Bol Inst Mar Perú. Vol. 41 (2): e464, julio-diciembre 2026
ISSN: 0458-7766 / e-ISSN: 2810-868X
Instituto del Mar del Perú
DOI: https://doi.org/10.53554/boletin.v41i2.464

Artículo original

Licencia Creative Commons
Atribución-No-Comercial
Compartir Igual 4.0 Internacional

COLAPSO HIDROSEDIMENTOLÓGICO EN UNA CUENCA TROPICAL DE MONTAÑA: MODELACIÓN DEL TRANSPORTE DE SEDIMENTOS, DEFORESTACIÓN Y EROSIÓN ACELERADA EN LA CUENCA DEL RÍO MANZANARES, VENEZUELA

HYDROSEDIMENTOLOGICAL COLLAPSE IN THE MANZANARES RIVER BASIN, VENEZUELA: MODELING SEDIMENT TRANSPORT, DEFORESTATION, AND ACCELERATED EROSION IN A TROPICAL MOUNTAIN WATERSHED

Aristide Márquez[1,*] *Antonio Benítez*[1]

[1] Universidad de Oriente, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Cumaná, Venezuela.
*Correspondencia. E-mail: aristd@gmail.com
Recibido: 22-04-2026, Aceptado: 06-11-2026, Publicado: 11-11-2026

RESUMEN

La cuenca del río Manzanares ubicada al norte de Venezuela, atraviesa un proceso acelerado de sedimentación vinculado a erosión hídrica, deforestación y expansión agropecuaria, lo que compromete su estabilidad hidromorfológica. En este contexto, el objetivo de este estudio fue cuantificar el transporte de sedimentos en diez estaciones distribuidas en las subcuencas alta, media y baja, durante temporada lluviosa (septiembre 2017) y seca (abril 2018). Para ello se aplicaron las ecuaciones de van Rijn para estimar la carga de fondo y suspensión; por tanto, los resultados no corresponden a una simulación numérica ejecutada mediante HEC-RAS; además de estimar la tasa de erosión específica de la cuenca y proyectar escenarios futuros de degradación bajo distintos niveles de intervención. El análisis integró mediciones de caudal, velocidad, profundidad, ancho, sólidos suspendidos, granulometría y pendiente hidráulica. Estos datos fueron complementados con análisis estadístico inferencial (Wilcoxon, ANOVA, correlaciones de Pearson, regresión múltiple y ACP) y evaluación multitemporal de cobertura vegetal (1985-2021). Los resultados mostraron una carga sedimentaria total de 9.775,8 ton/día en lluvias frente a 355,3 ton/día en sequía, con diferencias estacionales altamente significativas (Wilcoxon, $p<0,001$). La subcuenca media aportó 54,7 % del total sedimentario y concentró los principales focos erosivos. La tasa de erosión específica fue de 1.092 t/km²/año, clasificada como crítica. En términos de cambio de uso del suelo, entre 1985 y 2021 la cobertura forestal se redujo en un 56 %, mientras que el uso agropecuario aumentó en un 600 %, explicando el 93 % de la variabilidad de la erosión ($R^2 = 0,93$). Los escenarios prospectivos proyectan que, en ausencia de medidas de intervención, la producción sedimentaria anual podría duplicarse hacia 2050. Se concluye que la restauración forestal y el manejo integral de cuencas son acciones urgentes para evitar deterioro progresivo y un posible colapso del sistema fluvial.
Palabras clave: río Manzanares, degradación, agradación, Venezuela

ABSTRACT

The Manzanares River Basin in northern Venezuela is undergoing rapid sediment accumulation associated with water-driven erosion, deforestation, and agricultural expansion, posing a growing threat to its hydromorphological stability. This study quantified sediment transport at ten sampling stations across the upper, middle, and lower subbasins during the rainy (September 2017) and dry (April 2018) seasons. Bedload and suspended sediment loads were estimated using the van Rijn equations rather than numerical simulations conducted with HEC-RAS. Basin-specific erosion rates were also estimated, and future degradation scenarios were projected under varying levels of intervention. The assessment combined measurements of river discharge, flow velocity, water depth, channel width, suspended solids, sediment grain-size distribution, and hydraulic slope. Inferential statistical methods, including the Wilcoxon test, analysis of variance (ANOVA), Pearson correlation, multiple regression, and principal component analysis (PCA), were applied alongside a multitemporal analysis of vegetation cover spanning 1985–2021. Total sediment transport was substantially higher during the rainy season (9,775.8 t/day) than during the dry season (355.3 t/day), with a highly significant seasonal difference (Wilcoxon test, $p < 0.001$). The middle subbasin contributed 54.7% of the total sediment load and contained the main erosion hotspots. The estimated basin-specific erosion rate was 1,092 t/km²/year, corresponding to a critical erosion level. Between 1985 and 2021, forest cover declined by 56%, while agricultural land use increased by 600 %. These land-use changes accounted for 93 % of the observed variability in erosion ($R^2 = 0.93$). Scenario projections suggest that annual sediment production could double by 2050 in the absence of intervention measures. The findings highlight the urgent need for forest restoration and integrated watershed management to prevent continued hydromorphological degradation and the potential collapse of the river system.
Keywords: Manzanares River Basin, degradation, aggradation, Venezuela

Como referenciar este artículo (APA 7ed): Márquez, A. & Benítez, A. (2026). Colapso hidrosedimentológico en una cuenca tropical de montaña: modelación del transporte de sedimentos, deforestación y erosión acelerada en la cuenca del río Manzanares, Venezuela. *Bol Inst Mar Perú*, *41*(2), e464. https://doi.org/10.53554/boletin.v41i2.464

1. INTRODUCCIÓN

El deterioro hidrosedimentológico en las cuencas tropicales de montaña constituye uno de los problemas ambientales más complejos y relevantes, debido a la estrecha interacción entre la dinámica hidrológica, la erosión del suelo, la producción y el transporte de sedimentos y los cambios en la cobertura y el uso del suelo. Estos procesos pueden afectar la disponibilidad y calidad del agua, acelerar la pérdida de suelos y modificar el funcionamiento geomorfológico y ecológico de las cuencas (Rajbanshi & Bhattacharya, 2020; Kayitesi *et al*., 2022; Villegas-Reyes *et al*., 2023). En las regiones montañosas, la combinación de pendientes pronunciadas, precipitaciones intensas y cambios en la cobertura vegetal favorece la generación, movilización y transferencia de sedimentos hacia la red de drenaje (Thomas *et al*., 2018; Brenna *et al*., 2021; Andualem *et al*., 2023). Asimismo, la deforestación y la expansión de actividades agropecuarias pueden incrementar la erosión y la producción de sedimentos, con consecuencias sobre la fertilidad de los suelos, la calidad del agua, la capacidad hidráulica de los cauces y la vulnerabilidad de las poblaciones frente a inundaciones y otros eventos hidrológicos extremos (Llena *et al*., 2019; Boithias *et al*., 2021; Wei *et al*., 2023). Por tanto, el deterioro hidrosedimentológico no constituye únicamente un problema asociado al comportamiento físico de los ríos, sino un proceso socioambiental que compromete la conservación de los recursos naturales, la estabilidad de los ecosistemas y la seguridad de las poblaciones asentadas en las cuencas. En estos entornos, caracterizados por fuertes pendientes, gran energía del agua y lluvias intensas, los procesos de erosión y transporte de sedimentos son altamente variables y dependen de la interacción entre factores naturales y actividades humanas (Brenna *et al*., 2021).

Diversas investigaciones han evidenciado que la deforestación, la expansión agrícola y las prácticas inadecuadas de manejo del suelo son los principales factores que aceleran la erosión y aumentan la generación y transporte de sedimentos en cuencas tropicales (Thomas *et al*., 2018; García Montoya *et al*., 2021; Wei *et al*., 2023; Li *et al*., 2024). Estos cambios en el paisaje disminuyen la capacidad del suelo para absorber agua, incrementan la escorrentía superficial y facilitan el arrastre de partículas hacia los ríos (Boithias *et al*., 2021; Wynants

1. INTRODUCTION

Hydrosedimentological degradation in tropical mountain watersheds represents a major environmental challenge because of the complex interactions among hydrological processes, soil erosion, sediment production and transport, and changes in land cover and land use. Together, these processes can compromise water availability and quality, accelerate soil loss, and disrupt the geomorphological and ecological functioning of watersheds (Rajbanshi & Bhattacharya, 2020; Kayitesi *et al*., 2022; Villegas-Reyes *et al*., 2023). In mountainous environments, steep terrain, intense precipitation, and changes in vegetation cover create conditions that favor sediment detachment, mobilization, and transfer into river networks (Thomas *et al*., 2018; Brenna *et al*., 2021; Andualem *et al*., 2023). Deforestation and the expansion of agricultural activities can further accelerate erosion and increase sediment yields, affecting soil fertility, water quality, channel conveyance capacity, and the exposure of local communities to flooding and other extreme hydrological events (Llena *et al*., 2019; Boithias *et al*., 2021; Wei *et al*., 2023). Consequently, hydrosedimentological degradation is not merely a matter of changing river dynamics; it is a broader socioenvironmental process with implications for natural resource conservation, ecosystem integrity, and the safety of populations living within affected watersheds. The combined influence of steep slopes, high stream power, and intense rainfall makes erosion and sediment transport particularly variable in these environments, with their magnitude and distribution determined by interactions between natural conditions and human activities (Brenna *et al*., 2021).

Previous research has consistently identified deforestation, agricultural expansion, and unsustainable soil management practices as major contributors to accelerated erosion and increased sediment production and transport in tropical watersheds (Thomas *et al*., 2018; García Montoya *et al*., 2021; Wei *et al*., 2023; Li *et al*., 2024). Changes in vegetation and land use reduce the capacity of soils to absorb rainfall, increase overland flow, and facilitate the delivery of

et al., 2021); por otra parte, como consecuencia, se generan efectos importantes sobre la calidad del agua, la estabilidad de los ecosistemas y el funcionamiento hidráulico de los cauces. Desde el punto de vista socioeconómico, esto se traduce en menor productividad agrícola, mayores costos en el tratamiento del agua y un aumento del riesgo de inundaciones y de obstrucción de infraestructuras hidráulicas (Llena *et al*., 2019).

En las cuencas de montaña, la dinámica de los sedimentos está fuertemente influenciada por la conectividad, es decir, por la capacidad de los materiales erosionados en las laderas para llegar a los ríos y ser transportados aguas abajo (Buter *et al*., 2022; Ardizzone *et al*., 2024). Eventos extremos como tormentas intensas o deslizamientos pueden movilizar grandes cantidades de sedimentos que quedan almacenados temporalmente y se liberan de forma gradual durante años o incluso décadas; esto genera respuestas retardadas en el transporte de sedimentos, lo que complica la comprensión y gestión de estos sistemas (Tunnicliffe *et al*., 2024; Turley *et al*., 2024; Asano *et al*., 2025). Esta naturaleza intermitente y variable del proceso representa un desafío importante, ya que dificulta predecir fenómenos como la colmatación o la erosión; en este contexto, la modelación del transporte de sedimentos se ha convertido en una herramienta clave para entender estos procesos y apoyar la toma de decisiones en la gestión del agua y del territorio. Los modelos hidrosedimentológicos permiten identificar zonas críticas de erosión, estimar balances de sedimentos y proyectar escenarios futuros considerando el cambio climático y las transformaciones en el uso del suelo (Altmann *et al*., 2020; Andualem *et al*., 2023; Chen *et al*., 2024). En cuencas de montaña, donde la complejidad del relieve y la falta de datos son limitantes importantes, el uso de enfoques integrados de modelación resulta fundamental para analizar la evolución del sistema y proponer medidas de mitigación (Singh *et al*., 2025).

En América Latina, y particularmente en Venezuela, aún son escasos los estudios de este tipo en cuencas de montaña, lo que genera una importante brecha de conocimiento y limita la capacidad de gestión frente a los riesgos asociados a la erosión y la sedimentación (Poleto *et al*., 2014; Riveros-Iregui *et al*., 2018; Abatti *et al*., 2022). La cuenca

eroded material to river channels (Boithias *et al*., 2021; Wynants *et al*., 2021). These processes can substantially degrade water quality, destabilize ecosystems, and alter channel hydraulics. Their socioeconomic consequences include reduced agricultural productivity, increased water treatment costs, and greater risks of flooding and obstruction of hydraulic infrastructure (Llena *et al*., 2019).

In mountain watersheds, sediment transport is strongly governed by sediment connectivity, defined as the capacity of eroded material to move from hillslopes into river channels and subsequently downstream (Buter *et al*., 2022; Ardizzone *et al*., 2024). Extreme events, such as intense rainfall and landslides, can mobilize substantial quantities of sediment that remain temporarily stored within the watershed before being progressively released over periods ranging from several years to decades. This delayed sediment delivery complicates the understanding and management of mountain river systems (Tunnicliffe *et al*., 2024; Turley *et al*., 2024; Asano *et al*., 2025). The intermittent and highly variable nature of these processes also limits the predictability of sediment accumulation and erosion. Sediment transport modeling has therefore become an important means of investigating these dynamics and supporting decisions related to water resources and land management. Hydrosedimentological models enable the identification of erosion-prone areas, estimation of sediment budgets, and assessment of future scenarios associated with climate change and land-use transformations (Altmann *et al*., 2020; Andualem *et al*., 2023; Chen *et al*., 2024). Integrated modeling approaches are particularly valuable in mountain watersheds, where complex topography and limited observational data constrain the analysis of system evolution and the design of effective mitigation strategies (Singh *et al*., 2025).

In Latin America, particularly Venezuela, studies integrating these aspects of mountain watershed dynamics remain scarce. This limited body of research represents a substantial knowledge gap and restricts the capacity to manage risks associated with erosion and sedimentation (Poleto *et al*., 2014;

del río Manzanares, ubicada en el estado Sucre, es un ejemplo claro de esta situación ya que, en las últimas décadas ha experimentado cambios significativos en el uso del suelo, especialmente por la disminución de la cobertura boscosa y la expansión de actividades agropecuarias, lo que ha intensificado los procesos erosivos y el transporte de sedimentos (Castro-Moreno *et al*., 2017; Márquez & Lemus, 2025). Además, esta cuenca ha sido afectada por eventos climáticos extremos que han evidenciado su alta vulnerabilidad. En agosto 2012, las lluvias asociadas a la tormenta tropical Isaac provocaron el desbordamiento del río en Cumanacoa, causando pérdidas humanas y daños importantes en viviendas e infraestructuras. Más recientemente, en julio 2024, el huracán Beryl generó precipitaciones intensas que ocasionaron nuevas inundaciones, afectando tanto zonas urbanas como agrícolas y provocando el desplazamiento de población. Estos eventos reflejan la relación directa entre el aumento de sedimentos, la reducción de la capacidad del cauce y el incremento del riesgo de inundaciones.

A pesar de la importancia de esta problemática, actualmente no existen estudios integrales que permitan cuantificar el transporte de sedimentos, analizar su relación con los cambios en el uso del suelo y proyectar escenarios futuros en la cuenca del río Manzanares. Esta falta de información dificulta la implementación de estrategias efectivas para la gestión y adaptación frente a riesgos hidrológicos. En este contexto, el objetivo de este estudio es analizar el comportamiento hidrosedimentológico de la cuenca del río Manzanares mediante la estimación del transporte de sedimentos, la evaluación de los cambios en la cobertura del suelo y la modelación de escenarios futuros de erosión En este contexto, se plantea la hipótesis de que la dinámica hidrosedimentológica de la cuenca del río Manzanares presenta una marcada heterogeneidad espacial y estacional, asociada con las condiciones hidráulicas y sedimentológicas del sistema y con la transformación histórica de la cobertura del suelo. Se espera que las diferencias en el caudal y la velocidad del flujo expliquen una parte importante de la variabilidad del transporte sedimentario, mientras que los sectores sometidos a una mayor transformación de la cobertura boscosa hacia usos agropecuarios presenten una mayor susceptibilidad a la erosión y a la movilización de sedimentos.

Riveros-Iregui *et al*., 2018; Abatti *et al*., 2022). The Manzanares River Basin in Sucre State, Venezuela, provides a representative example. Over recent decades, the basin has experienced considerable land-use changes, particularly the loss of forest cover and expansion of agricultural activities, which have intensified erosion and sediment transport (Castro-Moreno *et al*., 2017; Márquez & Lemus, 2025). The vulnerability of the basin has also been demonstrated by extreme weather events. In August 2012, heavy rainfall associated with Tropical Storm Isaac caused the Manzanares River to overflow in Cumanacoa, resulting in fatalities and substantial damage to housing and infrastructure. In July 2024, intense precipitation associated with Hurricane Beryl caused further flooding, affecting urban and agricultural areas and displacing residents. These events underscore the relationship between increasing sediment accumulation, reduced channel conveyance capacity, and heightened flood risk.

Despite the environmental and socioeconomic significance of these processes, comprehensive assessments that quantify sediment transport, examine its relationship with land-use change, and project future degradation scenarios are currently lacking for the Manzanares River Basin. This information gap limits the development and implementation of effective watershed management and adaptation measures to address hydrological hazards. Against this background, the present study aimed to investigate the hydrosedimentological behavior of the Manzanares River Basin through sediment transport estimation, evaluation of land-cover changes, and modeling of future erosion scenarios. The central hypothesis was that hydrosedimentological dynamics within the basin exhibit substantial spatial and seasonal heterogeneity driven by hydraulic and sedimentological conditions and historical land-cover transformations. Specifically, variations in river discharge and flow velocity were expected to account for a considerable proportion of sediment transport variability, whereas areas subjected to greater conversion of forest cover to agricultural land were expected to be more susceptible to erosion and sediment mobilization.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Diseño de investigación

La investigación se llevó a cabo bajo un enfoque cuantitativo, con un diseño no experimental, de tipo longitudinal-comparativo y con alcance explicativo. Su propósito fue analizar la dinámica del transporte de sedimentos, la erosión específica y la relación entre los cambios en la cobertura vegetal y la degradación hidrosedimentológica en la cuenca del río Manzanares, en Venezuela. Para ello, se combinaron mediciones hidrológicas en campo, modelación de sedimentos, análisis espacial multitemporal de la cobertura del suelo y herramientas de estadística inferencial. Todo esto permitió caracterizar el comportamiento actual de los sedimentos y, además, proyectar posibles escenarios futuros de degradación.

2.2. Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la cuenca del río Manzanares ubicada en el extremo nororiental costero de Venezuela, específicamente en el estado Sucre (Fig. 1). El río Manzanares nace en el macizo del Turimiquire, en las proximidades del cerro Las Peonías, a una altitud aproximada de 2.300 m s. n. m., y recorre cerca de 81 km hasta su desembocadura. La cuenca hidrográfica posee una superficie aproximada de 1.652 km² y presenta un marcado gradiente topográfico; las caracterizaciones históricas reportan para el sistema una pendiente mínima de 15 % y un gasto medio de 1,23 m³/s (Márquez *et al*., 2019; Márquez & Lemus, 2025). Debido a su extensión y heterogeneidad geomorfológica, la cuenca puede diferenciarse en sectores alto, medio y bajo, cuyas características topográficas, hidrológicas y sedimentológicas presentan variaciones espaciales.

En la cuenca baja del río Manzanares se localiza el aliviadero de Puerto La Madera, una infraestructura hidráulica construida en 1970 con el objetivo de reducir el riesgo de inundaciones en el área urbana de Cumaná. La estructura fue concebida para modificar la trayectoria del flujo y generar una bifurcación hidráulica, favoreciendo la derivación de parte de las aguas hacia el sector oriental, en dirección a El Peñón, mientras que el cauce principal continúa atravesando el área urbana de Cumaná, pasando por el sector de Puente

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Research Design

The study employed a quantitative, nonexperimental research design with a longitudinal-comparative approach and an explanatory focus. Its primary objective was to examine sediment transport dynamics, specific erosion rates, and the relationship between vegetation cover changes and hydrosedimentological degradation in the Manzanares River Basin, Venezuela. The methodological framework combined field measurements of hydrological variables, sediment transport modeling, multitemporal spatial analysis of land cover, and inferential statistical methods. This integrated approach enabled the characterization of sediment transport under observed conditions and the projection of potential future degradation scenarios.

2.2. Study Area

The study was conducted in the Manzanares River Basin, situated in Sucre State along the northeastern coast of Venezuela (Fig. 1). The Manzanares River originates in the Turimiquire Massif, near Las Peonías Hill, at an elevation of approximately 2,300 m above sea level. From its headwaters, the river flows approximately 81 km before reaching its mouth. The basin encompasses approximately 1,652 km² and is characterized by substantial topographic variation. Previous assessments have reported a minimum slope of 15 % and a mean river discharge of 1.23 m³/s (Márquez *et al*., 2019; Márquez & Lemus, 2025). Given its extent and geomorphological diversity, the basin can be divided into upper, middle, and lower sectors, each with distinct topographic, hydrological, and sedimentological characteristics.

The Puerto La Madera flood diversion structure is located in the lower Manzanares River Basin. Built in 1970 to mitigate flooding in the urban area of Cumaná, this hydraulic structure was designed to redirect river flow by creating a hydraulic bifurcation. Under its original design, part of the flow would be diverted eastward toward El Peñón, while the main channel would continue through Cumaná, passing Gómez Rubio Bridge before

Gómez Rubio hasta alcanzar la desembocadura. Es importante señalar que esta infraestructura no constituye un embalse y no posee una función de almacenamiento de agua. Asimismo, el aliviadero se encuentra actualmente inoperativo desde hace más de 30 años y no ha sido reparado, por lo que no existe un sistema activo de regulación ni reglas operacionales que controlen artificialmente la distribución del caudal y de los sedimentos.

reaching the river mouth. The structure was not designed as a reservoir and has no water storage function. Moreover, it has remained inoperative for more than 30 years without undergoing repairs. As a result, there is currently no active regulation system or operational framework governing the artificial distribution of river discharge and sediment transport.



Figura 1.- Área de estudio y sitios de muestreo en la cuenca del río Manzanares, Venezuela

Figure 1. Study area and sampling locations in the Manzanares Rives Basin, Venezuela

2.3. Muestreo hidrosedimentológico

Se realizaron dos campañas de muestreo, cada una con diez estaciones seleccionadas de forma aleatoria. La primera se realizó el 26 de septiembre 2017, durante la temporada de lluvias, y la segunda el 3 de abril 2018, en período seco. Los puntos de muestreo se ubicaron tanto en el canal principal del río Manzanares como en varios de sus tributarios, y fueron georreferenciados utilizando un GPS Garmin 12XL. Las estaciones incluyeron: río Yoraco (Est. 10), Las Trincheras (Est. 9), río Aricagua (Est. 8), río Arenas (Est. 7), río San Juan (Est. 6), quebrada Seca (Est. 5), río Cancamure (Est. 4), Puerto de la Madera (Est. 3), puente Gómez Rubio (Est. 2) y la desembocadura del río Manzanares (Est. 1). Para un mejor análisis, la cuenca se dividió en tres subcuencas: la

2.3. Hydrosedimentological Sampling

Two sampling campaigns were carried out, each covering ten sampling stations initially described as randomly selected. The first campaign took place on September 26, 2017, during the rainy season, and the second on April 3, 2018, during the dry season. Sampling stations were distributed along the main channel of the Manzanares River and several tributaries. Their geographic positions were recorded using a Garmin 12XL GPS receiver. The stations were located at the Yoraco River (Station 10), Las Trincheras (Station 9), Aricagua River (Station 8), Arenas River (Station 7), San Juan River (Station 6), Seca Creek (Station 5), Cancamure River (Station 4), Puerto de la Madera (Station 3), Gómez Rubio Bridge (Station 2), and the Manzanares River

cuenca alta, que comprende los ríos Trincheras, Yoraco y Aricagua; la cuenca media, desde el río Arenas hasta el río Cancamure; y la cuenca baja, que se extiende desde Puerto de la Madera hasta la desembocadura del Manzanares en el golfo de Cariaco (Fig. 1). Esta clasificación se basó en las diferencias del gradiente altitudinal, siguiendo lo propuesto por Márquez *et al*. (2019). El diseño de muestreo fue de tipo intencional estratificado por subcuencas, lo que permitió asegurar una adecuada representatividad espacial a lo largo de toda la cuenca.

2.3.1. Variables hidrodinámicas

El caudal (Q) se determinó utilizando un flujómetro, siguiendo los principios del método descrito por Chow (1994). En este caso, se empleó un flujómetro TSK de 7,5 cm de longitud y 8,5 cm de diámetro, con un rango de medición que va desde una velocidad mínima de 8 cm/s hasta un máximo de 3 m/s. Aunque no se utilizó un molinete, el principio de medición es equivalente. El equipo contaba con un rango de calibración entre 0,25 y 2,33 m/s. Para el cálculo del caudal, se midió el ancho del río y se realizaron tres mediciones de velocidad: dos en los extremos y una en el centro del cauce. Asimismo, se registró la profundidad en cada punto evaluado; con estos datos, se estimaron los valores finales de caudal, los cuales fueron expresados en m³/s y calculados mediante la ecuación 1 (Ec. 1).

$$Q = A.U \quad \text{(Ec. 1)}$$

Dónde:

Q = caudal o gasto (m³/s);

A= área de la sección transversal (m²);

U = velocidad media del agua en el punto (m/s).

2.3.2. Variables sedimentarias y caracterización granulométrica

2.3.2.1. Caracterización del material del lecho

Debido a que no fue posible obtener muestras directas y representativas del material del lecho en la totalidad de las estaciones de muestreo, no se realizó una caracterización granulométrica continua del sedimento de fondo a escala de toda la cuenca. En consecuencia, los diámetros representativos (D50 y D90) se estimaron a partir de relaciones empíricas basadas en la pendiente del cauce, siguiendo el enfoque propuesto por Rickenmann (2001). Este método ha sido ampliamente utilizado en ríos de montaña y permite obtener valores aproximados del tamaño del material del lecho cuando no se dispone de muestreo directo.

mouth (Station 1). For analytical purposes, the basin was subdivided into three sectors according to elevation gradients, following Márquez *et al*. (2019). The upper subbasin comprised the Trincheras, Yoraco, and Aricagua rivers; the middle subbasin extended from the Arenas River to the Cancamure River; and the lower subbasin encompassed the reach from Puerto de la Madera to the Manzanares River mouth in the Gulf of Cariaco (Fig. 1). Sampling followed a purposive design stratified by subbasin to provide adequate spatial representation throughout the watershed.

2.3.1. Hydrodynamic Variables

River discharge (Q) was estimated using a flowmeter according to the measurement principles described by Chow (1994). A TSK flowmeter, measuring 7.5 cm in length and 8.5 cm in diameter, was used to record flow velocities ranging from 8 cm/s to 3 m/s. Although a conventional current meter was not employed, the underlying measurement principle was equivalent. The instrument had a calibration range of 0.25–2.33 m/s. Channel width was measured at each station, and flow velocity was recorded at three points across the channel: near both banks and at the center. Water depth was also measured at each sampling point. These measurements were used to estimate river discharge, expressed in m³/s, according to Equation (1).

$$Q = A.U \quad \text{(Eq. 1)}$$

Where:

Q = river discharge (m³/s);

A= channel cross-sectional area (m²);

U = mean water velocity at the measurement point (m/s).

2.3.2. Sediment Variables and Grain-Size Characterization

2.3.2.1. Bed Material Characterization

Direct sampling of representative bed material was not feasible at all monitoring stations. Consequently, a continuous characterization of

sentativos empleados en la estimación del transporte de fondo fueron seleccionados con fines de parametrización de las ecuaciones de transporte, considerando las características geomorfológicas generales de los diferentes sectores de la cuenca y la información sedimentológica disponible. Estos valores no representan una caracterización exhaustiva de la distribución granulométrica del lecho ni implican la ausencia de fracciones más gruesas, como gravas, particularmente en los sectores de montaña.

Debido a las limitaciones de accesibilidad y a las condiciones hidráulicas presentes durante las campañas de campo, no fue posible obtener muestras representativas del material del lecho en las diez estaciones de muestreo. En consecuencia, la caracterización granulométrica disponible fue complementada con observaciones de campo y los diámetros utilizados para la parametrización del transporte de fondo fueron asignados como valores característicos para los sectores altos, medio y bajo de la cuenca. Para el sector alto se adoptó un diámetro representativo de 0,30 mm, correspondiente a la fracción de arena media; para el sector medio se utilizó un diámetro de 0,177 mm, como valor representativo de una fracción de arena fina; y para el sector bajo se empleó un diámetro de 0,125 mm, asociado a materiales predominantemente finos. Estos diámetros se obtuvieron a partir del estudio de Marín-Jiménez *et al*. (2024) y fueron utilizados como parámetros representativos para la estimación del transporte potencial de sedimentos de fondo a escala de sector y no como sustitutos de una caracterización granulométrica individual de cada estación. La ausencia de un muestreo sistemático del lecho en todas las estaciones se reconoce como una limitación del estudio.

Sólidos suspendidos y sólidos totales. Las muestras de agua fueron recolectadas en cada estación durante las campañas de septiembre 2017 y abril 2018 y posteriormente trasladadas al laboratorio para su análisis. Los sólidos suspendidos y sólidos totales se determinaron mediante procedimientos gravimétricos, de acuerdo con *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Eaton *et al*., 1995). Los sólidos suspendidos fueron definidos operacionalmente como el material particulado retenido durante el procedimiento de filtración, mientras que los

bed sediment grain-size distributions across the entire basin could not be undertaken. Instead, representative particle diameters were selected to parameterize the bedload transport equations, drawing on the general geomorphological characteristics of each basin sector and the available sedimentological information. These values were not intended to provide a comprehensive description of bed material grain-size distributions or to exclude the presence of coarser sediment fractions, including gravel, particularly in mountainous areas.

Field accessibility constraints and the hydraulic conditions encountered during sampling prevented the collection of representative bed material samples at all ten stations. Accordingly, the available grain-size information was supplemented by field observations, and characteristic particle diameters were assigned to the upper, middle, and lower sectors of the basin for bedload transport calculations. A representative particle diameter of 0.30 mm, corresponding to medium sand, was assigned to the upper sector. The middle sector was characterized using a diameter of 0.177 mm, representative of fine sand, whereas a diameter of 0.125 mm was adopted for the lower sector, reflecting predominantly fine-grained material. These values were obtained from Marín-Jiménez *et al*. (2024) and served as sector-level parameters for estimating potential bedload transport. They were not treated as substitutes for station-specific grain-size measurements. The lack of systematic bed material sampling at all stations is recognized as a methodological limitation.

Suspended Solids and Total Solids. Water samples were collected at each station during the September 2017 and April 2018 campaigns and transported to the laboratory for analysis. Suspended solids and total solids concentrations were determined using gravimetric procedures described in Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Eaton *et al*., 1995). Suspended solids were operationally defined as the particulate material retained during filtration, whereas total solids were defined as the residue remaining after evaporation and drying of an

sólidos totales correspondieron al residuo obtenido después de la evaporación y secado de una muestra sin filtrar. Esta técnica permite cuantificar concentraciones en un rango que va de 10 a 20.000 mg/L para sólidos totales y de 4 a 20.000 mg/L para sólidos suspendidos, según el Método 2540 (Eaton *et al*., 1995). Ambas variables fueron expresadas en mg/L. En el presente estudio, estos parámetros gravimétricos no fueron considerados equivalentes a las categorías hidráulicas de *wash load* o carga de fondo, las cuales corresponden a mecanismos y modos de transporte sedimentario diferentes.

2.4. Transporte suspendido

Se determinó por la EC 2.

$$Qs = Q.Cs.0{,}0864 \quad \text{(Ec. 2)}$$

Donde Qs= transporte suspendido (ton/día); Q. caudal (m/s), Cs=concentración del solido suspendido (mg/L) en el agua y 0,0864 es el factor de conversión.

2.5. Estimación del transporte de sedimentos

El transporte sedimentario se estimó mediante las ecuaciones de van Rijn (1984a, b), correspondientes a las ecuaciones (3–6), utilizando las variables hidráulicas y sedimentológicas medidas o determinadas para cada estación de muestreo. Las formulaciones fueron operacionalizadas siguiendo el esquema de cálculo de transporte de sedimentos implementado en el módulo *Sediment Transport* de HEC-RAS (USACE, 2023).

2.5.1. Velocidad crítica de arranque

$$Ucr = 0{,}19 d_{50}^{0,1} \ln\left(\frac{4h}{d_{90}}\right) \quad \text{(Ec. 3)}$$

2.5.2. Carga de fondo (*bed load*)

$$qb^* = 0{,}015 Uh \left(\frac{U - Ur}{\sqrt{Rgd_{50}}}\right)^{1,5} \left(\frac{d_{50}}{h}\right)^{1,2} \quad \text{(Ec. 4)}$$

2.5.3. Carga suspendida (*suspended load*)

$$qb^* = 0{,}012 Uh \left(\frac{U - Ur}{\sqrt{Rgd_{50}}}\right)^{2,4} \left(\frac{d_{50}}{h}\right) d_*^{-0,6} \quad \text{(Ec. 5)}$$

2.5.4. Tamaño adimensional

$$d_* = d_{50} \left(\frac{Rg}{\nu^2}\right)^{\frac{1}{3}} \quad \text{(Ec. 6)}$$

unfiltered sample. According to Method 2540, the analytical procedures cover concentration ranges of 10–20,000 mg/L for total solids and 4–20,000 mg/L for suspended solids (Eaton *et al*., 1995). These gravimetric measurements were not assumed to be equivalent to the hydraulic transport categories of wash load or bedload, which describe different mechanisms and modes of sediment movement.

2.4. Suspended Sediment Transport

Suspended sediment transport was calculated using Equation (2):

$$Qs = Q.Cs.0{,}0864 \quad \text{(Eq. 2)}$$

Where Qs= suspended sediment transport (t/day); Q. is river discharge (m^3/s) Cs= suspended solids concentration in water (mg/L), and 0.0864 is the conversion factor.

2.5. Sediment Transport Estimation

Sediment transport was estimated using the equations proposed by van Rijn (1984a, b), presented as Equations (3–6). The calculations incorporated hydraulic and sedimentological variables measured or determined at each sampling station. The equations were applied following the sediment transport calculation procedures implemented in the HEC-RAS Sediment Transport module (USACE, 2023).

2.5.1. Critical velocity for incipient sediment motion

$$Ucr = 0{,}19 d_{50}^{0,1} \ln\left(\frac{4h}{d_{90}}\right) \quad \text{(Eq. 3)}$$

2.5.2. Bedload transport

$$qb^* = 0{,}015 Uh \left(\frac{U - Ur}{\sqrt{Rgd_{50}}}\right)^{1,5} \left(\frac{d_{50}}{h}\right)^{1,2} \quad \text{(Eq. 4)}$$

2.5.3. Suspended sediment transport

$$qb^* = 0{,}012 Uh \left(\frac{U - Ur}{\sqrt{Rgd_{50}}}\right)^{2,4} \left(\frac{d_{50}}{h}\right) d_*^{-0,6} \quad \text{(Eq. 5)}$$

2.5.4. Dimensionless particle diameter

$$d_* = d_{50} \left(\frac{Rg}{\nu^2}\right)^{\frac{1}{3}} \quad \text{(Eq. 6)}$$

Donde; d_{50} (m)= diámetro medio de la partícula; d_{90} (m)= tamaño grueso representativo para este estudio, $d_{90} \approx 2d_{50}$ (supuesto estándar); ϱs (kg/m³)= densidad del sedimento= 2650 kg/m³ (cuarzo); ϱw (kg/m³)= densidad del agua ~1000 kg/m³; R (–) densidad relativa sumergida= $\varrho s - \varrho w/\varrho w$; ν (m²/s)= viscosidad cinemática (se usó) $\nu = 1\times10^{-6}$; g (m/s²)= gravedad (9,81 m/s²); Ucr (m/s)= velocidad crítica; d* (–)= tamaño adimensional del sedimento; (U-Ucr)= exceso de velocidad; qb*=carga de fondo (*bed load*); qs*= carga en suspensión. Las conversiones a transporte real se realizaron: transporte total ($Q_s = q^* \cdot B$); conversión de masa (Carga=$\varrho s.Qs$); conversión a ton/día (ton/día=$\varrho s \cdot Qs \cdot 86400/1000$). La pendiente (S) utilizada fue del 15 %; estudios históricos han reportado un valor de pendiente del orden del 15 % como característica general del sistema del río Manzanares (Márquez *et al*., 2019; Márquez & Lemus, 2025). Este valor se presenta como referencia geomorfológica general y no representa una pendiente hidráulica uniforme para todas las estaciones de muestreo.

2.6. Estimación de erosión específica (t/km²/año)

Se realizó siguiendo Ec.7 indicada en Restrepo (2015):

$$E = \frac{SY}{A} \qquad \text{(Ec. 7)}$$

Donde, E = erosión específica, S_Y = producción anual sedimentaria, A = área cuenca=1672 km²

2.7. Análisis de cobertura forestal y expansión de las actividades agropecuarias

Se utilizaron las series temporales anuales de cobertura y uso del suelo de MapBiomas Venezuela para el período 1985–2021, con el propósito de evaluar la evolución de la cobertura forestal y la expansión de las actividades agropecuarias en la cuenca del río Manzanares. El análisis incorporó la totalidad de las observaciones anuales disponibles durante el período de estudio (37 años), permitiendo estimar para cada año la superficie y el porcentaje correspondientes a las principales clases de cobertura. A partir de esta serie temporal se evaluaron las variaciones acumuladas y las tendencias de cambio de la cobertura forestal y de las áreas agropecuarias. Posteriormente, los cambios en el uso y cobertura del suelo fueron analizados en relación con los patrones espaciales de erosión y transporte de sedimen-

Where; d_{50} (m)= median particle diameter; d_{90} (m)= representative coarse particle diameter, $d_{90} \approx 2d_{50}$ (standard assumption); ϱs (kg/m³)= sediment density, taken as 2,650 kg/m³ for quartz; ϱw (kg/m³)= water density ~1000 kg/m³; R (–) dimensionless submerged relative density= $\varrho s - \varrho w/\varrho w$; ν (m²/s)= kinematic viscosity, set at $\nu = 1\times10^{-6}$; g (m/s²)= gravitational acceleration (9.81 m/s²); Ucr (m/s)= critical velocity; d* (–)= dimensionless particle diameter; (U-Ucr)= excess velocity; qb*=bed load transport; qs*= suspended sediment transport. The calculated values were converted to sediment transport rates using the following expressions: Total transport ($Q_s = q^* \cdot B$); mass conversion (Load=$\varrho s.Qs$); conversion to tons/day (tons/day=$\varrho s \cdot Qs \cdot 86400/1000$). A slope (S) of 15 % was adopted as a general geomorphological reference, based on previous descriptions of the Manzanares River system (Márquez *et al*., 2019; Márquez & Lemus, 2025). This value was not assumed to represent a uniform hydraulic gradient across all sampling stations.

2.6. Specific Erosion Rate Estimation (t/km²/year)

The specific erosion rate was estimated following Restrepo (2015), using Equation (7):

$$E = \frac{SY}{A} \qquad \text{(Eq. 7)}$$

Where, E = specific erosion rate, S_Y = annual sediment yield, and A = watershed area=1,672 km²

2.7. Assessment of Forest Cover Change and Agricultural Expansion

Annual land-cover and land-use datasets from MapBiomas Venezuela were analyzed to characterize changes in forest cover and agricultural expansion in the Manzanares River Basin from 1985 to 2021. The analysis incorporated the complete annual time series available for the 37-year period, allowing the area and proportional extent of the principal land-cover classes to be determined for each year. We then assessed cumulative changes and temporal trends in forest cover and agricultural land use. These changes were subsequently examined in relation to the

tos identificados en las campañas de campo, con el propósito de explorar la influencia de la transformación del paisaje sobre la dinámica hidrosedimentológica de la cuenca (MapBiomas Venezuela, 2023, https://venezuela.mapbiomas.org).

2.8. Modelación prospectiva 2025–2050

La modelación prospectiva de la erosión y la producción de sedimentos para el período 2025–2050 se realizó mediante un enfoque de simulación exponencial compuesta, con el objetivo de proyectar cómo podría evolucionar la carga sedimentaria anual en la cuenca del río Manzanares bajo distintos escenarios de manejo ambiental. El modelo se basó en la ecuación 8:

$$SY_t = SY_0\,(1 + r)^t \qquad \text{(Ec. 8)}$$

En esta expresión, SY_t representa la producción de sedimentos proyectada para el año t, mientras que SY_0 corresponde a la producción sedimentaria anual de referencia, estimada en 1.825.375 ton/año para el período actual. Por su parte, r es la tasa anual de variación de sedimentos y t indica el número de años proyectados. Este tipo de formulación es común y ampliamente utilizada en estudios prospectivos de degradación de cuencas, ya que permite representar procesos acumulativos y no lineales vinculados a cambios en la cobertura vegetal, la erosión hídrica y la expansión de actividades humanas sobre el territorio (Restrepo, 2015).

Se definieron tres escenarios prospectivos para el análisis:

(1) **Escenario sin intervención**, con un incremento anual del 2,8 %, que asume la continuidad de los procesos de deforestación, la expansión de la actividad agropecuaria y la ausencia de medidas de control o mitigación.

(2) **Escenario de mitigación parcial**, con un incremento anual del 1,1 %, en el que se considera una disminución moderada de la deforestación y la implementación limitada de prácticas de conservación de suelos.

(3) **Escenario de restauración activa**, con una reducción anual del −1,5 %, que incorpora acciones de reforestación intensiva, control de la erosión en laderas y recuperación de las franjas ribereñas.

spatial patterns of erosion and sediment transport documented during the field campaigns to explore the influence of landscape transformation on the basin's hydrosedimentological dynamics (MapBiomas Venezuela, 2023, https://venezuela.mapbiomas.org).

2.8. Future Sediment Yield Projections (2025–2050)

Sediment yield and erosion trajectories for the period 2025–2050 were projected using a compound exponential simulation approach to examine how annual sediment loads in the Manzanares River Basin might change under different environmental management scenarios. The projections were based on Equation (8):

$$SY_t = SY_0\,(1 + r)^t \qquad \text{(Eq. 8)}$$

Where, SY_t denotes projected sediment yield in year t, SY_0 is the baseline annual sediment yield, estimated at 1,825,375 t/year under current conditions, r represents the annual rate of change in sediment yield, and t is the number of years projected. This formulation is commonly used in prospective studies of watershed degradation because it captures cumulative and nonlinear changes associated with vegetation loss, water erosion, and the expansion of anthropogenic activities (Restrepo, 2015).

Three scenarios were developed to represent alternative trajectories of sediment production:

(1) **No intervention**: Sediment yield was assumed to increase by 2.8 % annually, reflecting the continuation of deforestation and agricultural expansion without erosion control or mitigation measures.

(2) **Partial mitigation:** An annual increase of 1.1 % was assumed, representing a moderate reduction in deforestation and limited adoption of soil conservation practices.

(3) **Active restoration:** An annual decrease of 1.5 % was assumed, reflecting intensive reforestation, hillslope erosion control, and restoration of riparian vegetation.

Las tasas anuales se estimaron a partir de la tendencia histórica registrada entre 1985 y 2021, cando se observó una reducción de la cobertura forestal del −56 % y un incremento de la expansión agropecuaria del +600 %. Estos cambios se integraron con la respuesta sedimentaria derivada de las ecuaciones de transporte propuestas por van Rijn (1984a, b). El procesamiento numérico se llevó a cabo en Python 3.11, empleando herramientas de cómputo científico (bibliotecas científicas) ampliamente utilizadas en modelación ambiental (Hunter, 2007; McKinney, 2010; Harris *et al*., 2020). Este procedimiento permitió proyectar posibles trayectorias de degradación sedimentaria y evaluar el riesgo de pérdida funcional del sistema fluvial hacia el año 2050. Finalmente, las variables hidrológicas y sedimentológicas registradas en las diez estaciones de muestreo se presentan en la Tabla 1.

The annual rates were derived from historical land-cover trends for 1985–2021, a period characterized by a -56 % reduction in forest cover and a 600 % increase in agricultural land use. These trends were combined with sediment transport estimates obtained using the equations of van Rijn (1984a, b). Numerical computations were performed in Python 3.11 using scientific libraries widely applied in environmental modeling (Hunter, 2007; McKinney, 2010; Harris *et al*., 2020). The resulting projections were used to examine potential sediment-related degradation pathways and assess the risk of functional decline in the river system through 2050. Hydrological and sedimentological measurements from the ten sampling stations are presented in Table 1.

Tabla 1.- Características hidrológicas y sedimentológicas de las estaciones de muestreo

Table 1. Hydrological and sedimentological characteristics of the sampling stations

Estación	Subcuenca	Temporada	Q (m^3/s)	U (m/s)	B (m)	h (m)	d_{50} representativo (mm)	ST (mg/L)	SS (mg/L)
R. Yoraco	Alta	sept-17	4,68	1,8	5,2	0,50	0,30	320	19
R. Trincheras	Alta	sept-17	16,74	2,3	10,4	0,70	0,30	280	5,3
R. Aricagua	Alta	sept-17	10,69	2,38	9,0	0,50	0,30	320	43,8
R. Arenas	Media	sept-17	5,69	0,58	9,0	1,10	0,17	80	3,33
Q. Seca	Media	sept-17	80,36	4,1	24,5	0,80	0,177	320	76
R. San Juan	Media	sept-17	8,42	1,7	9,0	0,55	0,177	280	76
R. Cancamure	Media	sept-17	32,55	1,55	35	0,60	0,177	140	88
P. La Madera	Baja	sept-17	103,01	0,45	50	1,0	0,125	340	16
P. Gómez Rubio	Baja	sept-17	26,95	1,23	22	1,0	0,125	180	21
D. Manzanares	Baja	sept-17	159,5	3,63	22	2,0	0,125	200	26
R. Yoraco	Alta	abr-18	0,15	0,50	3,0	0,10	0,30	311	2,4
R. Trincheras	Alta	abr-18	1,98	0,55	9,0	0,40	0,30	236	11,2
R. Aricagua	Alta	abr-18	2,015	1,55	13	0,10	0,30	248	0,80
R. Arenas	Media	abr-18	4,14	1,15	12	0,30	0,177	88	0,80
Q. Seca	Media	abr-18	22	2,75	20	0,40	0,177	292	5
R. San Juan	Media	abr-18	4,65	1,55	12	0,25	0,177	196	0,60
R. Cancamure	Media	abr-18	13,3	1,9	35	0,2	0,177	78	1,4
P. La Madera	Baja	abr-18	7,35	0,45	25	0,15	0,125	340	16
P. Gómez Rubio	Baja	abr-18	2,64	0,40	22	0,30	0,125	346	5,6
D. Manzanares	Baja	abr-18	21,06	0,90	36	0,65	0,125	384	6,4

Nota: (Q) = caudal; (U) = velocidad media del flujo; (B) = ancho del cauce; (h) = profundidad media; (d_{50}) = diámetro mediano representativo del sedimento; ST = sólidos totales; SS = sólidos suspendidos. Los valores de (d_{50}) fueron adoptados como representativos de cada subcuenca a partir de información granulométrica reportada por Marín-Jiménez *et al*. (2024)

Note: (Q) = discharge; (U) = average flow velocity; (B) = channel width; (h) = average depth; (d50) = representative median diameter of the sediment; TS = total solids; SS = suspended solids. The (d50) values were adopted as representative of each subbasin based on grain-size data reported by Marín-Jiménez *et al.* (2024)

2.9. Análisis de la partición de la carga sólida en Puerto La Madera

El análisis se realizó a partir de los datos hidrosedimentológicos obtenidos durante las campañas de campo efectuadas en septiembre 2017 y abril 2018. Los cálculos de transporte y distribución de la carga sólida se basaron en las mediciones disponibles para las estaciones de muestreo y en la configuración espacial del sistema fluvial durante las fechas evaluadas.

Con el objetivo de evaluar la redistribución del transporte de sedimentos en la cuenca baja del río Manzanares, se incorporó un análisis de partición de la carga sólida en la bifurcación asociada al aliviadero de Puerto La Madera. Esta infraestructura hidráulica fue construida en 1970 con el propósito de contribuir a la reducción del riesgo de inundaciones en el área urbana de Cumaná. La estructura no constituye un embalse ni posee una función de almacenamiento o regulación de agua. Originalmente, el aliviadero generó una bifurcación del sistema fluvial, estableciendo dos rutas principales de circulación: (i) un tramo asociado al sistema de Puerto La Madera, con dirección hacia el sector oriental de Cumaná, en dirección a El Peñón, y (ii) el cauce urbano principal, que atraviesa el centro de la ciudad, pasa por la estación Puente Gómez Rubio y continúa hasta la desembocadura del río Manzanares.

Actualmente, la infraestructura se encuentra inoperativa desde hace más de 30 años y no ha sido reparada ni rehabilitada. En consecuencia, no existe un régimen de operación activo ni reglas de manejo hidráulico, tales como la apertura o cierre de compuertas, que controlen artificialmente la distribución del caudal y de la carga sedimentaria. Por esta razón, el análisis desarrollado en este estudio se basó en la configuración física actual del sistema y en la distribución hidrosedimentológica asociada a la bifurcación.

La partición de la carga sólida se evaluó mediante un balance sedimentario entre los tramos asociados a la bifurcación, considerando las estimaciones de transporte de sedimentos disponibles para las estaciones ubicadas en la cuenca baja. El análisis permitió cuantificar la proporción relativa del material transportado hacia cada trayectoria y evaluar las posibles implicaciones de esta redistribución sobre la acumulación de sedimentos

2.9. Sediment Load Distribution at Puerto La Madera

Sediment load distribution was examined using hydrosedimentological measurements collected during the field campaigns conducted in September 2017 and April 2018. Transport calculations and estimates of sediment distribution were based on the available station measurements and the spatial configuration of the river system during the sampling periods.

To investigate sediment redistribution in the lower Manzanares River Basin, the analysis considered the channel bifurcation associated with the Puerto La Madera flood diversion structure. Constructed in 1970 to reduce flood risk in urban Cumaná, this infrastructure was not intended to function as a reservoir or provide water storage or flow regulation. Its original design established two principal flow pathways: (i) the Puerto La Madera branch, which conveys water toward El Peñón in eastern Cumaná, and (ii) the main urban channel, which crosses the city center, passes Gómez Rubio Bridge, and continues downstream to the Manzanares River mouth.

The diversion structure has been inoperative for more than 30 years and has not been repaired or rehabilitated. Thus, no active operating regime or hydraulic control procedures, including gate operations, currently regulate the allocation of river discharge or sediment loads between the two branches. The analysis was therefore based on the present physical configuration of the river system and the associated distribution of water and sediment at the bifurcation.

Sediment partitioning was assessed by establishing a sediment balance between the two flow pathways using transport estimates from monitoring stations in the lower basin. This approach allowed the relative sediment contribution of each branch to be quantified and provided a basis for evaluating the potential effects of sediment redistribution on accumulation within the main urban channel. Unlike theoretical sediment partitioning approaches, the present

en el cauce urbano principal. A diferencia de los enfoques teóricos de partición, en este estudio se utilizaron directamente las cargas sedimentarias obtenidas a partir de las ecuaciones de van Rijn (1984a, b), aplicadas en estaciones representativas de cada tramo del sistema. En particular, Puerto La Madera se tomó como referencia del flujo desviado hacia el sector El Peñón, mientras que las estaciones Puente Gómez Rubio y la desembocadura del río se consideraron representativas del canal urbano principal. La carga total del sistema se calculó como la suma de ambas rutas, lo que permitió estimar la proporción de sedimentos que se transporta hacia cada brazo del cauce, tanto en condiciones de temporada lluviosa como seca.

2.10. Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando los datos obtenidos en las campañas de campo de septiembre 2017 y abril 2018. Debido a que cada campaña corresponde a una medición puntual realizada en fechas específicas, las comparaciones efectuadas en el presente estudio se interpretaron como diferencias entre campañas de muestreo y no como una representación completa de la variabilidad entre las temporadas seca y lluviosa.

Para fortalecer la validez del análisis, se aplicaron distintas pruebas inferenciales. En primer lugar, se evaluó la normalidad de los datos mediante la prueba de Shapiro–Wilk, con el fin de determinar el tipo de análisis estadístico más adecuado. Debido a que se detectó una no normalidad parcial en las series, se optó por combinar técnicas paramétricas y no paramétricas según el caso. Para evaluar las diferencias entre las mediciones obtenidas durante las campañas de septiembre 2017 y abril 2018, se aplicó la prueba no paramétrica de rangos con signo de Wilcoxon para datos pareados. La prueba se utilizó debido a que las observaciones correspondían a las mismas estaciones de muestreo evaluadas en dos fechas diferentes. Los resultados se interpretaron como diferencias entre campañas de muestreo y no como una caracterización integral de la variabilidad estacional de la cuenca. El análisis se realizó considerando las diez estaciones de monitoreo como unidades de evaluación. Los resultados mostraron diferencias estadísticamente significativas (W= 0, p< 0,001), evidenciando un mayor transporte de sedimentos durante la temporada lluviosa en comparación con el período

analysis relied directly on sediment loads estimated from the van Rijn (1984a, b) equations at stations representing the two branches. Puerto La Madera was used to characterize sediment transport along the diverted flow path toward El Peñón, whereas Gómez Rubio Bridge and the Manzanares River mouth were used to represent the main urban channel. The combined sediment load was calculated by summing the contributions from both pathways, allowing the relative proportion transported through each branch to be estimated for the rainy- and dry-season campaigns.

2.10. Statistical Analysis

Statistical analyses were based on hydrological and sedimentological observations collected during the September 2017 and April 2018 field campaigns. Because each campaign consisted of a single sampling event, the resulting comparisons were treated as differences between sampling dates rather than as a comprehensive assessment of seasonal variability throughout the basin.

A combination of inferential statistical methods was employed to evaluate differences and relationships among the measured variables. The Shapiro–Wilk test was initially applied to assess data normality and guide the selection of appropriate statistical procedures. Because some datasets did not satisfy the assumption of normality, both parametric and nonparametric methods were used as appropriate. Differences between the two sampling campaigns were assessed using the Wilcoxon signed-rank test for paired observations. This nonparametric procedure was appropriate because measurements were collected at the same ten monitoring stations on both dates. The stations were treated as the observational units, and the results were interpreted as differences between campaigns rather than as a complete characterization of rainy- and dry-season variability. The test indicated a statistically significant difference in sediment transport ($W = 0$, $p < 0.001$), with higher values recorded during the rainy-season campaign. Differences among subbasins in sediment transport, river discharge, and suspended solids were examined

seco. Se aplicó un análisis de varianza de una vía (ANOVA), utilizando la prueba no paramétrica de Kruskal–Wallis, con el fin de comparar las diferencias entre subcuencas en variables como el transporte sedimentario, el caudal y los sólidos suspendidos. Asimismo, se empleó la correlación de Pearson para evaluar relaciones lineales entre variables clave del sistema, incluyendo caudal frente a transporte sedimentario, velocidad frente a carga total, sólidos suspendidos frente a concentración en suspensión, y pérdida de cobertura forestal frente a erosión. Para profundizar en la identificación de los principales factores explicativos, se desarrolló un modelo de regresión lineal múltiple de la forma: $\beta 0+\beta 1Q+\beta 2U+\beta 3SS+\beta 4d_{50}$, el cual permitió determinar los predictores más influyentes en la dinámica sedimentaria. Adicionalmente, se aplicó un modelo de regresión específico para analizar la relación entre deforestación y erosión. En todos los casos, se utilizó un nivel de significancia de $\alpha = 0,05$ (Johnson & Wichern, 1992; Clarke & Warwick, 2001).

Por otra parte, se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) utilizando las 20 observaciones disponibles (10 estaciones en dos temporadas), con el objetivo de identificar gradientes estacionales, agrupamientos espaciales y diferenciación entre periodos climáticos (Jolliffe & Cadima, 2016). Todas las variables fueron previamente estandarizadas mediante puntuaciones z (z-score) para eliminar efectos de escala y permitir su comparación directa. El procesamiento de los datos se realizó en Python 3.11, utilizando las bibliotecas NumPy, Pandas, SciPy, Statsmodels y Matplotlib para el análisis estadístico, la modelación y la visualización de resultados. La validez y confiabilidad metodológica del estudio se respaldaron en el uso de ecuaciones ampliamente validadas a nivel internacional (van Rijn, 1984a, b), la aplicación de protocolos del modelo HEC-RAS para transporte de sedimentos, la repetitividad de las mediciones en distintas estaciones y temporadas, y la coherencia de los resultados obtenidos mediante análisis multivariado (Hunter, 2007; McKinney, 2010).

3. RESULTADOS

3.1. Transporte sedimentario

Los resultados obtenidos muestran que la cuenca del río Manzanares tiene una dinámica hidrose-

using the nonparametric Kruskal–Wallis test. Pearson correlation coefficients were calculated to investigate linear relationships between river discharge and sediment transport, flow velocity and total sediment load, suspended solids and suspended sediment concentration, and forest cover loss and erosion. The principal predictors of sediment transport were further investigated using a multiple linear regression model with the following structure: $\beta 0+\beta 1Q+\beta 2U+\beta 3SS+\beta 4d_{50}$. This analysis was used to identify the variables exerting the greatest influence on sediment transport dynamics. An additional regression model was developed specifically to examine the relationship between deforestation and erosion. A significance threshold of $\alpha = 0.05$ was adopted for all statistical tests (Johnson & Wichern, 1992; Clarke & Warwick, 2001).

Principal component analysis (PCA) was conducted using the 20 available observations, corresponding to ten sampling stations evaluated during two campaigns. The analysis was intended to identify seasonal gradients, spatial clustering patterns, and differences between climatic periods (Jolliffe & Cadima, 2016). All variables were standardized to z-scores before analysis to remove differences in scale and facilitate direct comparisons. Statistical analyses, numerical modeling, and graphical visualization were performed in Python 3.11 using NumPy, Pandas, SciPy, Statsmodels, and Matplotlib. The study's methodological validity and reliability were supported by the application of internationally validated sediment transport equations (van Rijn, 1984a, b), the use of HEC-RAS sediment transport calculation procedures, repeated measurements across stations and sampling campaigns, and the consistency of the multivariate analytical results (Hunter, 2007; McKinney, 2010).

3. RESULTS

3.1. Sediment Transport

The findings reveal that hydrosedimentological dynamics in the Manzanares River Basin

dimentológica muy sensible a la estacionalidad climática, a los cambios en la cobertura vegetal y a la presión ejercida por las actividades humanas sobre el territorio. La carga sedimentaria total, estimada mediante las ecuaciones de van Rijn (1984a, b) e implementadas en HEC-RAS, evidenció diferencias muy marcadas entre temporadas. Durante septiembre 2017 (época de lluvias) se estimaron 9.775,8 ton/día, mientras que en abril 2018 (época seca) el valor fue de 355,3 ton/día; esto representa un incremento aproximado de 27,5 veces en la temporada lluviosa (Tabla 2, Fig. 2).

Por otra parte, la carga en suspensión representó la mayor proporción del transporte sedimentario estimado durante ambas campañas de muestreo. En la campaña de septiembre 2017, su contribución superó el 80 % del material transportado, mientras que en abril 2018 también constituyó la fracción predominante de la carga total (Fig. 2). Estos resultados describen las condiciones observadas durante las fechas de muestreo y evidencian una mayor contribución relativa del transporte en suspensión en comparación con la carga de fondo para las condiciones hidrológicas registradas en las estaciones evaluadas.

are strongly influenced by seasonal climatic variability, changes in vegetation cover, and human activities across the watershed. Total sediment loads, estimated using the van Rijn (1984a, b) equations implemented in HEC-RAS, differed substantially between the two sampling campaigns. In September 2017, during the rainy season, sediment transport reached 9,775.8 t/day, compared with 355.3 t/day in April 2018, during the dry season. The estimated sediment load was therefore approximately 27.5 times greater during the rainy-season campaign (Table 2; Fig. 2).

Suspended sediment transport dominated the total sediment load in both campaigns. In September 2017, it accounted for more than 80 % of the transported material and remained the predominant fraction in April 2018 (Fig. 2). These results reflect the hydrological conditions prevailing on the sampling dates and demonstrate that suspended sediment transport contributed a substantially greater proportion of the total load than bedload transport at the stations investigated.

Tabla 2.- Transporte de sedimentos *bed load* y suspensión (ton/día) por estación y agregado por subcuencas (van Rijn)

Table 2. Estimated bedload and suspended sediment transport (t/day) by sampling station and aggregated by subbasins calculated using the van Rijn equations

Cuenca	Río	sept-17		Total	Río	abr-18		Total
		Bed Load	Suspensión			*Bed Load*	Suspensión	
Alta	R. Yoraco	42,6	18,4	61	R. Yoraco	0	0	0
Alta	R. Trincheras	128,5	74,8	203,3	R. Trincheras	3,2	1,1	4,3
Alta	R. Aricagua	96,2	88,5	184,7	R. Aricagua	1,4	0,5	1,9
Media	R. Arenas	6,4	2,9	9,3	R. Arenas	2,9	1,3	4,2
Media	Q. Seca	1485,7	3398,6	4884,3	Q. Seca	148,6	77,4	226
Media	R. San Juan	41,8	25,6	67,4	R. San Juan	2,1	0,8	2,9
Media	R. Cancamure	338,2	256,7	594,9	R. Cancamure	16,8	9,2	26
Baja	P. La Madera	402,5	112,8	515,3	P. La Madera	6,5	1,8	8,3
Baja	P. Gómez Rubio	126,7	59,3	186	P. Gómez Rubio	1,2	0,3	1,5
Baja	D. Manzanares	1685,2	1384,4	3069,6	D. Manzanares	58,7	21,5	80,2
Sedimento agregado por subcuenca								
Alta				449				6,2
Media				5555,9				259
Baja				3770,9				90
Total				9775,8				355

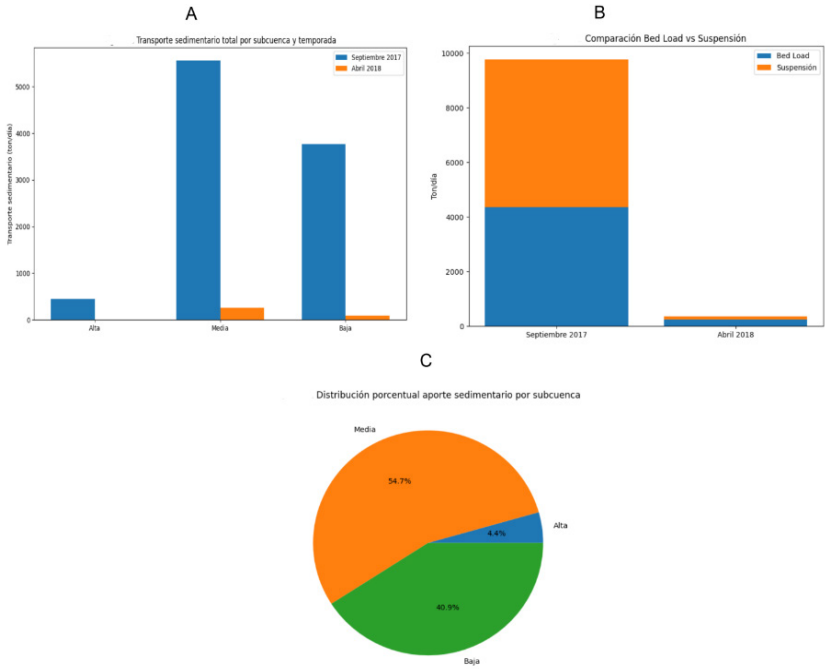


Figura 2.- Comparación del transporte por temporada, agregado y distribución porcentual, del aporte sedimentario por subcuenca en el Manzanares

Figure 2. Comparison of seasonal transport, aggregate transport, and percentage distribution of sediment input by sub-basin in the Manzanares River

3.2. Variabilidad del transporte por subcuencas

La distribución espacial del transporte sedimentario mostró diferencias entre las subcuencas evaluadas. La subcuenca media concentró el 54,7 % de la carga sedimentaria total estimada para las campañas analizadas (Tabla 2; Fig. 2). A escala de estación, Quebrada Seca registró el mayor valor de transporte de sedimentos, con 4.884,3 ton/día durante la campaña de septiembre 2017. En conjunto, los resultados muestran una distribución espacial heterogénea de la carga sedimentaria entre las estaciones y subcuencas evaluadas.

3.3. Erosión específica, deforestación y uso del suelo

La tasa de erosión específica estimada para toda la cuenca fue de 1.092 t/km²/año, lo que refleja la intensidad erosiva integrada del sistema y permite clasificar al río Manzanares dentro de una categoría de erosión muy alta o crítica. Este valor supera los rangos promedio reportados para varias cuencas tropicales de América Latina y se aproxima a los registrados en sistemas fuertemente degradados del norte andino, donde la deforestación ha incrementado de forma significativa la exportación de sedimentos (Restrepo,

3.2. Sediment Transport Variability Across Subbasins

The spatial distribution of sediment transport varied considerably among the three subbasins. The middle subbasin contributed 54.7 % of the total sediment load estimated for the sampling campaigns (Table 2; Fig. 2). Among individual stations, Quebrada Seca exhibited the highest sediment transport rate, reaching 4,884.3 t/day in September 2017. These findings indicate pronounced spatial heterogeneity in sediment transport across the monitored stations and subbasins.

3.3. Specific Erosion Rates, Deforestation, and Land-Use Change

The basin-wide specific erosion rate was estimated at 1,092 t/km²/year, reflecting intense erosional activity and placing the Manzanares River Basin within the very high or critical erosion category. This value exceeds the average rates reported for several tropical watersheds in Latin America and approaches those observed in severely degraded river systems of the northern Andes, where deforestation

2015). Desde una perspectiva geomorfológica, esta magnitud sugiere una pérdida acelerada de suelo, una disminución progresiva de la estabilidad en las laderas y una alta susceptibilidad a procesos de remoción en masa. A nivel de subcuencas, los valores obtenidos fueron: 155 t/km²/año en la cuenca alta, 1.611 t/km²/año en la cuenca media y 1.275 t/km²/año en la cuenca baja (Tabla 3).

La comparación temporal entre 1985 y 2021 evidencia una transformación significativa del paisaje en la cuenca. La cobertura forestal pasó de 90.000 ha a 40.000 ha, lo que representa una reducción del 56 %, mientras que el uso agropecuario aumentó de 10.000 ha a 70.000 ha, equivalente a un incremento del 600 %. Este cambio en el uso del suelo se considera un factor clave en la aceleración de los procesos erosivos. En términos absolutos, la pérdida de cobertura boscosa fue de 50.000 ha durante el período analizado (Tabla 3, Fig. 3A).

El análisis multitemporal de la cobertura forestal durante el período 1985–2021 mostró una disminución progresiva de la cobertura boscosa en la cuenca, acompañada por un incremento de las áreas destinadas a actividades agropecuarias (Fig. 3A). La relación entre la pérdida acumulada de cobertura forestal y la erosión específica mostró una asociación lineal positiva (Fig. 3B). El análisis de regresión, realizado con los datos anuales de la serie 1985–2021 (n = 37), presentó un coeficiente de determinación de $R^2 = 0,93$.

has substantially increased sediment export (Restrepo, 2015). From a geomorphological standpoint, such a high erosion rate suggests accelerated soil loss, progressive hillslope destabilization, and increased susceptibility to mass movements. Specific erosion rates differed markedly among subbasins, with values of 155 t/km²/year in the upper subbasin, 1,611 t/km²/year in the middle subbasin, and 1,275 t/km²/year in the lower subbasin (Table 3).

The comparison of land-cover conditions between 1985 and 2021 revealed extensive landscape transformation. Forest cover decreased from 90,000 to 40,000 ha, representing a 56 % reduction, while agricultural land use expanded from 10,000 to 70,000 ha, corresponding to a 600 % increase. This shift in land use is considered an important driver of accelerated erosion. Overall, the basin experienced a net loss of 50,000 ha of forest cover during the study period (Table 3; Fig. 3A).

Multitemporal analysis of the 1985–2021 land-cover series revealed a sustained decline in forested areas alongside the progressive expansion of agricultural land (Fig. 3A). Cumulative forest cover loss was positively associated with specific erosion rates (Fig. 3B). Linear regression based on the 37 annual observations yielded a coefficient of determination of $R^2 = 0.93$, indicating a strong relationship between these variables.

Tabla 3.- Tasa de erosión específica por subcuenca y cambio de cobertura forestal y expansión agropecuaria (1985–2021)

Table 3. Specific erosion rate by sub-basin and changes in forest cover and agricultural land use (1985–2021)

Subcuenca	Área estimada (km²)	Producción anual (t/año)	Erosión específica (t/km²/año)	Clasificación
Alta	520	80,82	155	Moderada
Media	620	999,162	1611	Muy alta
Baja	532	678,762	1275	Muy alta
Cambio de cobertura forestal y expansión agropecuaria (1985–2021)				
Año	Bosque (ha)	Agropecuario (ha)	% pérdida bosque acumulada	% incremento agropecuario
1985	90	10	0	0
2021	40	70	56	600

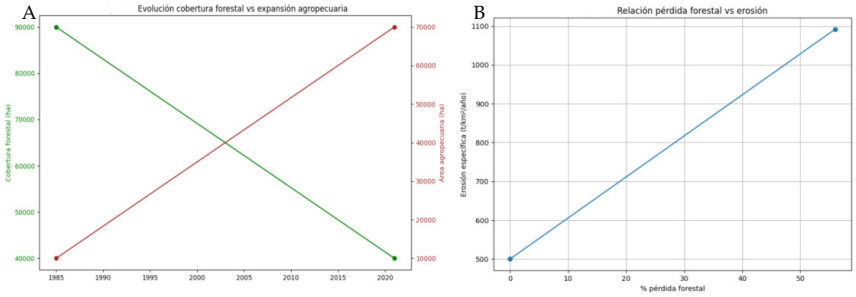


Figura 3.- Evolución temporal anual de la cobertura forestal vs expansión agropecuaria durante el periodo 1985-2021, a partir de la serie temporal MAP BIOMAS (n=37) (A) y relación perdida forestal vs erosión (B) en la cuenca del río Manzanares. La línea continua corresponde al ajuste de regresión lineal l y los años 1985 y 2021 corresponden a los extremos de la serie analizada

Figure 3. Annual temporal evolution of forest cover versus agricultural expansion during the period 1985–2021, based on the MapBiomas time series (n=37) (A) and the relationship between forest loss and erosion (B) in the Manzanares River basin. The solid line corresponds to the linear regression fit l, and the years 1985 and 2021 correspond to the endpoints of the analyzed time series.

3.4. Prospección 2025-2050

Los escenarios prospectivos para el período 2025–2050 muestran una prolongación de las tendencias estimadas de producción sedimentaria bajo diferentes condiciones de manejo de la cuenca. En el escenario sin intervención, la producción sedimentaria anual proyectada podría alcanzar 3.642.918 ton/año hacia 2050, valor cercano al doble de la estimación de referencia actual (Fig. 4). En contraste, el escenario de restauración activa proyecta una reducción de la carga sedimentaria hasta 1.259.906 ton/año hacia 2050, lo que representa una diferencia sustancial con respecto al escenario sin intervención. Estos resultados indican que las medidas de restauración de la cobertura vegetal y el manejo conservacionista del territorio podrían modificar la trayectoria proyectada de la producción de sedimentos (Fig. 4). Asimismo, los resultados muestran diferencias importantes en la erosión específica entre las subcuencas. La subcuenca alta presentó un valor de 155 t/km²/año, mientras que las subcuencas media y baja registraron valores superiores a 1.200 t/km²/año. Estas diferencias evidencian una distribución espacial heterogénea de la producción de sedimentos dentro de la cuenca.

3.5. Resultados inferenciales

Los resultados inferenciales se presentan en la Tabla 4. Esta tabla resume de forma integrada la evidencia estadística que respalda las principales conclusiones del estudio sobre el transporte sedimentario en la cuenca del río Manzanares. En ella se agrupan los estadísticos correspondientes a las

3.4. Projected Sediment Yield for 2025–2050

The prospective scenarios for 2025–2050 indicate substantially different trajectories of annual sediment yield depending on watershed management conditions. Under the no-intervention scenario, sediment production is projected to reach 3,642,918 t/year by 2050, nearly doubling the current reference estimate (Fig. 4). In contrast, the active restoration scenario projects a decline to 1,259,906 t/year by 2050, representing a substantial reduction relative to the no-intervention scenario. These projections suggest that vegetation restoration and conservation-based land management could significantly influence future sediment production trajectories (Fig. 4). Specific erosion rates also varied substantially across the watershed. The upper subbasin exhibited a rate of 155 t/km²/year, whereas the middle and lower subbasins recorded values exceeding 1,200 t/km²/year. This spatial contrast highlights the uneven distribution of sediment production within the Manzanares River Basin.

3.5. Inferential Statistical Analysis

Table 4 summarizes the inferential statistical results supporting the principal findings on sediment transport in the Manzanares River Basin. It brings together the test statistics for comparisons between sampling campaigns, spatial differences among subbasins, hydrosedimen-

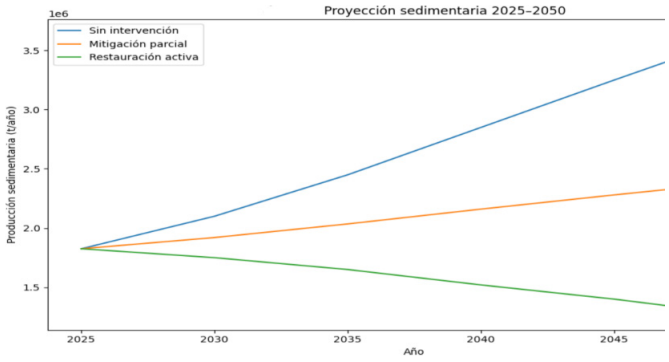
pruebas de comparación estacional, las diferencias espaciales entre subcuencas, las correlaciones hidrosedimentológicas y los modelos de regresión, lo que permite evaluar conjuntamente la significancia, la magnitud y la dirección de los efectos observados. En primer lugar, se encontró una diferencia altamente significativa entre las temporadas hidrológicas (Wilcoxon, $p < 0{,}001$), lo que confirma que durante la época lluviosa el transporte de sedimentos aumenta de manera considerable en comparación con la época seca; de igual forma, el análisis ANOVA evidenció diferencias espaciales significativas entre subcuencas en septiembre ($p = 0{,}011$), mientras que en abril no se observaron diferencias significativas ($p = 0{,}129$). Esto sugiere que la heterogeneidad del sistema sedimentario se acentúa bajo condiciones de mayor escorrentía.

tological correlations, and regression models, providing an integrated assessment of the significance, magnitude, and direction of the observed relationships. The Wilcoxon signed-rank test identified a highly significant difference between the sampling campaigns ($p < 0.001$), with sediment transport substantially higher in September 2017 than in April 2018. Analysis of variance (ANOVA) also revealed significant differences among subbasins during the September campaign ($p = 0.011$), whereas the corresponding differences in April were not statistically significant ($p = 0.129$). These results suggest that spatial heterogeneity in sediment transport becomes more pronounced under higher-runoff conditions.

Tabla 4.- Análisis estadísticos inferenciales aplicados

Table 4. Results of inferential statistical analyses

Prueba	**Estadístico**	**p-valor**	**Interpretación**
Wilcoxon estaciones	W=0	<0,001	Diferencia estacional significativa
ANOVA subcuencas (septiembre)	F=8,74	0,011	Diferencias espaciales significativas
ANOVA subcuencas (abril)	F=2,91	0,129	No hay diferencias espaciales significativas (cuenca homogénea)
Pearson Q vs sedimento	r=0,91	<0,0001	Correlación muy fuerte
Pearson U vs sedimento	r=0,76	0,002	Correlación fuerte
Pearson SS vs suspensión	r=0,84	<0,001	Correlación fuerte
Regresión múltiple	R^2=0,88	<0,001	Modelo predictivo robusto
Deforestación vs erosión	R^2=0,93	<0,001	Alta dependencia



Escenario	**Producción sedimentaria proyectada (t/año)**	**Cobertura forestal esperada**	**Estado ecológico**
Sin intervención	3.642,92	Colapso total	Crítico extremo
Mitigación parcial	2.395,12	Reducción parcial	Alto riesgo

Figura 4.- Escenarios predictivos y proyección sedimentaria 2025-2050 en la cuenca del río Manzanares

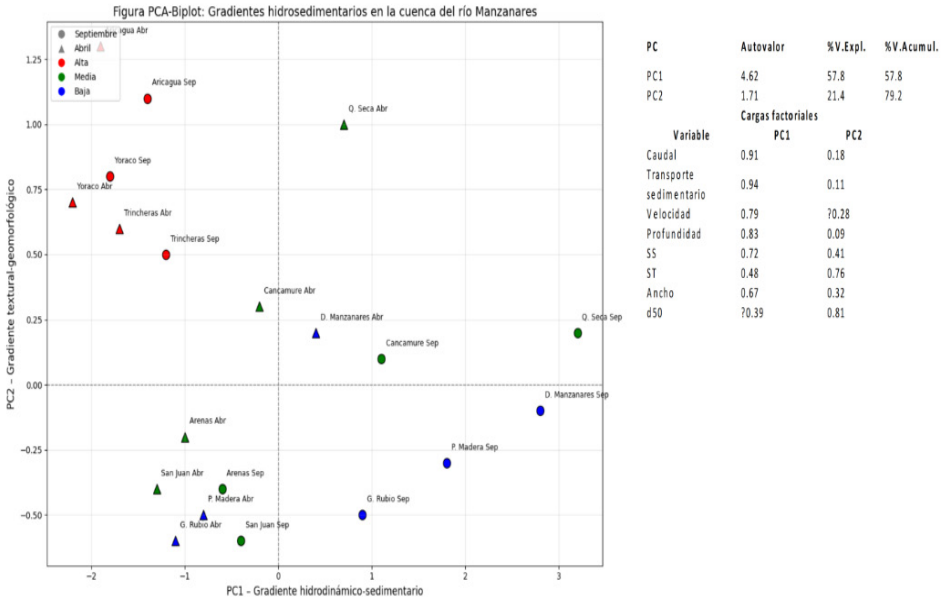
Figure 4. Predictive Scenarios and Sediment Projections for 2025–2050 in the Manzanares River Basin

Por otro lado, las correlaciones positivas y fuertes entre caudal, velocidad del flujo y transporte sedimentario (r = 0,76-0,91) indican que las variables hidráulicas ejercen un control directo sobre la movilización de sedimentos, en coherencia con la teoría de transporte fluvial propuesta por van Rijn (1984a, b). Asimismo, el modelo de regresión múltiple (R^2 = 0,88) muestra que el caudal, la velocidad del flujo y los sólidos suspendidos explican gran parte de la variabilidad del transporte sedimentario. De manera complementaria, la regresión entre deforestación y erosión (R^2= 0,93) refuerza la influencia dominante del cambio de cobertura vegetal como factor estructural en la degradación de la cuenca. En conjunto, estos resultados confirman que las diferencias observadas no son aleatorias, sino estadísticamente consistentes y ambientalmente significativas, lo que fortalece la validez del estudio y su utilidad para la gestión integral de cuencas hidrográficas.

El análisis de componentes principales (ACP), presentado en la Figura 5, mostró que los dos primeros componentes, PC1 y PC2, explicaron conjuntamente el 79,2 % de la varianza total. PC1 explicó 57,8 % de la varianza, mientras que PC2 explicó 21,4 %, lo que permitió representar la mayor parte de la variabilidad multivariada de los datos en un espacio bidimensional. Los resultados indican que la estructura espacial del transporte sedimentario en la cuenca del río Manzanares está controlada principalmente por un gradiente hidrodinámico (PC1), asociado al incremento del caudal y de la energía del flujo durante la temporada de lluvias, y en segundo lugar por un gradiente granulométrico (PC2), relacionado con las variaciones en la textura del material erosionado. Asimismo, se observa una clara separación entre las estaciones correspondientes a septiembre y abril, lo que evidencia una marcada señal estacional en el comportamiento del sistema. La agrupación de las estaciones de Quebrada Seca y la desembocadura en el extremo positivo del PC1 confirma su papel como puntos críticos de exportación de sedimentos, reforzando la identificación de la subcuenca media como la principal zona generadora de material sedimentario dentro del sistema.

Strong positive correlations were observed among river discharge, flow velocity, and sediment transport (r = 0.76–0.91), indicating that hydraulic variables play a major role in sediment mobilization. These relationships are consistent with the principles of fluvial sediment transport described by van Rijn (1984a, b). Multiple regression analysis yielded an R^2 of 0.88, showing that river discharge, flow velocity, and suspended solids collectively explained a substantial proportion of the variation in sediment transport. The regression model relating deforestation to erosion produced an R^2 of 0.93, further supporting the importance of vegetation cover change as a major factor in watershed degradation. Collectively, these results demonstrate statistically consistent and environmentally meaningful relationships among the variables examined, reinforcing the relevance of the findings for integrated watershed management.

Principal component analysis (PCA; Fig. 5) showed that the first two components explained 79.2 % of the total variance, with PC1 accounting for 57.8 % and PC2 for 21.4 %. Thus, most of the multivariate variation could be represented within a two-dimensional ordination space. The first component (PC1) primarily represented a hydrodynamic gradient associated with increased river discharge and flow energy during the rainy season, whereas the second component (PC2) reflected a grain-size gradient related to differences in the texture of eroded sediment. The separation of September and April observations within the ordination space revealed a distinct seasonal pattern in the basin's hydrosedimentological dynamics. Quebrada Seca and the river mouth were positioned toward the positive end of PC1, identifying these stations as major sediment export locations. This distribution further supports the identification of the middle subbasin as the principal sediment-producing sector of the watershed.



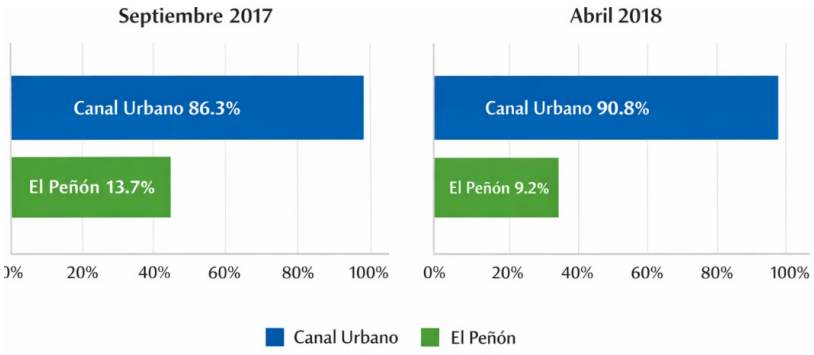
PC	Autovalor	%V.Expl.	%V.Acumul.
PC1	4.62	57.8	57.8
PC2	1.71	21.4	79.2

Cargas factoriales

Variable	PC1	PC2
Caudal	0.91	0.18
Transporte sedimentario	0.94	0.11
Velocidad	0.79	?0.28
Profundidad	0.83	0.09
SS	0.72	0.41
ST	0.48	0.76
Ancho	0.67	0.32
d50	?0.39	0.81

Figura 5.- Proyección ortogonal de los dos primeros componentes principales (ACP-Biplot) para los parámetros hidrosedimentarios en la cuenca del río Manzanares

Figure 5. Orthogonal projection of the first two principal components (PCA-Biplot) for hydrosedimentary parameters in the Manzanares River basin



Temporada	Sedimento total (ton/día)	Canal urbano (ton/día)	El Peñón (ton/día)	% Urbano	% El Peñón
sept-17	3.770,9	3.255,6	515,3	86,3%	13,7%
abr-18	90,0	81.7	8,3	90,8%	9,2%

Nota: Los valores corresponden a la suma de cargas sedimentarias medidas en estaciones representativas de cada brazo.

Figura 6.- Balance sedimentario en la cuenca baja del río Manzanares y distribución porcentual del transporte sedimentario en la cuenca baja del río Manzanares por temporada lluviosa (septiembre 2017) y seca (abril 2018). Se observa una fuerte dominancia del canal urbano principal, que concentra entre 86 % y 91 % de la carga sólida total, mientras que el brazo hacia el sector El Peñón (Puerto La Madera) transporta una fracción considerablemente menor. Este patrón evidencia la baja eficiencia del sistema de derivación en la redistribución del sedimento

Figure 6. Sediment balance in the lower Manzanares River basin and percentage distribution of sediment transport in the lower Manzanares River basin during the rainy season (September 2017) and dry season (April 2018). The main urban channel is clearly dominant, accounting for between 86% and 91% of the total solid load, while the branch toward the El Peñón sector (Puerto La Madera) transports a considerably smaller fraction. This pattern highlights the low efficiency of the diversion system in redistributing sediment

3.6. Redistribución espacial de la carga sedimentaria en la cuenca baja

Los resultados evidenciaron una marcada asimetría en la distribución del transporte sedimentario en la cuenca baja del río Manzanares. Durante la campaña realizada en septiembre de 2017, el sistema movilizó un total de 3.770,9 ton/día, de las cuales 3.255,6 ton/día (86,3 %) se concentraron en el canal urbano principal, mientras que 515,3 ton/día (13,7 %) fueron transportadas hacia el sector El Peñón a través del brazo de Puerto La Madera. Durante la campaña de abril 2018, la carga total fue de 90,0 ton/día; de este total, 81,7 ton/día (90,8 %) correspondieron al canal urbano principal y 8,3 ton/día (9,2 %) al brazo que se dirige hacia El Peñón. En ambas campañas, la mayor proporción de la carga sedimentaria se concentró en el canal urbano principal (Fig. 6).

4. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en la cuenca del río Manzanares deben interpretarse en el contexto de la interacción entre los procesos de producción, disponibilidad, conectividad y transporte de sedimentos. En las cuencas tropicales de montaña, la respuesta hidrosedimentológica no depende únicamente de las condiciones hidráulicas del cauce, sino también de la cantidad, granulometría y ubicación del material disponible, así como de la conectividad entre las fuentes de sedimento y la red de drenaje (Czuba & Foufoula-Georgiou, 2014; Restrepo, 2015). En la cuenca del río Manzanares, las condiciones topográficas, el régimen hidrológico, la cobertura vegetal y las perturbaciones asociadas al uso del suelo interactúan para controlar tanto la producción de sedimentos en las laderas como su transferencia hacia los cauces. A continuación, cada apartado presenta primero el resultado principal obtenido y, posteriormente, su interpretación, con el fin de diferenciar la evidencia empírica de las inferencias derivadas de ella.

4.1. Control hidrológico y capacidad de transporte

La carga sedimentaria total estimada fue considerablemente mayor durante la campaña de septiembre 2017 que durante la de abril 2018, coincidiendo con caudales y velocidades de flujo más elevados en la mayoría de las estaciones.

3.6. Spatial Redistribution of Sediment Loads in the Lower Basin

The distribution of sediment transport between the two branches of the lower Manzanares River Basin was markedly uneven. During the September 2017 campaign, the combined sediment load reached 3,770.9 t/day. Of this total, 3,255.6 t/day (86.3 %) was transported through the main urban channel, while 515.3 t/day (13.7 %) was conveyed toward El Peñón through the Puerto La Madera branch. In April 2018, the combined sediment load decreased to 90.0 t/day, with 81.7 t/day (90.8 %) transported through the main urban channel and 8.3 t/day (9.2 %) directed toward El Peñón. The main urban channel therefore accounted for the largest proportion of sediment transport in both campaigns (Fig. 6).

4. DISCUSSION

The findings for the Manzanares River Basin must be interpreted in the context of interactions among sediment production, availability, connectivity, and transport. In tropical mountain watersheds, hydrosedimentological responses are governed not only by channel hydraulics but also by the quantity, grain-size distribution, and location of available sediment, as well as the connectivity between sediment sources and the drainage network (Czuba & Foufoula-Georgiou, 2014; Restrepo, 2015). In the Manzanares River Basin, topography, hydrological regime, vegetation cover, and land-use disturbances interact to regulate sediment production on hillslopes and its subsequent delivery to river channels. The following sections distinguish the principal findings from their interpretation to clearly separate empirical evidence from the inferences drawn from it.

4.1. Hydrological Controls and Sediment Transport Capacity

The estimated total sediment load was substantially higher during the September 2017 sampling campaign than in April 2018, coinciding with greater river discharge and flow velocities at most monitoring stations. According to the

De acuerdo con las formulaciones de van Rijn (1984a, b) aplicadas en este estudio, el incremento de la velocidad, el esfuerzo cortante y la energía del flujo aumenta la competencia y la capacidad potencial del río para movilizar material del lecho y mantener partículas en suspensión. Cabe precisar, en términos metodológicos, que estas estimaciones se obtuvieron mediante la aplicación directa de las ecuaciones de van Rijn a partir de la información hidráulica y sedimentológica medida en cada estación, y no mediante una simulación numérica continua del flujo; por tanto, los resultados reflejan la capacidad de transporte calculada para las condiciones observadas puntualmente, y no una modelación continua del régimen hidrosedimentológico de la cuenca.

Sin embargo, una elevada capacidad hidráulica de transporte no implica necesariamente una elevada carga sedimentaria, ya que el transporte efectivo depende también de la cantidad de sedimento disponible, de la producción de sedimentos en las laderas y cauces, de su conectividad con la red de drenaje y de la existencia de zonas de almacenamiento temporal dentro de la cuenca (Czuba & Foufoula-Georgiou, 2014; Llena *et al.*, 2019; Buter *et al.*, 2022; Ardizzone *et al.*, 2024). En consecuencia, la respuesta sedimentaria del río Manzanares observada en ambas campañas debe entenderse como el resultado conjunto de la capacidad de transporte del flujo y del suministro efectivo de material hacia el sistema fluvial, y no como una función exclusiva de las condiciones hidráulicas.

Durante septiembre 2017, las mayores velocidades y caudales registrados en varias estaciones generaron condiciones hidráulicas más favorables para la movilización y el transporte de sedimentos; no obstante, la magnitud de la carga estimada también reflejó la disponibilidad de material susceptible de incorporarse al flujo y su conexión con el cauce. Las precipitaciones intensas pueden incrementar simultáneamente la producción de escorrentía, la erosión de laderas, la remoción de sedimentos previamente almacenados y la conectividad sedimentaria, generando pulsos de transporte de elevada magnitud (Brenna *et al.*, 2021; Buter *et al.*, 2022; Ardizzone *et al.*, 2024; Tunnicliffe *et al.*, 2024). Este comportamiento es particularmente relevante en cuencas de montaña, donde la respuesta sedimentaria puede ser

van Rijn (1984a, b) formulations applied in this study, increases in flow velocity, shear stress, and flow energy enhance the river's competence and potential capacity to mobilize bed material and maintain particles in suspension. Importantly, these estimates were obtained by directly applying the van Rijn equations to the hydraulic and sedimentological measurements collected at each station, rather than through continuous numerical flow simulations. The results therefore represent sediment transport capacity calculated for the hydraulic conditions observed at specific sampling times, rather than a continuous simulation of the basin's hydrosedimentological regime.

Nevertheless, high hydraulic transport capacity does not necessarily translate into high sediment loads. Actual sediment transport also depends on sediment availability, sediment production along hillslopes and channels, connectivity with the drainage network, and the presence of temporary sediment storage zones within the watershed (Czuba & Foufoula-Georgiou, 2014; Llena *et al.*, 2019; Buter *et al.*, 2022; Ardizzone *et al.*, 2024). Accordingly, the sediment transport responses observed in the Manzanares River during both campaigns should be understood as the combined outcome of flow transport capacity and the effective supply of sediment to the river system, rather than as a function of hydraulic conditions alone.

During the September campaign, higher discharge and flow velocities at several stations created hydraulic conditions more favorable for sediment entrainment and transport. However, the magnitude of the estimated sediment load also reflected the availability of material susceptible to entrainment and its connectivity with the channel network. Intense precipitation can simultaneously increase runoff generation, hillslope erosion, remobilization of previously stored sediment, and sediment connectivity, producing high-magnitude sediment transport pulses (Brenna *et al.*, 2021; Buter *et al.*, 2022; Ardizzone *et al.*, 2024; Tunnicliffe *et al.*, 2024). These processes are particularly relevant in mountain watersheds, where sediment transport responses may be nonlinear and influenced

no lineal y estar condicionada por procesos de almacenamiento y liberación de sedimentos a diferentes escalas espaciales y temporales (Czuba & Foufoula-Georgiou, 2014; Cavalli *et al.*, 2017; Turley *et al.*, 2024).

La carga en suspensión representó la fracción predominante del transporte sedimentario en ambas campañas, lo que indica que, bajo las condiciones hidrológicas registradas durante las fechas de muestreo, una proporción importante del material transportado correspondió a partículas movilizadas en la columna de agua. Debido al carácter puntual de las mediciones, este resultado no debe interpretarse como una caracterización completa del régimen anual de transporte sedimentario de la cuenca. La proporción entre carga suspendida y carga de fondo puede variar en función de las condiciones hidráulicas, la disponibilidad de sedimentos y la granulometría del material movilizado; su confirmación como patrón temporal requeriría un programa de monitoreo con mayor resolución, que incluya distintas condiciones hidrológicas y eventos de crecida.

4.2. Disponibilidad, conectividad y sincronización de sedimentos

Más allá de la capacidad de transporte del flujo, la magnitud de la carga sedimentaria depende de la disponibilidad del material producido en las laderas y de su conectividad con la red de drenaje. Czuba y Foufoula-Georgiou (2014) destacan que la estructura de la red de drenaje, las características del cauce y la dinámica de suministro pueden generar respuestas no lineales y procesos de sincronización o amplificación en la entrega de sedimentos aguas abajo; en consecuencia, estos autores recomiendan abordar el análisis del transporte sedimentario considerando explícitamente la conectividad y el momento relativo en que los distintos sectores de la cuenca contribuyen a la carga transportada, en lugar de asumir una respuesta uniforme y sincrónica de todo el sistema. Este enfoque resulta particularmente pertinente para el río Manzanares, donde diferentes sectores de la cuenca pueden contribuir de manera desigual y en distintos momentos a la carga sólida transportada aguas abajo, y donde un monitoreo futuro estructurado en puntos anidados a lo largo de la red de drenaje permitiría evaluar directamente estos posibles efectos de sincronización.

by sediment storage and release over different spatial and temporal scales (Czuba & Foufoula-Georgiou, 2014; Cavalli *et al.*, 2017; Turley *et al.*, 2024).

Suspended sediment accounted for the largest proportion of the total estimated sediment load during both sampling campaigns, indicating that a substantial fraction of the transported material consisted of particles carried within the water column under the observed hydrological conditions. However, because measurements were limited to specific sampling dates, this finding should not be interpreted as a comprehensive characterization of the basin's annual sediment transport regime. The relative contributions of suspended load and bedload may vary with hydraulic conditions, sediment availability, and the grain-size distribution of transported material. Establishing whether this pattern persists over time would require a higher-resolution monitoring program encompassing a wider range of hydrological conditions, including flood events.

4.2. Sediment Availability, Connectivity, and Synchronization

Beyond hydraulic transport capacity, sediment load magnitude depends on the availability of material generated on hillslopes and its connectivity with the drainage network. Czuba and Foufoula-Georgiou (2014) emphasize that drainage network structure, channel characteristics, and sediment supply dynamics can produce nonlinear responses, including synchronization or amplification of sediment delivery downstream. They therefore recommend explicitly considering sediment connectivity and the relative timing of contributions from different watershed sectors, rather than assuming that the entire system responds uniformly and simultaneously. This perspective is particularly relevant to the Manzanares River Basin, where individual watershed sectors may contribute different quantities of sediment at different times. Future monitoring using nested stations distributed throughout the drainage network would allow these potential synchronization effects to be evaluated directly.

La composición granulométrica constituye otro elemento relevante para interpretar la disponibilidad de sedimentos. En este estudio no fue posible obtener muestras directas y sistemáticas del material del lecho en las diez estaciones evaluadas; por ello, los diámetros representativos empleados en la estimación del transporte de fondo corresponden a las fracciones granulométricas caracterizadas y utilizadas para parametrizar las formulaciones de transporte, y no a una descripción exhaustiva del material que compone el lecho a lo largo de toda la cuenca. Estos resultados no deben interpretarse, por tanto, como evidencia de ausencia de gravas en la cuenca del río Manzanares: la presencia de fracciones más gruesas en determinados sectores del sistema fluvial, especialmente en las cabeceras y en tramos de mayor pendiente y energía, es geomorfológicamente esperable. En ríos de montaña, la granulometría del material disponible y de la carga transportada puede variar sustancialmente en el espacio y en el tiempo como consecuencia de la litología, las fuentes de sedimento, la conectividad y la capacidad selectiva del flujo para movilizar diferentes tamaños de partícula (Czuba & Foufoula-Georgiou, 2014; Attal, 2017).

En consecuencia, los resultados granulométricos del presente estudio deben considerarse una primera aproximación, referida al material caracterizado y empleado en el cálculo del transporte de fondo, y no una caracterización espacial exhaustiva del lecho de la cuenca. La cuantificación futura de la granulometría mediante muestreos sistemáticos en las diferentes subcuencas, incluyendo fracciones de arena y grava, permitirá reducir la incertidumbre en las estimaciones de transporte de fondo y evaluar con mayor precisión la contribución relativa de cada fracción.

4.3. Variabilidad espacial entre subcuencas

La subcuenca media concentró el 54,7 % de la carga sedimentaria total estimada, con el mayor valor de transporte registrado en la estación Quebrada Seca (4.884,3 ton/día en septiembre 2017), lo que la consolida como la principal fuente erosiva del sistema. Este patrón ha sido ampliamente documentado en cuencas tropicales intervenidas, donde las zonas intermedias suelen coincidir con la mayor expansión agropecuaria y una alta fragmentación del bosque (Salazar *et al.*, 2021; Baumann *et al.*, 2022; Kleemann *et al.*, 2022; Noh *et al.*, 2022). La

Sediment grain-size distribution is another important factor in interpreting sediment availability. In this study, systematic, direct sampling of bed material was not feasible at all ten monitoring stations. Consequently, the representative particle diameters used to estimate bedload transport correspond to the sediment fractions characterized and selected for parameterizing the transport equations, rather than a comprehensive description of bed material throughout the watershed. These findings should not be interpreted as evidence that gravel is absent from the Manzanares River Basin. Coarser sediment fractions are geomorphologically expected in certain reaches, particularly in headwater areas and channels characterized by steeper gradients and higher flow energy. In mountain rivers, the grain-size distributions of available and transported sediment can vary considerably across space and time in response to lithology, sediment sources, connectivity, and the selective capacity of flowing water to mobilize particles of different sizes (Czuba & Foufoula-Georgiou, 2014; Attal, 2017).

The grain-size information presented here should therefore be regarded as an initial approximation based on the material characterized and used in bedload transport calculations, rather than an exhaustive spatial assessment of bed sediment composition. Future systematic grain-size sampling across the different subbasins, including both sand and gravel fractions, would reduce uncertainty in bedload transport estimates and allow the relative contributions of individual sediment fractions to be assessed more accurately.

4.3. Spatial Variability Among Subbasins

The middle subbasin accounted for 54.7 % of the estimated total sediment load, with the highest transport rate recorded at Quebrada Seca (4,884.3 t/day in September 2017), identifying this sector as the principal source of eroded material within the river system. Similar spatial patterns have been widely documented in tropical watersheds affected by human activities, where intermediate basin sectors frequently coincide with extensive

conectividad sedimentaria constituye un factor determinante en este proceso, ya que condiciona la eficiencia con la que el material erosionado en las laderas alcanza los cauces y es transferido aguas abajo; estudios en cuencas de montaña han demostrado que la producción de sedimentos puede concentrarse espacialmente en sectores críticos o hotspots asociados con la interacción entre condiciones topográficas, disponibilidad de material, cobertura del suelo y conectividad con la red fluvial (Walling, 2006). Debido al carácter puntual de las campañas realizadas, esta interpretación debe entenderse como una explicación de los patrones espaciales observados y no como una caracterización definitiva del comportamiento temporal de la subcuenca media.

Las diferencias en la erosión específica entre subcuencas (155 t/km²/año en la cuenca alta, frente a 1.611 y 1.275 t/km²/año en las cuencas media y baja, respectivamente) evidencian una respuesta hidrosedimentológica espacialmente heterogénea. Esta variabilidad puede estar relacionada con diferencias en la morfometría, la cobertura y el uso del suelo, la disponibilidad de sedimentos y la conectividad entre las áreas fuente y la red de drenaje; en cuencas de montaña, estos factores pueden generar contrastes importantes en la generación, el almacenamiento y la transferencia de sedimentos entre distintos sectores de un mismo sistema (Milliman & Farnsworth, 2011). Los escenarios prospectivos para el período 2025-2050 confirman que el sistema no responde de manera homogénea en el espacio, lo que es característico de cuencas tropicales de montaña, donde la variabilidad en la morfometría, el uso del suelo y la conectividad sedimentaria genera contrastes importantes entre sectores.

4.4. Deforestación y cambio de uso del suelo

La pérdida del 56 % de la cobertura forestal entre 1985 y 2021, junto con el incremento del 600 % en el uso agropecuario, explicó el 93 % de la variabilidad de la erosión específica (R^2 = 0,93). Esta asociación positiva es consistente con los mecanismos descritos para cuencas de montaña intervenidas: la reducción de la cobertura boscosa puede disminuir la interceptación de la precipitación y modificar las propiedades hidrológicas y mecánicas del suelo, mientras que la pérdida de la cobertura vegetal y del sistema radicular pue-

agricultural expansion and pronounced forest fragmentation (Salazar *et al.*, 2021; Baumann *et al.*, 2022; Kleemann *et al.*, 2022; Noh *et al.*, 2022). Sediment connectivity is a key factor underlying these patterns because it determines how efficiently material eroded from hillslopes reaches river channels and is subsequently transported downstream. Studies of mountain watersheds have shown that sediment production may be concentrated in critical areas, or hotspots, where topographic conditions, sediment availability, land cover, and connectivity with the drainage network interact (Walling, 2006). Given the limited temporal coverage of the sampling campaigns, this interpretation explains the spatial patterns observed during the study rather than establishing a definitive characterization of sediment transport dynamics in the middle subbasin over time.

Differences in specific erosion rates among subbasins further demonstrate the spatial heterogeneity of the hydrosedimentological response. The upper subbasin exhibited a rate of 155 t/km²/year, compared with 1,611 and 1,275 t/km²/year in the middle and lower subbasins, respectively. These contrasts may reflect differences in watershed morphometry, land cover and land use, sediment availability, and connectivity between sediment source areas and the drainage network. In mountain watersheds, such factors can generate substantial variation in sediment production, storage, and transfer among different sectors of the same river system (Milliman & Farnsworth, 2011). The prospective scenarios for 2025–2050 further support the spatially heterogeneous nature of the system. Such variability is characteristic of tropical mountain watersheds, where differences in morphometry, land use, and sediment connectivity can produce pronounced contrasts among subbasins.

4.4. Deforestation and Land-Use Change

The 56 % decline in forest cover between 1985 and 2021, together with the 600 % expansion of agricultural land use, accounted for 93 % of the variability in specific erosion rates (R^2 = 0.93). This positive association is consistent with mechanisms documented in disturbed mountain

de favorecer la movilización de partículas durante los eventos de escorrentía, incrementando los procesos de erosión laminar, en surcos y cárcavas (Zemke, 2016; Sun *et al.*, 2022; Meli *et al.*, 2024).

De manera complementaria, la expansión de las actividades agropecuarias puede modificar las propiedades físicas del suelo mediante procesos de compactación asociados al pisoteo del ganado y al uso de maquinaria. Estas alteraciones pueden reducir la infiltración y favorecer una mayor generación de escorrentía superficial, aumentando la disponibilidad y transferencia de sedimentos hacia la red de drenaje (Ouyang *et al.*, 2018; Keller *et al.*, 2019; De Antueno *et al.*, 2020; Shaheb *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2024). La expansión agropecuaria del 600 % refleja, además, un proceso de sustitución funcional del bosque por sistemas productivos, ampliamente reportado en América Latina, donde la conversión de bosques tropicales en pasturas y cultivos puede incrementar entre dos y diez veces las tasas de pérdida de suelo respecto de ecosistemas forestales intactos (Lal, 2001); estudios recientes indican, además, que estas tasas pueden ser incluso mayores dependiendo de la pendiente, el clima y las prácticas de manejo (Ochoa-Cueva *et al.*, 2013; Oliveira *et al.*, 2015; Lense *et al.*, 2021; Suescún *et al.*, 2023; Schwamback *et al.*, 2024).

Diversos estudios han señalado que, cuando la deforestación supera aproximadamente el 40 %, los sistemas hidrológicos tienden a presentar respuestas no lineales, como el aumento de picos de crecida, la reducción del tiempo de concentración y el incremento sostenido de sedimentos en suspensión (Bruijnzeel, 2004; Knighton *et al.*, 2020; Domínguez-Tuda & Gutiérrez-Jurado, 2024; Sanhueza *et al.*, 2024). La cuenca del Manzanares se encuentra claramente por encima de dicho umbral, lo que es coherente con el comportamiento altamente inestable observado en el sistema. No obstante, esta asociación estadística no debe interpretarse como una demostración directa de causalidad, particularmente considerando la complejidad de los procesos erosivos y la influencia simultánea de factores como la precipitación, la pendiente, las propiedades del suelo y la conectividad sedimentaria.

watersheds. Forest loss can reduce rainfall interception and alter the hydrological and mechanical properties of soils, while the removal of vegetation and root systems can facilitate particle detachment and transport during runoff events, intensifying sheet, rill, and gully erosion (Zemke, 2016; Sun *et al.*, 2022; Meli *et al.*, 2024).

Agricultural expansion can also alter soil physical properties through compaction associated with livestock trampling and machinery use. These changes may reduce infiltration and promote surface runoff, increasing sediment availability and delivery to the drainage network (Ouyang *et al.*, 2018; Keller *et al.*, 2019; De Antueno *et al.*, 2020; Shaheb *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2024). The 600 % increase in agricultural land use also reflects the functional replacement of forest ecosystems by agricultural production systems, a process widely documented across Latin America. Conversion of tropical forests to pasture and cropland can increase soil loss rates by a factor of two to ten relative to intact forest ecosystems (Lal, 2001). More recent studies indicate that these increases may be even greater depending on slope, climatic conditions, and land management practices (Ochoa-Cueva *et al.*, 2013; Oliveira *et al.*, 2015; Lense *et al.*, 2021; Suescún *et al.*, 2023; Schwamback *et al.*, 2024).

Several studies have suggested that when deforestation exceeds approximately 40 %, hydrological systems tend to exhibit nonlinear responses, including higher flood peaks, shorter times of concentration, and sustained increases in suspended sediment loads (Bruijnzeel, 2004; Knighton *et al.*, 2020; Domínguez-Tuda & Gutiérrez-Jurado, 2024; Sanhueza *et al.*, 2024). Forest cover loss in the Manzanares River Basin exceeds this threshold, consistent with the highly unstable behavior observed in the system. Nevertheless, the statistical association identified in this study should not be interpreted as direct evidence of causation, particularly given the complexity of erosion processes and the simultaneous influence of precipitation, slope, soil properties, and sediment connectivity.

4.5. Redistribución sedimentaria en la cuenca baja

En la cuenca baja, entre el 86,3 % (septiembre 2017) y el 90,8 % (abril 2018) de la carga sedimentaria total se concentró en el canal urbano principal, mientras que la fracción restante fue transportada hacia el sector El Peñón a través del brazo de Puerto La Madera. La consistencia de este patrón entre ambas campañas sugiere que el canal urbano constituye la principal vía de transferencia de sedimentos aguas abajo bajo las condiciones hidrológicas evaluadas, lo que adquiere particular relevancia porque este canal atraviesa sectores urbanizados antes de alcanzar la desembocadura.

La interpretación de esta redistribución debe considerar la presencia histórica del aliviadero de Puerto La Madera y su condición actual de inoperatividad: a diferencia de estructuras hidráulicas sujetas a reglas de operación, esta infraestructura no controla activamente el caudal mediante compuertas u otros mecanismos de regulación, por lo que la distribución actual de flujos y sedimentos está condicionada principalmente por la configuración física y geomorfológica del sistema fluvial. Desde una perspectiva hidromorfológica, una elevada transferencia de sedimentos hacia un tramo urbano puede incrementar la probabilidad de deposición cuando se producen reducciones locales en la competencia o capacidad de transporte del flujo; a largo plazo, la deposición recurrente podría alterar la geometría del cauce y afectar su capacidad de conducción durante eventos de crecida. El presente estudio no cuantificó directamente la evolución temporal del lecho ni las tasas de colmatación, por lo que estas implicaciones deben considerarse hipótesis derivadas del patrón de redistribución observado, que deberán verificarse mediante levantamientos batimétricos, monitoreo hidrosedimentológico continuo y modelación hidráulica.

El elevado transporte sedimentario hacia el canal urbano principal (86-91 %), frente a una derivación hacia El Peñón inferior al 15 % de la carga total, evidencia un marcado desequilibrio hidrosedimentológico inducido por la configuración hidráulica del sistema, favoreciendo procesos de colmatación progresiva, reducción de la sección hidráulica efectiva y pérdida de capacidad de conducción del canal urbano; en consecuencia,

4.5. Sediment Redistribution in the Lower Basin

In the lower Manzanares River Basin, the main urban channel conveyed between 86.3 % of the total sediment load in September 2017 and 90.8 % in April 2018, with the remaining fraction transported toward El Peñón through the Puerto La Madera branch. The consistency of this distribution across both campaigns suggests that the urban channel serves as the principal downstream sediment transport pathway under the hydrological conditions examined. This finding is particularly relevant because the channel passes through developed urban areas before reaching the river mouth.

Interpretation of this sediment redistribution must account for the historical presence of the Puerto La Madera flood diversion structure and its current inoperative condition. Unlike hydraulic structures governed by operational rules, the diversion does not actively regulate discharge through gates or other control mechanisms. Consequently, the present distribution of water and sediment is primarily determined by the physical and geomorphological configuration of the river system. From a hydromorphological perspective, substantial sediment delivery to an urban river reach may increase the likelihood of deposition where local flow competence or transport capacity decreases. Over time, repeated deposition could alter channel geometry and reduce conveyance capacity during flood events. However, this study did not directly quantify temporal changes in bed elevation or sediment accumulation rates. These potential effects should therefore be regarded as hypotheses derived from the observed sediment distribution and require verification through bathymetric surveys, continuous hydrosedimentological monitoring, and hydraulic modeling.

The concentration of approximately 86–91 % of the sediment load in the main urban channel, compared with less than 15 % diverted toward El Peñón, indicates a pronounced hydrosedimentological imbalance associated with the hydraulic configuration of the river system. This distribution may favor progressive sediment accumulation,

durante eventos de crecida aumenta la probabilidad de desbordamientos e inundaciones en zonas urbanas de baja pendiente. Este tipo de comportamiento ha sido descrito en sistemas fluviales intervenidos, donde estructuras de derivación insuficientes generan acumulación preferencial de sedimentos en el cauce principal (Syvitski *et al.*, 2005; Walling, 2006; Jing *et al.*, 2020; Poeppl *et al.*, 2020; Mahmood *et al.*, 2022; Zhu *et al.*, 2025), lo que evidencia la necesidad de rediseñar el sistema hidráulico o de implementar medidas complementarias, como dragado selectivo y control de sedimentos en la subcuenca media.

Asimismo, en la cuenca baja debe considerarse la posible influencia de las condiciones hidráulicas de la desembocadura, incluidos los efectos de remanso, que pueden alterar la velocidad del flujo, la capacidad de transporte y los procesos de deposición y almacenamiento temporal de sedimentos. La interacción entre los aportes fluviales y las condiciones hidráulicas aguas abajo constituye, por tanto, un aspecto que requiere evaluación específica mediante mediciones hidrodinámicas y sedimentológicas de mayor resolución temporal.

4.6. Implicaciones para la gestión y restauración

El escenario sin intervención proyecta una producción sedimentaria anual cercana a 3.642.918 ton/año hacia 2050 (aproximadamente el doble de la estimación de referencia actual), mientras que el escenario de restauración activa proyecta una reducción hasta 1.259.906 ton/año. Estos resultados sugieren que las estrategias orientadas a la recuperación de la cobertura vegetal, el control de la expansión agropecuaria y la protección de las franjas ribereñas podrían contribuir a disminuir la disponibilidad y transferencia de sedimentos dentro de la cuenca, en la medida en que la vegetación desempeña un papel importante en la protección del suelo frente al impacto de la lluvia, la regulación de la escorrentía y la estabilización de las capas superficiales mediante los sistemas radiculares.

Sin embargo, estos escenarios prospectivos deben interpretarse como herramientas exploratorias de apoyo a la gestión y no como predicciones deterministas; su finalidad es evaluar la posible respuesta relativa del sistema ante distintas trayectorias de conservación, restauración o con-

reductions in effective channel cross-sectional area, and declining conveyance capacity. Under flood conditions, these changes could increase the likelihood of overbank flow and inundation in low-gradient urban areas. Similar behavior has been documented in modified river systems where insufficient diversion capacity leads to preferential sediment accumulation in the main channel (Syvitski *et al.*, 2005; Walling, 2006; Jing *et al.*, 2020; Poeppl *et al.*, 2020; Mahmood *et al.*, 2022; Zhu *et al.*, 2025). These findings point to the need to consider redesigning the hydraulic system or implementing complementary measures, including selective dredging and sediment control in the middle subbasin.

Hydraulic conditions near the river mouth must also be considered, particularly potential backwater effects that may alter flow velocity, sediment transport capacity, and sediment deposition and temporary storage. The interaction between upstream sediment inputs and downstream hydraulic conditions therefore warrants further investigation using hydrodynamic and sedimentological measurements with greater temporal resolution.

4.6. Implications for Watershed Management and Restoration

Under the no-intervention scenario, annual sediment yield is projected to approach 3,642,918 t/year by 2050, approximately twice the current baseline estimate. In contrast, the active restoration scenario projects a decline to 1,259,906 t/year. These projections suggest that restoring vegetation cover, controlling agricultural expansion, and protecting riparian zones could reduce sediment availability and transfer within the watershed. Vegetation contributes to soil protection by intercepting rainfall, regulating runoff, and stabilizing near-surface soil layers through root systems.

Nevertheless, these prospective scenarios should be interpreted as exploratory tools for watershed management rather than deterministic predictions. Their purpose is to assess the potential relative response of the river system under alternative trajectories of conservation, restoration, or

tinuidad de las tendencias actuales de cambio de cobertura. La magnitud real de sus efectos dependerá también de la evolución futura de la precipitación, los eventos hidrológicos extremos, los cambios en el uso del suelo, la disponibilidad de sedimentos y las condiciones hidráulicas del sistema fluvial. Por ello, la reforestación propuesta y las demás medidas de manejo deben considerarse como parte de una estrategia integral de gestión de la cuenca, cuya efectividad deberá evaluarse mediante programas de monitoreo hidrológico, sedimentológico y geomorfológico de largo plazo.

Desde una perspectiva de gestión, una elevada carga sedimentaria puede favorecer la deposición de material en sectores con menor capacidad de transporte; cuando esta deposición se acumula progresivamente, podría modificar la geometría hidráulica del cauce y reducir su capacidad efectiva de conducción, con posibles implicaciones para la propagación de crecidas y el riesgo de inundación. No obstante, la cuantificación directa de estos efectos requeriría mediciones hidromorfológicas y batimétricas multitemporales.

La integración del análisis hidrosedimentológico, la evaluación de los cambios en la cobertura vegetal y la construcción de escenarios prospectivos constituye una aproximación útil para apoyar la planificación y la gestión ambiental de la cuenca del río Manzanares. No obstante, la dinámica hidrosedimentológica de una cuenca tropical de montaña responde a la interacción de múltiples factores, por lo que la cobertura vegetal y la expansión de las actividades agropecuarias no deben considerarse como las únicas variables explicativas de la producción y el transporte de sedimentos: la precipitación, su intensidad y distribución temporal, las variaciones del caudal, los cambios en el uso y manejo del suelo, la conectividad sedimentaria, la disponibilidad de material en las laderas y en el cauce, así como los procesos hidráulicos locales, pueden modificar significativamente la respuesta sedimentaria de la cuenca (Czuba & Foufoula-Georgiou, 2014; Kayitesi *et al.*, 2022; Ardizzone *et al.*, 2024; Tan *et al.*, 2025).

En términos comparativos, los valores obtenidos para la cuenca del río Manzanares son consistentes con los reportados en cuencas tropicales altamente degradadas (Tabla 5). Su tasa de ero-

continued land-cover change. Actual outcomes will also depend on future precipitation patterns, extreme hydrological events, land-use changes, sediment availability, and the hydraulic conditions of the river network. Reforestation and the other proposed management measures should therefore form part of an integrated watershed management strategy, with their effectiveness assessed through long-term hydrological, sedimentological, and geomorphological monitoring programs.

From a management perspective, high sediment loads may promote deposition in river reaches with limited transport capacity. If sediment accumulation persists, it could alter channel geometry and reduce effective conveyance capacity, potentially affecting flood propagation and increasing flood risk. However, quantifying these effects would require repeated hydromorphological and bathymetric measurements.

Combining hydrosedimentological analysis, land-cover change assessment, and prospective scenario modeling provides a useful framework for environmental planning and management in the Manzanares River Basin. Nevertheless, hydrosedimentological processes in tropical mountain watersheds arise from interactions among multiple factors. Forest cover and agricultural expansion should therefore not be regarded as the sole determinants of sediment production and transport: Precipitation amount, intensity, and temporal distribution; discharge variability; land-use and management changes; sediment connectivity; sediment availability on hillslopes and within channels; and local hydraulic processes can all substantially influence watershed sediment responses (Czuba & Foufoula-Georgiou, 2014; Kayitesi *et al.*, 2022; Ardizzone *et al.*, 2024; Tan *et al.*, 2025).

Comparisons with other tropical watersheds indicate that the values obtained for the Manzanares River Basin are consistent with those reported for highly degraded systems (Table 5). Its specific erosion rate of 1,092 t/km²/year falls within the range observed in severely disturbed mountain watersheds and is com-

sión específica (1.092 t/km²/año) se ubica dentro del rango de sistemas de montaña severamente intervenidos, siendo comparable con cuencas andinas como el río Santa (Perú) y sectores del alto Magdalena (Colombia). Aunque no alcanza los valores extremos observados en la cuenca del Beni (Bolivia), supera claramente a otras cuencas tropicales con niveles de intervención moderada, como Paute y Reventazón, lo que es coherente con una fase avanzada de degradación hidrosedimentológica asociada a la combinación de deforestación acelerada, pendientes pronunciadas y expansión agrícola intensiva en la cuenca del Manzanares.

4.7. Incertidumbres e interpretación de los resultados

El presente estudio debe interpretarse considerando algunas limitaciones inherentes a la disponibilidad de información y al diseño de monitoreo. En primer lugar, las mediciones hidrosedimentológicas corresponden a dos campañas puntuales, realizadas en septiembre de 2017 y abril de 2018, seleccionadas para representar condiciones hidrológicas contrastantes. Por tanto, los resultados permiten comparar el comportamiento observado

parable to values reported for Andean basins such as the Santa River in Peru and parts of the upper Magdalena River Basin in Colombia. Although the estimated erosion rate does not reach the extreme values documented in the Beni River Basin in Bolivia, it clearly exceeds those reported for tropical watersheds with moderate levels of disturbance, such as the Paute and Reventazón basins. This comparison is consistent with an advanced stage of hydrosedimentological degradation associated with accelerated deforestation, steep slopes, and intensive agricultural expansion in the Manzanares River Basin.

4.7. Uncertainties and Interpretation of the Findings

The findings should be interpreted in light of several limitations related to data availability and monitoring design. First, hydrosedimentological measurements were obtained during only two sampling campaigns, conducted in September 2017 and April 2018 to represent contrasting hydrological conditions. Although these observations allow comparisons between the conditions recorded on the two sampling dates, they do not

Tabla 5.- Comparación internacional de tasas de erosión específica en cuencas de montaña

Table 5. International comparison of specific erosion rates in mountain watersheds

Cuenca hidrográfica	País	Tipo de cuenca	Erosión específica (t/km²/año)	Condición dominante	Comparación con Manzanares	Referencia bibliográfica
Río Manzanares	Venezuela	Montaña tropical costera	1.092	Deforestación + expansión agropecuaria	Valor de referencia del presente estudio	Presente investigación
Cuenca alta del río Magdalena		Montaña andina tropical	950–1.300	Deforestación, erosión hídrica intensa	Similar / ligeramente superior en máximos	Restrepo (2015)
Cuencas Chilenas	Chile	Cuenca andina de montaña	1.020	Pendientes fuertes + remoción de cobertura vegetal	Comparable	Pepin *et al.* (2010)
Río Reventado	Costa Rica	Cuenca volcánica, de montaña, tropical	3.230	Lluvias intensas y uso agropecuario	Superior al Manzanares	Ramírez *et al.* (2008)
Cuenca del río Madeira	Bolivia	De llanura amazónica con cabecera en montaña andina	3.200	Relieve montañoso muy escarpado. Erosión natural debido a la pendiente y la lluvia	Superior al Manzanares	Guyot *et al.* (1996)
Cuenca Faga'alu	Samoa Americana	Montaña tropical monzónica	1.095	Conversión forestal intensiva	Comparable	Messina & Biggs (2016)

durante ambas condiciones de muestreo, pero no caracterizan por sí solos la variabilidad completa intraanual e interanual del transporte de sedimentos; en particular, no es posible determinar con certeza si el período analizado corresponde a una fase de agradación, degradación o equilibrio sedimentario de largo plazo.

En segundo lugar, la estimación del transporte sedimentario se basó en la información hidráulica y sedimentológica disponible en las estaciones de muestreo y en la aplicación de las formulaciones de van Rijn (1984a, b); estas estimaciones reflejan la capacidad de transporte calculada a partir de dichas formulaciones y no una simulación numérica continua del flujo. La ausencia de un monitoreo continuo de caudal y concentración de sedimentos durante eventos de crecida limita la caracterización de los pulsos máximos de transporte, que pueden representar una proporción importante de la carga sedimentaria anual en cuencas tropicales de montaña. Asimismo, la limitada disponibilidad de mediciones directas y sistemáticas de material del lecho en todas las estaciones introduce incertidumbre en la representación espacial de la granulometría, por lo que los diámetros representativos empleados deben entenderse como parámetros de cálculo referidos al material caracterizado y utilizado en el análisis, y no como una descripción exhaustiva del lecho de la cuenca.

En tercer lugar, la interpretación de la degradación hidrosedimentológica no debe atribuirse exclusivamente a la deforestación y a la expansión agropecuaria. Aunque los resultados muestran una asociación entre los cambios de cobertura y las variables sedimentarias analizadas, la dinámica de la cuenca también puede estar condicionada por otros factores, entre ellos la variabilidad espacial y temporal de la precipitación, las características geológicas y geomorfológicas, los cambios en el uso y manejo del suelo, la conectividad sedimentaria y los procesos hidráulicos y morfodinámicos del tramo bajo, incluido el posible efecto de remanso en la zona próxima a la desembocadura.

Finalmente, los escenarios prospectivos deben interpretarse como herramientas exploratorias y no como predicciones determinísticas; su finalidad es evaluar la posible respuesta relativa del sistema ante diferentes trayectorias de conservación, restauración o continuidad de las tendencias actuales de cambio de cobertura.

provide a comprehensive characterization of intra-annual or interannual sediment transport variability. In particular, the available data do not establish whether the river system is undergoing long-term aggradation, degradation, or sedimentary equilibrium.

Second, sediment transport estimates were derived from hydraulic and sedimentological observations at the sampling stations using the van Rijn (1984a, b) formulations. These calculations represent transport capacity estimated from the applied equations rather than the results of continuous numerical flow simulations. The absence of continuous discharge and sediment concentration measurements during flood events limits the characterization of peak sediment transport pulses, which may account for a substantial proportion of annual sediment loads in tropical mountain watersheds. Furthermore, the limited availability of direct, systematic bed material measurements across all stations introduces uncertainty into the spatial representation of sediment grain-size distributions. The representative particle diameters used in the calculations should therefore be regarded as parameters associated with the material characterized and included in the analysis, rather than as a comprehensive description of bed material throughout the basin.

Third, hydrosedimentological degradation should not be attributed exclusively to deforestation and agricultural expansion. Although the findings indicate an association between land-cover changes and the sediment-related variables examined, watershed dynamics may also be influenced by the spatial and temporal variability of precipitation, geological and geomorphological characteristics, land-use and management practices, sediment connectivity, and hydraulic and morphodynamic processes in the lower river reaches, including potential backwater effects near the river mouth.

Finally, the prospective scenarios should be viewed as exploratory assessments rather than deterministic forecasts. They were developed to examine the relative responses of the river system under different trajectories of conservation, restoration, and continued land-cover change.

En consecuencia, futuras investigaciones deberían desarrollar un programa de monitoreo hidrosedimentológico continuo y multianual, con mayor resolución durante eventos de lluvia y crecida. Este programa debería incorporar mediciones repetidas de granulometría del lecho, concentración y carga de sedimentos en suspensión, caudal y precipitación, así como información espacialmente detallada sobre cambios de uso del suelo. Asimismo, sería recomendable evaluar la evolución morfológica del cauce y la influencia de los procesos hidráulicos en la cuenca baja, e incorporar un diseño de monitoreo en puntos anidados a lo largo de la red de drenaje que permita evaluar la conectividad y la posible sincronización en la entrega de sedimentos entre subcuencas (Czuba & Foufoula-Georgiou, 2014). La integración de estas variables permitirá separar con mayor rigor la contribución relativa de los controles climáticos, geomorfológicos y antrópicos, y fortalecer la evaluación de largo plazo de la dinámica hidrosedimentológica de la cuenca del río Manzanares.

A pesar de estas limitaciones, el estudio proporciona una primera caracterización integrada de la dinámica hidrosedimentológica del río Manzanares y establece una línea base para investigaciones posteriores. La implementación de un programa de monitoreo multianual, con mediciones continuas o de mayor frecuencia de caudal y concentración de sedimentos, muestreos granulométricos sistemáticos y levantamientos periódicos de la morfología del cauce, permitirá reducir la incertidumbre y determinar con mayor precisión la evolución temporal del sistema, incluyendo posibles fases de agradación, degradación o equilibrio sedimentario.

5. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos proporcionan una caracterización de la dinámica hidrosedimentológica de la cuenca del río Manzanares a partir de las campañas realizadas en septiembre de 2017 y abril de 2018, las cuales evidenciaron una marcada diferencia en el transporte sedimentario en las dos épocas. Esta diferencia confirma la elevada sensibilidad de la respuesta hidrosedimentológica a las condiciones hidráulicas registradas; sin embargo, al corresponder a dos mediciones puntuales, no representa por sí sola la variabilidad estacional o interanual completa de la cuenca.

Future research should therefore establish a continuous, multiyear hydrosedimentological monitoring program with increased sampling frequency during rainfall and flood events. Such a program should include repeated measurements of bed sediment grain-size distributions, suspended sediment concentrations and loads, river discharge, and precipitation, together with spatially detailed information on land-use changes. Further investigations should also assess channel morphological evolution and the influence of hydraulic processes in the lower basin. A nested monitoring network distributed along the drainage system would be particularly useful for evaluating sediment connectivity and potential synchronization of sediment delivery among subbasins (Czuba & Foufoula-Georgiou, 2014). Integrating these measurements would allow the relative contributions of climatic, geomorphological, and anthropogenic controls to be distinguished more rigorously, thereby strengthening long-term assessments of hydrosedimentological dynamics in the Manzanares River Basin.

Despite these limitations, the study provides an initial integrated characterization of the Manzanares River's hydrosedimentological dynamics and establishes a baseline for subsequent investigations. Implementing a multiyear monitoring program incorporating continuous or more frequent measurements of discharge and sediment concentrations, systematic grain-size sampling, and periodic channel morphology surveys would reduce uncertainty and enable a more accurate assessment of the system's temporal evolution, including potential phases of aggradation, degradation, or sedimentary equilibrium.

5. CONCLUSIONS

The findings provide an assessment of hydrosedimentological dynamics in the Manzanares River Basin based on field measurements collected in September 2017 and April 2018. Sediment transport differed substantially between the two campaigns, demonstrating the sensitivity of the basin's hydrosedimentological response to the hydraulic conditions observed during sampling. Nevertheless, because the analysis was based on only two discrete sampling events, these differences cannot be considered representative of the full range of seasonal or interannual variability.

La subcuenca media concentró el mayor porcentaje de la carga sedimentaria estimada y presentó la mayor erosión específica, seguida de las subcuencas baja y alta. Estos resultados identifican al sector medio como área prioritaria para el control de la erosión y la gestión de las fuentes de sedimentos.

Entre 1985 y 2021 la cobertura forestal disminuyó 56 %, mientras que el uso agropecuario aumentó 600 %. La relación entre pérdida de cobertura forestal y erosión fue fuerte (R^2 = 0,93), aunque debe interpretarse como una asociación estadística y no como una demostración exclusiva de causalidad, debido a la posible influencia de factores climáticos, geomorfológicos, edáficos y de conectividad sedimentaria.

La distribución de la carga en Puerto La Madera mostró una concentración predominante hacia el canal urbano principal: 86,3 % en septiembre y 90,8 % en abril. Este patrón señala la necesidad de evaluar, mediante monitoreo morfológico e hidrosedimentológico continuo, sus posibles efectos sobre la capacidad hidráulica del tramo urbano y el riesgo de sedimentación.

Finalmente, los escenarios prospectivos indican que la continuidad de las tendencias actuales podría incrementar la producción sedimentaria, mientras que la restauración forestal, la conservación de suelos y el manejo de las franjas ribereñas podrían reducirla. Estas proyecciones son exploratorias y deben validarse con series multianuales de precipitación, caudal, sedimentos, granulometría y evolución morfológica del cauce. En conjunto, los resultados constituyen una línea base para orientar la restauración y el manejo integral de la cuenca del río Manzanares.

Una limitación fundamental del estudio es la ausencia de un registro hidrosedimentológico continuo y multianual. Las dos campañas de muestreo no permiten determinar si el período analizado corresponde a una fase de agradación, degradación o equilibrio sedimentario, ni caracterizar completamente la variabilidad interanual del sistema. De igual manera, la falta de información granulométrica sistemática del material del lecho en todas las estaciones introduce incertidumbre en la estimación del transporte de fondo.

The middle subbasin contributed the largest share of the estimated sediment load and exhibited the highest specific erosion rate, followed by the lower and upper subbasins. These findings highlight the middle subbasin as a priority for erosion mitigation and sediment source management.

Land-cover analysis revealed a 56 % decline in forest cover and a 600 % increase in agricultural land use between 1985 and 2021. Forest cover loss was strongly associated with erosion (R^2 = 0.93). However, this relationship should not be interpreted as evidence of a direct or exclusive causal link, given the potential influence of climatic conditions, geomorphological characteristics, soil properties, and sediment connectivity.

Sediment load partitioning at Puerto La Madera showed that the main urban channel conveyed most of the estimated sediment load, accounting for 86.3 % in September and 90.8 % in April. This uneven distribution warrants further investigation through continuous hydrosedimentological monitoring and repeated assessments of channel morphology to determine its potential implications for hydraulic conveyance capacity and sediment accumulation in the urban reach.

The prospective scenarios indicate that the continuation of current land-use trends could increase sediment production, whereas forest restoration, soil conservation, and riparian zone management could contribute to reducing sediment yields. These projections should be regarded as exploratory rather than definitive and require validation against multiyear records of precipitation, river discharge, sediment transport, sediment grain-size distributions, and channel morphological changes. Taken together, the findings establish a baseline for guiding restoration initiatives and integrated management of the Manzanares River Basin.

A fundamental limitation of the study is the absence of continuous, multiyear hydrosedimentological monitoring. The two sampling campaigns do not provide sufficient evidence to establish whether the river system was undergoing a phase of aggradation, degradation, or sedimentary equilibrium during the study period, nor do they adequately characterize its interannual variability. In addition, the lack of systematic bed material grain-size measurements across all monitoring stations introduces uncertainty into the estimation of bedload transport.

6. REFERENCIAS

Abatti, B., Zanandrea, F., Paul, L. & Michel, G. (2022). Relevance of field data in the assessment of structural and functional sediment connectivity in a small catchment of southern Brazilian plateau. *Earth Surface Processes and Landforms*, *48*(3), 631–646. https://doi.org/10.1002/esp.5507

Altmann, M., Haas, F., Heckmann, T., Liébault, F. & Becht, M. (2020). Modelling of sediment supply from torrent catchments in the Western Alps using the sediment contributing area (SCA) approach. *Earth Surface Processes and Landforms*, *46*, 889–906. https://doi.org/10.1002/esp.5046

Andualem, T. G., Hewa, G. A., Myers, B. R., Peters, S. & Boland, J. (2023). Erosion and sediment transport modeling: A systematic review. *Land*, *12*, 1396. https://doi.org/10.3390/land12071396

Ardizzone, F., Esposito, G., Cavalli, M., Crema, S. & Fiorucci, F. (2024). Sediment connectivity as a key to understand geomorphic effects of the Storm Alex in two mountain catchments of the Mediterranean Alps (Italy). *Geomorphology*, *455*, 109176. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2024.109176

Asano, Y., Mizuuchi, Y., Kishimoto, K., Tanaka, N. & Bunte, K. (2025). Changes in sediment discharge over the 20th century from a mountain catchment that has experienced severe anthropogenic disturbances. *Earth Surface Processes and Landforms*, *50*, e6071. https://doi.org/10.1002/esp.6071

Attal, M. (2017). Linkage between sediment transport and supply in mountain rivers. In Gravel-Bed Rivers: *Processes and Disasters*. Wiley. https://doi.org/10.1002/9781118971437.ch12

Baumann, M., Gasparri, I., Buchadas, A., Oeser, J., Meyfroidt, P., Levers, C., Romero-Muñoz, A., De Waroux, Y. P., Müller, D. & Kuemmerle, T. (2022). Frontier metrics for a process-based understanding of deforestation dynamics. *Environmental Research Letters*, *17*, 095010. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac8b9a

Boithias, L., Auda, Y., Audry, S., Bricquet, J.-P., Chanhphengxay, A., Chaplot, V., de Rouw, A., Henry des Tureaux, T., Huon, S., Janeau, J.-L., Latsachack, K., Le Troquer, Y., Lestrelin, G., Maeght, J.-L., Marchand, P., Moreau, P., Noble, A., Pando-Bahuon, A., Phachomphon, K., … Xayyathip, K. (2021). The Multiscale TROPIcal CatchmentS critical zone observatory M-TROPICS dataset II: Land use, hydrology and sediment production monitoring in Houay Pano, northern Lao PDR. *Hydrological Processes*, *35*(5), e14126. https://doi.org/10.1002/hyp.14126

Brenna, A., Marchi, L., Borga, M., Ghinassi, M., Zaramella, M. & Surian, N. (2021). Sediment–water flows in mountain catchments: Insights into transport mechanisms as responses to high-magnitude hydrological events. *Journal of Hydrology*, *602*, 126716. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126716

Bruijnzeel, L. A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *104*, 185–228. https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015

Buter, A., Heckmann, T., Filisetti, L., Savi, S., Mao, L., Gems, B. & Comiti, F. (2022). Effects of catchment characteristics and hydro-meteorological scenarios on sediment connectivity in glacierised catchments. *Geomorphology*, *402*, 108128. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2022.108128

Castro-Moreno, A. R., Contreras-Gaspar, R. J., Pérez-Gómez, L. G., Cotoret-Brito, I., Cerillos, M. L., Torres-Arzayus, P. T., Zamora, R. & Arcia, D. (2017). *Cumaná 500 años: una historia ilustrada*. Banco Interamericano de Desarrollo. https://acortar.link/LuIVap

Chen, H.-S., Lan, L., Nie, Y.-P., Wang, Y.-G. & Wang, X.-K. (2024). Assessment of sediment transport in Luxiapuqu watershed using RUSLE-TLSD and InSAR techniques: Yarlung Tsangpo River, China. *Environmental Science and Pollution Research*, *31*, 8082-8098. https://doi.org/10.1007/s11356-023-31636-9

Chow, V. T. (1994). *Hidráulica de canales abiertos*. McGraw Hill. https://acortar.link/vjXiTb

Clarke, K. R. & Warwick, R. M. (2001*). Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation* (2ª ed.). Primer-E Ltd.

Czuba, J. A. & Foufoula-Georgiou, E. (2014). A network-based framework for identifying potential synchronizations and amplifications of sediment delivery in river basins. *Water Resources Research*, 50(5), 3826–3851. https://doi.org/10.1002/2013WR014227

De Antueno, L., Gaspari, F. & Guzmán Guaraca, A. (2020). Análisis del efecto del cambio en el uso del suelo sobre el escurrimiento en la cuenca alta del río Sauce Chico, Argentina. *Revista Estudios Ambientales*, *8*(1), 20-42. https://doi.org/10.47069/estudios-ambientales.v8i1.659

Domínguez-Tuda, M. & Gutiérrez-Jurado, H. A. (2024). Global analysis of forest tipping points leading to changing water cycle dynamics. *Journal of Hydrology X*, *25*, 100187. https://doi.org/10.1016/j.hydroa.2024.100187

Eaton, A. D., Clesceri, L. S. & Greenberg, A. E. (Eds.). (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (19th.). American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF).

García Montoya, J. P., Giraldez Cervera, J. V. & Vanwalleghem, T. (2021). Climate and land use change effects on sediment production in a dry tropical forest catchment. *Water*, *13*, 2233. https://doi.org/10.3390/w13162233

Guyot, J. L., Filizola, N., Quintanilla, J. & Cortez, J. (1996). Dissolved solids and suspended sediment yields in the Rio Madeira basin, from the Bolivian Andes to the Amazon. En *Erosion and sediment yield: Global and regional perspectives (Proceedings of the Exeter Symposium, July 1996)* (IAHS Publication No. 236, pp. 55-63). International Association of Hydrological Sciences (IAHS). https://acortar.link/4w910y

Harris, C. R., Millman, K. J., van der Walt, S. J., Gommers, R., Virtanen, P., Cournapeau, D., Wieser,

E., Taylor, J., Berg, S., Smith, N. J., Kern, R., Picus, M., Hoyer, S., van Kerkwijk, M. H., Brett, M., Haldane, A., Fernandez del Río, J., Wiebe, M., Peterson, P. & Oliphant, T. E. (2020). Array programming with NumPy. *Nature*, *585*, 357–362. https://doi.org/10.1038/s41586-020-2649-2

Hunter, J. D. (2007). Matplotlib: A 2D graphics environment. *Computing in Science & Engineering*, *9*(3), 90–95. https://doi.org/10.1109/MCSE.2007.55

Jing, H., Zhong, D., Zhang, H., Shi, X. & Wang, Y. (2020). Accumulation phenomena in fluvial processes and the corresponding stochastic model. *Journal of Geographical Sciences*, *30*(6), 1021-1040. https://doi.org/10.1007/s11442-020-1768-x

Johnson, R. A. & Wichern, D. W. (1992). *Applied multivariate statistical analysis* (3ª ed.). Prentice Hall.

Jolliffe, I. T. & Cadima, J. (2016). Principal component analysis: a review and recent developments. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, *374*, 20150202. https://doi.org/10.1098/rsta.2015.0202

Kayitesi, N. M., Guzha, A.C. & Mariethoz, G. (2022). Impacts of land use land cover change and climate change on river hydro-morphology- a review of research studies in tropical regions. *Journal of Hidrology*, 615, Parte A. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128702

Keller, T., Sandín, M., Colombi, T., Horn, R. & Or, D. (2019). Historical increase in agricultural machinery weights enhanced soil stress levels and adversely affected soil functioning. *Soil &Tillage Research*, *194*, 104293. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104293

Kleemann, J., Zamora, C., Villacis-Chiluisa, A. B., Cuenca, P., Koo, H., Noh, J., Fürst, C. & Thiel, M. (2022). Deforestation in continental Ecuador with a focus on protected areas. *Land*, *11*, 268. https://doi.org/10.3390/land11020268

Knighton, J., Vijay, V. & Palmer, M. (2020). Alignment of tree phenology and climate seasonality influences the runoff response to forest cover loss. *Environmental Research Letters*, *15*, 104051. https://doi.org/10.1088/1748-9326/abaad9

Lal, R. (2001). Soil degradation by erosion. *Land Degradation & Development*, *12*, 519–539. https://doi.org/10.1002/ldr.472

Lense, G. H., Parreiras, T., Moreira, R., Avanzi, J. & Mincato, R. (2021). Effect of spatial-temporal variation of land use and land cover on soil erosion. *Revista Caatinga*, *34*(1), 90-98. https://doi.org/10.1590/1983-21252021v34n110rc

Li, J., Wang, G., Song, C., Sun, S., Ma, J., Wang, Y., Guo, L. & Li, D. (2024). Recent intensified erosion and massive sediment deposition in Tibetan Plateau rivers. *Nature Communications*, *15*, 722. https://doi.org/10.1038/s41467-024-44982-0

Llena, M., Vericat, D., Cavalli, M., Crema, S. & Smith, M. W. (2019). The effects of land use and topographic changes on sediment connectivity in mountain catchments. *Science of the Total Environment*, *660*, 899-912. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.479

Mahmood, A., Han, J.-C., Wajid Ijaz, M., Ali Siyal, A., Ahmad, M. & Yousaf, M. (2022). Impact of sediment deposition on flood carrying capacity of an alluvial channel: a case study of the lower indus basin. *Water*, *14*, 3321. https://doi.org/10.3390/w14203321

MapBiomas Venezuela. (2023). *Colección de la Serie Anual de Mapas de Cobertura y uso del suelo de Venezuela*. Recuperado el 15 de mayo de 2024, de https://venezuela.mapbiomas.org/

Marín-Jiménez, F., Gutiérrez-Velásquez, A. & Marcano-Lárez, D. (2024). Distribución granulométrica de un sistema hidrográfico del sector nororiental de Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.*, *63*(1), 21-32. https://iov-udo.com/revista/index.php/boletin57-1/article/view/337

Márquez, A., Fermín, I., Senior, W., de La Cruz, R., Benítez, A., González, E., Hernández, E., González, M., Hernández, D., Ocque, M., Acosta, J., Lemus, A., Patiño, M., Rodulfo, O. & González, A. (2019). Evaluación de riesgo ambiental por metales pesados en sedimentos de la Cuenca del río Manzanares, Venezuela. En A. V. Botello, S. Villanueva, & J. Gutiérrez (Coord.), *Costas y Mares Mexicanos: contaminación, impactos, vulnerabilidad y cambio climático* (pp. 117-142). UNAM, UAC. https://acortar.link/XJZa1D

Márquez, A. & Lemus, A. (2025). Evaluación de la química de los nutrientes y del riesgo de eutrofización en cuenca del río Manzanares, Venezuela. *Revista Ciencia e Ingeniería*, *12*(1), e14533410. https://n2t.net/ark:/60540/14533410

McKinney, W. (2010). Data structures for statistical computing in Python. En *Proceedings of the 9th Python in Science Conference* (pp. 56–61). https://doi.org/10.25080/Majora-92bf1922-00a

Meli, P., Ellison, D., de Barros Ferraz, S. F., Filoso, S. & Brancalion, P. H. (2024). On the unique value of forests for water: Hydrologic impacts of forest disturbances, conversion, and restoration. *Global Change Biology*, *30*, e17162. https://doi.org/10.1111/gcb.17162

Messina, A. M. & Biggs, T. W. (2016). Contributions of human activities to suspended sediment yield during storm events from a small, steep, tropical watershed. *Journal of Hydrology*, 538, 726–742. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.03.053

Milliman, J. D. & Farnsworth, K. L. (2011). *River Discharge to the Coastal Ocean: A Global Synthesis*. Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/CBO9780511781247

Noh, J., Echeverría, C., Gaona, G., Kleemann, J., Koo, H., Fürst, C. & Cuenca, P. (2022). Forest ecosystem fragmentation in Ecuador: challenges for sustainable land use in the Tropical Andean. *Land*, *11*, 287. https://doi.org/10.3390/land11020287

Ochoa-Cueva, P., Fries, A., Montesinos, P., Rodríguez-Díaz, J. A. & Boll, J. (2013). Spatial estimation of soil erosion risk by land-cover change in the Andes of southern Ecuador. *Land Degradation & Development*, *26*, 565-573. https://doi.org/10.1002/ldr.2219

Oliveira, P. T., Nearing, M. A. & Wendland, E. (2015). Orders of magnitude increase in soil erosion

associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. *Earth Surface Processes and Landforms*, *40*, 1524-1532. https://doi.org/10.1002/esp.3738

Ouyang, W., Wu, Y., Hao, Z., Zhang, Q., Bu, Q. & Gao, X. (2018). Combined impacts of land use and soil property changes on soil erosion in a mollisol area under long-term agricultural development. *Science of the Total Environment*, *613-614*, 798-809. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.173

Pepin, E., Carretier, S., Guyot, J. L. & Escobar, F. (2010). Specific suspended sediment yields of the Andean rivers of Chile and their relationship to climate, slope and vegetation. *Hydrological Sciences Journal*, *55*(7), 1190–1205. https://doi.org/10.1080/02626667.2010.512868

Poeppl, R. E., Fryirs, K. A., Tunnicliffe, J. & Brierley, G. J. (2020). Managing sediment (dis) connectivity in fluvial systems. *Science of the Total Environment*, *736*, 139627. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139627

Poleto, C., Werneck Lima, J. E. F. & de Araújo, J. C. (2014). Overview of the work in Latin America on erosion and sediment dynamics. *Journal of Soils and Sediments*, *14*, 1213-1215. https://doi.org/10.1007/s11368-014-0907-3

Rajbanshi, J. & Bhattacharya, S. (2020). Assessment of soil erosion, sediment yield and watershed specific controlling factors using RUSLE-SDR and PLSR approach in Konar river watershed, India. *Journal of Hydrology*. 587, 124935. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124935

Ramírez, L., Alvarado, A., Pujol, R. & Brenes, L. G. (2008). Caracterización física de la cuenca media del río Reventado, Cartago, Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, *32*(2), 73-92. https://doi.org/10.15517/rac.v32i2.6757

Restrepo, J. D. (2015). El impacto de la deforestación en la erosión de la cuenca del río Magdalena (1980-2010). *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.*, *39*(151), 250–267. https://doi.org/10.18257/raccefyn.141

Riveros-Iregui, D. A., Covino, T. P. & González-Pinzón, R. (2018). The importance of and need for rapid hydrologic assessments in Latin America. *Hydrological Processes*, *32*, 2441-2451. https://doi.org/10.1002/hyp.13163

Salazar, A. A., Arellano, E. C., Muñoz-Sáez, A., Miranda, M. D., Da Silva, F. O., Zielonka, N. B., Crowther, L. P., Silva-Ferreira, V., Oliveira-Rebouças, P. & Dicks, L. V. (2021). Restoration and Conservation of Priority Areas of Caatinga's Semi-Arid Forest Remnants Can Support Connectivity within an Agricultural Landscape. *Land*, *10*, 550. https://doi.org/10.3390/land10060550

Sanhueza, D., Pellegrini, G., Iroumé, A. & Picco, L. (2024). Effects of Forest Operations on Runoff and Sediment Variations in Catchments Under Intense Forest Activity and Climate Stress in the South-Central Chile. *Water*, *16*, 3337. https://doi.org/10.3390/w16223337

Schwamback, D., Brandão, A. R., Rosalem, L., Oliveira, P., Anache, J., Wendland, E., Berndtsson, R. & Persson, M. (2024). Land use transformations in the Brazilian Savanna: A decade of soil erosion and runoff measurements. *Catena*, *246*, 108412. https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108412

Shaheb, R., Venkatesh, R. & Shearer, S. A. (2021). A Review on the Effect of Soil Compaction and its Management for Sustainable Crop Production. *Journal of Biosystems Engineering*, *46*, 417-439. https://doi.org/10.1007/s42853-021-00117-7

Singh, S., Swarnkar, S. & Sinha, R. (2025) Integrating sediment connectivity and stream power index with RUSLE for modelling soil erosion dynamics in a large Himalayan basin under modern and future climate scenarios. *Earth Surface Processes and Landforms*, *50*(3), e70032. https://doi.org/10.1002/esp.70032

Suescún, D., León, J. D., Villegas, J. C. & Correa-Londoño, G. A. (2023). Nutrient loss to erosion responds to rain characteristics under transformed landscapes in the Río Grande basin, Colombian Andes. *Ecohydrology*, *16*, e2519. https://doi.org/10.1002/eco.2519

Sun, S., Xiang, W., Ouyang, S., Hu, Y., Zhao, Z., Xu, X., Yue, K., Chen, L., Zeng, Y., Lei, P., Deng, X., Wang, J. & Wang, K. (2022). Higher canopy interception capacity of forests restored to the climax stage in subtropical China. *Hydrological Processes*, *36*, e14538. https://doi.org/10.1002/hyp.14538

Syvitski, J. P., Vörösmarty, C. J., Kettner, A. J. & Green, P. (2005). Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, *308*(5720), 376–380. https://doi.org/10.1126/science.1109454

Tan, Y., Liu, H., Lu, Y., Wang, Z. & Li, W. (2025). Advancing sedimentation modeling in large reservoir systems: Insights from multi-scale process coupling and machine learning. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, *60*, 102573. https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2025.102573

Thomas, J., Joseph, S. & Thrivikramji, K. P. (2018). Assessment of soil erosion in a tropical mountain river basin of the southern Western Ghats, India using RUSLE and GIS. *Geoscience Frontiers*, *9*, 893–906. https://doi.org/10.1016/j.gsf.2017.05.011

Tunnicliffe, J., Howarth, J. & Massey, C. (2024). Controls on fluvial sediment evacuation following an earthquake-triggered landslide: Observations from LiDAR time series. *Science Advances*, *10*, eadi5560. https://doi.org/10.1126/sciadv.adi5560

Turley, M., Hassan, M. A., Zimmermann, A. & Lian, O. (2024). Sediment source partitioning and budgeting over historical timescales in a glacierized, mountain catchment. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, *129*, e2024JF007819. https://doi.org/10.1029/2024jf007819

USACE. (2023). *HEC-RAS Sediment Transport User Manual*. https://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/

van Rijn, L. C. (1984a). Sediment transport, part I: Bed load transport. *Journal of Hydraulic Engineering*, *110*, 1431–1456. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1984)110:10(1431)

van Rijn, L. C. (1984b). Sediment transport, part II: Suspended load transport. *Journal of Hydraulic Engineering*, *110*, 1613-1641. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1984)110:11(1613)

Villegas-Reyes, E., Guevara-Herrera, R. & López-Maldonado, E. (2023). Estimación de pérdida de suelo por erosión en la cuenca del humedal de Tecocomulco, México. *E-CUCBA*, *10*(19), 64-71. https://doi.org/10.32870/ecucba.vi19.264

Walling, D. E. (2006). Human impact on land–ocean sediment transfers by the world's rivers. *Geomorphology*, *79*, 192–216. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.019

Wei, D., Liu, S., Wu, Y., Feng, S., Gao, H., Quin, C., Ren, D., Tang, W. & Zhang, Y. (2023). Impacts of human activities and climate change on water and sediment evolution in four large subtropical river basins in China. *Ecological Indicators*, *155*, 110958. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110958

Wynants, M., Patrick, A., Munishi, L., Mtei, K., Bodé, S., Taylor, A., Millward, G., Roberts, N., Gilvear, D., Ndakidemi, P., Boeckx, P. & Blake, W. H. (2021). Soil erosion and sediment transport in Tanzania: Part II – Sedimentological evidence of phased land degradation. *Earth Surface Processes and Landforms*, *46*, 3112–3126. https://doi.org/10.1002/esp.5218

Zemke, J. J. (2016). Runoff and soil erosion assessment on forest roads using a small scale rainfall simulator. *Hydrology*, *3*, 25. https://doi.org/10.3390/hydrology3030025

Zhang, B., Jia, Y., Fan, H., Guo, C., Fu, J., Li, S., Li, M., Liu, B. & Ma, R. (2024). Soil compaction due to agricultural machinery impact: A systematic review. *Land Degradation & Development*, *35*, 3256-3273. https://doi.org/10.1002/ldr.5144

Zhu, C., Van Maren, D. S., Guo, L., Xie, W., Xing, C., Wang, Z. & He, Q. (2025). Water and sediment exchange between the anthropogenically modified distributaries of the Yangtze Estuary. *CATENA*, *250*, 108729. https://doi.org/10.1016/j.catena.2025.108729

Rol de los autores

Aristide Márquez: Conceptualización, investigación, redacción-revisión y edición, metodología, software, análisis formal. **Antonio Benítez**: Investigación, redacción-revisión y edición, software, validación, visualización.

Declaración de conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflictos de intereses financieros ni personales que puedan influir en los resultados de esta investigación.

Declaración de uso de Inteligencia Artificial

Durante la preparación de esta investigación, se utilizó CLAUDE, modelo 4.6 OPUS (Anthropic, 2026, 15-20 de marzo). Modelo de lenguaje grande (https://www.anthropic.com), para verificar la gramática y la ortografía de la redacción. Después de utilizar esta herramienta, como autores editamos, revisamos y aprobamos el resultado final; asumiendo la total responsabilidad por el contenido de la publicación.

Fuentes de financiamiento

Esta investigación fue realizada con datos históricos tomados por la División Costa Afuera Oriente (PDVSA), y desarrollada por el Departamento de Oceanografía del Instituto Oceanográfico de Venezuela.