas de la cuenca (TRAGSA, 1994).

En muchas ocasiones, para la aplicación de los diferentes modelos hidrológicos es necesario dividir la cuenca en estudio en una serie de unidades de menor superficie y de comportamiento homogéneo, a las cuales se denomina **unidades hidrológicas**.

Como se observa en la Figura 2 estas unidades hidrológicas pueden ser, o bien subcuencas, o bien tramos intermedios entre éstas, (vertientes directas al propio cause, a un embalse o al mar). Los criterios para realizar esta división deben atender a la orografía, los usos mayoritarios del suelo, la torrencialidad de las precipitaciones, etc.

Desde el punto de vista de su funcionamiento, la cuenca vertiente puede caracterizarse por su morfología, el clima de la región, la naturaleza del suelo y por la cobertura vegetal (TRAGSA, 1994).

El régimen hidrológico tiene su origen en el clima. Según la fórmula más ampliamente aceptada el clima de una localidad queda definido por las estadísticas a largo plazo de los caracteres que describen el tiempo de esa localidad, como la temperatura, humedad, viento, precipitación, etc., siendo el tiempo el estado de la atmósfera en un lugar y momento determinado. La consideración del **clima** en la ordenación agrohidrológica resulta imprescindible, ya que determina en alto grado el tipo de suelo y de vegetación, como así también la topografía (TRAGSA, 1994).

La consideración del **suelo** en las ordenaciones agrohidrológicas se basa en el conocimiento de factores que intervienen en la estabilidad del suelo y en la gestión de los recursos naturales vinculados. Es evidente el importante papel que juega el suelo en la cubierta vegetal, siendo necesario su conocimiento tanto para alcanzar un aprovechamiento sostenible, como para evitar efectos negativos sobre la misma (TRAGSA, 1994).

Un análisis ordenado de una cuenca hidrográfica conlleva a considerar la importancia de la **vegetación y su influencia sobre el ciclo hidrológico** ya que interviene en el origen de las precipitaciones, interceptación y distribución del agua. Un concepto importante de la ecología de las zonas áridas como es el caso de Mendoza, es que el agua de las precipitaciones, principal factor limitante, es utilizada en su totalidad por la vegetación evitando el drenaje profundo y la escorrentía. Es por esto,

que la vegetación desempeña una importante función sobre los flujos de entrada y salida de agua en el sistema, por lo que alteraciones en la cobertura vegetal puede causar cambios en la relación hidrología-suelo-vegetación con consecuencias sobre los ecosistemas alterando la provisión de servicios hídricos (Lara et al. 2013).

Escorrentía

La escorrentía es la parte de la precipitación que llega a la red hidrográfica de la cuenca y discurre por ella dando lugar a los caudales líquidos. Se pueden distinguir dos tipos de escorrentías generadoras de caudales, en primer lugar están las **escorrentías rápidas**, que discurren por la superficie del terreno y por tanto llegan a los cauces en poco tiempo; estos volúmenes son los que originan aluviones o torrentes. En segundo lugar, están las **escorrentías subsuperficiales y subterráneas** que alimentan los cauces de una forma lenta y dan como resultado el caudal base que discurre por la red entre tormentas (TRAGSA, 1994).

Teoría de la formación del flujo superficial

Por lo general cuando la tasa de la precipitación o de la fusión nival excede la tasa de infiltración superficial, el exceso de agua se acumula temporalmente en pequeñas depresiones de la superficie o simplemente escurre convirtiéndose en escorrentía superficial (Fattorelli & Fernandez, 2007).

Como se muestra en la Figura 3 la totalidad de la precipitación está conformada por dos componentes: la precipitación efectiva y las pérdidas. La primera es la que contribuye directamente a formar la escorrentía superficial, por su parte la segunda, es la precipitación remanente como evaporación, evapotranspiración, interceptación por vegetación o por el suelo e infiltración que en un principio no aporta a la escorrentía superficial. El proceso así descrito incluye otros componentes como escorrentía subsuperficial y el flujo subterráneo (Fattorelli & Fernandez, 2007).

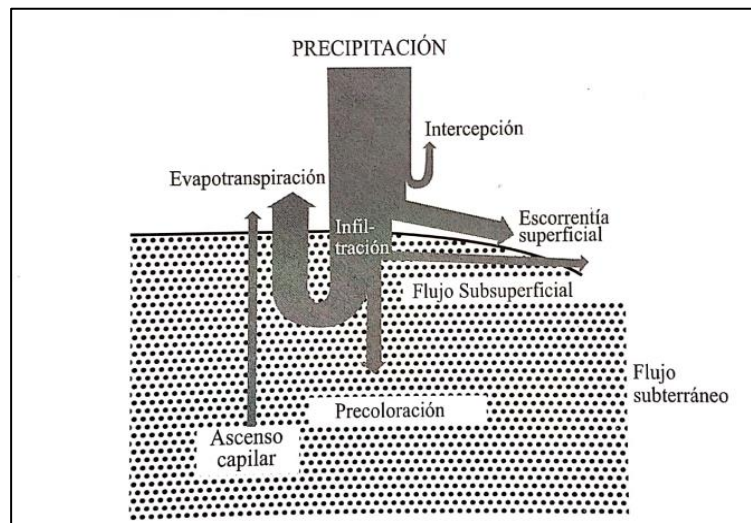


Figura 3: Representación esquemática de precipitación efectiva y pérdidas. Fuente: TRAGSA. 1994.

La escorrentía superficial está formada en un primer momento por el flujo laminar sobre la superficie del suelo. Si la cuenca receptora tiene poca pendiente este flujo fluye por gravedad hacia cursos de agua o canales de drenaje en principio pequeños, que se agrupan en cauces de orden mayor formando luego los afluentes principales de los grandes ríos (Fattorelli & Fernandez, 2007).

En cuencas con pendiente y sistemas de drenaje más pronunciados la escorrentía superficial forma el caudal total que fluye a la salida de la cuenca base. Este caudal se divide en dos: escorrentía directa y flujo base. La escorrentía directa parte de la que llega rápidamente al sistema de canales de drenaje después de un evento de lluvia, formando la creciente, mientras que el flujo base es aquel componente proveniente del afloramiento de aguas subterráneas y el flujo subsuperficial.

[Cálculo de escorrentía](#)

El valor real de la escorrentía superficial que circula por la superficie del terreno solo puede determinarse de una forma experimental, mediante la instalación de pluviómetros en la propia cuenca y por aforos de los caudales de red, obteniendo los hidrogramas correspondientes. En pequeñas cuencas el problema más común es la ausencia de aforos en series suficientes que permitan establecer escorrentías mensuales con precisión, de forma que el balance hídrico pueda ser calculado. Otro problema es el cálculo de escorrentías correspondientes a precipitaciones máximas de

determinada recurrencia para la evaluación de los caudales máximos (TRAGSA, 1994).

Sin embargo, en la mayoría de las estaciones meteorológicas locales existen datos de temperaturas mensuales, pluviometrías mensuales, número de días de lluvia por meses, precipitación máxima diaria del mes, etc. Esto permite calcular las escorrentías anuales con cierta rigurosidad por distintos modelos paramétricos.

Como se dijo anteriormente no siempre es posible obtener hidrogramas, por lo que la escorrentía superficial se debe estimar a partir de otros métodos. Uno de estos métodos es el del Número de Curva.

Este método fue elaborado por U.S. Soil Conservation Service (USDA, 2004) y se basa en la estimación directa de la escorrentía superficial de una lluvia aislada, a partir de las características del suelo, uso del mismo y de su cubierta vegetal. Se supone que cada uno de los complejos suelo-vegetación se comporta de una misma forma frente a la infiltración.

En un complejo suelo-vegetación totalmente impermeable toda la precipitación se convierte en escorrentía superficial. Por su parte, en un complejo suelo-vegetación totalmente permeable no daría escorrentía fuera cual fuere el valor de la precipitación. Entre estos dos casos extremos se pueden tener infinitas respuestas de escorrentía superficial, ante una precipitación, según el tipo de asociación suelo-vegetación (TRAGSA, 1994).

A cada tipo de complejo suelo-vegetación se le asigna un valor, llamado Número de Curva o Número Hidrológico, que define sus condiciones hidrológicas en función de la permeabilidad del suelo y la **cobertura vegetal**.

SIG aplicados a la ordenación agrohidrológica

Los sistemas de información geográfica (SIG) tienen por objeto procesar datos relativos a distintos aspectos de la superficie terrestre provenientes de diferentes fuentes (sensores remotos, redes de teledetección, relevamientos en el terreno) y presentarlos en mapas a escala adecuada. Se habla en este caso de “datos geográficos”, haciendo referencia a datos caracterizados por una posición geográfica y por atributos que especifican la naturaleza y características de los mismos. Dada la posibilidad de integrar los datos espaciales con los descriptivos y la capacidad de

efectuar análisis y modelaciones, los SIG permiten explicar las relaciones existentes entre los diferentes objetos, facilitando el proceso de conversión de los datos en información útil (Fattorelli & Fernandez, 2007).

Es así que los SIG han permitido a los hidrólogos y otros profesionales afines, realizar el estudio morfológico de las cuencas de manera rápida, precisa y semiautomática, incrementando la capacidad de análisis, descripción e interpretación del territorio. Los SIG constituyen una importante plataforma para el desarrollo de modelos, calibración y visualización espacial de simulaciones, permitiendo de este modo confrontar los resultados obtenidos a partir de los modelos con las observaciones de campo (Fattorelli & Fernandez, 2007).

A su vez, los SIG pueden integrarse con datos obtenidos a través de técnicas como la teledetección. Es así que los SIG se convierten en una herramienta de un éxito potencial que permite calibrar, procesar y visualizar todo tipo de datos y su continua actualización, de manera rápida y confiable, a bajo costo. Consecuentemente contribuyen a la toma de decisiones, facilitando la observación, descripción, evaluación y monitoreo de los diferentes procesos y agentes actuantes en una cuenca hidrográfica en un momento dado o bajo diversas condiciones simultáneas de vulnerabilidad, riesgo o amenaza (escenarios).

Modelos de representación de datos geográficos

Los datos son un parte imprescindible de los SIG, pero requieren de un proceso para convertir un área geográfica y la información acerca de ella en un dato susceptible de ser incorporado. Dicho proceso surge de la necesidad de convertir una realidad cuya complejidad es prácticamente infinita a datos con una capacidad finita de representación y almacenamiento (Olaya, 2014).

Desde la realidad hasta el conjunto de valores numéricos se pasa por tres niveles:

- Establecimiento de un modelo geográfico: modelo conceptual de la realidad geográfica y su comportamiento
- Establecimiento de un modelo de representación: forma de recoger el modelo conceptual y sus características propias, reduciéndolo a una serie finita de elementos

- Establecimiento de un modelo de almacenamiento: esquema de como almacenar los distintos elementos del modelo de representación

Es decir en base a los modelos geográficos, se reducen las propiedades de dichos modelos a un conjunto finito de elementos que son los llamados modelos de representación.

Para un mismo tipo de información existen diversas alternativas en cuanto a la forma de materializar la realidad y plasmar el modelo geográfico concreto. En líneas generales hablaremos de dos tipos de modelos de representación: ráster y vectorial.

El modelo ráster se basa en una división sistemática del terreno, la cual cubre la totalidad del mismo, formando un conjunto de unidades elementales. Cada una de estas unidades elementales (celdas) recoge la información pertinente que la describe, existiendo una relación implícita entre las mismas. Por su parte en el modelo vectorial no existen unidades fundamentales que dividen la zona, sino que se recoge la variabilidad y características de ésta mediante entidades geométricas. Es decir, modeliza el espacio geográfico mediante una serie de primitivas geométricas (puntos, líneas y polígonos) que contienen los atributos del espacio geográfico (Olaya, 2014).

Servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos (SE) se definen como los componentes y procesos de los ecosistemas que son consumidos, disfrutados o que conducen a aumentar el bienestar humano tomando en cuenta la demanda de los beneficiarios, así como la dinámica de los ecosistemas (Daily 1997, Boyd y Banzhaf 2007, Quétier et al. 2007, Luck et al. 2009, Quijas et al. 2010 en Laterra et al, 2011).

Los SE abarcan todos los beneficios que las sociedades humanas obtienen de los ecosistemas (MEA, 2003 en Laterra et al, 2011). Éstos incluyen:

- los bienes o recursos naturales como el agua o los alimentos,
- los procesos ecosistémicos que regulan las condiciones en las que los humanos habitan, como la regulación del clima o de la erosión,
- la contribución de los ecosistemas a experiencias que benefician directa o indirectamente a las sociedades, como la recreación, y
- los procesos ecológicos básicos que permiten que se provean los anteriores.

Es importante tener en cuenta definiciones básicas adoptadas en este trabajo:

- Procesos ecosistémicos: transferencia de materia y energía dentro del ecosistema (e.g., secuestro de carbono, infiltración de agua en suelos, evaporación, etc.).
- Funciones ecosistémicas (FE): procesos ecosistémicos que contribuyen a la provisión de beneficios directos de los ecosistemas a la sociedad o “servicios ecosistémicos” (e.g., control de la erosión por su contribución a la producción de alimentos).
- Servicios ecosistémicos (SE): beneficios directos del funcionamiento de los ecosistemas (o de las FE) para la sociedad humana (e.g., protección/atenuación de inundaciones, producción agrícola).

Además el concepto de SE considera el beneficio que distintos actores o sectores de la sociedad reciben de los ecosistemas, así como las complejas interacciones tanto positivas como negativas entre servicios y actores o sectores de la sociedad (MEA 2003, Maass et al. 2005, Rodríguez et al. 2006, Quétier et al. 2007 en Laterra et al, 2011).

Al igual que otros países latinoamericanos, Argentina se encuentra atravesando una nueva fase de intensificación y expansión de la agricultura dentro de ecorregiones donde las tasas de transformación y reemplazo de bosques, arbustales, pastizales y humedales pueden comprometer su desarrollo en el largo plazo (Zak et al. 2004, Paruelo et al. 2005, Boletta et al. 2006 en Laterra et al, 2011).

La evaluación de políticas públicas orientadas al desarrollo sustentable del territorio rural puede resultar facilitada por la consideración de la provisión sostenida de SE como principio integrador de los múltiples beneficios que ofrecen los ecosistemas a la sociedad (Cork y Proctor 2005 en Laterra et al, 2011). No obstante, la aplicación del concepto de SE como base para la toma de decisiones se encuentra, por lo general sujeta a limitaciones metodológicas y de disponibilidad de información, en ambos casos necesarias para valorar los ecosistemas según su capacidad para proveer esos servicios (Laterra et al, 2011).

La importancia relativa de un ecosistema para la sociedad como proveedor de SE resulta de una combinación entre la percepción social acerca de la importancia de esos SE y la capacidad propia de ese ecosistema para proveer los distintos tipos de

SE. La importancia o 'valor' de un tipo de SE para la sociedad (valor social) depende del nivel de conciencia o percepción que la sociedad tiene sobre la capacidad relativa de ese SE para satisfacer sus necesidades (Latterra et al, 2011).

Por su parte, la capacidad intrínseca o propia de un ecosistema para proveer SE puede ser evaluada a través de la identificación, la cuantificación y la integración del conjunto de procesos biofísicos que lo soportan, independientemente del valor social. Así por ejemplo, para una sociedad con una demanda de alimentos insatisfecha, un sitio cubierto por bosques desarrollados sobre suelos de baja aptitud agrícola pero con alta capacidad de secuestro de carbono (y por consiguiente una alta contribución a la regulación atmosférica) puede ser menos valioso ('ofrecer' menos SE) que el mismo sitio transformado en cultivos anuales de bajo rendimiento (Latterra et al, 2011).

Para la valoración de SE existen dos grandes grupos que se detallan a continuación:

- Métodos de valoración monetaria: procuran identificar el valor económico de los SE que por su carácter de público no cotizan en el mercado, suponiendo que los valores revelados reflejan una porción importante de los beneficios provistos por los ecosistemas a la sociedad (valor social). A partir de ello, la valoración monetaria permite discutir y fundamentar las políticas públicas sobre uso de la tierra en términos de costo-beneficio. Al focalizarse en los beneficios finales, los métodos de valoración estrictamente monetaria tienen la ventaja de ser capaces de proveer estimaciones aún donde el conocimiento sobre el funcionamiento del ecosistema es insuficiente. En contrapartida, estos métodos presentan diferentes limitaciones. En primer lugar estos métodos son necesariamente caso-dependientes (los resultados obtenidos son sólo válidas para un determinado momento y lugar). Por esta razón, sus extrapolaciones espaciales y temporales no son pertinentes. La segunda limitación consiste en que mientras el ordenamiento territorial constituye una típica herramienta destinada a incrementar el valor social en forma equitativa y sustentable, en general, estos métodos privilegian la valoración individual y privada frente a la social y pública (Latterra et al, 2011).

- Métodos de valoración cuantitativa no monetarios: consisten en evaluaciones biofísicas (también llamadas “evaluaciones funcionales”) de procesos ecosistémicos capaces de soportar bienes y servicios que satisfacen necesidades humanas. Según el nivel de conocimiento disponible, la habilidad de los ecosistemas para realizar esas funciones (‘capacidad funcional’) puede ser comparada a través de indicadores (‘índices de capacidad funcional”), evaluaciones multicriterio o modelos cuantitativos (Laterra et al, 2011).

Protocolo ECOSER

El protocolo ECOSER es un sistema de procedimientos para la evaluación no monetaria y el modelado de la distribución espacial de servicios ecosistémicos y de la vulnerabilidad ambiental asociada a la pérdida de los mismos, aplicable a un amplio rango de escalas espaciales y calidad de información. Entre la características distintiva de tales procedimientos, se destacan: a) la estimación indirecta de la provisión relativa de SE a través del flujo de las funciones que los soportan en cada tipo de ecosistema, b) el ajuste de esas funciones a las condiciones particulares de cada sitio y de su contexto espacial, y c) la integración entre métodos de evaluación biofísica y métodos de valoración social y/o económica (Laterra et al, 2014).

ECOSER consta de:

- i) una serie de reglas, índices y modelos integrados divididos en dos grandes módulos, el módulo 1 para la evaluación y mapeo de la oferta de SE y el módulo 2 para la evaluación de la vulnerabilidad ambiental, ambos en formato ‘ráster’ (Figura 4),
- ii) una guía para la identificación de los SE más relevantes en el área de estudio (pasos del protocolo), y
- iii) anexos tales como bases de datos (o sus enlaces para su consulta en línea), glosario y bibliografía.

El primer módulo del primer componente (i) tiene como objetivo la generación de mapas de provisión relativa de los SE de interés y de su provisión conjunta ponderada (‘oferta de SE’) mediante un criterio de valoración social o económica. A partir de esa oferta, el segundo módulo tiene como objetivo la estimación explícita en términos espaciales de la vulnerabilidad ambiental por pérdida de SE, así como su simulación frente a distintos escenarios de uso de la tierra (Laterra et al, 2014).

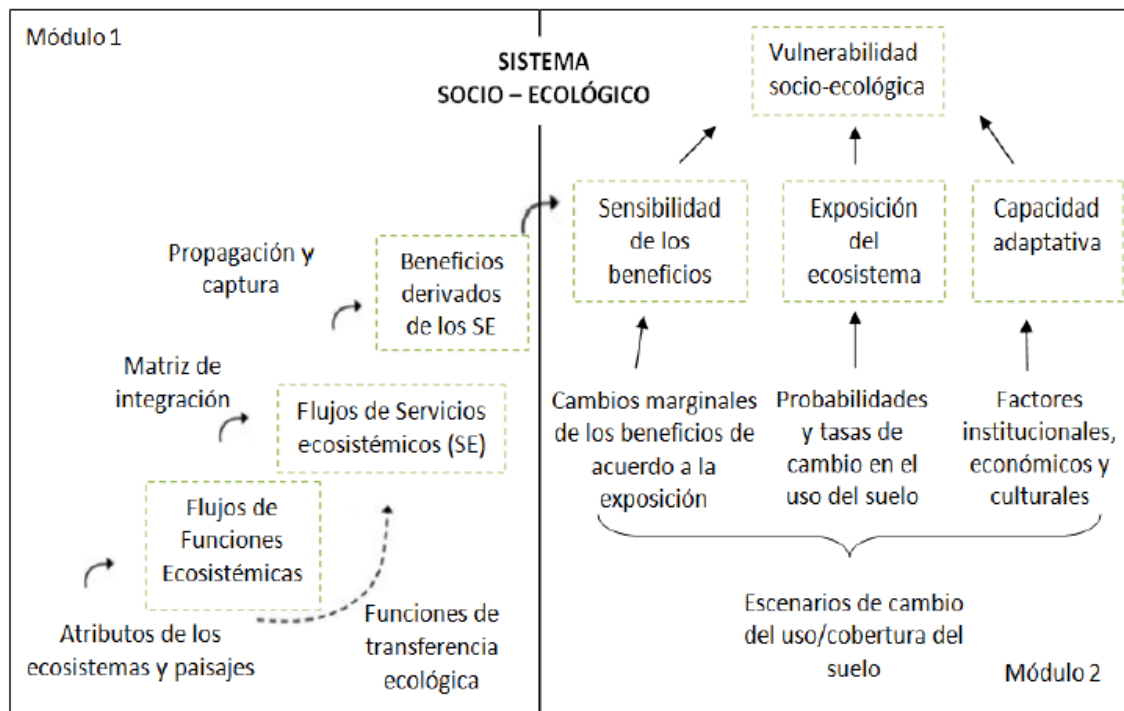


Figura 4: Diagrama de flujos del protocolo ECOSER para la evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos (SE) y estimación de la vulnerabilidad socio-ecológica (VSE) a la pérdida de los mismos. Laterra et al. 2011.

Este protocolo puede aplicarse en distintos espacios geográficos, ya sea una cuenca, un paisaje o una porción arbitraria del territorio en la que se reconocen elementos del paisaje (e.g., parches, corredores, matrices) relativamente homogéneos, caracterizadas por un tipo de ecosistema dominante (TED). A su vez, esos elementos del paisaje se encuentran conformados por una o más celdas regulares (píxeles), cuyo TED y condición local y de paisaje particular son utilizados a través de este protocolo para obtener el flujo de servicios ecosistémicos o capacidad funcional de cada celda. De esta forma, los resultados de la aplicación de este protocolo para cada celda del paisaje bajo estudio pueden ser exportados y mapeados mediante un SIG, o pueden ser obtenidos de forma directa mediante un modelado en SIG en base a los algoritmos y bases de datos provistos por ECOSER (Laterra et al, 2014).

La fase de trabajo en SIG se realiza en formato “ráster”, en donde cada píxel cuenta con información local (e.g., tipo de ecosistema dominante, tipo de uso de la tierra, tipo de suelos, pendiente, clima) y de su contexto espacial (e.g., tamaño y conectividad del parche al que pertenece el píxel, porcentaje de agricultura en el área colectora que drena el sitio, distancia a caminos y rutas, distancia a cuerpos de agua

superficial, entre otras variables). Idealmente, el tamaño del píxel debe responder al patrón de heterogeneidad de la cobertura observable en la escala de interés, de forma que cada celda resulte lo más homogénea posible no solo en cuanto al tipo de cobertura vegetal sino a las distintas variables físicas subyacentes (e.g., pendientes, tipos de suelos, etc). Sin embargo, en la práctica existen restricciones insalvables derivadas de la resolución de las imágenes satelitales disponibles y del modelo digital de elevación que pueda usarse para derivar las variables topográficas (Latterra et al, 2014).

Evaluación de la capacidad funcional

Los SE están basados en las funciones ecosistémicas que los soportan, y éstas a su vez son determinadas a partir de los procesos biofísicos existentes, no obstante se basan también en la importancia para ser considerados en el marco de procesos de ordenamiento territorial. Esa importancia depende fundamentalmente del conocimiento disponible para vincular atributos estructurales locales y del contexto de los ecosistemas con su capacidad funcional, y de la capacidad técnica e información disponible para caracterizar la distribución de esos atributos dentro del área de interés (Latterra et al, 2014).

De acuerdo a esos criterios, se plantean una serie de indicadores y modelos de funciones consideradas importantes para la evaluación de la capacidad de los ecosistemas para brindar SE relevantes, entre los cuales podemos nombrar secuestro de carbono, balance hídrico, control de la erosión, amortiguación de inundaciones, protección de acuíferos por cobertura, protección de aguas superficiales, regulación hídrica, regulación de poblaciones clave, mantenimiento de diversidad de especies, provisión de hábitats para especies amenazadas, y actividad recreativa del paisaje. A los fines de esta tesis, se hace hincapié en la función ecosistémica de regulación hídrica.

Cambios en el uso del suelo y el papel de la vegetación en la regulación hídrica

El reconocimiento del papel de los ecosistemas como reguladores del ciclo hidrológico ha crecido en los últimos tiempos. La biota en general, y en particular la estructura y la dinámica de la vegetación, influyen sobre procesos y atributos hidrológicos que antes se consideraban controlados sólo por variables abióticas; entre

estas variables, al clima y a la topografía/litología se los consideraba reguladores principales.

Las intervenciones humanas para el aprovechamiento productivo de los ecosistemas, incluyendo reemplazos del tipo de vegetación y/o cambios en la frecuencia y la intensidad de intervenciones drásticas (e.g.: cosecha de biomasa, el pastoreo, o el fuego (disturbios)), implican una nueva impronta de la biota sobre la dinámica hidrológica; esto puede alterar la prestación de sus servicios hídricos a la sociedad.

Desde la perspectiva humana, los servicios hídricos involucran no solo la provisión de agua para distintos usos (e.g., consumo humano, industria, riego, esparcimiento) sino también la regulación de los flujos de agua como fuerzas destructoras y/o contaminantes (e.g., crecientes, inundaciones, salinización, contaminación de reservas de agua). Al menos estas dos facetas “utilitarias” del ciclo hidrológico deben ser consideradas al explorar compromisos o sinergias con distintos usos posibles de la tierra (Jobbágy, 2010).

Una influencia principal de los ecosistemas sobre la circulación de agua es la partición de las precipitaciones en “flujos evaporativos”, que retornan a la atmósfera, y “flujos líquidos”, que alimentan cuerpos superficiales y subterráneos de agua y que, eventualmente alcanzan el océano como se representa en la Figura 5. En esta partición juegan un papel importante atributos de la vegetación tales como su despliegue estacional de follaje (área foliar), su estructura aérea (i.e., distribución vertical de las hojas y rugosidad del canopy) y subterránea (i.e., distribución vertical de raíces, profundidad máxima). Estos atributos definen la capacidad de acceder al agua del suelo y entregarla a la atmósfera a través de la transpiración.

Otro aspecto importante del efecto de la biota sobre el ciclo del agua es el direccionamiento de los excesos hídricos hacia vías subterráneas (drenaje profundo) vs. Vías superficiales (escurrimiento), con un efecto fuerte sobre la temporalidad de los caudales de los ríos y las pérdidas de nutrientes y sedimentos. En este caso juegan un papel muy relevante los atributos del ecosistema capaces de influir sobre las tasas de infiltración de los suelos, particularmente sensibles a intervenciones como la labranza, el sobrepastoreo, el fuego, el tránsito de maquinarias, o la pavimentación, entre otros (Jobbágy, 2010).

A los efectos que el uso de los ecosistemas tiene sobre la partición de las precipitaciones en vapor vs. líquido y del líquido en aportes superficiales vs. subterráneos a la red hidrológica deben sumarse los posibles efectos sobre la precipitación misma. En este sentido, la ocurrencia e intensidad de precipitación convectiva puede ser afectada por la vegetación a través de su control del intercambio de humedad y energía con la atmósfera. En este caso, el ámbito de influencia de las transformaciones de la cubierta puede ser local, regional o continental (Jobbágy, 2010).

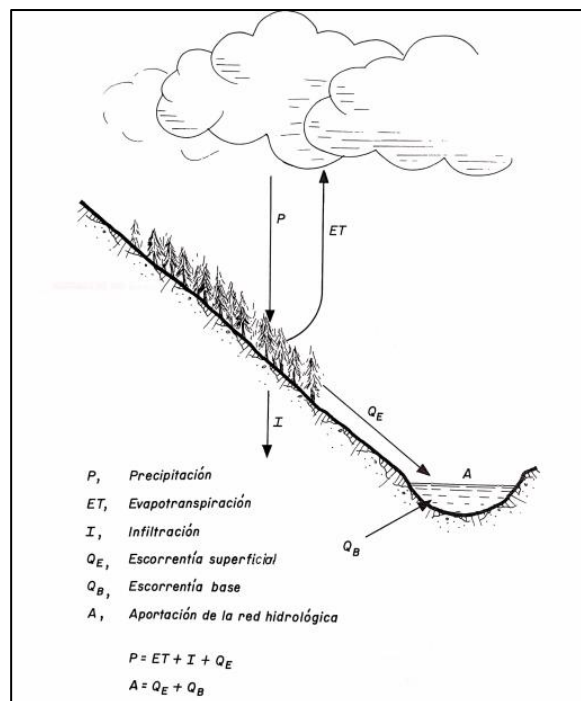


Figura 5: Representación esquemática de influencia de la vegetación en la regulación hídrica. Fuente: TRAGSA. 1994.

Por último, además de regular la magnitud y la estacionalidad del intercambio de agua entre la superficie terrestre, la atmósfera, y el sistema hidrológico, la vegetación influye sobre la calidad del agua al afectar también los flujos de materiales suspendidos o disueltos que la acompañan, incluyendo la carga total de sales, la presencia de contaminantes naturales y artificiales, la concentración de nutrientes y la abundancia de sedimentos. De este modo, los ecosistemas contribuyen a determinar la cantidad y la calidad del agua que circula en un determinado territorio y su variación en el tiempo (Jobbágy, 2010).

CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La provincia de Mendoza, situada en el centro-oeste argentino, al este de la Cordillera de Los Andes, entre los 32° y 37°35' Sur y los 66°30' y 70°35' Oeste, cuenta con una superficie de 150.839 km² y una población de 1.741.610 habitantes (INDEC, 2010). Localizada en la zona templada, es una provincia mediterránea y continental, de clima árido a semiárido, con un promedio de precipitaciones de alrededor de 250 mm anuales, expuesta a la acción de los anticiclones del Atlántico (piedemontes, depresiones y llanuras) y del Pacífico (altas montañas y Payunia). La provincia presenta un marco natural heterogéneo, signado por la aridez, la restricción de los recursos hídricos y de los suelos, la pérdida de la biodiversidad, las amenazas naturales y la desertificación (Casas & Albarracín, 2015).

Más del 50% del territorio provincial se desarrolla sobre los 1.000 msnm, generando una gran energía de relieve que potencia los fenómenos torrenciales y erosivos, la cual junto a las condiciones climáticas rigurosas de sequedad, limitan la formación y evolución de suelos. A esta fragilidad ambiental se suma la competencia por el uso del agua entre oasis y áreas no irrigadas, que ha aumentado la vulnerabilidad de éstas últimas a los procesos de degradación (Casas & Albarracín, 2015).

Uno de los oasis productivos de Mendoza es el de Valle de Uco comprendido por la cuenca del Río Tunuyán Superior. Este oasis se caracteriza históricamente por su producción de frutales de pepita y de viticultura de pequeños productores, con variedades de calidad pero destinadas a la producción de vino común. Sin embargo, en la última década del siglo XX los sectores frutícola, vitícola y agroindustrial en esta zona iniciaron una fuerte reestructuración, que terminó modificando profundamente el territorio y su estructura agraria (Pizzolato et al, 2010; Neiman, 2017 en Moreno, 2009).

La subcuenca de estudio se encuentra ubicada hacia el noroeste de la cuenca del hidrográfica del Río Tunuyán en el distrito de Gualtallary, del departamento Tupungato, entre las coordenadas 69°33' y 69°13' de latitud Sur y entre los 33°20' y 33°23' de longitud Oeste.

La subcuenca se encuentra en la ecorregión del Monte, en lo que se conoce como piedemonte mendocino. En la actualidad las precipitaciones estivales producen violentas crecidas o "aluviones" que causan grandes daños. La degradación de este

ambiente se ve agravada por los efectos del avance de la vitivinicultura en el Valle de Uco sobre este tipo de ecosistema, lo que contribuye a aumentar la velocidad y magnitud de las crecidas. Sin el aprovechamiento de agua subterránea, dicho avance no hubiese sido posible debido a que esta zona no dispone de derechos de riego ni infraestructura para regar con agua superficial (Casas & Albarracín, 2015).

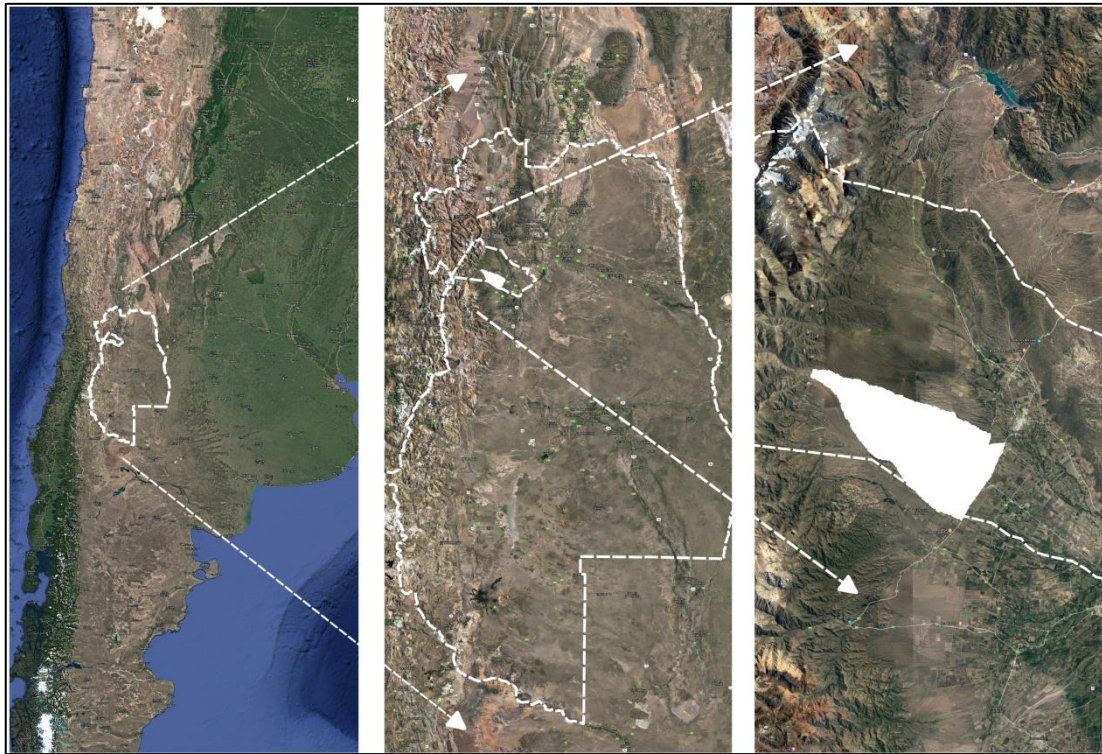


Figura 6: Ubicación zona de estudio. Fuente: elaboración propia en Google Earth Pro a partir de capas vectoriales obtenidas de Infraestructura de Datos Espaciales de la República Argentina (IDERA: <https://www.idera.gob.ar/>).

Geomorfología

Los piedemontes son angostas fajas de transición entre las montañas y la llanura formados por materiales fanglomerádicos pleistocénicos y conglomerados terciarios. Presentan geoformas relacionadas con la erosión hídrica presente y pasada, como los pedimentos y glacis, conos aluviales y torrentes temporarios (Casas & Albarracín, 2015).

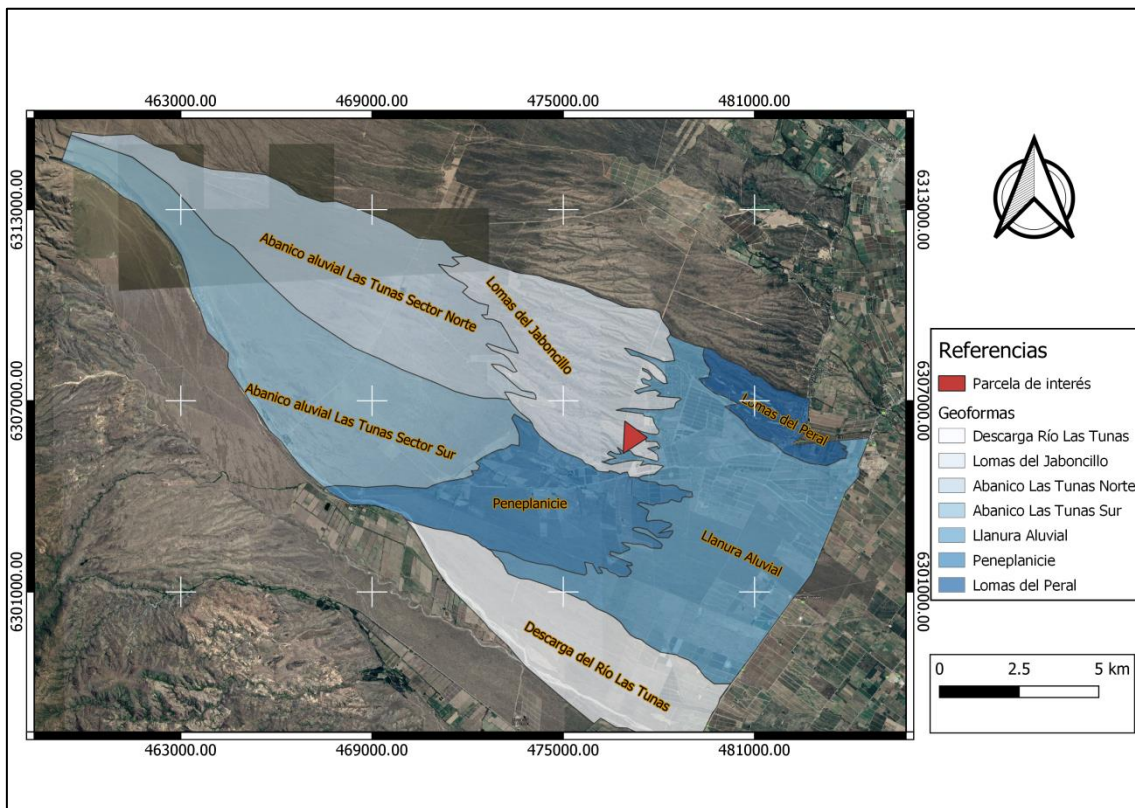


Figura 7: Geoformas del área de estudio. Fuente: Cara, 2012.

La geomorfología de la subcuenca de estudio corresponde a geoformas descritas por Cara (2012) como se muestra en la figura 7, las cuales se describen a continuación:

- **Abanico del Río Las Tunas:** formado por una potente unidad de fanglomerados, cubiertos por una fina capa de limos de la Formación (Fm) El Zampal. En este abanico se observan terrazas fluviales, y cercanas al curso del Río Las Tunas, laderas escarpadas de las terrazas más modernas, estas evidencian una actividad fluvial de mayor intensidad que la observada en la actualidad, esto puede ser debido al derretimiento de los glaciares a fines del Pleistoceno (Cara, 2012).
- **Lomadas:** poseen una mayor altura relativa que los sectores circundantes, debido al intenso fallamiento sobreimpuesto en la zona. Este fallamiento afecta a los depósitos de la Formación los Mesones y una terraza aluvial formada posiblemente por depósitos de la Fm las Tunas. El manto eólico de la Fm El Zampal no se encuentra afectado por fallas (Perucca, 2009 en Cara, 2012).

- Bajada Pedemontana: Corresponde a una superficie plana e inclinada o peneplanicie, en la cual se integran los sectores distales de los abanicos del cordón montañoso, coalesciendo y formando la bajada. Este sector se encuentra en partes tapizado por los sedimentos de la Fm El Zampal, y por depósitos de la Fm Las Tunas (a los alrededores de las Lomas del Jaboncillo y del Peral). Esta superficie se encuentra muy disectada por los cursos fluviales efímeros actuales.
- Llanura aluvial: ubicada en el sector oriental del Distrito, la Llanura Aluvial se conforma por depósitos agradacionales de origen fluvial, resultando una vasta región donde se asientan la mayor cantidad de modificaciones antrópicas.

Clima

La zona de estudio se encuentra dentro de la gran cuenca del Río Tunuyán. La misma posee un clima del tipo continental, mesotermal y árido, según la clasificación establecida por Papadakis y los índices de Knoche, De Martonne, Thornwaite y Blair. Con respecto a la temperatura media presenta valores próximos a los 15°C, con máxima y mínima absolutas de 38°C y -12°C, respectivamente. La precipitación anual media es de 320 mm y se distribuye presentando una mayor frecuencia, intensidad y cantidad en la temporada estival. La radiación solar es intensa y el porcentaje de nubosidad es bajo. La acción combinada de los factores antes mencionados contribuye a que sus suelos sean decrepitos, deficitarios en materia orgánica y, consecuentemente, no estructurados en general (Martinis et al, 2002).

Es decir, los factores determinantes del clima como son la altitud respecto al nivel del mar y latitud geográfica, como así también la lejanía al Océano Atlántico y la anteposición de la cordillera de Los Andes a los vientos cargados de humedad provenientes del Océano Pacífico, hacen que no exista atemperización (poca variabilidad) de los parámetros meteorológicos y por lo tanto en general el clima responda al tipo continental (Hernández et al, 2002).

En lo que refiere al Departamento de Tupungato, se clasifica dentro del grupo climático IH+1 IF+2 IS+1, templado caluroso, de noches muy frías y de sequía moderada. La temperatura media anual es de 14,2°C. La amplitud térmica supera en muchas localidades los 15°C. Hay riesgos de heladas tardías y también de granizo.

Caracterizado por un clima seco, y precipitaciones anuales que van desde los 300 a 400 mm (Catania et al, 2007).

Hidrología

Como se dijo anteriormente la subcuenca de estudio se encuentra dentro de la cuenca hidrográfica del Río Tunuyán ubicada en el centro norte de la provincia de Mendoza con una superficie de 13.500 km². El Río homónimo es abastecido por las aguas provenientes del faldeo oriental de la cordillera Principal, entre ellos del volcán Tupungato. Los afluentes más importantes son el Arroyo Negro y los Ríos Palomares, Salinillas y Colorado; también recibe el aporte de otros cauces menores que nacen en la ladera occidental del Cordón del Portillo, perteneciente al sistema montañoso de la Cordillera Frontal. Es alimentado por la ablación de los glaciares presentes en la cuenca y por fusión nival. Al igual que el río Mendoza, posee un régimen glaciar mitigado. En su cabecera los ríos Santa Clara y de la Yesera confluyen en el río las Tunas (Lauro et al. 2016).

Los recursos hídricos de la provincia provienen fundamentalmente de las precipitaciones nivales que ocurren en su territorio de montaña. Desde su nacimiento el Río Tunuyán corre en su mayor parte fuertemente encajonado y luego de su confluencia con el río Salinillas fluye hacia el este por un estrecho cañón granítico. Al atravesar la Sierra del Melocotón se desvía hacia el noroeste para alcanzar la Estación de aforos Valle de Uco. Continúa su curso y al ampliarse el valle, llega 8 km aguas abajo, al Dique derivador Valle de Uco donde se realiza la primera partición de las aguas para el riego de la zona alta del Tunuyán. Unos 4 km al sur de la ciudad de Tunuyán el río recibe el aporte del Arroyo San Carlos que, a su vez, colecta las aguas de los arroyos Aguanda, Yaucha, Del Rosario, Alvarado y del Cepillo, provenientes de las estribaciones de la Sierras de las Lletas. Otros afluentes como los Arroyos Manzano y Grande se originan en el Cordón del Portillo. Los ríos Las Tunas y Santa Clara descienden, respectivamente, de las estribaciones orientales del Cordón del Portillo y del Cordón de Santa Clara. Los arroyos Chupasangral, La Carrera y Anchayuyo drenan las aguas provenientes de los faldeos correspondientes al Cordón del Plata y contribuyen a aumentar los aportes hídricos de la región (Chambouleyron et al, 2002 en Baldaccini, 2015).

Los mecanismos de pérdidas de los ríos y arroyos de la región realizan aportes a los acuíferos subterráneos los que, superada su capacidad de almacenaje, afloran a

la superficie en forma de numerosos cauces que escurren por la llanura hasta ingresar como afluentes al río Tunuyán superior (Chambouleyron et al, 2002 en Baldaccini, 2015).

Suelos

El suelo del Valle de Uco, se origina a partir del holoceno antiguo (cuaternario), sobre limos y arenas finas depositadas antes y después del primer y segundo estadio glaciar. El valle se posiciona sobre una serie de conos de deyección tanto del río Tunuyán, como de los ríos y arroyos afluentes de él (Regairáz, 2000, en Quiroz, 2015).

En la zona de estudio se presentan dos órdenes de suelos correspondientes a Entisoles, y Molisoles. El primer orden está compuesto por dos subórdenes: en el sector bajo del departamento de Tupungato los suelos pertenecen al sub-orden Torrifluventes típicos. Son suelos minerales generalmente de climas áridos y régimen de humedad tórrico, sin horizontes bien definidos, de poca profundidad, limitada por pedregosidad y con un gran contenido de material grueso en superficie. Poseen un buen drenaje, una pendiente promedio del 2% y en estos suelos es posible encontrar plantaciones de frutales de carozo y pepita, producción vitícola y chacras dedicadas a la horticultura, en todos los casos bajo riego (Regairáz, 2000, en D'Amario Fernandez, 2016).

Particularmente en la localidad de Gualtallary, y en menor medida, se encuentran suelos del suborden Torripsamientos típicos. Estos son suelos arenosos que en promedio alcanzan un metro de profundidad, de ambiente de dunas fijas o activas, con muy buen drenaje, y limitados por piedras en profundidad. Su uso corresponde en su gran mayoría a la producción de uvas finas para vinificación, también se encuentran plantaciones de frutales de carozo como cereza, nogal, almendros, entre otros (Cara, 2012).

Vegetación

La vegetación es característica de zonas áridas, con mayor cantidad y diversidad de especies en la parte más baja de Tupungato, debido al afloramiento de aguas a través de vertientes (Martinis et al, 2002).

Las especies de zonas áridas pueden variar entre árboles, arbustos y pastos perennes. Los árboles y arbustos incluyen especies con distinto grado de xerofitismo. Estas especies cuentan con adaptaciones que abarcan desde la capacidad de acceder

a reservorios de agua profundos a través del desarrollo de extensos sistemas radicales, hasta diversas estrategias fisiológicas, morfológicas y arquitecturales de tolerancia a la sequía y la salinidad (Villagra et al, 2011).

La cuenca se encuentra representada hacia el oeste por la región “Estepa alto andina”, mientras que hacia el este, por la región “Monte y Cardonales de la Prepuna” (Roig et al., 1996 en Rosas, 2016). La vegetación varía según la latitud, son propias las estepas arbustivas de los faldeos de las montañas con influencia del monte en las zonas más bajas, con especies características como son *Larrea divaricata* y *L. cuneifolia*. Las poblaciones de *Prosopis flexuosa* var. *flexuosa* conforman bosques donde los árboles se desarrollan sin estar en contacto. En los bolsones se destacan las comunidades pedemontanas con sus diferentes niveles y de ríos temporarios, donde las plantas resisten la acción violenta de los aluviones. Algunos bolsones, como el de San Carlos, enmarcado por el cordón andino al oeste y las Huayquerías al este, presentan pampas altas cubiertas por extensos pastizales de *Stipa* spp. (Rosas, 2016).

La fisonomía general del valle se completa con extensas áreas cultivadas, principalmente vid y frutales, que transformaron partes del mismo en uno de los oasis más importantes de Mendoza (Martinis et al, 2002 en D’Amario Fernandez, 2016).

Aspectos socioeconómicos

La Localidad de Gualtallary está ubicada en el departamento de Tupungato, en una zona rural al pie de la Cordillera de Los Andes, en el centro de la Provincia de Mendoza. La misma constituye el destino de las mayores inversiones en producción de uvas para vinos finos de exportación de la provincia (Moreno, 2009).

La “modalidad productiva” que caracteriza a esta localidad se define por un sector primario destinado a la producción de uva fina por parte de grandes bodegas. Estas empresas están altamente especializadas y destinadas a la producción de vinos varietales, de muy buena calidad, elaborados a partir de cepas especiales que se fueron implantando en la región productora en los últimos quince años. Por otro lado, el segmento del mercado de oferta de uva que no es cubierto por la misma bodega se integra con viñateros independientes (Moreno, 2009).

Para esta localidad, las tareas estacionales tienen una vital importancia, aunque en los últimos años, hay un menor requerimiento de obreros transitorios

debido a la creciente implementación de la cosecha mecánica en esta modalidad productiva. La localidad de Gualtallary está constituida por la extensión de grandes parcelas productivas con casi absoluta predominancia de los cultivos de vides finas con sistemas de manejo de riego altamente tecnificados. La zona cuenta con aproximadamente 4441 ha dedicadas al cultivo de vid, frutales y en menor medida, viveros. Se observan en la zona nuevas inversiones de vid para vinos finos Premium y super Premium (con destino de exportación) constituyendo el polo de mayor atracción de inversiones en vitivinicultura en los últimos veinte años en nuestra provincia. Así, Gualtallary se encuentra inserta en los circuitos turísticos del vino más promocionados a nivel internacional (Moreno, 2009).

Los frutales se han ido eliminando de la zona y la ganadería ha sido completamente erradicada. La superficie total se divide en 2149,2 hectáreas cultivadas, frente a 2291,8 hectáreas sin cultivar. Entre las primeras, el 45,5% corresponde a uso vitícola, 0.2% a uso hortícola, 53.2% a uso frutícola y 1.2% a viveros. Entre las segundas, un 51.6% con derecho a riego, frente a un 48.4% sin este derecho (Moreno, 2009).

Por otro lado, en lo referente a las condiciones de vida, a partir de un estudio realizado por la Facultad de Ciencias Agrarias a los habitantes de Gualtallary (DEIE, 2008 en Moreno, 2009) se identificó la problemática de que en esta zona la mayoría de las casas no cuenta con servicios básicos.

A nivel organizacional e institucional, Gualtallary posee una escuela primaria, un club social de fútbol y un centro comunitario. La población económicamente activa (PEA) de Gualtallary es de 217 personas, distribuyéndose en 173 personas que trabajan, frente a 44 desocupadas. Dentro de los ocupados, un 75% se dedican a realizar actividades agropecuarias, y un 25% trabajan en actividades no agropecuarias (Moreno, 2009).

MATERIALES Y MÉTODOS

Como se mencionó anteriormente el presente estudio se encuentra enmarcado en un proyecto de la Secretaría de Investigación, Internacionales y Posgrado de la Universidad Nacional de Cuyo. En dicho estudio se trabajó a nivel finca en conjunto con la Empresa La Agrícola SA. Dicha empresa cuenta con una parcela de aproximadamente 11.4 hectáreas. La metodología desarrollada contempla el cálculo

de las funciones ecosistémicas de regulación hídrica en la subcuenca hidrográfica que aporta escorrentía a dicha parcela, en la zona de Gualtallary, Tupungato, a partir de la metodología que propone el protocolo ECOSER (Latterra et al, 2014).

Para los análisis y procesos realizados se utilizaron los softwares de sistemas de información geográfica SAGA GIS (2.3.2) (<http://saga-gis.org>), QGIS (3.4.4) (<http://qgis.org/>) y Google Earth Engine (<https://code.earthengine.google.com/>).

Delimitación y caracterización de la cuenca hidrográfica de aporte

1. Se descargó un Modelo Digital de Elevación (MDE) de la zona de estudio del Instituto Geográfico Nacional (IGN: <http://www.ign.gob.ar/>). A partir de este archivo ráster se realizó un análisis del terreno (extracción de curvas de nivel y pendiente) y un análisis hidrológico a partir de la herramienta de Análisis hidrológico de Wang & Liu (Relleno de sumideros, obtención de direcciones del flujo, canales, y cuencas hidrográficas)
2. Se obtuvieron imágenes del satélite Landsat 7 a partir de Google Earth Engine (<https://code.earthengine.google.com/>) de la temporada estival en el año 2018, y se calculó el índice de vegetación SAVI (Soil-Adjusted Vegetation Index) en base a los valores de las bandas rojo e infrarrojo de cada una de ellas, como estimador de la cobertura vegetal, según la siguiente fórmula (Barral, 2017):

$$SAVI = \frac{(IRC - R)}{(IRC + R + L)} \cdot (1 + L)$$

Dónde:

IRC: Banda infrarrojo cercano

R: Banda del visible, rojo

L: Constante de compensación promedio, 0,5

3. Se realizó la identificación de los Tipos de Ecosistema Dominante (TED) mediante la digitalización de tipos de cobertura (cultivo o monte nativo) según el mapa de SAVI con ayuda de una capa vectorial con los distintos tipos de cultivo de la zona obtenida de la página web del Instituto de Desarrollo Rural (IDR: <http://www.ecoatlas.org.ar/>).

4. Utilizando la herramienta 'Historial de Imágenes' de Google Earth (<https://www.google.es/earth/>) se obtuvieron imágenes de la zona de estudio de los últimos 20 años para observar cambios en el porcentaje de superficie cultivada en la cuenca de aporte.

Determinación de escenarios de uso del suelo

Para la determinación de escenarios que representen distintas alternativas de manejo en la subcuenca de estudio se definió la superficie potencialmente cultivable, es decir aquellas zonas que no se encuentran cultivadas en la actualidad pero que son susceptibles de serlo en un futuro.

La superficie potencialmente cultivable se determinó en función de la pendiente, teniendo en cuenta que en la situación actual ninguna zona cultivada superaba el 10%, se definió como potencialmente cultivable a aquellas zonas donde la pendiente fuese menor o igual a 10%. Por su parte aquellas zonas donde la pendiente fuese mayor al 10% no son cultivables y por lo tanto se consideraron como monte nativo.

Se plantearon cuatro escenarios posibles que se describen a continuación:

- **Escenario I (Situación actual):** Se plantea mantener los usos del suelo actuales (cultivo convencional y monte nativo) sin modificar el tipo de cultivo, el tipo de manejo ni el porcentaje de superficie cultivada.
- **Escenario II (Cultivo convencional):** Se plantea cultivar la totalidad de las zonas potencialmente cultivables de manera convencional, es decir en hileras rectas sin utilizar abonos verdes (tipo de manejo presente en los cultivos ya implantados).
- **Escenario III (Cultivo sustentable):** Se plantea cultivar la totalidad de las zonas potencialmente cultivables de manera sustentable, es decir en terrazas, con abonos verdes y siguiendo las curvas de desnivel. Dichas estrategias contribuyen a la sostenibilidad del agroecosistema desde un punto de vista hidrológico.
- **Escenario IV (Nativo):** Se plantea la situación original de la cuenca, sin ninguna intervención antrópica, siendo en su totalidad del tipo monte nativo.

Una vez definidos los parámetros se procedió a la digitalización de la cuenca en función del uso del suelo. Dicho proceso consistió en la creación de polígonos que representen cada uso del suelo asignándoles un valor numérico a cada uno de ellos. Las zonas donde se desarrollara **Cultivo Convencional (CC)** se les asignó el valor **1**, las zonas que no se encuentran cultivadas y por lo tanto corresponden a **Monte Nativo (MN)** el valor **2** y aquellas zonas donde el manejo planteado es del tipo **Cultivo Sustentable (CS)** el valor **4**.

Así se obtuvieron 4 archivos vectoriales correspondientes al Escenario I con valores 1 y 2 (presencia de CC y MN), Escenario II con valores 1 y 2 (presencia de CC y MN), Escenario III con valores 1, 2 y 4 (presencia de CC, MN y CS) y Escenario IV con valores 2 (presencia de MN). Posteriormente estos archivos fueron rasterizados para la obtención de 4 archivos ráster.

Calculo de retención inicial

1. Determinación del Número de Curva

El valor de curva número varía dependiendo el tipo hidrológico de suelo y el tipo de cobertura de la tierra. Por lo tanto es necesario contar con:

- Capa de coberturas donde el valor del píxel representa el uso/cobertura de la tierra (conocida también por sus siglas en inglés LULC-land use land cover) obtenidos anteriormente.
- Capa con el tipo hidrológico del suelo. El método del número de curva distingue cuatro tipos de suelos: A, B, C y D.

Los tipos hidrológicos fueron definidos a partir de la interpolación de una capa vectorial con datos de volumen de sedimentación (VS) de la zona de estudio (Nijensohn; Maffei, 1996). Dicha interpolación se realizó en base a un análisis geoestadístico utilizando SAGA GIS que consta de dos pasos:

- Análisis estructural (Spatial and geostatistics - Points): consistente en la determinación de los tres parámetros del modelo (*nugget* o pepita, *sill* o meseta, *range* o rango), en función del ajuste de un modelo esférico. Dichos parámetros se extrajeron a partir del análisis del variograma experimental obtenido, donde el eje de ordenadas representa la distancia y el eje de abscisas representa la varianza. Los parámetros obtenidos son:

- Rango: distancia a la cual la varianza alcanza su valor máximo (los datos son independientes)
 - Meseta: valor de varianza correspondiente al rango
 - Pepita: valor de varianza para la distancia cero
- Interpolación o 'krigeado' (Spatial and geostatistics - Krigging): se obtiene un *grid/raster* (en base a los parámetros del modelo en el paso anterior) para la variable VS que luego se exporta a QGIS.

La capa ráster obtenida anteriormente fue reclasificada con la herramienta de Reclasificación por Tabla según la siguiente tabla¹:

Tabla 1: Clasificación de Tipos Hidrológicos a partir de valores de volumen de sedimentación.

VS (ml % g)	Tipo hidrológico	Valor reclasificado
<80	A	1
80-104	B	2
105-115	C	3

Para elegir el valor de CN (ya que no se cuenta con medidas locales) se utilizaron tablas que proporciona el manual donde se describe el método (<https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/national/water/?&cid=stelprdb1043063>). Se seleccionaron los valores de las tablas que se asemejaban a las características de la zona de estudio y a las coberturas que tenga la clasificación de la siguiente manera:

Tabla 2: Clasificación para la estandarización del uso del suelo.

Tipo de cobertura/uso del suelo	Tipo de cobertura asignado	
Cultivo Convencional (CC)	Cultivo en hilera	Hileras rectas sin abonos verdes
Monte Nativo (MN)	Mata desértica	La mayoría de las plantas incluyen plantas halófilas, plantas crasas, plantas con aceites esenciales
Cultivo Sustentable (CS)	Cultivo en hilera	Por curvas de desnivel y terrazas con abonos verdes

¹ No se consideraron los tipos hidrológicos D debido a su ausencia en la zona de estudio.

Para generar la capa con el valor de CN derivado de la combinación de la capa de coberturas y de tipo hidrológico se prosiguió de la siguiente manera:

- Se asignó (con el comando para reclasificar) el valor de 1 al tipo de suelos A y 10 a los suelos B.
- Con la calculadora ráster se sumó la capa de coberturas (donde cada cobertura se enumeró como se indicó anteriormente: 1 cultivo convencional, 2 monte nativo y 4 cultivo sustentable) con la capa reclasificada de tipos hidrológicos de suelos. Es decir, un cultivo convencional (valor 1 en la capa de coberturas) en un suelo de tipo hidrológico A (valor 1 en la capa de tipo hidrológico de suelos) dio como resultado en la capa “suma” (paso anterior) un valor de 2.
- A la capa obtenida como resultado de la suma en el paso anterior se la reclasificó con los valores de la Tabla 3 según las condiciones de humedad del suelo para las condiciones de capacidad de campo (CN II) y saturado (CN III), como se muestra a continuación²:

Tabla 3: Valores de CN para cada uso del suelo y tipo hidrológico.

Escenarios	Tipo de cobertura	Valor del píxel	Tipo hidrológico del suelo	Valor del píxel	Resultado suma	Reclasificación	
						CN II	CN III
I	CC	1	A	1	2	72	89
			B	10	11	81	95
	MN	2	A	1	3	55	75
			B	10	12	72	89
II	CC	1	A	1	2	72	89
			B	10	11	81	95

² Los valores para CN III fueron obtenidos a partir de la tabla de conversión del número de curva para las distintas condiciones de humedad.

	MN	2	A	1	3	55	75
			B	10	12	72	89
III	CC	1	A	1	2	72	89
			B	10	11	81	95
	MN	2	A	1	3	55	75
			B	10	12	72	89
	CS	4	A	1	5	61	76
			B	10	14	70	87
IV	MN	2	A	1	3	55	75
			B	10	12	72	89

En función distintos factores que inciden sobre el volumen de escorrentía se utilizó el estado hidrológico de 'Malo' para CC y 'Buena' para CS. Para el caso de MN se utilizó el estado hidrológico de 'Medio' (30-70% de cubierta del suelo) debido a que según Zivkovic (2013) la cobertura media en el Monte es de 31,4 %.

Los valores del número de curva obtenidos de las tablas para la condición II de humedad están determinados para pendientes de hasta el 5%, por lo que cuando el método se aplica a pendientes mayores se debe realizar un ajuste en función de la pendiente, tal como muestra la siguiente ecuación (Barral, 2017):

$$CN_{aj} = \left(\frac{CN III - CN II}{3} \right) * [1 - 2 \cdot e^{(-13.86 \cdot pt)}] - CN II$$

Dónde:

CN aj: Valor del número de curva ajustado por pendiente

CN II: Número de curva para condición II

CN III: Número de curva para condición III

Pt: pendiente (en m/m)

Una vez obtenidos los valores de número de curva, se calcularon las funciones ecosistémicas siguiendo el procedimiento que se detalla a continuación para cada uno de los cuatro escenarios:

2. Cálculo de retención inicial (IE): corresponde a todas las pérdidas antes de que comience el escurrimiento (incluye agua retenida en depresiones de la superficie, agua interceptada por la vegetación, evaporación e infiltración), según la siguiente fórmula (Barral, 2017):

$$IE = \frac{25400}{NC} - 254$$

Dónde:

IE: Retención inicial

NC: Número de curva

- a. Cálculo del 20% de la retención inicial: se utilizó la siguiente fórmula (Barral, 2017):

$$0.2 \cdot IE$$

Dónde:

IE: Retención inicial

Cálculo de escurrimiento superficial (ES) y retención de excesos de precipitación (REP)

1. Cálculo de precipitaciones (P): a partir de información de la Dirección de Agricultura y Contingencias Climáticas de Mendoza (<http://contingencias.mendoza.gov.ar/>) se obtuvieron datos de precipitaciones (en mm) para los meses de diciembre, enero, febrero y marzo (temporada estival) de las estaciones meteorológicas de la zona (Tunuyán, Cordón del Plata, Peral y Agua Amarga) como se muestra en la Tabla 4. Se realizó una interpolación del tipo Inversa a la Distancia (IDW) a partir de la localización

espacial de las estaciones meteorológicas obteniendo capas ráster con valores de precipitación.

Tabla 4: Valores de precipitación (en mm) de 4 estaciones meteorológicas de la temporada estival correspondientes al año 2018.

Estación	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo
Tunuyán	31,1	43,9764706	41,3352941	52,7529412
A.Amarga	27,925	24,89375	34,34375	59,71875
Peral	18,2352941	30,8133333	31,8666667	44,95
C.D.Plata	22,2153846	44,3384615	35,2461538	61,6307692

2. Creación de máscara de escurrimiento superficial: el cálculo de escurrimiento es válido para los casos en que la precipitación seleccionada es mayor al 20% de las pérdidas iniciales. Se crearon capas máscaras (capas ráster con valores 0 y 1) a partir de la capa $0.2 \cdot IE$. Los píxeles que cumplen con la condición $P > 0.2 \cdot IE$ se reclasificaron con el valor 1 y al resto como 0.

Para un análisis en mayor profundidad, se dividió a la subcuenca de aporte en 4 zonas. La zona 1 corresponde a la parte noroeste de la subcuenca (aguas arriba) que en la actualidad se encuentra inculta. La zona 2 corresponde a la zona contigua a la anterior hacia el sureste, superficie que se encuentra cultivada actualmente. La zona 3 está representada por las geformas descritas como Lomadas. Por último, la zona 4 corresponde a la zona de aguas abajo, en el extremo sureste de la subcuenca.

3. Cálculo Escurrimiento Superficial (ES): el valor de píxel indica el escurrimiento superficial generado bajo el evento de precipitación en mm, según la fórmula³ (Barral, 2017):

$$ES = \frac{(P - 0.2 \cdot IE)^2}{P + 0.8 \cdot IE} \text{ Si } P > 0.2 \cdot IE$$

$$ES = 0 \text{ Si } P \leq 0.2 \cdot IE$$

Dónde:

ES: Escurrimiento superficial

P: Precipitación

³ Utilizando las capas máscaras generadas en el paso anterior

IE: Retención inicial

4. Cálculo Retención de Exceso de Precipitación (REP): el valor de píxel indica la retención de excesos de precipitación (función ecosistémica) en mm, según la siguiente fórmula (Barral, 2017):

$$REP = P - ES$$

Dónde:

P: Precipitación

ES: Escurrimiento superficial

Análisis estadístico

Con el fin de comprobar si existen diferencias significativas entre los escenarios planteados se propuso realizar un Análisis de la Varianza (ADEVA). Para ello se comprobó que se cumplieran los supuestos de Normalidad, Homogeneidad y Homocedasticidad. Al no cumplirse los supuestos necesarios se realizó un Análisis de la Varianza no paramétrica (Kruskal Wallis) con la herramienta informática InfoStat/P (<https://www.infostat.com.ar/>).

La variable a evaluar fue la función ecosistémica, mientras que el criterio de clasificación fueron los escenarios y como repeticiones se utilizaron las 4 zonas de cada escenario.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Delimitación y caracterización de la cuenca hidrográfica de aporte

Análisis del terreno

En la zona de estudio de hallaron valores de pendiente en el rango de 0,0001 a 1,46 m/m, o su equivalente en porcentaje de entre 0,01-146%, lo que indica una gran heterogeneidad del terreno, principalmente por la presencia de las geoformas del tipo Lomadas descritas anteriormente. Con respecto a la altura se puede observar que la zona se encuentra entre los 1.300 y 2.100 m.s.n.m.

En el piedemonte, la inclinación de la superficie está en directa relación con la escorrentía del agua pluvial y la erosión. Indudablemente, es la pendiente, el componente de mayor incidencia en este proceso. En Valle de Uco se constatan fuertes pendientes que aumentan hacia la unidad montañosa y decrecen en la planicie aluvial, lo que implica menor infiltración, mayor escorrentía y por lo tanto mayor erosión (Rodríguez, 2008).

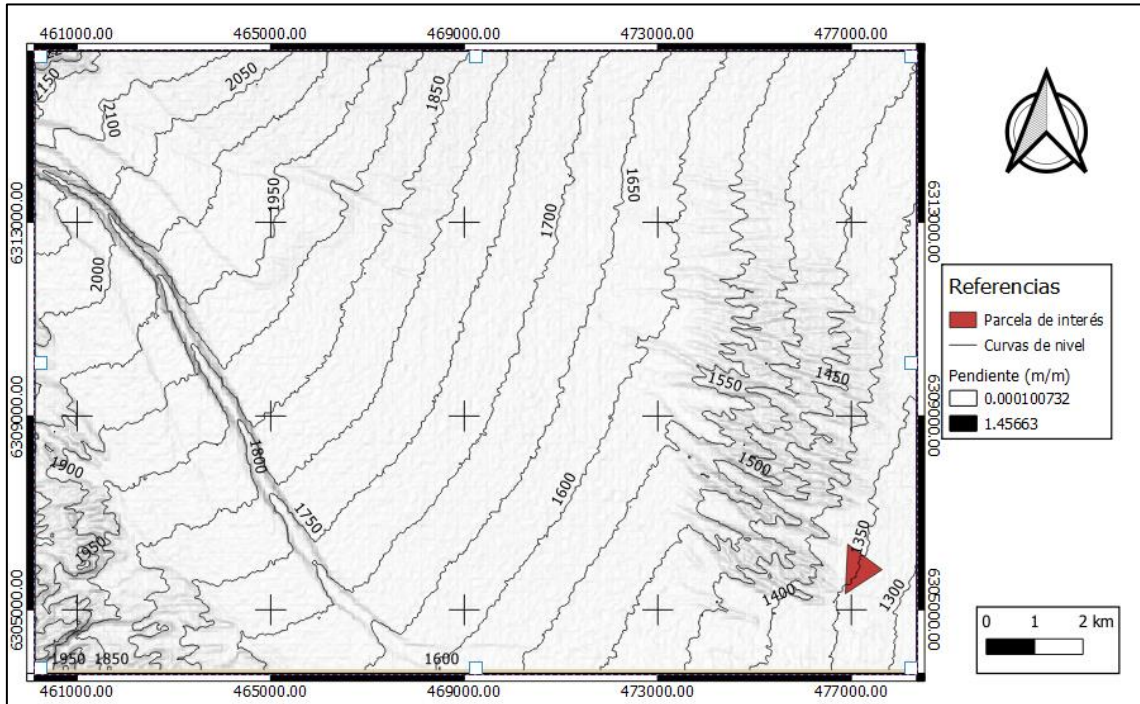


Figura 8: Valores de pendiente (en m/m) y representación de curvas de nivel para la zona de estudio.

Análisis hidrológico

A partir del análisis hidrológico de Wang & Liu se identificaron las distintas subcuencas ubicadas en la zona. Se seleccionó como zona de estudio la subcuenca que aporta escorrentía a la parcela de interés. Dicha subcuenca cuenta con una superficie total de 1.227 ha. Se representaron las direcciones de flujo, particularmente en la subcuenca de estudio se identificaron dos grandes cauces cada uno con sus respectivos afluentes. Es importante destacar que los volúmenes de escorrentía generados en dicha subcuenca, no fluirían en forma de lámina uniforme por la totalidad de la subcuenca si no que se encausan y concentran en dichos cauces.

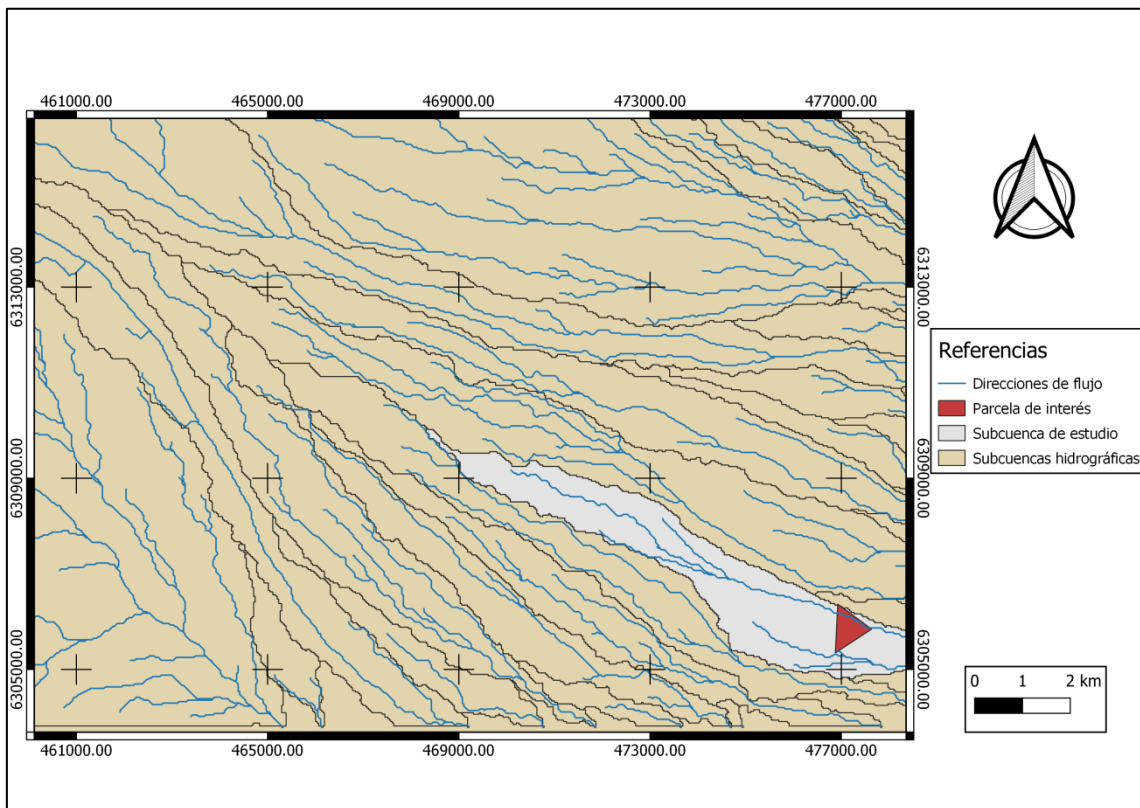


Figura 9: Subcuencas hidrográficas y direcciones de flujo en la zona de estudio.

Identificación de cobertura vegetal

A partir del procesamiento de las bandas 4 y 5 del satélite Landsat 7, se obtuvo el índice SAVI, que permite estimar la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación con base a la medición de la intensidad de la radiación de ciertas bandas del espectro electromagnético que la vegetación emite o refleja. Como se ve en la Figura 10 dicho índice puede tomar valores de entre -1 y 1 siendo los valores menores a 0 representados en la gama de los rojos, y los valores superiores a 0 de colores verdes. Los valores cercanos a 1 (0,6 en la imagen) indican vegetación sana y vigorosa, en este caso estos valores coinciden con las zonas cultivadas actualmente.

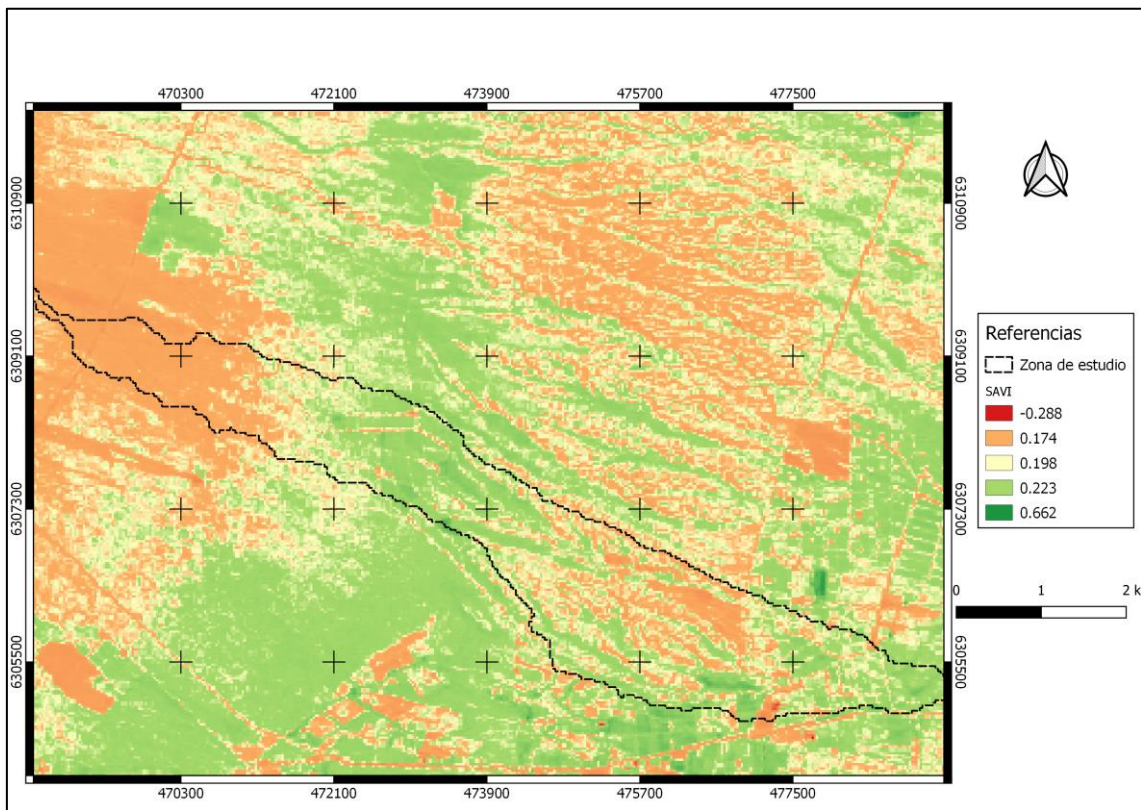


Figura 10: Valores de SAVI.

Identificación de los Tipos Dominantes de Ecosistemas (TED)

Se reconocieron dos grandes TED, el primero corresponde a las áreas que se encuentran actualmente destinadas a la producción de manera convencional (CC) de color naranja. Estas zonas de cultivos están ubicadas en las cercanías de las Lomadas, hacia el noreste y suroeste respectivamente. El segundo TED corresponde al resto de la superficie de la subcuenca que no se encuentra cultivado (color rojo), clasificado como Monte Nativo (MN).

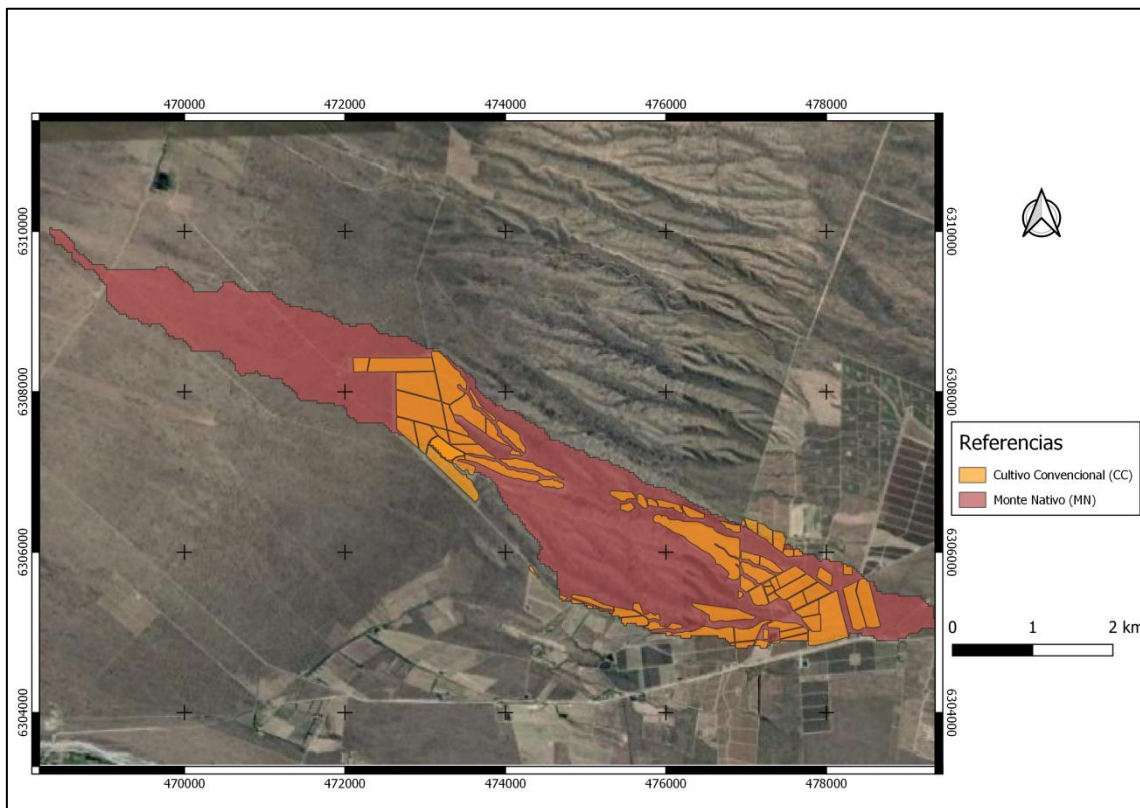


Figura 11: Tipos de Ecosistemas Dominantes en la zona de estudio.

Cambios en el porcentaje de superficie cultivada en la cuenca de aporte

Como se puede observar en la Figura 12 en la subcuenca de estudio se han producido grandes cambios en cuanto al uso del suelo. En los últimos 20 años se registró un aumento de aproximadamente 35% de la superficie destinada a la producción agrícola. Este proceso fue impulsado por un importante cambio tecnológico en la producción, basado en la incorporación de sistemas modernos de riego y en la mecanización de actividades (e.g. cosecha, fertilización), y que alcanzó gran expresión en el cultivo de vid para elaboración de vinos finos (Maclaine Pont & Amp; Thomas, 2009). Así, esta zona se caracteriza en la actualidad por la presencia de unas pocas especies perennes, vid principalmente (Van den Bosch, 2008) y la modificación del paisaje de pedemonte, alterando componentes claves (como los desagües naturales), que incrementan la fragilidad de este ambiente (Portela, 2018).

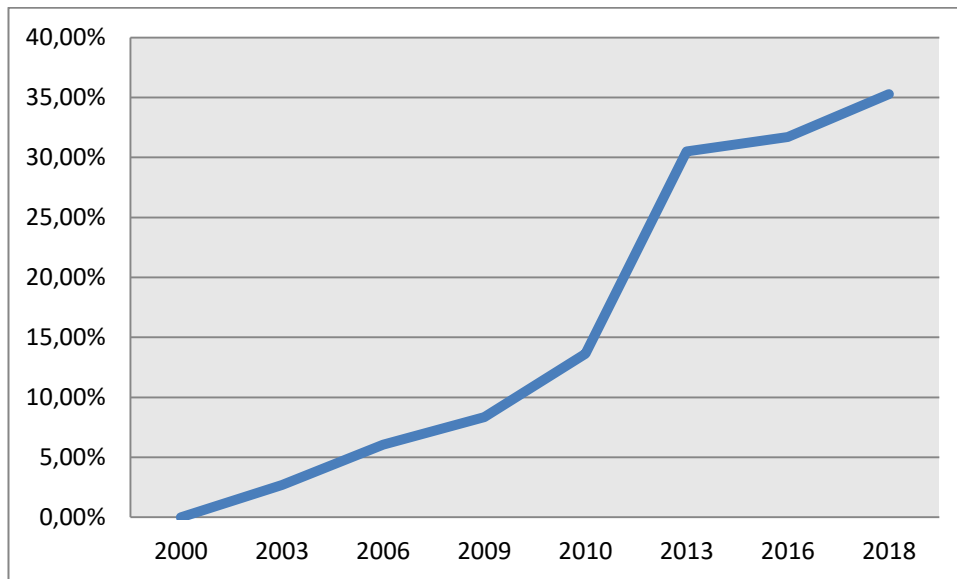


Figura 12: Porcentaje de superficie cultivada período 2000-2018 en la subcuenca de estudio.

Fuente: elaboración propia a partir de imágenes de Google Earth Pro.

Escenarios propuestos

En las Figuras 13-16 se representan los cuatro escenarios a evaluar. Los escenarios I y II correspondientes a la Situación Actual y la situación donde la superficie potencialmente cultivable se desarrolló de manera convencional respectivamente. Por su parte el escenario IV corresponde a la situación inicial, donde no había cultivos agrícolas en la totalidad de la subcuenca. En estos 3 escenarios se identifican los dos TED antes descritos. En el escenario III, se representa un tercer TED definido como Cultivo Sustentable. Se lo denomina de esta manera ya que se propone la implementación de técnicas y estrategias de producción que favorezcan a la conservación del suelo y a la conservación de la biodiversidad del ecosistema (uso de abonos verdes, cultivo en terrazas y en curvas de desnivel).

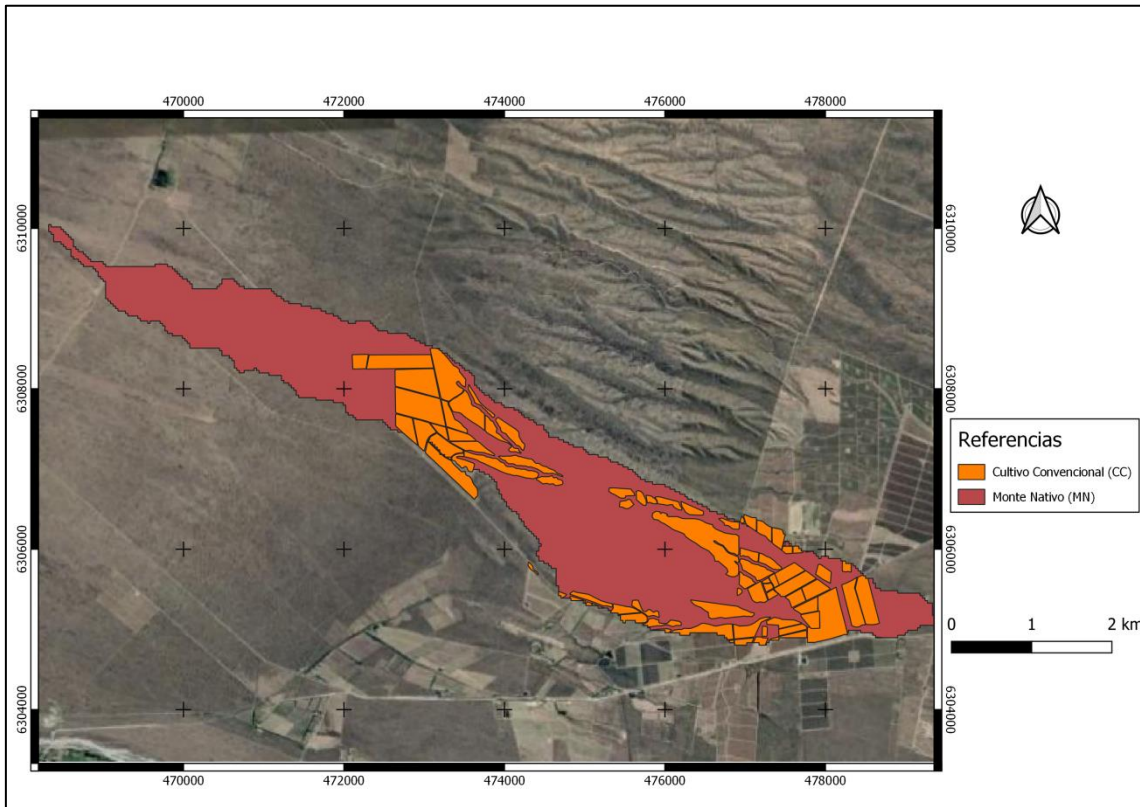


Figura 13: TED en Escenario I en formato vectorial.

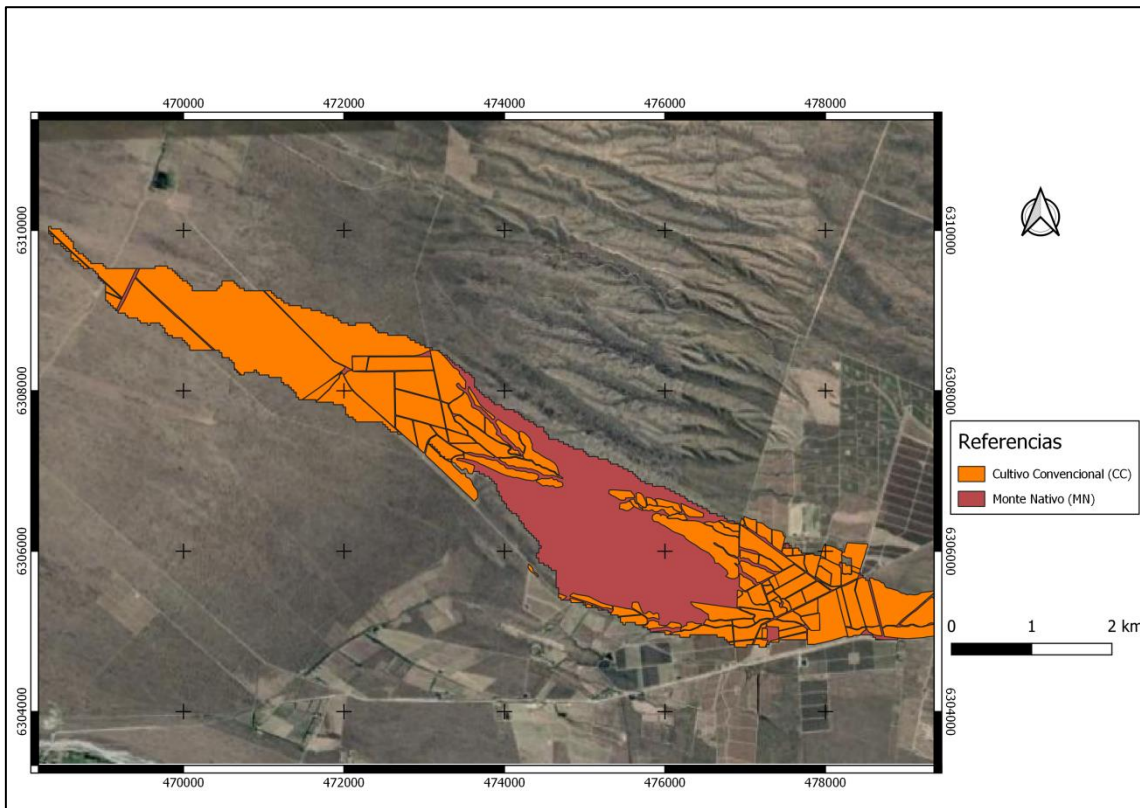


Figura 14: TED en Escenario II en formato vectorial.

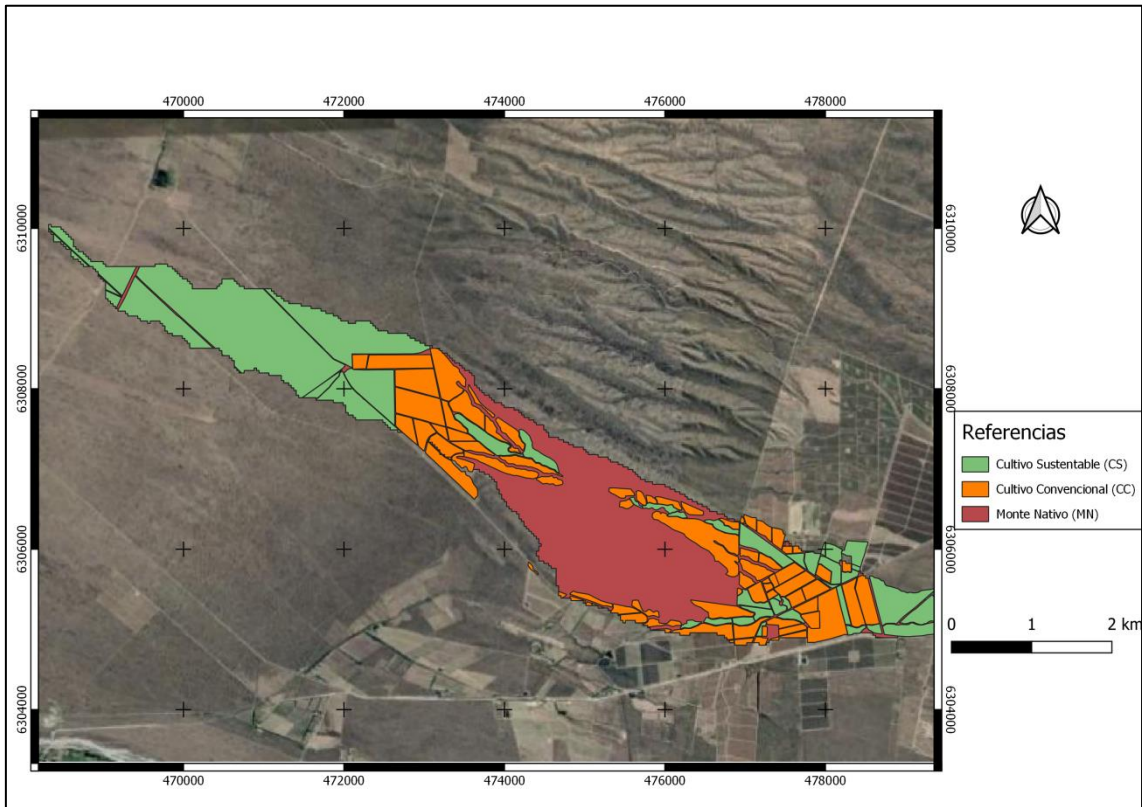


Figura 15: TED en Escenario III en formato vectorial.



Figura 16: TED en Escenario IV en formato vectorial.

Retención inicial

Determinación del Número de Curva

(a) Determinación de tipo hidrológico

(i) Análisis estructural

A partir del geoprocésamiento de los valores de volumen de sedimentación se obtuvieron los valores de distancia y varianza. Al graficar ambas variables se obtiene lo que se denomina Variograma experimental, representación gráfica a partir de la cual se infieren los parámetros utilizados en el proceso de interpolación. Los valores de los parámetros obtenidos son:

- Nugget: 55
- Meseta: 300
- Rango: 16.000

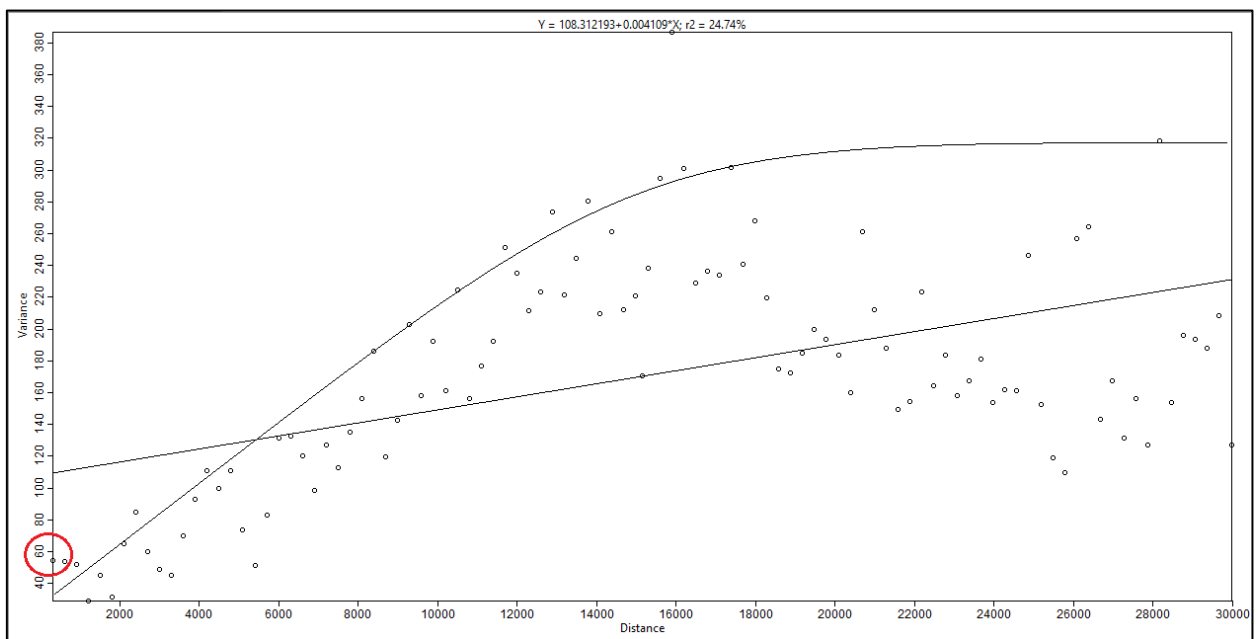


Figura 17: Representación gráfica de valores de varianza en función de la distancia.

(ii) Interpolación

Como resultado de este proceso se obtuvo la capa ráster que se muestra a continuación en la Figura 18, al ser reclasificada según valores de volumen de sedimentación se obtuvieron los tipos hidrológicos presentes en la zona como se muestra en la Figura 19.

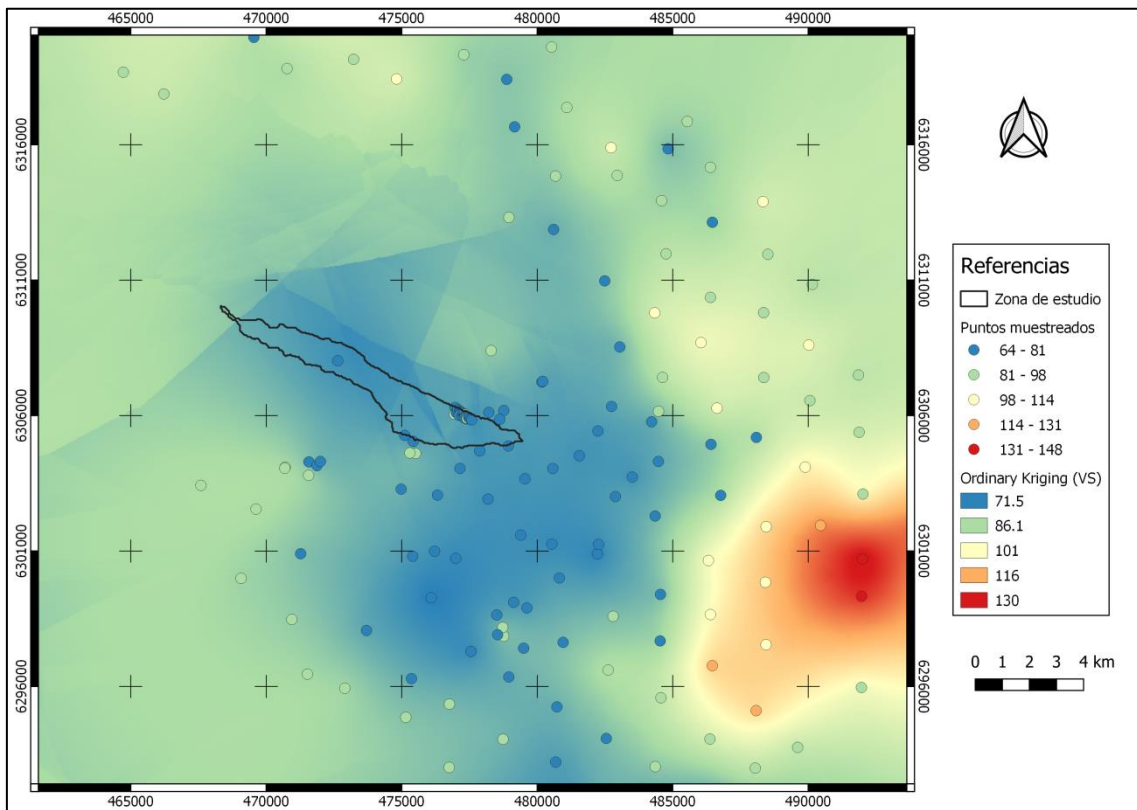


Figura 18: valores de volumen de sedimentación interpolados.

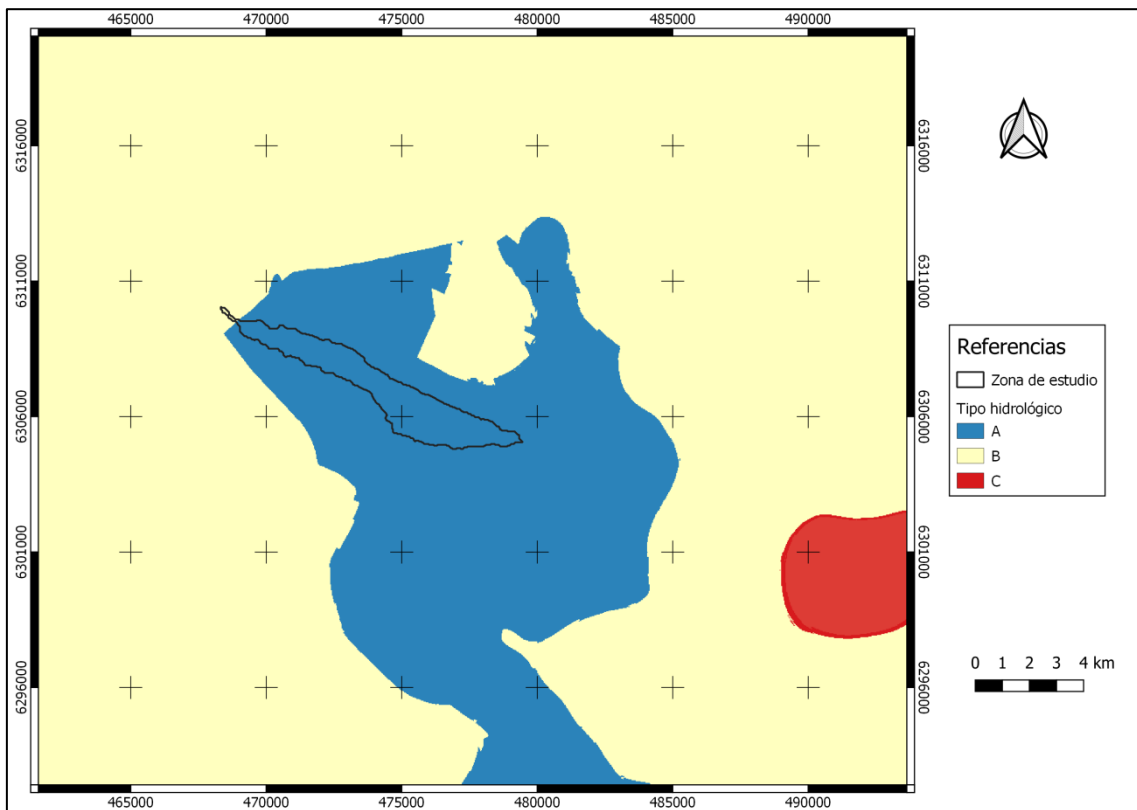


Figura 19: Tipos Hidrológicos de Suelo.

(b) Número de curva

En las Figuras 20-23 se representaron los valores de CN para los distintos escenarios. La variabilidad del CN se debe a que existen factores que tienden a aumentar la infiltración y disminuir la escorrentía como son: densidad y cobertura de las áreas de vegetación, cantidad de cubierta a lo largo del año, porcentaje de cubierta de residuos en la superficie y grado de rugosidad del terreno (ECOSER). En la subcuenca de estudio se hallaron valores de CN entre 49 y 85, siendo los píxeles que toman valores más cercanos a 100 aquellos donde existe menor infiltración y por consiguiente, mayor escorrentía.

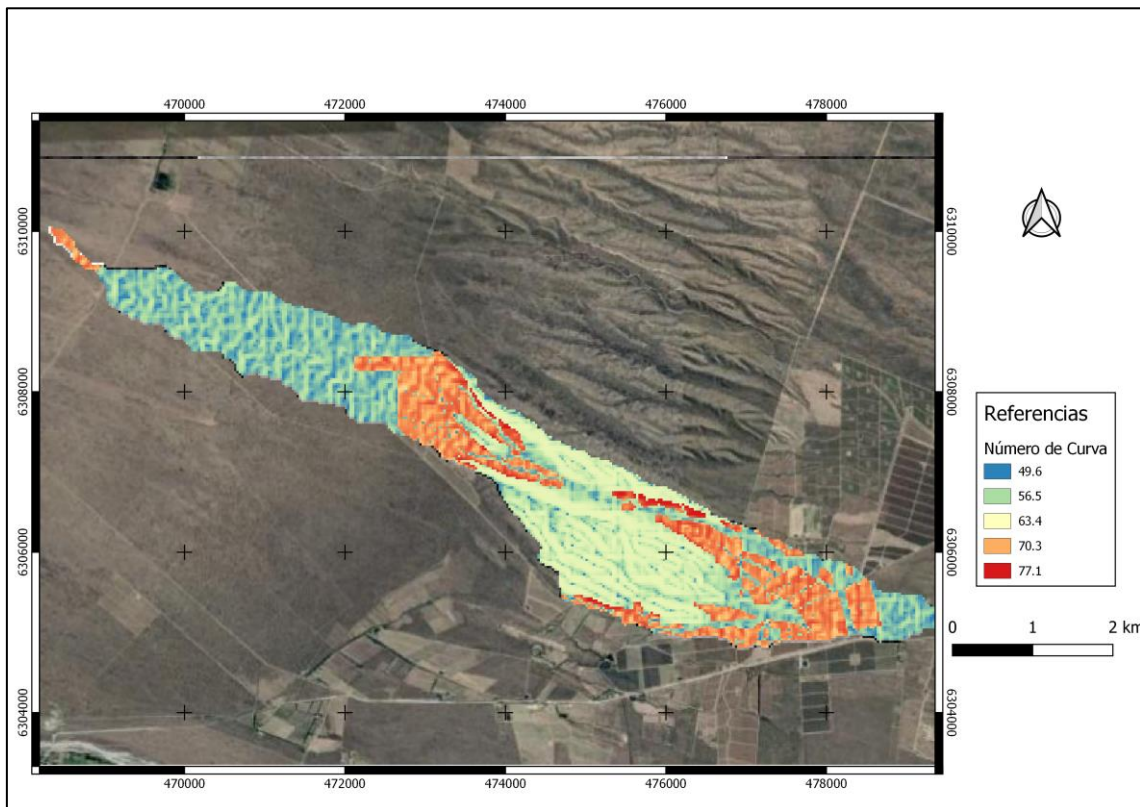


Figura 20: Número de Curva para escenario I.

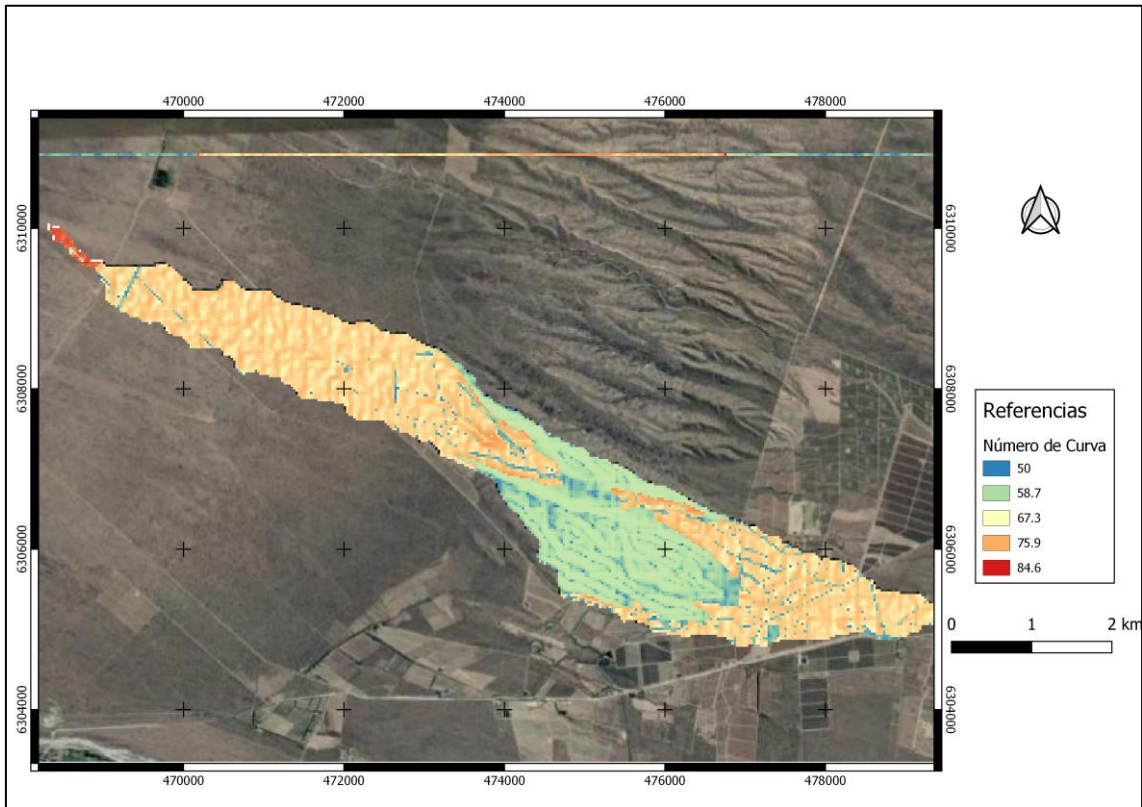


Figura 21: Número de Curva para escenario II.

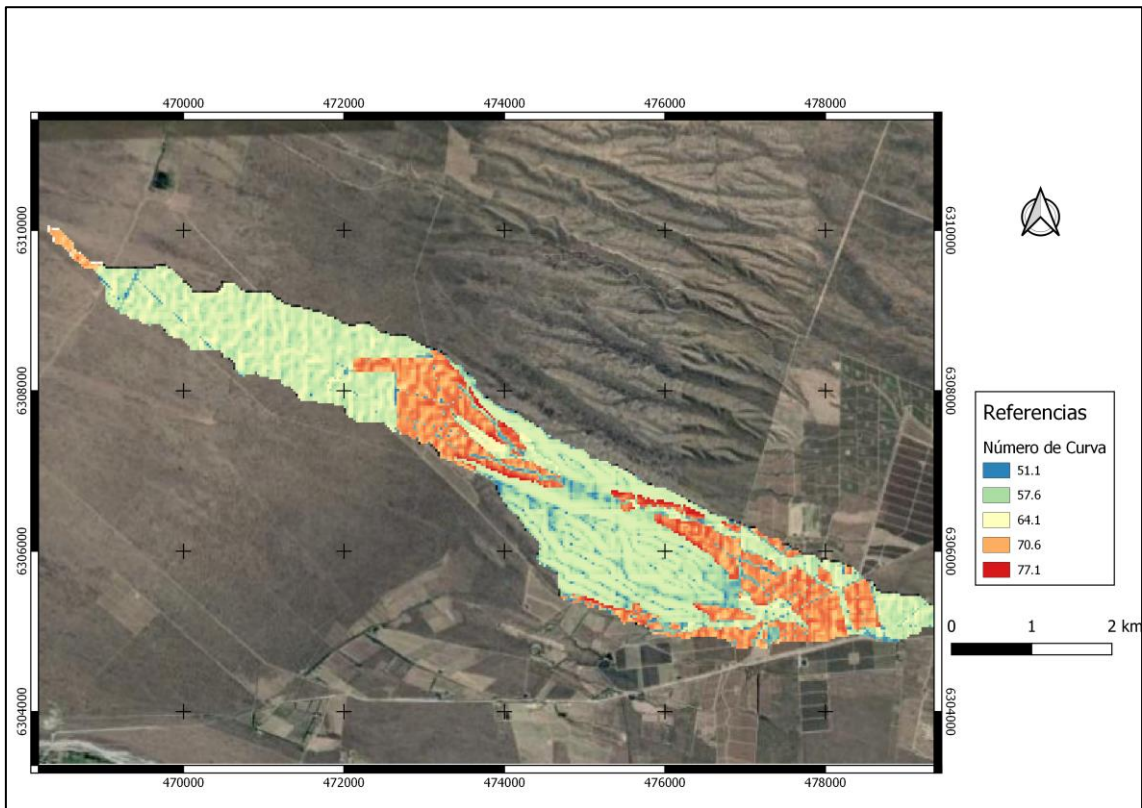


Figura 22: Número de Curva para escenario III.

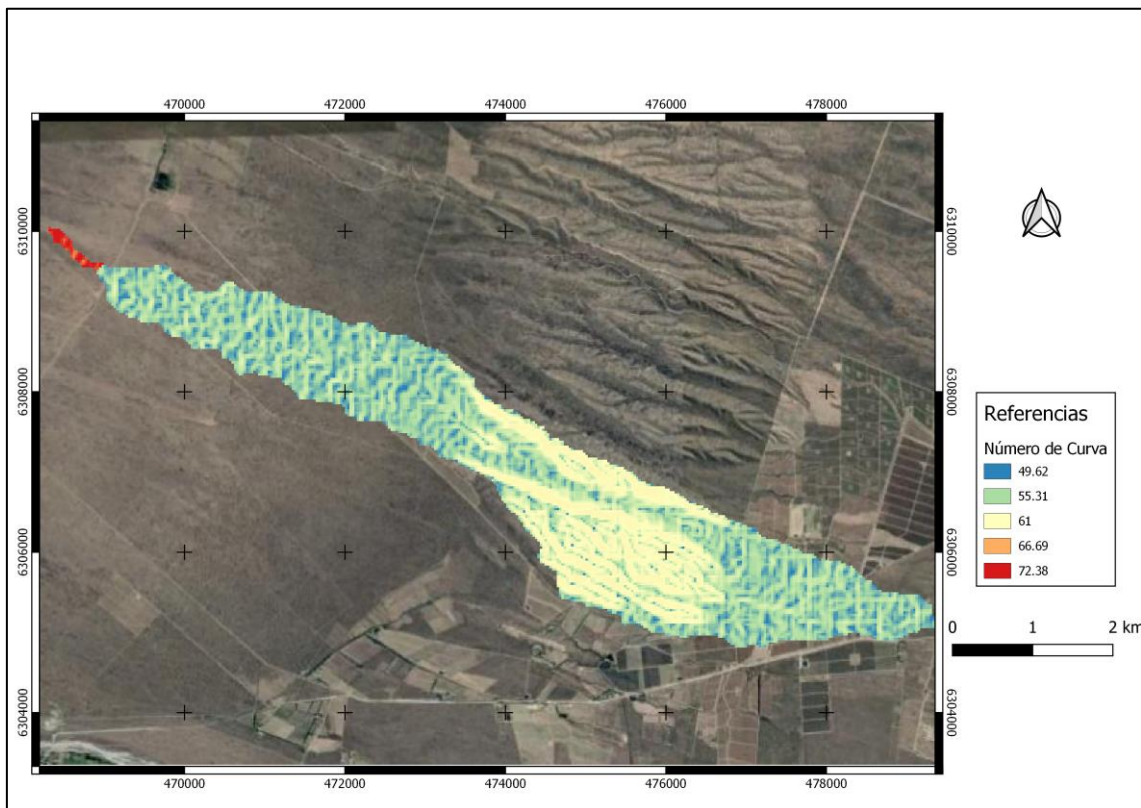


Figura 23: Número de Curva para escenario IV.

Cálculo de retención inicial (IE)

En la Figura 24 (A-D) se muestran los valores de Retención Inicial para cada escenario, en donde cada píxel indica la retención inicial en mm, es decir, todas las pérdidas antes de que empiece el escurrimiento incluyendo agua retenida en depresiones de la superficie, agua interceptada por la vegetación, evaporación e infiltración.

Como se puede observar los valores más bajos de IE se encuentran en los TED del tipo CC, es decir en aquellas zonas donde se realizan actividades agrícolas de manera convencional. Otro factor que condiciona la retención de agua es el Tipo Hidrológico, en todos los casos para un mismo tipo de TED la retención es menor en el tipo hidrológico B que en el A (menor infiltración). Por último, en función de los valores representados, se advierte que en la zona de Lomadas (mayor pendiente) se hallan valores de retención menores para un mismo TED y Tipo Hidrológico.

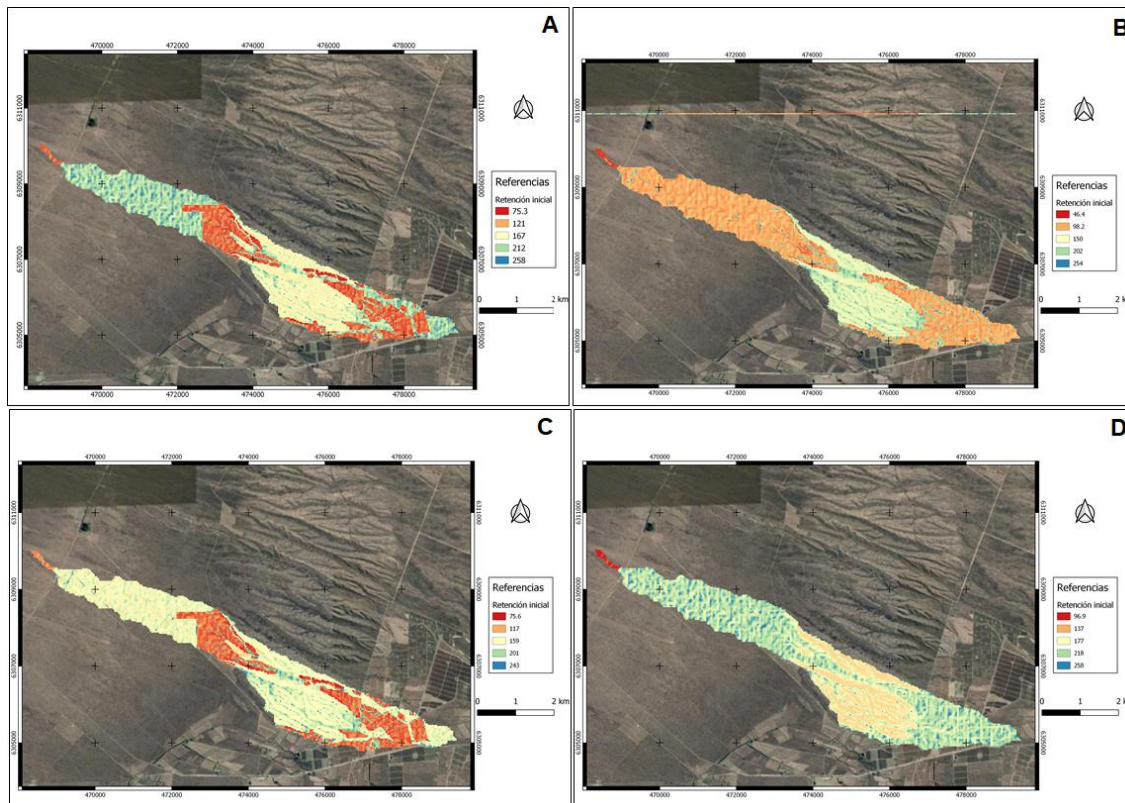


Figura 24: Retención Inicial para escenarios I-IV (A-D).

Escurrimiento superficial (ES)

En Las Figuras 25(A-D), 26(A-D), 27(A-D) y 28(A-D) se representan los valores de Escurrimiento Superficial (ES) para cada escenario agrupados por mes. Como ya se dijo anteriormente, el mes con menor precipitación en el año 2018 corresponde al mes de diciembre y marzo al mes con valores más altos.

En primer lugar, podemos observar que a bajos valores de precipitación (mes de diciembre) las combinaciones del Tipo Hidrológico A con los TED del tipo CS y MN no presentan escurrimiento superficial ($ES=0$). Por su parte, en aquellas zonas donde el tipo hidrológico es del tipo B, aunque muy bajos, se hallan valores de ES superiores a cero.

A medida que la precipitación aumenta (meses de enero y febrero) sólo en el TED Monte Nativo correspondiente a zonas donde la pendiente es baja se observan valores de $ES=0$. En estos meses correspondientes a valores de precipitación medios, se puede observar que en los píxeles del tipo CS en el Escenario III ya se encuentran

valores de escorrentía que son incluso superiores a los valores pertenecientes al tipo CC en el mes de diciembre.

Al ser el mes de Marzo el mes con valores más altos de precipitación, es de esperar que la escorrentía sea mayor, sumado a que, debido a las precipitaciones de los meses anteriores, aumentó el contenido de humedad en el suelo a diferencia de lo que podría ocurrir en diciembre, sin embargo este fenómeno no fue evaluado.

Es importante remarcar que el fenómeno de escorrentía se produce en todos los tipos de TED. No obstante, en zonas donde la pendiente es similar pero el manejo agrícola es distinto, los valores de ES para CC son aproximadamente 3 veces mayores que los del tipo CS. Es decir que la implementación de técnicas de conservación como la presencia de abonos verdes, el cultivo en terrazas y siguiendo las curvas de desnivel contribuyen de gran manera a la reducción de la escorrentía.

Lo propuesto anteriormente se verifica en un estudio sobre escenarios de erosión bajo diferentes manejos agrícolas en la cuenca del lago de Zirahuén, Michoacán, México donde se realizaron modelos para comparar los niveles de erosión hídrica bajo distintas técnicas de manejo. Se demostró que cuando se modeló bajo el manejo de labranza mínima (LM), en aquellas zonas donde la erosión era alta no se hallaron cambios, pero sí disminuyó el área con erosión media. Por su parte, bajo una modelación con un manejo de labranza de conservación (LC), las áreas con erosión alta fueron prácticamente eliminadas (Espinosa, 2009).

Otro aspecto a tener en cuenta es la influencia de la pendiente en la formación de escorrentía. Si se observa el Escenario III se puede advertir que los valores de ES correspondientes a la zona de Lomadas son similares a la zona de CS aguas arriba, esto quiere decir que incluso en aquellas zonas donde no se ha realizado ninguna modificación antrópica, en los meses más húmedos, el flujo de agua puede alcanzar la misma magnitud que en zonas productivas.

Esto coincide con un estudio realizado por Facultad de Ciencias Agrarias y la Estación Experimental Agropecuaria INTA La Consulta (Teruya et al., 2017) respecto al control de la erosión por cobertura vegetal, donde se concluyó que una cuenca del piedemonte, el factor de erosión dominante es la pendiente.

Sin embargo, si se observa el Escenario II, el TED del tipo CC toma valores superiores a la zona de Lomadas, aun cuando éstas últimas poseen valores de pendiente mucho mayor.

Éste fenómeno puede abordarse según González (2016) que explica la influencia de la cobertura vegetal en los coeficientes de escorrentía de la cuenca del río Catamayo en Ecuador, donde fundamenta que la vegetación es determinante en el proceso de infiltración así como en la formación de escorrentía superficial. También explica que la velocidad de infiltración en suelos agrícolas es menor, debido al bajo contenido en materia orgánica de los suelos y la ausencia de las raíces primarias y secundarias de especies nativas que crean innumerables canales y compartimentos en el subsuelo incrementando la infiltración y haciendo más eficiente la recarga de agua hacia capas profundas del suelo. Así, cuando la vegetación natural es sustituida, se generan cambios considerables en el régimen hidrológico de las cuencas de alta montaña debido a la alteración de las propiedades hidrofísicas del suelo.

González detalla que entre los principales problemas causados por el cambio en el uso del suelo están la compactación y disminución de la porosidad que incrementa la escorrentía y la posibilidad de que ocurran inundaciones. Además, se altera significativamente la relación precipitación-infiltración-escorrentía, lo cual genera cambios que pone en peligro la capacidad de estos ecosistemas como reguladores hídricos y la sostenibilidad en la provisión de agua limpia.

Si se observa el Escenario IV, en la totalidad de la temporada estival, y sobre todo en el mes de marzo, se remarca la importancia de la consideración del tipo hidrológico del suelo en la ordenación agrohidrológica, ya que por ejemplo en el tipo hidrológico B, en los meses de mayor precipitación la escorrentía puede tomar valores de entre 4 y 9 veces mayor (dependiendo de la pendiente) que en el tipo A.

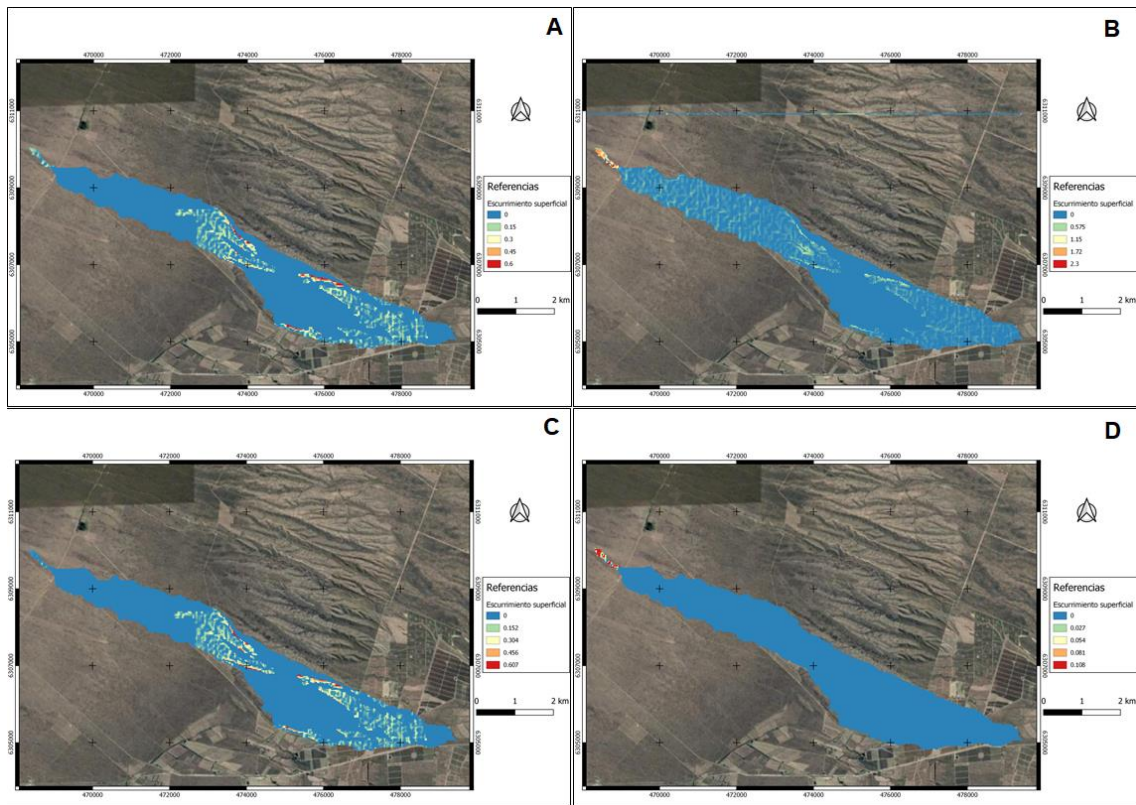


Figura 25: Escorrentía Superficial para escenarios I-IV (A-D) para el mes de diciembre.

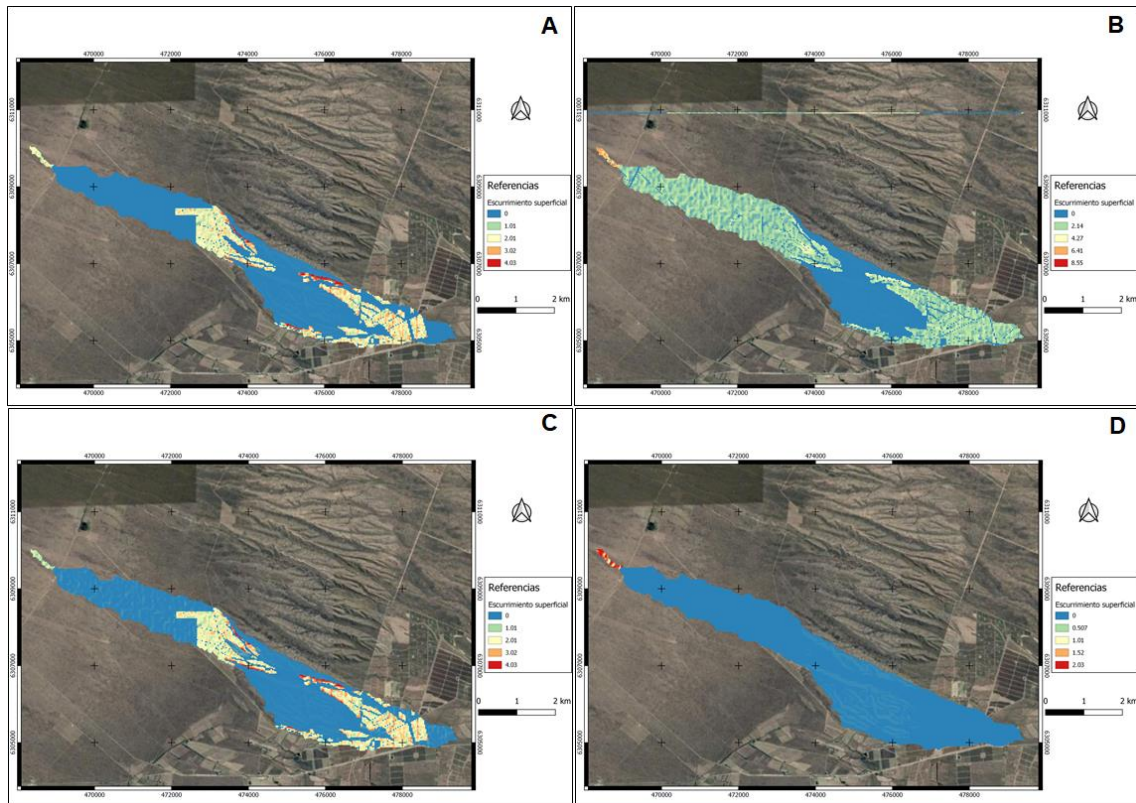


Figura 26: Escorrentía Superficial para escenarios I-IV (A-D) para el mes de enero.

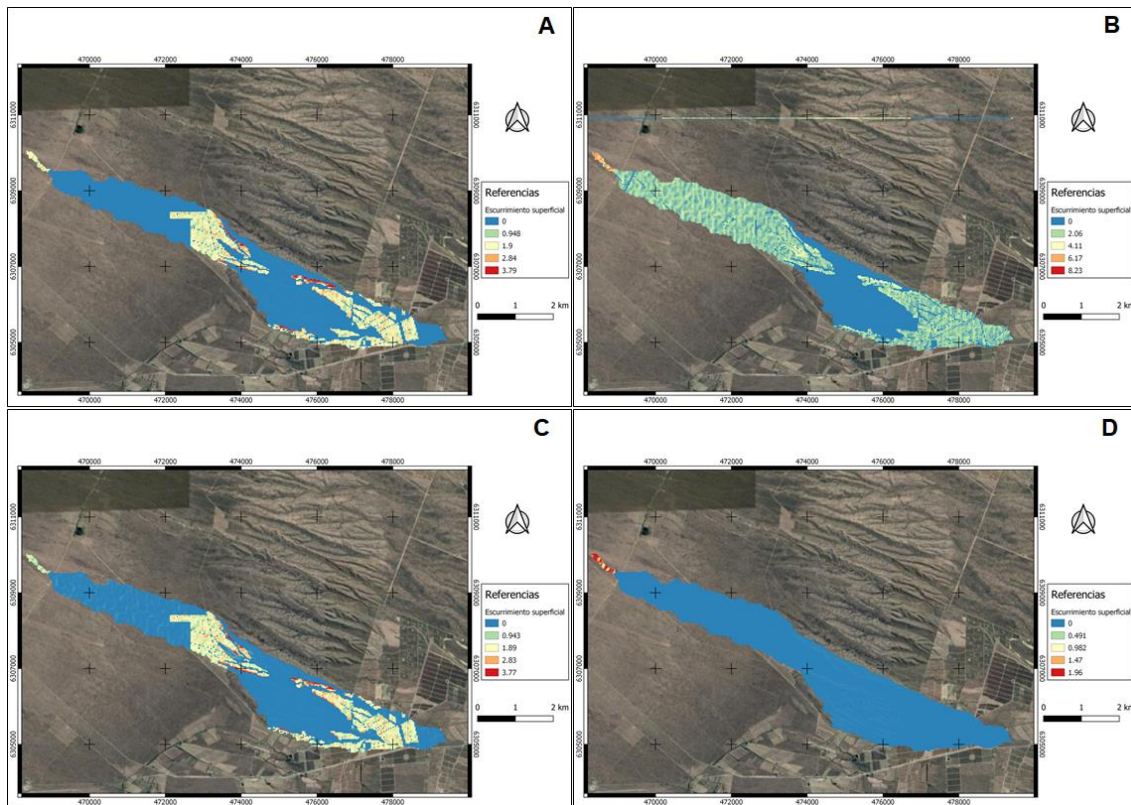


Figura 27: Escorrentía Superficial para escenarios I-IV (A-D) para el mes de febrero.

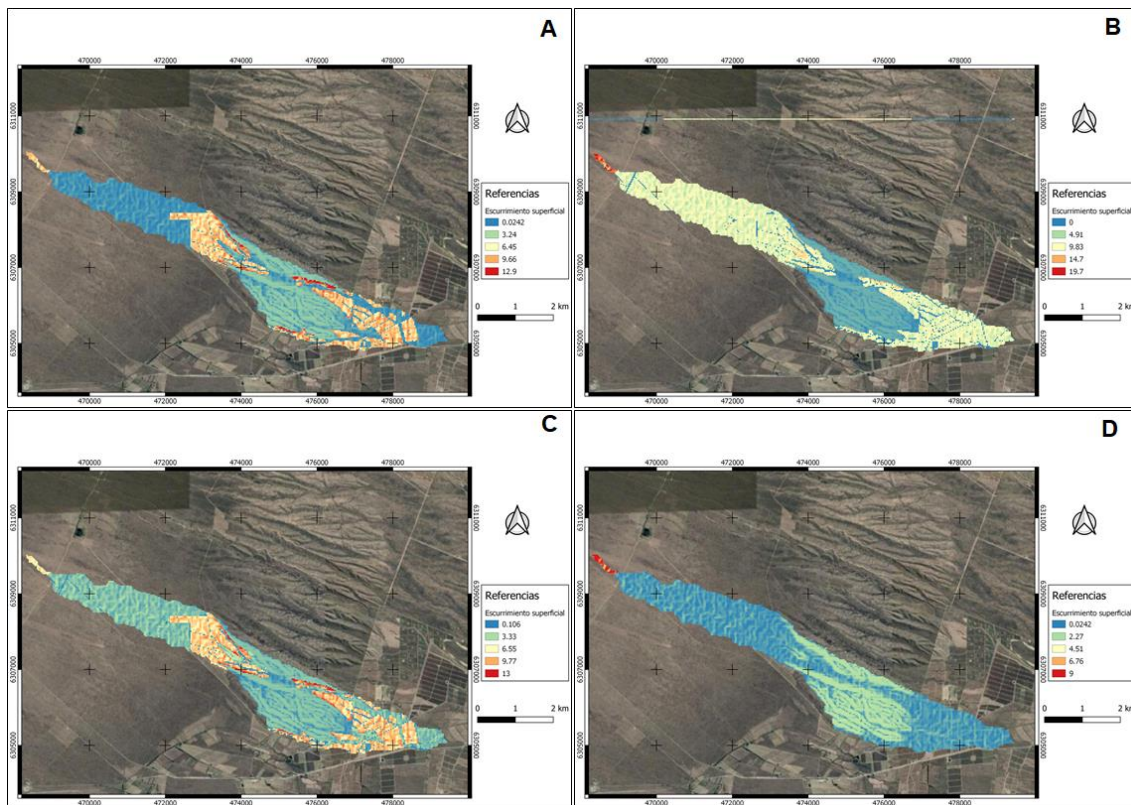


Figura 28: Escorrentía Superficial para escenarios I-IV (A-D) para el mes de marzo.

Para una mejor interpretación se resumen los valores totales de escorrentía por mes y por escenario en la Figura 29:

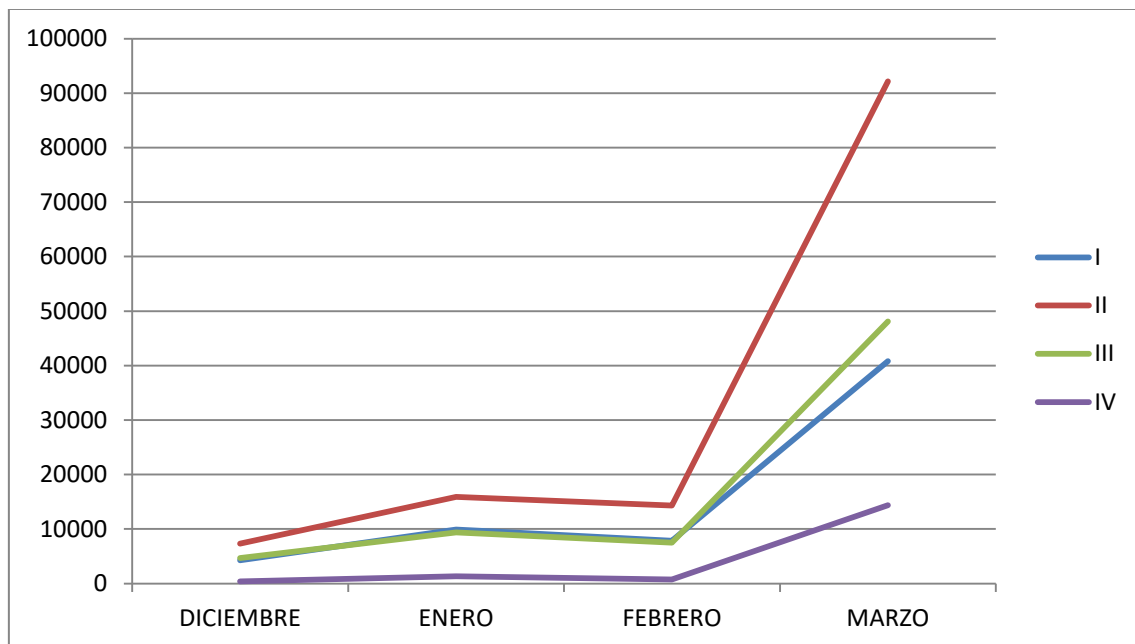


Figura 29: Escorrentía Superficial para escenarios I-IV (A-D) para meses de diciembre, enero, febrero y marzo (en m³).

En el mes de diciembre la totalidad de los escenarios toman valores de ES inferiores a 10.000 m³/mes. A lo largo de toda la temporada estival los escenarios I y III se comportan de manera similar (ver discusión Retención de Excesos de Precipitación más adelante), comenzando a presentar diferencias en el mes de marzo, por lo que sería interesante estudiar qué ocurriría con precipitaciones aún mayores.

Previamente se estableció que en el año 2000 la totalidad de la subcuenca se encontraba en su estado natural, es decir Monte Nativo, situación representada por el escenario 4. Si a lo largo de los últimos 20 años no se hubiesen realizado cambios en el uso del suelo, los valores de ES serían ínfimos, con un máximo de aproximadamente 15.000 m³/mes en el mes de marzo. En la actualidad ese valor asciende a 40.000 m³/mes. En el caso de continuar con esta tendencia, es decir, manteniendo la lógica convencional de producción dicho valor podría aumentar más del doble, alcanzando un valor de 90.000 m³/mes en el mes de marzo.

Según Rodríguez (2008) en su estudio sobre Riesgo en el piedemonte del Gran Mendoza detalla como la apropiación del terreno natural (cambios abruptos sobre la

topografía), determinan las consecuencias que esto acarrea, ya que agrava la situación frente a los riesgos naturales a los que se ve sometida la población y sus actividades económicas. La modificación del área de infiltración natural, altera la amortiguación de los fenómenos aluvionales a los que está sometida Mendoza, acelera los procesos de erosión y escurrimiento trasladando las consecuencias aguas abajo.

Por último una investigación sobre Alternativas para el control de la erosión mediante el uso de coberturas convencionales y no convencionales declara que los efectos *in situ* son particularmente importantes en tierras de uso agrícola, en las cuales la redistribución y pérdida del suelo, la degradación de su estructura y el arrastre de materia orgánica y de nutrientes llevan a la pérdida del espesor superficial de suelo y al descenso de la fertilidad. Sumado a que la erosión reduce también la humedad disponible en el suelo, acentuando las condiciones de aridez (Mendoza, 2011).

Retención de Exceso de Precipitación (REP)

A continuación se muestra en las Figuras 30 (A-D), 31 (A-D), 32 (A-D) y 33 (A-D) los valores de función ecosistémica de Retención de Excesos de Precipitación para cada uno de los escenarios y en cada uno de los cuatro meses analizados en formato ráster.

Para un mismo mes y observando un en forma particular cada escenario, los valores más bajos (en colores rojos y naranjas) representan aquellas zonas donde la Retención de Excesos de Precipitación es menor. Por su parte, los valores más altos (en colores azules y verdes) corresponden a aquellas zonas donde la función ecosistémica es mayor.

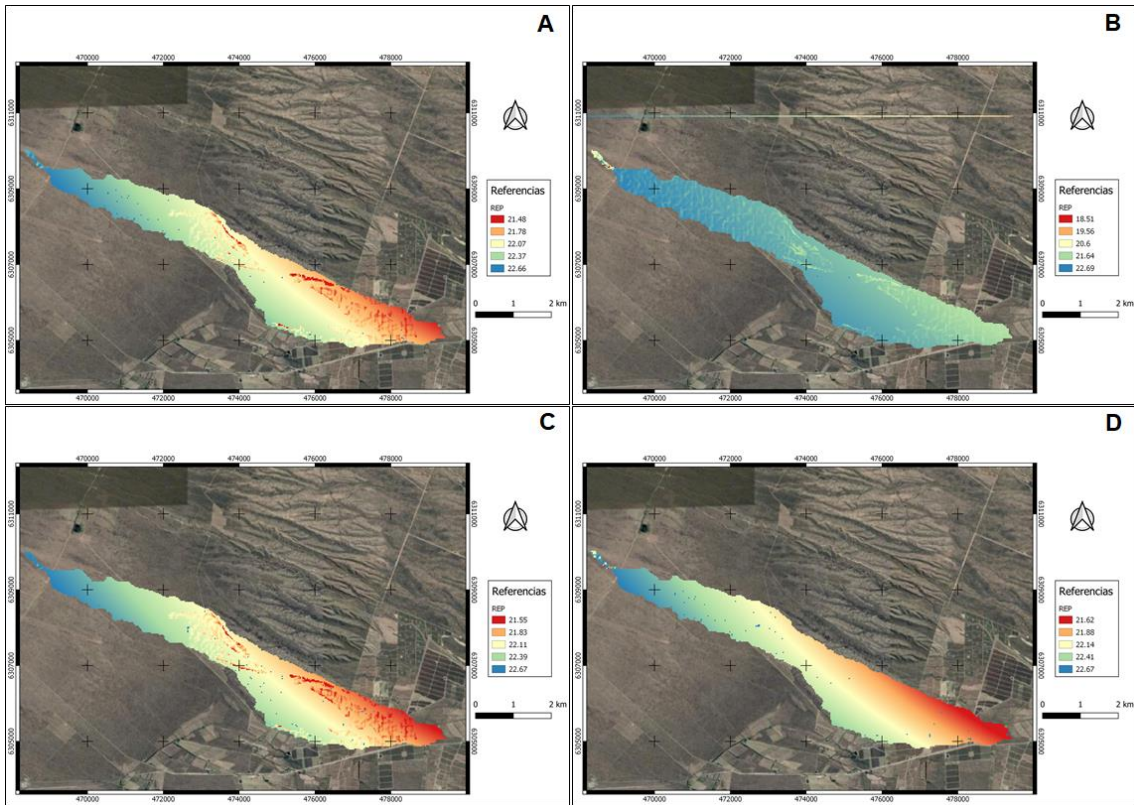


Figura 30: Retención de Excesos de Precipitación para escenarios I-IV (A-D) para el mes de diciembre.

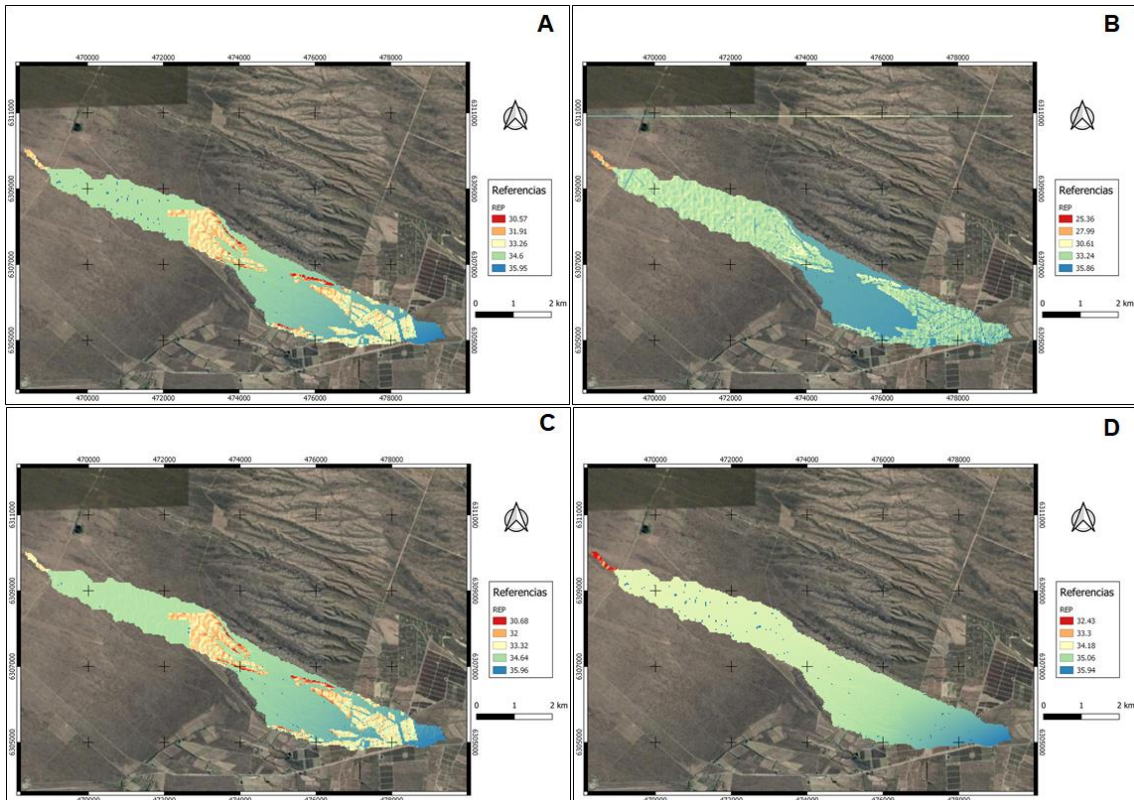


Figura 31: Retención de Excesos de Precipitación para escenarios I-IV (A-D) para el mes de enero.

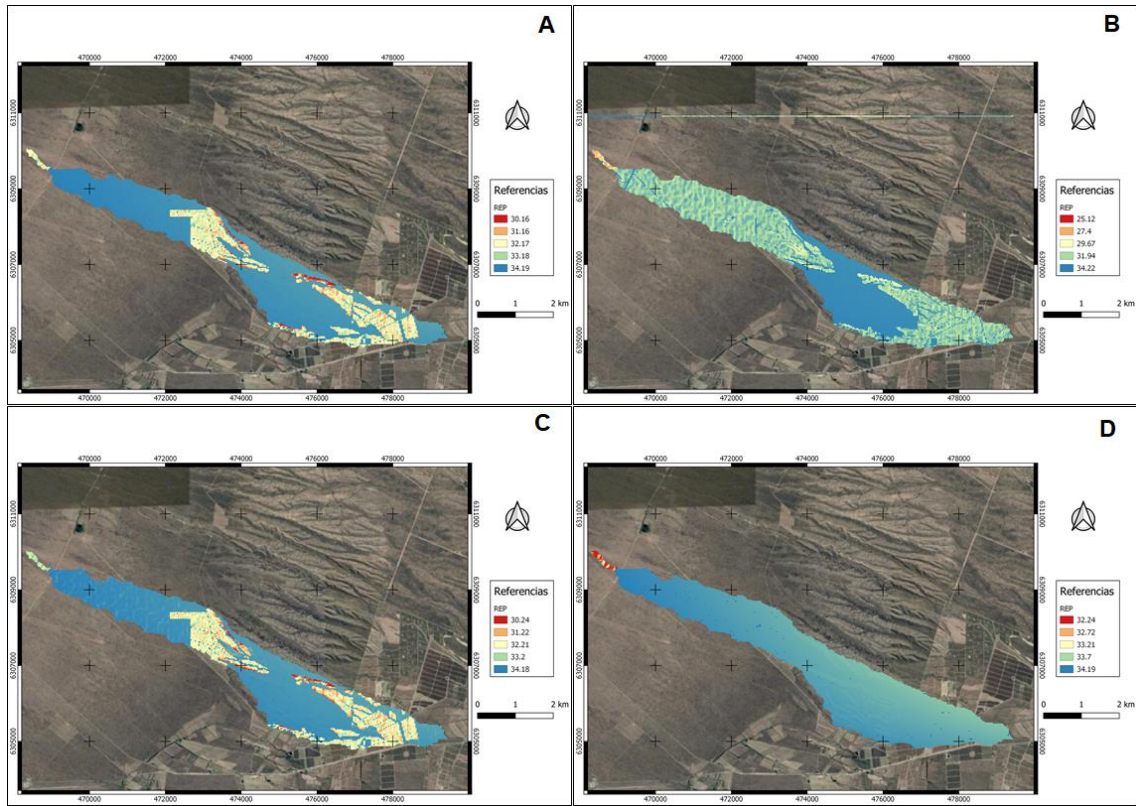


Figura 32: Retención de Excesos de Precipitación para escenarios I-IV (A-D) para el mes de febrero.

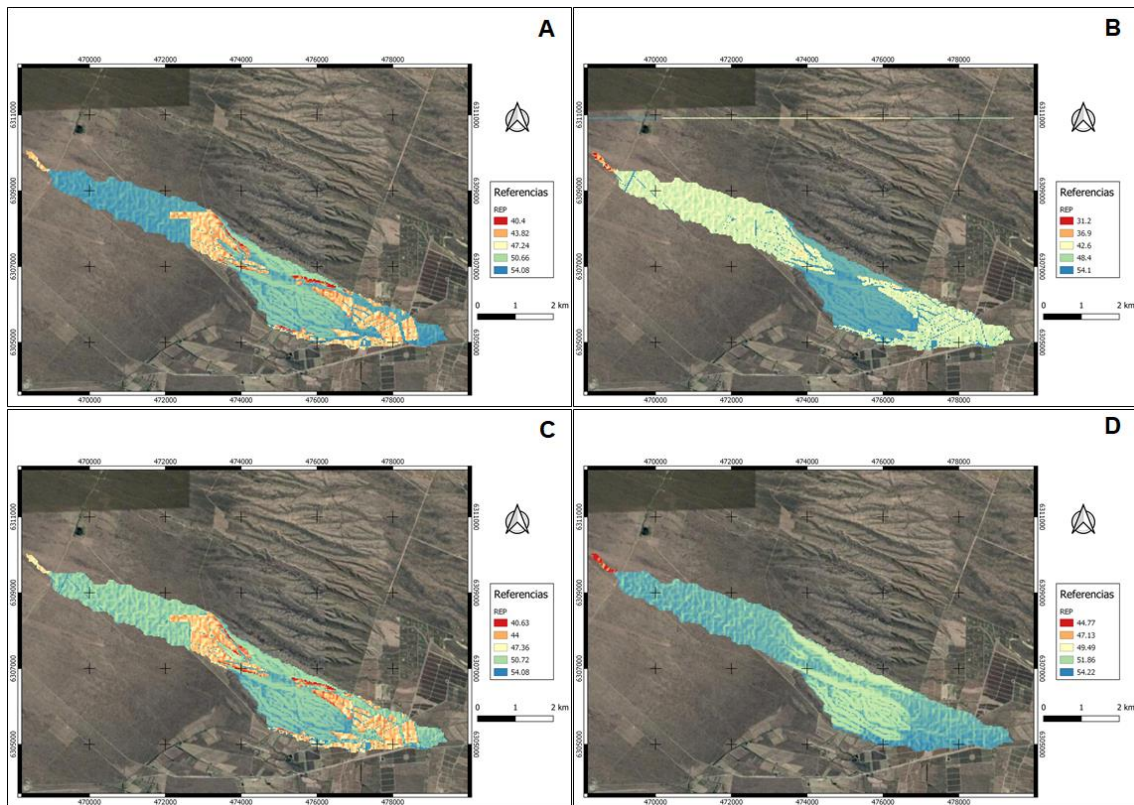


Figura 33: Retención de Excesos de Precipitación para escenarios I-IV (A-D) para el mes de marzo.

Para una mejor interpretación se resumen los valores de función ecosistémica de Retención de Excesos de Precipitación por escenario y por zona para cada uno de los cuatro meses considerados en la Figura 34:

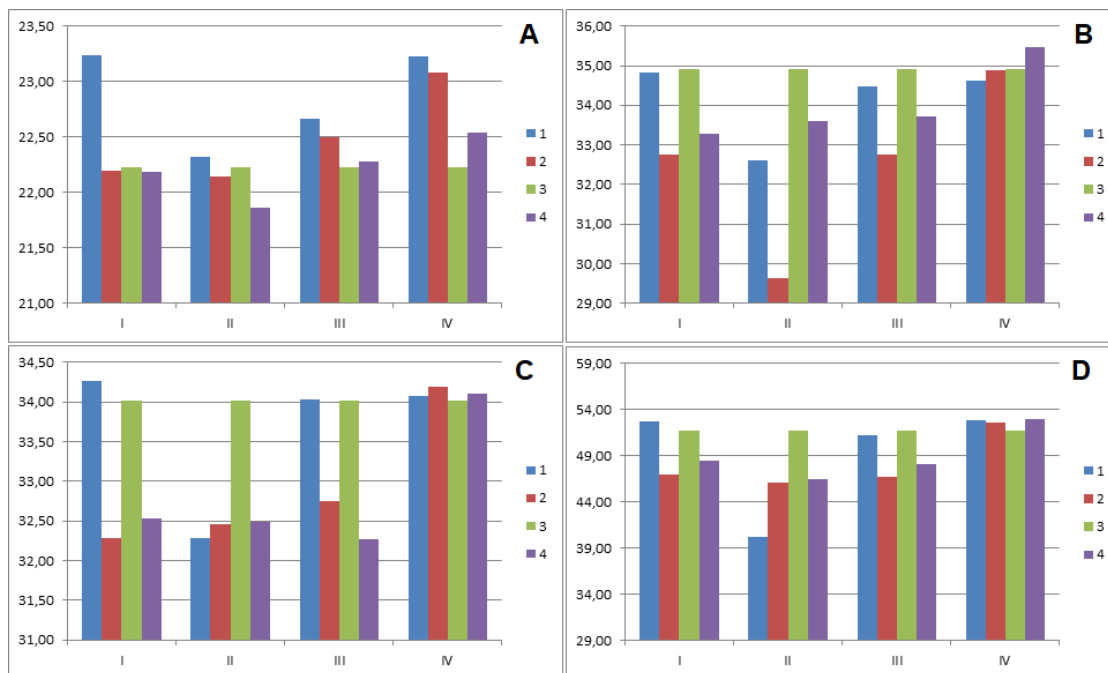


Figura 34: Retención de Excesos de Precipitación para escenarios I-IV (A-D) para meses de diciembre, enero, febrero y marzo (en mm).

En primer lugar es importante destacar en la interpretación del gráfico presentado anteriormente, que las escalas utilizadas varían para cada uno de los meses debido a la variación en los valores de precipitación.

Como se puede observar en la Figura 34 los valores de REP en la zona de Lomadas (zona 3) permanecen constantes para todos los escenarios dentro de cada mes. Esto se explica debido a que no es posible realizar cambios en el uso del suelo actual, ya que los valores de pendiente son demasiado altos como para desarrollar algún tipo de agricultura.

Para el mes de diciembre se obtuvieron valores similares de la función ecosistémica en todos los escenarios, esto se debe a que los valores de precipitación son bajos y pueden ser captada por la vegetación presente en cada tipo de TED.

Para los meses de enero y febrero comienza a observarse variaciones en las distintas zonas principalmente entre las zonas 2 y 4. La zona 4 presenta valores relativamente constantes al ser la zona que presenta menor porcentaje de superficie con potencial cambio uso del suelo, sobre todos entre los escenarios I, II Y III marcando diferencia con el escenario IV.

Por último en marzo (mes de mayor precipitación) se observan mayores variaciones entre los escenarios II y IV. Se debe destacar que a lo largo de la temporada y sobre todo en el mes de marzo, donde existe mayor riesgo de que ocurran fenómenos erosivos, los escenarios I y III presentan un comportamiento común, tomando valores similares de REP.

Análisis estadístico

El análisis de la varianza no paramétrica no presentó diferencias significativas entre los 4 escenarios para los meses de diciembre, enero y febrero. Sin embargo para el mes de marzo los resultados fueron los siguientes:

Tabla 6: Prueba de Kruskal Wallis.

Variable	ESCENARIO	N	Medias	D.E.	Medianas	H	p
REP (mm)	I	4	49,98	2,69	50,11	8,42	0,0361
REP (mm)	II	4	46,12	4,71	46,28		
REP (mm)	III	4	49,45	2,39	49,67		
REP (mm)	IV	4	52,49	0,54	52,67		

Trat.	Ranks
II	4,13 A
III	7,13 A B
I	9,13 A B
IV	13,63 B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

De la Tabla 6 se pueden destacar dos ideas importantes: En primer lugar, sólo dos escenarios presentan diferencias estadísticamente significativas entre sí (II y IV), por lo que en teniendo en cuenta la función ecosistémica evaluada, el único escenario que modificaría en gran medida la Retención de Excesos de Precipitación del ecosistema natural, es el que plantea la intensificación de la agricultura de manera convencional (escenario II).

En segundo lugar, se observa que los escenarios I y III no presentan diferencias significativas entre sí. Esto conlleva a identificar que la función ecosistémica no se vería alterada frente al cambio de uso del suelo que implica el desarrollo de la agricultura de manera sustentable.

Es importante resaltar que en este escenario (III), la superficie cultivada total aumentaría en un 30% aproximadamente, lo que favorece al desarrollo económico y productivo de la región impulsado por las tendencias actuales.

Discusión: Alternativas de manejo de las tierras de cultivo

Argentina, por su situación geográfica y sus características socioeconómicas, es un país muy vulnerable al cambio climático y a la variabilidad climática, es debido a esto la importancia de analizar distintos escenarios a la hora de tomar decisiones estratégicas, sobre todo en lo que respecta a la ordenación agrohidrológica.

Como consecuencia del aumento de la precipitación media anual y de los cambios tecnológicos, en Argentina la frontera agrícola se ha extendido hacia el Oeste, en la zona semiárida del país. La expansión de la agricultura en algunas áreas, aunque exitosa desde el punto de vista económico, se ha realizado a expensas del medio ambiente afectando los servicios brindados por los ecosistemas (Fasciolo, 2011).

En Mendoza particularmente, se prevé un aumento de la temperatura promedio de 1°C, en tal sentido Boninsegna (2013) investigador retirado del IANIGLA, sostiene que *el eje de los oasis cultivados podría modificarse porque seguramente se va a tratar de utilizar tierras con mayor altitud y más frescas que hoy no están sistematizadas.*

Ya en los años 2004-2005, se registró para Mendoza, una tasa de crecimiento de la superficie implantada de 1,7% anual promedio, tomando valores de entre 5-8% para la Cuenca del Tunuyán Superior (Fasciolo, 2011).

Frente a la situación antes descrita, donde hay una marcada tendencia de expansión de la frontera agrícola hacia el piedemonte mendocino, impulsado por la inversión de grandes capitales en la modernización y eficiencia de producción, se plantea la problemática de **cuál es la alternativa de cambio del uso del suelo que combina de manera óptima los objetivos de producción y conservación simultáneamente.**

Por un lado, se plantea la idea de que para satisfacer la creciente demanda de alimentos y los beneficios económicos para las regiones productoras de alimentos sin sacrificar áreas naturales extensas, se debe maximizar la eficiencia del uso de la tierra (Grau et al. 2008). Es posible aumentar la producción minimizando los impactos negativos en hábitats naturales si se implementan programas de protección y restauración junto con aumentos en el rendimiento agrícola, pero no si se adopta el modelo de Land Sharing (Phalan et al, 2011).

Los cálculos retrospectivos para los Estados Unidos, China e India sugieren que, sin los grandes aumentos en los rendimientos observados en las últimas décadas, producir las cantidades de alimentos que actualmente se cultivan allí requeriría de 2 a 4 veces más tierra bajo cultivo que en la actualidad. Además, las comparaciones entre los países latinoamericanos brindan evidencia empírica de que ésta estrategia conlleva a un ahorro de tierras ya que en la década de 1980, los países con mayores rendimientos agrícolas tenían tasas de deforestación más bajas y menor aumento en el área de tierras de cultivo (Green et al. 2005; Balmford et al. 2005).

Por lo tanto, aunque la agricultura amigable con la vida silvestre (Land Sharing) ofrece un margen para aumentar el valor de la biodiversidad de la tierra cultivada por unidad de área, esto puede no generar un beneficio neto para la biodiversidad si reduce el rendimiento del cultivo. Por otro lado, el aumento del rendimiento podría reducir la necesidad de tierras de cultivo y la tasa de conversión de las tierras actualmente no agrícolas (Green et al. 2005). Por lo tanto, podemos enfrentar una elección entre tener una mayor área de tierras agrícolas amigables con la vida silvestre de bajo rendimiento y hábitat menos intacto o tener un área más pequeña de tierras agrícolas de alto rendimiento, menos amigables con la vida silvestre y más área disponible para la naturaleza salvaje en otros lugares (Phalan et al. 2011; Balmford et al. 2005).

Los sistemas agrícolas son dinámicos y cambian con el tiempo, influenciados por las condiciones sociales, económicas y ambientales: por lo tanto, los beneficios para la biodiversidad del Land Sharing son frágiles a menos que estén protegidos por instituciones fuertes. Del mismo modo, garantizar la conservación a largo plazo de los hábitats "libres" puede ser un desafío, y también requiere instituciones fuertes junto con la participación genuina de las comunidades locales (Phalan et al. 2011).

Se necesitan evaluaciones cuidadosas de las implicaciones de la biodiversidad del uso de tierras degradadas. Si se aprovechan los aumentos de rendimiento no solo para aumentar la producción, sino para permitir mayores niveles de protección del hábitat, podrían ayudar a gran parte de la biodiversidad del planeta a sobrevivir el próximo siglo de presión humana sin precedentes (Phalan et al. 2011).

Land Sparing es tanto necesario como potencialmente beneficioso para el medio ambiente. Sin embargo, los autores sostienen que debe hacerse con más conocimiento que en el pasado, con mayor precisión en el uso de insumos y reducciones dramáticas en las ineficiencias y pérdidas. Igualmente importante, debe

considerarse a los sistemas agrícolas como partes integrales de los ecosistemas. La intensificación agrícola debe considerarse parte de un sistema completo, no simplemente como un conjunto de rendimientos de cultivos aislados, y los análisis deben tener en cuenta las consecuencias humanas y ambientales de su desarrollo (Matson & Vitousek, 2006).

Es un tema de debate si la preservación de la tierra conducirá a beneficios de conservación en el futuro. Se afirma que los conservacionistas deben tener una mente abierta sobre los beneficios potenciales para la conservación de la naturaleza salvaje que los avances en tecnología agrícola pueden permitir (Ewers et al, 2009).

Por su parte, otras líneas de investigación sostienen que las conclusiones planteadas anteriormente sobre que conservación de la biodiversidad y los hábitats naturales contribuyen a que la estrategia de separación de producción y conservación (Land Sparing) es la mejor, ya que el escenario de integración (Land Sharing) conlleva la destrucción del hábitat natural (Perfecto & Vandermeer, 2012). En esos trabajos se plantea un argumento que juega con la idea generalizada de que bajo cualquier circunstancia, siempre la conservación del hábitat natural separada de la producción es más sustentable, ya que cualquier otro escenario implica la destrucción total del hábitat.

Sin embargo, las prácticas modernas de uso de la tierra agrícola pueden estar intercambiando aumentos a corto plazo en la producción de alimentos por pérdidas a largo plazo en los servicios del ecosistema, incluidos muchos que son importantes para la agricultura, es decir, al tiempo que aumentan los suministros a corto plazo de bienes materiales, pueden socavar muchos servicios del ecosistema a largo plazo, incluso a escalas regionales y mundiales (Foley et al, 2005).

Existen antecedentes que prueban que no toda la tierra potencialmente ahorrada del uso agrícola a través del aumento del rendimiento será conservado. Por ejemplo, si la demanda de productos agrícolas o la oferta de mano de obra agrícola es elástica, o si los cambios tecnológicos liberan en lugar de agotar la mano de obra o el capital, podríamos esperar que los aumentos de rendimiento conduzcan a una mayor producción de alimentos, lo que podría generar que todas las tierras potencialmente ahorradas se utilicen para la agricultura (Rudel et al, 2008). Asimismo, la tierra que no es necesaria para la agricultura a menudo se usa de otras maneras que son desfavorables para la vida silvestre (Balmford et al. 2005).

Durante los últimos veinte años, muchos analistas han argumentado que la intensificación agrícola, al aumentar los rendimientos por hectárea y, por lo tanto, aumentar el suministro de alimentos, deprimiría los precios de los productos agrícolas e induciría a los agricultores a retirar tierras o abstenerse de cultivar tierras que de otro modo habrían tenido cultivado, sin embargo, las áreas cultivadas aumentaron más lentamente que la población mundial entre 1970 y 2005, pero las disminuciones reales en el área cultivada ocurrieron con poca frecuencia a escala global, regional y nacional. El patrón más común implicó aumentos simultáneos en los rendimientos agrícolas y las áreas cultivadas (Rudel et al, 2008).

En resumen, los rendimientos aumentaron, pero las áreas cultivadas no disminuyeron. Este patrón plantea preguntas sobre la capacidad de la intensificación agrícola para ahorrar tierra, al menos a través de la disminución de las áreas cultivadas. Este vínculo entre los aumentos de rendimiento y la disminución de las áreas cultivadas surgió durante un período histórico marcado por los excedentes agrícolas y la disminución de los precios de los productos agrícolas. Los cambios en estas condiciones subyacentes podrían deshacer los enlaces descritos anteriormente (Rudel et al, 2008).

A su vez quienes defienden el modelo de Land Sparing se basan en distintos supuestos que se ponen en discusión. En primer lugar, el hecho de que existe la necesidad de producir más alimentos a nivel mundial. El problema de este supuesto es que la producción actual en el mundo ya es suficiente para proveer las calorías necesarias para alimentar a la población mundial actual y la esperada para 2050 (Badgley et al, 2007; Nivia et al, 2009; IAASTD, 2009; Chappell & LaValle, 2009 en Perfecto & Vandermeer, 2012). Es ampliamente reconocido que este problema se debe a la desigualdad en la distribución y a la falta de accesibilidad a los alimentos, no a la cantidad total que se produce en el mundo. Por lo tanto, los aumentos en la producción de alimentos deben ser planteados suponiendo que la distribución y el acceso a los alimentos se mantuvieran igual o empeoraran.

En segundo lugar, el marco de separación de la producción y la conservación asume que el aumento de la producción en tierras agrícolas resulta automáticamente en un incremento del área en vegetación natural y por ende en una mayor conservación de la biodiversidad. La idea es que si se pueden producir más alimentos en menos área el resto del área puede ser liberada para la conservación. Aunque este supuesto tiene su lógica, empíricamente se ha demostrado que esto raramente sucede

(Angelsen y Kaimowitz 2001; Rudel et al. 2002; Rudel et al. 2009; Angelsen 2010; Perfecto y Vandermeer 2010; Lambin y Meyfroidt 2011 en Perfecto & Vandermeer, 2012).

La realidad de las relaciones socio-económicas y políticas que determinan el uso de suelo es mucho más compleja, por lo que no se puede afirmar que el área destinada a conservación es el resultado de la diferencia entre área total y área necesaria para producir.

Claramente, se necesita mucho más trabajo para cuantificar los efectos externos de la agricultura en relación con el rendimiento, y los continuos esfuerzos para diseñar técnicas que los minimicen (Balmford et al. 2005). En el exhaustivo análisis de las alternativas de uso de suelo planteadas por profesionales del tema, es importante destacar que, en gran parte, quienes apoyan la idea del ahorro de tierras (Land Sparing) lo hacen desde una visión reduccionista evaluando únicamente variaciones en el rendimiento y biodiversidad, dejando de lado la evaluación de servicios ecosistémicos y los impactos de otros cultivos diferentes a los cultivos alimenticios tradicionales.

Se ha registrado que la intensificación de la agricultura frecuentemente conduce a una mayor erosión de las áreas naturales (Rudel et al., 2002; Schelhas y Sánchez-Azofeifa 2006; Hetch y Saatchi 2007; García Barrios et al. 2010; Guiérrez-Véle et al. 2011 en Perfecto & Vandermeer, 2012). El tipo de uso de la tierra puede alterar el equilibrio del agua superficial y la división de la precipitación en evapotranspiración, escorrentía y flujo de agua subterránea (Foley et al, 2005).

Los resultados de la presente tesis contribuyen a entender el fenómeno descrito anteriormente, entendiéndose que, en cuencas de montaña existen relaciones de sinergia, y que de plantearse una intensificación de la agricultura de manera convencional en la zona de estudio, los impactos generados por el aumento de la escorrentía no afectarían únicamente a la subcuenca en cuestión, sino a otras áreas naturales contiguas, provocando consecuentemente alteraciones en el funcionamiento del ecosistema y la biodiversidad de las mismas. Los valores de funciones ecosistémicas obtenidos para el escenario III bajo una lógica de Land Sharing, permiten acompañar las tendencias actuales de la región, aumentando el área destinada la producción vitivinícola sin alterar procesos ecosistémicos básicos.

En última instancia, ni Land Sharing ni Land Sparing son una solución completa, dichas estrategias no evitarán la pérdida de biodiversidad a menos que los humanos puedan limitar sus impactos sobre los ecosistemas. La conservación de la biodiversidad fracasará si esperamos que se logre únicamente como un subproducto de otras políticas. Sin embargo, puede tener éxito si los objetivos explícitos y los pasos necesarios para cumplirlos se integran en las políticas locales, regionales e internacionales que afectan el sistema alimentario (Phalan et al. 2011).

CONCLUSIONES

Frente a una tendencia de aumento de la superficie cultivada en zonas de altura, esta tesis sostiene que la estrategia de uso del suelo asociada al Cultivo Sustentable es la adecuada para el desarrollo de la vitivinicultura, en lo que a regulación hídrica respecta. Este modelo de manejo de las áreas de cultivo, permitirá alcanzar el 70% del área cultivada en la subcuenca de estudio sin alterar el funcionamiento hidrológico actual, integrando en una misma superficie técnicas que permiten alcanzar los objetivos de conservación y producción siguiendo una lógica de Land Sharing.

La hipótesis de trabajo “los cambios en el uso de la tierra que impliquen un proceso de desmonte en una subcuenca de montaña alteran el ciclo hidrológico dentro de la misma, provocando incrementos en los volúmenes de escorrentía generados” se corrobora parcialmente ya que si el cambio de uso de suelo implica un manejo sustentable del cultivo, los volúmenes de escorrentía no varían significativamente.

Se destaca también la utilidad de los Sistemas de Información Geográfica y su gran campo de aplicación para tareas de relevamiento, procesamiento y análisis, tanto de elementos del terreno como de fenómenos más complejos como son las funciones ecosistémicas. Esta herramienta debe ser considerada no sólo por la practicidad de su utilización sino también por sus bajos costos. Así también, es importante la capacitación profesional y el desarrollo de nuevas herramientas de SIG.

Por último, se plantea la necesidad de incluir la evaluación de servicios ecosistémicos en la toma de decisiones tanto económicas como políticas, haciendo hincapié en la sostenibilidad ambiental, técnica, económica y social de actividades o proyectos a desarrollar. Dichas decisiones deben estar basadas en estudios holísticos,

multidisciplinarios e integradores, y buscar alcanzar el desarrollo sostenible de las sociedades en las que se llevan a cabo.

COMENTARIOS FINALES

Mendoza es conocida nacional e internacionalmente como una de las grandes zonas vitivinícolas del mundo. La calidad que caracteriza a sus productos ha aumentado progresivamente la demanda de los mismos. Desde 1980 se ha desarrollado en Argentina y particularmente en Mendoza, un modelo productivo de alta calidad y destinado a la exportación, como así también que vincule gastronomía, turismo y sustentabilidad.

Frente a este escenario, la vitivinicultura mendocina ha evolucionado en todos sus aspectos, desde las labores de campo utilizadas hasta las estrategias de marketing. Uno de estos cambios, es el cultivo de vid en lo que se conoce como “viñedos de altura”. Este proceso, implica un avance de la frontera agrícola sobre el piedemonte mendocino donde las condiciones climáticas y edáficas aseguran un desarrollo óptimo de la materia prima. Sin embargo, este proceso de expansión ha ocurrido sin analizar previamente sus impactos sobre el ambiente y la sociedad.

Reconocidos científicos del mundo plantean el debate de cómo satisfacer la creciente demanda de alimentos conservando los ecosistemas y su funcionamiento. Son muchos los argumentos para creer que la intensificación de la tierra y la consecuente liberación de tierras para conservación es la estrategia ideal. No obstante, los resultados de este trabajo apoyan la idea de que ambos objetivos deben alcanzarse simultáneamente en tiempo y espacio.

Las zonas de montaña tiene una dinámica particular, completamente diferente a como funcionan los ecosistemas de llanura en donde se desarrollan los principales cultivos alimenticios del mundo. En Mendoza, y sobre todo en las cuencas hidrográficas ubicadas al oeste en Valle de Uco, los procesos que moldean el paisaje y su resistencia y resiliencia frente a cambios de uso del suelo están vinculados principalmente al ciclo hidrológico. Esto no quiere decir que evaluar la biodiversidad no sea fundamental, es más, justamente y como se ha demostrado en este trabajo, la vegetación cumple un rol fundamental en la regulación hídrica. el desarrollo de modelos productivos y formas de manejo de los diferentes cultivos debe tener en

cuenta las condiciones de cada ecosistema en particular, evitando en soluciones derivadas de conocimientos mecanicistas que pretenden ser generalizables.

Es por esto que es sumamente importante evaluar las funciones ecosistémicas que sostienen los servicios ecosistémicos brindados a la sociedad, pero por sobre todo identificar y ponderar la importancia de las mismas.

BIBLIOGRAFÍA

BALDACCINI, P. 2015. *El Paisaje como Servicio Ambiental que otorgan las zonas agrícolas de la provincia de Mendoza, Argentina*. Provincia de Mendoza, Argentina. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo.

BALMFORD, A. et al. 2005. Sparing land for nature: exploring the potential impact of changes in agricultural yield on the area needed for crop production. *Global Change Biology* (2005) 11, 1594–1605, doi: 10.1111/j.1365-2486.2005.01035.x.

BARRAL, M. 2017. Tutorial para el mapeo de funciones ecosistémicas y servicios ecosistémicos. Protocolo ECOSER versión 2.1.

BONINSEGNA, J. 2013. Impacto del Cambio Climático en los oasis del oeste argentino. Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales - CONICET. Mendoza, Argentina.

BURGOS, H. 2018. Actualización del mapa de N (número de curva) del Gran Mendoza. Instituto Nacional del Agua, Mendoza, Argentina.

CARA, L. 2012. *Estudio Geomorfológico del sector central del Departamento de Tupungato, aplicando técnicas geomáticas*. Provincia de Mendoza, Argentina. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de San Juan.

CASAS, R. & ALBARRACIN, G. 2015. *El Deterioro del Suelo y del Ambiente en la Argentina – Tomo 2*. Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura, FECIC. Buenos Aires, Argentina. p. 178-179, 347-353.

CATANIA, C. et al. 2007. Caracterización climática de regiones vitivinícolas iberoamericanas. Embrapa, INTA, CyTED. Bento Gonçalves, Brasil.

- COLLADÓN, L. et al. 2015. Resúmenes extendidos del segundo taller sobre estudios hidrológicos en regiones áridas y semiáridas de la República Argentina. Facultad Regional Córdoba de la Universidad Tecnológica Nacional, Provincia de Córdoba, Argentina.
- CURRIE, H. et al. 2017. *Manual de Hidrología Agrícola*. Ed. Hanne. Corrientes, Argentina. Capítulo 1 y 20.
- D'AMARIO FERNANDEZ, M. 2016. *Evaluación del riesgo de erosión hídrica, su distribución espacial y el efecto de la cobertura vegetal en el proceso erosivo, en la cuenca hidrográfica del Río Tunuyán Superior (Mendoza)*. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo, Provincia de Mendoza, Argentina.
- DE LAS HERAS, Á. 2017. Modificación de la respuesta hidrológica en avenidas torrenciales ante los cambios de usos del suelo en una cuenca de montaña. Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural, Madrid, España. En Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales.
- DE VILLARÁN SAN JUAN, R. 2006. Mejora de los parámetros de cálculo del modelo del número de curva y su validación mediante un modelo hidrológico distribuido. Departamento de Ciencias Agroforestales, Universidad de Huelva, España.
- ESPINOSA, M. 2009. Escenarios de erosión bajo diferentes manejos agrícolas en la cuenca del lago de Zirahuén. Campo Experimental Uruapan, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) Uruapan, Michoacán, México.
- EWERS R. et al. 2009. Do increases in agricultural yield spare land for nature? Institute of Zoology, Zoological Society of London, Regent's Park, London, UK.
- FASCIOLO, G. 2011. Futuro ambiental de Mendoza: escenarios. EDIUNC. Universidad Nacional de Cuyo, Provincia de Mendoza, Argentina.
- FATTORELLI S. & FERNANDEZ S. 2007. Diseño Hidrológico. Mendoza, Argentina.

- FOLEY, J. A. et al. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309, 570 (2005); DOI: 10.1126/science.1111772.
- GODFRAY, C. H. et al. 2010. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science* 327, 812 (2010); DOI: 10.1126/science.1185383.
- GONZÁLEZ et al. 2016. Influencia de la cobertura vegetal en los coeficientes de escorrentía de la cuenca del río Catamayo. Centro de Investigaciones Territoriales-Universidad Nacional de Loja, Ecuador.
- GRAU, R. & AIDE, M. 2008. Globalization and Land-Use Transitions in Latin America. *Ecology and Society* 13(2): 16. [en línea]: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art16/> .
- GRAU, R. et al. 2008. Balancing food production and nature conservation in the Neotropical dry forests of northern Argentina. *Global Change Biology* (2008) 14, 985–997.
- GREEN, R. E. et al. 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Science* 307, 550 (2005). DOI: 10.1126/science.1106049.
- HERNÁNDEZ, J.I. et al. 2002. Proyecto: EVALUACIÓN HIDROGEOLÓGICA DE LA CUENCA DEL VALLE DE UCO. Tomo 1. Publicación Interna, Instituto Nacional del Agua.
- JOBÁGY, E. 2010. Servicios hídricos de los ecosistemas y su relación con el uso de la tierra en la llanura chaco-pampeana. Universidad Nacional de San Luis y CONICET, Provincia de San Luis, Argentina.
- LAMBIN, E. F. & MEYFROIDTB, P. 2010. Global land use change, economic globalization and the looming land scarcity. [en línea]: www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1100480108.
- LARA, A. et al. 2013. *Servicios Ecosistémicos Hídricos: Estudios de Caso en América Latina y el Caribe*. Red ProAgua CYTED, Imprenta América. Valdivia, Chile. p. 109-113.

- LATERRA, P. et al. 2011. *Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina. p. 553-580.
- LATERRA, P., NAHUELHUAL L., BARRAL P. y CARMONA A. 2014. ECOSER: protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio-ecológica para el ordenamiento territorial.
- LAUDECINA, A. 2016. *Relación entre el régimen hidrológico superficial y los niveles de agua subterránea en el Valle de Uco, Mendoza*. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo, Provincia de Mendoza, Argentina.
- LAURO, C. et al. 2016. Detección de tendencias y saltos abruptos en variables hidrológicas de cuencas de la región de Cuyo. Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (CCT-Mendoza), Provincia de Mendoza, Argentina.
- MACLAINE PONT, P.; THOMAS, H. 2009. ¿Cómo fue que el viñedo adquirió importancia? Significados de las vides, calidades de las uvas y cambio socio-técnico en la producción vinícola de Mendoza”.
- MARTINIS, N. et al. 2002. Evaluación hidrogeológica de la cuenca de Valle de Uco. Tomo I. INA-CRA, Provincia de Mendoza, Argentina.
- MATSON P. & VITOUSEK P. 2006. Agricultural Intensification: Will Land Spared from Farming be Land Spared for Nature? School of Earth Sciences, Stanford University, Stanford, CA, USA.
- MENDEZ, E. 2007. Pérdidas de biodiversidad vegetal en ambientes de cerrilladas pedemontanas de Mendoza, Argentina. Rev. FCA UNCuyo. Tomo XXXIX. N° 1. Año 2007. 107-116.
- MENDOZA, C. D. 2011. Alternativas para el control de la erosión mediante el uso de coberturas convencionales, no convencionales y revegetalización. Grupo de Investigaciones GIA, Fundación Universitaria Tecnológico Comfenalco, Cartagena de Indias, Colombia.
- MENDOZA, M. et al. 2002. Implicaciones hidrológicas del cambio de la cobertura vegetal y uso del suelo: una propuesta de análisis espacial a nivel regional en

la cuenca cerrada del lago de Cuitzeo, Michoacán. Instituto de Ecología-UNAM, Michoacán, México.

MONSALVE SÁENZ, G. 1999. Hidrología en la Ingeniería. – 2da. Edición. Alfaomega Grupo Editor, S.A. de C.V., México.

MONTAÑA, E. et al. 2009. Eje temático III: Bienes naturales: (agua, energía y otros) y sus problemas, Manejo y aprovechamiento de cuencas hídricas. Cátedra virtual para la integración latinoamericana. Universidad Nacional de Cuyo, Universidad Nacional de Valparaíso.

MONTSERRAT FERRER, J. et al. 2014. Propuesta metodológica para la adaptación del parámetro del número de curva a las nuevas fuentes de datos. En II Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente.

MORENO, M. 2009. Estudio comparativo: La situación del obrero rural temporario en dos modalidades productivas vitivinícolas diferenciales de Mendoza, ubicadas en las localidades de Isla Grande (Maipú), y Gualtallary (Tupungato). Facultad de Ciencias Políticas y Sociales, Universidad Nacional de Cuyo, Provincia de Mendoza, Argentina.

NIJENSOHN, L.; MAFFEI, J. 1996. Estimación de la salinidad y otras características edáficas a través de los volúmenes de sedimentación. Ciencia del Suelo, 14 (2): 119-121.

OLAYA, V. 2004. Hidrología computacional y modelos digitales del terreno. Teoría, práctica y filosofía de una nueva forma de análisis hidrológico.

OLAYA, V. 2014. Sistemas de Información Geográfica. Fundación Osgeo, Oregon, USA.

PENGUE, W. A. 2014. Cambios y escenarios en la agricultura argentina del siglo XXI. Universidad Nacional de General Sarmiento, Provincia de Buenos Aires, Argentina.

PHALAN, B. et al. 2011. Minimising the harm to biodiversity of producing more food globally. Food Policy 36 (2011) S62–S71.

- PHALAN, B. et al. 2011. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science* 333, 1289 (2011); DOI: 10.1126/science.1208742.
- PINEDA PASTRANA, O. 2011. *Análisis de cambio de uso de suelo mediante percepción remota en el municipio de Valle de Santiago*. D.F., México.
- PORTALANZA PERALTA, D. E. 2017. *Evaluación y mapeo de los servicios ecosistémicos con técnicas SIG: caso de estudio del Theobroma cacao*. Facultad de Ingeniería Marítima, Ciencias Biológicas Oceánicas y Recursos naturales, Escuela Superior Politécnica del Litoral, Guayaquil, Ecuador.
- PORTELA, J.A. 2018. Proyecto Regional con Enfoque Territorial (PRET) del Alto Valle de Uco: buscando visibilizar lo invisible. In: Libro 1. Resúmenes Ampliados. Periurbanos hacia el consenso. Ciudad, ambiente y producción de alimentos: propuestas para reordenar el territorio. 1º Encuentro Nacional sobre PERIURBANOS E INTERFASES CRÍTICAS, 2ª Reunión Científica del PNNAT y 3ra Reunión de la Red PERIURBAN. Programa Nacional de Recursos Naturales, Gestión Ambiental y Ecorregiones (Beatriz Giobellina, ed. lit.). Córdoba: Ediciones INTA.
- QUIROZ, J. E. 2015. *Estimación del factor erosividad de las precipitaciones "R", en el oasis centro de Mendoza*. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo. Provincia de Mendoza, Argentina.
- RODRÍGUEZ, M. 2008. Riesgo en el piedemonte del Gran Mendoza por avance urbano. Instituto CIFOT, Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza, Argentina.
- ROSAS, M. 2016. *Evaluación biofísica de funciones ecosistémicas en la cuenca del río Tunuyán Superior*. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo, Provincia de Mendoza, Argentina.
- RUDEL, T. K. et al. 2008. Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970–2005. [en línea]: www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0812540106.
- TERUYA, G. et al. 2017. Evaluación biofísica de servicios ecosistémicos en la cuenca del Arroyo Grande, Tunuyán. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo. Estación Experimental Agropecuaria INTA La Consulta. Mendoza. Argentina.

- TERUYA, J. et al. 2015. Evaluación biofísica de servicios ecosistémicos en la cuenca del A° Grande, Tunuyán, Mendoza. Cuarto Congreso Internacional de Servicios Ecosistémicos en los Neotrópicos: de la investigación a la acción.
- TRAGSA. 1994. *Restauración Hidrológico Forestal de Cuencas y Control de la Erosión*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid, España. p. 21-85, 115, 327-330.
- UNESCO, 2010. Procesos de erosión – sedimentación en cauces y cuencas. Daniel Brea, Francisco Balocchi. Documentos Técnicos del PHI-LAC, N° 22.
- USDA (United States Department of Agriculture). 2004. National Engineering Handbook Hydrology Chapters. Natural Resources Conservation Service.
- VAN DEN BOSCH, M. 2008. Zonas agroeconómicas homogéneas, San Juan y Mendoza. Ed: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Centro Regional Mendoza – San Juan. Buenos Aires, Argentina.
- VANDERMEER, J. & PERFECTO, I. 2007. The Agricultural Matrix and a Future Paradigm for Conservation. *Conservation Biology*. Volume 21, No. 1.
- VANDERMEER, J. & PERFECTO, I. 2012. Separación o integración para la conservación de biodiversidad: la ideología detrás del debate "landsharing" frente a "land-sparing". School of Natural Resources and Environment, Universidad de Michigan, Michigan, USA.
- VEN TE, C. et al. 1993. Hidrología aplicada. Mc Graw Hill, Santa Fe de Bogotá, Colombia.
- VICH, A. & MARIANI A. 2010. Evaluación y predicción de la erosión hídrica en regiones áridas de relieve acentuado del centro-oeste de Argentina. Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA), Mendoza, Argentina.
- VILLAGRA, PABLO E. et al. 2011. Ser planta en el desierto: estrategias de uso de agua y resistencia al estrés hídrico en el Monte Central de Argentina. Departamento de Dendrocronología e Historia Ambiental, Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA), Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA) y Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina.

YOUNG, K. R. 2007. Causality of Current Environmental Change in Tropical Landscapes. *Geography Compass* 1/6 (2007): 1299–1314, 10.1111/j.1749-8198.2007.00067.x.