Revista esprint Investigación

https://rei.esprint.tech
Vol. 5 N° Esp.1, Edición Especial 2026 (553-573) ISSN: 2960-8317
Estudios de Sostenibilidad y Desarrollo

Artículo de revisión

Producción y transporte de sedimentos en la cuenca del lago Poopó (Bolivia) mediante el método del potencial de erosión y efecto del cambio de uso de suelo por expansión del cultivo de quinua

Sediment production and transport in the lake Poopó basin (Bolivia) using the erosion potential method and the effects of land-use change due to quinoa cultivation expansion

Pedro Román Vallejos Mamani*
Universidad Técnica de Oruro
Oruro - Bolivia
vallejos_pedro@yahoo.es
https://orcid.org/0009-0002-0707-9113

***Correspondencia:**
vallejos_pedro@yahoo.es

Cómo citar este artículo:
Vallejos, P. (2026). Producción y transporte de sedimentos en la cuenca del lago Poopó (Bolivia) mediante el método del potencial de erosión y efecto del cambio de uso de suelo por expansión del cultivo de quinua. *Esprint Investigación, 5*(Esp.1), 553-573. https://doi.org/10.61347/ei.v5iEsp.1.387

Recibido: *1 de septiembre de 2026*
Aceptado: *2 de octubre de 2026*
Publicado: *9 de octubre de 2026*

Copyright: Derechos de autor 2026 Pedro Román Vallejos Mamani.

Esta obra está bajo una licencia internacional Creative Commons Atribución-NoComercial 4.0.

Resumen: La cuenca endorreica del lago Poopó, Bolivia, presenta limitaciones en la disponibilidad de registros sedimentológicos y enfrenta presiones ambientales asociadas con la variabilidad climática y los cambios de uso del suelo. El objetivo fue cuantificar y modelar la producción y el transporte de sedimentos, considerando la influencia de las variaciones de precipitación, temperatura y cobertura vegetal. Se desarrolló una investigación de enfoque cuantitativo mediante la aplicación del método del potencial de erosión (EPM), integrado en sistemas de información geográfica, utilizando registros de 26 estaciones meteorológicas, imágenes Landsat y un modelo digital de elevación. Las estimaciones se contrastaron con información batimétrica de la subcuenca Tacagua y se evaluaron los cambios de cobertura en Orinoca durante 1992–2014. Los resultados mostraron un volumen anual de sedimentos transportados de 2 266 504,24 m³, una tasa media de 1,06 t/ha/año y un coeficiente de entrega de sedimentos de 0,07. Cinco de las 23 subcuencas concentraron el 54,6 % del aporte total. Entre 1975 y 2013, la temperatura aumentó 0,017 °C/año y la precipitación disminuyó aproximadamente 1 mm/año. En Orinoca, el cultivo de quinua aumentó de 27,6 a 9155,5 ha, mientras que la conversión de coberturas naturales incrementó las tasas de erosión modeladas entre el 69 % y el 203 %. Se concluyó que la dinámica sedimentaria presentó una distribución espacial heterogénea y una sensibilidad diferenciada frente a las variaciones climáticas y las transformaciones del uso del suelo, lo que evidenció la necesidad de fortalecer las estrategias de conservación y el monitoreo ambiental.

Palabras clave: Cambio de uso de suelo, erosión hídrica, lago Poopó, método del potencial de erosión, producción de sedimentos.

Abstract: *The endorheic Lake Poopó basin in Bolivia faces limitations in the availability of sedimentological records and environmental pressures associated with climate variability and land-use changes. The objective was to quantify and model sediment production and transport, considering the influence of variations in precipitation, temperature, and vegetation cover. A quantitative study was conducted using the Erosion Potential Method*(EPM)*, integrated with geographic information systems, based on records from 26 meteorological stations, Landsat imagery, and a digital elevation model. Model estimates were compared with bathymetric data from the Tacagua subbasin, while land-cover changes in the Orinoca subbasin were assessed for the period 1992–2014. The results indicated an annual sediment transport volume of 2,266,504.24 m³, a mean sediment yield of 1.06 t/ha/year, and a sediment delivery coefficient of 0.07. Five of the 23 subbasins accounted for 54.6% of the total sediment contribution. Between 1975 and 2013, temperature increased by 0.017 °C/year, while precipitation decreased by approximately 1 mm/year. In Orinoca, quinoa cultivation expanded from 27.6 to 9,155.5 ha, whereas the conversion of natural vegetation cover increased modeled erosion rates by 69%–203%. The study concluded that sediment dynamics exhibited spatial heterogeneity and varying sensitivity to climatic fluctuations and land-use transformations, highlighting the need to strengthen soil conservation strategies and environmental monitoring.*

Keywords*: Erosion Potential Method, lake Poopó, land-use change, sediment production, soil erosion.*

1. Introducción

La producción de sedimentos en cuencas de montaña responde a procesos de erosión superficial y movimientos en masa, como deslizamientos, flujos de barro y detritos. La erosión superficial se relaciona con el impacto de las precipitaciones y el transporte de partículas mediante escorrentía, mientras que los movimientos en masa se asocian con la inestabilidad de las laderas y los eventos hidrológicos extremos. Ambos mecanismos modifican la morfología fluvial y favorecen la acumulación de materiales en cuerpos de agua. Por ello, su evaluación requiere integrar los procesos de erosión, transporte y deposición que determinan la dinámica sedimentaria de una cuenca (de Vente & Poesen, 2005; de Vente et al., 2013).

La cuantificación de sedimentos puede realizarse mediante levantamientos batimétricos, mediciones del transporte sólido y modelos de predicción hidrosedimentológica. Sin embargo, la escasez de registros limita la aplicación de procedimientos que requieren información detallada, especialmente en cuencas con reducida instrumentación. Ante estas condiciones, los modelos empíricos y semicuantitativos constituyen alternativas para estimar la producción y el transporte de sedimentos mediante variables ambientales disponibles. Su aplicación permite aproximar la respuesta erosiva del territorio y comprender la distribución espacial de los procesos de degradación del suelo (de Vente & Poesen, 2005; de Vente et al., 2013).

Entre los procedimientos de estimación destaca el método del potencial de erosión o *Erosion Potential Method* (EPM), que incorpora variables relacionadas con la precipitación, temperatura, pendiente, características del suelo y cobertura vegetal para evaluar la intensidad erosiva. A diferencia de la ecuación universal de pérdida de suelo (USLE), orientada a estimar la pérdida media anual de suelo por erosión laminar y en surcos (Wischmeier & Smith, 1978), el EPM permite calcular la producción de sedimentos y estimar su transporte hacia la salida de una cuenca (Gavrilović et al., 1998). Su aplicación en la cuenca del río Venetikos, Grecia, permitió evaluar la susceptibilidad del territorio a la erosión hídrica y reconocer sectores con mayor vulnerabilidad (Efthimiou et al., 2016).

La cuenca del lago Poopó pertenece al sistema endorreico Titicaca, Desaguadero, Poopó y Salares (TDPS), ubicado en el altiplano boliviano, donde las condiciones climáticas y geomorfológicas influyen en la dinámica hídrica y sedimentaria. La delimitación de sus unidades hidrográficas permite organizar espacialmente el análisis de los procesos erosivos y establecer áreas de evaluación territorial (Ruiz & Torres, 2010). El lago se caracteriza por su escasa profundidad y elevada sensibilidad a las variaciones de precipitación, evaporación y aportes del río Desaguadero, factores que explican las fluctuaciones históricas de su superficie y nivel de agua (Pillco & Bengtsson, 2006).

La vulnerabilidad ambiental del lago Poopó se evidenció durante el episodio de desecación registrado en 2015, asociado con la variabilidad climática y las actividades humanas desarrolladas en su entorno (Satgé et al., 2017). Esta problemática se relaciona con las características hidrológicas de la cuenca y con las presiones ambientales que afectan sus recursos naturales. En este contexto, la erosión hídrica constituye un proceso relevante por su contribución a la pérdida de suelo y al transporte de materiales hacia los sistemas acuáticos. Su evaluación resulta necesaria para comprender la degradación territorial y aportar información para la gestión de los recursos hídricos y del suelo (Ministerio del Agua, Viceministerio de Cuencas y Recursos Hídricos, 2006; Rocha, 2002).

Las transformaciones de la cobertura vegetal y del uso del suelo pueden modificar las tasas de erosión hídrica y la producción de sedimentos, según las características ambientales y las prácticas de

manejo territorial (Borrelli et al., 2017). En el altiplano sur de Bolivia, la expansión del cultivo de quinua ha generado controversias sobre sus consecuencias ambientales. Jacobsen (2011) advirtió sobre los riesgos de degradación asociados con la intensificación agrícola y la sustitución de vegetación natural, mientras que Winkel et al. (2012) cuestionaron algunas interpretaciones sobre los efectos de estos sistemas productivos. Estas diferencias evidencian la necesidad de cuantificar la influencia de los cambios de cobertura sobre los procesos erosivos.

La variabilidad climática constituye otro factor determinante en la dinámica sedimentaria, debido a que las precipitaciones condicionan la generación de escorrentía y la capacidad de transporte de partículas, mientras que la temperatura interviene en los procesos hidrológicos y en la disponibilidad de agua. Las modificaciones de estas variables pueden alterar la respuesta de las cuencas, particularmente en regiones áridas y semiáridas expuestas a condiciones de elevada variabilidad ambiental (Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2013). Por consiguiente, el análisis conjunto de precipitación, temperatura y uso del suelo permite examinar diferentes condiciones ambientales y sus posibles efectos sobre la producción de sedimentos (Borrelli et al., 2017).

La aplicación de modelos hidrosedimentológicos en ambientes altoandinos exige considerar las particularidades climáticas, geomorfológicas y territoriales, así como la disponibilidad de información para su parametrización. Aunque existen antecedentes de modelización de la erosión hídrica en el departamento de Oruro (Vallejos, 2005) y estudios sobre.

2. Metodología

Área de estudio

La cuenca del lago Poopó se localizó en el altiplano central de Bolivia, entre los 66°18′ y 67°56′ de longitud oeste y los 17°07′ y 20°01′ de latitud sur. Su altitud osciló entre 3700 m s. n. m. en las planicies altiplánicas y 5400 m s. n. m. en las zonas cordilleranas. La delimitación hidrográfica, ajustada mediante un modelo digital de elevación (MDE) de 30 m de resolución espacial, comprendió 25 254,64 km², distribuidos en 23 unidades hidrográficas de nivel 5, según la codificación Pfafstetter.

La cuenca presentó un clima árido y frío, caracterizado por una estación seca durante el invierno y un periodo húmedo en verano. Aproximadamente dos tercios de su superficie correspondieron a condiciones semiáridas, mientras que el territorio restante presentó características áridas (Calizaya, 2009). Su condición endorreica favoreció la acumulación de materiales y contaminantes, en un entorno expuesto a procesos de salinización, sobrepastoreo, erosión y desertificación. Estas condiciones adquirieron relevancia por la importancia ecológica de los humedales de los lagos Poopó y Uru Uru (Rocha, 2002).

Diseño de la investigación

La investigación adoptó un enfoque sistémico para analizar las interacciones entre los componentes físicos, biológicos y antrópicos que intervinieron en la dinámica sedimentaria de la cuenca. El procedimiento metodológico se estructuró en tres etapas: (a) caracterización biofísica y análisis de la variabilidad climática; (b) modelización de la producción y el transporte de sedimentos, evaluación de sus tendencias temporales y contraste con mediciones experimentales; y (c) análisis de los efectos del cambio de uso del suelo sobre la producción de sedimentos en una subcuenca piloto.

Diagnóstico biofísico y análisis climático

La caracterización biofísica comprendió el análisis de la geología, los pisos altitudinales, las pendientes, las unidades geomorfológicas, la hidrología, la vegetación y la fauna de la cuenca. La información geológica se obtuvo de la cartografía de GEOBOL, mientras que las pendientes se determinaron mediante un MDE ASTER GDEM de 30 m de resolución espacial. Para la caracterización climática se analizaron los registros de 26 estaciones meteorológicas, distribuidas dentro y alrededor del área de estudio, de las cuales cuatro correspondieron a zonas de valle y 22 a sectores altiplánicos.

De las estaciones consideradas, únicamente seis dispusieron de registros de precipitación superiores a 30 años, lo que evidenció limitaciones en la continuidad de las series históricas. Con la información disponible se elaboraron diagramas climáticos y se calculó el índice de aridez de De Martonne para caracterizar las condiciones ambientales de la cuenca. El análisis se desarrolló en tres sectores geográficos, correspondientes a las zonas occidental, central y oriental, con el propósito de identificar diferencias espaciales en el comportamiento de la precipitación y la temperatura.

La distribución espacial de la temperatura se estimó mediante interpolación condicional, en la que se corrigieron los valores interpolados linealmente entre estaciones según las diferencias entre la altitud real y la estimada. Para este procedimiento se aplicó un gradiente térmico de 0,46 °C por cada 100 m de variación altitudinal, mientras que la precipitación se espacializó mediante interpolación lineal. Las tendencias de temperatura media y precipitación anual se determinaron a partir de los registros de 22 estaciones meteorológicas correspondientes al periodo 1975–2013.

A partir de las tendencias identificadas se realizaron extrapolaciones lineales de la temperatura y la precipitación para los años 2025, 2050, 2075 y 2100. Este procedimiento permitió obtener valores climáticos estimados para los horizontes temporales establecidos y utilizarlos como variables de entrada en la modelización de la producción de sedimentos. Las estimaciones se fundamentaron en la prolongación de las tendencias históricas observadas, por lo que representaron escenarios derivados de extrapolaciones estadísticas y no proyecciones obtenidas mediante modelos climáticos regionales.

Modelo del potencial de erosión

La producción y el transporte de sedimentos se estimaron mediante el método del potencial de erosión (EPM), que permitió evaluar la intensidad de los procesos erosivos y cuantificar el volumen de materiales transportados hacia la sección de cierre de la cuenca (Gavrilović et al., 1998; Zemljić, 1971). El procedimiento consideró la producción media anual de sedimentos y la proporción de materiales que alcanzó la salida de cada unidad hidrográfica. El volumen anual de sedimentos transportados (G), expresado en m^3/año, se determinó mediante el producto de la producción media anual de sedimentos (W) y el coeficiente de entrega de sedimentos (R), conforme a la ecuación 1.

$$G = W \cdot R$$

La producción media anual de sedimentos (W) se calculó mediante la ecuación 2, que integró las condiciones climáticas, la intensidad de erosión y la superficie de la cuenca. Para este procedimiento se consideraron el factor de temperatura (T), la precipitación media anual (P, mm), el coeficiente de erosión (Z) y la superficie de drenaje (F, km^2). El cálculo incorporó la constante matemática π y el coeficiente de erosión elevado a la potencia de 3/2, conforme a la formulación establecida para el modelo EPM.

$$W = T \cdot P \cdot \pi \cdot Z^{3/2} \cdot F$$

El factor de temperatura (T) se determinó mediante la ecuación 3, utilizando la temperatura media anual (t), expresada en grados Celsius. Esta relación permitió incorporar las condiciones térmicas de la cuenca en la estimación de la producción de sedimentos. Los valores se calcularon a partir de la información meteorológica procesada y de la distribución espacial de la temperatura, considerando las diferencias altitudinales identificadas en el área de estudio.

$$T = \left(\frac{t}{10} + 0{,}1\right)^{0{,}5}$$

El coeficiente de erosión (Z) se calculó mediante la ecuación 4, a partir de la integración de la erodabilidad del suelo (Y), la cobertura vegetal (X), el estado erosivo del terreno (θ) y la pendiente superficial (S). Los tres primeros parámetros se expresaron mediante coeficientes adimensionales, mientras que la pendiente se incorporó según la escala establecida en la formulación del modelo. La información necesaria se obtuvo de la cartografía temática, el MDE y las observaciones de campo, considerando las características biofísicas de cada unidad hidrográfica.

$$Z = Y \cdot X \cdot (\theta + S^{0{,}5})$$

El coeficiente de entrega de sedimentos (R) se estimó mediante la ecuación 5, atribuida a Zemljić (1971), que relacionó las características geométricas y morfométricas de la cuenca. Para su cálculo se consideraron el perímetro (O, km), la diferencia entre la altitud media y la mínima (D, km), la longitud del cauce principal medida sobre el talweg (L, km), la longitud total de los afluentes laterales (Li, km) y la superficie de drenaje (F, km²). Estos parámetros permitieron estimar la proporción de sedimentos producidos que alcanzó la sección de cierre de cada unidad hidrográfica.

$$R = \frac{(O \cdot D)^{0{,}5} \cdot (L + Li)}{(L + 10) \cdot F}$$

El coeficiente de cobertura vegetal (X) se asignó mediante un mapa de cobertura y uso del suelo elaborado a partir de una imagen Landsat 8 OLI/TIRS de marzo de 2014, con resolución espacial de 30 m. Para su interpretación se consideraron las características de las coberturas identificadas y la información cartográfica disponible. Los coeficientes de erodabilidad (Y) y estado erosivo (θ) se determinaron mediante el análisis de las unidades geomorfológicas, las características edáficas y las observaciones de campo, mientras que la pendiente (S) se calculó a partir del MDE.

Los valores de referencia utilizados para asignar los parámetros del EPM se organizaron según las características biofísicas de la cuenca y los criterios establecidos para el método (Gavrilović et al., 1998). La información comprendió cartografía de cobertura vegetal, unidades de paisaje, registros meteorológicos y datos topográficos. Esta integración permitió establecer los coeficientes de entrada correspondientes a las condiciones ambientales de cada unidad hidrográfica. Los rangos considerados y las fuentes utilizadas para su determinación se presentan en la tabla 1.

Las redes de drenaje correspondientes a las 23 unidades hidrográficas se digitalizaron mediante imágenes Landsat y cartas topográficas del Instituto Geográfico Militar a escala 1:50 000. A partir de esta información se determinaron las características geométricas necesarias para calcular los parámetros del modelo. Los volúmenes estimados de sedimentos se transformaron en tasas de erosión,

expresadas en t/ha/año, mediante una densidad aparente de 1,25 g/cm³. Posteriormente, las tasas se extrapolaron para los años 2025, 2050, 2075 y 2100, utilizando las tendencias de precipitación y temperatura establecidas en el análisis climático.

Tabla 1

Coeficientes del modelo EPM y fuentes de información utilizadas

Coeficiente	Rango de referencia	Fuente de información
X (cobertura vegetal)	0,4 (praderas) a 1,0 (suelo desnudo)	Mapa de cobertura vegetal y uso del suelo; Landsat 8 (2014) y MDRT (2010)
Y (erodabilidad)	0,5 (suelos con buena estructura) a 2,0 (suelos sueltos, arenas y gravas)	Unidades de paisaje y cartografía edáfica
θ (estado erosivo)	0,2 (sin signos de erosión) a 1,0 (erosión profunda generalizada)	Unidades erosivas y observaciones de campo
S (pendiente)	Pendiente del terreno (%)	MDE ASTER GDEM de 30 m
T (temperatura)	Función de la temperatura media anual	Registros de 22 estaciones meteorológicas e interpolación condicional
P (precipitación)	Precipitación media anual (mm)	Registros de 26 estaciones meteorológicas e interpolación lineal

Nota. EPM = método del potencial de erosión; MDE = modelo digital de elevación; MDRT = Ministerio de Desarrollo Rural y Tierras. Los rangos de referencia deberán contrastarse con la fuente metodológica original de Gavrilović.

Contraste del modelo con datos experimentales

El contraste de los resultados del EPM se realizó mediante información sedimentológica de la subcuenca de Tacagua, cuya superficie comprendió 1361,54 km². Para ello, se utilizaron los resultados de un levantamiento batimétrico efectuado en 2012 por el Instituto de Hidráulica e Hidrología de la Universidad Mayor de San Andrés. El estudio reportó un volumen anual de sedimentación de 490 000 m³ en el embalse de Tacagua. Este valor se empleó como referencia experimental para contrastar los resultados estimados mediante el modelo en dicha subcuenca.

Cambio de uso del suelo en la subcuenca Orinoca

La evaluación del cambio de uso del suelo se desarrolló en la subcuenca Orinoca, identificada con el código Pfafstetter 01333 y localizada aproximadamente a 185 km al sur de la ciudad de Oruro, en el municipio de Andamarca. Su superficie comprendió 526,17 km² y presentó un intervalo altitudinal de 3694 a 4053 m s. n. m. Esta unidad territorial se seleccionó para analizar las transformaciones de la cobertura vegetal asociadas con la expansión del cultivo de quinua y sus posibles efectos sobre los procesos de erosión hídrica.

La cobertura vegetal correspondiente a 1992 se determinó mediante una imagen Landsat 5 TM adquirida el 18 de abril de ese año, complementada con entrevistas y observaciones de campo georreferenciadas mediante GPS. El procesamiento incluyó el cálculo del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), obtenido a partir de las reflectancias del infrarrojo cercano y del rojo. También se emplearon una composición multiespectral 543 y el MDE para mejorar la diferenciación de las coberturas superficiales. La imagen resultante se organizó inicialmente en 32 clases, posteriormente agrupadas en 13 unidades de cobertura mediante clasificación supervisada.

La evolución espacial del cultivo de quinua se analizó mediante imágenes Landsat 5 TM correspondientes a 1992, 1996, 2000, 2004, 2008 y 2010, junto con una imagen Landsat 8 de 2014. Todas las imágenes se trabajaron en el sistema de coordenadas UTM, zona 19, con datum WGS84, para

facilitar su comparación espacial. La identificación de las parcelas agrícolas consideró superficies mínimas aproximadas de 100 × 100 m, compatibles con el análisis de imágenes de 30 m de resolución espacial, aunque sujetas a posibles errores de clasificación.

Para evaluar las transformaciones territoriales se compararon las superficies correspondientes a las diferentes unidades de cobertura durante el periodo 1992–2014. El análisis consideró la hipótesis de que la expansión agrícola se produjo principalmente sobre áreas previamente ocupadas por vegetación nativa. Mediante la comparación temporal de las imágenes se identificaron las coberturas que registraron mayores modificaciones espaciales. Esta información se utilizó para establecer las variaciones del coeficiente de cobertura vegetal (X) asociadas con los cambios observados en el uso del suelo.

El efecto de las transformaciones de cobertura sobre la erosión hídrica se estimó mediante la aplicación del modelo EPM a las condiciones territoriales identificadas. Para ello, se modificó el coeficiente X de acuerdo con las características de las coberturas registradas en los años analizados, mientras que los restantes parámetros se mantuvieron según la configuración metodológica establecida. Las tasas de erosión se calcularon para cada unidad de cobertura y posteriormente se integraron mediante una media ponderada por superficie. Este procedimiento permitió evaluar las diferencias estimadas en la producción de sedimentos de la subcuenca Orinoca entre 1992 y 2014.

3. Resultados

Características biofísicas de la cuenca

La caracterización geológica evidenció que el 58,38 % de la cuenca estuvo conformado por materiales cuaternarios, constituidos por depósitos aluviales, fluviolacustres, coluviales, glaciares y eólicos. Estas formaciones se distribuyeron principalmente en sectores asociados con procesos de acumulación sedimentaria. Las rocas silúricas representaron el 16,79 % de la superficie, mientras que las formaciones neógenas comprendieron el 15,86 %. En conjunto, estas unidades definieron una composición geológica heterogénea, con características diferenciadas para la generación y acumulación de sedimentos.

El análisis altitudinal mostró que el 56,26 % del territorio se encontró por debajo de los 3800 m s. n. m., mientras que únicamente el 0,73 % superó los 4800 m s. n. m. En cuanto a las pendientes, el 48,95 % de la superficie presentó inclinaciones inferiores al 2 % y el 62,94 % registró valores menores al 5 %. Por otra parte, el 7,30 % de la cuenca mostró pendientes superiores al 30 %, concentradas principalmente en las zonas cordilleranas. Esta distribución evidenció el predominio de superficies de escasa inclinación, junto con sectores montañosos de mayor pendiente.

La precipitación media anual presentó diferencias espaciales entre las estaciones meteorológicas, con valores comprendidos entre 303,1 mm en Chuquiña y 570,3 mm en Condoriri. El análisis del índice de aridez identificó condiciones más secas hacia el sector meridional de la cuenca. Andamarca, ubicada en el sector occidental, registró 352,1 mm anuales y ocho meses hiperáridos; Quillacas, en el sector central, presentó 355,3 mm y siete meses hiperáridos; mientras que Challapata, en el sector oriental, alcanzó 366,7 mm y seis meses hiperáridos.

Las temperaturas medias anuales registradas en las estaciones meteorológicas oscilaron entre 7,2 °C y 9,9 °C, con diferencias relacionadas con las condiciones altitudinales. Desde el punto de vista hidrológico, el río Desaguadero representó más del 60 % de los aportes hídricos que ingresaron a la cuenca. Las variaciones de superficie de los cuerpos de agua evidenciaron su sensibilidad frente a las condiciones climáticas. Durante 1996, el lago Poopó redujo su superficie de 942 a 439 km² en aproximadamente cinco meses, mientras que el lago Uru Uru pasó de 107 a 14 km².

En contraste, durante 2001, caracterizado por condiciones hidrológicas más favorables, la superficie del lago Poopó disminuyó de 2357 a 2290 km², equivalente a una reducción aproximada del 3 %. Estas diferencias reflejaron una marcada variabilidad interanual en la extensión de los cuerpos de agua. Respecto de la vegetación, se identificaron 20 unidades de cobertura, dominadas por comunidades xerofíticas adaptadas a las condiciones ambientales del altiplano. Entre las principales formaciones se encontraron tholares, pajonales, kayllares, gramadales, bofedales y totorales.

Tendencias temporales y espaciales de la temperatura y la precipitación

El análisis de los registros correspondientes a 22 estaciones meteorológicas evidenció una tendencia creciente de la temperatura media anual durante el periodo 1975–2013, estimada en 0,017 °C por año. Esta variación representó un incremento acumulado aproximado de 0,64 °C durante los 38 años analizados. En contraste, la precipitación anual presentó una tendencia descendente cercana a 1,00 mm por año, equivalente a una reducción acumulada aproximada de 38 mm. Ambos comportamientos reflejaron modificaciones progresivas de las condiciones climáticas registradas en la cuenca.

La distribución espacial de la temperatura mostró los valores más bajos en los sectores cordilleranos, con registros medios anuales comprendidos aproximadamente entre −4 °C y 4 °C. Las temperaturas más elevadas se localizaron en las planicies altiplánicas, donde alcanzaron valores cercanos a 10 °C. Por su parte, la precipitación presentó mayores acumulaciones en las zonas montañosas, asociadas con la influencia del relieve sobre la distribución de las lluvias. Estas diferencias reflejaron la heterogeneidad climática del territorio y su relación con las características altitudinales.

Los mayores registros anuales de precipitación correspondieron a 1975, 1984, 1985, 1997 y 2001, con valores comprendidos entre 555 y 630 mm. En contraste, los años 1980, 1983, 1989, 1995 y 2003 presentaron acumulaciones entre 260 y 340 mm, correspondientes a las condiciones más secas del periodo analizado. La sucesión de años húmedos y secos evidenció una marcada variabilidad interanual, cuya posible relación con fenómenos como El Niño y La Niña requirió una evaluación específica de las condiciones de circulación atmosférica.

La extrapolación lineal de las tendencias históricas permitió estimar los cambios de temperatura media y precipitación anual para los horizontes 2025, 2050, 2075 y 2100. Los resultados indicaron incrementos progresivos de temperatura y reducciones acumuladas de precipitación respecto de 1975. Para 2050 se estimó un aumento térmico de 1,26 °C y una disminución de precipitación de 74,43 mm, mientras que para 2100 estos valores alcanzaron 2,10 °C y 124,05 mm, respectivamente. La tabla 2 presenta los valores correspondientes a cada horizonte temporal.

Tabla 2

Cambios estimados de temperatura media y precipitación anual respecto de 1975

Año	Tiempo transcurrido (años)	Incremento de temperatura (°C)	Reducción de precipitación (mm)
2013 (observado)	38	0,64	37,71
2025	50	0,84	49,62
2050	75	1,26	74,43
2075	100	1,68	99,24
2100	125	2,10	124,05

Nota. Estimaciones elaboradas a partir del promedio de 22 estaciones meteorológicas. Se utilizaron tendencias aproximadas de incremento térmico de 0,017 °C/año y reducción de precipitación de 1 mm/año. Los valores posteriores a 2013 corresponden a extrapolaciones lineales de las tendencias históricas, no a proyecciones obtenidas mediante modelos climáticos.

Los valores estimados indicaron una disminución progresiva de la precipitación acumulada sobre la superficie de la cuenca. Bajo las tendencias consideradas, se planteó una reducción aproximada del aporte pluviométrico de 953 hm^3 para 2050 y de 2240 hm^3 para 2100, respecto de la condición de referencia utilizada en el análisis original. Estas estimaciones representaron variaciones del volumen de precipitación sobre el territorio y no necesariamente reducciones equivalentes del caudal disponible, debido a la intervención de otros componentes del balance hídrico.

Coeficientes de erosión y producción de sedimentos

La distribución del coeficiente de cobertura vegetal (X) mostró diferencias asociadas con las características de las unidades de vegetación y uso del suelo. Los valores más bajos, correspondientes a 0,4, se asignaron a tholares, pajonales duros, kayllares, kauchiales y totorales. Las coberturas intermedias y los sectores de agricultura múltiple intensiva presentaron coeficientes de 0,5 y 0,6, mientras que la agricultura múltiple extensiva alcanzó 0,9. Los valores de 1,0 correspondieron a superficies desnudas y otras unidades con escasa cobertura protectora, según la clasificación aplicada.

El coeficiente de erodabilidad del suelo (Y) presentó valores más elevados en piedemontes y valles, sectores identificados con mayor susceptibilidad a los procesos erosivos. Los valores menores se localizaron principalmente en colinas y altillanuras. Por su parte, el coeficiente de estado erosivo (θ) alcanzó sus mayores valores en unidades afectadas por erosión eólica y erosión hídrica asociada con contaminación minera. Se identificaron valores intermedios en superficies con surcos y cárcavas, mientras que los menores correspondieron a sectores dominados por erosión laminar.

La integración de estos factores mediante el EPM permitió determinar coeficientes de erosión (Z) comprendidos entre 0,11 y 10,17, con un valor medio ponderado de 0,96. Los coeficientes más bajos se localizaron principalmente en superficies planas y sectores de colinas con menor susceptibilidad erosiva. En contraste, los valores elevados se concentraron en laderas, serranías y piedemontes, donde las características topográficas y la cobertura superficial favorecieron mayores intensidades de erosión. Esta distribución evidenció diferencias espaciales en el potencial erosivo de la cuenca.

La tasa potencial de erosión, calculada antes de incorporar el coeficiente de entrega de sedimentos, osciló entre 0,46 y 424,83 t/ha/año, con una media de 15,19 t/ha/año y una desviación estándar de 15,03. El 58,91 % de la superficie presentó valores comprendidos entre 5 y 20 t/ha/año, mientras que el 21,46 % superó las 20 t/ha/año. Las áreas con tasas inferiores a 5 t/ha/año representaron el 19,63 % del territorio. Estos resultados mostraron una distribución heterogénea del potencial erosivo entre las unidades hidrográficas.

Al incorporar el coeficiente de entrega de sedimentos (R), se obtuvo un valor ponderado de 0,07 para las 23 unidades hidrográficas. La tasa estimada de transporte de sedimentos osciló entre 0,03 y 29,74 t/ha/año, con una media de 1,06 t/ha/año y una desviación estándar de 1,05. El 82,45 % de la cuenca presentó valores inferiores a 2,5 t/ha/año, principalmente en sectores montañosos de sustrato resistente y superficies de baja pendiente. Los resultados evidenciaron una diferencia considerable entre la erosión potencial estimada y el transporte de sedimentos hacia las secciones de cierre.

En cuanto a las áreas con mayores tasas de transporte, el análisis espacial reportó una superficie de 1989,60 km^2, equivalente al 7,88 % de la cuenca, ubicada principalmente en laderas con cobertura vegetal escasa o moderada, pendientes superiores al 5 % y sectores de piedemonte con actividad agrícola. Sin embargo, este porcentaje no coincidió con el complemento del 82,45 % clasificado por debajo de 2,5 t/ha/año. Por tanto, la proporción de superficie correspondiente a las tasas superiores a dicho umbral requirió conciliación con la clasificación espacial original.

El volumen anual de sedimentos transportados hacia la salida de las unidades hidrográficas se estimó en 2 266 504,24 m³. Al considerar adicionalmente los aportes procedentes de las cuencas del alto y medio Desaguadero y del río Mauri, con una superficie conjunta aproximada de 31 130 km², el volumen estimado aumentó a 5 368 141 m³/año. Para un volumen de referencia del lago de 2,21 km³, se obtuvo un tiempo teórico de llenado cercano a 410 años. Esta estimación correspondió a una relación simplificada entre volumen y aporte sedimentario, sin representar una predicción de la evolución real del lago.

Los principales indicadores del modelo se sintetizan en la tabla 3, que presenta los intervalos de erosión potencial, las tasas estimadas de transporte, el coeficiente R y los volúmenes anuales de sedimentos. La comparación de estas variables permitió identificar la diferencia entre el material potencialmente erosionado y la fracción estimada que alcanzó las salidas hidrográficas. También se incluyeron los volúmenes calculados al incorporar los aportes de las cuencas situadas aguas arriba y el tiempo teórico de llenado del cuerpo de agua.

Tabla 3

Indicadores de erosión y producción de sedimentos en la cuenca del lago Poopó

Indicador	Valor
Tasa potencial de erosión (t/ha/año)	0,46–424,83 (M = 15,19; DE = 15,03)
Coeficiente de entrega de sedimentos ponderado (R)	0,07
Tasa estimada de transporte (t/ha/año)	0,03–29,74 (M = 1,06; DE = 1,05)
Superficie con tasa de transporte inferior a 2,5 t/ha/año	82,45 %
Superficie con tasa de transporte superior a 2,5 t/ha/año	17,55 % (pendiente de verificación)
Superficie de mayor transporte reportada en el análisis espacial	1989,60 km² (7,88 %)
Volumen anual de sedimentos transportados (G)	2 266 504,24 m³/año
Volumen estimado incluyendo cuencas aguas arriba	5 368 141 m³/año
Tiempo teórico de llenado del lago (2,21 km³)	Aproximadamente 410 años

Nota. M = media; DE = desviación estándar. El valor de 17,55 % se obtuvo como complemento del 82,45 % y debe verificarse frente al 7,88 % reportado en el análisis espacial. El tiempo de llenado representa una estimación teórica simplificada que no incorpora compactación, resuspensión, variaciones de volumen ni otros procesos sedimentarios.

Distribución del aporte de sedimentos por subcuenca

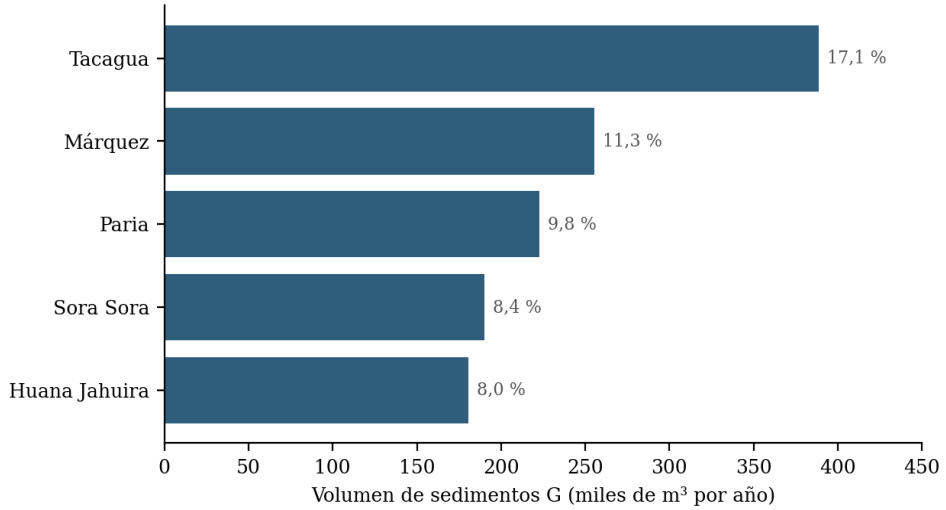
La distribución de los aportes sedimentarios mostró que cinco subcuencas concentraron el 54,6 % del volumen anual estimado para la cuenca del lago Poopó. Tacagua presentó el mayor aporte individual, con 388 607,83 m³/año, equivalente al 17,1 % del total. Le siguieron Márquez, con 255 505,87 m³/año (11,3 %), y Paria, con 222 683,32 m³/año (9,8 %). Las subcuencas Sora Sora y Huana Jahuira registraron aportes de 190 202,86 y 180 589,49 m³/año, respectivamente.

La concentración de más de la mitad del transporte estimado en cinco unidades hidrográficas evidenció una distribución espacial desigual de los aportes. En conjunto, estas subcuencas contribuyeron con 1 237 589,37 m³/año, mientras que las restantes unidades representaron el volumen complementario. La figura 1 permitió representar la participación relativa de las principales subcuencas en el aporte total de sedimentos, facilitando la identificación de aquellas con mayor contribución al sistema lacustre.

La tabla 4 presenta los aportes individuales de las cinco subcuencas con mayor producción estimada de sedimentos, expresados en m³/año y como porcentaje del volumen total. Tacagua y Márquez concentraron conjuntamente el 28,4 % de los aportes, mientras que Paria, Sora Sora y Huana Jahuira contribuyeron con el 26,2 %. Estos resultados permitieron reconocer las unidades hidrográficas de mayor importancia relativa para el transporte de sedimentos hacia el lago Poopó y orientar la interpretación espacial del modelo.

Figura 1

Subcuencas con mayor aporte de sedimentos por erosión al lago Poopó



Nota. Los porcentajes representan la participación de cada subcuenca respecto del volumen anual total de 2 266 504,24 m³.

Tabla 4

Aporte anual de sedimentos de las cinco subcuencas con mayor producción

Subcuenca	G (m³/año)	Participación (%)
Tacagua	388 607,83	17,1
Márquez	255 505,87	11,3
Paria	222 683,32	9,8
Sora Sora	190 202,86	8,4
Huana Jahuira	180 589,49	8,0
Total de las cinco subcuencas	1 237 589,37	54,6

Nota. La participación porcentual se calculó respecto del volumen anual total de sedimentos estimado para la cuenca del lago Poopó (2 266 504,24 m³/año). Los porcentajes individuales se presentan redondeados a un decimal.

Tendencia temporal de la producción de sedimentos

La evaluación temporal del modelo EPM evidenció que las modificaciones de precipitación y temperatura registradas entre 1975 y 2013 estuvieron asociadas con una reducción estimada de aproximadamente el 5 % en la producción de sedimentos. Durante ese periodo, la precipitación disminuyó cerca del 8 %, mientras que la temperatura aumentó alrededor del 9 % en términos relativos, según la referencia climática utilizada. Para el análisis se consideró un coeficiente de erosión ponderado de 0,96, con el propósito de examinar el efecto de las tendencias climáticas sobre la respuesta sedimentaria de la cuenca.

La extrapolación de las tendencias permitió estimar disminuciones adicionales de la tasa de erosión para los horizontes posteriores al periodo de referencia. Los resultados señalaron variaciones cercanas a cero para 2025, de aproximadamente 2,5 % para 2050, de 3,5 % para 2075 y de 5 % para 2100. Estas diferencias correspondieron al comportamiento previsto por el modelo bajo las condiciones climáticas extrapoladas. La disminución estimada no implicó la interrupción del transporte de sedimentos, sino una modificación de su magnitud anual bajo los supuestos utilizados.

Contraste del modelo con datos experimentales

Para el contraste del modelo se dispuso de información batimétrica del embalse de Tacagua, correspondiente a un volumen anual de sedimentación reportado de 490 000 m³/año. Por su parte, el EPM estimó un aporte de 388 607,83 m³/año para la subcuenca de Tacagua, tal como se presentó en la tabla 4. Ambos valores proporcionaron una referencia para examinar la correspondencia entre la estimación del modelo y la sedimentación registrada en el embalse. No obstante, su comparación requirió considerar las diferencias entre el transporte calculado y el volumen efectivamente retenido.

Los resultados mostraron una diferencia absoluta de 101 392,17 m³/año entre el volumen batimétrico reportado y el valor estimado mediante el EPM. La estimación modelada fue inferior al dato de referencia, aunque esta diferencia no permitió establecer por sí sola la precisión ni la validez predictiva del método. Para interpretar el contraste fue necesario considerar el periodo de acumulación representado por la batimetría y la posible eficiencia de retención del embalse, aspectos que no se especificaron en los datos disponibles.

Cambios de uso del suelo en la subcuenca Orinoca

En 1992, la cobertura vegetal de la subcuenca Orinoca estuvo dominada por pajonales, que ocuparon el 20,02 % de su superficie, seguidos de las asociaciones pajonal-tholar (19,40 %) y tholar-pajonal (16,33 %). Los tholares representaron el 14,57 %, mientras que los gramadales de chiji alcanzaron el 11,55 % y los suelos salinos y arenales comprendieron el 12,40 %. Esta distribución evidenció el predominio de comunidades vegetales nativas y superficies naturales antes del periodo de mayor expansión agrícola identificado mediante imágenes satelitales.

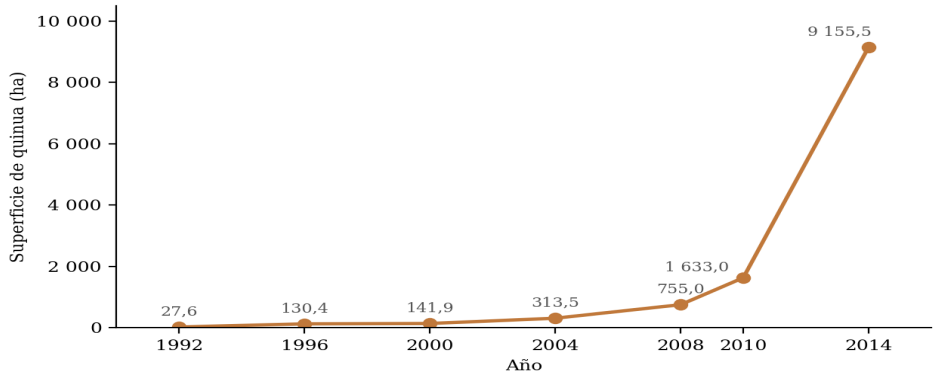
La superficie destinada al cultivo de quinua experimentó un incremento considerable entre 1992 y 2014, al pasar de 27,6 a 9155,5 ha. En términos relativos, su participación en la subcuenca aumentó de aproximadamente 0,05 % a 17,40 %, por lo que la superficie final fue cerca de 331,7 veces la registrada al inicio del periodo. Hasta 2004, la expansión presentó una magnitud limitada, con 313,5 ha cultivadas, mientras que en 2008 alcanzó 755,0 ha. Posteriormente, el crecimiento se intensificó, hasta registrar 1633,0 ha en 2010 y 9155,5 ha en 2014.

El análisis temporal mostró que la expansión del cultivo de quinua se concentró principalmente durante los últimos años del periodo evaluado. Entre 1992 y 2004, el incremento promedio fue cercano a 24 ha anuales, mientras que entre 2008 y 2014 superó las 1000 ha por año. Este cambio evidenció una aceleración de la transformación territorial, particularmente a partir de 2010. La figura 2 representa la evolución de la superficie cultivada y permite identificar las diferencias en la velocidad de expansión durante los años considerados.

Las transformaciones de la cobertura afectaron principalmente a las comunidades vegetales nativas. Los tholares registraron una disminución del 40,8 % de su superficie inicial, seguidos de las asociaciones tholar-pajonal, con una reducción del 23,1 %, y los pajonales, con una disminución del 21,0 %. Las asociaciones pajonal-tholar presentaron una reducción del 8,9 %, mientras que los gramadales de chiji disminuyeron el 12,8 %. Estas variaciones evidenciaron diferencias en la magnitud de las transformaciones según el tipo de cobertura vegetal.

Figura 2

Expansión del cultivo de quinua en la subcuenca Orinoca entre 1992 y 2014



Nota. Las superficies se obtuvieron mediante clasificación de imágenes Landsat correspondientes a los años analizados.

La tabla 5 compara las superficies registradas en 1992 y 2014 para las principales unidades de cobertura de la subcuenca Orinoca. Los resultados muestran que los tholares experimentaron la mayor reducción proporcional, mientras que los pajonales presentaron la mayor pérdida absoluta de superficie entre las unidades naturales consideradas. En contraste, el cultivo extensivo de quinua pasó de una ocupación marginal a una extensión considerable del territorio. La comparación permitió identificar las coberturas más afectadas durante el periodo de expansión agrícola.

Tabla 5

Cambios en la superficie de las principales coberturas de la subcuenca Orinoca entre 1992 y 2014

Cobertura	Coeficiente X	1992 (ha)	2014 (ha)	Variación reportada
Tholar	0,7	7 660,8	4 534,7	−40,8 %
Pajonal	0,6	10 533,3	8 321,8	−21,0 %
Tholar-pajonal	0,7	8 591,0	6 604,1	−23,1 %
Pajonal-tholar	0,7	10 206,1	9 292,7	−8,9 %
Gramadal de chiji	0,4	6 064,1	5 285,1	−12,8 %
Cultivos extensivos de quinua	1,0	27,6	9 155,5	Superficie final 331,7 veces la inicial

Nota. El coeficiente X corresponde al parámetro de cobertura vegetal del modelo EPM. Las variaciones se determinaron a partir de las superficies registradas en 1992 y 2014. Los valores negativos representan disminuciones de superficie.

Los cambios identificados en la cobertura vegetal modificaron el coeficiente X utilizado en la modelización de la erosión hídrica. El valor ponderado permaneció en 0,68 durante el periodo 1992–2008, aumentó a 0,69 en 2010 y alcanzó 0,74 en 2014. Esta variación reflejó la sustitución progresiva de coberturas naturales por superficies agrícolas con mayores coeficientes de erosión. Los resultados permitieron identificar una modificación de las condiciones de protección superficial del suelo asociada con la expansión de los cultivos.

La aplicación del EPM mostró diferencias en las tasas estimadas de erosión según el tipo de cobertura vegetal y su conversión a superficies cultivadas con quinua. En los tholares, la tasa pasó de 12,44 a 25,92, equivalente a un incremento aproximado del 108 %, mientras que en los pajonales aumentó de 11,58 a 23,73, correspondiente al 105 %. Las asociaciones tholar-pajonal y pajonal-tholar presentaron aumentos del 71 % y 69 %, respectivamente. El mayor incremento relativo correspondió al gramadal de chiji, cuya tasa pasó de 6,35 a 19,26, con una variación aproximada del 203 %.

La tabla 6 presenta los valores estimados de erosión correspondientes a las coberturas naturales y a sus condiciones de conversión agrícola. Los resultados muestran incrementos en todas las unidades evaluadas, aunque con magnitudes diferenciadas según el coeficiente de cobertura inicial. El gramadal de chiji registró el mayor incremento porcentual, mientras que los tholares presentaron la mayor diferencia absoluta entre los valores comparados. Estas variaciones evidenciaron la sensibilidad del modelo frente a los cambios del coeficiente X.

Tabla 6

Tasa de erosión estimada por cobertura vegetal antes y después de su conversión a quinua

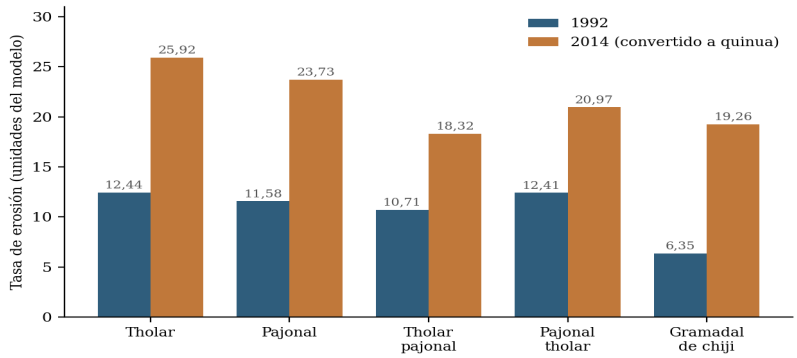
Cobertura vegetal	1992	2014	Diferencia	Incremento (%)
Tholar	12,44	25,92	13,48	108
Pajonal	11,58	23,73	12,15	105
Tholar-pajonal	10,71	18,32	7,61	71
Pajonal-tholar	12,41	20,97	8,56	69
Gramadal de chiji	6,35	19,26	12,91	203

Nota. Valores de erosión estimados mediante el modelo EPM, expresados provisionalmente en m³/ha/año según la unidad indicada para la media ponderada en el documento original. La diferencia del tholar se corrigió aritméticamente a 13,48. Es necesario confirmar que esta unidad corresponde a todos los valores de la tabla.

La representación comparativa de las tasas de erosión permitió visualizar el efecto estimado de la sustitución de vegetación natural por cultivos de quinua. Los mayores incrementos relativos se registraron en las coberturas con menores tasas iniciales, especialmente el gramadal de chiji, mientras que las asociaciones de tholar y pajonal presentaron variaciones porcentuales inferiores. La figura 3 muestra las diferencias entre las condiciones de referencia de 1992 y los valores modelados tras la conversión agrícola, de acuerdo con los coeficientes asignados a cada cobertura.

Figura 3

Tasa de erosión por tipo de cobertura vegetal en 1992 y después de su conversión a quinua en 2014



Nota. Valores estimados mediante el modelo EPM para la subcuenca Orinoca.

A escala de subcuenca, la tasa media ponderada de erosión aumentó de 12,50 m³/ha/año en 1992 a 14,48 m³/ha/año en 2014, equivalente a un incremento del 15,84 %. Este resultado evidenció una mayor producción potencial de sedimentos asociada con las modificaciones de la cobertura vegetal consideradas en la modelización. La variación fue coherente con el aumento del coeficiente X durante el periodo analizado y mostró diferencias respecto de la tendencia climática estimada para el conjunto de la cuenca. Por tanto, la evaluación permitió identificar el efecto modelado del cambio de uso del suelo en la zona piloto.

4. Discusión

Magnitud de la erosión y del aporte de sedimentos

La diferencia entre la tasa potencial de erosión (M = 15,19 t/ha/año) y la tasa estimada de transporte de sedimentos (M = 1,06 t/ha/año) evidenció la influencia del coeficiente de entrega de sedimentos (R = 0,07) sobre la dinámica sedimentaria de la cuenca. Este comportamiento se relacionó con el predominio de depósitos cuaternarios, que ocuparon el 58,38 % de la superficie, y con la presencia de pendientes inferiores al 2 % en el 48,95 % del territorio. Estas características pudieron favorecer la deposición interna de materiales y limitar su transferencia hacia las secciones de cierre de las unidades hidrográficas.

La tasa potencial estimada presentó una magnitud comparable con los 12,85 t/ha/año reportados por Iñiguez (2013) para la subcuenca Poopó, mientras que la tasa de transporte se ubicó dentro del intervalo de 0,20 a 20 t/ha/año documentado por Van Rompaey et al. (2005) en cuencas italianas. Aunque estas coincidencias proporcionaron referencias para contextualizar los resultados, las diferencias geomorfológicas, climáticas y metodológicas limitaron su comparación directa. En este sentido, de Vente y Poesen (2005) destacaron la utilidad de los modelos semicuantitativos para estimar la producción de sedimentos, aunque su aplicación requirió considerar las incertidumbres asociadas con la disponibilidad y calidad de los datos.

La distribución espacial de los aportes mostró que cinco de las 23 subcuencas concentraron el 54,6 % del volumen anual de sedimentos transportados. Esta concentración evidenció que la contribución sedimentaria no fue homogénea y que determinadas unidades hidrográficas tuvieron mayor participación en la dinámica erosiva del sistema. Los sectores de laderas, abanicos y piedemontes con vegetación escasa, pendientes superiores al 5 % y actividad agrícola constituyeron áreas relevantes para la conservación del suelo. Por tanto, la planificación de medidas de control debió considerar tanto la intensidad de la erosión como la capacidad de transporte de los sedimentos hacia la red de drenaje.

Desempeño del modelo y limitaciones metodológicas

El contraste del EPM con la información batimétrica de Tacagua permitió examinar su comportamiento en las condiciones ambientales del altiplano boliviano. El valor local ajustado de 483 000 m³/año, señalado en los antecedentes de la discusión, se aproximó al registro batimétrico de 490 000 m³/año; sin embargo, esta comparación no constituyó una validación independiente si el dato observado se utilizó previamente para calibrar el modelo. En consecuencia, la concordancia obtenida debía interpretarse como un indicador de ajuste local, sin extender automáticamente su desempeño al conjunto de la cuenca (de Vente et al., 2013).

La estimación regional de Tacagua alcanzó 388 607,83 m³/año, valor 20,69 % inferior al aporte batimétrico de 490 000 m³/año, lo que evidenció diferencias entre el cálculo regional y la referencia experimental. Esta discrepancia sugirió la necesidad de examinar la transferencia de parámetros entre unidades hidrográficas y la sensibilidad del modelo ante variaciones locales de cobertura vegetal, erodabilidad y características morfométricas. Aunque Efthimiou et al. (2016) documentaron aplicaciones del EPM para evaluar la susceptibilidad erosiva en Grecia, los resultados obtenidos en otros territorios no garantizaron una precisión equivalente en la cuenca del lago Poopó.

Las limitaciones de información constituyeron otro factor relevante para interpretar los resultados. Únicamente seis estaciones meteorológicas dispusieron de registros de precipitación superiores a 30

años, mientras que la información térmica presentó restricciones de cobertura temporal y espacial. Los coeficientes de vegetación (X), erodabilidad (Y) y estado erosivo (θ) se asignaron mediante categorías derivadas de cartografía temática e imágenes de 30 m de resolución. Estas condiciones introdujeron incertidumbres asociadas con la representación espacial de los procesos erosivos, cuya magnitud no fue cuantificada mediante análisis de sensibilidad o propagación de errores.

El alcance del modelo también requirió considerar los procesos de degradación no representados explícitamente. Aunque el EPM incorporó indicadores del estado erosivo del territorio, sus resultados no constituyeron una estimación independiente y exhaustiva de la erosión eólica, fenómeno potencialmente relevante durante los periodos secos del altiplano. De igual manera, el tiempo teórico de llenado del lago, estimado en aproximadamente 410 años, respondió a una relación simplificada entre el volumen del cuerpo de agua y los aportes anuales de sedimentos. Por consiguiente, esta estimación no representó una predicción de colmatación, al excluir procesos como compactación, resuspensión y variaciones del balance hídrico.

Sedimentación y desecación del lago Poopó

El aporte sedimentario estimado de 0,0054 km³/año, frente a un volumen lacustre aproximado de 2,21 km³, indicó que la acumulación anual de materiales representó una proporción reducida del volumen de referencia del lago. En consecuencia, los resultados no respaldaron que la sedimentación, por sí sola, explicara el episodio de desecación registrado en 2015. Esta interpretación fue coherente con Pillco y Bengtsson (2006), quienes documentaron la elevada sensibilidad del lago Poopó frente a las variaciones de precipitación y de los aportes del río Desaguadero. No obstante, la relación volumétrica calculada no permitió determinar directamente la contribución histórica de los sedimentos a la pérdida de capacidad lacustre.

Satgé et al. (2017) identificaron la participación de factores climáticos y actividades humanas en los episodios de desecación del lago Poopó, entre ellos la variabilidad de los aportes hídricos y las modificaciones de las condiciones ambientales de la cuenca. Estos antecedentes permitieron interpretar la desecación como un fenómeno multicausal, en el que la dinámica sedimentaria representó un componente adicional y no necesariamente el factor determinante. Sin embargo, dada la escasa profundidad del lago, la acumulación progresiva de sedimentos pudo modificar su capacidad de almacenamiento y distribución espacial. Por ello, el control de la erosión mantuvo relevancia dentro de una gestión integral orientada a la conservación del sistema lacustre.

Variabilidad climática y erosión

Las tendencias climáticas registradas entre 1975 y 2013 mostraron un incremento de temperatura de 0,017 °C/año y una disminución de precipitación cercana a 1 mm/año. Bajo las condiciones establecidas en el modelo, estas variaciones se asociaron con una reducción aproximada del 5 % en la producción estimada de sedimentos. Este comportamiento respondió principalmente a la relación matemática entre precipitación, temperatura y producción sedimentaria incorporada en el EPM, por lo que no debía interpretarse como evidencia de una disminución generalizada de la degradación del suelo. La respuesta erosiva también dependió de las características geomorfológicas y de cobertura superficial.

Las extrapolaciones lineales hasta 2100 mostraron incrementos progresivos de temperatura y reducciones acumuladas de precipitación, con efectos relativamente moderados sobre las tasas estimadas de erosión. Sin embargo, estos resultados representaron prolongaciones estadísticas de

tendencias históricas y no proyecciones climáticas derivadas de escenarios de emisiones o modelos regionales. Aunque el IPCC (2013) documentó cambios potenciales en los patrones de temperatura y precipitación, no resultó metodológicamente adecuado establecer una equivalencia directa entre sus proyecciones y las extrapolaciones obtenidas para la cuenca sin considerar escenarios, periodos de referencia e incertidumbres comparables.

La interpretación de estos resultados también estuvo condicionada por la resolución temporal de las variables utilizadas en el EPM. El modelo incorporó valores medios anuales de precipitación y temperatura, pero no representó directamente la intensidad, duración y frecuencia de los eventos extremos de lluvia. En consecuencia, una reducción de la precipitación anual no necesariamente implicaría una disminución de la erosión si ocurrieran episodios de mayor intensidad capaces de incrementar la escorrentía. Esta limitación destacó la necesidad de complementar el análisis con información climática de mayor resolución temporal y procedimientos que permitan evaluar la respuesta sedimentaria ante eventos extremos.

Cambio de uso del suelo y expansión del cultivo de quinua

La transformación de coberturas naturales en superficies destinadas al cultivo de quinua constituyó uno de los principales factores asociados con el incremento de la erosión modelada en la subcuenca Orinoca. Las tasas estimadas aumentaron entre el 69 % y el 203 %, dependiendo de la cobertura sustituida, debido principalmente a las modificaciones del coeficiente de vegetación (X). El mayor incremento relativo correspondió al gramadal de chiji, cuya tasa inicial fue la menor entre las unidades evaluadas. Estos resultados evidenciaron la sensibilidad del EPM frente a los cambios de cobertura, aunque no permitieron atribuir exclusivamente al cultivo los procesos erosivos efectivamente observados en el terreno.

A escala de subcuenca, la tasa media ponderada aumentó de 12,50 a 14,48 m^3/ha/año entre 1992 y 2014, equivalente a un incremento del 15,84 %. Durante el mismo periodo, la superficie destinada al cultivo de quinua pasó de 27,6 a 9155,5 ha, hasta ocupar el 17,40 % del territorio. La diferencia entre los aumentos estimados por unidad de cobertura y el incremento medio de la subcuenca respondió a la distribución espacial de las áreas transformadas y a la permanencia de coberturas naturales en el territorio. La aceleración de la expansión agrícola observada después de 2008 evidenció la importancia de evaluar sus posibles efectos acumulativos.

Estos hallazgos aportaron elementos para interpretar el debate científico sobre la sostenibilidad del cultivo de quinua en el altiplano boliviano. Jacobsen (2011) advirtió sobre los riesgos de degradación del suelo asociados con la intensificación agrícola, mientras que Winkel et al. (2012) cuestionaron la suficiencia de la evidencia utilizada para establecer determinadas consecuencias ambientales y productivas. La presente investigación no evaluó rendimientos agrícolas ni demostró una disminución de la productividad, sino que cuantificó cambios en la erosión estimada mediante el EPM. Por tanto, sus resultados complementaron esta controversia al identificar un posible incremento de susceptibilidad erosiva asociado con la sustitución de vegetación natural.

La relación entre transformación territorial y erosión también coincidió con los planteamientos de Borrelli et al. (2017), quienes identificaron el cambio de uso del suelo como un factor relevante en la distribución global de la erosión hídrica. Sin embargo, la magnitud del efecto dependió de las propiedades del suelo, las pendientes, las características de cobertura y las prácticas agrícolas implementadas. En este contexto, los resultados de Orinoca sugirieron la conveniencia de orientar la expansión productiva hacia áreas de menor susceptibilidad y fortalecer las prácticas de conservación. Estas medidas debían sustentarse en evaluaciones territoriales específicas que integraran los criterios ambientales con las necesidades productivas locales.

Implicaciones para la gestión y futuras investigaciones

Los resultados permitieron identificar áreas prioritarias para la planificación de medidas de conservación del suelo y manejo de sedimentos. Entre las acciones recomendadas se encontraron la protección de gramadales de chiji y otras coberturas nativas susceptibles de transformación, la conservación de franjas vegetales y la implementación de prácticas agrícolas orientadas a disminuir la exposición superficial del suelo. En las unidades hidrográficas con mayores aportes, se consideró pertinente evaluar intervenciones de restauración y manejo de escorrentía. Estas propuestas constituyeron implicaciones derivadas de la modelización y requerirían estudios de factibilidad antes de su aplicación territorial.

Las investigaciones futuras deberían fortalecer la evaluación del desempeño del EPM mediante registros independientes de transporte sólido y análisis de sensibilidad de sus parámetros. También resultaría pertinente comparar sus estimaciones con otros modelos hidrosedimentológicos, incorporar escenarios climáticos con información sobre precipitación extrema y evaluar conjuntamente las transformaciones del uso del suelo y las variaciones climáticas. La consideración explícita de la erosión eólica permitiría ampliar el alcance de los análisis de degradación territorial. Estas mejoras contribuirían a reducir la incertidumbre de las estimaciones y fortalecer la utilidad de los resultados para la gestión sostenible de la cuenca del lago Poopó.

5. Conclusiones

La aplicación del método del potencial de erosión (EPM), integrado en un entorno de sistemas de información geográfica, permitió cuantificar la producción y el transporte de sedimentos en la cuenca del lago Poopó, a pesar de las limitaciones de información hidrometeorológica y sedimentológica. El volumen anual transportado se estimó en 2 266 504,24 m³, con un coeficiente de entrega de sedimentos ponderado de 0,07 y una tasa media de transporte de 1,06 t/ha/año. Estos resultados evidenciaron que solo una fracción del material potencialmente erosionado alcanzó las secciones de cierre de las unidades hidrográficas, debido a los procesos de deposición interna considerados en el modelo.

La distribución espacial de los sedimentos mostró una concentración desigual de los aportes entre las unidades hidrográficas, principalmente en sectores de laderas, abanicos y piedemontes con cobertura vegetal limitada y pendientes superiores al 5 %. Las subcuencas Tacagua, Márquez, Paria, Sora Sora y Huana Jahuira concentraron el 54,6 % del volumen anual estimado. Esta distribución permitió identificar áreas prioritarias para la conservación del suelo y el manejo de la escorrentía, considerando tanto la susceptibilidad erosiva como la contribución sedimentaria de cada subcuenca.

El contraste del modelo con la información batimétrica de Tacagua evidenció diferencias entre la estimación regional de 388 607,83 m³/año y el valor observado de 490 000 m³/año, lo que señaló la necesidad de mejorar la parametrización del EPM en condiciones locales. La disponibilidad de información experimental correspondiente a una sola subcuenca limitó la evaluación de su capacidad predictiva y la posibilidad de generalizar los resultados. Al incorporar los aportes estimados de las cuencas situadas aguas arriba, el volumen total alcanzó aproximadamente 5 368 141 m³/año, mientras que el tiempo teórico de llenado del lago se calculó en 410 años, valor que debió interpretarse como una aproximación simplificada y no como una predicción de colmatación.

El análisis climático correspondiente al periodo 1975–2013 mostró un incremento medio de temperatura de 0,017 °C/año y una disminución de precipitación cercana a 1 mm/año. Bajo la

extrapolación de estas tendencias históricas, el EPM estimó una reducción moderada de la producción de sedimentos hacia 2100, cercana al 5 %, condicionada por los supuestos matemáticos del modelo. Sin embargo, esta disminución no implicó necesariamente una mejora de las condiciones ambientales, debido a que la estimación utilizó valores climáticos medios anuales y no incorporó directamente la intensidad y frecuencia de los eventos extremos de precipitación.

En la subcuenca Orinoca, la superficie destinada al cultivo de quinua aumentó de 27,6 ha en 1992 a 9155,5 ha en 2014, acompañada de una reducción de las coberturas naturales, particularmente tholares, pajonales y gramadales de chiji. La sustitución de estas coberturas produjo incrementos modelados de las tasas de erosión comprendidos entre el 69 % y el 203 %, mientras que la media ponderada de la subcuenca aumentó un 15,84 %. Estos resultados evidenciaron la sensibilidad de la producción de sedimentos frente a las modificaciones de cobertura vegetal y destacaron la importancia del uso del suelo en la dinámica erosiva de la zona piloto.

En conjunto, los hallazgos identificaron la transformación de coberturas naturales y la variabilidad climática como factores relevantes para la producción y el transporte de sedimentos, aunque sus efectos no pudieron compararse de manera concluyente sin un análisis integrado de sensibilidad. Se consideró prioritario fortalecer la protección de la vegetación nativa, promover prácticas agrícolas de conservación y orientar las intervenciones hacia las unidades hidrográficas con mayores aportes sedimentarios. También se identificó la necesidad de ampliar el monitoreo hidrometeorológico y sedimentológico, incorporar mediciones independientes para evaluar el desempeño del EPM y desarrollar escenarios conjuntos de cambio climático y uso del suelo que reduzcan la incertidumbre de las estimaciones.

Referencias

Borrelli, P., Robinson, D., Fleischer, L., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., Meusburger, K., Modugno, S., Schütt, B., Ferro, V., Bagarello, V., Van Oost, K., Montanarella, L., & Panagos, P. (2017). An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature Communications, 8*, Article 2013. https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7

Calizaya, A. (2009). *Water resources management efforts for best water allocation in the Lake Poopó basin, Bolivia* [Tesis doctoral, Lund University]. Lund University Publications. https://lup.lub.lu.se/search/files/5307978/1487896.pdf

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

Efthimiou, N., Lykoudi, E., Panagoulia, D., & Karavitis, C. (2016). Assessment of soil susceptibility to erosion using the EPM and RUSLE models: The case of Venetikos river catchment. *Global NEST Journal, 18*(1), 164–179. https://doi.org/10.30955/gnj.001847

Gavrilović, Z., Stefanović, M., Milojević, M., & Čotrić, J. (1998). *Erosion Potential Method: An important support for integrated water resource management*. Scribd. https://n9.cl/csdypx

Iñiguez, A. (2013). *Producción de sedimentos y pérdida de suelos mediante modelo Djorovic y Gavrilovic en la cuenca Poopó del departamento de Oruro* [Tesis de maestría, Universidad Mayor de San Simón]. https://n9.cl/jxvl52

Intergovernmental Panel on Climate Change. (2013). *Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (T. Stocker, D. Qin, G. Plattner, M. Tignor, S. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, & P. Midgley, Eds.). Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324

Jacobsen, S. (2011). The situation for quinoa and its production in southern Bolivia: From economic success to environmental disaster. *Journal of Agronomy and Crop Science, 197*(5), 390–399. https://doi.org/10.1111/j.1439-037X.2011.00475.x

Ministerio del Agua, Viceministerio de Cuencas y Recursos Hídricos. (2006). *Tercer informe de país sobre la aplicación de la Convención de Lucha contra la Desertificación en Bolivia.* https://n9.cl/fo9fem

Mollo, N. (2014, 9 de octubre). *Nº 895: Plan Director del Programa Cuenca Poopó. ¿Otro estudio más para el lago Poopó? Centro de Ecología y Pueblos Andinos (CEPA)*. https://n9.cl/2356h8

Pillco, R., & Bengtsson, L. (2006). Long-term and extreme water level variations of the shallow Lake Poopó, Bolivia. *Hydrological Sciences Journal, 51*(1), 98–114. https://doi.org/10.1623/hysj.51.1.98

Rocha, O. (2002). *Diagnóstico de los recursos naturales y culturales de los lagos Poopó y Uru Uru, Oruro, Bolivia*. Convención Ramsar y Wildlife Conservation Society Bolivia. https://n9.cl/w2988

Ruiz, R., & Torres, H. (2010). *Manual de procedimientos de delimitación y codificación de unidades hidrográficas*. Ministerio de Medio Ambiente y Agua, Viceministerio de Recursos Hídricos y Riego. https://n9.cl/tw56i

Satgé, F., Espinoza, R., Pillco Zolá, R., Roig, H., Timouk, F., Molina, J., Garnier, J., Calmant, S., Seyler, F., & Bonnet, M. (2017). Role of climate variability and human activity on Poopó Lake droughts between 1990 and 2015 assessed using remote sensing data. *Remote Sensing, 9*(3), Article 218. https://doi.org/10.3390/rs9030218

Vallejos, P. (2005). *Pérdida de suelo por erosión hídrica en el Departamento de Oruro a través de modelos espaciales* [Tesis de maestría, Universidad Mayor de San Simón]. http://atlas.umss.edu.bo/handle/123456789/3673

Van Rompaey, A., Bazzoffi, P., Jones, R.., & Montanarella, L. (2005). Modeling sediment yields in Italian catchments. *Geomorphology, 65*(1–2), 157–169. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.08.006

Wang, Q., & Takahashi, H. (1999). A land surface water deficit model for an arid and semiarid region: Impact of desertification on the water deficit status in the Loess Plateau, China. *Journal of Climate, 12*(1), 244–257. https://doi.org/10.1175/1520-0442(1999)012%3C0244:ALSWDM%3E2.0.CO;2

Winkel, T., Bertero, H., Bommel, P., Bourliaud, J., Chevarría Lazo, M., Cortes, G., Gasselin, P., Geerts, S., Joffre, R., Léger, F., Martinez Avisa, B., Rambal, S., Rivière, G., Tichit, M., Tourrand, J., Vassas Toral, A., Vacher, J., & Vieira Pak, M. (2012). The sustainability of quinoa production in southern Bolivia: From misrepresentations to questionable solutions. Comments on Jacobsen (2011, J. Agron. Crop Sci. 197: 390–399). *Journal of Agronomy and Crop Science, 198*(4), 314–319. https://doi.org/10.1111/j.1439-037X.2012.00506.x

Wischmeier, W., & Smith, D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning* (Agriculture Handbook No. 537). U.S. Department of Agriculture. https://n9.cl/shsfu

Zemljić, M. (1971). Calcul du débit solide: Évaluation de la végétation comme un des facteurs antiérosifs. En *Proceedings of the International Symposium Interpraevent* (Vol. 2, pp. 359–371). Interpraevent. https://n9.cl/wajx80

Transparencia

Conflicto de interés

El autor declara que no existen conflictos de interés de naturaleza alguna como parte de la presente investigación.

Fuente de financiamiento

El autor financia completamente la investigación.

Contribución de autoría

Pedro Román Vallejos Mamani: Conceptualización, metodología, software, validación, análisis formal, investigación, gestión de datos, visualización, redacción - preparación del borrador original, redacción - revisión y edición, financiamiento, administración del proyecto, recursos, supervisión.

El autor intervino de manera activa en el análisis de los resultados, revisión y aprobación del texto final del artículo.