Investigaciones Geográficas
Instituto Interuniversitario de Geografía
Universidad de Alicante
ISSN: 0213-4691 | eISSN: 1989-9890
https://www.investigacionesgeograficas.com

Análisis de la susceptibilidad a la erosión hídrica en una cuenca de la Patagonia árida bajo distintos escenarios

Analysis of water erosion susceptibility at an arid Patagonia watershed in different scenarios

AUTORÍA

Valeria Aramayo
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - Estación Experimental Agropecuaria Bariloche, Modesta Victoria 4450, San Carlos de Bariloche, Argentina.

Marcelo Nosetto
Instituto de Matemática Aplicada San Luis (IMASL) – Universidad Nacional de San Luis-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (UNSL-CONICET), San Luis, Argentina.
Cátedra de Climatología Agrícola (FCA-UNER), Ruta 11, km 10, Oro Verde, Entre Ríos E3101, Argentina.

María Victoria Cremona
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - Estación Experimental Agropecuaria Bariloche, Modesta Victoria 4450, San Carlos de Bariloche, Argentina.

DOI
https://doi.org/10.14198/INGEO.25246

CITACIÓN
Aramayo, V., Nosetto, M., & Cremona M.V. (2024). Análisis de la susceptibilidad a la erosión hídrica en una cuenca de la Patagonia árida bajo distintos escenarios. *Investigaciones Geográficas*, (81), 181-199. https://doi.org/10.14198/INGEO.25246

CORRESPONDENCIA
Valeria Aramayo (aramayo.valeria@inta.gob.ar)

HISTORIA
Recibido: 4 julio 2023
Aceptado: 22 septiembre 2023
Publicado: 26 enero 2024
(Publicación anticipada: 14 diciembre 2023)

TÉRMINOS
© Valeria Aramayo, Marcelo Nosetto y María Victoria Cremona
Este trabajo se publica bajo una licencia Creative Commons de Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional

Resumen

La erosión hídrica es una de las principales causas de degradación de tierras. Las estimaciones de erosión son fundamentales para la optimización de estrategias de conservación de suelos. Por eso estudiamos la susceptibilidad a la erosión hídrica y sus factores predisponentes en una cuenca de la región árida de la Patagonia norte, con el modelo USLE (siglas en inglés para Ecuación Universal de Pérdida de Suelo). Empleamos herramientas de teledetección, SIG, y análisis de componentes principales para evaluar el escenario promedio de pérdida de suelo. Además, evaluamos los cambios en la erosión estimada bajo tres escenarios posibles de acuerdo a modificaciones en la cobertura y la intervención sobre los humedales. La tasa estimada de pérdida de suelo por erosión hídrica promedió 27 t ha^{-1} $año^{-1}$ con distintos grados de afectación en el área. Éstos resultados fueron convergentes con la cantidad de sedimentos en suspensión colectados en tres arroyos de la cuenca. El factor que depende de la pendiente del terreno fue el que mostró el mayor control sobre la variabilidad de la erosión hídrica. Entre los escenarios planteados, las mayores diferencias con respecto a la situación promedio correspondieron a cambios en la erosividad en las precipitaciones más que a cambios en la cobertura o intervenciones en mallines. La extensión espacial del análisis fue posible gracias a la combinación de las herramientas empleadas y brinda un contexto acorde a la complejidad de los procesos ecológicos. Los resultados de este trabajo ponen de manifiesto la existencia de áreas sensibles a la erosión hídrica y permiten establecer prioridades y/o alcances de las decisiones para el cuidado de los recursos naturales en zonas áridas como esta porción de la Patagonia.

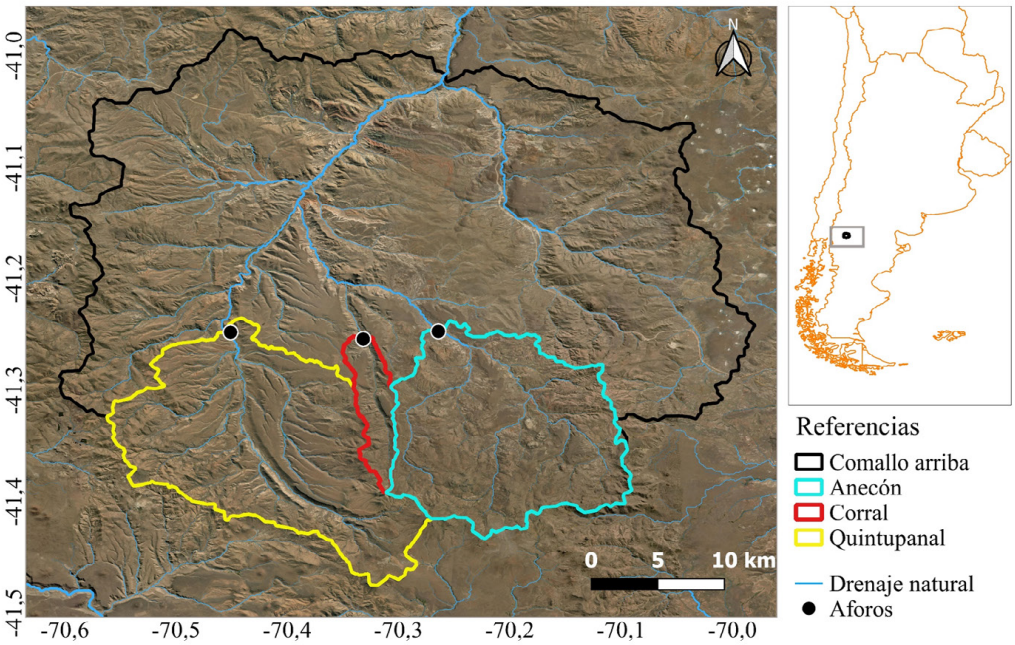
Palabras clave: erosión hídrica; USLE; pérdida de suelo; Patagonia árida; variabilidad espacial; sedimentos.

Abstract

Erosion estimates are essential for optimizing soil conservation strategies. Water erosion is one of the main causes of land degradation. Our aim is to study the susceptibility to water erosion and its driving factors of a watershed in the arid northern Patagonia region, using the USLE model (Universal Soil Loss Equation). Remote sensing, GIS and principal component analysis tools have been used to evaluate the average soil loss scenario. In addition, we have also tested soil erosion changes in three possible scenarios according to coverage modifications and

et al., 2004). La forma de uso de la tierra es el pastoreo, principalmente por ganadería de cría ovina y bovina extensiva (Gaitán, 2017). En el punto de cierre del área de estudio se ubica la localidad de Comallo con 1.497 habitantes y tendencia creciente de la población (Instituto Nacional de Estadística y Censos [INDEC], 2023).

Figura 1. Cuenca alta del arroyo Comallo y subcuencas de la cabecera (panel izquierdo) con su ubicación en Argentina (panel derecho)



Elaboración propia

El relieve de la zona incluye sierras y colinas, mesetas basálticas, mesetas sedimentarias, peniplanicies y bajos (Ayesa et al., 1995). La mayoría de los suelos presenta un horizonte superficial arenoso o franco-arenoso de escaso desarrollo y están caracterizados por un fuerte déficit hídrico anual, de 6-8 meses. En cambio, en las llanuras aluviales de los principales arroyos y en los humedales existen suelos desarrollados en un ambiente hidromórfico, con abundante materia orgánica superficial y una napa de agua oscilante subsuperficial (0-2 m) (Gaitán et al., 2004).

Los pastizales que dominan en Patagonia son las estepas arbustivo-graminosas y estepas arbustivas. Tienen una cobertura vegetal aproximada de 30-50 % donde los principales elementos florísticos son: *Mulinum spinosum*, *Senecio filaginoides* y *Nassauvia axilaris* entre los arbustos, y *Pappostipa* ssp., *Jarava* ssp, *Festuca argentina* y *Poa ligularis* entre los pastos (León et al., 1998; Gaitán, 2017). La cobertura de hierbas anuales en el área de estudio no supera el 1 % y la de material senescente y muerto en pie varía entre 4 y 11 %, según lecturas de sitios del sistema de Monitoreo Ambiental para Regiones Áridas y Semiáridas MARAS (Oliva et al., 2020). Los mallines son praderas húmedas sobre los suelos azonales, en las partes bajas del paisaje, cubiertas por juncáceas, ciperáceas y gramíneas. La productividad de los mallines es de 5 a 20 veces superior a la de la estepa circundante, su contribución a la producción forrajera puede ir del 10 al 50 % (Buono et al., 2010), por lo cual son muy valorados en los sistemas ganaderos (Villagra et al., 2013), y son la principal reserva de carbono orgánico del suelo en la Patagonia árida (Histosoles; Enriquez et al., 2020).

2.2. Susceptibilidad a erosión hídrica

2.2.1. Modelo de estimación de pérdida de suelo por erosión hídrica

Utilizamos el modelo USLE que estima la pérdida de suelo (A) como producto de cinco factores (Ecuación 1). Para cada uno de los factores obtuvimos una capa ráster en base a datos georreferenciados compilados con el software libre QGIS (Qgis.org, 2021).

$$A = R * K * L S * C * P \qquad \text{(Ecuación 1)}$$

A: pérdida de suelo promedio anual (t ha^{-1} $año^{-1}$)
R: erosividad de las lluvias (MJ mm ha^{-1} $año^{-1}$)

K: erodabilidad del suelo ($t.MJ^{-1}.mm^{-1}$)
LS: factor topográfico de longitud y gradiente de pendiente (adimensional)
C: cobertura/uso de la tierra (adimensional)
P: prácticas de conservación de suelo (adimensional)

2.2.2. Generación de rasters de los factores y resultado del modelo

El factor R, que representa la erosividad de las lluvias, se obtuvo por las Ecuaciones 2 y 3 (Arnoldus, 1977) en forma puntual con los datos históricos de las estaciones pluviométricas de Comallo (-41,11; -70,38), Pilcañeu (-41,15; -70,68), Las Bayas (-41,46; -70,67), Río Chico (-41,71; -70,48), Corralito (-40,72; -70,71) y Maquinchao (-41,25; -68,70).

$$R = 0{,}264\, F^{1.5} * 1{,}735 \qquad \text{(Ecuación 2)}$$

Con *F* calculado de la forma:

$$F = \sum_{i=1}^{12} \mathrm{pi}^2 \Big/ P \qquad \text{(Ecuación 3)}$$

pi = precipitación mensual en mm
P = precipitación anual en mm

Los valores puntuales de R se interpolaron en SAGA (Conrad, 2006) con el método Thin Plate Splines (Mitas & Mitasova, 1999), seleccionado por la baja densidad de puntos disponibles. Así generamos un ráster con píxeles de 100 m de resolución del factor R promedio para el período 1965-2019.

El factor K, de erodabilidad del suelo, se determinó por el nomograma de Wischmeier y Smith (1978) que contempla la textura, el porcentaje de materia orgánica y la permeabilidad de los suelos. Los valores para esos atributos del suelo se obtuvieron de la caracterización de los suelos dominantes de las unidades cartográficas del área identificadas por Godagnone y Bran (2009) y López et al. (2005) y georreferenciadas por el Laboratorio de Teledetección del INTA EEA Bariloche (Tabla 1). Las características del suelo de mallín para esta zona fueron brindadas por el laboratorio de suelos EEA Bariloche INTA. En el período de tiempo analizado, asumimos valores de K constantes.

Tabla 1. Unidades de suelo en la cuenca alta del Comallo con las características que definen su erodabilidad

Unidad cartográfica	Clasificación de Suelo (dominante)	A_{fina} + limo (%)	A (%)	% MO	Permeabilidad	K
UC 20 y 23	Haplargide lítico xérico, grueso	34	67	0,96	Moderada	0,14
UC 19	Haplargide típico/xerortente litico grueso	54,5	44	0,38	Moderada a rápida	0,25
UC 50	Haplargide lítico xérico, grueso	28	78	0,5	Moderada a rápida	0,2
UC 14	Haploxerol éntico	34,15	71	0,54	Rápida	0,18
MALLINES	Endoacuol cumúlico	70	30	6	Lenta a moderada	0,39

UC: Unidad cartográfica; A: Arena; MO: Materia Orgánica; K: erodabilidad
Fuente: Godagnone & Bran (2009), López et al. (2005). Elaboración propia

Los factores L y S, referidos al largo y gradiente de la pendiente, se generaron con la Ecuación 4 (Moore et al., 1991) en el software SAGA a partir del modelo digital de elevación SRTM V3 (Shuttle Radar Topography Mission) (Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio [NASA], 2013), de alrededor de 30 m de resolución espacial, adquirido del sitio web de libre acceso earthexplorer.usgs.gov. En el período analizado, supusimos valores de LS constantes.

$$LS = 1{,}4\,(As)^{0{,}4}/22{,}13 * (sin\beta)^{1{,}3}/\ 0{,}0896 \qquad \text{(Ecuación 4)}$$

Donde:

As = Área de contribución específica (m^2), referida al área de aporte hasta cada punto en la pendiente
β = Ángulo de la pendiente (radianes)

El factor C, que disminuye a medida que aumenta la cobertura, se estimó en base al NDVI, considerado un índice espectral válido para estudios de la cobertura vegetal en pastizales naturales de Patagonia (Paruelo

& Golluscio, 1994; Gaitán et al., 2013). Las estepas arbustivas y arbustivo-graminosas que dominan el área presentan NDVI máximos en noviembre-diciembre y tienen pequeña variación entre años (Paruelo et al., 2004; Bandieri et al., 2020). Por ese motivo utilizamos los máximos NDVI de cada año, procurando capturar el pico de actividad fotosintética del pastizal natural y aumentar la representación de la cobertura vegetal total (Duncan et al., 1993; Senay & Elliot, 2002). La fuente de datos fue el producto NDVI de Landsat 8, de 2015 a 2019, con resolución espacial de 30 m x 30 m, obtenido de Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017). Así, calculamos los valores del factor C mediante la Ecuación 5 (Van der Knijff et al., 1999), la que ha mostrado resultados aceptables en otros estudios (Van der Knijff et al., 2000; Alexakis et al., 2013; Yohannes et al., 2021), con α= 4 y β=1, para cada año.

$$C = e^{\left[-\alpha \frac{NDVI}{\beta - NDVI}\right]} \qquad \text{(Ecuación 5)}$$

Para el factor P, que representa a las prácticas de conservación, se presentan dos valores alternativos: se designó con un valor de 0,8 a los mallines con obras para manejo del agua de escurrimiento y con 1 a toda la superficie restante, sin prácticas de manejo. Esas áreas se delimitaron en base a informes de obras provistos por los propietarios de los establecimientos en la cuenca, interpretación visual de imágenes de alta resolución espacial y trazado de polígonos en forma manual. El valor de 0,8 contempla ambientes de lluvias estacionales y pendiente menor a 15 % (FAO, 1980; Morgan, 2005).

Una vez elaborados los rasters con los cinco factores del modelo, todos llevados a resolución de 30 m, estimamos la tasa de pérdida de suelo de la cuenca. En primer lugar, obtuvimos la pérdida de suelo por erosión hídrica potencial (Apot) como producto de los factores R, K y LS. Luego, con el producto de Apot por los factores C y P obtuvimos la pérdida de suelo por erosión hídrica actual (A) promedio.

2.2.3. Análisis de los factores y el resultado del modelo

Para analizar la relación entre las seis variables: A, R, K, LS, C, P, y comprender cuáles se asocian en mayor medida a la variabilidad de la pérdida de suelo estimada se realizó un ordenamiento por el método de componentes principales (McGarigal et al., 2000). El análisis incluyó a todos los píxeles de la cuenca con el valor correspondiente a las seis variables y se realizó en R con las librerías Raster (Hijmans et al., 2015) y FactoMineR (Husson et al., 2016). Para facilitar la interpretación se graficó el valor de A (pérdida de suelo estimada) en función de cada uno de los cinco factores del modelo.

2.3. Variación de la USLE en el tiempo: planteo de escenarios

Complementario a lo anterior, empleamos la USLE para estimar la pérdida de suelo en tres escenarios para la cuenca alta del Comallo: [1] Menor protección por cobertura vegetal, [2] Mayor protección por cobertura vegetal y [3] Prácticas de conservación de suelos extendidas a todos los mallines del área. El factor C, referido a la cobertura, fue diferente en cada uno de los primeros dos escenarios, pero también lo fue el factor R, contemplando que las condiciones de crecimiento de la cobertura vegetal dependen, en parte, de las precipitaciones de cada año (Fabricante et al., 2009). El factor P fue el único que se modificó en el escenario [3]. Por su parte, los factores LS y K que se supusieron constantes en el tiempo abordado en este trabajo, propios de la historia de formación de los paisajes y suelos de la cuenca. Los escenarios de menor y de mayor efecto protector de la cobertura vegetal se identificaron a partir del cálculo del factor C con la Ecuación 5 usando el $NDVI_{máximo}$ de NOAA-AVHRR para el período 1981 a 2018. De esta serie obtuvimos los promedios, máximos, mínimos y el coeficiente de variación temporal. En función de ese análisis seleccionamos el año 2013 para el escenario [1] de menor protección por baja cobertura, con mayores valores del factor C. En el otro extremo, el año 2018 fue seleccionado para el escenario [2] de mayor cobertura vegetal, con valores menores de C. Identificados esos dos años, y sacando provecho de la disponibilidad de imágenes de mayor detalle espacial, calculamos nuevamente el factor C con los productos de Landsat 8 para lograr un raster del factor C_{2013} y otro ráster del C_{2018}, ambos de 30 m x 30 m. Dado que el factor R también cambia según la distribución intra-anual de las precipitaciones, para cada uno de los escenarios de menor y mayor cobertura se generó el ráster del factor R_{2013} y R_{2018} con las Ecuaciones 2 y 3 en base a los datos correspondientes de las estaciones citadas anteriormente. En el caso del escenario [3] se empleó el R promedio histórico calculado en la sección 2.2. Por otra parte, en el escenario [3] de prácticas de conservación extendidas a todos los mallines aptos, tal aptitud para obras de restauración y conservación de suelo se definió de acuerdo con la cartografía de López et al. (2005) considerando adecuadas para esta práctica a todas las áreas descriptas como mallín muy húmedo, mallín húmedo y mallín subhúmedo.

Cada ráster de pérdida de suelo estimada (A) en t ha^{-1} año^{-1}, se reclasificó en QGIS siguiendo la escala de FAO (1980) de la forma: “Leve” hasta 10 t ha^{-1} año^{-1}, “Moderada” hasta 50 t ha^{-1} año^{-1}, “Alta” hasta 200 t ha^{-1} año^{-1} y “Muy alta” cuando supera 200 t ha^{-1} año^{-1}. La proporción de superficie afectada por esas clases de erosión se informa como indicador de la sensibilidad del modelo a los cambios planteados en cada escenario.

2.4. Sedimentos en suspensión

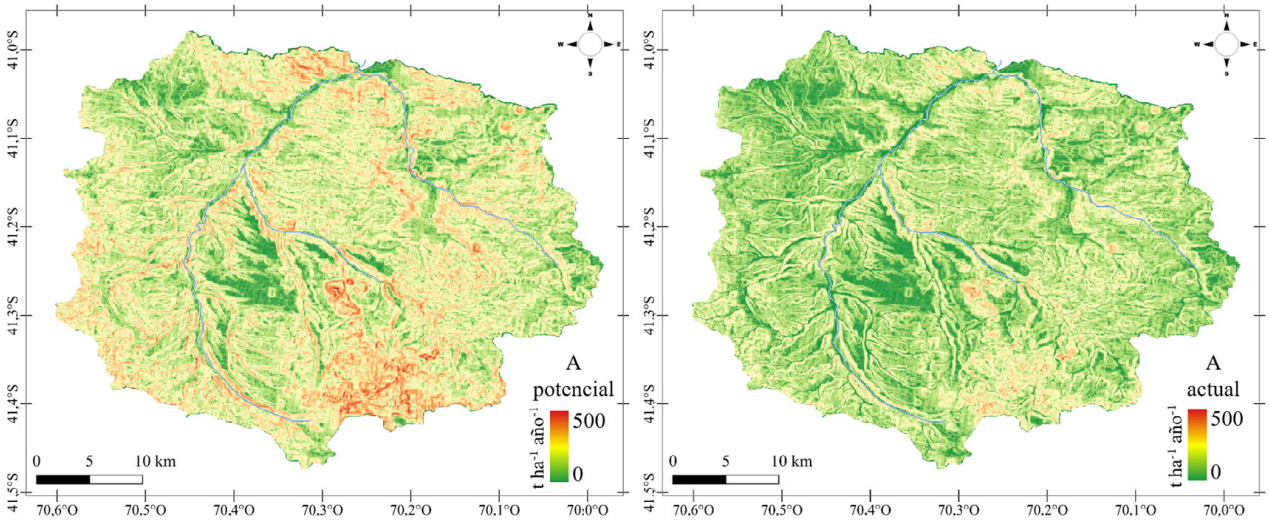
A fin de cotejar las salidas del modelo USLE con información de campo, se realizó un muestreo de sedimentos en suspensión durante 2018 y 2019 en los puntos de salida de tres sub-cuencas en las nacientes del Comallo: Quintupanal (41,24ºS; 70,46°O) con una superficie de 32.300 ha, Corral (41,24ºS; 70,33°O) con 3.500 ha y Anecón (41,24ºS; 70,27ºO) con 27.800 ha (ver Figura 1). Se emplearon colectores de sedimentos en suspensión (Phillips et al., 2000) por duplicado en cada cauce desde julio hasta diciembre de ambos años, ya que en ese período se estimaba incluir el máximo caudal. Los colectores fueron construidos con tubos de PVC de 110 mm x 1 m de largo, con un orificio de entrada y otro de salida de 4 mm de diámetro dados por caños de 15 cm de largo, de modo que la alteración del régimen de flujo producido por el cambio de sección al ingreso permite la sedimentación de las partículas transportadas. Luego de la temporada de crecida de los arroyos, el contenido de cada tubo se llevó a estufa y se obtuvo el peso seco de las muestras. Para los dos años muestreados, 2018 y 2019, repetimos la aplicación de la USLE (Ecuación 1), ahora con los factores C y R correspondientes a estos años para obtener la pérdida de suelo por erosión hídrica actual A (t ha^{-1} año^{-1}) de cada sub-cuenca. Es importante aclarar, que los sedimentos capturados en cada cauce contribuyen a la interpretación del proceso de transporte de material, pero no pretende estar vinculado directamente en forma numérica a la tasa de erosión de suelos estimada en la cuenca de aporte (Ares et al., 2014) ya que intervienen distintos factores en ambos procesos. Más allá de esa limitación, se evaluó la relación entre la erosión hídrica actual estimada y la cantidad de sedimentos (g/colector) en cada uno de los tres cauces mediante un análisis de correlación.

3. Resultados

3.1. Estimación de la susceptibilidad a erosión hídrica

El modelo USLE estimó una pérdida de suelo por erosión hídrica (A) importante para la cuenca alta del arroyo Comallo, a pesar de encontrarse en una zona árida con alrededor de 200 mm de precipitación anual. La estimación de pérdida de suelo potencial en la cuenca resultó en un promedio de 58 t ha^{-1} año^{-1}, correspondiente a la clase Alta de la escala de FAO. Por otra parte, la pérdida de suelo actual , que incorpora los factores de cobertura de suelo y prácticas de manejo resultó en 27 t ha^{-1} año^{-1} (Figura 2), correspondiente a la clase Moderada. Los mayores valores de pérdida de suelo, tanto actual como potencial, se ubicaron en el sudeste de la cuenca y los mínimos en los valles y planicies de toda el área de la cuenca.

Figura 2. Pérdida de suelo potencial y actual t h añen la cuenca alta del arroyo Comallo

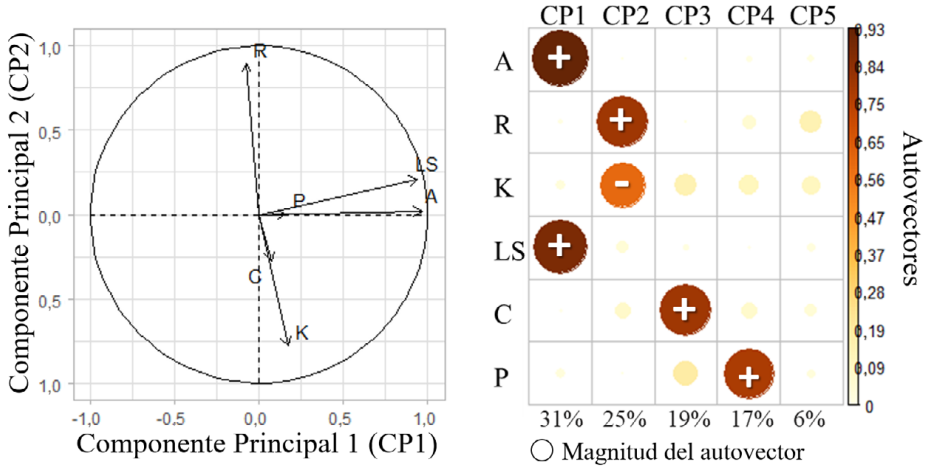


Elaboración propia

Los factores que predisponen a la erosión hídrica presentaron variabilidad espacial dentro de la cuenca alta del Comallo (Figura 6). La erodabilidad del suelo, K, varió entre 0,14 y 0,39, y presentó valores mínimos en prácticamente toda la mitad oeste de la cuenca (49 % de la superficie) donde dominan suelos de texturas gruesas. La mayoría de la mitad restante (46 %) correspondió al valor 0,25, mientras que los valores máximos (0,39) se ubicaron en las líneas de drenaje natural, cubriendo el 3 % de la cuenca, con suelos de texturas finas, drenaje lento y mayor contenido de materia orgánica. El factor LS varió entre 0 y 18 en función de los distintos relieves, con un promedio de 2.4 correspondiente a topografías plano-onduladas, y sus máximos se ubicaron en las sierras del sudeste y en las laderas de toda la cuenca. La erosividad de las precipitaciones, R, promedio para la cuenca fue de 127 MJ mm ha^{-1} $año^{-1}$, con valores históricos entre 117 y 217 MJ mm ha^{-1} $año^{-1}$. El factor C fue en promedio de 0,3, con mínimos cercanos a cero en los mallines del oeste de la cuenca y con máximos cercanos a 0,8 en los caminos sobre el noreste de la cuenca y en los afloramientos rocosos dominantes al este. El factor de prácticas de conservación de suelo, P, con valor de 0,8 se ubicó en algunos mallines en el sur y oeste de la cuenca, con un total de 0,4 % del área, mientras en la gran mayoría de la superficie no se reconocieron prácticas de conservación (Figura 6).

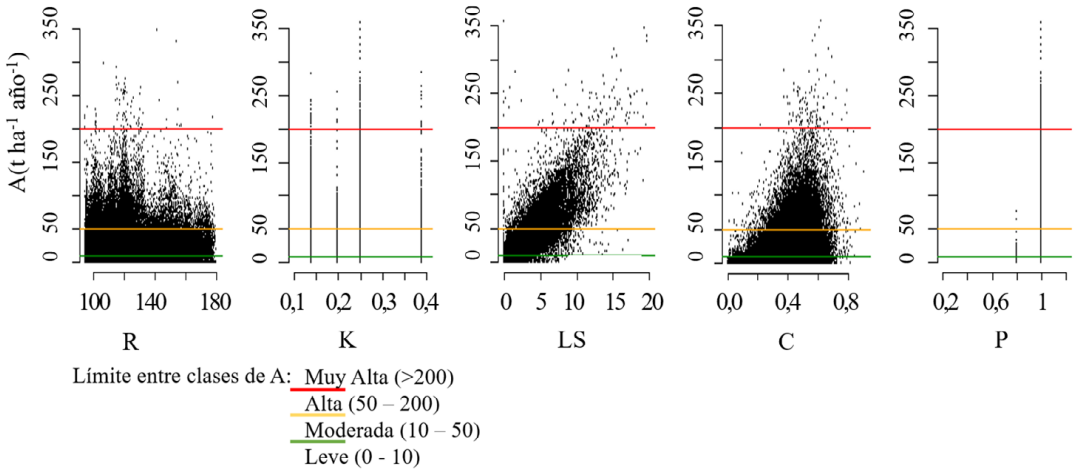
La variación del factor de longitud y gradiente de la pendiente (LS) fue la más relacionada a la de la tasa de pérdida de suelo en el análisis local de la cuenca (pixel a pixel). Esto resulta del ordenamiento donde los primeros dos componentes mostraron una variación en la misma dirección entre A y LS (CP1) y una variación de R opuesta al factor K (CP2) (Figura 3). Estos primeros dos ejes representan el 57 % de la variancia total y sigue el componente 3, con 19 % de variancia, en cuya variación hay gran participación del factor C.

Figura 3. Resultados del análisis de componentes principales para todos los píxeles con las 6 variables: A, R, K, LS, C y P



Elaboración propia

Figura 4. Relación entre la pérdida de suelos actual (A) de cada pixel con cada uno de los factores del modelo USLE en la cuenca alta del Comallo



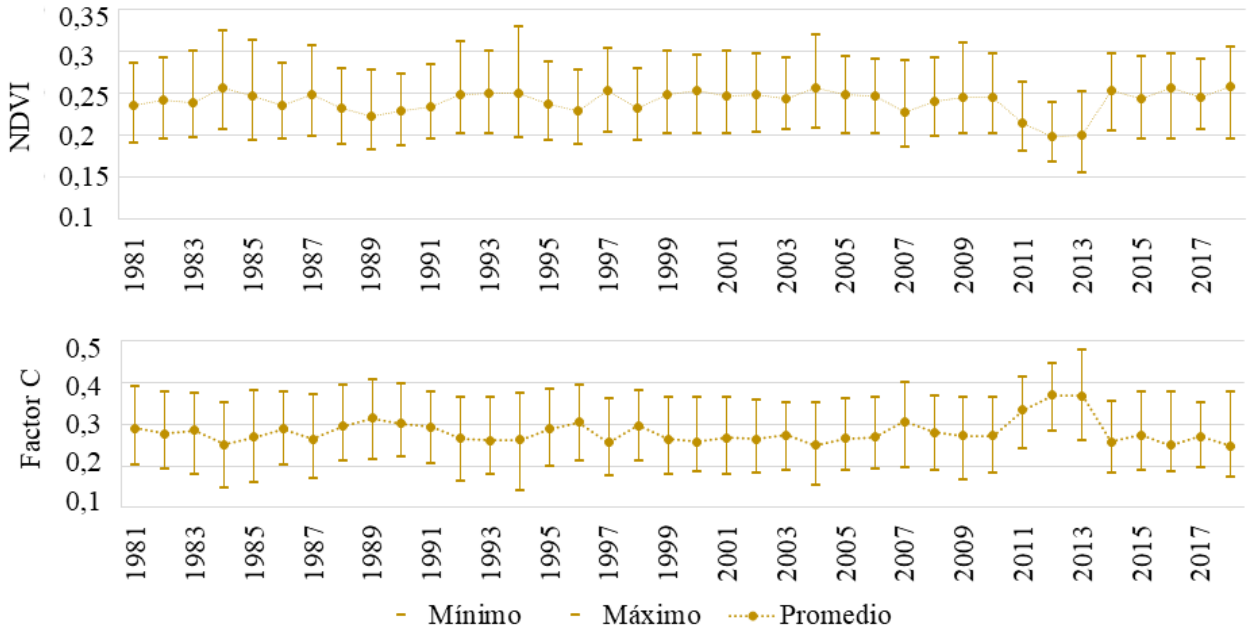
Elaboración propia

Para resumir, encontramos rangos de algunos factores que siempre se vinculan a cierta clase de erosión. Por ejemplo, valores menores a 5 del factor LS, de la pendiente, se corresponden con tasas de pérdida de suelo Leve, Moderada o Alta dependiendo de la erosividad de las precipitaciones. En el otro extremo, cuando el factor LS supera 14 unidades entonces la pérdida de suelos resulta Moderada, Alta o Muy alta. Para el factor C, si bien no hay una relación tan marcada como con LS, cuando C toma valores bajos, entre 0 y 0,15, la erosión hídrica actual es casi exclusivamente Moderada o Leve. Para los P de 0,8 no hay pérdida de suelo Muy alta. Los factores R y K cubren en todo su espectro las distintas clases de la estimación (Figura 4).

3.2. Variación de la USLE en el tiempo: planteo de escenarios

En la búsqueda de años contrastantes para el NDVI como estimador de la cobertura vegetal, se encontraron valores de NDVI alrededor de 0,25, con una variación menor al 10 % del promedio para 36 de los 38 años de la serie (Figura 5). La excepción fueron los años 2011, 2012 y 2013 que manifestaron una caída en el NDVI producto de la deposición de cenizas volcánicas del evento eruptivo Caulle-Puyehue (Ferreiro et al., 2020), y por lo tanto un factor C entre 20 y 30 % mayor al promedio. De esta manera, como ya se mencionó, se seleccionaron los años 2013 y 2018, por tener el mayor y menor factor C, respectivamente.

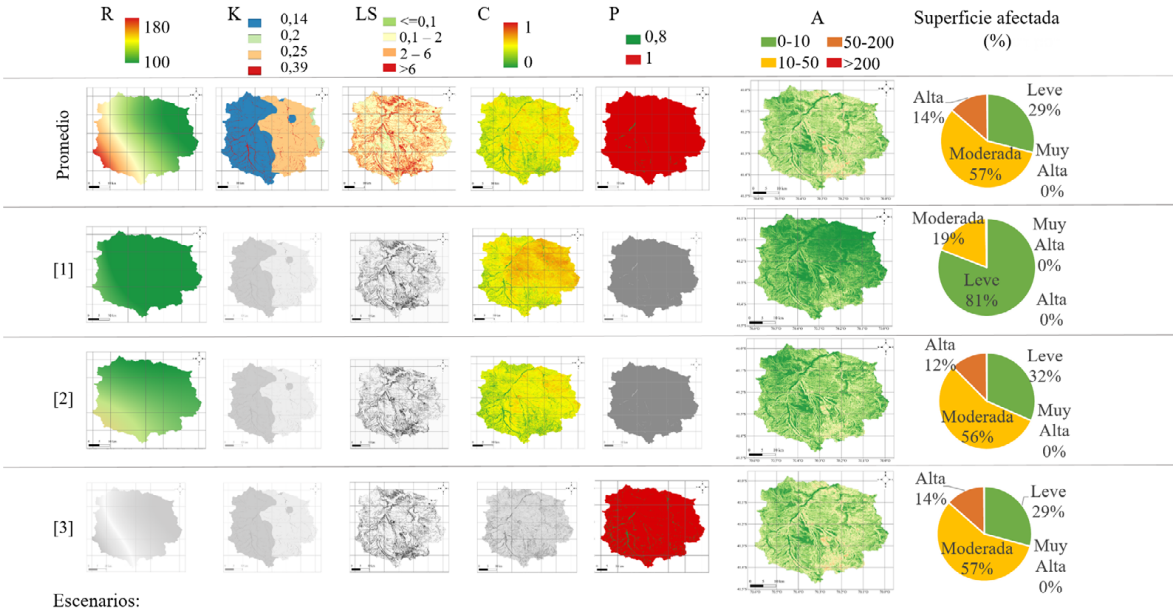
Figura 5. Evolución de los valores de NDVI y factor C, mínimo, máximo y promedio por año para la cuenca alta del Comallo de 1981 a 2018



Elaboración propia

La pérdida de suelo actual promedio de la cuenca alta del Comallo resultó mayormente Moderada (57 % de la superficie), luego Leve (29 %) y en menor medida Alta (14 %) (Figura 6). La aplicación de la USLE en los escenarios [1] Menor protección por cobertura vegetal y [2] Mayor protección por cobertura vegetal resultó diferente en pérdida de suelo respecto al Promedio. En cambio, no hubo diferencias entre el Promedio y el escenario [3] Prácticas de conservación de suelos extendidas a todos los mallines del área. En el escenario [1] el factor C fue superior al promedio (C2013= 0,37 promedio para la cuenca) mientras que el factor R disminuyó respecto al promedio. Esta combinación resultó en menor pérdida de suelos estimada para el área con un 81 % de la superficie en la clase de erosión Leve y 19 % Moderada. En el escenario [2] el factor C tomó valores menores (C2018= 0,24 promedio para la cuenca) y el factor R es mayor al de 2013, consecuentemente la proporción de superficie afectada por la clase de pérdida de suelos Moderada y Alta es mayor (56 y 12 % respectivamente), al tiempo que disminuye la Leve (32 %). En el escenario [3], la simulación de aumento del área de mallines con prácticas de conservación elevó a 3 % la proporción de superficie con factor P=0,8 que en el Promedio era de 0,4 %. Sin embargo, eso no modificó la proporción de clases de pérdida de suelos del Promedio a escala de cuenca (Figura 6).

Figura 6. Distribución espacial y proporción de la superficie afectada por clase de pérdida de suelo actual (A) como resultado del Promedio de los 5 factores (R, K, LS, C, P) y de tres escenarios: [1], [2], [3]



Escenarios:
[1] Menor protección por cobertura vegetal (año 2013)
[2] Mayor protección por cobertura vegetal (año 2018)
[3] Prácticas de conservación de suelos extendida a todos los mallines de la cuenca
*En cada escenario aparecen coloreados los factores que se modifican y en escala de grises los que se mantienen iguales al promedio

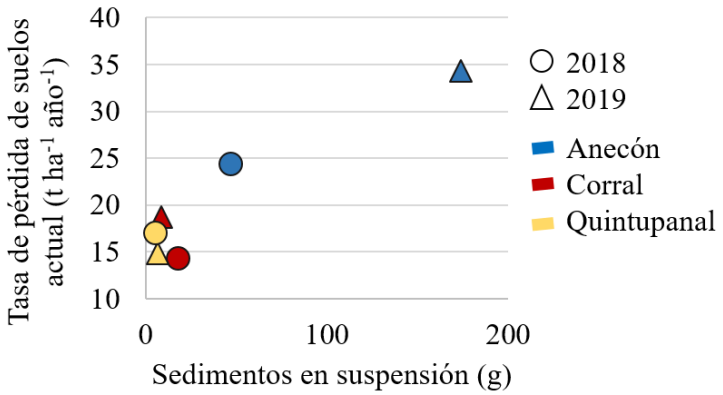
Elaboración propia

3.3. Sedimentos en suspensión

Para poder comparar los sedimentos en suspensión recolectados con la tasa de erosión estimada, se estimó nuevamente la pérdida de suelo para 2018 y 2019. En promedio para la cuenca alta del Comallo la tasa de pérdida de suelo para toda la cuenca fue de 23 t ha^{-1} año^{-1} en 2018 y de 43 t ha^{-1} año^{-1} en 2019, en función de un factor C que promedió 0,69 y 0,73, y un factor R que promedió 77 y 114 MJ mm ha^{-1} año^{-1}, respectivamente. En concordancia con estas estimaciones, en el año 2019 se colectaron más sedimentos que en 2018.

Al confrontar los datos de las cantidades de sedimentos de los tres cauces con la estimación de la USLE por subcuenca, encontramos que a mayor tasa de pérdida de suelo estimada mayor cantidad de sedimentos en el cauce (r = 0,94). Las nacientes orientales del arroyo Comallo coinciden con la subcuenca Anecón cuya área de aporte presentó un promedio de pérdida de suelo de 24 y 34 t ha^{-1} año^{-1} para 2018 y 2019 respectivamente. En ese cauce los sedimentos en suspensión superaron en más de 10 veces a los del sudoeste. En las áreas de aporte del arroyo Quintupanal y del Corral predominan las clases Moderada y Leve con promedios de pérdida de suelo inferior a 20 t ha^{-1} año^{-1} en los dos años y los sedimentos en suspensión sumaron entre 5 y 20 g/colector (Figura 7).

Figura 7. Sedimentos en suspensión colectados en tres cauces de las nacientes del Comallo en relación a la Tasa de pérdida de suelos actual promedio para cada área de aporte



Elaboración propia

4. Discusión

La erosión hídrica es un proceso de degradación del suelo que alcanza regiones áridas de la Patagonia con distintos niveles de severidad de acuerdo a componentes del medio físico como la pendiente del terreno, la cantidad e intensidad de la lluvia y la erodabilidad, y también a las prácticas de manejo de la tierra que afectan a la cobertura de la superficie. En la cuenca estudiada, la estimación con el modelo USLE resultó en una tasa de pérdida de suelo mayormente Moderada (entre 10 y 50 t ha^{-1} $año^{-1}$), con mínimos cercanos a 0 y máximos del orden de 500 t ha^{-1} $año^{-1}$ (Figura 3). En estudios globales anteriores se ha estimado para las zonas áridas de Argentina de 5-10 t ha^{-1} $año^{-1}$ (Borrelli et al., 2021) hasta 25-80 t ha^{-1} $año^{-1}$ (Li & Fang, 2016). Para la zona de estudio, el mapa nacional de pérdida de suelo por erosión hídrica estimó entre 2 y más de 30 t ha^{-1} $año^{-1}$ (Gaitán et al., 2017).

Dado que USLE es un modelo paramétrico multiplicativo, hay una relación directamente proporcional entre la variación de la magnitud de cada factor y el resultado de la estimación de pérdida de suelo. Además, las escalas espacial y temporal de análisis condicionan el resultado de la misma (Palacio et al., 2014; García-Ruiz et al., 2017; Morgan, 2005). La configuración espacial de los factores predisponentes en esta cuenca mostró que la topografía ejerce el mayor control sobre la variabilidad de la erosión hídrica magnificando o reduciendo el poder erosivo de las lluvias, que es el factor desencadenante (Figura 3). Ante un evento de precipitación erosiva mediado por la pendiente, las características del suelo que reducen su erodabilidad constituyen la principal barrera a la erosión, seguida por la cobertura vegetal (Figuras 3 y 4).

El largo y gradiente de la pendiente y la erodabilidad del suelo son resultado de largos procesos de desarrollo geomorfológico y edáfico, y modificarlas activamente en toda la cuenca y en el corto plazo sería difícil y costoso. Sin embargo, la implementación planificada de construcciones que disminuyen el factor pendiente al aumentar la tortuosidad y la rugosidad de la superficie, con flujos de agua más lentos, ha mostrado ser efectivo en otras regiones áridas del mundo (Bruins et al., 1986; Rango et al., 2006; Jahantigh & Pessarakli, 2009). Las obras de redistribución de agua en mallines cumplen una función similar en cuanto al aumento de la permanencia del agua en la cuenca, pero de acuerdo a las estimaciones realizadas en este trabajo, aún si se extendiera a los mallines de toda la cuenca, no se modificaría la proporción de las tasas de erosión más graves (Figura 6). Esto último permitiría suponer que, a escala de cuenca, los esfuerzos concentrados sólo en prácticas sobre los mallines tienen menor impacto que el que generarían acciones enfocadas en el mantenimiento o recuperación de la cobertura total a través del manejo del pastizal natural a escala de establecimientos. Más allá del alcance de la práctica, la implementación de las obras mencionadas en mallines ha mostrado resultados favorables a la escala local (Curcio et al., 2023).

Los cambios en los factores C y R de los escenarios planteados tuvieron el mismo efecto sobre la USLE que para otras zonas de baja precipitación, donde la pérdida de suelo y el escurrimiento aumentan más en relación al porcentaje de aumento de precipitaciones y su intensidad que por el cambio porcentual en la cobertura del suelo (Nearing et al., 2005). Estas relaciones quedaron en evidencia al comparar los escenarios de 2013 y 2018 (Figura 6) donde la cobertura vegetal inferior al promedio coincide con menor erosividad de las lluvias y genera menor tasa de pérdida de suelos en el escenario [1] que en el [2], este último con mayor cobertura, pero también mayor erosividad. La misma situación se corroboró en el año 2019 con la mayor tasa de erosión estimada y mayor cantidad de sedimentos en suspensión en dos de los tres cauces (Figura 7). Por otro lado, si bien mayores precipitaciones brindarían condiciones propicias para el crecimiento de la vegetación en estos sistemas áridos, la recuperación de la estructura del pastizal natural requiere de mayor esfuerzo cuanto mayor es su estado de deterioro (Ayesa et al., 1995; López et al., 2013).

Los cambios en la cobertura del pastizal, introducidos por el inadecuado manejo del pastoreo o causas ambientales como la caída de cenizas y sequías intensas y/o prolongadas, tienen efectos extendidos en el espacio y son convergentes en el aumento de la degradación del suelo en Patagonia (Chartier & Rostagno, 2006; Gaitán et al., 2009; Yu et al., 2022). En el área de estudio la caída generalizada de cenizas provocó la disminución del NDVI durante 2011, 2012 y 2013, con la deposición de material fácilmente erodable que contribuyó a la generación de eventos impactantes de erosión hídrica (Becker et al., 2012). Para prevenir o revertir el estado de deterioro de los pastizales naturales, podrían adoptarse medidas como la evaluación y planificación de uso (Siffredi et al., 2015; Andrade et al., 2015; SAyDS, 2018), el manejo controlado del pastoreo (Rodriguez & Jacobo, 2012) y la restauración por diseño hidrológico (Rango et al., 2006). Aunque la Constitución Nacional establece que el dominio y las decisiones de uso de los recursos naturales, incluidos el agua y el suelo, son potestad de las Provincias, la actual implementación de estrategias de restauración y conservación están mayormente restringidas por las realidades económicas de los gestores de los ecosistemas de pastizales naturales que en su mayoría son productores familiares (Thurow, 2000; Tittonell et

al., 2021). Es claro el desacople entre la escala de toma de decisiones sobre el uso de la tierra y la escala de impacto que puede generar la ausencia de prácticas de manejo adecuadas.

La estimación de las tasas de pérdida de suelo anual en este estudio brinda un panorama de relaciones entre las variables involucradas y permite esquematizar el proceso, pero enmascara ciertos eventos de corta duración, concentrados en el espacio y de gran impacto como las tormentas ocurridas en 2012 (Agencia de Noticias Bariloche [ANB], 2012; Becker et al., 2012). En otros lugares del mundo se ha demostrado que ha habido cambios en la cantidad e intensidad de las precipitaciones (Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2023), con efectos en la generación de escurrimientos y erosión de suelo (Nearing et al., 2005). En la región de este estudio hay escasos antecedentes para afirmar las tendencias globales sobre un aumento en la intensidad de las precipitaciones (Aramayo et al., 2022). Mejorar el conocimiento de este parámetro en la región permitiría dimensionar cuál es el impacto que debe amortiguar la cuenca (Colombani et al., 2017).

Es interesante notar que las áreas más afectadas por tasas de pérdida de suelo severas también resultaron las mayores exportadoras de sedimentos en suspensión Es decir que, aunque la relación entre ambos procesos no es directa, ambas aproximaciones aportan a la descripción del proceso con resultados en el mismo sentido. El modelo USLE y sus derivados (RUSLE, MUSLE, HUSLE) estiman la tasa de erosión y, si bien no pueden representar el transporte de sedimentos que alcanza los cauces en cuencas de superficie similar a la estudiada, varios autores han incorporado este flujo en modelos más complejos como AnnAGNPS (Bingner & Theurer, 2005) o SWAT (Arnold et al., 1998) que explican procesos erosivos y producción de sedimentos (De Vente et al., 2013). En las sub-cuencas de este estudio, la correlación entre la estimación de pérdida de suelo y la cantidad de sedimentos fue elevada a pesar de que en uno de los cauces hubo más sedimentos en el año de menor pérdida estimada (Figura 7). Esa mayor cantidad de material recolectado puede deberse al tránsito de hacienda aguas arriba de los colectores en la temporada de muestreo. Es sabido que la medición de sedimentos a la salida de la cuenca puede subestimar la tasa de erosión en la cuenca debido a la escasa cantidad de material que alcanza el tránsito en los cauces respecto del total producido debido a que operan procesos intermedios como la sedimentación y la erosión concentrada en surcos (Coronato & Del Valle, 1993). Sin embargo, los sedimentos pueden contribuir a interpretar los procesos erosivos que ocurren en una cuenca (De Vente et al., 2013; Ares et al., 2014), dado que la cantidad que llega a los canales depende de la conectividad de los flujos en los paisajes aguas arriba (López Vicente et al., 2015). En conjunto, los resultados de este trabajo ponen de manifiesto la existencia de áreas críticas y permiten establecer prioridades de acción o alcances de las decisiones para el cuidado de los recursos naturales de la región.

5. Conclusiones

La erosión de suelo por acción del agua es una problemática que afecta las tierras áridas de Patagonia. La susceptibilidad a la erosión hídrica y sus factores predisponentes a escala de cuenca se abordaron a partir de la reconstrucción del contexto actual y se plantearon escenarios posibles de acuerdo a modificaciones en la cobertura y la intervención sobre de los recursos naturales. En base a la estimación de la tasa de pérdida de suelo, contrastamos la predicción del modelo USLE con los sedimentos en suspensión colectados en tres arroyos de la cuenca, con resultados convergentes entre ambos.

La escala de cuenca se consideró adecuada para estudiar el problema complejo como la erosión hídrica. La extensión espacial del análisis fue posible gracias a la teledetección y el empleo de modelos como USLE, en entorno SIG con vínculo a softwares estadísticos como R. La combinación de estas herramientas permitió visibilizar, en el corto plazo, problemas complejos y de largo plazo, al tiempo que implicó resignar detalle espacial en algunos parámetros que necesitarían de mayor control de campo como por ejemplo la cobertura y las propiedades del suelo. A pesar de ello, los avances logrados en el conocimiento de la erosión hídrica en esta región nos acercan a la comprensión de procesos complejos en zonas de régimen de precipitación, geoformas y uso de la tierra similares. Este trabajo pretende brindar herramientas para evaluar el mejor aprovechamiento y planificación del uso de los recursos naturales y reducir la vulnerabilidad de las poblaciones locales en el contexto de cambio climático.

Financiación

Este trabajo fue posible gracias al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) por el financiamiento a través del programa de Becas Institucionales Res.N°1061/12, DN1006/2015 y al Proyecto “Aportes a la gestión de recursos hídricos en cuencas del Sistema agroalimentario argentino”.

Agradecimientos

Al laboratorio de Agua y Suelo de INTA - EEA Bariloche, a Fernando Umaña y Fernando Raffo del laboratorio de Teledetección de INTA - EEA Bariloche por facilitar las tareas de búsqueda y procesamiento de imágenes satelitales.

Referencias

Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio (NASA). (2013). *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM).

Agencia de Noticias Bariloche (ANB). (2012, March 9). Tormenta provocó dos muertos y anegamientos. *ANB.* https://www.anbariloche.com.ar/noticias/2012/03/09/26864-tormenta-provoco-dos-muertos-y-anegamientos

Alewell, C., Borelli, P., Meusburger, K., & Panagos, P. (2019). Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. *International soil and water conservation research*, *7*(3), 203-225. https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004

Alexakis, D. D., Hadjimitsis, D. G., & Agapiou, A. (2013). Integrated use of remote sensing, GIS and precipitation data for the assessment of soil erosion rate in the catchment area of "Yialias" in Cyprus. *Atmospheric Research*, 131, 108-124. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2013.02.013

Andrade, M. A., Suarez, D., Peri, P. L., Borrelli, N. P., Ormaechea, S. G., Ferrante, D., Rivera, E., & Sturzenbaum, M. V. (2015). *Desarrollo de un modelo de asignación variable de carga animal en Patagonia Sur*. Fundación CIPAV.

Aramayo, V., Cremona, M. V., Fernández, R. J., & Nosetto, M. D. (2022). Características de las precipitaciones en zonas áridas de la Patagonia Norte, Argentina. *Cuadernos del CURIHAM*, 28. https://doi.org/10.35305/curiham.v28i.180

Ares, M. G., Varni, M., y Chagas, C. (2014). Lluvia, escurrimiento y producción de sedimentos en una microcuenca agrícola bajo siembra directa. *Ciencia del Suelo*, *32*(2), 259-270

Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., & Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, *34*(1), 73-89. https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x

Arnoldus, H. (1977). Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco. *FAO Soils Bulletin,* 34, 39-51.

Ayesa, J., Bran, D., López, C., Cingolani, A., Clayton, S., & Sbriller, D. (1995). Evaluación del estado actual de la desertificación en la transecta Río Negro. INTA EEA-Bariloche. In *Lucha contra la desertificación en la Patagonia. Cooperación Técnica Argentina-Alemana. "Evaluación del estado actual de la desertificación en áreas representativas de la Patagonia: Informe final de la fase I"* (pp 153-178). INTA—GTZ.

Bandieri, L. M., Fernández, R. J., & Bisigato, A. J. (2020). Risks of neglecting phenology when assessing climatic controls of primary production. *Ecosystems*, *23*(1), 164-174. https://doi.org/10.1007/s10021-019-00393-7

Becker, G., Bran, D., Cremona, V., & Acevedo, C. (2012). *Informe sobre la recorrida por sitios afectados por las precipitaciones torrenciales del 8 de marzo de 2012*. INTA EEA Bariloche. 8pp.

Behrends Kraemer, F., Chagas, C. I., Marré, G., Palacín, E. A., & Santanatoglia, O. J. (2013). Desplazamiento de la ganadería por la agricultura en una cuenca de la pampa ondulada: efectos sobre el escurrimiento superficial y erosión hídrica. *Ciencia del suelo*, *31*(1), 83-92.

Bingner, R. L. & Theurer, F. D. (2005). *AnnAGNPS Technical Processes Documentation version 3.2.* USDA.

Boggio, F., Cremona, M. V., Aramayo, M. V., Girardin, L., Raffo, F., Fariña, C. M., & Enriquez, A. S. (2019). *Guía para el curso: "Restauración y mejoramiento de mallines mediante obras de redistribución del agua de escurrimiento"*. Ediciones INTA.

Borrelli, P., Alewell, C., Alvarez, P., Anache, J. A. A., Baartman, J., Ballabio, C., Bezak, N., Biddoccu, M., Cerdà, A., Chalise, D., Chen, S., Chen, W., De Girolamo, A.M., Gessesse, G.D., Deumlich, D., Diodato, N., Efthimiou, N., Erpul, G., Fiener, P., Freppaz, M., Gentile, F., Gericke, A., Haregeweyn, N., Hu, B., Jeanneau, A., Kaffas, K., Kiani-Harchegani, M., Lizaga Villuendas, I., Li, C., Lombardo, L., López-Vicente, M., Esteban Lucas-Borja, E., Märker, M., Matthews, F., Miao, C., Mikoš, M., Modugno, S., Möller, M., Naipal, V., Nearing, M., Owusu, S., Panday, D., Patault, E., Valeriu Patriche, C., Poggio, L., Portes, R., Quijano, L., Reza Rahdari, M., Renima, M., Francesco Ricci, G., Rodrigo-Comino, J., Saia, S., Nazari Samani, A., Schillaci, C., Syrris, V., Soo Kim, H., Noses Spinola, D., Tarso Oliveira, P., Teng, H., Thapa, R., Vantas, K., Vieira, D., Yang, J.E., Yin, S., Antonio Zema, D., Zhao, G., & Panagos, P. (2021). Soil erosion modelling: A global review and statistical analysis. *Science of the total environment*, 780, 146494. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146494

Brooks, K.N., Folliott, P.F., y Magner J.A. (2013). *Hydrology and the management of watersheds* (4th ed). John Wiley & Sons, Inc.

Bruins, H. J., Evenari, M., & Nessler, U. (1986). Rainwater-harvesting agriculture for food production in arid zones: the challenge of the African famine. *Applied Geography*, *6*(1), 13-32. https://doi.org/10.1016/0143-6228(86)90026-3

Buono, G., Oesterheld, M., Nakamatsu, V., & Paruelo, J. M. (2010). Spatial and temporal variation of primary production of Patagonian wet meadows. *Journal of Arid Environments*, *74*(10), 1257-1261. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.05.026

Chartier, M. P. & Rostagno, C. M. (2006). Soil erosion thresholds and alternative states in northeastern Patagonian rangelands. *Rangeland Ecology & Management*, *59*(6), 616-624. https://doi.org/10.2111/06-009R.1

Chartier, M. P. & Rostagno, C. M. (2010). Evaluación del modelo WEPP para predecir la erosión hídrica en pastizales semiáridos del noreste de la Patagonia. *Ciencia del suelo, 28*(1), 91-103.

Colombani, E., Behr, S., & Brandizi, L. (2017). Estimación de precipitaciones extremas a través de GSMAP y aplicación hidrológica a la crecida del arroyo Telsen, Chubut, Patagonia Argentina. *Meteorológica*, *42*(1), 53-66

Conrad, O. (2006). SAGA—program structure and current state of implementation. In J. Böhner, K.R., McCloy, & J. Strobl (Eds.), *SAGA–Analysis and Modelling Applications* (pp. 39-52). Göttinger Geographische Abhandlungen.

Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (UNCCD). (1994). Intergovernmental Negotiating Committee For a Convention to Combat Desertification, Elaboration of an International Convention to Combat Desertification in Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa. U.N. Doc. A/AC.241/27, 33 I.L.M. 1328. United Nations, New York.

Coronato, F. R., & Del Valle, H. F. (1993). Methodological comparison in the estimate of fluvial erosion in an arid closed basin of northeastern Patagonia. *Journal of Arid Environments, 24*(3), 231-239. https://doi.org/10.1006/jare.1993.1021

Cremona, M. V., Enriquez, A. S., Ayesa, J. A., Siffredi, G. L., Aramayo, M. V., Izquierdo, F. C., Velasco V., & Bran, D. E. (2019). Provincia de Río Negro. In R. Casas & F. Damiano (Eds.), *Manual de buenas prácticas de conservación del suelo y del agua en áreas de secano*. Tomo I. Fundación Ciencia, Educación y Cultura.

Curcio, M., Irisarri, G., García Martínez, G., & Oesterheld, M. (2023). Trends of Aboveground Net Primary Productivity of Patagonian Meadows, the Omitted Ecosystem in Desertification Studies. *Remote Sensing*, *15*(10), 2531. https://doi.org/10.3390/rs15102531

Defossé, G. E. & Robberecht, R. (1987). Patagonia, range management at the end of the world. *Rangelands 9*(3), 106-109.

De Vente, J. & Poesen, J. (2005). Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: scale issues and semi-quantitative models. *Earth-Science Reviews*, *71*(1-2), 95-125. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2005.02.002

De Vente, J., Poesen, J., Verstraeten, G., Govers, G., Vanmaercke, M., Van Rompaey, A., Arabkhedri, M., & Boix-Fayos, C. (2013). Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales: where do we stand? *Earth-Science Reviews*, 127, 16-29. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.08.014

D'odorico, P. & Porporato, A. (Eds). (2006). *Dryland Ecohydrology*. Springer. https://doi.org/10.1007/1-4020-4260-4

Duncan, J., Stow, D., Franklin, J., & Hope, A. (1993). Assessing the relationship between spectral vegetation indices and shrub cover in the Jornada Basin, New Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, *14*(18), 3395-3416. https://doi.org/10.1080/01431169308904454

Enriquez, A. S., Umaña, F., & Gaitán, J. J. (2020). Estimación y cartografía de las reservas de carbono edáfico en mallines de Patagonia Norte. *Actas XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*.

Fabricante, I., Oesterheld, M., & Paruelo, J. M. (2009). Annual and seasonal variation of NDVI explained by current and previous precipitation across Northern Patagonia. *Journal of Arid Environments*, *73*(8), 745-753. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2009.02.006

Fernández, O. A., & Busso, C. A. (1999). Arid and semi-arid rangelands: two thirds of Argentina. In *Rala Report No. 200*, (pp. 41–60).

Ferreiro, N., Gonzalez Polo, M., Satti, P.S., & Mazzarino, M. J. (2020). La erupción del Complejo Volcánico Puyehue-Cordón Caulle (2011) y sus efectos sobre los suelos de Patagonia Norte. In P. Imbellone, & O.A. Barbosa (Eds.), *Suelos y vulcanismo, Argentina* (pp.293-308), Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo – AACS. Libro digital.

Flanagan, D. C. & Nearing, M. A. (1995). USDA-Water Erosion Prediction Project: Hillslope profile and watershed model documentation. *Nserl Rep, 10,* 1-123.

Gaitán, J. (2017). *Atributos estructurales y funcionales de los ecosistemas áridos y semiáridos de la Patagonia y su relación con factores abióticos y el uso antrópico* [Doctoral thesis, Universidad de Buenos Aires]. Repositorio Digital Institucional de la Universidad de Buenos Aires. http://ri.agro.uba.ar/greenstone3/library/collection/tesis/document/2017gaitanjuanjose

Gaitán, J.J., Bran, D., Oliva, G., Ciari, G., Nakamatsu, V., Salomone, J., Ferrante, D., Buono, G., Massara, V., Humano, G., Celdrán, D., Opazo, W., & Maestre, F.T. (2013). Evaluating the performance of multiple remote sensing indices to predict the spatial variability of ecosystem structure and functioning in Patagonian steppes. *Ecological Indicators*, 34, 181–191. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.007

Gaitán, J. J., López, C., Ayesa, J., Bran, D., & Umaña, F. (2004). Características y distribución espacial de los paisajes y los suelos del área Bariloche-Comallo. *Área de Recursos Naturales Relevamiento integrado. INTA EEA*.

Gaitán, J. J., López, C. R., & Bran, D. E. (2009). Efectos del pastoreo sobre el suelo y la vegetación en la estepa patagónica. *Ciencia del suelo*, *27*(2), 261-270.

Gaitán, J. J., Navarro, M. F., Tenti Vuegen, L. M., Pizarro, M. J., & Carfagno, P. (2017). *Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina*. Ediciones INTA.

García-Ruiz, J. M., Beguería, S., Lana-Renault, N., Nadal-Romero, E., & Cerdà, A. (2017). Ongoing and emerging questions in water erosion studies. *Land Degradation & Development*, 28(1), 5-21. https://doi.org/10.1002/ldr.2641

Godagnone, R. E. & Bran, D. E. (2009). *Inventario integrado de los recursos naturales de la provincia de Río Negro: geología, hidrología, geomorfología, suelos, clima, vegetación y fauna*. Ediciones INTA.

Golluscio, R., Giraudo, C., Borrelli, P., Montes, L., Siffredi, G., Cechi, G., Nakamatsu, V. & Escobar, J. (1998). Utilización de los recursos naturales en la Patagonia. In DHV Consultants & SCC Swedforest International AB (Eds.), *Ecosistemas desérticos Patagónicos* (pp. 1–82). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación.

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment, 202*, 18-27. https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031

Hijmans, R. J., van Etten, J., Cheng, J., Mattuzzi, M., Sumner, M., Greenberg, J.A., Perpiñán Lamigueiro, O., Bevan, A., Racine, E. B., & Shortridge, A. (2015). Package 'raster'. *R package*, 734, 473.

Horne, F. (2010). *Manejo hidrológico de mallines: aplicación al manejo sustentable del Mallín Genoa*. Educo, Universidad Nacional del Comahue.

Hopmans, J. W. (2019). Soil physical properties, processes, and associated root-soil interactions. In P. D'Odorico, A. Porporato, & C. Runyan (Eds.), *Dryland ecohydrology* (pp 49-69). Springer.

Husson, F., Josse, J., Le, S., Mazet, J., & Husson, M. F. (2016). Package 'factominer'. *R package, 96*, 698.

Instituto Nacional de Estadística y Censos, INDEC. (2023). *Resultados previsionales del Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2022*. Instituto Nacional de Estadística y Censos.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2023). Technical Summary. In *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 35-144). Cambridge: Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/9781009157896.002

Irisarri, J. G. N., Oesterheld, M., Paruelo, J. M., & Texeira, M. A. (2012). Patterns and controls of above-ground net primary production in meadows of Patagonia. A remote sensing approach. *Journal of Vegetation Science*, *23*(1), 114-126. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01326.x

Jahantigh, M. & Pessarakli, M. (2009). Utilization of contour furrow and pitting techniques on desert rangelands: Evaluation of runoff, sediment, soil water content and vegetation cover. *Journal of Food, Agriculture and Environment*, *7*(2), 736-9.

Lal, R. (2003). Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International*, *29*, 437–450. https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00192-7

Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food and Energy Security*, *5*(4), 212-222. https://doi.org/10.1002/fes3.96

Le Houérou, H. N. (1996). Climate change, drought and desertification. *Journal of arid Environments*, *34*(2), 133-185. https://doi.org/10.1006/jare.1996.0099

León, R. J., Bran, D., Collantes, M., Paruelo, J. M., & Soriano, A. (1998). Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecología austral*, *8*(2), 125-144.

Li, Z. & Fang, H. (2016). Impacts of climate change on water erosion: A review. *Earth-Science Reviews, 163*, 94-117. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.10.004

López C.R., Gaitán J.J., Ayesa J.A., Siffredi G.L., & Bran D.E. (2005). Evaluación y clasificación de valles y mallines del Sudoeste de Río Negro. Área de Recursos Naturales Relevamiento integrado. INTA EEA Bariloche Comunicación Técnica 97. 1–27.

López, D. R., Brizuela, M. A., Willems, P., Aguiar, M. R., Siffredi, G., & Bran, D. (2013). Linking ecosystem resistance, resilience, and stability in steppes of North Patagonia. *Ecological indicators*, 24, 1-11. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.05.014

López-Vicente, M., Quijano Gaudes, L., Palazón Tabuenca, L., Gaspar Ferrer, L., & Navas Izquierdo, A. (2015). Assessment of soil redistribution at catchment scale by coupling a soil erosion model and a sediment connectivity index (Central Spanish Pre-Pyrenees). *Cuadernos de Investigación Geográfica, 41*(1), 127-147. https://doi.org/10.18172/cig.2649

Massaferro, G. I., Arrigoni, G. I., Boschín, M. T., Fernández, M. M., Crivelli, E. A., & Cordero, J. A. (2012). Indicadores de tecnología y etnodinamia: el análisis de pigmentos en el paraje arqueológico Comallo Arriba, provincia de Río Negro, Argentina. *Boletín del Museo Chileno de Arte Precolombino*, *17*(1), 117-127. https://doi.org/10.4067/S0718-68942012000100007

McGarigal, K., Stafford, S., & Cushman, S. (2000). Ordination: principal components analysis. *Multivariate statistics for wildlife and ecology research,* 19-80. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1288-1_2

Mitas, L., & Mitasova, H. (1999). Spatial interpolation. *Geographical information systems: principles, techniques, management and applications, 1*(2).

Moore, I. D., Grayson, R. B., & Ladson, A. R. (1991). Digital terrain modelling: a review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological processes*, *5*(1), 3-30. https://doi.org/10.1002/hyp.3360050103

Morgan, R. P. C. (2005). *Soil erosion and conservation* (3rd ed.). Blackwell Publ.

Nearing, M. A., Jetten, V., Baffaut, C., Cerdan, O., Couturier, A., Hernandez, M., Le Bissonnaise, Y., Nichols, M.H., Nunes, J.P., Renschler, C.S., Souchère, V., & Van Oost, K. (2005). Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. *Catena*, *61*(2-3), 131-154. https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.03.007

Oliva, G., Dos Santos, E., Sofía, O., Umaña, F., Massara, V., García Martínez, G., Caruso, C., Cariac, G., Echevarría, D., Fantozzi, A., Butti, L., Bran, D., Gaitán, J., Ferrante, D., Paredes, P., Domínguez, E., & Maestre, F. T. (2020). The MARAS dataset, vegetation and soil characteristics of dryland rangelands across Patagonia. *Scientific Data*, 7, 327. https://doi.org/10.1038/s41597-020-00658-0

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2016). *Estado mundial del recurso suelo*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura y Grupo Técnico Intergubernamental del Suelo.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (1980). *Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos*.

Orúe, M. E., Laterra, P., & Cabria, F. (2007). Expansión de la frontera agrícola en Argentina y erosión hídrica: mapas de riesgo utilizando el modelo USLE con apoyo de SIG. *Teledetección. Hacia un Mejor Entendimiento de la Dinámica Global*, 185-192.

Palacio, R. G., Bisigato, A. J., & Bouza, P. J. (2014). Soil erosion in three grazed plant communities in northeastern Patagonia. *Land Degradation & Development*, *25*(6), 594-603. https://doi.org/10.1002/ldr.2289

Paruelo, J. M. & Golluscio, R. A. (1994). Range assessment using remote sensing in Northwest Patagonia (Argentina). *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, *47*(6), 498-502. https://doi.org/10.2307/4003005

Paruelo, J. M., Golluscio, R. A., Guerschman, J. P., Cesa, A., Jouve, V. V., & Garbulsky, M. F. (2004). Regional scale relationships between ecosystem structure and functioning: the case of the Patagonian steppes. *Global Ecology and Biogeography*, *13*(5), 385-395. https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2004.00118.x

Phillips, J.M., Russell, M.A., & Walling, D.E. (2000). Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: a simple methodology for small catchments. *Hydrological processes, 14*(14), 2589-2602. https://doi.org/10.1002/1099-1085(20001015)14:14<2589::AID-HYP94>3.0.CO;2-D

Prăvălie, R. (2016). Drylands extent and environmental issues. A global approach. *Earth-Science Reviews*, *161*, 259-278. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.08.003

QGIS.org. (2021). *QGIS Geographic Information System*. QGIS Association. http://www.qgis.org

Rango, A., Tartowski, S. L., Laliberte, A., Wainwright, J., & Parsons, A. (2006). Islands of hydrologically enhanced biotic productivity in natural and managed arid ecosystems. *Journal of arid environments*, *65*(2), 235-252. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.09.002

Renard, K. G. & Foster, G. R. (1985). Managing rangeland soil resources: the Universal Soil Loss Equation. *Rangelands Archives*, *7*(3), 118-122.

Rienzi, E. A., Maggi, A. E., Navone, S. M., & Movia, C. P. (1999). Factores que regulan la erosión hídrica en la cuenca del rio Santa María, provincia de Catamarca, Argentina. *Terra Latinoamericana*, *17*(1), 45-50.

Rodríguez, A. & Jacobo, E. (2012). *Pastoreo controlado. Una herramienta para el manejo de los pastizales naturales en sistemas ganaderos extensivos: buenas prácticas para una ganadería sustentable de pastizal*. In P. Prelliasco, G. Roitman, & F, Miñarro (Col.), *Kit de extensión para las pampas y campos (1st ed.*). Fundación Vida Silvestre Argentina, Aves argentinas/AOP. FAUBA. http://awsassets.wwfar.panda.org/downloads/cartilla_pastoreo_controlado___kit_de_extension_para_las_pampas_y_campos.pdf

Rodriguez Vagaría, A. M. & Gaspari F. J. (2015). Estimación de la admisibilidad de pérdidas de suelo por erosión hídrica en la cuenca del arroyo Napaleofú, provincia de Buenos Aires-Argentina. *Revista Geográfica Venezolana*, 56. http://epublica.saber.ula.ve/index.php/regeoven/article/view/11492

Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). (2018). *Región Patagonia norte: La Pampa, Neuquén y Río Negro Guía de prácticas de manejo sustentable de tierras y conservación de suelos.* https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/patagonia_norte_guias_buenas_practicas_.pdf

Senay, G. B. & Elliott, R. L. (2002). Capability of AVHRR data in discriminating rangeland cover mixtures. *International Journal of Remote Sensing*, *23*(2), 299-312. https://doi.org/10.1080/01431160010014855

Siffredi, G. L., Boggio, F., Giorgetti, H., Ayesa, J., Kropfl, A., & Alvarez, J. M. (2015). *Guía para la evaluación de Pastizales.* Ediciones INTA.

Spinoni, J., Vogt, J., Naumann, G., Carrao, H., & Barbosa, P. (2015). Towards identifying areas at climatological risk of desertification using the Köppen–Geiger classification and FAO aridity index. *International Journal of Climatology*, *35*(9), 2210-2222. https://doi.org/10.1002/joc.4124

Thurow, T. L. (2000). Hydrologic effects on rangeland degradation and restoration processes. In O. Arnalds & S. Archer (Eds.), *Rangeland desertification* (pp. 53-66). Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-015-9602-2_5

Thurow, T.L. (1991). Hydrology and erosion. In R.K. Heitschmidt & J.W. Stuth (Eds.), *Grazing management: An ecological perspective* (pp. 141–159). Timber Press.

Tittonell, P. A., Hara, S. M., Alvarez, V. E., Aramayo, M. V., Bruzzone, O. A., Easdale, M. H., Enriquez, A.S., Laborda, L., Trinco, F.D., Villagra, S.E., & El Mujtar, V. A. (2021). Ecosystem services and disservices associated with pastoral systems from Patagonia, Argentina–A review. *Cahiers Agricultures*, 30, 43. https://doi.org/10.1051/cagri/2021029

Van der Knijff, J. M. F., Jones, R. J. A., & Montanarella, L. (1999). *Soil erosion risk assessment in Italy*. European Soil Bureau, Joint Research Centre, European Commission, Space Applications Institute.

Van der Knijff, J. M., Jones, R. J. A., & Montanarella, L. (2000). *Soil erosion risk: assessment in Europe.* European Soil Bureau, Joint Research Centre, European Commission, Space Applications Institute.

Vich, A. I. & Mariani, A. (2010). Evaluación y predicción de la erosión hídrica en regiones áridas de relieve acentuado del centro-oeste de Argentina. *Multequina*, 19, 7-20.

Villagra, E.S., Pelliza, A., Willems, P., Siffredi, G., & Bonvissuto, G. (2013). What do domestic livestock eat in northern Patagonian rangelands? *Animal Production Science*, *5*(4), 360–367. https://doi.org/10.1071/AN11283

Walling, D.E. (1983). The sediment delivery problem. *Journal of Hydrology, 65*, 209–237. https://doi.org/10.1016/0022-1694(83)90217-2

Walling, D. E. & Collins, A. L. (2008). The catchment sediment budget as a management tool. *Environmental science & policy*, *11*(2), 136-143. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2007.10.004

Wischmeier, W. H. & Smith, D. D. (1965). *Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: Guide for selection of practices for soil and water conservation (No. 282)*. Agricultural Research Service, US Department of Agriculture.

Wischmeier, W. H. & Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning (N° 537).* Department of Agriculture, Science and Education Administration.

Xiong, M., Sun, R., & Chen, L. (2019). Global analysis of support practices in USLE-based soil erosion modeling. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, *43*(3), 391-409. k

Yang, D., Kanae, S., Oki, T., Koike, T., & Musiake, K. (2003). Global potential soil erosion with reference to land use and climate changes. *Hydrological processes*, *17*(14), 2913-2928. https://doi.org/10.1002/hyp.1441

Yohannes, H., Soromessa, T., Argaw, M., & Dewan, A. (2021). Impact of landscape pattern changes on hydrological ecosystem services in the Beressa watershed of the Blue Nile Basin in Ethiopia. *The Science of the Total Environment*, *793*, 148559. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148559

Yu, Y., Zhu, R., Ma, D., Liu, D., Liu, Y., Gao, Z., Yin, M., Bandala, E. R., & Rodrigo-Comino, J. (2022). Multiple surface runoff and soil loss responses by sandstone morphologies to land-use and precipitation regimes changes in the Loess Plateau, China. *Catena, 217*, 106477. https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106477