

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA
ESCUELA DE INGENIERÍA FORESTAL

**RELACIÓN ENTRE TIPOS DE COBERTURA, NIVELES DE
EROSIÓN Y POBLACIONES DE ANFIBIOS EN LA PARTE
ALTA DE LA MICROCUENCA DEL RÍO TIRIBÍ**

TESIS PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE INGENIERA FORESTAL CON ÉNFASIS
EN CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS FORESTALES CON
EL GRADO ACADÉMICO DE LICENCIATURA

MONSERRATH VARELA MIRANDA

CARTAGO, COSTA RICA, 2024

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA

ESCUELA DE INGENIERÍA FORESTAL

**RELACIÓN ENTRE TIPOS DE COBERTURA, NIVELES DE
EROSIÓN Y POBLACIONES DE ANFIBIOS EN LA PARTE
ALTA DE LA MICROCUENCA DEL RÍO TIRIBÍ**

TESIS PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE INGENIERA FORESTAL CON ÉNFASIS
EN CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS FORESTALES CON
EL GRADO ACADÉMICO DE LICENCIATURA

MONSERRATH VARELA MIRANDA

CARTAGO, COSTA RICA, 2024

RELACIÓN ENTRE TIPOS DE COBERTURA, NIVELES DE EROSIÓN Y POBLACIONES DE ANFIBIOS EN LA PARTE ALTA DE LA MICROCUENCA DEL RÍO TIRIBÍ

*Monserrath Varela Miranda

RESUMEN

La parte alta de la microcuenca del río Tiribí (PAMRT) se encuentra en el Valle Central de Costa Rica y está compuesta por una diversidad de actividades y tipos de cobertura que contribuyen negativa y positivamente a sus niveles de erosión y biodiversidad. Este proyecto analizó las poblaciones de anfibios, la cobertura vegetal y la zonificación de la erosión del suelo para entender su relación y contribuir a la caracterización biofísica de la microcuenca. Se realizó una clasificación supervisada mediante el programa QGIS 3.36 y Google Earth Engine que identificó 11 tipos de cobertura: Bosque secundario, Cultivos, Potrero, Plantación de Jaúl, Invernaderos, Plantación de Eucalipto, Urbano, Plantación de Fresno, Plantación de Ciprés, Tajos y Embalses, las primeras tres fueron las coberturas dominantes. Esta clasificación obtuvo una exactitud global de 64,86 y un Índice de kappa de 0,57 influenciados por la cobertura urbana y tajos. La erosión se cuantificó mediante el modelo RUSLE. Se encontró que un 77,5% de la PAMRT tiene erosión leve, un 17,14% erosión moderada, un 5,16% erosión severa y un 0,20% erosión muy severa. Los anfibios se muestrearon con tres parcelas de 10x10m en tres tipos diferentes de cobertura donde también se tomaron medidas de cobertura de dosel y profundidad. Solamente se registró una especie (*Craugastor podiciferus*) y se encontró una relación entre su abundancia y la cobertura de dosel.

Palabras clave: Cobertura, Sentinel 2, Erosión, RUSLE, Anfibios, *Craugastor podiciferus*.



Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-No Comercial 4.0 Internacional.

RELATIONSHIP BETWEEN LAND COVER TYPES, EROSION LEVELS, AND AMPHIBIAN POPULATIONS IN THE UPPER TIRIBÍ RIVER MICRO-WATERSHED

*Monserrath Varela Miranda

ABSTRACT

Tiribí River micro-basin (PAMRT) upper part is located in the Central Valley of Costa Rica; many productive activities and land-cover types contribute negatively and positively to its erosion and biodiversity. This project analyzed amphibian populations, land cover, and soil erosion zoning to understand their relationship and contribute to the biophysical characterization of the micro-basin. I carried out a supervised classification using QGIS 3.36 and Google Earth Engine; as a result, I identified 11 land covers: Secondary forest, Crops, Pastures, Jaúl plantation (*Alnus acuminata*), Greenhouses, Eucalyptus Plantation, Urban, Tropical ash (*Fraxinus under*) Plantation, Cipres Plantation (*Cupressus lucitanica*), quarries and Water reservoirs, the first three were dominant land covers. This classification obtained an overall accuracy of 64.86% and a Kappa index of 0.57, values influenced by urban coverage and mining. The RUSLE model for erosion quantification found that 77.5% of the PAMRT has mild erosion, 17.14% moderate erosion, 5.16% severe erosion, and only 0.20% has very severe erosion. Using 10x10m plots in three land cover types, I surveyed amphibian populations in three land cover types, considering canopy cover and litter depth. *Craugastor podiciferus* is the only species recorded, and there is a statistically significant linear relationship between its abundance and canopy cover.

Key words: Land Cover, Sentinel 2, Erosion, RUSLE, Amphibians, *Craugastor podiciferus*

*Varela Miranda, M. 2024. Relación entre tipos de cobertura, niveles de erosión y poblaciones de anfibios en la parte alta de la microcuenca del río Tiribí. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica.

CONSTANCIA DE DEFENSA PÚBLICA DE PROYECTO DE GRADUACIÓN

Trabajo Final de Graduación defendido públicamente ante el Tribunal Evaluador integrado por Dorian Carvajal Vanegas, Branko Hilje Rodríguez y Luis Acosta Vargas como requisito parcial para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería Forestal con énfasis en Conservación y Restauración de Ecosistemas Forestales, del Instituto Tecnológico de Costa Rica.

Dorian Carvajal Vanegas
Director de tesis y coordinador
de Trabajos Finales de
Graduación

Branko Hilje Rodríguez
Lector

Luis Acosta Vargas
Lector



Monserrath Varela Miranda
Estudiante

AGRADECIMIENTOS

A mi director de tesis Dorian Carvajal Vanegas por su guía y apoyo incondicional durante mi tesis y, más importante aún, durante toda mi vida estudiantil.

Al profesor Branko Hilje Rodríguez por su apoyo en identificación de anfibios y por demostrar todos los días que es posible ser un profesional excelente y un docente excepcional al mismo tiempo.

A la Unidad Ambiental de la municipalidad de La Unión por permitirme realizar este trabajo.

DEDICATORIA

A mi madre, Tatiana Miranda Arrieta, quién no será testigo de este trabajo, pero quien plantó en mi la resiliencia y determinación para completarlo.

A toda mi familia, por las comidas, las preguntas, las palabras de motivación y todas las formas silenciosas de apoyo que me dieron los últimos cinco años.

A Rebeca Torres Guzmán, por iluminar mi vida de mil y una maneras y por ser mi mayor motivación.

A los profesores de la Escuela de Ingeniería Forestal, que formaron parte de mi formación profesional y personal, a quienes admiro y respeto infinitamente. Especialmente a Lupita Vargas Fonseca, Carolina Tenorio Monge, Nancy Gamboa Badilla, Luis Acosta Vargas, Casia Soto Montoya, Cynthia Salas Garita y María Rodríguez Solís.

Índice General

RESUMEN.....	III
ABSTRACT	IV
CONSTANCIA DE DEFENSA PÚBLICA DE PROYECTO DE GRADUACIÓN	V
AGRADECIMIENTOS	VI
DEDICATORIA	VII
ÍNDICE GENERAL.....	VIII
ÍNDICE DE CUADROS	X
ÍNDICE DE FIGURAS	X
1. INTRODUCCIÓN	1
2. OBJETIVOS.....	5
2.1 OBJETIVO GENERAL	5
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	5
3. REVISIÓN DE LITERATURA	6
3.1 EROSIÓN	6
3.1.1. Variables relacionadas a la erosión.....	6
3.1.1.1. Precipitación	7
3.1.1.3. Topografía	7
3.1.1.4. Uso de suelo y cobertura	8
3.1.1.2. Materia orgánica	9
3.1.1.5. Incendios.....	10
3.1.2. Erosión en Costa Rica	10
3.1.3. RUSLE para cuantificación de pérdida de suelo	11
3.2. COBERTURA	12
3.2.1. Cobertura de Costa Rica.....	12
3.2.2. Sensores Remotos para análisis de cobertura.....	13
3.2.3. Sentinel 2 para análisis de cobertura	14
3.3. ANFIBIOS EN COSTA RICA.....	15

3.3.1.	Amenazas en poblaciones de anfibios	16
3.3.2.	Metodologías de muestreo de anfibios	16
4.	MATERIALES Y MÉTODOS	17
4.1.	ÁREA DE ESTUDIO	17
4.2.	COBERTURA	19
4.2.1.	Recolección de los datos.....	19
4.2.2.	Análisis de los datos	20
4.3.	EROSIÓN	21
4.3.1.	Recolección de los datos.....	21
4.3.2.	Análisis de los datos	22
4.4.	ANFIBIOS	23
4.4.1.	Recolección de los datos.....	23
4.4.2.	Análisis de los datos	24
5.	RESULTADOS.....	24
5.1.	COBERTURA	24
5.2.	EROSIÓN	26
5.3.	ANFIBIOS	29
6.	DISCUSIÓN.....	38
6.1.	COBERTURA	38
6.2.	EROSIÓN	40
6.3.	ANFIBIOS	41
7.	CONCLUSIONES	44
8.	RECOMENDACIONES	45
9.	REFERENCIAS.....	46

Índice de Cuadros

Cuadro 1. Áreas de cada uso del suelo identificado en la clasificación supervisada en hectáreas y porcentaje.....	24
Cuadro 2. Áreas de los estados de erosión de la parte alta de la microcuenca del río Tiribí en hectáreas y porcentajes.	26
Cuadro 3. Factor C para ecuación RUSLE en cada tipo de cobertura según literatura consultada	26
Cuadro 4. Estadísticos de prueba de normalidad Shapiro-Wilk para las variables de Abundancia de <i>C. podiciferus</i> , Profundidad de hojarasca y Cobertura de dosel.....	30
Cuadro 5. Estadísticos de la regresión lineal para las variables Abundancia de <i>C. podiciferus</i> y Profundidad de hojarasca.....	32
Cuadro 6. Estadísticos de la regresión lineal para las variables Abundancia de <i>C. podiciferus</i> y Cobertura de dosel.	34
Cuadro 7. Estadísticos para prueba de coeficiente de correlación de Spearman para las variables Profundidad de hojarasca y Cobertura de dosel.	35
Cuadro 8. Estadísticos de la regresión lineal para las variables Profundidad de hojarasca y Cobertura de dosel.	36

Índice de Figuras

Figura 1. Delimitación y ubicación de la parte alta de la microcuenca del río Tiribí	17
Figura 2. Diagrama de puntos de muestreo para clasificación de cobertura	18
Figura 3. Ilustración de Matriz de error utilizada para validar la clasificación de cobertura	19
Figura 4. Cobertura obtenida mediante la clasificación supervisada de imágenes satelitales para la parte alta de la microcuenca del río Tiribí.....	24
Figura 5. Estado de erosión en la parte alta de la microcuenca del río Tiribí	26
Figura 6. Factores R, K, LS y C para la Parte alta de la microcuenca del río Tiribí	29
Figura 7. Distribución de parcelas de muestreo para anfibios en la finca Los Lotes	30

Figura 8. A: Abundancia de <i>C. podiciferus</i> en por tipo de cobertura. B: Cobertura de dosel por tipo de cobertura. C: Profundidad de hojarasca por tipo de cobertura.	32
Figura 9. Abundancia de <i>C. podiciferus</i> en función de profundidad de hojarasca.....	33
Figura 10. Abundancia de <i>C. podiciferus</i> en función de la cobertura de dosel	35
Figura 11. Profundidad de hojarasca en función de Cobertura de dosel	36
Figura 12. Análisis de Componentes principales para las variables de abundancia de <i>C. podiciferus</i> , Cobertura de dosel y Profundidad de hojarasca en parcelas de muestreo de Fresno, Bosque secundario y Ciprés.....	38
Figura 13. A. Píxeles de zona urbana, B. Píxeles de zona con cultivos, C. Píxeles de zona con potrero.	40

1. Introducción

La microcuenca del río Tiribí se encuentra en el Valle Central en Costa Rica y comprende los cantones de La Unión, Cartago, Desamparados y Montes de Oca. La microcuenca forma parte de la subcuenca del río Virilla, que a su vez está ubicada en la cuenca del río Grande de Tárcos. Adicionalmente, contiene un área silvestre protegida (ASP), que corresponde a la Zona Protectora del Río Tiribí (ZPRT) (Quirós Monge, K., 2017).

La parte alta de la microcuenca del río Tiribí (PAMRT) es zona de gran importancia para la recarga hídrica, que es fuente de agua importante para el cantón de La Unión; adicionalmente, esta zona tiene una alta influencia sobre el río Tiribí al encontrarse a mayor altitud que el resto de la microcuenca (Cerdas. J., 2024).

La cobertura y uso de suelo son aspectos indispensables para el manejo integral de cuencas ya que su análisis permite la identificación de sectores degradados al igual que la formulación de planes de restauración (Quizhpe Simancas, P. I. & Cayambe Yáñez, M. P., 2020). Además, los cambios en cobertura pueden influir en la cantidad y calidad de servicios ecosistémicos provistos en una cuenca (Domínguez Díez, Y. A., 2018), la conectividad del paisaje circundante (Correa Ayram, C. A., Mendoza, M. E., & López Granados, E., 2014) Y la generación de caudales nuevos (Bernal Nieto, S.M. & Prado Uscategui, C.A., 2015).

En los 17,33 km² de extensión de PAMRT, se han identificado cinco tipos de cobertura, los cuales son bosque secundario, pastos, área no forestal, bosque maduro y plantaciones forestales. Dentro de esta área se encuentra la finca municipal Los Lotes, la cual constituye la mayor parte del bosque secundario de la PAMRT, el cual representa un 38% del área total (Quirós Monge, K., 2017). Al observar solamente la ZPRT se han identificado usos de suelo más específicos como lo son bosque denso, bosque menos denso, tacotal y charral, pastos con árboles, pastos, hortícolas y terreno descubierto. Sin embargo, para ambos casos siempre existe un porcentaje de área identificado como sombras y nubes, lo cual no ha sido correctamente clasificado (SINAC, 2016).

Además de la cobertura, la erosión también puede contribuir a diferentes características de una cuenca. La pérdida de suelo puede causar inseguridad alimenticia al cambiar las características que permiten el desarrollo de cultivos (Contreras, E. G. et al., 2015), y aumentar la escorrentía superficial en una cuenca (Mantilla Jara, T. S., 2021), por lo que su monitoreo y estudio es requerido.

Históricamente, el área de la microcuenca ha presentado niveles de erosión que, junto con otros procesos geológicos a lo largo del tiempo, influyeron en la formación de cerros denudados. Uno de los principales factores de la erosión en la microcuenca es la presencia de nacientes en terrenos altamente ondulados (Quirós Monge, K., 2017). Por otro lado, se han encontrado altas concentraciones de sólidos suspendidos en el río Tiribí, indicando que existe una mayor erosión causada por el río (Calvo-Brenes, G., & Mora-Molina, J., 2007). También se han identificado problemáticas como falta de conciencia ambiental, ausencia de un enfoque de manejo de cuencas, falta de control en la aplicación de leyes, malas prácticas en el uso del suelo y escasa planificación, las cuales podrían empeorar indirectamente el estado de erosión en la microcuenca (Quirós Monge, K., 2017).

Las interacciones entre la fauna y su entorno deben ser estudiadas para un manejo integral de cuencas. Algunos grupos taxonómicos como los macroinvertebrados son bioindicadores de calidad de agua y otras características de los ríos (Valladolid, M., Arauzo, M., & Jiménez, L., 2015). Los insectos del orden Lepidóptera también indican diferentes estructuras en una cuenca según su diversidad y composición (Ospina-López, L. A., & Reinoso-Flórez, G., 2015). Diferentes grupos de fauna tienen diferentes necesidades ecológicas por lo que su monitoreo es importante para la caracterización de cuencas.

En este ámbito se han estudiado las poblaciones de aves presentes en la microcuenca, con registros de avistamientos de quetzal (*Pharomachrus mocinno*) junto con sus nidos en finca Los Lotes (Martínez Araya, D., 2018). Igualmente, el informe del inventario de biodiversidad en la finca municipal Los Lotes, evidenció la presencia de diferentes especies en los grupos de fauna más comúnmente estudiados incluyendo: cuatro especies de anfibios, cinco de reptiles, 21 de mamíferos y 56 de aves (Municipalidad de La Unión, 2014). Los datos para la fauna de la microcuenca son escasos; sin embargo, existen inventarios de biodiversidad del Río María Aguilar, el cuál desemboca en el Río Tiribí y permite proyectar las especies esperadas considerando las similitudes climáticas y ambientales en ambos ríos. Para esta área se describe brevemente la diversidad de insectos pertenecientes a los órdenes Coleóptera, Lepidóptera, Díptera, Odonata, Dermáptera, Hemíptera y Homóptera. Además, se cuenta con listas detalladas de especies de anfibios, reptiles, aves y mamíferos (Fundación Defensores de la Naturaleza, 2013). Adicionalmente, se llevó a cabo el primer conteo de aves

en el Corredor Biológico Interurbano Río María Aguilar, donde se observaron más de 70 especies de aves de las cuales 12 corresponden a especies migratorias (CBIMA, 2019).

Parte de la importancia de describir aspectos como la cobertura, erosión y fauna de esta microcuenca radica en los objetivos descritos para la ZPRT, cuyo Plan General de Manejo (PGM) entró en vigencia en el año 2018. En este documento se determina que algunos de los propósitos de la conservación de la ZPRT están relacionados con una gestión de recursos que permita el manejo integral de la microcuenca, lo cual a su vez puede minimizar los impactos negativos que pueda recibir la ZPRT (SINAC, 2017). El PGM de la ZPRT también menciona dentro de sus objetivos la conservación de la fauna nativa, ecosistemas ribereños y el paisaje. Estos tres objetivos engloban directamente la necesidad de describir aspectos de la cuenca como lo son cobertura, erosión y fauna. De manera que en el futuro y con el apoyo de diversos estudios y metodologías, se puedan llevar a cabo diagnósticos detallados y mejoras en el PGM. Por otro lado, el PGM vigente para esta área silvestre protegida se redactó para un plazo de cuatro años (2017-2021) por lo que es necesaria su actualización, utilizando información más reciente (SINAC, 2017).

Así mismo, la conservación y restauración de los ecosistemas presentes en la microcuenca enfrentan obstáculos como lo son el deterioro del estado sanitario del río Tiribí, lo cual ha repercutido en la calidad del agua, haciendo que la contaminación a lo largo del año sea calificada desde incipiente hasta muy severa (Leiva-Leiva, L., 2007).

La municipalidad de La Unión ha demostrado su compromiso en la conservación de la microcuenca, esto al verse incluida en el proyecto Manejo participativo de cuencas hidrográficas basado en procesos de restauración del paisaje y fauna como herramienta de sostenibilidad de producción de agua en la microcuenca del río Tiribí. El proyecto busca regular el ciclo hídrico de la microcuenca mediante investigaciones, generación de productos y aplicación de talleres con las comunidades locales. Es por esto, que la caracterización biofísica de la microcuenca es necesaria para describir su estado físico en la actualidad. Lo mismo en el caso de cobertura, donde se abarcan los usos de suelo, presencia de corredores biológicos, áreas protegidas o dedicadas a la conservación, nacientes, zonas de vulnerabilidad, entre otros usos. Por su parte, la erosión del suelo permite entender un eje de degradación importante para el desarrollo de los bosques secundarios, la agricultura y la urbanización. Por ende, conocer los diferentes grados de erosión que tiene una cuenca

hidrográfica contribuye a comprender el impacto del caudal del río en la calidad de agua y erosión, además de determinar posibles acciones de conservación a realizar. Finalmente, la fauna presente en la microcuenca constituye un componente biótico sumamente importante para comprender el rol del área en la conectividad del paisaje (Otárola F., 2014).

Tomando todo esto en cuenta, el presente proyecto estudió las poblaciones de anfibios presentes en la microcuenca, comparar los cambios de cobertura en el área definida y realizó la zonificación según diferentes niveles de erosión del suelo presentes en la microcuenca. Lo anterior con el fin de evaluar la relación e influencia que puedan tener estos tres aspectos entre ellos. De esta manera se buscó llenar algunos de los vacíos de información existentes con respecto a la caracterización biofísica en la PAMRT.

2. Objetivos

2.1 Objetivo general

Evaluar la relación entre el estado de las poblaciones de anfibios, los niveles de erosión del suelo y los tipos de cobertura presentes en la parte alta de la microcuenca del río Tiribí.

2.2 Objetivos específicos

1. Caracterizar la cobertura actual en la parte alta de la microcuenca del río Tiribí por medio de la clasificación supervisada de imágenes satelitales.
2. Zonificar el área de la parte alta de la microcuenca del río Tiribí según su nivel de pérdida de suelo mediante el modelo RUSLE.
3. Analizar la diversidad, composición y abundancia de las poblaciones de anfibios presentes en la parte alta de la microcuenca del río Tiribí.

3. Revisión de literatura

3.1. Erosión

El concepto de erosión se puede definir como el proceso mediante el cual la materia que compone el suelo es removida y desplazada de su ubicación original. Los agentes causantes de este fenómeno pueden ser naturales (gravedad, lluvia, viento, glaciares, entre otros) o de origen antropogénico (agricultura extensiva, cambio de uso de suelo, entre otros) (Zorn, M., Komac, B., 2013). Como consecuencia, se da la formación de un ciclo donde la remoción de cobertura boscosa para el establecimiento de cultivos y la ganadería aumenta la erosión del suelo, pero a su vez, se puede observar una relación entre la erosión y la pérdida de rendimiento anual de los cultivos (Montanarella, L. et al., 2016).

Globalmente, se estima que la pérdida neta de suelo se encuentra alrededor de 2,8 toneladas anuales por hectárea. Sin embargo, este promedio aumenta considerablemente cuando se observan las tierras cultivadas con 13 toneladas anuales por hectárea. Por otro lado, las áreas de bosque presentan solamente 0,16 toneladas anuales por hectárea (Borrelli, P. et al., 2017).

Al mismo tiempo, la aceleración del calentamiento global es uno de los factores más influyentes en la erosión y en otros fenómenos relacionados a la degradación del suelo. La creciente pérdida de suelo tiene el potencial de afectar la salud humana, el valor de la tierra y el sustento de esta al afectar gravemente las propiedades físicas del suelo (Yamanoshita, M., 2019).

3.1.1. Variables relacionadas a la erosión

La erosión y la velocidad con la que se da se pueden relacionar a una serie de variables, como lo son la precipitación, el viento, la topografía, el tipo de suelo, la cobertura, el uso de suelo, la pendiente, la materia orgánica, la pedregosidad y los incendios. La incidencia de estos factores en la erosión de un lugar determinado se define según las características específicas de cada lugar. Sin embargo, se ha observado que la pendiente y la cobertura son de las variables con mayor peso sobre la erosión y la pérdida de nutrientes del suelo (Karolinoerita, V. et al., 2023; Ziguan, W. et al., 2020; Pérez-Rubio, I. et al., 2018). A continuación, se discute el efecto de diferentes factores en el proceso de erosión.

3.1.1.1. Precipitación

La precipitación influye en la erosión por medio del impacto de las gotas de lluvia en el suelo, lo cual provoca el rompimiento y desplazamiento de sus partículas. El nivel en el que se causa la erosión, llamado erosividad, está relacionada con el tamaño, la velocidad e intensidad de las gotas de lluvia en un periodo determinado (Bizzarri, E. C., 1999).

El estudio de la precipitación y su influencia en la erosión del suelo inicia alrededor de los años 90's y se ha concentrado principalmente en las regiones de Asia, Europa y América del Sur (Zhao, Y. et al., 2024). Históricamente, se ha observado un aumento en la intensidad de lluvias, con un incremento de 5,73 mm de precipitación anual en el periodo 1901–2010 (Asadieh, B., & Krakauer, N. Y., 2015). Como consecuencia, se considera que en comparación con el año 2010, habrá un aumento en la erosividad de la lluvia de 27–34,3%, lo cual se cree que causará un incremento en la erosión del suelo de entre 30–66% para el año 2070 (Panagos, P. et al., 2022). Para Suramérica, se predice que habrá cambios en la precipitación media anual durante los próximos 10 años causada por la creciente deforestación y emisión de Gases de Efecto Invernadero (GEIs). Algunos de estos cambios incluyen un aumento de precipitación en la región central y disminuciones en la región del bosque Amazonas (Riquetti, N. B. et al., 2020). Estas variaciones pueden implicar cambios en los niveles de erosión, ya que un incremento en la intensidad de la precipitación puede provocar una mayor formación de surcos (Yan, Y. et al., 2024) y mayores niveles de erosión laminar (Shi, F. et al., 2024).

3.1.1.2. Topografía

Los procesos de erosión pueden ser influenciados por las características topográficas de cada sitio. Se ha observado que los suelos erosionados se caracterizan por tener altas pendientes, curvaturas convexas y baja rugosidad (Henaó Camelo, S. D., & Gómez Murcia, V. L., 2017). La topografía empinada, especialmente en terrenos montañosos, es uno de los principales obstáculos en la disciplina de la conservación del suelo y del agua (Yuan, S. et al., 2024). A pesar de que se ha estudiado la eficacia de metodologías aptas para el estudio de erosión en este tipo de suelos, las pendientes siguen siendo una limitante para realizar estudios del estado de erosión debido a su baja accesibilidad (Kumar, S., Raj, A. D., & Mariappan, S., 2024). El efecto de las pendientes en el suelo se relaciona con la velocidad que producen en el flujo de la escorrentía. Esta aceleración provoca un aumento en la cantidad de material

transportado proporcionalmente al aumento de la inclinación en el terreno, lo cual se puede observar como una mayor pérdida de suelo (Fox, D. M., & Bryan, R. B., 2000). Además, el nivel con el que aumenta o disminuye la pendiente de un sitio también puede influenciar la cantidad de pérdida de suelo y tasas de escorrentía, especialmente en coberturas agrícolas (Zhao, J. et al., 2022).

3.1.1.3. Uso de suelo y cobertura

En Latinoamérica, las últimas dos décadas han sido testigo de altas tasas de cambio de uso del suelo con deficientes esfuerzos por optimizar la resiliencia de los ecosistemas a los que afecta de forma negativa. Frecuentemente, este cambio de uso en la región se ve ligado a la agricultura extensiva que depende altamente de la deforestación para su desarrollo y a la ganadería. Adicionalmente, factores como el comercio, la demanda de alimentos, los precios de las materias primas, los avances tecnológicos y las políticas nacionales e internacionales presionan cada vez más al sector productivo para aumentar su extensión y rendimiento causando el cambio de uso de suelo (Rocha, J. C. et al., 2019). Estos cambios en el uso del suelo provocan mayores niveles de escorrentía superficial y un aumento en la erosión particularmente con los cambios que implican la remoción de vegetación. Al contrario, la regeneración de los bosques y la restauración de ecosistemas ocasionan menores proporciones de escorrentía y erosión (Camarasa-Belmonte, A. M., López, M. P. C., & García, E. I., 2018).

Históricamente, se ha estudiado la efectividad de diferentes tipos de cobertura en prevenir y disminuir la erosión del suelo. En general, la presencia de vegetación reduce la cantidad y velocidad de escorrentía al ser comparada con el suelo desnudo (Wei, S. et al., 2024). Además, en el caso de la agricultura, se puede reconocer una mayor capacidad de protección contra la erosión en los cultivos con mayor cobertura vegetal en comparación con aquellos que necesitan de un suelo completamente libre de otra vegetación. Esta capacidad está relacionada con la reducción del impacto de la lluvia y el escurrimiento superficial por parte del follaje y raíces de los cultivos (Huerta-Olague, J. D. J. et al., 2018).

Por otro lado, en bosques secundarios se han observado mayores niveles de erosión en sucesiones tempranas que en intermedias y maduras (Rojas-Zeledón, I. J., 2018). La pérdida

de suelo también puede verse reducida con mayor cobertura de sotobosque (Abril Saltos, R. V. et al., 2017).

En áreas urbanas, los efectos de la erosión comprometen la seguridad de las comunidades locales al ampliar la probabilidad e intensidad de inundaciones. Se ha observado un aumento considerable de este riesgo debido a la deficiente planificación urbana y al aumento de asentamientos informales (Maronedze, A. K., & Schütt, B., 2020). Esto se debe a la inhibición de la infiltración natural en el suelo, que es provocada por el sellado del suelo durante los procesos de urbanización y la fragmentación del paisaje que implica la expansión urbana (Ferreira, C. S. et al., 2021).

3.1.1.4. Materia orgánica

A pesar de comprender un porcentaje reducido de su masa total, el contenido de materia orgánica del suelo presenta una alta variedad de funciones físicas, químicas y biológicas. Algunas de ellas como aumentar la capacidad de retención de agua, mejora de estabilidad estructural, aumento de diversidad microbiana y el aumento de capacidad de cambio, todas directamente relacionadas con la disminución de la erosión (Marañón, T., & Madejón, E., 2017). Además, se ha observado una relación importante entre contenidos de materia orgánica bajos y densidad aparente alta, la cual indica que aquellos suelos con esas características presentan mayores niveles de degradación (Romero-Barrios, C., García-Gallegos, E., & Hernández-Acosta, E., 2015). A nivel internacional, el desarrollo agrícola ha sido la principal causa para el rápido declive en el contenido de materia orgánica del suelo, afectando por consecuencia su diversidad de lombrices, artrópodos y hongos (Montanarella, L. et al., 2016).

La materia orgánica presente en el suelo también se comporta diferente según el tipo de cobertura presente en un sitio determinado, de manera que ecosistemas reconocidos por sus bajos niveles de erosión como lo son los bosques y sistemas agroforestales, presentan altos contenidos de materia orgánica (Benavides, E., Morales, L., & Navia, J., 2015; Murray Nuñez, R. et al., 2014). En suelos agrícolas este contenido puede bajar significativamente por lo que son más propensos a ser erosionados (Soto-Mora, E. S. et al., 2016).

3.1.1.5. Incendios

Los fenómenos de incendios forestales tienen la capacidad de aumentar la pérdida de suelo del sitio, al desprotegerlo de su vegetación original hasta 21 veces más que sitios con mayor cobertura vegetal (Tálamo, A. et al., 2016). La cobertura boscosa, a pesar de ser un importante agente para contrarrestar la erosión, es aún más vulnerable ante los incendios que otros tipos de cobertura como pastizales, por lo que la erosión causada por este fenómeno tiene un impacto mayor (Rodríguez Souilla, J., 2020).

La incidencia de un incendio puede llegar a provocar aumentos de hasta más de 500% en los niveles de erosión del área afectada, como es el caso de Sierra Bermeja, España (Gallegos-Reina, A. J., 2023). El impacto de un siniestro en la erosión de un sitio está altamente influenciado por la severidad y duración de este y puede provocar cambios en el suelo como impermeabilidad (Rueda, E. B., Varela, M. E., & Alleres, M. R., 2014). Así mismo, la capacidad del suelo para repeler agua después de un incendio está relacionada con la permanencia de cenizas en el sitio perjudicado; esta puede actuar como una capa de protección hacia el suelo e incluso proveerlo de nutrientes. Sin embargo, a largo plazo la ceniza también puede cambiar algunas propiedades del suelo relacionadas con la infiltración, la retención de agua y la escorrentía. Todos estos impactos pueden afectar cuerpos de agua cercanos disminuyendo las poblaciones de macroinvertebrados (Pereira, P. et al, 2019). Adicionalmente, los incendios repercuten en la materia orgánica del suelo al reducir sus reservas, y afectando indirectamente la capacidad de secuestro de carbono y nitrógenos del suelo (De la Rosa, J. M., 2014).

3.1.2. Erosión en Costa Rica

En Costa Rica, la erosión ha sido estudiada desde diferentes focos. Las playas y ecosistemas costeros son de los principales puntos de erosión en el Caribe Sur del país (Barrantes-Castillo, G., 2020). Consecuentemente, se ha evidenciado un aumento en el cambio de cobertura de estas zonas; por ejemplo, aumento de cobertura urbana en Cieneguita, disminución de pastos, playa y bosque en Westfalia y Bananito (Sandoval-Murillo, L., & Barrantes-Castillo, G., 2021). Por otro lado, la erosividad por precipitación se ha estimado tanto para la vertiente Pacífica como la Caribe con valores menores a $15000 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ y}^{-1}$ con un comportamiento creciente en función de la elevación en metros sobre el nivel del mar (msnm) (Calvo-Alvarado, J. C., Jiménez-Rodríguez, C. D., & Jiménez-Salazar, V., 2014).

En suelos cultivados, desde 1997 hasta el 2004 se registraron grados de erosión entre 0,17 y 85 Ton/Ha para papa, zanahoria, café, maíz, hortalizas y frijol (Berstch, F., 2004). En datos más recientes, se observó una erosión de 18,21 Ton/Ha en cultivo de café (Palominos-Rizzo, T., 2022). Así mismo, se han observado altos niveles de erosión en cuencas hidrográficas debido a la presencia de ganadería extensiva y pendientes empinadas (Pérez-Rubio, I., & Mende, A., 2018). Una manera de mitigar estos niveles de erosión es mediante el uso de plantas nativas, que cumplen un rol importante en la retención de sedimentos para disminuir la erosión en ríos urbanos (Alvarado, V., 2014).

3.1.3. RUSLE para cuantificación de pérdida de suelo

La Ecuación Universal Para Pérdida de Suelo Revisada o RUSLE por sus siglas en inglés, permite predecir un promedio de erosión para un sitio determinado. Esta ecuación es una actualización de su antecesora Ecuación Universal Para Pérdida de Suelo (USLE), a la cual se le realizaron cambios en cuanto al análisis de sus componentes. La ecuación se crea a partir de la necesidad de productores estadounidenses de comprender los factores que afectaban la productividad de sus suelos. En respuesta a esto, el Departamento de Agricultura de Estados Unidos publica el Manual de Agricultura N° 537 con el nombre Prediciendo las Pérdidas por Erosión Pluvial. En él se describe el funcionamiento, propósito y aplicación de USLE. La versión revisada fue publicada en 1997 en el Manual de Agricultura N° 703 (Institute of Water Research, 2002).

RUSLE consiste en la combinación de seis factores para el cálculo de la pérdida de suelo en unidades de $\text{ton ha}^{-1} \text{año}^{-1}$. Los componentes de la ecuación corresponden a erosividad de escorrentía y lluvia (factor R), erosionabilidad del suelo (factor K), longitud de pendiente (factor L), grado de pendiente (factor S), manejo de cobertura (factor C) y prácticas de conservación (factor P) (Renard, K. G. et al., 1997). Esta ecuación es ampliamente utilizada para investigación en erosión del suelo alrededor del mundo. En China se ha utilizado para evaluar las condiciones de suelo en la Meseta de Loes, conocida por ser uno de los lugares más erosionados del continente. En esta locación se han calculado pérdidas del suelo entre 70,58 y 130,5 $\text{ton ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ entre 1990 y 2011 (Pan, J., & Wen, Y., 2014; Li, P., et al., 2020). Por otro lado, esta metodología ha dado resultados de 32,79 $\text{ton ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ para cuencas hidrográficas en mejores condiciones de erosión en Ecuador (Arias-Muñoz, P., Escolano, S., & Saz, M. A., 2023).

Adicionalmente, se ha estudiado la efectividad de diferentes metodologías para el cálculo de cada uno de los factores necesarios para RUSLE. Algunos resultados indican que el factor R de un área puede ser obtenido mediante el cálculo de la erosividad para un conjunto de precipitaciones diarias y acumuladas, determinando el modelo matemático de mejor ajuste (Almoza, Y., 2007). En el caso del factor C, las metodologías de procesamiento de imágenes multiespectrales por medio de Sistemas de Información Geográfica (SIG) presentan resultados precisos y ajustados a la realidad (Pacheco, H. A., Cevallos, R. X., & VINCES, C. J., 2019). Asimismo, se puede utilizar el cálculo del Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) para obtener los valores de C en un área determinada (Durigon, V. L., 2014). Es importante considerar que el factor C puede ser calculado incorrectamente si no se tiene en cuenta la variabilidad de condiciones para cada área de estudio, ya que este aspecto influye ampliamente en los resultados (Biddoccu, M., 2020). En el caso del factor K, depende altamente de la composición del suelo, principalmente del contenido de limo, además de arcilla y arena (Al Rammahi, A. H. J., & Khassaf, S. I., 2018). Los factores L y S se evalúan paralelamente mediante algoritmos de flujo múltiple y SIG (Bircher, P., Liniger, H. P., & Prasuhn, V., 2019) y han sufrido grandes variaciones en su cálculo para ajustarse a pendientes mayores a 50% (Schmidt, S., Tresch, S., & Meusburger, K., 2019). Finalmente, el factor P se puede calcular mediante subfactores de estructura y contorno de arado (Taye, G., 2018; Kebede, B., 2021).

Actualmente, el modelo de RUSLE se ha aplicado en conjunto con SIG para la evaluación de erosión de suelos. Los análisis y valoraciones globales realizadas con respecto a esta práctica indican que existen retos en la estimación del factor P, calidad y cantidad de fuentes de información y en su posterior valoración de datos (Jahun, B. G., 2015). Sin embargo, la aplicación de SIG optimiza ampliamente las limitaciones que presenta el modelo siempre que se aplique una verificación de campo posterior a su uso (Kumar, M., 2022).

3.2. Cobertura

3.2.1. Cobertura de Costa Rica

La cobertura de Costa Rica ha sufrido amplios cambios a lo largo de la historia. Anteriormente, entre 1987 y 1997, el país evidenció altos niveles de deforestación enfocados en los cantones de Sarapiquí, Pococí, San Carlos, Los Chiles y Puntarenas, mientras que la

mayoría de reforestación ocurrió en Aguirre, Puriscal, Turrubares, Cañas y Santa Cruz. Esta tendencia se mantuvo hasta el 2013, de manera que la costa caribe se caracterizó por la pérdida de cobertura forestal y la vertiente Pacífica por la recuperación sus áreas forestales. Entre un 60-80% del área deforestada se convirtió en zonas de ganadería, el 20% en zonas de producción agrícola, 10% en plantaciones forestales y 3% en zonas de infraestructura urbana (Sierra, R., Cambronero, A., & Vega, E., 2016). En total, se estima que entre el periodo de 1997 al 2000 la cobertura forestal disminuyó en 9139 ha y entre los años 2000-2005 se deforestaron 2369 ha, viendo una disminución en la tasa de deforestación (Calvo-Obando, A., & Ortiz-Malavasi, E., 2012).

La información más reciente sobre cobertura indica que el territorio terrestre de Costa Rica está compuesto en un 57,1% por bosque (clasificado en secundario, maduro, de palmas, deciduo, yolillal, manglar y plantación forestal) y otro tipo de coberturas clasificadas como páramo, humedal palustre, piña, banano, otros cultivos, pastos, edificaciones, cuerpos de agua y playas (SINAC, 2022).

3.2.2. Sensores Remotos para análisis de cobertura

Los sensores remotos son un instrumento importante para estudiar y analizar la cobertura de un sitio determinado. Al utilizarse junto con Vehículos Aéreos No Tripulados (VANTs), se pueden llevar a cabo estudios de ecología y mapeo de cobertura vegetal con resultados altamente precisos. Igualmente, el uso de imágenes satelitales en investigaciones similares ha sido empleado vastamente con resultados ajustados a la realidad de las áreas estudiadas (Veneros, J., 2020).

Los mapas de cobertura oficiales de Costa Rica son generados por el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) y son producto de un proceso de seis fases. Estas se pueden resumir en la recopilación de datos y planificación del proyecto a realizar, la fotointerpretación de la Malla sistemática de puntos de Costa Rica, clasificación de imágenes satelitales, revisión de la clasificación final y control de calidad. El SINAC utiliza herramientas adicionales como Google Earth Engine, imágenes Planet y Collect Earth Online para fotointerpretación y clasificación de puntos e imágenes (SINAC, 2022).

Mediante los sensores remotos también se pueden modelar proyecciones de cobertura utilizando herramientas como Análisis en Cadena Markov, que permiten calcular los posibles

cambios de cobertura en un periodo determinado y estimar las probabilidades de que un pixel en la malla de datos cambie a uno de sus pixeles vecinos (Achicanoy, J., Robles, R. R., & Gómez, J. S., 2018). El análisis de fragmentación es otro uso importante en el estudio de cobertura que se puede optimizar a través de sensores remotos. Esto se puede hacer generando clases de cobertura a partir de imágenes satelitales procesadas y utilizando herramientas específicas de SIG para producir métricas de fragmentación estructural y funcional como número de parches, tamaño de parche, índices de diversidad, entre otros (De León Mata, G. D., Álvarez, A. P., & Guerrero, J. H. M., 2014).

3.2.3. Sentinel 2 para análisis de cobertura

Sentinel 2 consiste en dos satélites de 1,2 toneladas que funcionan conjuntamente a 180° uno del otro. Una parte del sistema que comprende los satélites es el Instrumento Multiespectral (MSI), que se encarga de recolectar la luz solar reflejada desde la Tierra, este haz de luz es dividido y enfocado en un plano focal para bandas de luz visible e infrarrojo cercano (VNIR) y otro plano para bandas de infrarrojo no visible (SWIR). Los objetivos de Sentinel 2 son proveer imágenes multiespectrales de alta resolución y generar datos de observación para producir mapas de cobertura terrestre, detección de cambios en la tierra y variables geofísicas de alta calidad (European Space Agency, 2016).

Al revisar el uso de Sentinel 2 en monitoreo de cobertura boscosa alrededor del mundo, se evidencia que Random Forest es el clasificador más común para procesar las imágenes en este tipo de investigaciones con aproximadamente un 85% de precisión. Otros clasificadores utilizados son Máquinas de Vector de Soporte, Índice de vegetación de diferencia normalizada, Distancia mínima, Redes neuronales artificiales y Máxima probabilidad. Basándose en los resultados, las imágenes satelitales de Sentinel 2 tienen un alto potencial como herramienta para monitoreo y mapeo de cobertura boscosa (Tuesta, R. H. P., Oliver, J. A. I., & Inga, M. E. R., 2023). Sin embargo, el uso de Sentinel 2 puede presentar errores al desarrollarse en pendientes de mayor inclinación, lo cual disminuye la exactitud de los resultados. Esta depreciación en el desempeño de las imágenes como insumo también puede ocurrir al aumentar la cantidad de clases (Mancera Florez, J. R., 2019).

En Costa Rica, se encontró que las imágenes de Sentinel 2 proveen resultados más fiables que aquellas obtenidas de Landsat-8. Al comparar estos resultados con diferentes algoritmos

de clasificación, no se encontraron diferencias entre Máxima Verosimilitud, Máquinas de Vectores Soporte y Redes Neuronales. De igual manera, las imágenes de Sentinel 2 pudieron ser procesadas con igual eficacia mediante los tres algoritmos. Otro resultado importante fue la mejora en los resultados de imágenes tomadas durante la época seca que aquellas tomadas en la época lluviosa (Ávila-Pérez, I. D., et al., 2020).

3.3. Anfibios en Costa Rica

Existen alrededor de 8731 especies de anfibios registradas alrededor del mundo y se encuentran divididas en los órdenes Anura con 7686 especies, Caudata con 823 especies y Gymnophonia con 222 especies (Frost, D. R., 2024). De ellas un 47,1% está categorizado bajo Preocupación menor, un 15,8% en Amenazadas, 11,4% con Datos Deficientes, 10,2% Vulnerables, 10% Amenazadas Críticamente y un 4,5% como Casi Amenazadas (IUCN, 2023). En Costa Rica se pueden encontrar 153 especies del orden Anura, 57 especies de Caudata, y 8 del orden Gymnophonia (Frost, D. R., 2024).

En sistemas de producción agrícola, existe evidencia de que aquellos con sistemas de riego albergan una mayor diversidad de anfibios debido a los niveles constantes de humedad que recibe el ambiente. Adicionalmente, se ha encontrado que ambientes agrícolas pueden llegar a presentar niveles de biodiversidad de anfibios y reptiles comparables con ambientes naturales bajo algún régimen de conservación (Leyte-Manrique, A., & Balderas-Valdivia, C. J., 2022).

Al observar la biodiversidad dentro de microcuencas dentro del Gran Área Metropolitana (GAM) en Costa Rica, se han registrado más de 20 especies de anfibios representando un 11% de todas las especies de vertebrados reportadas para la región, como es el caso de la microcuenca del río Bermúdez. En general, las especies encontradas son, en su mayoría, aquellas adaptadas a espacios urbanos. En menor cantidad, se encontraron especies que evaden ambientes perturbados en las zonas cercanas a los núcleos de bosque (Romero-Vargas, M., 2022). Existen registros de hasta 38 especies de anfibios reportados en el GAM, área que está compuesta en un 13,8% por cobertura forestal y contiene el área total o parcial de 13 Áreas Silvestres Protegidas (ASP) (Cifuentes-Jara, M. et al., 2021).

3.3.1. Amenazas en poblaciones de anfibios

Los anfibios son uno de los grupos taxonómicos más vulnerables ante los impactos directos e indirectos del cambio climático. Esto se debe a su naturaleza ectotérmica y sensibilidad de piel (Taylor, E. N., 2021). Las malformaciones son otra amenaza común para los anfibios con alrededor de 14 malformaciones identificadas para este grupo. En Latinoamérica, las causas identificadas para este padecimiento son proximidad a la carretera, mutaciones, contaminantes químicos, parásitos, depredación, radiación UV-B y presencia de metales pesados en el ambiente. De estas los contaminantes químicos se manifiestan con más frecuencia como causa de las malformaciones estudiadas, seguido de parásitos y radiación UV-B. De los tres órdenes de anfibios, el Anura es el que mayoritariamente se registra con algún tipo de malformación, seguido de Caudata. Para el orden Gymnophonia no se registraron investigaciones u observaciones de esta problemática (Beltrán Alvarez, S. V., 2023).

Una de las amenazas más estudiadas para los anfibios es la enfermedad quitridiomycosis causada por el hongo *Batrachochytrium dendrobatidis*. Esta enfermedad puede provocar cambios en la fisiología térmica como la reducción de máximo térmico crítico en renacuajos, afectando su capacidad y porcentaje de desarrollo exitoso. Algunos tratamientos in situ en crías infectadas como el secado completo del hábitat, han probado efectividad para eliminar la presencia del hongo, pero solamente de manera temporal (2 años). La eliminación exitosa de *Batrachochytrium dendrobatidis* es posible mediante la aplicación de tratamientos antifúngicos *ex situ*, principalmente con itraconazole en los renacuajos y Virkon S en el ambiente (Fernández Loras, A., 2022).

3.3.2. Metodologías de muestreo de anfibios

La metodología utilizada para muestrear poblaciones de anfibios es uno de los factores más importantes para obtener resultados confiables y debe ser seleccionada según las necesidades de cada investigación. Las técnicas de muestreo de anfibios pueden ser divididas en muestreo activo y pasivo. El primero incluye encuentros visuales y registros auditivos que se realizan durante un tiempo y en un área limitada por medio de parcelas, transectos, o en sitios reproductivos identificados. El muestreo pasivo, al contrario, incluye el uso de trampas de

caída y refugios artificiales, a pesar de que el último no es recomendable (Pereyra, L., Etchepare, E., & Vaira, M., 2021).

Una de las metodologías específicas consiste en la bioacústica; es decir, el estudio de poblaciones por medio de la identificación de sus cantos. Esta metodología, también llamada mapeo acústico pasivo (MAP), ha sido utilizada para estudiar patrones de poblaciones en relación con diferentes factores ambientales y consiste en el análisis de grabaciones realizadas periódicamente en el área muestreada (Márquez, R., Llusia, D., & Beltrán, J. F., 2014). Por otro lado, la metodología trampas de interceptación y caída (TIC), consiste en trampas en forma de Y con baldes vacíos enterrados en el suelo en los tres extremos de la figura y un cuarto balde en el punto de interceptación, los cuales son revisados periódicamente. La búsqueda activa es otra metodología que implica el trazado de transectos lineales o parcelas y el registro de todas las observaciones posibles en el área definida. Los encuentros ocasionales también son utilizados en las investigaciones para información adicional. Estos no cuentan con un protocolo establecido, sino que comprenden cualquier avistamiento de anfibios que se dé durante el tiempo de estadía en el área de muestreo (Genoy-Puerto, A., & Martinez, N. H., 2016).

Se han llevado a cabo comparaciones de metodologías que indican diferencias entre técnicas de muestreo. Los transectos nocturnos proveen resultados con mayor variabilidad; por ejemplo, entre sitios con diferentes grados de intervención humana. Por otro lado, las metodologías que utilizan trampas indican que no existe una diferencia significativa en los mismos sitios en aspectos como riqueza, diversidad, abundancia y estructura de comunidades (Whitworth, A. et al., 2017).

4. Materiales y métodos

4.1. Área de estudio

El estudio se realizó en la parte alta de la microcuenca del río Tiribí (PAMRT) que cubre aproximadamente 17,33 km², tiene una longitud de 9 km y un ancho de 2 km. Al suroeste, limita con la microcuenca del río María Aguilar y a su vez se encuentra dentro de la cuenca del río Grande de Tárcoles (Figura 1). La PAMRT se extiende sobre las provincias de Cartago y San José, específicamente en los distritos Rancho Redondo de Goicoechea, San Rafael de

Montes de Oca, Dulce Nombre de La Unión y Llano Grande del cantón de Cartago (Arias Salguero, M., 2012).

La microcuenca se encuentra a 2100 msnm en promedio. Su precipitación promedio es de alrededor de 1980 mm anuales con temperaturas entre los 12 y 20 °C. Las zonas de vida que destacan son el Bosque Pluvial Montano, Bosque Muy Húmedo Montano, Bosque Muy Húmedo Montano Bajo y Bosque Húmedo Montano Bajo. Los suelos de esta microcuenca pertenecen al orden de Inceptisoles, específicamente de los grupos Dystrandept e Hydrandept (Quirós Monge, K., 2017).

En esta área se han identificado cuatro especies de anfibios: *Agalychnis annae*, *Craugastor podociferus*, *Rhinella marinus*, *Smilisca* sp. En cuanto a otros grupos de fauna, se han registrado cinco especies de reptiles, 21 mamíferos y 56 aves. La flora presentó una mayor riqueza con 194 especies. De este último porcentaje se identificó que *Lycianthes lankesteri*, *Piper carpinteranum* y *Solanum roblense* son endémicas. Se encontró que las especies *Alnus acuminata*, *Cupressus lusitanica*, *Eucaliptus camaldulensis* y *Fraxinus uhdei* y presentaron la mayor dominancia (Municipalidad de La Unión, 2014).

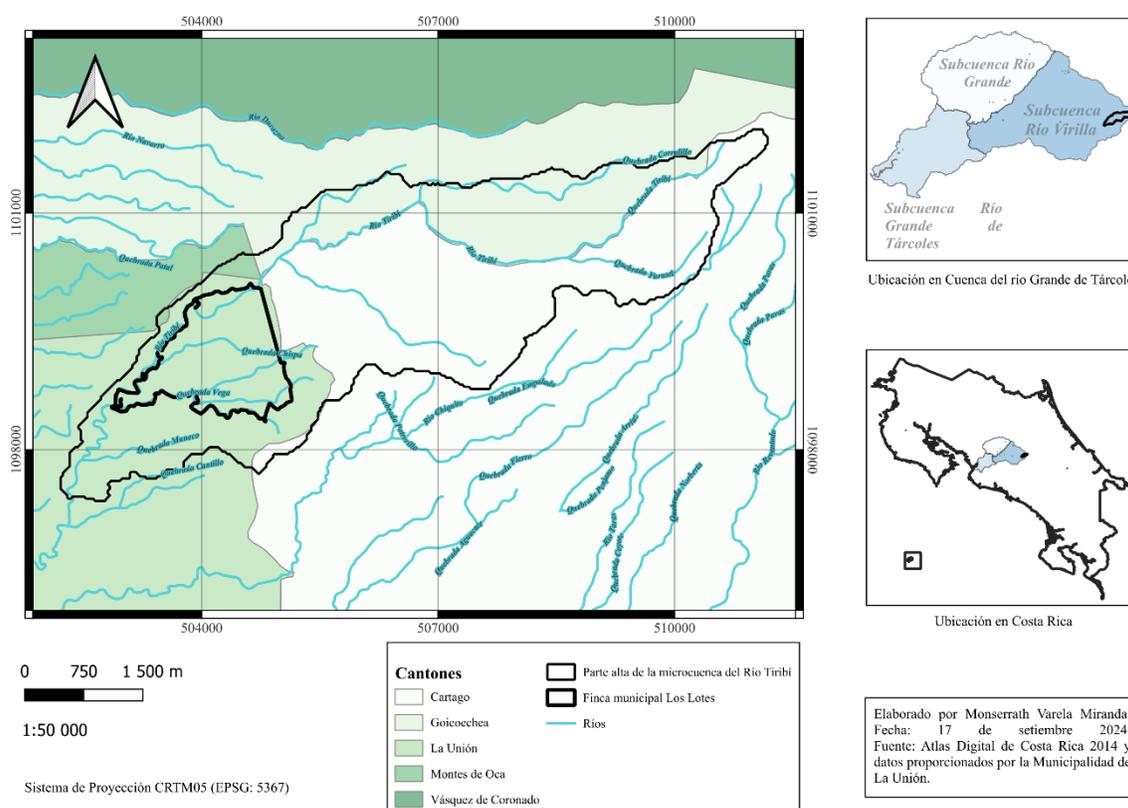


Figura 1. Delimitación y ubicación de la parte alta de la microcuenca del río Tiribí

4.2. Cobertura

4.1.1. Recolección de los datos

Para caracterizar la cobertura de la PAMRT se realizó una visita a campo donde se recorrió su perímetro y se establecieron puntos GPS cada 500m. Para cada punto se anotó el tipo de cobertura observada a 50m, 100m y 150m en dos direcciones opuestas como se muestra en el diagrama de la Figura 2. La clasificación de cobertura se realizó según el Sistema de Clasificación de la Cobertura y Uso de la Tierra para Costa Rica (SIMOCUTE).

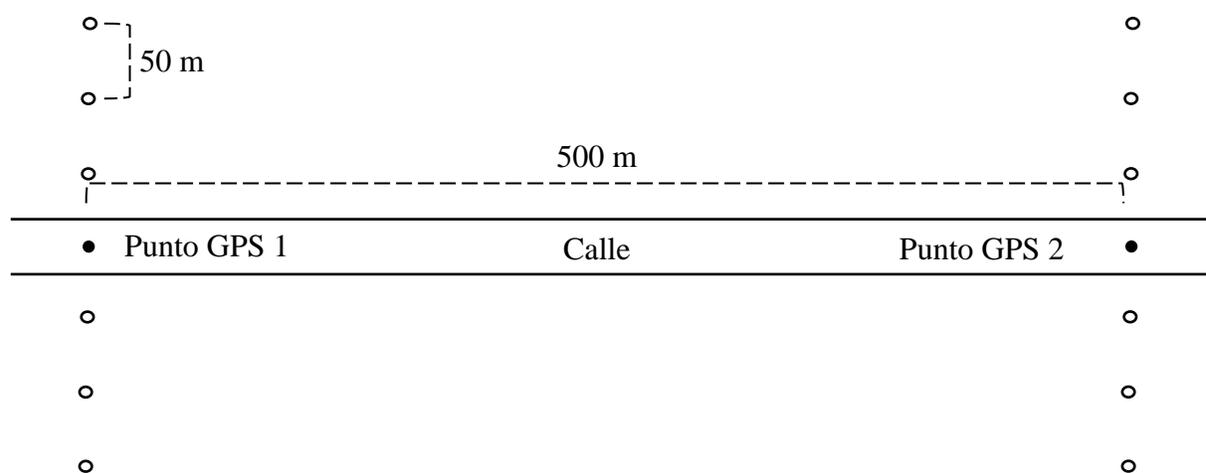


Figura 2. Diagrama de puntos de muestreo para clasificación de cobertura

Se utilizó la plataforma Google Earth Engine para la búsqueda y descarga de las imágenes satelitales con menor nubosidad, el rango seleccionado fue del 15 de abril del 2023 al 20 de abril del 2023 donde se encontró un porcentaje de nubes menor a 20 %. Las imágenes obtenidas cuentan con un tamaño de píxel de 10 m y un nivel de procesamiento 2A. De las 13 bandas espectrales disponibles en Sentinel, se utilizaron las bandas B2 (Azul), B3 (Verde), y B4 (Rojo) y B8 (Infrarrojo).

4.1.2. Análisis de los datos

Se crearon polígonos para el 80% de puntos restantes de manera que cada polígono tuviera el código de la cobertura asignada a su punto respectivo, de esta manera se crearon 842 áreas de entrenamiento. Esta capa fue procesada en Google Earth Engine para obtener la clasificación de toda la PAMRT. Después de este proceso se obtuvieron polígonos correspondientes a las áreas de plantaciones preexistentes para evitar la confusión entre este tipo de cobertura y bosques.

El restante 20% de los puntos GPS recolectados fueron separados para utilizar en el proceso de validación. En esta fase se validó la clasificación obtenida utilizando una matriz de error con el formato que muestra la Figura 3. Para este proceso se utilizó el 20% de datos separado inicialmente y se anotó cuantos de estos fueron clasificados correctamente, según la información recopilada en campo, y cuantos se clasificaron como otro tipo de cobertura.

Clasificación	Campo			Total	Exactitud del usuario
	Cobertura 1	Cobertura 2	Cobertura 3		
Cobertura 1					
Cobertura 2					
Cobertura 3					
Total					
Exactitud del productor					
Exactitud total					

Figura 3. Ilustración de Matriz de error utilizada para validar la clasificación de cobertura

También se calculó el Índice Kappa (*Khat*) para comprobar la diferencia entre la clasificación obtenida y una realizada al azar.

$$Exactitud\ del\ productor = \frac{puntos\ clasificados\ correctamente}{puntos\ muestreados\ para\ Cobertura\ 1} * 100 \quad 1$$

$$Exactitud\ del\ usuario = \frac{puntos\ clasificados\ correctamente}{puntos\ clasificados\ como\ Cobertura\ 1} * 100 \quad 2$$

$$K_{hat} = \frac{N * \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} * x_{+i})}{N^2 - \sum (x_{i+} * x_{+i})} \quad 3$$

Donde

r = número de filas en la matriz

x_{ii} = suma de observaciones en la fila i , y columna i .

x_{i+} = es el total de observaciones en la fila i .

x_{+i} = es el total de observaciones en la columna i .

N = número total de observaciones o puntos de control usados en la validación.

4.2. Erosión

4.2.1. Recolección de los datos

Se utilizó la ecuación de RUSLE para pérdida de suelos en el programa QGIS 3.36. Este modelo utiliza seis factores diferentes que fueron calculados a partir de información recopilada y se aplicó de la siguiente manera:

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad 4$$

Donde

A = Pérdida de suelo en ton/ha

R = Erosividad del suelo

K = Erodabilidad del suelo

L = Longitud de pendiente

S = Gradiente de pendiente

C = Uso de suelos

P = Prácticas de conservación

Para el factor de erosividad se utilizaron los factores R calculados y publicados previamente por Vahrson, W. G. (1990) para diferentes estaciones en del territorio costarricense. El factor

K se obtuvo mediante información de calicatas y el mapa de suelos publicados por el Centro de Investigación Agronómica (CIA) (2020).

Finalmente, los factores L y S fueron calculados por medio de un Modelo de Elevación Digital (MED) en el programa QGIS 3.36 y para el factor C se utilizó la clasificación realizada previamente con Google Earth Engine. El factor P se omitirá de la ecuación, ya que el área de estudio no cuenta con prácticas de conservación activas.

4.2.2. Análisis de los datos

El factor R se obtuvo en QGIS 3.36 mediante una interpolación *B-Spline* de las estaciones que se encontraban en un radio de 20km de la PAMRT y cuyos factores R fueron previamente calculados por Vahrson, W. G. (1990).

Para obtener el factor K, se extrajeron las dos calicatas más cercanas y con los mismos subórdenes de suelo encontrados en la PAMRT, con esta información se calculó, para cada calicata, el factor K con la siguiente fórmula:

$$K = \frac{2.1 \times 10^{-4}(12 - OM)M^{1.14} + 3.25(s - 2) + 2.5(p - 3)}{100} \quad 5$$

Los factores L y S están estrechamente relacionados, ya que ambos representan características de las pendientes presentes en el área. Para el factor L se utilizó la siguiente fórmula:

$$L = \left(\frac{\lambda}{22,13} \right)^m \quad 6$$

$$m = \frac{F}{(1+F)} \quad 7$$

$$F = \frac{\sin \frac{\beta}{0,0896}}{3(\sin \beta)^{0,8} + 0,56} \quad 8$$

Donde

λ = longitud de pendiente en (metros)

β = ángulo de la pendiente (radianes)

Similarmente, el factor S se estimará utilizando la calculadora ráster con la siguiente fórmula:

$$S_{(i,j)} = \begin{cases} 10,8 \sin \beta_{(i,j)} + 0,03 \\ 16,8 \sin \beta_{(i,j)} - 0,5 \end{cases} \quad 5$$

$$\tan \beta_{(i,j)} < 0,09 \quad \tan \beta_{(i,j)} > 0,09 \quad 6$$

Donde

$\beta_{(i,j)}$ = ángulo medio de todos los subgrids en la dirección de mayor pendiente

El último factor por calcular fue el C, que se determinó utilizando los datos de cobertura obtenidos anteriormente. A cada tipo de cobertura se le asignó su factor según lo establecido por Lianes, E., Marchamalo, M., & Roldán, M. (2009) en el caso de coberturas no urbanas, y los factores de Rengifo-Rengifo, I. Y., Muñoz-Gomez, F. A., & Toro-Trochez, O. A. (2022) para la malla urbana.

4.3. Anfibios

4.3.1. Recolección de los datos

Se establecieron parcelas de muestreo cuadradas de 10 x 10 m donde se tomó nota de las especies de anfibios y su cantidad de individuos durante 15 minutos cronometrados. Se seleccionaron tres sitios en la finca con diferentes tipos de cobertura. Adicionalmente, en cada parcela se establecieron tres puntos donde se midió el porcentaje de cobertura de dosel y profundidad de hojarasca. Para la cobertura de dosel se utilizó la aplicación *Canopeo* y para la profundidad de hojarasca una regla. En total se tomaron medida de tres variables: abundancia de *C. Craugastor*, Profundidad de Hojarasca (en cm) y Cobertura de dosel (en %).

4.3.2. Análisis de los datos

Riqueza y diversidad de anfibios

Inicialmente se propuso la aplicación de los índices de Margalef, Simpson y Jaccard para analizar la diversidad y composición de los anfibios en el área de estudio. Sin embargo, al obtener los resultados se optó por estudiar más a profundidad la abundancia de *Craugastor podiciferus* debido a la falta de presencia de otras especies de anfibios.

VARIABLES POR TIPO DE COBERTURA Y RELACIÓN ENTRE VARIABLES

Para analizar la información recopilada durante las visitas se empleó el programa Excel para crear una base de datos unificada. Mediante esta herramienta se crearon gráficos para observar el comportamiento de cada variable según su tipo de cobertura, al igual que la relación entre las tres variables medidas. Estos resultados fueron analizados a mayor profundidad mediante pruebas estadísticas. Primero se evaluó la normalidad de los datos mediante la prueba estadística de Shapiro-Wilk con la fórmula indicada a continuación. Al comprobar la presencia de datos con distribuciones no normales se optó por aplicar pruebas no paramétricas para comprobar o rechazar su correlación. Se utilizó el Coeficiente de correlación de Spearman y una regresión lineal para verificar si existe una relación monótona o lineal, respectivamente. Para ambos casos se considera la Abundancia como una variable dependiente y la Profundidad de hojarasca y Cobertura de dosel como independientes.

5. Resultados

5.1. Cobertura

La clasificación supervisada identificó 11 coberturas diferentes, donde las coberturas de Bosque secundario, Potreros y Cultivos dominan el área de estudio, mientras que el resto de las coberturas se encuentran en menor proporción (Figura 4).

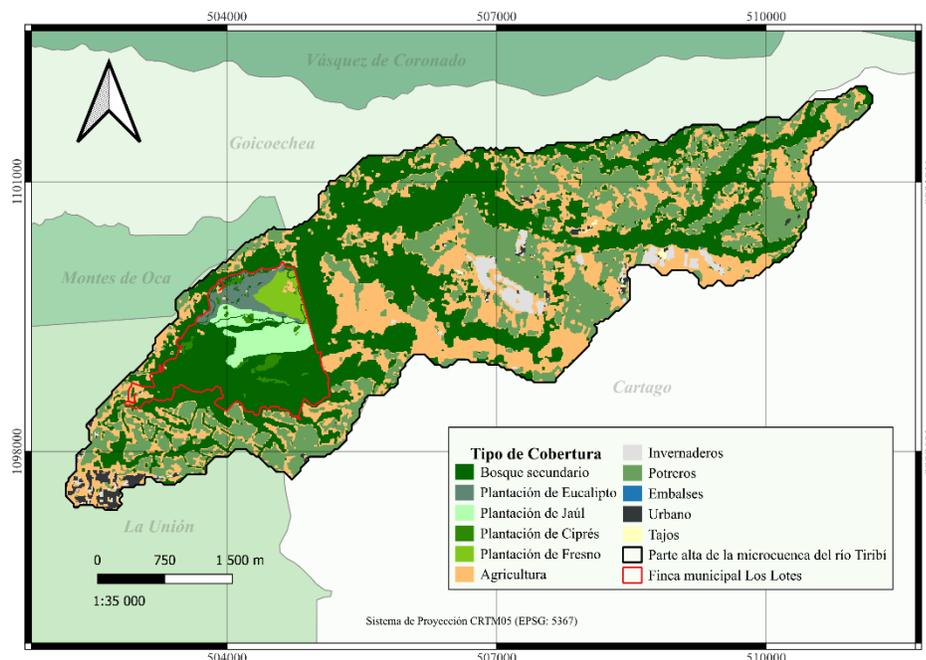


Figura 4. Tipos de cobertura obtenidos mediante la clasificación supervisada de imágenes satelitales para la parte alta de la microcuenca del río Tiribí.

El Bosque secundario cubre gran parte de la microcuenca con un 40,01%. Los cultivos se encuentran en el segundo lugar con un 26,72%, seguidos por los potreros que comprenden un 24,82% (Cuadro 1).

Las siguientes coberturas constituyen menos del 10% de la PAMRT juntas, es importante recalcar que las plantaciones identificadas se encuentran solamente dentro de la finca municipal Los Lotes. De ellas, la más extensa corresponde a la plantación de Jaúl con un 2,17% del área total. Los invernaderos representan el 2,03% y la plantación de Eucalipto un 1,27%. La cobertura Urbana forma solamente un 1,17%. La plantación de Fresno ubicada en el sector noreste de Los Lotes tiene 18,04 Ha. La plantación de Ciprés es la más pequeña con 8,99 Ha.

Dentro de la PAMRT existe un Tajo para extracción de materiales minerales que tienen en conjunto 4,10 Ha. Finalmente, los embalses son la menor cobertura de toda el área de estudio con 0,40 Ha entre todos los embalses individuales.

Cuadro 1. Áreas de cada uso del suelo identificado en la clasificación supervisada en hectáreas y porcentaje

Código de Clase (SIMOCUTE, 2023)	Tipo de Cobertura	Área (Ha)	Área (%)
1200	Bosque secundario	692,89	40,01
2000	Cultivos	462,85	26,72
3200	Potrero	429,86	24,82
1330	Plantación de Jaúl	37,45	2,17
2400	Invernaderos	34,87	2,03
1350	Plantación de Eucalipto	22,07	1,27
5100	Urbano	20,29	1,17
1350	Plantación de Fresno	18,04	1,04
1340	Plantación de Ciprés	8,99	0,52
5300	Tajo	4,10	0,23
4330	Embalse	0,40	0,02
Total		1731,80	100

Para esta clasificación se obtuvo una exactitud de productor promedio de 56,65, una exactitud de usuario promedio de 58,04 y una exactitud global de 64,86. Finalmente, el Índice Kappa obtenido fue de 0,57. Lo anterior sugiere que el modelo empleado es más preciso en un 57% al compararlo con una clasificación completamente aleatoria. Los estadísticos mencionados indican una exactitud moderada para la clasificación supervisada.

5.2. Erosión

Los resultados de erosión indican que la mayoría de la PAMRT tiene una erosión leve la cual corresponde a un rango de cero a diez toneladas de suelo perdido en una hectárea durante un año (Figura 5). En menor proporción se encuentran áreas donde la erosión alcanza las 50 ton/Ha/año. También se pueden observar algunos parches con erosión severa donde se pueden alcanzar niveles de hasta 200 ton/Ha/año, y finalmente, solamente en algunos sectores específicos se pudo observar una pérdida de suelo mayor a las 200 ton/Ha/año.

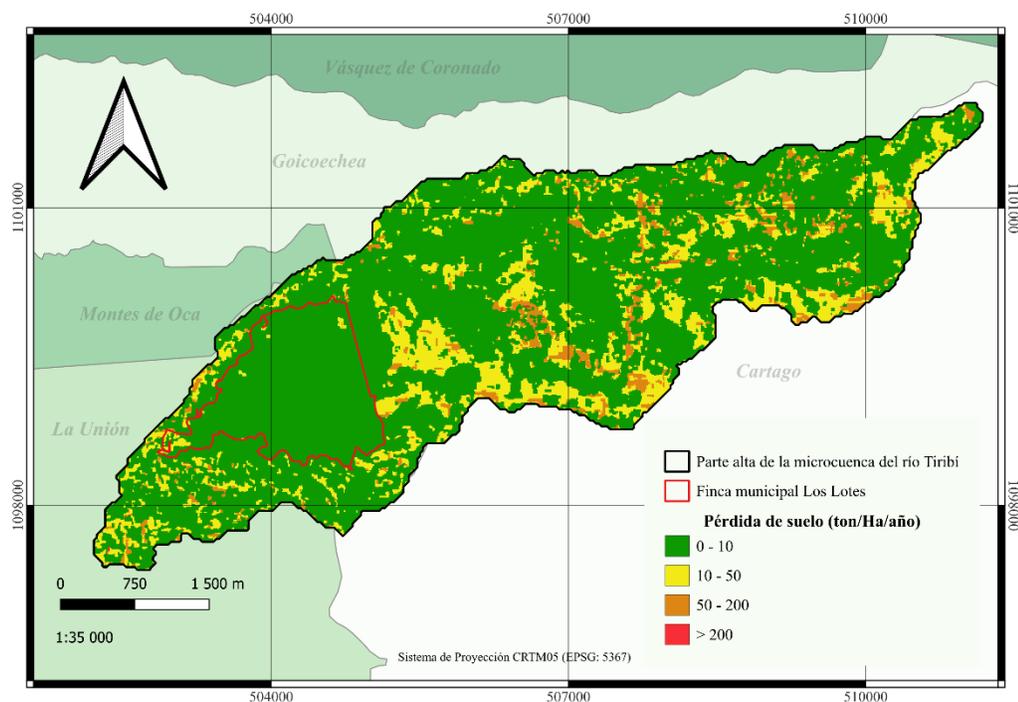


Figura 5. Estado de erosión en la parte alte de la microcuenca del río Tiribí

. Como se mencionó anteriormente, la gran mayoría de la PAMRT presentó una erosión leve la cual se representa el 77,50% del área total. Seguidamente, la erosión moderada constituye el 17,14%, la erosión severa un 5,16%, y la erosión muy severa solamente representa un 0,20% del área. El valor promedio para toda el área es de 10.64 Ton/Ha/año (Cuadro 2).

Cuadro 2. Áreas de los estados de erosión de la parte alta de la microcuenca del río Tiribí en hectáreas y porcentajes.

Estado de erosión	Pérdida de suelo (Ton/Ha/año)	Área (Ha)	Área (%)
Leve	0-10	1342,08	77,50
Moderada	10-50	296,88	17,14
Severa	50-200	89,29	5,16
Muy Severa	> 200	3,54	0,20
Total		1731,80	100,00

Al observar de manera separada cada uno de los factores que componen los resultados del modelo RUSLE, se pueden encontrar diferentes patrones. En el caso del factor R se encontraron valores entre 179,4 y 318,3 con los valores más altos encontrándose en la zona suroeste de la PAMRT. El factor K divide el área en dos sectores donde los suelos suborden Udands reciben un factor de 0,13 y los suelos suborden Ustands un factor de 0,18. El factor LS comprende valores entre 0,03 y 532,4 según las características de las pendientes a lo largo de la microcuenca (Figura 6).

Finalmente, el factor C cuyos valores se encuentran entre el 0,01 y el 1, mostró una alta proporción de valores bajos en comparación con los valores altos. En este caso un factor de C cercano a 1 está relacionado a coberturas como extracción de minerales o de suelo descubierto. El factor C cambia para cada tipo de cobertura, el Cuadro 3 indica los factores asignados según la literatura consultada. En orden descendente se encuentran Invernaderos, Urbano, Embalses, Bosque secundario, Potrero, Plantaciones, Cultivos y Tajo.

Cuadro 3. Factor C para la ecuación RUSLE en cada tipo de cobertura según literatura consultada

Tipo de Cobertura	Factor C según	
	Lianes, E., Marchamalo, M., & Roldán, M. (2009)	Rengifo-Rengifo, I. Y., Muñoz-Gomez, F. A., & Toro-Trochez, O. A. (2022)
Bosque secundario	0,007	
Cultivos	0,340	
Potrero	0,013	
Plantación de Jaúl		0,030
Invernaderos	0,001	
Plantación de Eucalipto		0,030
Urbano		0,001

Plantación de Fresno		0,030
Plantación de Ciprés		0,030
Tajo	1,000	
Embalse	0,001	

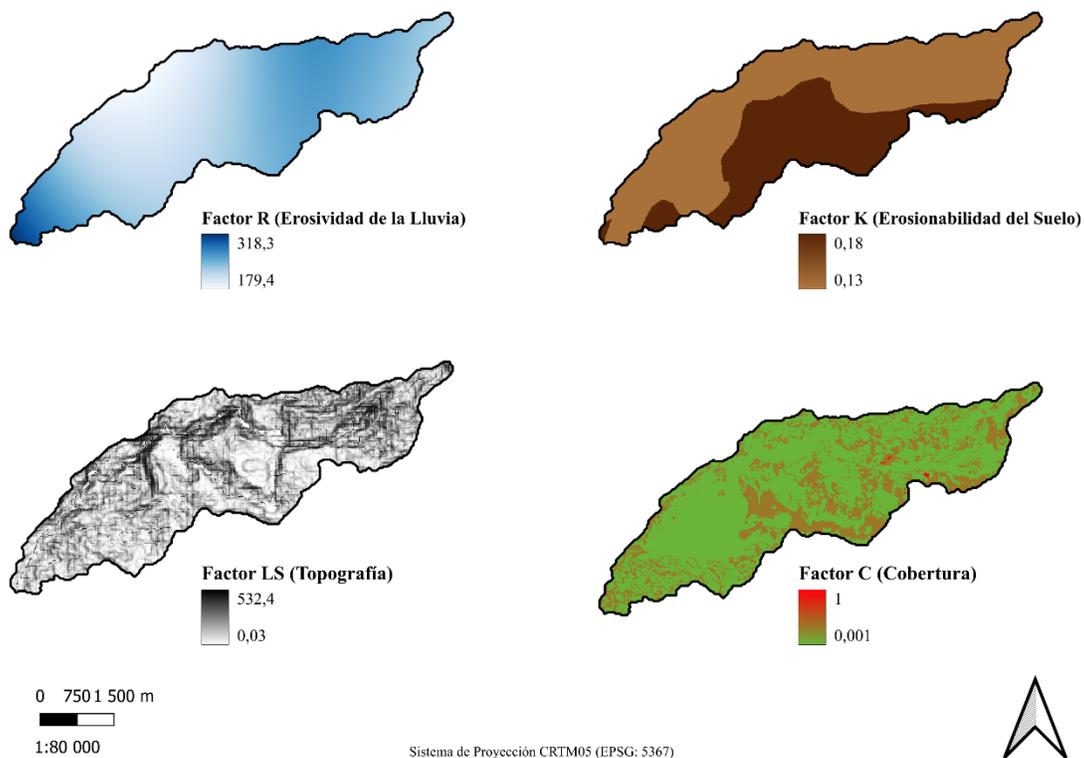


Figura 6. Factores R, K, LS y C para la Parte alta de la microcuenca del río Tiribí

5.3. Anfibios

Los muestreos de anfibios se realizaron en tres sitios de la finca municipal Los Lotes: Bosque secundario (BS), Plantación de Ciprés (PC) y Plantación de Fresno (PF) con la distribución

indicada en la Figura 7. Las plantaciones de Jaúl y Eucalipto fueron descartadas ya que estas presentaban sotobosques densos con alturas de 2m en promedio lo cual impedía un muestreo exitoso.

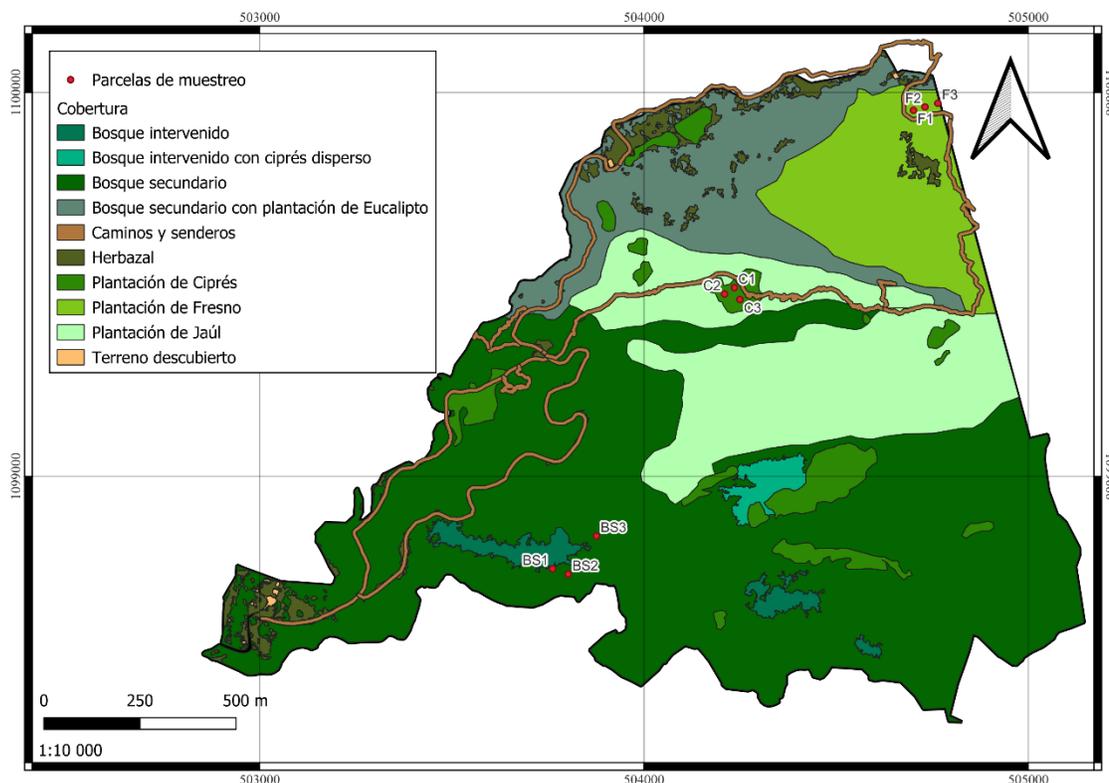


Figura 7. Distribución de parcelas de muestreo para anfibios en la finca Los Lotes

Riqueza y diversidad de anfibios

Durante el muestreo se observó solamente la especie *Craugastor podiciferus* por lo que comparar los índices de diversidad propuestos en la metodología y la riqueza de cada sitio sería redundante y no aportaría resultados relevantes. Por esta razón no se aplicó la metodología de índices Shannon-Wiener, Simpson, Margalef ni Jaccard con el fin de contrarrestar esta limitante encontrada en campo. En su lugar, los resultados se concentran en la abundancia de la especie y su relación con otras variables.

Variables por tipo de cobertura y relación entre variables

Según la prueba de normalidad Shapiro-Wilk, la abundancia de *C. podiciferus* y Cobertura de dosel tienen una distribución no normal mientras que la Profundidad de hojarasca si se

distribuye normalmente. Esto se puede concluir gracias a los estadísticos calculados, donde se observa que sólo para la Profundidad de hojarasca, el coeficiente calculado super el coeficiente tabular. Igualmente, es la única variable donde el p-value es mayor al nivel de significancia de 0,05 (Cuadro 4).

Cuadro 4. Estadísticos de prueba de normalidad Shapiro-Wilk para las variables de Abundancia de *C. podiciferus*, Profundidad de hojarasca y Cobertura de dosel.

Variable	\bar{x} (promedio)	Coficiente de Shapiro- Wilk Calculado	Nivel de significancia	Coficiente de Shapiro- Wilk Tabular	p- value de coeficiente calculado
Abundancia de <i>C. podiciferus</i>	3,00 individuos	0,81	0,05	0,83	< 0,05
Profundidad de hojarasca	2,59 cm	0,90	0,05	0,83	> 0,05
Cobertura de dosel	63,01 %	0,02	0,05	0,83	< 0,05

Las tres variables medidas se graficaron en función de los tres tipos de cobertura muestreados en la Figura 8. Este resultado indica que, solo la Abundancia de *C. podiciferus* presentó una variación importante influida por el tipo de cobertura, ya que la cantidad de individuos identificados en la Plantación de Fresno fue más alta que la de las otras dos coberturas. Para las variables de Profundidad de hojarasca y Cobertura de dosel, la variación por sitio fue mínima especialmente al tomar en cuenta la variación estándar de cada grupo de datos.

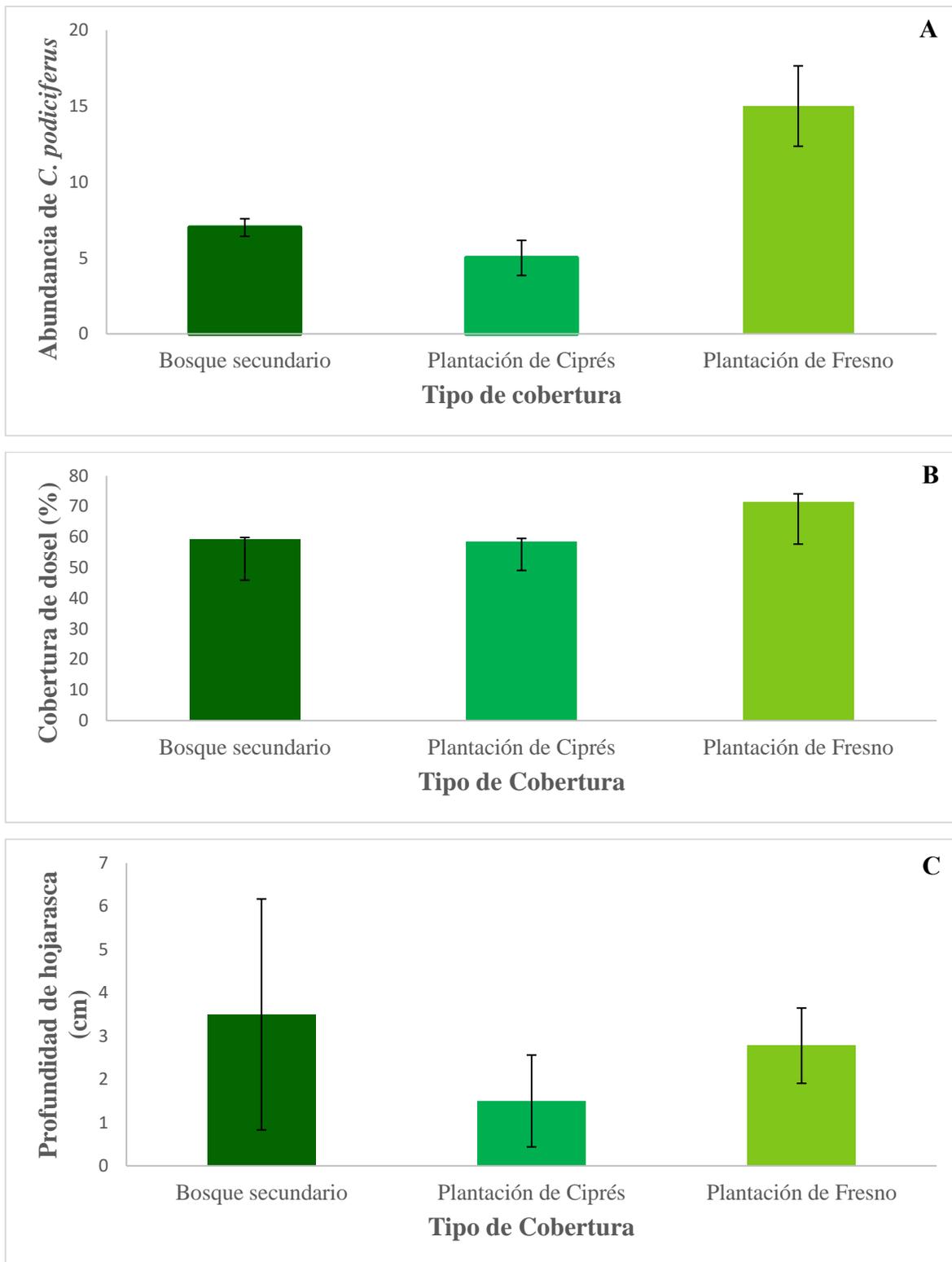


Figura 8. **A:** Abundancia de *C. podiciferus* en por tipo de cobertura. **B:** Cobertura de dosel por tipo de cobertura. **C:** Profundidad de hojarasca por tipo de cobertura.

Abundancia de *C. podiciferus* en función de profundidad de hojarasca

En la Figura 9 se observa el comportamiento de la Abundancia de *C. podiciferus* en relación con la Profundidad de hojarasca. Al graficar estos datos parece no haber una correlación significativa ya que solamente un 7% de los datos de abundancia pueden ser explicados por la profundidad. Por esta razón se opta por observar los resultados de las pruebas estadísticas para comprobar la falta de relación entre estas variables.

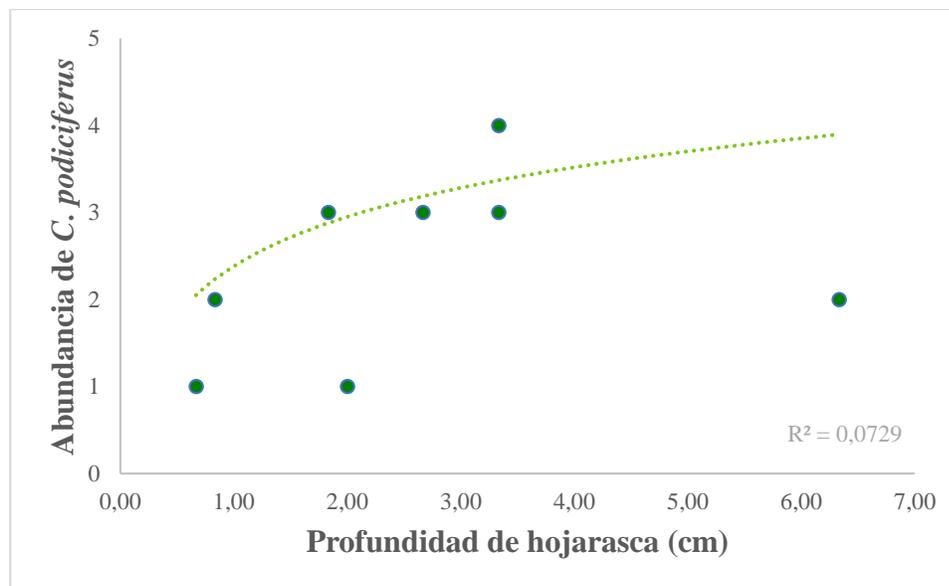


Figura 9. Abundancia de *C. podiciferus* en función de profundidad de hojarasca

El coeficiente de correlación de Spearman calculado fue de 0,446, Estadístico t de prueba de 1,318 y el Valor crítico de 2,365, indicando que no existe una relación entre las dos variables. Por lo tanto, existe evidencia estadística para rechazar la hipótesis de que el coeficiente de correlación sea diferente de cero y se concluye que la Abundancia de *C. podiciferus* no tiene una relación con la profundidad de la hojarasca.

Al aplicar una regresión lineal entre ambas variables tampoco se encontró alguna relación significativa. En este caso se obtuvo un coeficiente de correlación múltiple y coeficiente de determinación bajos, lo que indica una relación muy débil entre las variables. Además, se obtuvo un *p-value* mayor a 0,05. Los estadísticos para esta regresión lineal se pueden observar en el Cuadro 5 e indican que no existe una correlación lineal entre las variables.

Cuadro 5. Estadísticos de la regresión lineal para las variables Abundancia de *C. podiciferus* y Profundidad de hojarasca.

Coefficiente de correlación múltiple	Coefficiente de determinación	P-value de la regresión	Coefficiente de abundancia	P-value de coeficiente	Coefficiente de profundidad	P-value de coeficiente
0,087	0,007	0,824	2,717	0,101	0,110	0,824

Abundancia de *C. podiciferus* en función de la cobertura de dosel

Según el gráfico en la Figura 10 la Cobertura de dosel tiene una relación más cercana con la abundancia de *C. podiciferus*, en comparación con la Profundidad de hojarasca. Esto también está sugerido al comparar ambos coeficientes de determinación (R^2). El gráfico indica que aproximadamente un 66% de la variabilidad en los datos de Abundancia de *C. podiciferus* puede ser explicada por la cobertura de dosel. Esto puede interpretarse como una capacidad moderada de predecir la abundancia por medio de la cobertura.

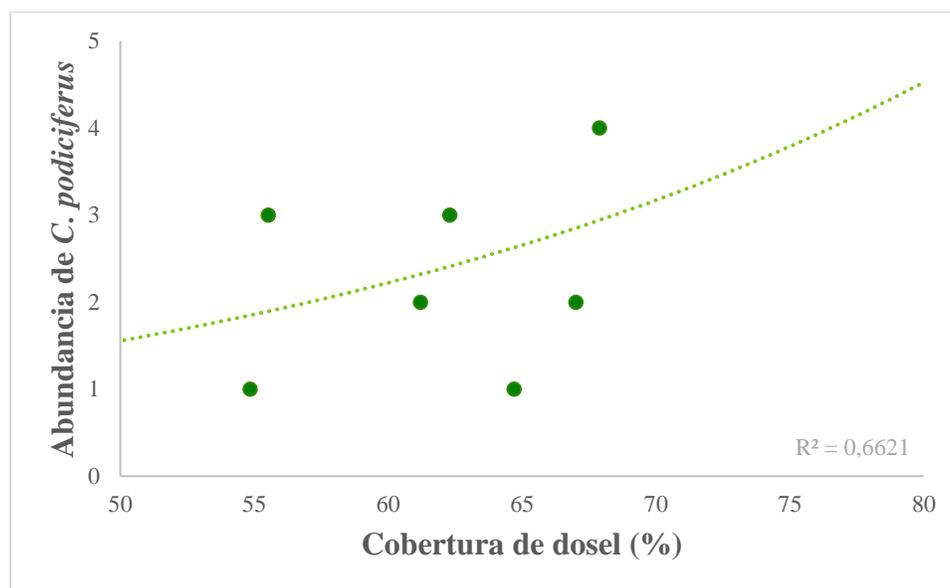


Figura 10. Abundancia de *C. podiciferus* en función de la cobertura de dosel

El coeficiente de correlación Spearman calculado fue de 0,575, un Estadístico de prueba de 1,859 y un Valor crítico de 2,365 sugiriendo una relación más prominente entre estas dos variables, sin embargo, se obtuvo un Valor crítico de 2,365 y un Estadístico *t* de prueba de 1,859. Este resultado sugiere que la relación entre Abundancia de *C. podiciferus* y Cobertura de dosel no es monótona.

La regresión lineal para estas variables sí indica una relación significativa. Para esta prueba se obtuvo un coeficiente de correlación múltiple alto, indicando una fuerte relación entre variables. Otro indicador es el *p-value* de la regresión, el cuál es menor a 0,05 sugiriendo que el modelo es adecuado para explicar el comportamiento de la abundancia mediante la cobertura de dosel (Cuadro 6). Finalmente, los coeficientes de ambas variables obtuvieron un *p-value* menor a 0,05 respectivamente, por lo que se puede asumir que estos son estadísticamente significativos.

Cuadro 6. Estadísticos de la regresión lineal para las variables Abundancia de *C. podiciferus* y Cobertura de dosel.

Coeficiente de correlación múltiple	Coeficiente de determinación	<i>P-value</i> de la regresión	Coeficiente de abundancia	<i>P-value</i> de coeficiente	Coeficiente de cobertura	<i>P-value</i> de coeficiente
0,803	0,645	0,010	-7,769	0,039	0,171	0,010

Profundidad de hojarasca en función de la Cobertura de dosel

Se analizó la relación entre las dos variables ambientales con el fin de verificar si existe o no una interacción causal entre ellas. En este caso se quiso averiguar si la densidad de la Cobertura de dosel influye en la Profundidad de hojarasca. La Figura 11 indica que ese no es el caso y que la Profundidad de hojarasca en los sitios muestreados no es causada por la Cobertura del dosel, sino que se debe a otros factores. Solamente un 1% de los datos de Cobertura explican la Profundidad de hojarasca.

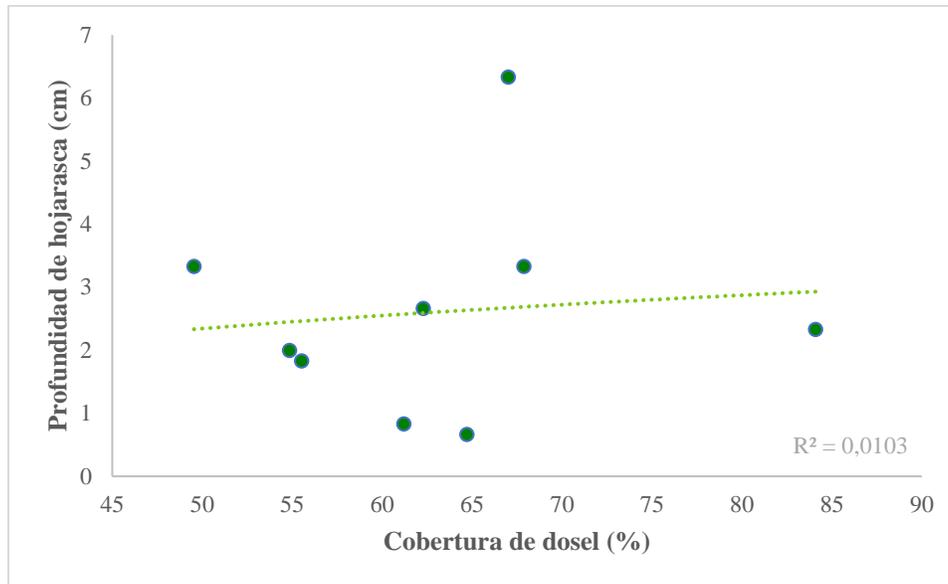


Figura 11. Profundidad de hojarasca en función de Cobertura de dosel

De igual manera se aplicó un coeficiente de correlación de Spearman, pero no se encontró una relación monótona. De hecho, esta combinación de variables obtuvo el coeficiente más bajo de las tres combinaciones con un 0,438 como se observa en el Cuadro 7. Adicionalmente, el Valor crítico calculado es mayor al Estadístico t de prueba. Este resultado indica que para un nivel de significancia de 0,05, no hay evidencias estadísticas para rechazar la hipótesis de que el coeficiente sea igual a cero, por lo tanto, no se encuentra una relación estadísticamente significativa.

Cuadro 7. Estadísticos para prueba de coeficiente de correlación de Spearman para las variables Profundidad de hojarasca y Cobertura de dosel.

Coefficiente de correlación de Spearman	Nivel de significancia	Valor crítico	Estadístico t de prueba
0,438	0,05	2,365	1,287

Para esta combinación de variables tampoco se encontró una relación al aplicar la regresión lineal. El coeficiente de correlación múltiple y coeficiente de determinación mostrados en el Cuadro 8 son muy bajos por lo que se asume una relación poco significativa. El *p-value* es mayor a 0,05 indicando que este modelo no es adecuado para explicar el comportamiento de

la Profundidad de hojarasca. Y finalmente, los coeficientes para cada variable no son estadísticamente significativos ya que sus *p-value* asociados son, nuevamente, mayores a 0,05.

Cuadro 8. Estadísticos de la regresión lineal para las variables Profundidad de hojarasca y Cobertura de dosel.

Coeficiente de correlación múltiple	Coeficiente de determinación	<i>P-value</i> de la regresión	Coeficiente de profundidad	<i>P-value</i> de coeficiente	Coeficiente de cobertura	<i>P-value</i> de coeficiente
0,335	0,112	0,378	0,057	0,378	-0,990	0,804

Finalmente, para el análisis de componentes principales se confirma que la relación más prominente reportada para este sitio es entre la Abundancia de *C. podiciferus* y la Cobertura del dosel, mientras que la variable de Profundidad de hojarasca no se relaciona con ellas. También se encontró que la relación se puede observar con mucha más claridad en las parcelas de Fresno que en el bosque secundario o Ciprés (Figura 12).

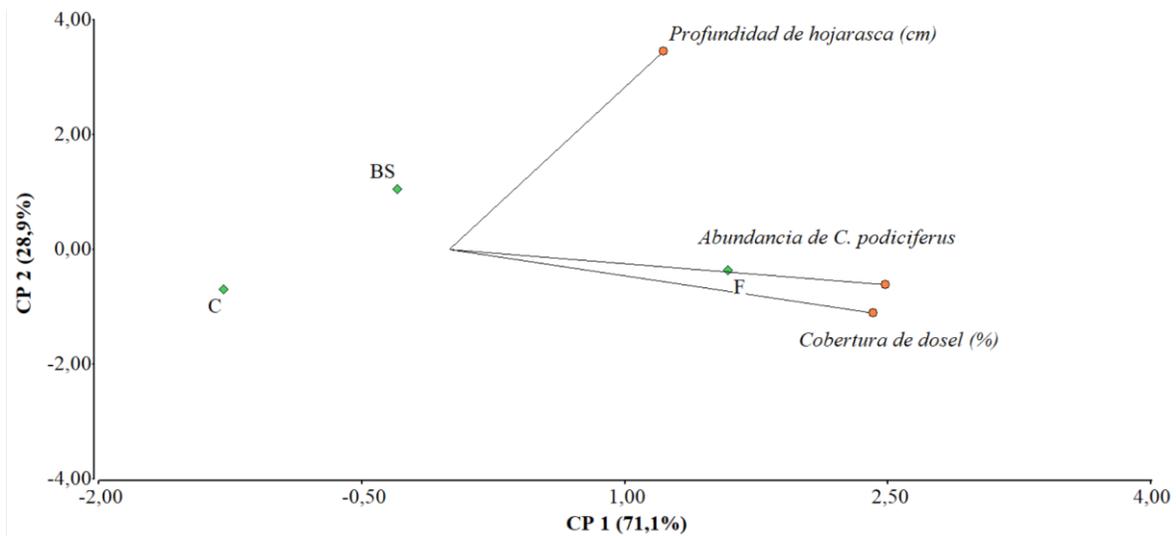


Figura 12. Análisis de Componentes principales para las variables de abundancia de *C. podiciferus*, Cobertura de dosel y Profundidad de hojarasca en parcelas de muestreo de Fresno, Bosque secundario y Ciprés.

5. Discusión

5.1. Cobertura

Los resultados de cobertura presentan un área cubierta en su mayoría por bosque secundario. Esto se debe en parte a la presencia de la Zona Protectora del Río Tiribí cuya masa boscosa está protegida por la Ley Forestal de Costa Rica (Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica, 1969).

La cobertura de cultivos forma parte de actividades como la siembra de papa y cebolla reportados en el 2023 para los cantones que cubre la PAMRT (Ministerio de Agricultura y Ganadería de Costa Rica, 2023). Esta cobertura también explica la presencia de embalses cuya función principal en esta área es el abastecimiento de agua de los cultivos. Por su división administrativa, la PAMRT no cuenta con una extensa malla urbana. Por el contrario, solamente incluye algunos poblados de los distritos Dulce Nombre y Concepción del cantón La Unión. Igualmente, se incluyeron casas individuales que se encontraban en áreas de cultivos y potreros.

Un 45% de toda la PAMRT se encuentra cubierta de algún tipo de cobertura forestal compuesta por bosque secundario y plantaciones. El alto porcentaje de cobertura de forestal

implica una amplia variedad de beneficios para la microcuenca como mejor calidad de agua en los ríos (De Mello, K. et al., 2018), prevención de deslizamientos (Grima, N. et al., 2020) y prevención de inundaciones (Tan-Soo, J. S. et al., 2016).

Por otro lado, las plantaciones ofrecen varias ventajas y desventajas para la conservación de ríos y manejo de cuencas. Esto porque usualmente proveen menos servicios ecosistémicos, como hábitat de fauna, en comparación con bosques secundarios maduros, además que tienen una menor resistencia a sequías (Domec, J. C. et al., 2015) y pueden reducir la disponibilidad de agua para consumo (Alvarez-Garreton, C. et al., 2019). Sin embargo, también cumplen con una función de conectividad y regulación de temperatura mucho más efectiva que otras coberturas como cultivos, potreros y mallas urbanas (Brockerhoff, E. G. et al., 2008) y, con el manejo y la aplicación correcta, pueden ser un factor importante en la conservación de bosques tropicales (Brancalion, P. H. et al., 2020).

La cobertura de invernaderos se encuentra en una intersección interesante ya que se incluye dentro de las coberturas de cultivos según la clasificación de SIMOCUTE (2023), pero esta también representa un tipo de infraestructura antropogénica. Esto hace que su clasificación en imágenes satelitales sea compleja y algunos estudios recomiendan el uso de ocho bandas multiespectrales para poder obtener resultados de clasificación precisos (Aguilar, M. A. et al., 2014).

Uno de los factores que influyó en una índice Kappa de 0,57 es la cantidad de áreas de entrenamiento de cada tipo de cobertura. Al encontrarse en menor proporción, las coberturas de Embalses y Tajos contenían 49 y 55 áreas de entrenamiento respectivamente, una cantidad baja en comparación con otras coberturas como Cultivos con 153 áreas. Esto dificulta la clasificación correcta de estas coberturas y aumenta la confusión entre otros píxeles con firmas espectrales similares. En este caso los Embalses obtuvieron una exactitud de productor de 0,00 y Tajos de 50,00, confirmando este error.

Otro factor fue la similitud en la reflectancia de las zonas urbanas y otros tipos de cobertura provocada por los diferentes colores y materiales de los techos. De hecho, la heterogeneidad espectral en paisajes urbanos es uno de los principales obstáculos para obtener clasificaciones confiables (Chen, J. et al., 2015). En la Figura 13 se puede evidenciar la similitud entre algunos píxeles de zonas urbanas, con cultivos y potreros. Esto explica por qué sólo un 35% de las áreas de validación que correspondían a Urbano fueron clasificadas correctamente.

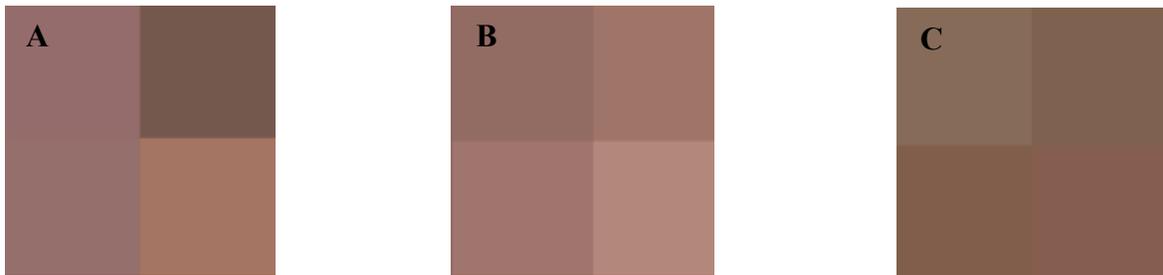


Figura 13. A. Píxeles de zona urbana, B. Píxeles de zona con cultivos, C. Píxeles de zona con potrero.

5.2. Erosión

El factor R calculado para 115 estaciones de Costa Rica oscila entre 98,5 y 883,5 y está inversamente relacionada a la altitud de manera que después de los 2000 m.s.n.m. los factores R se encuentran por debajo de los 200 (Calvo-Alvarado, J. C., Jiménez-Rodríguez, C. D., & Jiménez-Salazar, V., 2014). Este es el caso para la PAMRT cuya elevación promedio es de 2100 m.s.n.m. (Quirós Monge, K., 2017).

Los valores de factor K encontrados para el área de estudio están relacionados a las características de los subórdenes de los suelos presentes. En este caso tanto el suborden Udand como el Ustand pertenecen al orden de los Andisoles, que son derivados de material volcánico y se caracterizan por tener altas proporciones de materia orgánica y mineral, buen drenaje y retención de humedad, baja densidad aparente, fertilidad moderada (Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo, 2015). Estas características los hacen suelos ideales para cultivos lo cual explica la proporción de este tipo de cobertura en la PAMRT siendo la segunda cobertura con mayor extensión.

Sus características físicas también le otorgan cierta resistencia a ser erosionados por lo que sus factores K tienden a ser más bajos. Sin embargo, esto también depende del uso de suelo y cobertura de manera que los bosques presentan mejores condiciones hidrológicas para estos suelos que coberturas de Cultivos o Potreros (Pérez Jiménez, M. M., 2023).

Los factores LS obtenidos responden principalmente a la topografía causada por la presencia de ríos. De hecho, los valores más altos para este factor son causados por las pendientes en los cauces del río Tiribí y las quebradas Vega, Muñeco, Chispa, Yurusti, Tiribí y Corralillo. Es por esta razón que las áreas más cercanas a los ríos son de gran importancia para la prevención y disminución de la erosión excesiva. En este caso se cuenta con la Zona

Protectora del Río Tiribí, sin embargo, la presencia de plantaciones de especies exóticas (Eucalipto, Ciprés y Fresno) podría afectar su función en la retención de sedimentos (Alvarado, V. et al., 2014).

En cuanto al factor C, la cobertura de Tajos provocó el nivel más alto de la erosión ya que esta se trata de suelo desnudo y en constante interacción con maquinaria. Esto lo vuelve un sitio donde la erosión es garantizada y junto con los otros factores llega a provocar la pérdida de más de 200 Ton/Ha/Año. Por otro lado, la presencia de bosque y plantaciones parece contribuir a la mayor prevención contra la erosión ya que las áreas con estos tipos de cobertura presentaron los niveles más bajos de pérdida de suelo.

La erosión en una cuenca, subcuenca, o microcuenca es un factor que puede provocar contaminación deslizamientos, pérdida de hábitats, inundaciones, entre otras problemáticas (Bravo-Espinosa, M. et al., 2008).

La gran proporción de erosión leve en la PAMRT es una buena señal ya que sugiere una buena conservación del entorno ribereño lo cuál a su vez es un beneficio para el desarrollo sostenible de las comunidades cercanas (Gastezzi-Arias, P., Alvarado-García, V., & Pérez-Gómez, G., 2017).

5.3. Anfibios

Baja Diversidad y Riqueza

La baja diversidad reportada para las parcelas puede explicarse por una serie de factores. En primer lugar, la riqueza de anfibios tiende a disminuir conforme aumenta la altitud (Lescano, J. N. et al., 2015; Sosa-Bartuano, Á. et al., 2017). Por lo que se puede esperar que una zona de 2100 m.s.n.m. en Costa Rica tenga una baja riqueza de especies. Este factor sumado a las características de las zonas de vida presentes en la PAMRT genera un ambiente donde se puede esperar una diversidad baja y poblaciones pequeñas de anfibios. Anteriormente se ha determinado riqueza y diversidad de anfibios bajas para zonas de vida similares (Troya Caicedo, J. E., 2017; García-R, J. C., Cárdenas-H, H., & Castro-H, F., 2007).

En el III Conteo de Anfibios del Corredor Biológico Interurbano María Aguilar (CBIMA) se incluyó la Finca de los Lotes como una de las rutas, donde se identificó por primera vez en los conteos del CBIMA la especie foco de este estudio, *Craugastor podiciferus*. (CBIMA, 2023).

Algunos otros factores que influyeron en la falta de presencia de otras especies fue la falta de muestreos nocturnos, ya que la mayoría de las especies reportadas para la zona tienen hábitos nocturnos como lo son *Hyalinobatrachium fleischmanni* y *Smilisca sordida*. *S. sordida* también tiende a ser vista principalmente durante su época reproductiva, la cual no se encontraba activa al momento de este estudio (Leenders, T., 2017).

Abundancia de *C. podiciferus* por tipo de cobertura

La mayor abundancia de *C. podiciferus* se observó en la plantación de fresno. Esta especie de anfibio se encuentra principalmente en bosques húmedos premontanos y montanos y puede tolerar cierto nivel de perturbación en su hábitat (IUCN SSC Amphibian Specialist Group, 2020). Esta tolerancia le permitió desarrollarse en bosque secundario y plantación de ciprés, pero prosperar aún más en la plantación de fresno. Esto se debe a que las plantaciones de especies no nativas pueden causar efectos positivos y negativos en las poblaciones de anfibios (Schaaf, A. A. et al., 2024). Sin embargo, plantaciones de mayor edad, destinadas a la conservación y que no sufren aprovechamientos constantes, pueden proveer un hábitat igual de sano que el de un bosque secundario (López-Bedoya, P. A. et al., 2022).

En este caso, el bosque secundario se encontraba en una matriz de parches intervenidos, lo que pudo haber provocado condiciones ambientales poco favorables para la especie, resultando así, en menor abundancia (Thompson, M. E., & Donnelly, M. A., 2018). Adicionalmente, se ha estudiado el efecto negativo que tienen las plantaciones de coníferas, cómo lo es el ciprés, en la abundancia de algunos anfibios. Esto principalmente por la composición de su sotobosque, la cual puede contar con menos vegetación leñosa que otros tipos de cobertura (Waldick, R. C., Freedman, B., & Wassersug, R. J., 1999) y una menor calidad de suelo (Zarafshar, M. et al., 2020).

Abundancia de *C. podiciferus* en función de cobertura de dosel

La relación lineal entre estas variables se puede explicar por las condiciones ideales que provee la cobertura de dosel para el hábitat de *C. podiciferus*. Al sumarlo con el efecto de otros factores ambientales, la cobertura de dosel puede regular características como la temperatura y humedad necesarias para el desarrollo de algunos anfibios. (Cortés-Gómez, A. M., Castro-Herrera, F., & Urbina-Cardona, J. N., 2013). El volumen de vegetación y altura

de dosel también son aspectos que influyen en la abundancia de la herpetofauna (Shokirov, S. et al., 2024). En anfibios, las temperaturas demasiado altas pueden reducir la efectividad de funciones a nivel celular y alterar las funciones en sistemas respiratorios, digestivos, etc (Gangloff, E. J., & Telemeco, R. S., 2018). Adicionalmente, existe evidencia para relacionar altas temperaturas con mayores tasas de crecimiento poblacional esporas del hongo *Batrachochytrium dendrobatidis*, uno de los principales patógenos para los anfibios (Voyles, J. et al., 2012). Todo esto indica que la capacidad de regular la temperatura de un dosel con mayor porcentaje de cobertura puede influir positivamente en la abundancia de *C. podiciferus*.

6. Conclusiones

Los diferentes tipos de cobertura presentes en la PAMRT influyen de diferentes maneras la calidad de agua, economía y erosión de esta.

El factor más influyente para la erosión es el tipo de cobertura. Sin embargo, a nivel local las pendientes también juegan un papel importante.

La diversidad de anfibios en la PAMRT es baja debido a diferentes factores.

La población de *C. podiciferus* puede prosperar en plantaciones con ciertas características y su abundancia se ve afectada por la cobertura de dosel.

7. Recomendaciones

Aplicar un manejo sostenible a las plantaciones en la finca municipal Los Lotes para contribuir a la conservación del Río Tiribí

Realizar monitoreos con el fin de identificar cambios de uso de suelo inadecuados y de asegurar la conservación del río Tiribí.

Estudiar a profundidad las dinámicas de las plantaciones y los servicios sistémicos que puedan brindar en comparación con el bosque secundario al igual que su rol en la calidad de agua del río y biodiversidad de la PAMRT.

Realizar muestreos más prolongados, diurnos y nocturnos de anfibios para tener una mejor caracterización de este grupo en la PAMRT.

8. Referencias

- Abril Saltos, R. V., López Torres, A. C., & Reyes Mera, J. J. (2017). Influencia del dosel y sotobosque en pérdida de suelo por escorrentía en bosque de realce. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 38(2), 17-28.
- Achicanoy, J., Robles, R. R., & Gómez, J. S. (2018). Análisis y proyección de las coberturas vegetales mediante el uso de sensores remotos y Sistemas de Información Geográfica en la localidad de Suba, Bogotá-Colombia. *Gestión y Ambiente*, 21(1), 41-58.
- Aguilar, M. A., Montalbán, M. A., Saldaña, M. M., Aguilar, F. J., Fernández, I., & García-Lorca, A. M. (2014). Detección remota de invernaderos a partir de estéreo pares del satélite WorldView-2. *Revista de Teledetección*, (41), 19-28.
- Al Rammahi, A. H. J., & Khassaf, S. I. (2018). Estimation of soil erodibility factor in RUSLE equation for Euphrates River watershed using GIS. *GEOMATE Journal*, 14(46), 164-169.
- Almoza, Y. (2007). Metodología para la Estimación del Factor Erosividad de las Precipitaciones en el Modelo RUSLE. *Zonas Áridas*. 11. 150.
- Alvarado, V., Bermúdez, T., Romero, M., & Piedra, L. (2014). Plantas nativas para el control de la erosión en taludes de ríos urbanos. *Spanish Journal of Soil Science: SJSS*, 4(1), 99-111.
- Alvarez-Garreton, C., Lara, A., Boisier, J. P., & Galleguillos, M. (2019). The impacts of native forests and forest plantations on water supply in Chile. *Forests*, 10(6), 473.
- Arias-Muñoz, P., Escolano, S., & Saz, M. A. (2023). Estimación de la erosión del suelo mediante el modelo RUSLE. Caso de estudio: cuenca media alta del río Mira en los Andes de Ecuador (No. ART-2023-131598).
- Arias Salguero, M. (2012). Informe final de Estudio Hidrogeológico de la parte alta de la microcuenca del río Tiribí. Cartago, Costa Rica. UCRFIUNDEVI/ SINAC. 70 p.

- Asadieh, B., & Krakauer, N. Y. (2015). Global trends in extreme precipitation: climate models versus observations. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(2), 877-891.
- Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica. (1969). Ley Forestal N° 4465. *La Gaceta*, 187.
- Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo (ACCS). (2015). Principales suelos de Costa Rica.
- Ávila-Pérez, I. D., Ortiz-Malavassi, E., Soto-Montoya, C., Vargas-Solano, Y., Aguilar-Arias, H., & Miller-Granados, C. (2020). Evaluación de cuatro algoritmos de clasificación de imágenes satelitales Landsat-8 y Sentinel-2 para la identificación de cobertura boscosa en paisajes altamente fragmentados en Costa Rica. *Revista de teledetección*, (57), 37-49.
- Barrantes-Castillo, G., Arozarena-Llopis, I., Sandoval-Murillo, L. F., & Valverde-Calderón, J. F. (2020). Playas críticas por erosión costera en el caribe sur de Costa Rica, durante el periodo 2005-2016. *Revista Geográfica de América Central*, (64), 75-102.
- Beltrán Alvarez, S. V. (2023). Malformaciones en anfibios de Latinoamérica: una revisión bibliográfica.
- Benavides, E., Morales, L., & Navia, J. (2015). Propiedades físicas y contenido de materia orgánica en diferentes usos del suelo en Samaniego, Colombia. *Revista Agroforestería Neotropical*, 1(5).
- Bernal Nieto, S.M. & Prado Uscategui, C.A. (2015). Análisis de la influencia de la cobertura vegetal en la generación de caudales de la cuenca de la quebrada granadillo en los años 1993 y 2009 a partir de aerofotografías y cartografía del instituto geográfico agustín codazzi. Bogotá DC: Universidad Católica de Colombia.
- Berstch, F. (2004). Décimo Informe Sobre El Estado De La Nacion En Desarrollo Humano Sostenible. El recurso suelo en Costa Rica. CONARE.
- Biddoccu, M., Guzman, G., Capello, G., Thielke, T., Strauss, P., Winter, S., ... & Gomez, J. A. (2020). Evaluation of soil erosion risk and identification of soil cover and management factor (C) for RUSLE in European vineyards with different soil management. *International Soil and Water Conservation Research*, 8(4), 337-353.

- Bircher, P., Liniger, H. P., & Prasuhn, V. (2019). Comparing different multiple flow algorithms to calculate RUSLE factors of slope length (L) and slope steepness (S) in Switzerland. *Geomorphology*, 346, 106850.
- Bizzarri, E. C. (1999). La erosividad: cualidad de la lluvia poco conocida. *Terra. Nueva Etapa*, 15(24), 99-116.
- Borrelli, P., Robinson, D.A., Fleischer, L.R. et al. (2017). An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nat Commun* <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>
- Brancalion, P. H., Amazonas, N. T., Chazdon, R. L., van Melis, J., Rodrigues, R. R., Silva, C. C., ... & Holl, K. D. (2020). Exotic eucalypts: From demonized trees to allies of tropical forest restoration?. *Journal of Applied Ecology*, 57(1), 55-66.
- Bravo-Espinosa, M., García-Oliva, F., Ríos-Patrón, E., Mendoza-Cantu, M., Barrera-Camacho, G., López-Granados, E., ... & Sáenz-Reyes, T. (2008). La cuenca del lago de Cuitzeo: Problemática, perspectivas y retos hacia su desarrollo sostenible. *Fondo Editorial Morevallado. Morelia, Michoacán, México*.
- Brockhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., Quine, C. P., & Sayer, J. (2008). Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*, 17, 925-951.
- Calvo-Alvarado, J. C., Jiménez-Rodríguez, C. D., & Jiménez-Salazar, V. (2014). Determining rainfall erosivity in Costa Rica: A practical approach. *Mountain Research and Development*, 34(1), 48-55.
- Calvo-Brenes, G., & Mora-Molina, J. (2007). Evaluación y clasificación preliminar de la calidad del agua de la cuenca del río Tárcoles y el Reventazón Parte I: Análisis de la contaminación de cuatro ríos del área metropolitana. *Revista Tecnología en Marcha*, 20(2), ág-71.
- Calvo-Obando, A., & Ortiz-Malavasi, E. (2012). Fragmentación de la cobertura forestal en Costa Rica durante los períodos 1997–2000 y 2000-2005. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 9(22), ág-10.

- Camarasa-Belmonte, A. M., López, M. P. C., & García, E. I. (2018). Cambios de uso del suelo, producción de escorrentía y pérdida de suelo. Sinergias y compensaciones en una rambla mediterránea (Barranc del Carraixet, 1956–2011). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (78), 127-153.
- Centro de Investigación Agrónoma. (2020). Capas Cartográficas de Órdenes y Subórdenes de Suelos de Costa Rica. Universidad de Costa Rica. <http://www.cia.ucr.ac.cr/es/mapa-de-suelos-de-costa-rica>
- Cerdas, J. (2024). Redefinición de los límites de la Zona Protectora Río Tiribí, considerando las estrategias de manejo, para la conservación de los servicios ecosistémicos. (Tesis de Maestría, Instituto Tecnológico de Costa Rica). Repositorio Tec.
- Chen, J., Chen, J., Liao, A., Cao, X., Chen, L., Chen, X., ... & Mills, J. (2015). Global land cover mapping at 30 m resolution: A POK-based operational approach. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 103, 7-27.
- Cifuentes-Jara, M., Brenes, R., Brenes, C., Corrales, L., Vargas, M., Betbeder, J., ... & Fung, E. (2021). Biodiversidad en la ciudad: Conectando los espacios verdes.
- Contreras, E. G., Portuguez, M., Muñoz, A. M., & Condorhuaman, M. (2015). INSEGURIDAD DE LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA DE ALIMENTOS POR EROSIÓN HÍDRICA EN LA CUENCA DEL RÍO SIGUAS–REGIÓN AREQUIPA. *Ciencia e investigación*, 18(1), 26-32.
- Correa Ayram, C. A., Mendoza, M. E., & López Granados, E. (2014). Análisis del cambio en la conectividad estructural del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago Cuitzeo, Michoacán, México. *Revista de Geografía Norte Grande*, (59), 7-23.
- Corredor Biológico Interurbano María Aguilar (CBIMA). (2019). I Conteo de aves Corredor Biológico Interurbano Río María Aguilar (CBIMA)
- Cortés-Gómez, A. M., Castro-Herrera, F., & Urbina-Cardona, J. N. (2013). Small changes in vegetation structure create great changes in amphibian ensembles in the Colombian Pacific rainforest. *Tropical Conservation Science*, 6(6), 749-769.

- De la Rosa, J. M., Knicker, H., Pérez, J. A. G., Vila, F. J. G., Morillo, N. T. J., & Martín, G. A. (2014). Revisión de las investigaciones a nivel molecular sobre el impacto del fuego en la materia orgánica del suelo: Progresos en el siglo XXI. Cuadernos de investigación geográfica: Geographical Research Letters, 40(2), 387-402.
- De León Mata, G. D., Álvarez, A. P., & Guerrero, J. H. M. (2014). Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, 2014(84), 42-53.
- De Mello, K., Valente, R. A., Randhir, T. O., & Vettorazzi, C. A. (2018). Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. Ecological Indicators, 93, 1293-1301.
- Domec, J. C., King, J. S., Ward, E., Oishi, A. C., Palmroth, S., Radecki, A., ... & Noormets, A. (2015). Conversion of natural forests to managed forest plantations decreases tree resistance to prolonged droughts. *Forest Ecology and Management*, 355, 58-71.
- Domínguez Díez, Y. A. (2018). Importancia de la cobertura arbórea para la provisión de servicios ecosistémicos en fincas ganaderas de doble propósito en la Cuenca del Río La Villa, Panamá.
- Durigon, V. L., Carvalho, D. F., Antunes, M. A. H., Oliveira, P. T. S., & Fernandes, M. M. (2014). NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. International journal of remote sensing, 35(2), 441-453.
- European Space Agency (2016). Sentinel-2. <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/missions/sentinel-2/observation-scenario>
- Fernández Loras, A. (2022). Quitridiomycosis en anfibios: inmunidad, tratamiento y mitigación en el medio natural.
- Ferreira, C. S., Kalantari, Z., Seifollahi-Aghmiuni, S., Ghajarnia, N., Rahmati, O., & Solomun, M. K. (2021). Rainfall-runoff-erosion processes in urban areas. In Precipitation (pp. 481-498). Elsevier.

- Fox, D. M., & Bryan, R. B. (2000). The relationship of soil loss by interrill erosion to slope gradient. *Catena*, 38(3), 211-222.
- Frost, D. R. (2024). Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version. American Museum of Natural History, New York, USA. <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php>.
- Fundación Defensores de la Naturaleza. (2013). Inventario de flora y fauna en el trayecto del río María Aguilar, evaluando las especies en extinción y con propuesta de rescate, conservación y recuperación.
- Gallegos-Reina, A. J. (2023). Cambios en la erosión hídrica tras el incendio forestal de Sierra Bermeja (Málaga) de 2021.
- Gangloff, E. J., & Telemeco, R. S. (2018). High temperature, oxygen, and performance: Insights from reptiles and amphibians. *Integrative and comparative biology*, 58(1), 9-24.
- García-R, J. C., Cárdenas-H, H., & Castro-H, F. (2007). Relación entre la diversidad de anuros y los estados sucesionales de un bosque muy húmedo montano bajo del valle del cauca, suroccidente colombiano. *Caldasia*, 363-374.
- Gastezzi-Arias, P., Alvarado-García, V., & Pérez-Gómez, G. (2017). La importancia de los ríos como corredores interurbanos. *Biocenosis*, 31(1-2).
- Genoy-Puerto, A., & Martinez, N. H. (2016). Validación de la Metodología TICs en el Monitoreo de herpetofauna en áreas circunvecinas a la laguna cuicocha. *Revista Politécnica*, 37(2), 7-7.
- Grima, N., Edwards, D., Edwards, F., Petley, D., & Fisher, B. (2020). Landslides in the Andes: Forests can provide cost-effective landslide regulation services. *Science of the total environment*, 745, 141128.
- Henao Camelo, S. D., & Gómez Murcia, V. L. (2017). Parametrización de las variables topográficas utilizando fotografía digital en un suelo degradado por erosión en el municipio de Mosquera Cundinamarca.

- Huerta-Olague, J. D. J., Oropeza Mota, J. L., Guevara Gutiérrez, R. D., Ríos Berber, J. D., Martínez Menes, M. R., Barreto García, O. A., ... & Mancilla Villa, O. R. (2018). Efecto de la cobertura vegetal de cuatro cultivos sobre la erosión del suelo. *Idesia (Arica)*, 36(2), 153-162.
- ICONA. (1982). *Agresividad de la lluvia en España: Valores del factor R de la USLE*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (M.A.P.A.).
- Institute of Water Research. (2002). About RUSLE. Michigan State University, Institute of Water Research. <http://www.iwr.msu.edu/rusle/about.htm>
- IUCN. (2023). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2023-1. <https://www.iucnredlist.org>.
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. (2020). *Craugastor podiciferus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T154033310A3052067. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T154033310A3052067.en>.
- Jahun, B. G., Ibrahim, R., Dlamini, N. S., & Musa, S. M. (2015). Review of soil erosion assessment using RUSLE model and GIS. *Journal of Biology, Agriculture and Healthcare*, 5(9), 36-47.
- Karolinoerita, V., Wahyudin, Y., Ramadhani, F., Suryanta, J., & Nahib, I. (2023). Exploring driving factors of soil erosion using a Multiscale GWR model: a case study at Central Citarum Watershed, West Java, Indonesia. *IOP Conference Series. Earth and Environmental Science*, 1266(1), 012084. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1266/1/012084>
- Kebede, B., Tsunekewa A., Haregeweyn, N., Adgo, E., Ebabu, K., Meshesha, D. T., Tsubo, M., Masunuga, T. & Fenta, A. A. (2021) Determining C- and P-factors of RUSLE for different land uses and management practices across agro-ecologies: case studies from the Upper Blue Nile basin, Ethiopia, *Physical Geography*, 42:2, 160-182, DOI: 10.1080/02723646.2020.1762831

- Kopecký, M., Macek, M., & Wild, J. (2021). Topographic Wetness Index calculation guidelines based on measured soil moisture and plant species composition. *Science of the Total Environment*, 757, 143785.
- Kumar, M., Sahu, A. P., Sahoo, N., Dash, S. S., Raul, S. K., & Panigrahi, B. (2022). Global-scale application of the RUSLE model: a comprehensive review. *Hydrological Sciences Journal*, 67(5), 806-830.
- Kumar, S., Raj, A. D., & Mariappan, S. (2024). Fallout radionuclides (FRNs) for measuring soil erosion in the Himalayan region: A versatile and potent method for steep sloping hilly and mountainous landscapes. *Catena*, 234, 107591.
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33(1), 159–174. <https://doi.org/10.2307/2529310>
- Leenders, T. (2017). *Amphibians of Costa Rica: a field guide*. Cornell University Press.
- Leiva-Leiva, L. (2007). Valoración de la calidad del agua en los principales ríos de las cuencas Grande de Tárcoles y Reventazón, mediante el análisis PSO, DBO y NH₄, para la clasificación mediante el sistema Holandés.
- Lescano, J. N., Nori, J., Verga, E., Robino, F., Bonino, A., Miloch, D., ... & Leynaud, G. C. (2015). Anfibios de las Sierras Pampeanas Centrales de Argentina: diversidad y distribución altitudinal. *Cuadernos de herpetología*, 29(2), 103-115.
- Leyte-Manrique, A., & Balderas-Valdivia, C. J. (2022). Los agroecosistemas como refugios de la biodiversidad: El caso de los anfibios y reptiles.
- Lianes, E., Marchamalo, M., & Roldán, M. (2009). Evaluación del factor C de la RUSLE para el manejo de coberturas vegetales en el control de la erosión en la cuenca del río Birrís, Costa Rica. *Agronomía Costarricense*.
- Li, P., Zang, Y., Ma, D., Yao, W., Holden, J., Irvine, B., & Zhao, G. (2020). Soil erosion rates assessed by RUSLE and PESERA for a Chinese Loess Plateau catchment under land-cover changes. *Earth Surface Processes and Landforms*, 45(3), 707-722.

- López-Bedoya, P. A., Cardona-Galvis, E. A., Urbina-Cardona, J. N., Edwards, F. A., & Edwards, D. P. (2022). Impacts of pastures and forestry plantations on herpetofauna: A global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 59(12), 3038-3048.
- Mancera Florez, J. R. (2019). Evaluación de imágenes de radar Sentinel-1A e imágenes multiespectrales Sentinel-2A en la clasificación de cobertura del suelo en diferentes niveles de detalle (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de Colombia).
- Mantilla Jara, T. S. (2021). Impactos negativos de la erosión hídrica mediante el aporte de sedimentos en la cuenca alta del Río Moche, La Libertad, 2020.
- Marañón, T., & Madejón, E. (2017). Funciones del suelo y servicios ecosistémicos: importancia de la materia orgánica.
- Marondedze, A. K., & Schütt, B. (2020). Assessment of soil erosion using the RUSLE model for the Epworth District of the Harare Metropolitan Province, Zimbabwe. *Sustainability*, 12(20), 8531..
- Márquez, R., Llusia, D., & Beltrán, J. F. (2014). Aplicación de la bioacústica al seguimiento de anfibios.
- Martínez Araya, D. (2018). Estudio de factibilidad de instalación de nidos artificiales para Quetzal (*Pharomachrus mocinno*), en la micro cuenca del Río Tiribí.
- Ministerio de Agricultura y Ganadería de Costa Rica. (2023). Boletín Estadístico Agropecuario Serie Cronológica 2020-2023, Edición N° 34.
- Montanarella, L., Pennock, D., McKenzie, N., & Alavi Panah, S. K. (2016). Estado mundial del recurso suelo. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y agricultura
- Municipalidad de La Unión. (2014). Estudio de ingeniería para realizar una valoración ecológica de los recursos naturales en la Finca Municipal Los Lotes. Informe de inventario de biodiversidad.

- Murray Nuñez, R., OROZCO BENITEZ, M. G., HERNANDEZ JIMENEZ, A. L. B. E. R. T. O., Lemus Flores, C., & Najera Gonzalez, O. (2014). El sistema agroforestal modifica el contenido de materia orgánica y las propiedades físicas del suelo. CONACYT.
- Ospina-López, L. A., & Reinoso-Flórez, G. (2015). Diversidad de mariposas y su relación con el paisaje en la cuenca del río Lagunillas, Tolima, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 39(153), 455-474.
- Otárola, F. (2014). Caracterización y diagnóstico de cuencas hidrográficas. Centro agronómico tropical de investigación y enseñanza (CATIE). *Manejo Y GESTIÓN INTEGRAL DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS I*.
- Pacheco, H. A., Cevallos, R. X., & VINCES, C. J. (2019). Cálculo del factor C de la RUSLE, en la cuenca del río Carache, Trujillo-Venezuela usando imágenes del Satélite Miranda VRSS-1. *Revista Espacios*, 40(03).
- Palominos-Rizzo, T., Villatoro-Sánchez, M., Alvarado-Hernández, A., Cortés-Granados, V., & Paguada-Pérez, D. (2022). Temporal dynamics of soil erosion in coffee (*Coffea arabica*), Llano Brenes, Costa Rica.
- Pan, J., & Wen, Y. (2014). Estimation of soil erosion using RUSLE in Caijiamiao watershed, China. *Natural Hazards*, 71, 2187-2205.
- Panagos, P., Borrelli, P., Matthews, F., Liakos, L., Bezak, N., Diodato, N., & Ballabio, C. (2022). Global rainfall erosivity projections for 2050 and 2070. *Journal of Hydrology*, 610, 127865.
- Pereira, P., Cerdà, A., Úbeda, X., Mataix-Solera, J., & Rein, G. (Eds.). (2019). *Fire effects on soil properties*. Csiro Publishing.
- Pereyra, L., Etchepare, E., & Vaira, M. (2021). *Manual de Técnicas y Protocolos para el Relevamiento y Estudio de Anfibios de Argentina*. EdiUnju, San Salvador de Jujuy, Jujuy, Argentina.
- Pérez Jiménez, M. M. (2023). *Evaluación de la susceptibilidad a la erosión hídrica en Andisoles. Caso de estudio: Cuenca Las Palmas (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de Colombia)*.

- Pérez-Rubio, I., & Mende, A. (2018). Análisis espacial de susceptibilidad de erosión en una cuenca hidrográfica del trópico húmedo de Costa Rica. *Revista de Ciencias Ambientales*, 52(1), 1-26.
- Quirós Monge, K. (2017). Caracterización y diagnóstico de la zona alta de la microcuenca del río Tiribí, Costa Rica.
- Quizhpe Simancas, P. I. & Cayambe Yáñez, M. P. (2020). Estudio de cobertura vegetal mediante SIG para formulación de medidas de recuperación de espacios degradados en la cuenca alta del río Jubones (Doctoral dissertation, UNIVERSIDAD AGRARIA DEL ECUADOR).
- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K., & Yoder, D. C. (1997). Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the revised soil loss equation (RUSLE). *Agricultural Handbook No. 703*. US Department of Agriculture.
- Rengifo-Rengifo, I. Y., Muñoz-Gomez, F. A., & Toro-Trochez, O. A. (2022). Modelo USLE para estimar la erosión hídrica en siete municipios de la zona andina colombiana. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 20(2), 29-44.
- Riquetti, N. B., Mello, C. R., Beskow, S., & Viola, M. R. (2020). Rainfall erosivity in South America: Current patterns and future perspectives. *Science of the Total Environment*, 724, 138315.
- Rocha, J. C., Baraibar, M. M., Deutsch, L., de Bremond, A., Oestreicher, J. S., Rositano, F., & Gelabert, C. C. (2019). Toward understanding the dynamics of land change in Latin America. *Ecology and Society*, 24(1).
- Rodríguez Souilla, J. (2020). Efecto de los incendios forestales sobre la pérdida de suelo superficial por erosión hídrica en la Cuenca del Arroyo Ventana (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de La Plata).
- Rojas, N. (2011). Estudio de las cuencas hidrográficas de Costa Rica. IMN y MINAE.
- Rojas-Zeledón, Ignacio José. (2018). Erosión hídrica bajo tres estadios de sucesión de bosque dentro del Parque Nacional Palo Verde, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 15(36), 65-75. <https://dx.doi.org/10.18845/rfmk.v15i36.3425>

- Romero-Barrios, C., García-Gallegos, E., & Hernández-Acosta, E. (2015). Materia orgánica y densidad aparente en suelos del suroeste de La Malinche, Tlaxcala, México. *REIBCI*, 2(5), 63-70.
- Romero-Vargas, M., Bermúdez-Rojas, T., Durán-Apuy, A., Alfaro-Sánchez, M., & Bonilla-Soto, S. (2022). Áreas verdes urbanas, una caracterización paisajística y biológica aplicada a una microcuenca de la Gran Área Metropolitana de Costa Rica. *Revista Geográfica de América Central*, (69), 23-74.
- Rueda, E. B., Varela, M. E., & Alleres, M. R. (2014). Efectos de los incendios forestales en la erosionabilidad de los suelos en Galicia. *Cuadernos de investigación geográfica: Geographical Research Letters*, (40), 353-370.
- Salazar-Ramírez, L. F., Pineda-Gómez, D. M., Estévez Varón, J. V., & Castaño-Villa, G. J. (2014). Riqueza y abundancia de aves frugívoras y nectarívoras en una plantación de aliso (*Alnus acuminata*) y un bosque secundario en los andes Centrales de Colombia. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 18(1), 67-77.
- Sandoval-Murillo, L., & Barrantes-Castillo, G. (2021). Cambios en la cobertura de la tierra en los puntos calientes de erosión costera en el caribe sur de Costa Rica, durante el periodo 2005–2017. *Uniciencia*, 35(2), 1-23.
- Schaaf, A. A., Juan, M., Rioja, N., Reppucci, J. I., & Ruggera, R. A. (2024). Efecto de las plantaciones forestales no nativas de pinos y eucaliptos en los vertebrados terrestres: Una revisión descriptiva sobre los trabajos realizados en la Argentina. *Ecología Austral*, 477-485.
- Schmidt, S., Tresch, S., & Meusburger, K. (2019). Modification of the RUSLE slope length and steepness factor (LS-factor) based on rainfall experiments at steep alpine grasslands. *MethodsX*, 6, 219-229.
- Shokirov, S., Jucker, T., Levick, S. R., Manning, A. D., & Youngentob, K. N. (2024). Using multiplatform LiDAR to identify relationships between vegetation structure and the abundance and diversity of woodland reptiles and amphibians. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*.

- Shi, F., Zhang, F., Shen, N., & Yang, M. (2024). Quantifying interactions between slope gradient, slope length and rainfall intensity on sheet erosion on steep slopes using Multiple Linear Regression. *Science of The Total Environment*, 908, 168090.
- Sierra, R., Cambronero, A., & Vega, E. (2016). Patrones y factores de cambio de la cobertura forestal natural de Costa Rica, 1987-2013. Recuperado el, 29.
- SINAC. (2016). Plan General de Manejo 2017-2021. Zona Protectora Río Tiribí - Área de Conservación Cordillera Volcánica Central (ACCVC).
- SINAC. (2017) Plan General de Manejo Zona Protectora Río Tiribí. 31 de julio del 2017. R-SINAC-CONAC-039-2018
- SINAC. (2022). Mapa de bosques y otras tierras de Costa Rica. www.sinac.go.cr
- Sistema Nacional de Monitoreo de la Cobertura y Uso de la Tierra y Ecosistemas (SIMOCUTE). (2023). Sistema de Clasificación de la Cobertura y Uso de la Tierra para Costa Rica: versión 2.0. San José, Costa Rica. Ed. H. Acevedo y Y. Villalobos. 48 páginas.
- Sosa-Bartuano, Á., Samudio Jr, R., Samudio, R., & Carrión de Samudio, J. (2017). Reporte preliminar sobre la distribución altitudinal de anfibios en Cerro Pirre, Parque Nacional Darién, Panamá. *Tecnociencia*, 19(2), 87-101.
- Soto-Mora, E. S., Hernández-Vázquez, M., Luna-Zendejas, H. S., Ortiz-Ortiz, E., & García-Gallegos, E. (2016). Evaluación del contenido de materia orgánica en suelos agrícolas y su relación carbono/nitrógeno. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 3(5), 98-102.
- Tálamo, A., Bermudez, R., Garibaldi, L. A., & Chavez, A. (2016). Erosión y escorrentía en respuesta a lluvias simuladas e incendios en bosques secos de montaña. *Ciencia del suelo*, 34(1), 105-111.
- Tan-Soo, J. S., Adnan, N., Ahmad, I., Pattanayak, S. K., & Vincent, J. R. (2016). Econometric evidence on forest ecosystem services: deforestation and flooding in Malaysia. *Environmental and resource economics*, 63, 25-44.
- Taye, G., Vanmaercke, M., Poesen, J., Van Wesemael, B., Tesfaye, S., Teka, D., ... & Haregeweyn, N. (2018). Determining RUSLE P-and C-factors for stone bunds and

- trenches in rangeland and cropland, North Ethiopia. *Land degradation & development*, 29(3), 812-824.
- Taylor, E. N., Diele-Viegas, L. M., Gangloff, E. J., Hall, J. M., Halpern, B., Massey, M. D., ... & Telemeco, R. S. (2021). The thermal ecology and physiology of reptiles and amphibians: A user's guide. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological and Integrative Physiology*, 335(1), 13-44.
- Thompson, M. E., & Donnelly, M. A. (2018). Effects of secondary forest succession on amphibians and reptiles: a review and meta-analysis. *Copeia*, 106(1), 10-19.
- Troya Caicedo, J. E. (2017). Evaluación del potencial bioindicador de los anfibios en la laguna Cuicocha cantón Cotacachi provincia de Imbabura. Doctoral dissertation, Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Ibarra.
- Tuesta, R. H. P., Oliver, J. A. I., & Inga, M. E. R. (2023). Una revisión del uso de imágenes Sentinel-2 para el monitoreo de la cobertura boscosa a nivel global. *Ingeniería y Competitividad*, 25(3).
- Vahrson, W. G. (1990). El potencial erosivo de la lluvia en Costa Rica. *Agronomía costarricense*, 14(1), 15-24.
- Valladolid, M., Arauzo, M., & Jiménez, L. (2015). Estado ecológico de los ríos incluidos dentro del parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Cuenca del Ebro, Aragón), mediante indicadores de macroinvertebrados. *Pirineos*, 170, e009-e009.
- Veneros, J., García, L., Morales, E., Gómez, V., Torres, M., & López-Morales, F. (2020). Aplicación de sensores remotos para el análisis de cobertura vegetal y cuerpos de agua. *Idesia (Arica)*, 38(4), 99-107.
- Voyles, J., Johnson, L. R., Briggs, C. J., Cashins, S. D., Alford, R. A., Berger, L., ... & Rosenblum, E. B. (2012). Temperature alters reproductive life history patterns in *Batrachochytrium dendrobatidis*, a lethal pathogen associated with the global loss of amphibians. *Ecology and evolution*, 2(9), 2241-2249.

- Waldick, R. C., Freedman, B., & Wassersug, R. J. (1999). The consequences for amphibians of the conversion of natural, mixed-species forests to conifer plantations in southern New Brunswick.
- Wei, S., Zhang, K., Liu, C., Cen, Y., & Xia, J. (2024). Effects of different vegetation components on soil erosion and response to rainfall intensity under simulated rainfall. *Catena*, 235, 107652.
- Whitworth, A., Villacampa, J., Rojas, S. J. S., Downie, R., & MacLeod, R. (2017). Methods matter: Different biodiversity survey methodologies identify contrasting biodiversity patterns in a human modified rainforest—A case study with amphibians. *Ecological Indicators*, 72, 821-832.
- Yamanoshita, M. (2019). IPCC Special Report on Climate Change and Land. Institute for Global Environmental Strategies. <http://www.jstor.org/stable/resrep22279>
- Yan, Y., Tu, N., Cen, L., Gan, F., Dai, Q., & Mei, L. (2024). Characteristics and dynamic mechanism of rill erosion driven by extreme rainfall on karst plateau slopes, SW China. *CATENA*, 238, 107890.
- Yuan, S., Xu, Q., Zhao, K., Zhou, Q., Wang, X., Zhang, X., Chen, W., & Ji, X. (2024). Dynamic analyses of soil erosion and improved potential combining topography and socio-economic factors on the Loess Plateau. *Ecological Indicators*, 160, 111814. 10.1016/j.ecolind.2024.111814
- Zarafshar, M., Bazot, S., Matinzadeh, M., Bordbar, S. K., Rousta, M. J., Kooch, Y., ... & Negahdarsaber, M. (2020). Do tree plantations or cultivated fields have the same ability to maintain soil quality as natural forests?. *Applied Soil Ecology*, 151, 103536.
- Zhao, J., Wang, Z., Dong, Y., Yang, Z., & Govers, G. (2022). How soil erosion and runoff are related to land use, topography and annual precipitation: Insights from a meta-analysis of erosion plots in China. *Science of the Total Environment*, 802, 149665.
- Zhao, Y., Zhu, D., Wu, Z., & Cao, Z. (2024). Extreme rainfall erosivity: Research advances and future perspectives. *Science of The Total Environment*, 170425.

Ziguan, W., Guangcai, W., Zhang, Y., & Wang, R. (2020). Quantification of the effect of soil erosion factors on soil nutrients at a small watershed in the Loess Plateau, Northwest China. *Journal of Soils and Sediments*, 20(2), 745-755. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02458-5>

Zorn, M. & Komac, B. (2013). Erosion. In: Bobrowsky, P.T. (eds) *Encyclopedia of Natural Hazards. Encyclopedia of Earth Sciences Series*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4399-4_120