

Trabajo Fin de Grado

Grado en Ciencias Ambientales

**Evaluación de la Restauración Ecológica del Río
Piedra: Impacto en los Servicios Ecosistémicos del
suelo.**

**Assessment of Ecological Restoration in the Piedra
River: Impact on Soil Ecosystem Services**

Autora

María de Francia López

Directora

María Felipe Lucia

Ponente

Jaume Tormo Blanes.

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR
2025

Declaración de autoría

El trabajo de Fin de Grado que presento para su exposición y defensa es original y todas las fuentes utilizadas para su realización han sido debidamente citadas en el mismo.

En Zaragoza, 16 de septiembre de 2025.

A handwritten signature in black ink, enclosed within an oval border. The signature appears to be the name 'María' written in a cursive style.

Resumen

El río Piedra (Jalón–Ebro) ha estado sometido durante décadas a intensas presiones antrópicas, que deterioraron su estructura y funcionalidad. Para revertir esta situación, se llevaron a cabo intervenciones de restauración en 2010 (Llumes y Cimballa) y en 2011 (Nuévalos), aplicando dos enfoques distintos: el Método 1, basado en la eliminación de motas, reperfilado y revegetación de la ribera; y el Método 2, centrado en la regulación de avenidas mediante un canal de desagüe y la recuperación del bosque de ribera.

El estudio evaluó la eficacia de estas actuaciones mediante análisis estadísticos con enfoque temporal (pre, post-reciente y post-tardío) y espacial (según método y distancia al cauce). Se analizaron variables texturales, de fertilidad, de regulación hídrica y parámetros fisicoquímicos. Los resultados evidenciaron un aumento de fracciones finas, especialmente arcilla, acompañado de mejoras en humedad, carbono y nitrógeno, junto con un pulso inicial de materia orgánica que posteriormente se estabilizó. Paralelamente, pH, conductividad y carbonatos se incrementaron con el tiempo.

Espacialmente, el Método 1 favoreció la concentración de finos en las márgenes, restaurando su papel como reservorios de agua, nutrientes y carbono, mientras que el Método 2 generó áreas de baja energía que actuaron como sumideros de humedad y carbono. En conjunto, la restauración reactivó procesos esenciales y consolidó al río y su llanura como infraestructura verde capaz de mejorar la calidad del agua y amortiguar extremos hidrológicos.

Palabras clave: restauración fluvial, servicios ecosistémicos, propiedades del suelo, río Piedra, revegetación de ribera, ampliación del cauce, infraestructura verde.

Abstract

The Piedra River (Jalón–Ebro) has been subjected for decades to intense anthropogenic pressures, which degraded its structure and functionality. To reverse this situation, ecological restoration interventions were implemented in 2010 (Llumes and Cimballa) and 2011 (Nuévalos), applying two different approaches: Method 1, consisting of levee removal, channel re-profiling, and riparian revegetation; and Method 2, based on flood regulation through a drainage channel and riparian forest recovery.

The effectiveness of these actions was evaluated through statistical analyses with a temporal perspective (pre, post-recent, and post-late) and a spatial perspective (according to method and distance to the channel). Textural, fertility, hydrological regulation variables, and physicochemical parameters were considered. Results showed an increase in fine fractions, especially clay, along with improvements in moisture, carbon, and nitrogen, as well as an initial organic matter pulse followed by stabilization. Conversely, pH, conductivity, and carbonates increased over time without evidence of neutralization.

Spatially, Method 1 promoted fine particle concentration on river margins, enhancing their role as reservoirs of water, nutrients, and carbon, while Method 2 created low-energy floodplain areas that acted as sinks of moisture and carbon. Overall, restoration reactivated key ecological processes and consolidated the river and its floodplain as green infrastructure capable of improving water quality and buffering hydrological extremes.

Keywords: River restoration, ecosystem services, soil properties, Piedra River, riparian revegetation, channel widening, green infrastructure.

Tabla de contenidos

1. Introducción.....	8
1.1. Los Servicios Ecosistémicos y el Suelo.....	8
1.2. Principios de la Restauración ecológica.....	10
1.3. La restauración ecológica de los ríos.....	11
1.4. El caso del río Piedra.....	11
1.5. Problemática ambiental del Río Piedra.....	14
1.6. Justificación del estudio.....	15
1.7. Objetivos del estudio.....	15
2. Área de estudio.....	17
3. Metodología.....	20
3.1. OBJETIVO 1: Análisis temporal de los servicios ecosistémicos en las distintas fases de restauración.....	22
3.2. OBJETIVO 2: Análisis espacial de los servicios ecosistémicos según el método de restauración empleado.....	23
3.3. Restauraciones previas en el río Piedra.....	24
3.3.1. Método 1: Eliminación de mota, reperfilado y revegetación de la ribera.....	24
3.3.2. Método 2: Desbroce y regulación de avenidas.....	25
4. Resultados.....	26
4.1. Análisis de las variables del suelo entre las distintas fases de restauración.....	26
4.1.1. Textura del suelo.....	27
4.1.2. Materia Orgánica.....	30
4.1.3. Humedad Relativa.....	30
4.1.4. Carbono Total.....	31
4.1.5. Nitrógeno Total.....	32
4.1.6. Conductividad eléctrica, carbonatos y pH.....	33
4.2. Análisis espacial del suelo según método de restauración.....	36
4.2.1. Método 1: Eliminación de mota, reperfilado y revegetación de la ribera.....	36
4.2.2. Textura del suelo.....	37
4.2.3. Humedad relativa.....	41
4.2.4. Carbono Total.....	42
4.2.5. Fósforo.....	43
4.2.6. pH.....	44
4.2.7. Método 2: Desbroce y regulación de avenidas.....	45
4.2.8. Textura del suelo.....	47
4.2.9. Humedad relativa.....	50
4.2.10. Carbono Total.....	51
4.2.11. Carbono Inorgánico Total.....	52
4.2.12. Fósforo.....	53
4.2.13. Carbonatos.....	54
4.3. Síntesis de resultados.....	56
5. Discusión.....	57
5.1. OBJETIVO 1 - EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.....	57
5.2. OBJETIVO 2 - DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS SERVICIOS	

ECOSISTÉMICOS DEL SUELO Y DIFERENCIAS ENTRE MÉTODOS DE RESTAURACIÓN.....	61
5.3. Síntesis final de los servicios ecosistémicos y verificación de hipótesis.....	66
6. Conclusión.....	67
7. Bibliografía.....	68
8. Anexos.....	73
8.1. Anexo I. Mapas temáticos y topográficos.....	73
8.2. Anexo II. Análisis complementario de resultados.....	78
8.2.1. Evolución temporal del suelo en cada localidad.....	78
8.2.2. Textura del suelo.....	78
8.2.3. Materia Orgánica.....	80
8.2.4. Humedad relativa.....	82
8.2.5. Carbono Total.....	84
8.2.6. Nitrógeno Total.....	86
8.2.7. Fósforo.....	88
8.2.8. Conductividad.....	90
8.2.9. pH.....	91

Índice de Figuras

Figura 1. Funciones del suelo.....	9
Figura 2. Servicios ambientales de los ecosistemas y cómo afectan en la calidad de vida humana.....	10
Figura 3. Zona de actuación en Cimballa.....	18
Figura 4. Zona de actuación en Llumes.....	19
Figura 5. Zona de actuación en Nuévalos.....	20
Figura 6. Triángulo de texturas del suelo.....	24
Figura 7. Distribución de la variable arcilla (%) por fase de restauración.....	29
Figura 8. Distribución de la variable arena(%) por fase de restauración.....	29
Figura 9. Distribución de la variable limo (%) por fase de restauración.....	30
Figura 10. Distribución de la variable MO (%) por fase de restauración.	31
Figura 11. Distribución de la variable HR (%) por fase de restauración.....	32
Figura 12. Distribución de la variable TC(%) por fase de restauración.....	33
Figura 13. Distribución de la variable limo (%) por fase de restauración.....	34
Figura 14. Distribución de la variable conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) por fase de restauración.....	35
Figura 15. Distribución de la variable carbonatos (%) por fase de restauración.....	36
Figura 16. Distribución de la variable pH por fase de restauración.....	37
Figura 17. Evolución del contenido en arena según la distancia al río en diferentes fases de restauración.	39
Figura 18. Evolución del contenido en limo según la distancia al río en diferentes fases de restauración.	40
Figura 19. Evolución del contenido en arena según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	41

Figura 20. Evolución del contenido en humedad relativa según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	43
Figura 21. Evolución del contenido en carbono total según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	44
Figura 22. Evolución del contenido en fósforo según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	45
Figura 23. Evolución del contenido en pH según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	46
Figura 24. Evolución del contenido en arena según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	48
Figura 25. Evolución del contenido en limo según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	49
Figura 26. Evolución del contenido en arena según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	50
Figura 27. Evolución del contenido en humedad relativa según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	52
Figura 28. Evolución del contenido en carbono total según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	53
Figura 29. Evolución del contenido en carbono inorgánico total según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	54
Figura 30. Evolución del contenido en fósforo según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	55
Figura 31. Evolución del contenido en carbonatos según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	56
Figura 32. Ubicación geográfica de la cuenca del Río Piedra en la cuenca del Ebro...	74
Figura 33. Mapa de distribución de hábitats en la cuenca del río Piedra.....	75
Figura 34. Mapa de delimitación de los espacios naturales protegidos en la cuenca del Piedra.....	76
Figura 35. Mapa de altitudes de la cuenca del río Piedra.....	77
Figura 36. Mapa de pendientes (%) de la cuenca del río Piedra.....	78
Figura 37. Evolución de la granulometría a lo largo del tiempo según la localidad.....	79
Figura 38. Distribución de la Materia Orgánica a lo largo del tiempo según las localidades.....	83
Figura 39. Distribución de la humedad relativa a lo largo del tiempo según las localidades.....	85
Figura 40. Distribución del Carbono Total a lo largo del tiempo según las localidades.....	87
Figura 41. Distribución del Nitrógeno Total a lo largo del tiempo según las localidades.....	89
Figura 42. Distribución del fósforo a lo largo del tiempo según las localidades.....	91
Figura 43. Distribución de conductividad a lo largo del tiempo según las localidades..	92
Figura 44. Distribución de pH a lo largo del tiempo según las localidades.....	93

Índice de Tablas

Tabla 1. Servicios ecosistémicos analizados, sus indicadores y años de muestreo.....	22
Tabla 2. Tabla resumen de los resultados del análisis estadístico de las variables edáficas entre los periodos pre-restauración, post-reciente y post-tardío.....	28
Tabla 3. Texturas del suelo en función de los periodos de restauración.....	31
Tabla 4. Tabla resumen mostrando los resultados significativos del análisis estadístico espacial de las variables edáficas del Método 1 (Llumes y Cimballa) con diferencias significativas según la distancia al río en cada fase de restauración.....	39
Tabla 5. Evolución del contenido en arcilla según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	40
Tabla 6. Evolución del contenido en arcilla según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	41
Tabla 7. Evolución del contenido en arena según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	42
Tabla 8. Evolución del contenido en humedad relativa según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	44
Tabla 9. Evolución del contenido en carbono total según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	45
Tabla 10. Evolución del contenido en fósforo según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	46
Tabla 11. Evolución del contenido en pH según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	47
Tabla 12. Resultados del análisis estadístico espacial de las variables edáficas del Método 2 (Nuévalos) con diferencias significativas según la distancia al río en cada fase de restauración.....	48
Tabla 13. Evolución del contenido en arcilla según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	50
Tabla 14. Evolución del contenido en arcilla según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	51
Tabla 15. Evolución del contenido en arena según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	52
Tabla 16. Evolución del contenido en humedad relativa según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	53
Tabla 17. Evolución del contenido en carbono total según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	54
Tabla 18. Evolución del contenido en carbono inorgánico total según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	55
Tabla 19. Evolución del contenido en fósforo según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	56
Tabla 20. Evolución del contenido en carbonatos según la distancia al río en diferentes fases de restauración.....	57
Tabla 21. Variables edáficas con diferencias significativas analizadas en los objetivos 1 y 2.	58
Tabla 22. Contraste entre hipótesis iniciales y resultados obtenidos para los servicios ecosistémicos del suelo.....	67
Tabla 23. Mediana del porcentaje de fracciones texturales (arena, limo y arcilla) en Cimballa en los años muestreados.....	80
Tabla 24. Mediana del porcentaje de fracciones texturales (arena, limo y arcilla) en Llumes en los años muestreados.....	80

Tabla 25. Mediana del porcentaje de fracciones texturales (arena, limo y arcilla) en Nuévalos en los años muestreados.....	81
Tabla 26. Mediana del porcentaje de la materia orgánica en las distintas localidades en los años muestreados.....	82
Tabla 27. Mediana del porcentaje de la humedad relativa en las distintas localidades en los años muestreados.....	84
Tabla 28. Mediana del porcentaje del carbono total en las distintas localidades en los años muestreados.....	86
Tabla 29. Mediana del porcentaje del nitrógeno total en las distintas localidades en los años muestreados.....	88
Tabla 30. Mediana del porcentaje del fósforo en las distintas localidades en los años muestreados.	90
Tabla 31. Mediana del porcentaje de la conductividad eléctrica en las distintas localidades en los años muestreados.....	92
Tabla 32. Mediana del porcentaje de pH en las distintas localidades en los años muestreados.....	93

1. Introducción

1.1. Los Servicios Ecosistémicos y el Suelo.

El suelo es un elemento clave en los ecosistemas terrestres (Quintas-Soriano et al., 2018). Su buen estado permite funciones como la producción de biomasa o el soporte físico para las actividades humanas. Además, también regula el ciclo hidrológico del agua y el microclima, actúa como una reserva de biodiversidad debido a la gran cantidad de organismos que viven en él, y también actúa como filtro ambiental manteniendo y mejorando la calidad del agua mediante filtrado o intercambios iónicos (Sánchez-Zapata et al., 2022), entre otras funciones más (ver Figura 1). No obstante, se trata de un recurso no renovable que se enfrenta a una presión creciente debido al aumento poblacional y a la intensificación de la agricultura (Quintas-Soriano et al., 2018), incluyendo prácticas agrícolas inadecuadas, urbanización y contaminación. Como consecuencia, cerca del 33% de los suelos del planeta están degradados (González Alcaraz, 2018), lo que ha provocado una degradación acelerada del suelo, manifestada en la pérdida de materia orgánica, emisión de gases de efecto invernadero, uso excesivo de fertilizantes, erosión, contaminación y pérdida de biodiversidad (Quintas-Soriano et al., 2018).



Figura 1. Funciones del suelo. Fuente: FAO, 2015

Esta degradación no solo afecta a las propiedades del suelo, si no que también compromete gravemente su capacidad para proporcionar servicios ecosistémicos clave. Estos servicios se definen como los beneficios e interacciones que los seres humanos obtienen de los ecosistemas (Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005).

Según la clasificación de Ecosistemas del Milenio (Figura 2) agrupa a los servicios ecosistémicos en:

- Servicios de provisión: aquellos bienes materiales que el ecosistema produce. En el caso del suelo, algunos ejemplos serían la producción de alimentos, fibras o materias primas (Sánchez-Zapata et al., 2022).
- Servicios de regulación: aquellos capaces de regular procesos ecológicos esenciales y sostener sistemas vitales a través de ciclos biogeoquímicos y otros procesos biológicos. Estos servicios incluyen la descomposición de residuos orgánicos, la depuración de aguas que atraviesan el suelo o el ciclo hidrológico.
- Servicios de apoyo, definidos como aquellos servicios que son necesarios para la producción de otros servicios. Por ejemplo, servicios físicos, químicos y biológicos de funcionamiento y mantenimiento del propio suelo para que pueda desarrollarse.
- Servicios culturales: beneficios no materiales, por ejemplo recreativo y turístico o espiritual. Como la conservación de restos arqueológicos o el asentamiento de las poblaciones.

Todos ellos pueden tener impacto a nivel local, regional o global, influyendo directamente en el bienestar humano, incluyendo la salud, la seguridad, las relaciones sociales y la calidad de vida (MEA, 2005).

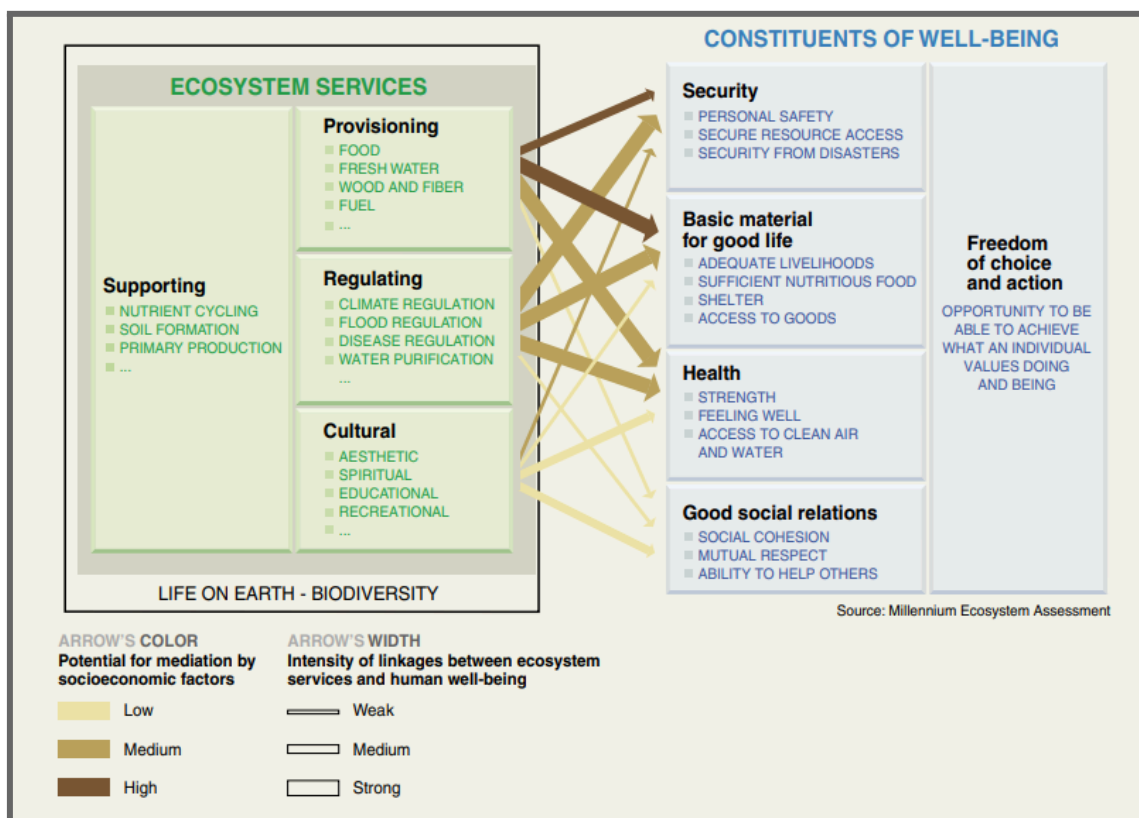


Figura 2. Servicios ambientales de los ecosistemas y cómo afectan en la calidad de vida humana. Fuente: Millennium Ecosystem Assessment

Teniendo en cuenta lo anterior, es importante señalar que los servicios ecosistémicos dependen en gran medida del estado del suelo. El grave declive que sufren los ecosistemas a nivel global ha conllevado también el deterioro de estos servicios. Se estima que en los últimos 50 años se ha producido una pérdida del 60% de los

servicios ecosistémicos a nivel mundial y en España, el 45 % de los evaluados se encuentran degradados o están siendo utilizados de manera insostenible, siendo los servicios de regulación los más afectados (MEA 2005). Esta situación refleja una tendencia preocupante, ya que la pérdida de funcionalidad del ecosistema conlleva también una pérdida directa de beneficios para la sociedad (MEA, 2005).

Por tanto, resulta fundamental considerar no solo el papel estructural y funcional del suelo dentro de los ecosistemas, sino también cómo determinados paisajes contribuyen de una forma esencial a la provisión de los servicios. Entre ellos, destacan las llanuras de inundación, que se estima que contribuyen a más del 25% de los servicios ecosistémicos terrestres (Tockner and Stanford 2002), como los mencionados anteriormente. Además, se consideran paisajes multifuncionales (Christopher et al., 2024) debido a que desempeñan múltiples funciones y albergan distintos tipos de ecosistemas como bosques de ribera, praderas o agroecosistemas. No obstante, también se enfrentan a fuertes presiones antrópicas, como la agricultura intensiva o las grandes infraestructuras, que provocan su degradación ambiental a gran escala (Best, 2019).

Puesto a que los suelos constituyen la base de los ecosistemas terrestres y su estado actual muestra un avanzado proceso de degradación, urge plantear e implementar medidas de restauración ecológica que reviertan esta tendencia. Solo a través de estas acciones será posible recuperar las funciones perdidas y asegurar que los servicios ecosistémicos continúen sosteniendo la calidad de vida y el bienestar humano, tanto en el presente como en el futuro.

1.2. Principios de la Restauración ecológica

Según la Society for Ecological Restoration (SER), la restauración ecológica (RE) se define como el proceso por el cual se promueve la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido. También se puede definir como un proceso de reparación del daño causado por los seres humanos a la diversidad y la dinámica de los ecosistemas (Jackson et al., 1995). En algunos casos, estos impactos en los ecosistemas han sido causados o empeorados debido a causas naturales como incendios o inundaciones, dando lugar a un punto de no retorno, en el cual el ecosistema no puede restablecerse por sí mismo a su estado original, es decir, a su estado antes de la alteración. En este contexto, la RE ha sido reconocida como una herramienta fundamental para revertir la degradación generalizada de los ecosistemas, reponer el capital natural, y garantizar el suministro de bienes y servicios ecosistémicos a la sociedad para su disfrute y aprovechamiento sostenible a medio y largo plazo (Martínez Fernández et al., 2014).

En general, la forma más adecuada de abordar la restauración ecológica es favorecer los procesos de recuperación natural, complementando estos procesos en la medida en que el potencial de recuperación natural esté dañado (SER). Por tanto, un ecosistema se ha recuperado y restaurado cuando contiene suficientes recursos bióticos y abióticos como para continuar su desarrollo sin ayuda o subsidio adicional. Es decir, este ecosistema se podrá mantener tanto estructural como funcionalmente. (SER, 2004).

1.3. La restauración ecológica de los ríos

Los cambios extensivos en la gestión del territorio y las modificaciones de los ríos como presas, canalizaciones, la contaminación de vertidos agrícolas e industriales y extracción masiva del agua, han provocado alteraciones significativas en nuestros sistemas fluviales (Ekka et al., 2020, Chakraborty, 2021, Fernandes et al., 2020). A lo largo de la historia, los **ríos** han sido fundamentales para el desarrollo humano, al proporcionar agua, alimentos y energía, y al albergar una gran diversidad biológica. No obstante, estas intervenciones antrópicas han provocado una progresiva degradación de estos sistemas, rompiendo el equilibrio ecológico original y afectando como consecuencia a las estructuras y funciones del ecosistema fluvial (Ekka et al., 2020). En respuesta a esto, en las últimas décadas se ha documentado un aumento en actividad en la restauración de ríos (Bernhardt et al., 2011), siendo la restauración del hábitat fluvial el enfoque principal de muchos proyectos (Bernhardt & Palmer, 2007).

En este contexto, la degradación de los ríos no solo compromete su biodiversidad, sino también los **servicios ecosistémicos (SE)** que brindan a las comunidades humanas. Estos servicios incluyen la regulación del ciclo hidrológico, la filtración del agua, la estabilidad del suelo y la provisión de hábitats para numerosas especies. No obstante, el cambio en los usos del suelo y la intensificación de actividades humanas han reducido drásticamente su capacidad de proveer estos beneficios, afectando tanto la salud de los ecosistemas como el bienestar humano (MEA, 2005).

Frente a esta problemática, la **restauración ecológica** se ha convertido en una herramienta clave para recuperar la funcionalidad de los ríos y mejorar los servicios ecosistémicos perdidos. Los proyectos de **restauración fluvial** buscan no solo recuperar la estructura natural del cauce, sino también optimizar la calidad del agua, restaurar la conectividad ecológica y mejorar la estabilidad del ecosistema (Bernhardt et al., 2005). Acciones como la rehabilitación de la vegetación riparia y la recuperación de la dinámica fluvial han demostrado ser efectivas para aumentar la resiliencia de los ríos, favoreciendo tanto a la biodiversidad como a las poblaciones humanas que dependen de estos sistemas (Fu et al., 2021).

1.4. El caso del río Piedra

El río Piedra, también denominado en su tramo alto como río de San Nicolás, forma parte de la cuenca del río Jalón, principal afluente del Ebro por su margen derecha (Enguita, n.d.). Desde su origen, recorre territorios de las provincias de Guadalajara y Zaragoza hasta desembocar en el río Jalón, entre las localidades de Castejón de las Armas y Ateca (Figura 32). Tiene una longitud de 76 km y su nacimiento tiene lugar en la localidad de Campillo de Dueñas (Guadalajara), donde diversos cursos de agua como el Arroyo de la Fuente (en Cubillejo de la Sierra), la Rambla Vieja y la Rambla Nueva contribuyen a conformar su caudal inicial.

Su **morfología** responde a la disposición estructural SE-NW propia del Sistema Ibérico, donde predominan las formaciones calcáreas (Comín et al., 2010). A lo largo de su trayecto, el río excava estos materiales carbonatados, lo que unido a la existencia de áreas kársticas genera una notable infiltración subterránea. Esto provoca que, salvo tras episodios de precipitación, el caudal superficial sea prácticamente nulo, especialmente en los tramos altos (Enguita, n.d.). No obstante, a la altura de la localidad de Cimballa, el río se alimenta de diversos manantiales permanentes, entre los que destaca la Balsa de Ojos de Piedra, que aporta un caudal estable estimado en 1.400 litros por segundo (Enguita, n.d.). A partir de este punto, el río mantiene un flujo

regular hacia localidades como Llumes, el Monasterio de Piedra o Nuévalos, donde se ubica el embalse de La Tranquera, hasta su desembocadura en el Jalón. (Miranda Mojica, 2010).

En cuanto a su **orografía**, la cuenca del río Piedra presenta una notable diversidad altimétrica, lo que le confiere una orografía irregular y compleja. Esta variación en el relieve influye directamente en factores como la vegetación, el clima y los usos del suelo a lo largo del territorio.

En cuanto a su **geología**, esta zona presenta una importante presencia de formaciones calcáreas, lo que favorece el desarrollo de procesos kársticos. Por otro lado, la cuenca presenta una gran variedad de hábitats, que se pueden observar en la Figura 33. En el límite sur de la cuenca, concretamente en los términos municipales de Rueda de la Sierra, Molina de Aragón, Campillo de Dueñas y Hombrados, se conservan formaciones boscosas bien estructuradas que requieren suelos profundos y elevada humedad como melojares y quejigares. Sin embargo, en las zonas medias y bajas predominan aquellas adaptadas a condiciones más extremas de sequedad, temperaturas elevadas, alta insolación y suelos pobres (Comín et al., 2010).

Un poco más al norte, debido a que las pendientes se suavizan (Figura 36), el clima es más benigno y los suelos resultan menos pedregosos y de fácil manejo, predominan las grandes extensiones de cultivos de cereal en régimen de secano, ocupando gran parte de la zona alta de la cuenca (Miranda Mojica, 2010). El suelo de esta zona se compone sobre sedimentos arenosos y limosos de origen detrítico y carbonatado del Terciario y Cuaternario (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2010). Sin embargo, en medio de esta zona cerealista aparecen pequeñas fincas abandonadas que han quedado como reductos aislados de vegetación herbácea y arbustiva.

A medida que se desciende hacia la parte media, el relieve se vuelve más irregular, con ondulaciones, pendientes marcadas y algunas llanuras interiores. Aquí, el río comienza a incidir intensamente en la roca caliza, dando lugar a una serie de formaciones kársticas espectaculares como hoces y cañones, especialmente en localidades como Aldehuela de Liestos, Torralba de los Frailes y Nuévalos. En esta zona también se alcanzan algunas de las mayores pendientes (Figura 36), especialmente en el noreste de la cuenca y muestra un paisaje profundamente modelado por la erosión.

En cuanto al uso del suelo, debido a que esta zona presenta un terreno abrupto, la superficie agrícola se reduce a pequeñas áreas que tienen poca pendiente, repartidas entre grandes extensiones de bosques endémicos de frondosas, matorral y repoblaciones de coníferas. Es en esta zona, donde se localiza el Páramos del Alto Jalón, un acuífero que cuenta con una superficie de 2.295 km² (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2010) por el que circula el agua subterránea que descarga en la zona media de la cuenca a través de manantiales como los Ojos de Cimballa y el entorno del Monasterio de Piedra, como el embalse de la Tranquera (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2010). Asimismo, en su sector sureste recibe aportes del acuífero de Gallocanta. Su función es clave en el régimen hidrológico del río Piedra, al mantener caudales estables y recoger escorrentías superficiales, algunas de las cuales pueden transportar contaminantes de origen agrícola o urbano (Miranda Mojica, 2010). También abastece al embalse de La Tranquera, Calatayud y los regadíos del Jalón. (Comín et al., 2010).

En la parte baja, el relieve se suaviza progresivamente hasta llegar a los fértiles valles fluviales del norte, donde el río Piedra desemboca en el río Jalón a una altitud de 589 metros. La zona media-baja está marcada por altiplanos atravesados por la red de

drenaje del río, que se apoya principalmente en depósitos aluviales. También predominan las laderas de orientación norte, lo que influye en la radiación solar incidente que recibe la superficie y en las condiciones microclimáticas locales (Comín et al., 2010).

En cuanto al **relieve**, este se vuelve nuevamente accidentado, y la cubierta vegetal cambia; el bosque que predomina en la zona media desaparece en gran parte y da paso a un mosaico de pastizal y matorral de baja productividad, debido a la escasa profundidad del suelo y al afloramiento frecuente de la roca madre. Sin embargo, la vegetación forestal que permanece se concentra principalmente en el este y noreste de esta zona, en forma de pinares de repoblación con distintos grados de desarrollo. Por otro lado, el cultivo de frutales de secano, principalmente almendros, se localizan en una pequeña subcuenca al noroeste, donde las pendientes son más suaves y los suelos más profundos.

Existe un aprovechamiento relativamente escaso de agua subterránea a través de pozos para abastecimiento de poblaciones y también escaso para regadío, que, mayoritariamente tiene lugar a partir de derivaciones de caudales de los ríos realizadas en forma de azud fijo o barrera (tajadera) móvil. Una de estas derivaciones a través de un canal se aprovecha para producción hidroeléctrica en la central (salto) de la Requijada. Además, en esta zona se encuentra el embalse de La Tranquera, que permite la regulación y distribución de caudales para el riego y el abastecimiento urbano, especialmente a la ciudad de Calatayud. Este embalse, junto a otro más pequeño situado en la cabecera del arroyo Ortiz (Abanto), también se utiliza para los mismos fines, aunque se utilizan también para actividades recreativas.

Por otro lado, resulta destacable la particular **composición química** de las aguas del río Piedra, las cuales presentan una mineralización elevada y una dureza media, derivada principalmente del contenido en carbonato cálcico. Al emerger a la superficie, este compuesto se precipita y deposita sobre las superficies con las que entra en contacto, generando formaciones calcáreas que progresivamente petrifican el entorno. Esta propiedad singular dio origen a la denominación del río, bautizado por los monjes del Monasterio de Piedra en alusión a su capacidad “endurecedora” (Enguita, n.d.).

En cuanto a su **climatología**, la cuenca del río Piedra presenta una temperatura media anual de 11,4 °C, con mayores temperaturas en las zonas bajas y más frías en las zonas elevadas debido a la orografía. Las precipitaciones se concentran principalmente en mayo, con precipitaciones mínimas en agosto, febrero y marzo. Por lo general, son las estaciones meteorológicas de la parte baja de la cuenca las que en mayor número de ocasiones registran una pluviometría mensual nula. La precipitación media anual ronda los 500 mm, siendo más abundantes en el sur y suroeste de la cuenca (zonas altas) y escasas en el norte, hacia la desembocadura en el Jalón. La diferencia pluviométrica entre las zonas más húmedas y más secas es de 297,5 mm/año. (Miranda Mojica, 2010).

Por otro lado, la **evapotranspiración potencial (ETP)** es mayor en el entorno del embalse de La Tranquera y en la desembocadura, con una amplitud de 223,6 mm/año. El **balance hídrico** anual de la cuenca presenta valores negativos, siendo más acentuados en el norte, donde las precipitaciones son escasas. En cambio, en el sur, esta deficiencia resulta menos significativa gracias a una mayor pluviosidad y a la altitud del terreno (Comín et al., 2010).

1.5. Problemática ambiental del Río Piedra

El río Piedra, desde hace décadas, ha estado sometido a una intensa presión antrópica que ha provocado una degradación progresiva de su estructura y funcionalidad ecológica. Según el análisis realizado en la cuenca del Piedra antes de realizar las actuaciones de restauración ecológica (Comín et al., 2010), se evidencia la existencia de múltiples presiones derivadas principalmente del cambio de uso del suelo, la actividad agrícola, la regulación de los flujos hídricos, la urbanización desordenada en zonas de ribera y la expansión de infraestructuras que alteran la conectividad ecológica del río.

Una de las transformaciones más relevantes en el territorio ha sido el cambio de uso del suelo, donde antiguos espacios naturales han sido progresivamente sustituidos por superficies agrícolas, tanto de secano como de regadío. A ello se suma el uso sistemático de fertilizantes y biocidas, la ocupación de los márgenes fluviales por núcleos urbanos y la creciente presión sobre los recursos hídricos mediante la derivación de caudales superficiales y la extracción de aguas subterráneas destinadas al riego y al consumo poblacional. Estas presiones responden principalmente a un modelo de gestión enfocado en la explotación de los recursos naturales con fines productivos y en garantizar el suministro de servicios esenciales, como el abastecimiento de agua potable.

Sin embargo, este modelo ha generado múltiples impactos ambientales significativos, como la contaminación de acuíferos, aguas superficiales y subterráneas derivados del uso de nutrientes agrícolas y ganaderos, la erosión del suelo, la pérdida de hábitats y biodiversidad y una creciente homogeneización del paisaje. Además, la alteración de la morfología fluvial y la proliferación de infraestructuras como presas y azudes han fragmentado el sistema hídrico, interrumpiendo su conectividad natural.

Debido a esta serie de impactos, se declaró que los ecosistemas del Río Piedra estaban en un estado degradado en algunas zonas (Comín et al., 2010). Entre los elementos observados se encuentran: erosión en laderas de repoblaciones y excesiva escorrentía por drenajes laterales de las plantaciones, pérdida de masa forestal por incendios, campos agrícolas en labor secano sin suelo bien constituido y de bajo crecimiento de cereal, campos de frutales con suelos en procesos erosivos, hábitats riparios transformados por cambio de uso del suelo, hábitats de cauce fluvial transformados por acumulación de limos, falta de diversidad hábitats fluviales en tramos regulados, etc.

A su vez, esta situación compromete seriamente la prestación de servicios ecosistémicos fundamentales como la regulación hídrica, la formación y fertilidad del suelo, el almacenamiento de carbono, o el soporte a la biodiversidad. Lo que justifica la necesidad de abordar intervenciones de restauración ecológica que permitan recuperar la estructura y función de los ecosistemas fluviales y suelos asociados.

Estas acciones fueron aplicadas a lo largo de distintos tramos del río, concretamente en las localidades de Cimballa, Llumes y Nuévalos. Todas ellas tienen como objetivo reactivar los procesos ecológicos esenciales con diversas estrategias de restauración que incluyen acciones de información y concienciación social, cambio en el uso del suelo y en las prácticas agrícolas hacia modelos más sostenibles, recuperación de tramos fluviales mediante restauración morfológica integral, y establecimiento de corredores ecológicos y llanuras de inundación. En los siguientes apartados se detallarán las características de dichas restauraciones y las técnicas aplicadas en cada área de estudio.

1.6. Justificación del estudio

Las actuaciones de restauración llevadas a cabo desde el 2010 en el río Piedra constituyen un avance notable hacia la recuperación de la funcionalidad ecológica del sistema fluvial. Sin embargo, su impacto sobre un componente clave como es el suelo no ha sido evaluado de forma sistemática. Como hemos visto anteriormente, el suelo desempeña un papel fundamental en la provisión de servicios ecosistémicos, como la retención y el ciclo de nutrientes, el almacenamiento de carbono y la estabilidad estructural del ecosistema. Evaluar su estado a corto y largo plazo tras la restauración es esencial para entender si se están restableciendo correctamente las funciones ecológicas que se pretendían recuperar.

1.7. Objetivos del estudio.

Este Trabajo de Fin de Grado se plantea como una oportunidad para analizar y evaluar, de forma crítica y cuantitativa, la efectividad de las actuaciones de restauración ecológica y su repercusión en las propiedades fisicoquímicas del suelo y los servicios ecosistémicos que este proporciona.

Con el fin de abordar esta evaluación, se plantean los siguientes objetivos específicos:

1. Analizar los cambios temporales en las propiedades del suelo y los servicios ecosistémicos que proporcionan entre las tres fases clave del proceso de restauración ecológica (antes de la restauración, a corto plazo y a largo plazo después de la restauración).
2. Examinar la distribución espacial de los servicios ecosistémicos del suelo en función de la distancia al cauce fluvial comparando dos métodos de restauración ecológica.

A través del desarrollo de estos objetivos, se busca generar conocimiento aplicable tanto a este caso de estudio concreto como al diseño de futuras estrategias de restauración y gestión sostenible en ecosistemas fluviales mediterráneos sometidos a presión antrópica.

Cabe señalar que el segundo objetivo planteado en la propuesta inicial se formulaba como “Examinar la distribución espacial de las variables edáficas en función de la distancia al cauce fluvial en cada fase de restauración ecológica”. No obstante, durante el desarrollo del trabajo se consideró más adecuado reformularlo como “Examinar la distribución espacial de los servicios ecosistémicos del suelo en función de la distancia al cauce fluvial comparando dos métodos de restauración ecológica”. Este ajuste no supone un cambio en el propósito del objetivo, sino un matiz en el enfoque de análisis: en lugar de diferenciar únicamente por localidades, se ha optado por agruparlas según el tipo de método de restauración aplicado (Llumes y Cimballa frente a Nuévalos), lo cual permite integrar de forma más clara la comparación entre actuaciones y vincular directamente los resultados con los servicios ecosistémicos asociados al suelo.

En este contexto, las hipótesis de partida son:

1. Esperamos que la restauración ecológica aumente el porcentaje de materia orgánica del suelo debido a la revegetación de la ribera, así como que se mejore la textura del suelo, de forma que sea más equilibrada con el tiempo.
2. El pH se espera que tienda a valores más neutros, como indicador de una mayor estabilidad biogeoquímica del sistema.
3. En cuanto a los nutrientes, esperamos un incremento en los contenidos de carbono, nitrógeno y fósforo en los primeros años tras la restauración, debido a la incorporación de materia orgánica, el establecimiento de vegetación y el aumento de la actividad microbiana en el suelo, para posteriormente estabilizarse o incluso disminuir por procesos de absorción vegetal o reciclado.
4. La humedad del suelo también se espera que aumente en aquellas zonas donde se hayan habilitado llanuras de inundación funcionales, lo que favorecería la retención de agua y el desarrollo de procesos edáficos ligados a condiciones más húmedas.
5. Las variables edáficas también mostrarán diferencias entre las fases del estudio: mayores diferencias entre pre-restauración y post-tardío que entre pre y post-reciente.

2. Área de estudio

Este trabajo se ha desarrollado en tres zonas de estudio:

Cimballa, ubicada en el tramo medio del río Piedra, justo donde el cauce fluvial muestra caudal permanente a lo largo del año. En esta localidad se actuó sobre un tramo total de 434,4 metros, ubicados en la margen derecha del río Piedra desde el puente del molino al puente de la piscifactoría. Las actuaciones de restauración en este tramo se centraron en la eliminación de motas, el reperfilado y la revegetación de la ribera.



Figura 3. Zona de actuación en Cimballa. Fuente: Elaboración propia.

Llumes, perteneciente al municipio de Monterde, es la siguiente localidad aguas abajo del río Piedra. En esta localidad se actuó sobre un tramo total de 445,4 metros, ubicados en la margen derecha del río Piedra desde el punto UTM (Zona 30T, E: 601872.8 m, N: 4554179.6 m) hasta el punto UTM (Zona 30T, E: 601741.3 m, N: 4553759.0 m), en el sistema de referencia ETRS89. Las actuaciones de restauración en este tramo se centraron en la eliminación de motas, el reperfilado y la revegetación de la ribera.

Cabe destacar que en ambas localidades (Cimballa y Llumes), una parte de las parcelas muestreadas se situaban sobre antiguos terrenos agrícolas, previamente expuestos a prácticas de fertilización. Este antecedente podría condicionar los niveles iniciales de nutrientes del suelo, como el fósforo y el nitrógeno.



Figura 4. Zona de actuación en Llumes. Fuente: Elaboración propia.

Nuévalos, es el núcleo ubicado justo antes del embalse de la Tranquera en el tramo medio del río Piedra. En esta localidad se actuó sobre un tramo total de 384,6 metros, ubicados en la margen derecha del río Piedra, desde el punto UTM (Zona 30T, E: 601242.44 m, N: 4562688.84 m) hasta el punto UTM (Zona 30T, E: 601351.64 m, N: 4562341.79 m), en el sistema de referencia ETRS89. En este caso, las actuaciones estuvieron vinculadas a la regulación de avenidas creando un cauce secundario y a la recuperación del bosque de ribera mediante el desbroce de zarzas.

En conjunto, todas las actuaciones de restauración se describen con mayor detalle en el apartado 3.3.

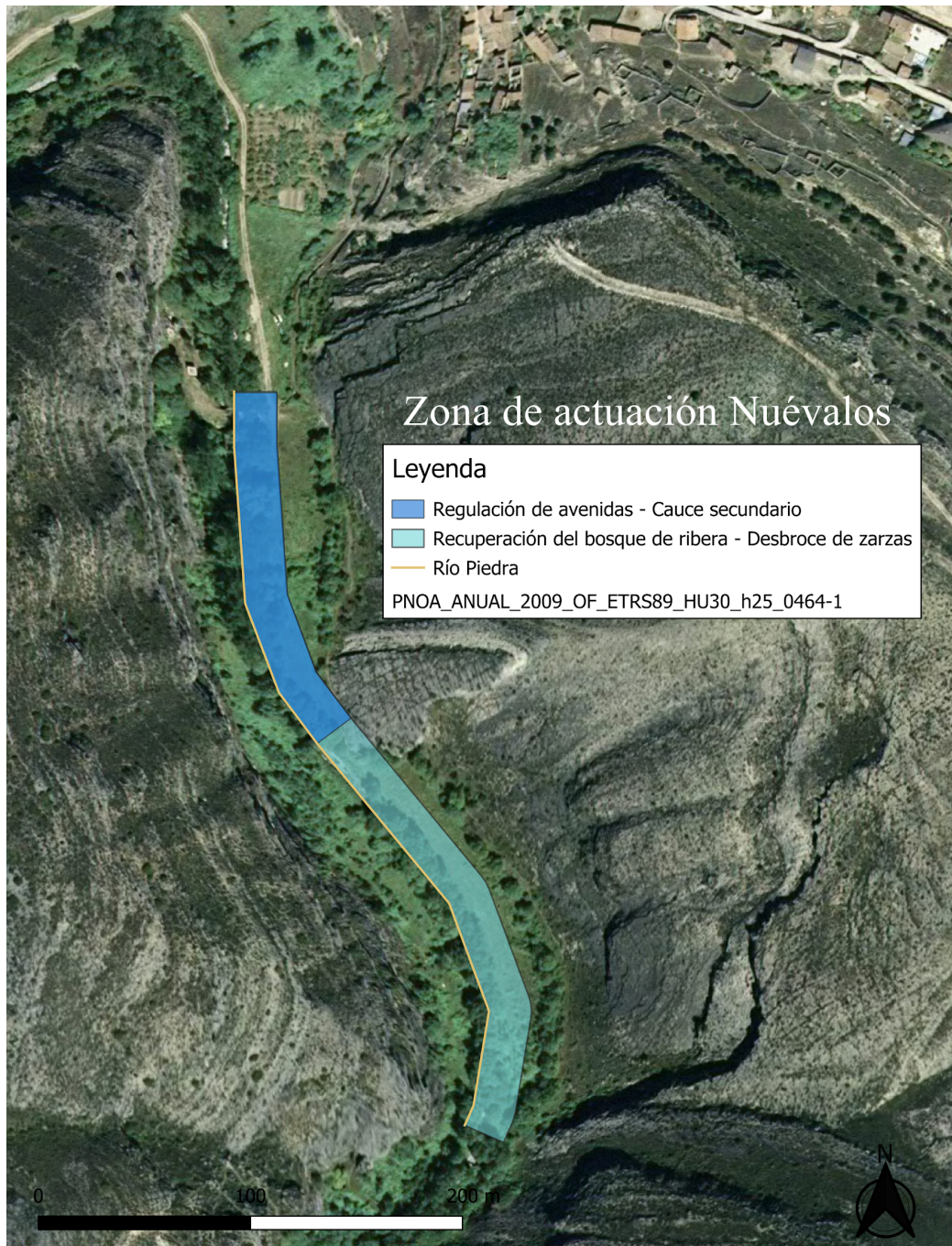


Figura 5. Zona de actuación en Nuévalos. Fuente: Elaboración propia.

3. Metodología

Para llevar a cabo este trabajo, se han utilizado datos proporcionados por el Instituto Pirenaico de Ecología (IPE) del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) a través de la directora del presente trabajo, la Dra. María Felipe Lucia.

En cada una de las localidades de estudio se establecieron 3 parcelas y en cada una de ellas 3 transectos perpendiculares al cauce del río con una separación de 25 metros entre ellos. Se tomó una muestra de suelo a 1 m, 5 m y 15 m del río a lo largo de cada transecto.

Los muestreos tuvieron lugar en septiembre de 2010, julio de 2011, julio de 2012, julio de 2013, mayo de 2023 y mayo de 2024.

En el caso del servicio de **formación del suelo**, se registró la profundidad de la capa de materia orgánica (medida en cm) con una cinta métrica excluyendo la hojarasca en los primeros 10 cm del horizonte superficial como indicador.

Para la **fertilidad del suelo**, en cada punto se recogió 500 g de suelo diferenciando entre la capa superficial (0-10) y la profunda (10-20 cm), que posteriormente fue secado (48 h a 60 °C), tamizado y molido. La materia orgánica total fue analizada utilizando el protocolo LOI (pérdida por ignición, Nelson y Sommers, 1996) y se utilizó el valor medio (como porcentaje en peso del suelo).

En cuanto al **ciclo de nutrientes**, se analizó el contenido de Nitrógeno Total como indicador de este servicio. Para ello, se utilizaron las mismas muestras de suelo recogidas para el análisis de materia orgánica, se analizaron con el método Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) y se usaron los valores promedio para el análisis.

Además, se analizaron otras propiedades edáficas a partir de las mismas muestras recolectadas, como el pH del suelo, la conductividad eléctrica (CE), la humedad gravimétrica, el fósforo disponible (P de Olsen), la densidad aparente y la textura del suelo. El pH, la conductividad eléctrica y la humedad se determinaron mediante métodos estándar. El fósforo disponible se analizó mediante el método colorimétrico con ácido ascórbico (Watanabe y Olsen, 1965), y la densidad aparente se calculó a partir del volumen del cilindro y el peso del suelo seco. Por último, la textura del suelo se obtuvo mediante difracción láser con el equipo Coulter Mastersizer 2000 (Taubner et al., 2009).

Con el fin de relacionar los indicadores analizados con su función ecológica, en la Tabla 1 se muestra una clasificación de los principales indicadores para cada servicio ecosistémico, aunque algunas variables pueden contribuir a varios servicios, como se indica en la discusión.

Tabla 1. Servicios ecosistémicos analizados, sus indicadores y años de muestreo. Fuente: elaboración propia.

Servicio Ecosistémico	Indicador principal	Años muestreados
Fertilidad del suelo	Contenido en Materia Orgánica	2010-2024
Ciclo de Nutrientes	Contenido de Nitrógeno Total	2010, 2012, 2013, 2023 y 2024
	Contenido en Fósforo	2010, 2011, 2012, 2023 y 2024.
	Carbono Orgánico Total	2010, 2012, 2013, 2023 y 2024
Regulación hídrica	Contenido en humedad relativa	2010-2024
Estructura del suelo	Textura del suelo	2010, 2013, 2023 y 2024
	Densidad aparente	2024
Calidad del suelo	pH	2013, 2023 y 2024
	Conductividad eléctrica	2013, 2023 y 2024

Los datos fueron inicialmente tratados en Microsoft Excel, donde se organizaron y se clasificaron por años (2010, 2011, 2012, 2013, 2023 y 2024), antes de ser importados al entorno estadístico RStudio.

En cuanto a la definición de los periodos de análisis, la fase pre-restauración correspondió a los años 2010 en Llumes y Cimballa y 2011 en Nuévalos, coincidiendo con el momento previo a las actuaciones en cada localidad. La fase post-restauración reciente se estableció en 2013, al situarse en un punto intermedio temporal: habían transcurrido tres años desde la restauración en Llumes y Cimballa (2010-2013) y dos en Nuévalos (2011-2013), lo que permitía esperar cambios iniciales en las propiedades del suelo tras las actuaciones. Finalmente, la fase post-restauración tardía se identificó con los años 2023 y 2024, que corresponden a las campañas de muestreo más recientes disponibles.

Cabe destacar que no se disponía de información homogénea para todas las variables ni para todas las localidades en todos los años. Esta heterogeneidad en los datos supuso una limitación a la hora de realizar comparaciones directas, pero al mismo tiempo refleja la realidad del proceso de restauración y del propio diseño experimental del estudio.

3.1. OBJETIVO 1: Análisis temporal de los servicios ecosistémicos en las distintas fases de restauración

Para abordar el primer objetivo del estudio, se realizó una comparación de distintas **variables fisicoquímicas** del suelo entre tres momentos clave del proceso de restauración ecológica: la fase pre-restauración, la fase post-restauración reciente y la fase post-restauración tardía.

Para cada variable numérica se aplicó un procedimiento automatizado que evaluaba primero la normalidad de los datos en cada fase temporal utilizando `shapiro.test()`. Según el resultado, se escogía entre un ANOVA (función `aov()`) si se asumía normalidad en todas las fases, o un test no paramétrico de Kruskal-Wallis (`kruskal.test()`) en caso contrario. La elección correcta en la prueba es fundamental, ya que garantiza una interpretación precisa de los resultados y mejora la validez de las conclusiones obtenidas en el contexto del estudio (Flores-Ruiz et al., 2017).

Si el p-valor obtenido en el test global fue inferior a 0,05, se consideró que existían diferencias significativas entre las fases temporales. En estos casos, se procedió a realizar un análisis post-hoc para identificar entre qué pares de fases se producían dichas diferencias. Cuando se había aplicado el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, se utilizó el test de Dunn con corrección de Bonferroni, mediante la función `dunn.test()`. En cambio, si los datos seguían una distribución normal y se había realizado un ANOVA, se aplicó el test de Tukey (Tukey HSD), el cual es el método más habitual para comparar medias entre grupos en este tipo de análisis.

Este procedimiento permitió identificar en qué variables ha habido cambios significativos a lo largo del proceso de restauración, y en qué momento se producen dichos cambios.

Para complementar el análisis estadístico y facilitar la interpretación de los resultados, se elaboraron gráficos de cajas con el paquete `ggplot2` (Wickham, 2016) para las variables que presentaron diferencias significativas entre periodos. Estos gráficos permiten visualizar la distribución de los datos y comparar la evolución de cada variable a lo largo de las tres fases temporales: pre-restauración, post-reciente y post-tardío.

Finalmente, en el caso de las variables texturales (arena, limo y arcilla), se empleó el triángulo textural del USDA como herramienta complementaria para clasificar la textura del suelo a partir de los resultados obtenidos. Esta clasificación sirvió de apoyo a la interpretación de los resultados y a la descripción de las diferencias entre las distintas fases de restauración.

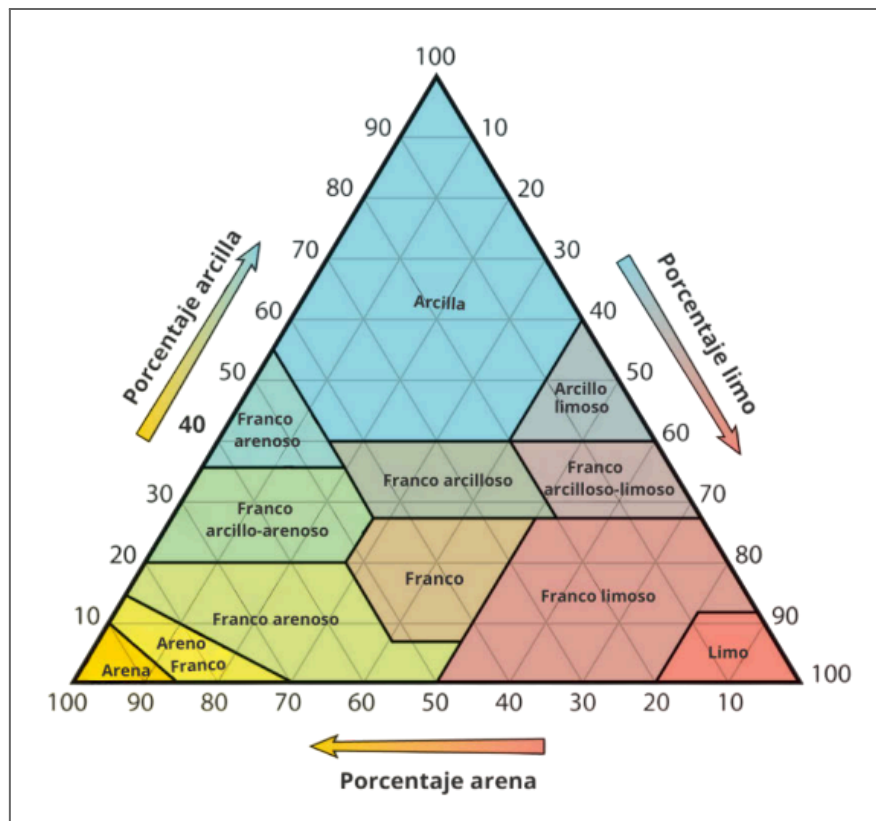


Figura 6. Triángulo de texturas del suelo. Fuente: Soil Science Society of America (s.f.). *Soil Texture Analysis*

3.2. OBJETIVO 2: Análisis espacial de los servicios ecosistémicos según el método de restauración empleado

Para abordar el segundo objetivo del trabajo, se realizó un análisis espacial que evalúa el efecto de la **distancia al río** sobre cada variable edáfica, diferenciando entre tres fases de restauración: pre-restauración, post-reciente y post-tardío.

Las categorías espaciales en este método se definieron inicialmente como: cerca (1 m, encima de la mota), medio (10 m, justo detrás de la mota) y lejos (15 m, al final de la llanura de inundación). Sin embargo, durante el periodo post-restauración, al haberse eliminado la mota en este método, se creó una nueva ribera de entre 5 y 10 metros de ancho. En esta nueva configuración, las distancias se redefinieron como: cerca (junto a la orilla), medio (a mitad de ribera) y lejos (al final de la ribera).

Para ello, se calcularon las medianas de cada variable mediante el paquete dplyr (Wickham et al., 2023) para cada combinación de periodo y distancia al río, con el objetivo de interpretar cuantitativamente los patrones observados en los gráficos. Estas medianas se presentan en tablas individuales por variable.

Para evaluar si las diferencias observadas entre las posiciones cerca, medio y lejos respecto al río dentro de cada uno de los periodos de restauración (pre, post-reciente,

post-tardío) eran estadísticamente significativas, se aplicaron dos tipos de pruebas en función de la distribución de los datos:

- Cuando la variable presentaba una distribución normal (evaluada previamente mediante `shapiro.test()`), se aplicó un ANOVA (`aov()`).
- En el resto de casos, se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis (`kruskal.test()`), más adecuado para datos no normales o con varianzas heterogéneas.

Cuando el resultado del test global indicaba diferencias significativas ($p < 0,05$), se procedió a un análisis post-hoc más detallado. Para ello, se aplicaron nuevamente los test de Dunn o Tukey, en función de la normalidad de los datos, tal y como se expone en el Objetivo 1. Esto permitió identificar entre qué grupos (cerca, medio, lejos) existían diferencias significativas y cuál de ellos presentaba valores mayores para cada variable.

3.3. Restauraciones previas en el río Piedra

Para mitigar los impactos mencionados anteriormente, se han llevado a cabo distintos tipos de intervenciones de restauración ecológica a lo largo del río Piedra, clasificadas en dos enfoques distintos: el Método 1 en Llumes y Cimballa, y el Método 2 en Nuévalos. A continuación, se presentan las características principales de cada intervención.

3.3.1. Método 1: Eliminación de mota, reperfilado y revegetación de la ribera

Estas actuaciones han estado enfocadas en recuperar la conectividad hidrológica y la estructura del cauce, así como en la rehabilitación del bosque de ribera. Estas actuaciones se realizaron en el año 2010 en las localidades de Llumes y Cimballa e incluyen:

- Ampliación del cauce: Para ello, se realizó un reperfilado de las orillas y del perfil transversal del cauce suavizando las pendientes. Después se cubrieron con mantas orgánicas para proteger las orillas de la erosión y exposición solar, favoreciendo a su vez la colonización de la vegetación palustre. En la base de las orillas se colocaron biorrollos cubiertos de tierra formando un escalón de 30-40 cm para posteriormente plantar vegetación (lirios y juncos). En la orilla opuesta, se colocaron linealmente empalizadas compuestas de entramados de ramas de sauce y otros sistemas de sujeción del talud. Estas estructuras, de aproximadamente 50-60 metros de longitud, se instalaron con una separación de 4 metros entre sí y se clavaron 1,5 metros en el fondo del cauce, en la base de la orilla. Cada empalizada se formó con estaquillas de sauce de unos 3 metros de altura y 15 cm de diámetro, dispuestas de forma vertical. Entre estas se entrelazaron ramas de chopo, colocadas de forma perpendicular al talud, con una longitud de entre 6 y 10 metros y un diámetro mínimo de 15 cm, reforzando así la estructura. El espacio entre la empalizada y la orilla se rellenó con el material resultante del reperfilado del talud, aprovechando los movimientos de tierra ya realizados. Siempre que fue posible, se utilizaron materiales del entorno, provenientes de podas y claros selectivos en zonas donde el bosque de ribera presentaba un buen estado de conservación.

- Recuperación del bosque de ribera en las zonas donde se habían realizado el reperfilado de las orillas, mediante la plantación de especies riparias, formando así un gradiente ecológico, acorde con su distribución espacial natural más frecuente. Aunque se respetó ese patrón de zonificación, los individuos de cada especie se plantaron de forma irregular, imitando una disposición más natural y favoreciendo la heterogeneidad estructural del hábitat.

En la franja más cercana al cauce (entre 0 y 5 metros desde la orilla), se plantó la especie *Salix sp.*, adaptada a condiciones de mayor humedad y sujeta a posibles inundaciones. En una zona más exterior (hasta los 10 metros), se introdujeron especies como *Populus alba*, *Populus nigra*, *Fraxinus angustifolia*, *Ulmus minor* y *Juglans regia*, más propias de suelos con menor saturación y que aportan diversidad al estrato arbóreo del bosque de ribera.

Por último, se realizaron mantenimientos en aquellas zonas donde la restauración no avanzaba adecuadamente, con acciones como la replantación de vegetación en áreas donde no había arraigado bien. Además, en el año 2011 se realizó un riego en las zonas plantadas para mejorar su crecimiento. Posteriormente, se realizaron varias campañas de seguimiento durante años posteriores a la intervención, analizando distintas variables del entorno para evaluar su evolución.

3.3.2. Método 2: Desbroce y regulación de avenidas

Este método se aplicó en la localidad de Nuévalos, en el tramo aguas abajo del Monasterio de Piedra. Las actuaciones se realizaron en el año 2011 y se centraron en:

- Recuperación del bosque de ribera: se desbrozaron las zarzas existentes en un tramo de la llanura de inundación del río Piedra, lo que permitió que las especies autóctonas de ribera como *Ulmus minor* pudieran desarrollarse en forma de bosque.
- Regulación de avenidas, con el objetivo de favorecer la inundación en la llanura de inundación en episodios de crecida del río. Para ello, se restauró un canal de desagüe que conecta directamente con el cauce del río y permite la evacuación de agua cuando este supere en unos 100 cm su nivel habitual. Este canal se orientó de forma perpendicular al cauce para minimizar riesgos de obstrucción, funcionando como vía de escape durante las crecidas. Se estimó que la zona inundable abarca una superficie de unos 2.000 m². Dentro de esta llanura, se construyó una isla interior de aproximadamente 200 m², elevada unos 100 cm por encima del nivel de la llanura.

Un año después de las actuaciones, se llevaron a cabo trabajos de mantenimiento para reparar los posibles daños causados por la corriente del agua y corregir pequeños defectos derivados de la propia intervención. Estas tareas incluyeron la preparación del terreno, la replantación de vegetación y la revisión de los movimientos de tierra realizados. Además, se desarrollaron campañas de seguimiento durante los años siguientes, mediante observaciones, mediciones y análisis de muestras, con el objetivo de evaluar la evolución del ecosistema restaurado.

4. Resultados.

4.1. Análisis de las variables del suelo entre las distintas fases de restauración.

Para evaluar el impacto de las restauraciones ecológicas sobre las propiedades del suelo, se realizó un análisis comparativo entre tres momentos temporales: el periodo **pre-restauración** (año 2010 para Cimballa y Llumes; 2011 para Nuévalos), el **post-reciente** (2013 para las tres localidades) y el **post-tardío** (2023 para Cimballa y Llumes; 2024 para Nuévalos).

A continuación, se presentan únicamente aquellas variables que han mostrado diferencias estadísticamente significativas entre los periodos pre-restauración, post-restauración reciente y post-restauración tardía. Los resultados obtenidos muestran diferencias significativas en la mayoría de las variables analizadas (Tabla 2). Las variables sin diferencias significativas (Fósforo, Carbono orgánico total, Carbono inorgánico total, Azufres totales y Densidad aparente) no se han incluido en la tabla ni en el análisis posterior, con el fin de centrar la interpretación en aquellos parámetros donde se han detectado efectos significativos a las intervenciones realizadas.

Tabla 2. Tabla resumen de los resultados del análisis estadístico de las variables edáficas entre los periodos pre-restauración, post-reciente y post-tardío. Fuente: elaboración propia.

Se indican el tipo de test utilizado (ANOVA o Kruskal-Wallis), el valor p obtenido, el nivel de significancia (***) $p < 0.001$; ** $p < 0.01$; * $p < 0.05$) y las comparaciones significativas entre fases mediante el test de Dunn o Tukey, especificando la dirección del efecto ($X > Y$).

Variable	Test	p_value	Significancia	Post_Hoc	Resultado
Arcilla (%)	Kruskal-Wallis	0.0000	***	Dunn	post_reciente < post_tardio post_tardio > pre
Arena (%)	Kruskal-Wallis	0.0003	***	Dunn	post_reciente < pre post_tardio < pre
Limo (%)	ANOVA	0.0000	***	Tukey	post_reciente > post_tardio post_reciente > pre post_tardio < pre
Materia Orgánica (%)	Kruskal-Wallis	0.0201	*	Dunn	post_reciente > post_tardio
Humedad Relativa (%)	Kruskal-Wallis	0.0000	***	Dunn	post_reciente < post_tardio post_tardio > pre
Carbono Total (%)	Kruskal-Wallis	0.0000	***	Dunn	post_reciente > pre post_tardio > pre

Nitrógeno Total (%)	Kruskal-Wallis	0.0000	***	Dunn	post_reciente > pre post_tardio > pre
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Kruskal-Wallis	0.0027	**	Dunn	post_reciente < post_tardio
Carbonatos (%)	Kruskal-Wallis	0.0379	*	Dunn	post_reciente < post_tardio
pH	Kruskal-Wallis	0.0000	***	Dunn	post_reciente < post_tardio

4.1.1. Textura del suelo.

Comenzando por la textura del suelo, se detectaron cambios significativos en las tres fracciones analizadas: arcilla, limo y arena.

En el caso de la fracción arcilla, se observa que su contenido no aumentó inmediatamente tras la restauración (ya que no hay diferencias significativas entre pre y post-reciente), pero sí se incrementó de forma progresiva con el paso del tiempo (post-reciente < post-tardío), alcanzando en el periodo post-tardío valores significativamente superiores a los registrados antes de la intervención. Esta evolución indica que los efectos de la restauración sobre esta fracción textural se manifiestan a largo plazo.

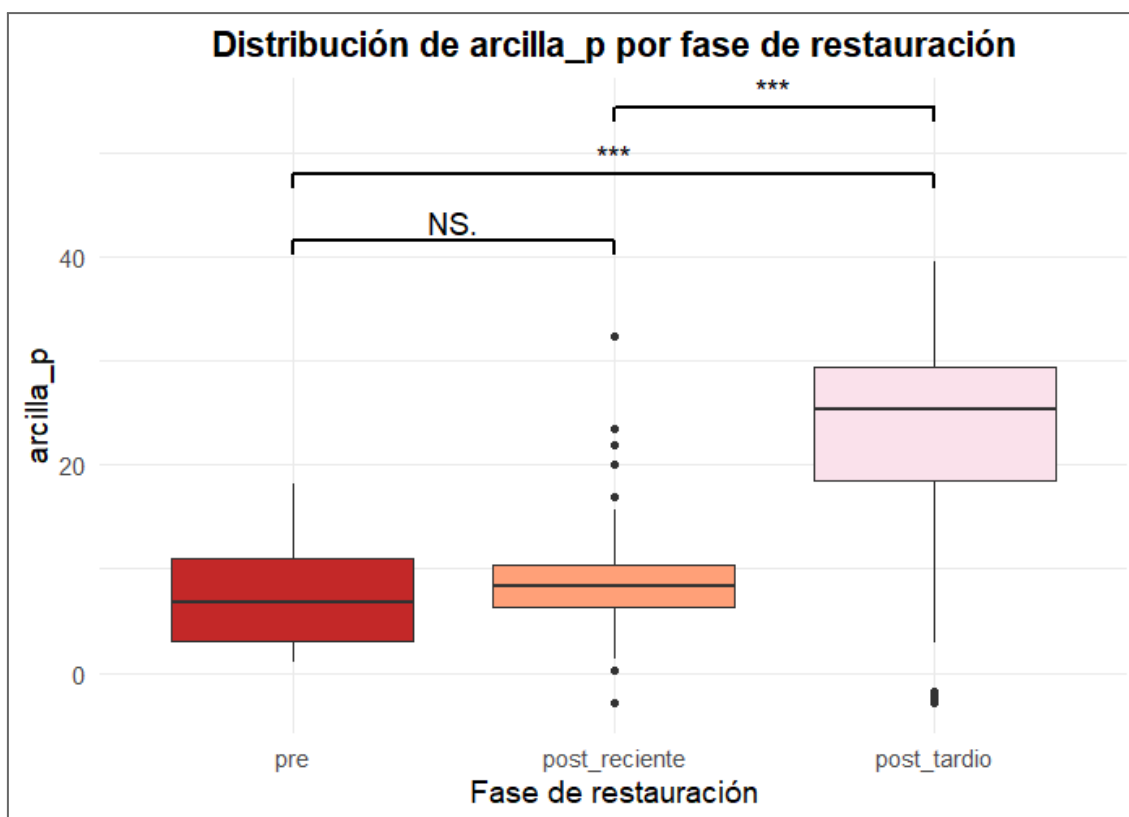


Figura 7. Distribución de la variable arcilla (%) por fase de restauración. Fuente: elaboración propia.

Los asteriscos indican el nivel de significancia estadística: ** $p < .001$; * $p < .01$; $p < .05$; ns = no significativo ($p \geq .05$).

En cuanto a la arena, tanto en el post-reciente como en el post-tardío, su valores fueron significativamente menores que en el periodo pre-restauración (post_reciente < pre; post_tardío < pre). Esto indica que, tras la intervención, se produjo una reducción sostenida en el contenido de arena en el suelo a lo largo del tiempo, siendo esta disminución ya apreciable en los primeros años posteriores a la restauración y manteniéndose en el periodo tardío.

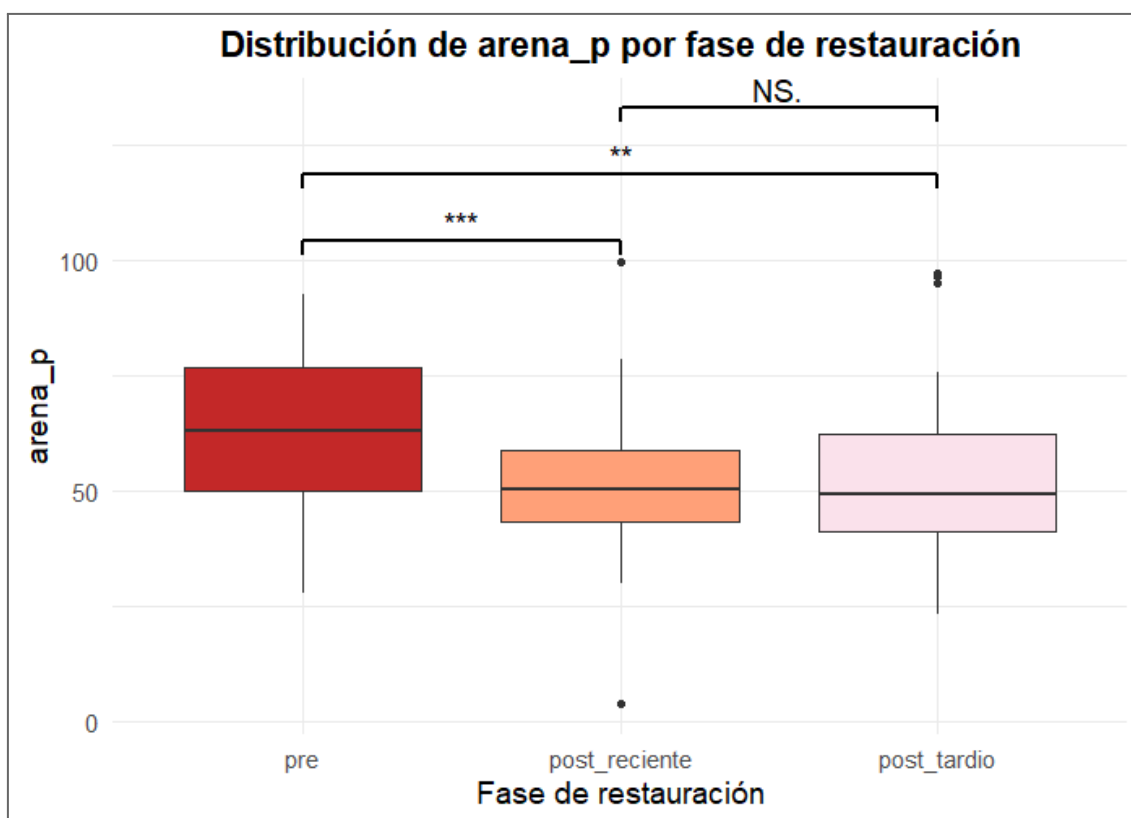


Figura 8. Distribución de la variable arena(%) por fase de restauración. Fuente: elaboración propia.

Los asteriscos indican el nivel de significancia estadística: ** $p < .001$; * $p < .01$; $p < .05$; ns = no significativo ($p \geq .05$).

El contenido de limo fue significativamente mayor en el post-reciente en comparación tanto con el post-tardío (post_reciente > post_tardío) como con el periodo pre-restauración (post_reciente > pre). Por el contrario, en el post-tardío fue menor que en el periodo pre (post_tardío < pre). Esta evolución refleja una oscilación en los valores de limo a lo largo del tiempo, con un aumento inicial tras la restauración seguido de una posterior reducción.

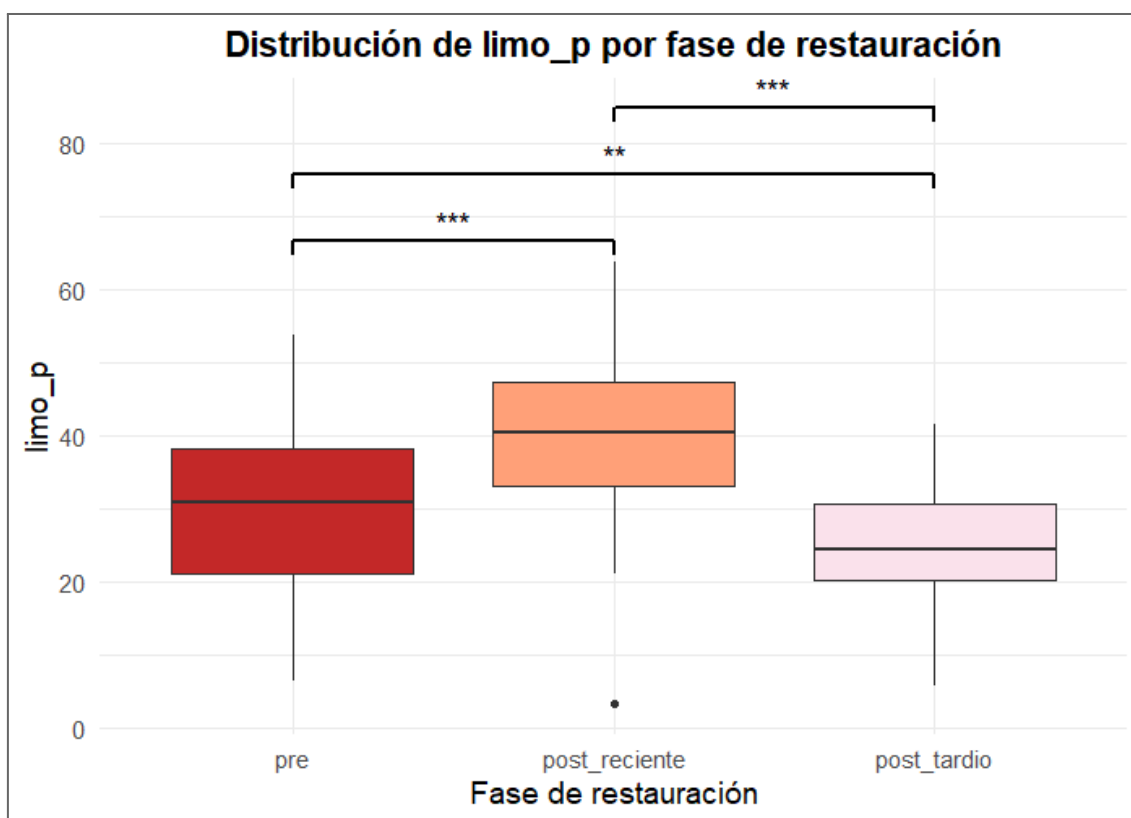


Figura 9. Distribución de la variable limo (%) por fase de restauración. Fuente: elaboración propia.

Los asteriscos indican el nivel de significancia estadística: **p < .001; *p < .01; p < .05; ns = no significativo (p ≥ .05).

En general podemos decir que hubo un incremento de la calidad del suelo con la restauración ecológica. A partir de las medianas de las variables arena, limo y arcilla, se observó una transición desde una clase **franco arenosa** en el periodo pre-restauración, hacia una textura **franca** en el post-reciente, y finalmente **franco arcillo arenosa** en el post-tardío.

Tabla 3. Medianas de las texturas del suelo en función de los períodos de restauración. Fuente: elaboración propia.

Periodo	arcilla (%)	limo (%)	arena (%)	Textura
pre	6.77	30.7	63.1	Franco Arenoso
post_reciente	8.34	40.4	50.4	Franco
post_tardío	25.4	24.3	49.3	Franco Arcillo Arenoso

4.1.2. Materia Orgánica.

En el caso de la materia orgánica (MO), se detectaron diferencias entre los periodos comparados, con valores más elevados en el post-reciente en comparación con el post-tardío ($\text{post_reciente} > \text{post_tardío}$). Esta diferencia se acompaña de un nivel de significancia moderado (*), lo que indica un cambio leve en el contenido de materia orgánica a lo largo del tiempo tras la restauración.

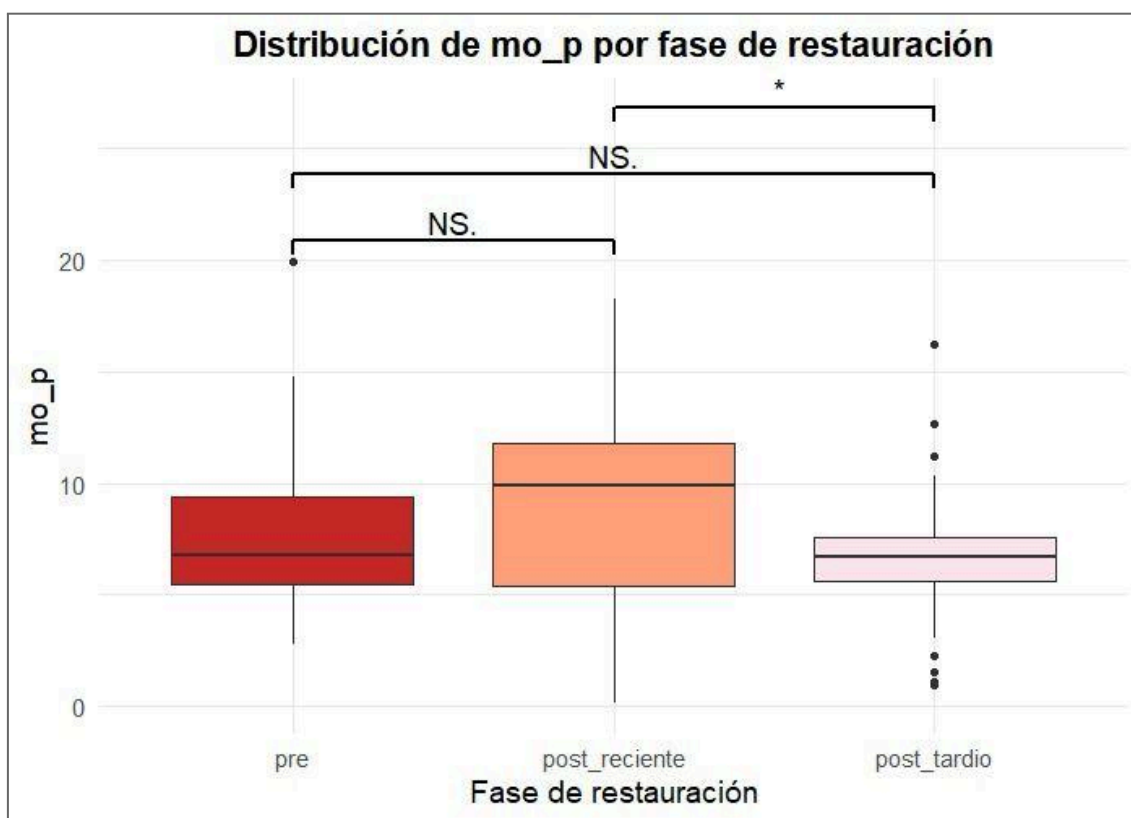


Figura 10. Distribución de la variable MO (%) por fase de restauración. Fuente: elaboración propia.

Los asteriscos indican el nivel de significancia estadística: ** $p < .001$; * $p < .01$; $p < .05$; ns = no significativo ($p \geq .05$).

4.1.3. Humedad Relativa.

En el caso de la humedad relativa, se observó un incremento progresivo a lo largo del tiempo. Los valores en el post-tardío fueron significativamente superiores tanto al periodo post-reciente ($\text{post_reciente} < \text{post_tardío}$) como al pre-restauración ($\text{post_tardío} > \text{pre}$). Este patrón se acompaña de un alto nivel de significancia (***), lo que indica que el contenido de agua en el suelo fue mayor en las fases más tardías tras la restauración.

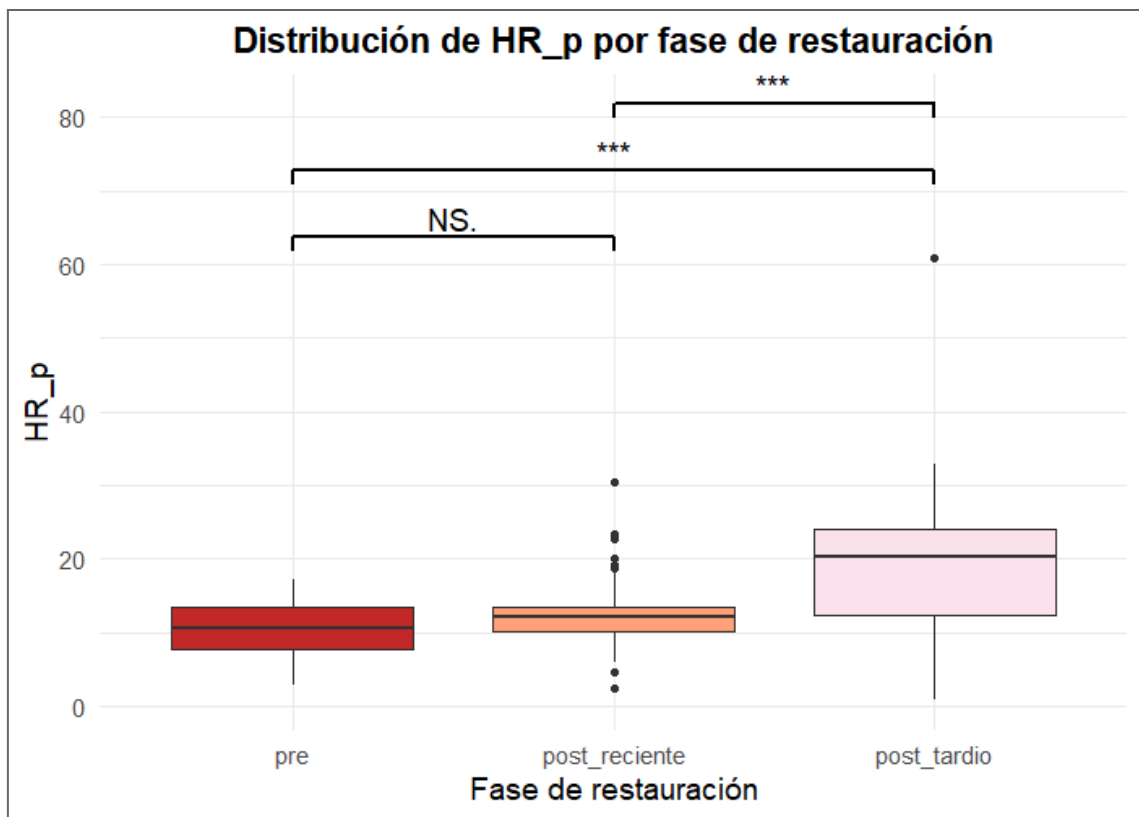


Figura 11. Distribución de la variable HR (%) por fase de restauración. Fuente: elaboración propia.

Los asteriscos indican el nivel de significancia estadística: ** $p < .001$; * $p < .01$; $p < .05$; ns = no significativo ($p \geq .05$).

4.1.4. Carbono Total.

El carbono total mostró valores significativamente más elevados tanto en el periodo post-reciente como en el post-tardío en comparación con el pre-restauración (post_reciente > pre, post_tardío > pre). Es decir, tras la restauración, los niveles de carbono en el suelo fueron superiores a los registrados antes de las intervenciones.

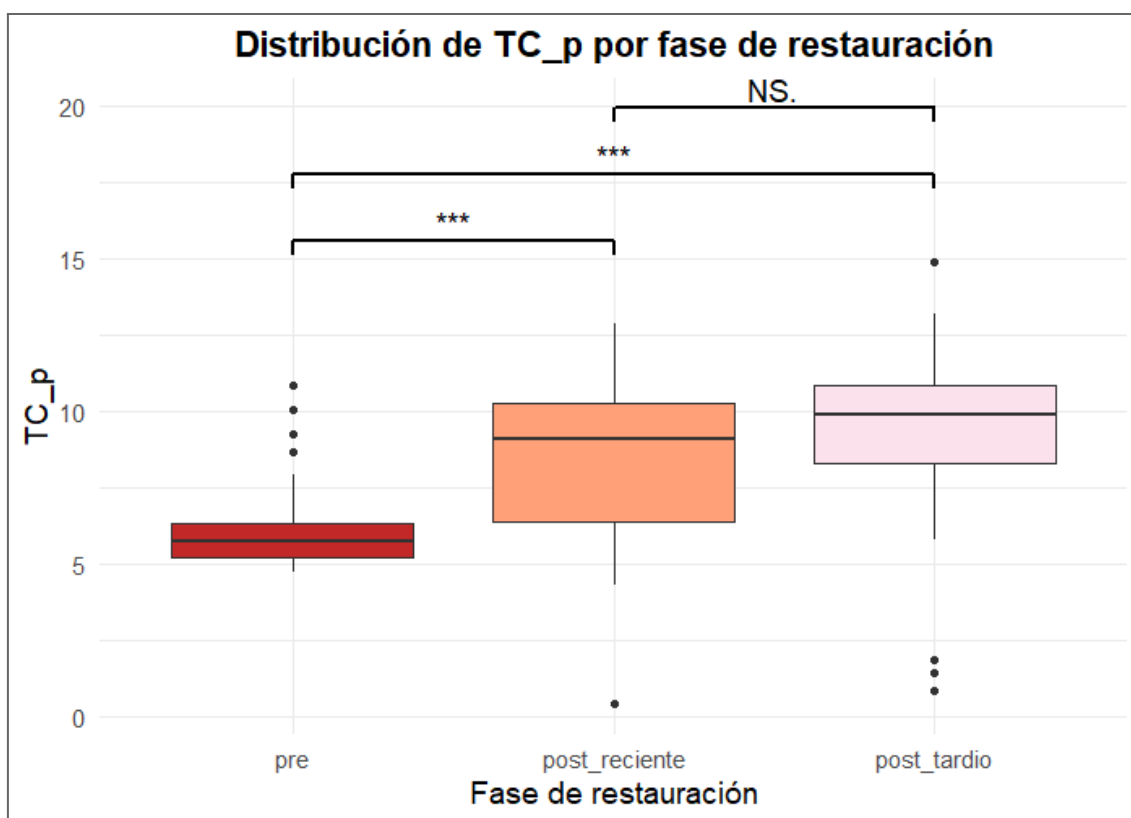


Figura 12. Distribución de la variable TC(%) por fase de restauración. Fuente: elaboración propia.

Los asteriscos indican el nivel de significancia estadística: ** $p < .001$; * $p < .01$; $p < .05$; ns = no significativo ($p \geq .05$).

4.1.5. Nitrógeno Total.

Como en el caso anterior, el nitrógeno total presentó valores significativamente superiores en ambos periodos posteriores a la restauración en comparación con el periodo pre-restauración ($\text{post_reciente} > \text{pre}$, $\text{post_tardío} > \text{pre}$). Esto refleja una tendencia común en ambas variables hacia un mayor contenido en nutrientes del suelo tras las actuaciones de restauración.

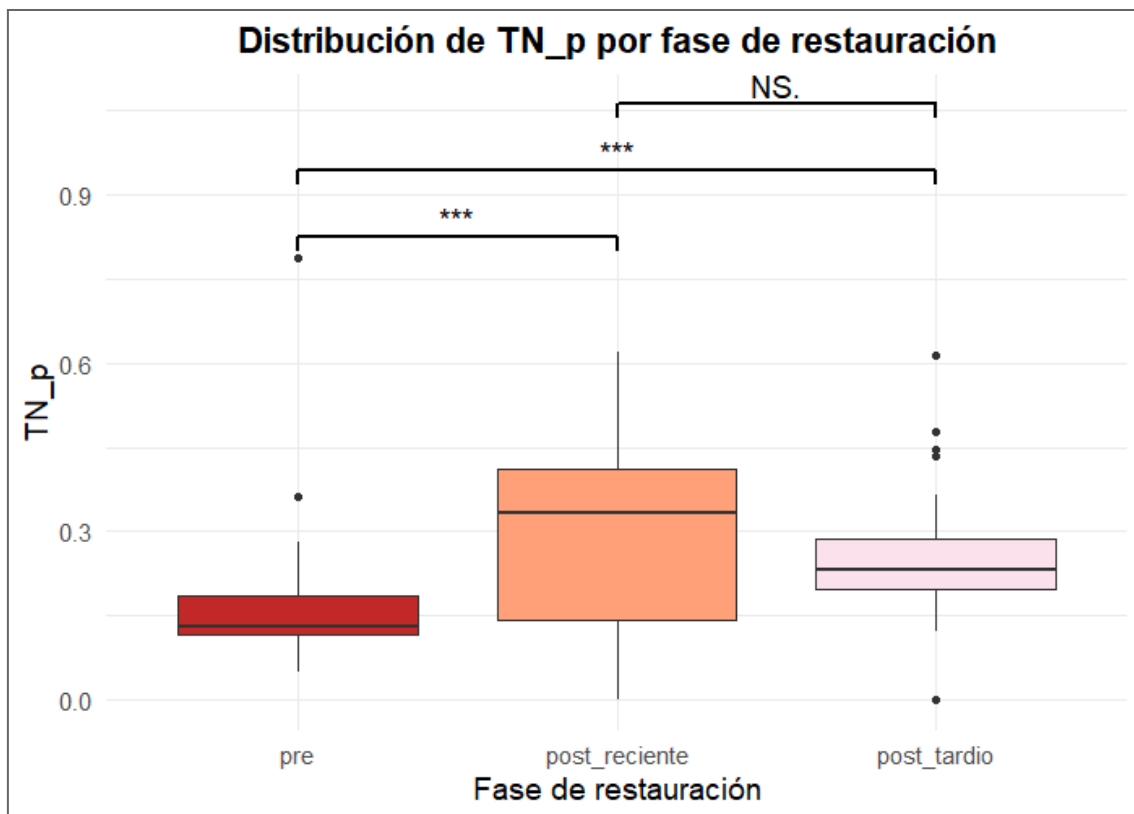


Figura 13. Distribución de la variable limo (%) por fase de restauración. Fuente: elaboración propia.

Los asteriscos indican el nivel de significancia estadística: ** $p < .001$; * $p < .01$; $p < .05$; ns = no significativo ($p \geq .05$).

4.1.6. Conductividad eléctrica, carbonatos y pH.

Por último, en relación con parámetros que influyen en las propiedades fisicoquímicas del suelo, se observaron patrones similares para la conductividad eléctrica, los carbonatos y el pH, con valores significativamente menores en el periodo post-reciente en comparación con el post-tardío ($\text{post_reciente} < \text{post_tardío}$), lo que indica un aumento progresivo de estos parámetros con el tiempo transcurrido desde la restauración. La magnitud de las diferencias fue menor en el caso de los carbonatos ($p = 0.0379$; *), mientras que tanto la conductividad eléctrica como el pH presentaron diferencias más marcadas ($p < 0.001$; ***), lo que sugiere una mayor variabilidad o sensibilidad temporal en estos dos últimos parámetros.

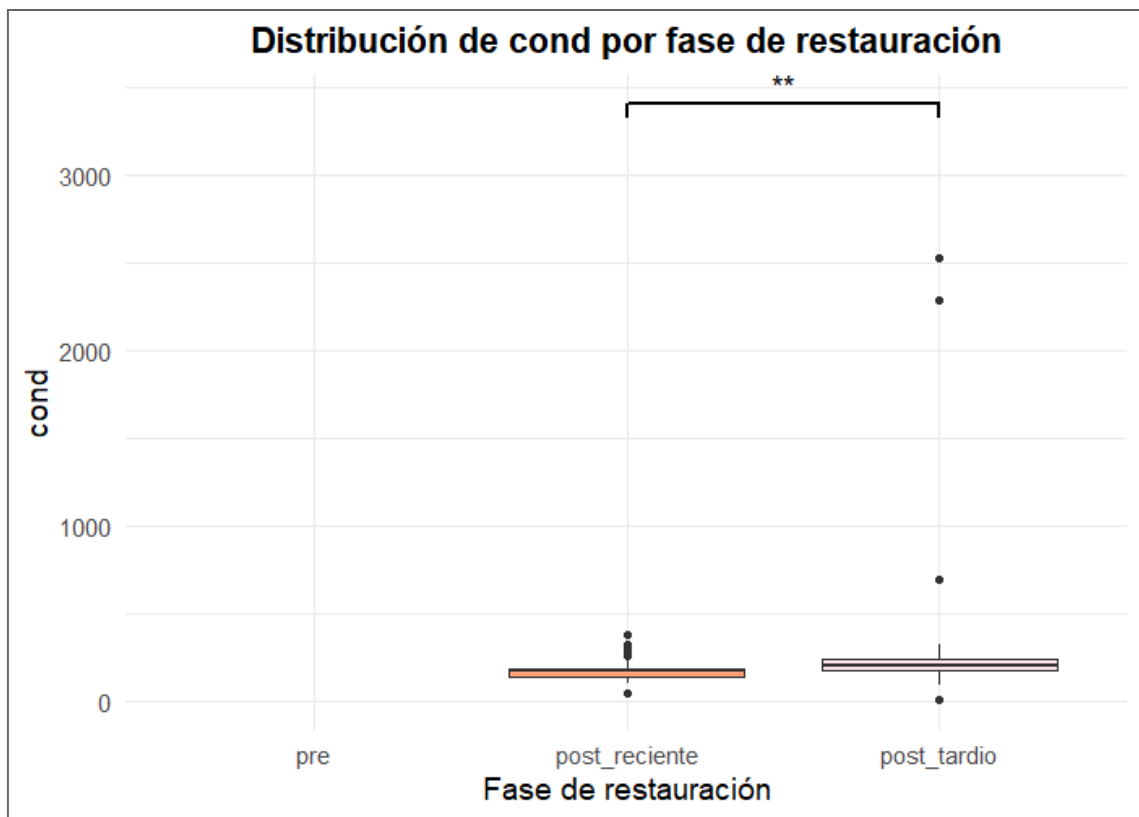


Figura 14. Distribución de la variable conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) por fase de restauración. Fuente: elaboración propia.

Los asteriscos indican el nivel de significancia estadística: ** $p < .001$; * $p < .01$; $p < .05$; ns = no significativo ($p \geq .05$).

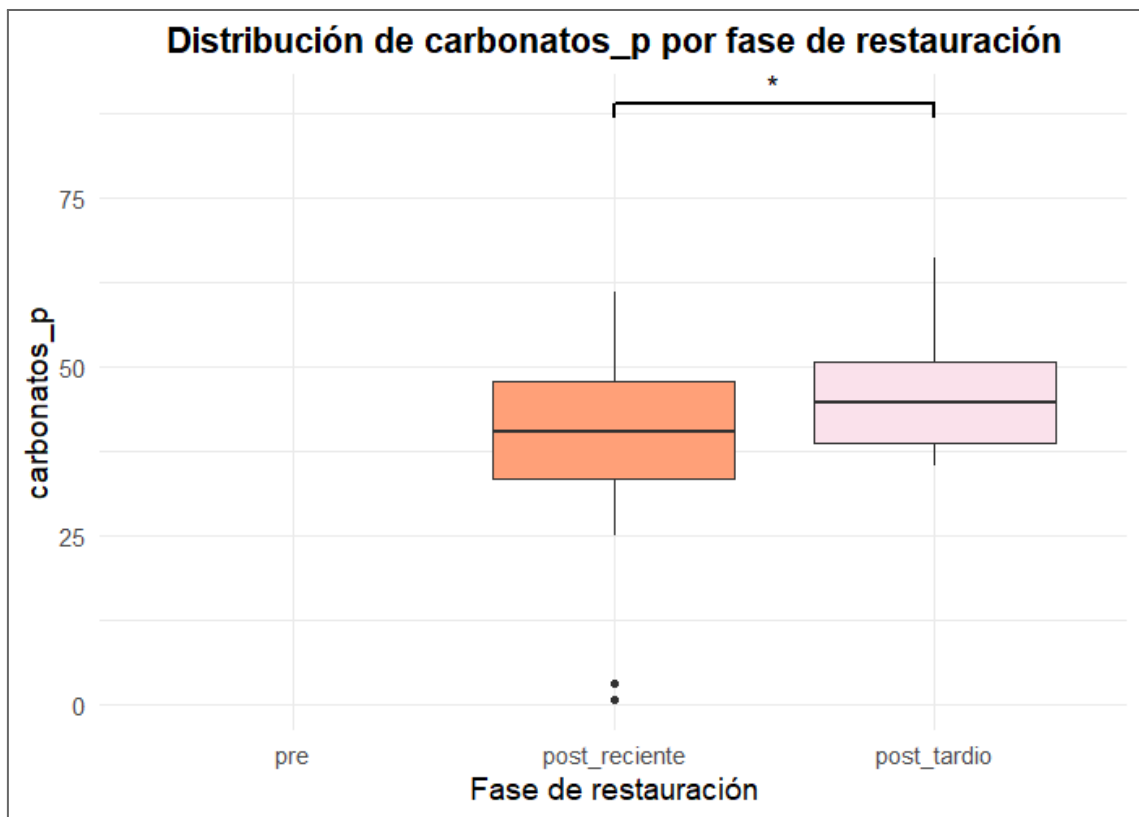


Figura 15. Distribución de la variable carbonatos (%) por fase de restauración. Fuente: elaboración propia.

Los asteriscos indican el nivel de significancia estadística: ** $p < .001$; * $p < .01$; $p < .05$; ns = no significativo ($p \geq .05$).

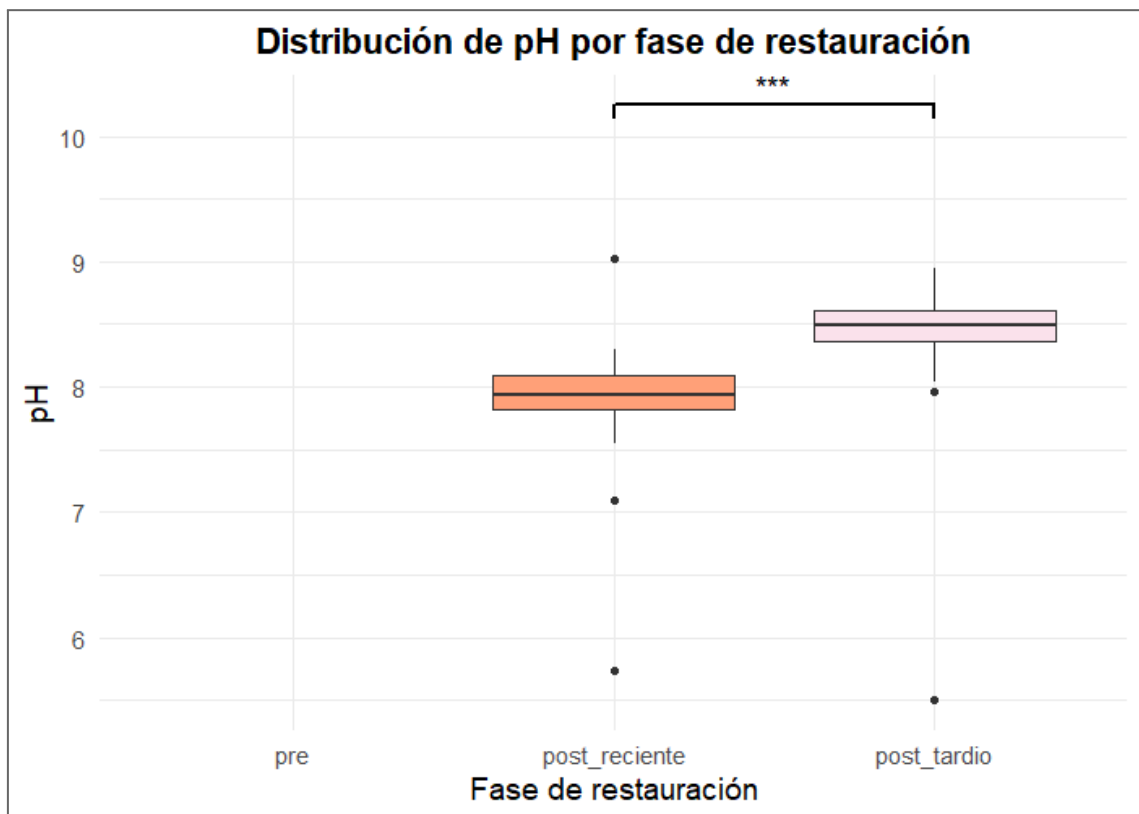


Figura 16. Distribución de la variable pH por fase de restauración. Fuente: elaboración propia.

Los asteriscos indican el nivel de significancia estadística: **p < .001; *p < .01; p < .05; ns = no significativo (p ≥ .05).

4.2. Análisis espacial del suelo según método de restauración

A continuación, se analiza la evolución espacial de distintas variables edáficas en función de la distancia al cauce fluvial (cerca, medio, lejos) durante las diferentes fases del proceso de restauración ecológica (pre, post-reciente y post-tardío) comparando dos métodos de restauración.

4.2.1. Método 1: Eliminación de mota, reperfilado y revegetación de la ribera.

Cabe recordar que, en este método, la eliminación de la mota supuso la creación de una nueva ribera, lo que llevó a redefinir las categorías espaciales en tres posiciones: cerca, medio y lejos.

Aunque en las figuras se representa la evolución completa de cada variable, en los resultados se destacan únicamente aquellas diferencias que fueron estadísticamente significativas según los análisis realizados. Las variables sin diferencias significativas (Materia Orgánica, Nitrógeno Total, Carbono orgánico total, Carbono inorgánico total, Azufre, Conductividad y Densidad aparente) no se han incluido en la tabla ni en el análisis posterior, con el fin de centrar la interpretación en aquellos parámetros donde se han detectado efectos significativos a las intervenciones realizadas.

Tabla 4. Tabla resumen mostrando los resultados significativos del análisis estadístico espacial de las variables edáficas del Método 1 (Llumes y Cimballa) con diferencias significativas según la distancia al río en cada fase de restauración. Fuente: elaboración propia.

Se indican el tipo de test utilizado (ANOVA o Kruskal-Wallis), el valor p obtenido, el nivel de significancia (**p < 0.001; *p < 0.01; p < 0.05) y las comparaciones significativas entre fases mediante el test de Dunn o Tukey, especificando la dirección del efecto (X > Y).

Periodo	Variable	Test	p_value	Significancia	Post_Hoc	Resultado
pre	Arcilla (%)	Kruskal-Wallis	0.0000	***	Dunn	cerca < lejos lejos > medio
	Limo (%)	Kruskal-Wallis	0.0000	***	Dunn	cerca < lejos lejos > medio

	Arena (%)	ANOVA	0.0000	***	Tukey	cerca > lejos lejos < medio
	Humedad Relativa (%)	Kruskal-Wallis	0.0001	***	Dunn	cerca < lejos cerca < medio
	Carbono Total (%)	Kruskal-Wallis	0.0086	**	Dunn	cerca > lejos
post_reciente	Fósforo (%)	Kruskal-Wallis	0.0002	***	Dunn	cerca < lejos lejos > medio
post_tardío	Arcilla (%)	Kruskal-Wallis	0.0173	*	Dunn	cerca > lejos lejos < medio
	Arena (%)	Kruskal-Wallis	0.0178	*	Dunn	cerca < lejos lejos > medio
	Humedad Relativa (%)	Kruskal-Wallis	0.0009	***	Dunn	cerca > lejos lejos < medio
	pH	ANOVA	0.0272	*	Tukey	cerca < lejos

4.2.2. Textura del suelo

La fracción de arcilla presentó diferencias significativas tanto en el periodo **pre** como en el **post-tardío**. Durante el periodo **pre**, se observaron medianas más elevadas en las zonas lejanas al cauce (11,0 %) frente a las zonas medias (6,2 %) y cercanas (3,0 %), mostrando un patrón creciente con la distancia al río. El test de Dunn confirmó diferencias significativas entre la zona lejana y el resto (siendo lejos > medio y cerca). Este patrón refleja una mayor acumulación de partículas finas en los sectores más distantes del cauce antes de la restauración.

En el periodo **post-reciente** no se detectaron diferencias significativas entre distancias, aunque se observa un aumento generalizado del contenido de arcilla respecto al periodo previo, con medianas entre 8,6 % y 9,8 %.

Sin embargo, en el periodo **post-tardío**, se encontraron de nuevo diferencias significativas entre las distancias. En esta fase, las medianas más altas se encontraron en las zonas medias (28,4 %) y cercanas (27,4 %), reflejando valores superiores en comparación con la zona lejana (9,8 %). Por otro lado, el test de Dunn indicó el caso contrario que en la fase pre, reflejando que los valores en las zonas cercanas y medias fueron significativamente superiores a los de la zona lejana (cerca y medio > lejos), invirtiéndose así el patrón observado anteriormente en la fase pre-restauración. Esto podría estar relacionado con la dinámica de sedimentos en la nueva ribera creada tras la eliminación de la mota.

Tabla 5. Evolución del contenido en arcilla según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Periodo	Medianas de la variable Arcilla (%)		
	Cerca	Medio	Lejos
pre	3	6,2	11
post_reciente	9,8	8,6	9,2
post_tardío	27,4	28,4	9,8

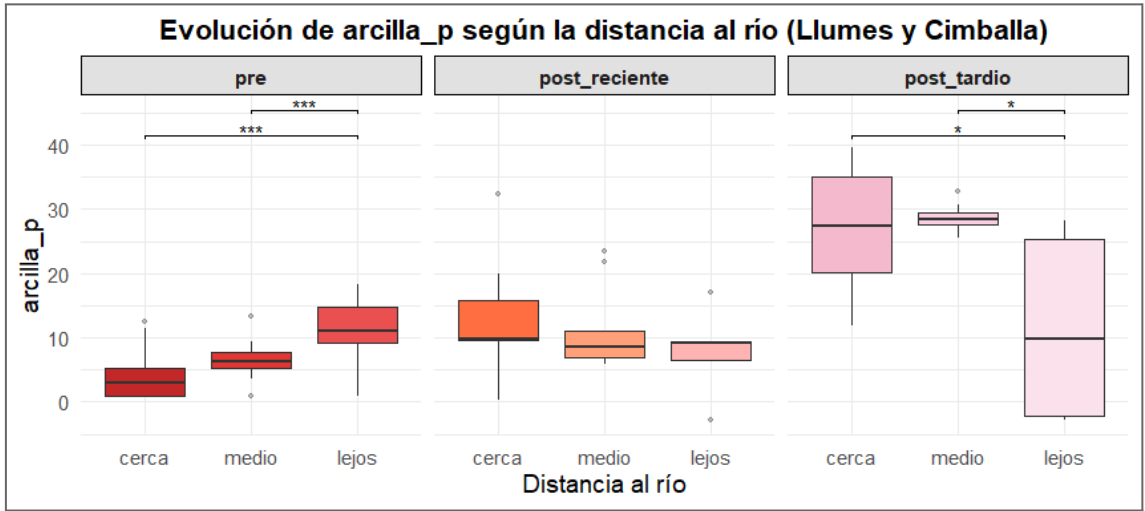


Figura 17. Evolución del contenido en arena según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Nota: La interpretación de la distancia al río varía según la fase del estudio. En la fase **pre-restauración**, *cerca* se refiere a la zona situada sobre la mota, *medio* justo detrás de ella, y *lejos* al final de la llanura de inundación. En las fases **post-restauración**, *cerca* corresponde a la orilla, *medio* a mitad de la ribera y *lejos* al final de la ribera.

La fracción de limo mostró diferencias significativas únicamente en el periodo **pre-restauración**. En esta fase, se observaron medianas crecientes en función de distancia al río, siendo 21,0 % en las zonas cercanas, 28,0 % en las medias y 39,1 % en las lejanas. Posteriormente, el test post-hoc de Dunn confirmó que los valores en la zona lejana fueron significativamente superiores a los de las zonas media y cercana (*lejos* > *medio* y *cerca*). Este patrón coincide con el observado en la fracción de arcilla, pero sin embargo no coincide con la distribución de arena que veremos más adelante, que mostró mayores valores en las zonas próximas al río.

Durante los periodos **post-reciente** y **post-tardío** no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre distancias. Sin embargo, en el post-reciente se observó un incremento notable del contenido de limo en todas las zonas, alcanzando medianas del 37,6 % en la zona cercana y del 38,0 % en la media. Además, se puede observar de nuevo el patrón invertido que hemos observado en la arcilla, en el que los

valores más elevados ya no se concentraban en las zonas lejanas, sino en las más próximas al cauce.

Por último, destaca el valor mínimo registrado en el periodo post-tardío en la zona lejana (12,0 %), lo que podría evidenciar una redistribución del material fino en la nueva configuración de la ribera.

Tabla 6. Evolución del contenido en arcilla según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

	Medianas de la variable Limo (%)		
Periodo	Cerca	Medio	Lejos
pre	21,0	28,0	39,1
post_reciente	37,6	33,8	28,8
post_tardío	23,5	24,5	12

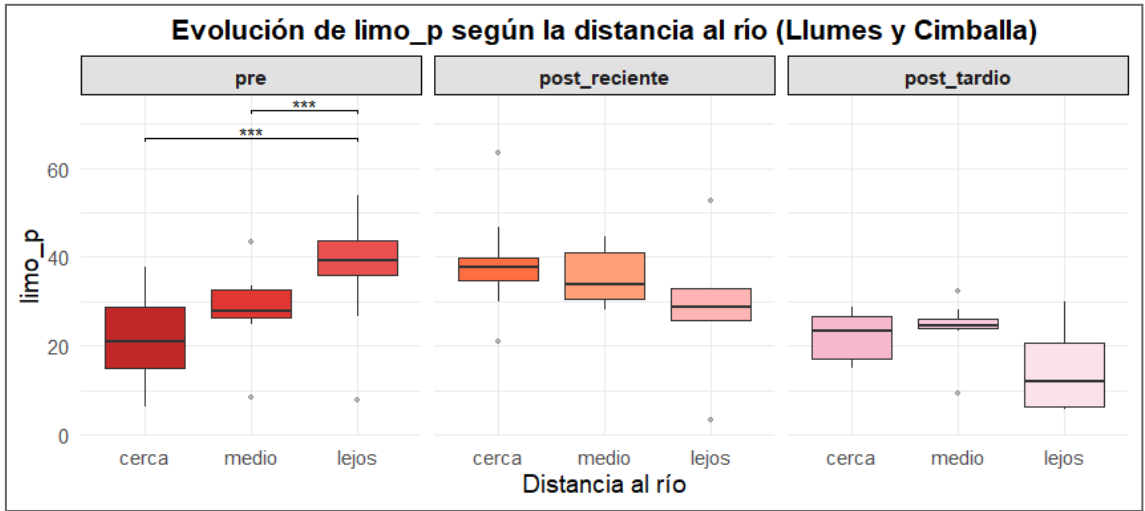


Figura 18. Evolución del contenido en limo según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Nota: La interpretación de la distancia al río varía según la fase del estudio. En la fase **pre-restauración**, *cerca* se refiere a la zona situada sobre la mota, *medio* justo detrás de ella, y *lejos* al final de la llanura de inundación. En las fases **post-restauración**, *cerca* corresponde a la orilla, *medio* a mitad de la ribera y *lejos* al final de la ribera.

La fracción de arena mostró diferencias significativas en los periodos **pre** y **post-tardío**. Durante el periodo **pre-restauración**, se observó un patrón decreciente con la distancia al cauce, registrándose las mayores medianas en la zona cercana (77,2 %), seguidas por la media (66,3 %) y la lejana (49,0 %). El análisis post-hoc mediante el test de Tukey reveló que los valores de la zona lejana fueron significativamente inferiores a los de las zonas media y cercana ($\text{lejos} < \text{medio}$ y cerca). Este patrón es contrario al observado en las fracciones finas como arcilla y limo, en el que los valores más altos se concentraron en las zonas más lejanas al cauce.

En el periodo **post-reciente** no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre distancias, aunque se aprecia un descenso generalizado del contenido de arena respecto al periodo anterior.

En el periodo **post-tardío**, se identificaron de nuevo diferencias significativas. En esta fase, los valores más altos se localizaron en la zona lejana (76,3 %), seguidos por la zona cercana (48,2 %) y la media (47,1 %). El test de Dunn confirmó que los valores en la zona lejana fueron significativamente superiores a los registrados en las zonas media y cercana (lejos > medio y cerca).

Por último, vuelve a destacar el patrón invertido ocurrido entre el último periodo y el original (pre-restauración), evidenciando de nuevo una **inversión en la distribución espacial** en la variable tras la restauración, tal como también se observó en limo y arcilla.

Tabla 7. Evolución del contenido en arena según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Periodo	Medianas de la variable Arena (%)		
	Cerca	Medio	Lejos
pre	77,2	66,3	49,0
post_reciente	50,4	59,9	64,6
post_tardío	48,2	47,1	76,3

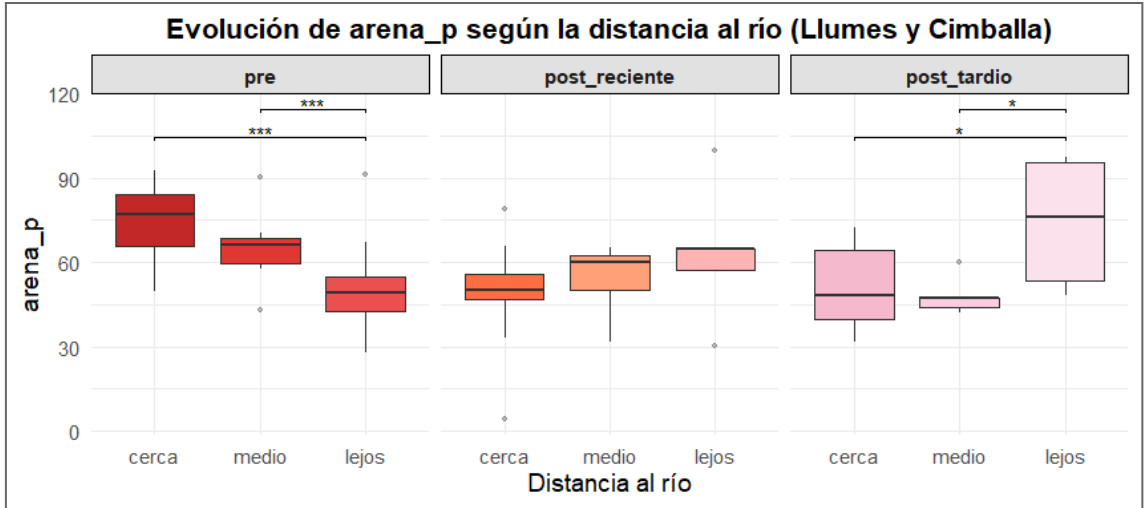


Figura 19. Evolución del contenido en arena según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Nota: La interpretación de la distancia al río varía según la fase del estudio. En la fase **pre-restauración**, *cerca* se refiere a la zona situada sobre la mota, *medio* justo detrás de ella, y *lejos* al final de la llanura de inundación. En las fases **post-restauración**, *cerca* corresponde a la orilla, *medio* a mitad de la ribera y *lejos* al final de la ribera.

4.2.3. Humedad relativa

La humedad relativa mostró diferencias significativas en los periodos **pre** y **post-tardío**. Durante el periodo **pre-restauración**, se observaron las mayores medianas en las zonas medias (14,4 %) y lejanas (13,8 %), en comparación con la zona cercana (8,8 %). El test de Dunn confirmó que los valores en la zona cercana fueron significativamente menores que los registrados en las zonas media y lejana (cerca < medio y lejos). Este patrón indica una mayor retención hídrica en los sectores más alejados del cauce antes de la restauración.

En el periodo **post-reciente**, no se detectaron diferencias significativas entre distancias, pero sí se observó una disminución generalizada en los valores de las medianas respecto al periodo anterior.

Durante el periodo **post-tardío**, se volvieron a encontrar diferencias significativas. En esta fase, las zonas cercana (17,8 %) y media (14,5 %) mostraron valores notablemente más elevados que la zona lejana (3,7 %). El test de Dunn indicó que los valores en la zona lejana fueron significativamente inferiores a los observados en las otras dos distancias (lejos < cerca y medio), lo que indica un cambio en la distribución de la humedad relativa tras la restauración. Este patrón podría estar relacionado con las actuaciones de revegetación, el uso de mantas orgánicas y biorrollos en las orillas, así como la mejora de la conectividad lateral tras el reperfilado del cauce, que habrían favorecido la retención de humedad en las zonas más próximas al río.

Tabla 8. Evolución del contenido en humedad relativa según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Periodo	Medianas de la variable Humedad Relativa (%)		
	Cerca	Medio	Lejos
pre	8,8	14,4	13,8
post_reciente	6,8	7,6	7,2
post_tardío	17,8	14,5	3,7

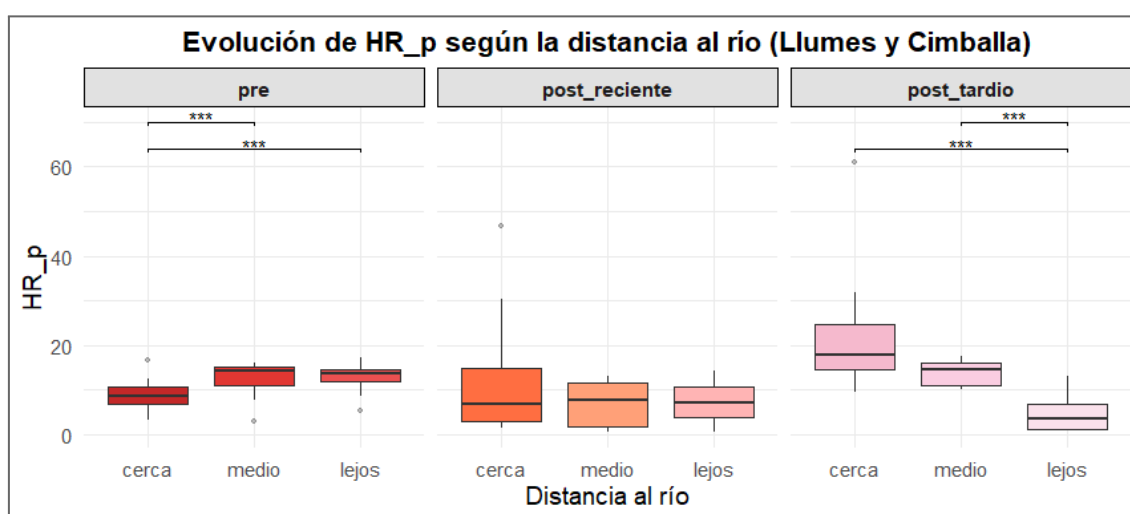


Figura 20. Evolución del contenido en humedad relativa según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Nota: La interpretación de la distancia al río varía según la fase del estudio. En la fase **pre-restauración**, *cerca* se refiere a la zona situada sobre la mota, *medio* justo detrás de ella, y *lejos* al final de la llanura de inundación. En las fases **post-restauración**, *cerca* corresponde a la orilla, *medio* a mitad de la ribera y *lejos* al final de la ribera.

4.2.4. Carbono Total

El contenido en carbono total presentó diferencias significativas únicamente en el periodo **pre-restauración**. Durante esta fase, se registraron medianas más elevadas en la zona cercana (6,3 %) en comparación con la zona lejana (5,7 %) y la media (5,8 %). El análisis post-hoc con el test de Dunn reveló que los valores en la zona cercana fueron significativamente superiores a los de la zona lejana (*cerca* > *lejos*), reflejando un patrón que sugiere una mayor acumulación de materia orgánica en las zonas próximas al cauce antes del proceso de restauración.

En los periodos **post-reciente** y **post-tardío** no se detectaron diferencias significativas entre distancias. No obstante, se observa una ligera disminución general del contenido de carbono en el post-reciente, seguido de un aumento en el post-tardío, especialmente en las zonas cercana (7,4 %) y media (8,1 %). Sin embargo, destaca el bajo valor registrado en la zona lejana durante el último periodo (4,3 %), lo que podría indicar una menor acumulación de carbono en la zona más alejada al cauce.

A pesar de los cambios en el contenido (%), el patrón espacial se mantiene constante a lo largo del tiempo, con mayores concentraciones de carbono total en las zonas más próximas al cauce. Este comportamiento podría estar relacionado con las actuaciones de restauración centradas en la revegetación del bosque de ribera y la estabilización de las orillas mediante biorrollos y mantas orgánicas, que habrían favorecido el desarrollo radicular y la acumulación de materia orgánica en los márgenes del río.

Tabla 9. Evolución del contenido en carbono total según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Periodo	Medianas de la variable Carbono total (%)		
	Cerca	Medio	Lejos
pre	6,3	5,8	5,5
post_reciente	5,6	5,5	5,7
post_tardío	7,4	8,1	4,3

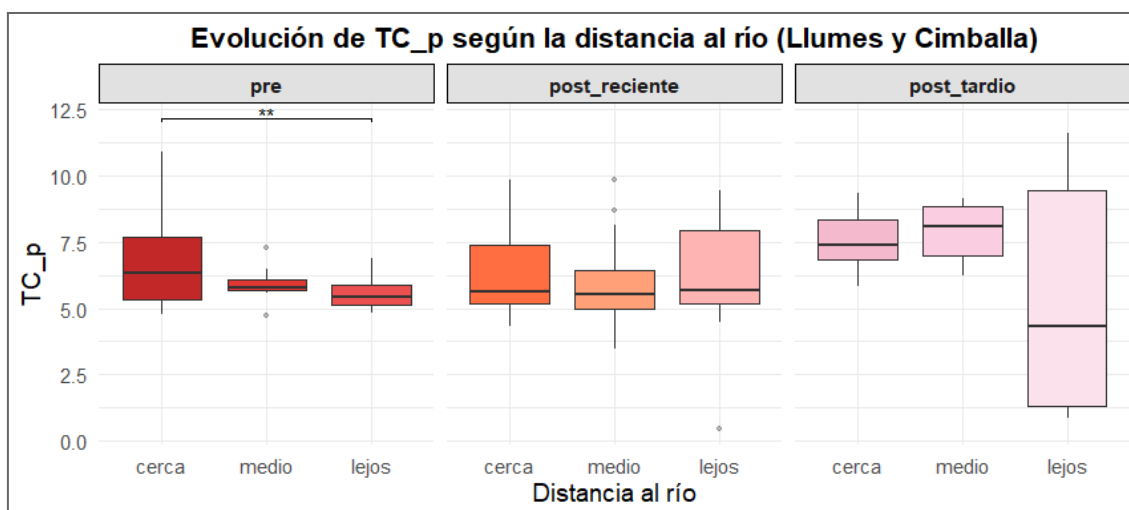


Figura 21. Evolución del contenido en carbono total según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Nota: La interpretación de la distancia al río varía según la fase del estudio. En la fase **pre-restauración**, *cerca* se refiere a la zona situada sobre la mota, *medio* justo detrás de ella, y *lejos* al final de la llanura de inundación. En las fases **post-restauración**, *cerca* corresponde a la orilla, *medio* a mitad de la ribera y *lejos* al final de la ribera.

4.2.5. Fósforo

El contenido en fósforo presentó diferencias significativas únicamente en el periodo **post-reciente**. Durante esta fase, se registraron medianas más elevadas en la zona lejana (3,4 %), en comparación con la media (1,3 %) y la cercana (0,8 %). El análisis post-hoc con el test de Dunn confirmó que los valores en la zona lejana fueron significativamente superiores a los registrados en las otras dos distancias ($\text{lejos} > \text{medio}$ y cerca). Este patrón indica una mayor acumulación de fósforo en las zonas más alejadas al cauce tras la restauración en el periodo reciente.

En el periodo pre-restauración, aunque no se detectaron diferencias estadísticamente significativas, las medianas reflejan una distribución más equilibrada en comparación con el periodo reciente, con valores que oscilaban entre el 3,6 % en la zona cercana y el 5,8 % en la zona media.

Durante el post-tardío tampoco se encontraron diferencias significativas. Sin embargo, los valores de las medianas disminuyeron drásticamente en todas las distancias, alcanzando medianas prácticamente iguales (0,2 %).

Por último, destaca este descenso generalizado del contenido en fósforo a lo largo del tiempo, acompañado de una pérdida del gradiente espacial previamente observado en el post-reciente.

Es importante señalar que la interpretación de las posiciones media y lejana difiere entre periodos. En la fase pre-restauración, estas zonas coincidían con terrenos agrícolas sometidos a prácticas de fertilización, lo que explica los valores elevados de fósforo observados en ese momento. En cambio, tras la restauración, dichas posiciones pasaron a formar parte de áreas de ribera revegetadas, sin aportes antrópicos, lo que favoreció el descenso registrado en el contenido de fósforo.

Tabla 10. Evolución del contenido en fósforo según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

	Medianas de la variable Fósforo (%)		
Periodo	Cerca	Medio	Lejos
pre	3,6	5,8	4,4
post_reciente	0,8	1,3	3,4
post_tardío	0,2	0,2	0,2

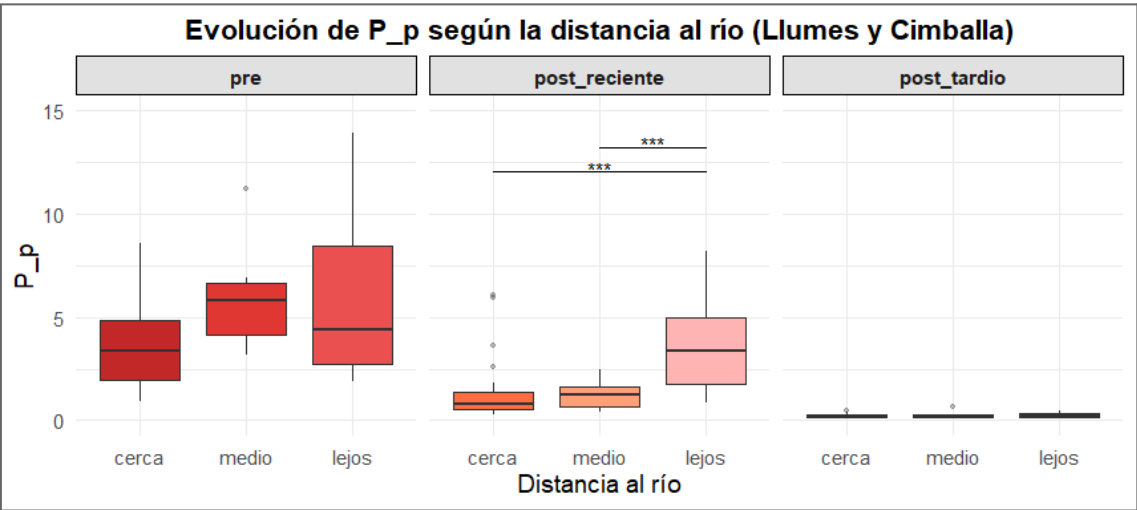


Figura 22. Evolución del contenido en fósforo según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Nota: La interpretación de la distancia al río varía según la fase del estudio. En la fase **pre-restauración**, *cerca* se refiere a la zona situada sobre la mota, *medio* justo detrás de ella, y *lejos* al final de la llanura de inundación. En las fases **post-restauración**, *cerca* corresponde a la orilla, *medio* a mitad de la ribera y *lejos* al final de la ribera.

4.2.6. pH

La variable pH mostró diferencias significativas únicamente en el periodo **post-tardío**. En esta fase, se registraron medianas crecientes en función de la distancia al cauce: 8,3 en la zona cercana, 8,4 en la media y 8,6 en la lejana. El análisis post-hoc con el test de Tukey indicó que los valores en la zona lejana fueron significativamente superiores a los observados en la zona cercana (*lejos > cerca*). Este patrón sugiere una ligera alcalinización del suelo en las zonas más alejadas del río tras un mayor tiempo desde la restauración.

Durante el periodo **post-reciente**, aunque no se detectaron diferencias significativas, las medianas se mantuvieron estables entre distancias (8,1 % en todas las zonas), lo que contrasta con la tendencia espacial observada en la fase post-tardía, donde el pH aumentó progresivamente con la distancia al río.

Por último, destaca el leve **aumento general del pH en todas las zonas** a lo largo del tiempo, especialmente hacia las zonas más lejanas al cauce, Este patrón podría estar

relacionado con la eliminación de la mota y la consiguiente reconfiguración de la ribera, que habrían favorecido una mayor circulación y oxigenación del agua, así como la redistribución de materiales edáficos, contribuyendo a una ligera alcalinización progresiva del suelo en las zonas más externas al cauce.

Tabla 11. Evolución del contenido en pH según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Periodo	Medianas de la variable pH		
	Cerca	Medio	Lejos
pre	-	-	-
post_reciente	8,1	8,1	8,1
post_tardío	8,3	8,4	8,6

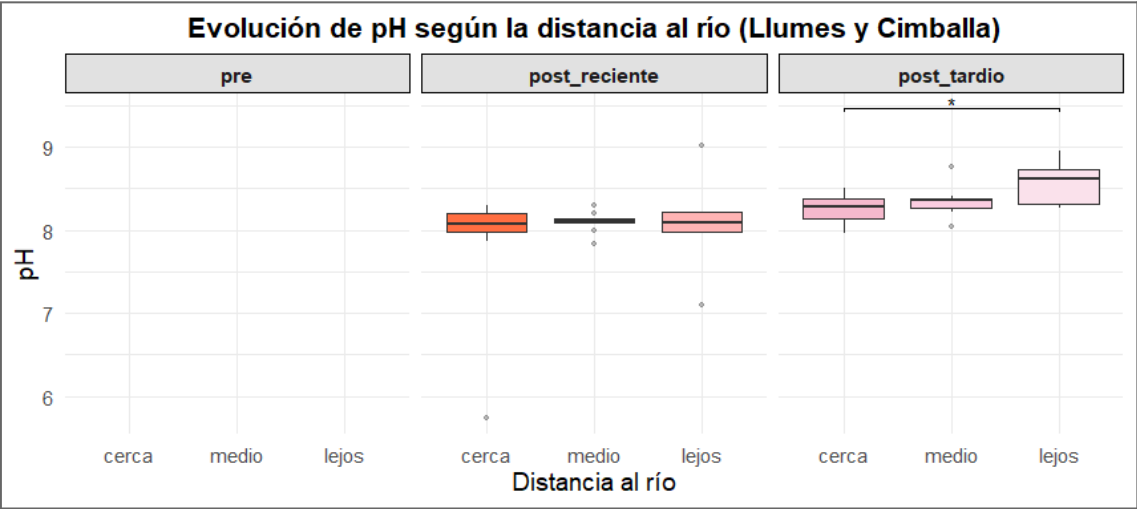


Figura 23. Evolución del contenido en pH según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Nota: La interpretación de la distancia al río varía según la fase del estudio. En la fase **pre-restauración**, *cerca* se refiere a la zona situada sobre la mota, *medio* justo detrás de ella, y *lejos* al final de la llanura de inundación. En las fases **post-restauración**, *cerca* corresponde a la orilla, *medio* a mitad de la ribera y *lejos* al final de la ribera.

4.2.7. Método 2: Desbroce y regulación de avenidas.

En este método, aplicado en Nuévalos, las distancias se definieron de forma equivalente a las utilizadas en la fase pre-restauración de Llumes y Cimballa (1 m, 5 m y 15 m desde el cauce), manteniéndose constantes durante todo el periodo de estudio.

Tabla 12. Resultados del análisis estadístico espacial de las variables edáficas del Método 2 (Nuévalos) con diferencias significativas según la distancia al río en cada fase de restauración. Fuente: elaboración propia.

Se indican el tipo de test utilizado (ANOVA o Kruskal-Wallis), el valor p obtenido, el nivel de significancia (** $p < 0.001$; * $p < 0.01$; * $p < 0.05$) y las comparaciones significativas entre fases mediante el test de Dunn o Tukey, especificando la dirección del efecto ($X > Y$).

Periodo	Variable	Test	p_value	Significancia	Post_Hoc	Resultado
pre	Humedad Relativa (%)	ANOVA	0.0239	*	Tukey	cerca < medio
post_reciente	Arcilla (%)	ANOVA	0.0224	*	Tukey	cerca < lejos
	Arena (%)	ANOVA	0.0453	*	Tukey	n.s.
	Carbono Total (%)	ANOVA	0.0317	*	Tukey	cerca > medio
post_tardío	Arcilla (%)	ANOVA	0.0005	***	Tukey	cerca < medio cerca < lejos
	Limo (%)	ANOVA	0.0132	*	Tukey	cerca < lejos
	Arena (%)	ANOVA	0.0003	***	Tukey	cerca > medio cerca > lejos
	Humedad Relativa (%)	ANOVA	0.0157	*	Tukey	cerca < medio
	Fósforo (%)	ANOVA	0.0233	*	Tukey	cerca > medio
	Carbono inorgánico total (%)	ANOVA	0.0126	*	Tukey	cerca > lejos
	Carbonatos (%)	Kruskal-Wallis	0.0007	***	Dunn	cerca > lejos medio > lejos

Cabe señalar que, en el análisis de la variable **arena (%)** durante la fase **post-reciente**, el test ANOVA detectó diferencias significativas globales entre los grupos ($p = 0,0453$). Sin embargo, el análisis post-hoc con el test de Tukey no identificó diferencias significativas entre pares específicos de distancias (“cerca”, “medio” y “lejos”), motivo por el cual en la tabla de comparaciones figura “n.s”. Por tanto, aunque se evidenció una variabilidad general en los datos, no fue posible atribuir dicha diferencia a una comparación concreta entre distancias al cauce, y por ello, no se representa ninguna llave de significancia en el gráfico correspondiente.

4.2.8. Textura del suelo

La fracción de arcilla mostró diferencias significativas en los periodos post-reciente y post-tardío. Durante el periodo **post-reciente**, se registraron medianas ligeramente crecientes con la distancia al cauce: 7,0 % en la zona cercana, 8,4 % en la media y 9,0 % en la lejana. El análisis post-hoc mediante el test de Tukey indicó que los valores en la zona lejana fueron significativamente superiores a los de la zona cercana (lejos > cerca), lo que sugiere una mayor acumulación de partículas finas en los sectores más alejados durante esta fase inicial tras la restauración.

En el periodo **post-tardío**, se intensificó este patrón, observándose un aumento notable del contenido de arcilla en todas las zonas, con medianas de 17,2 % en la zona cercana, 26,7 % en la media y 29,4 % en la lejana. El test de Tukey reveló diferencias significativas tanto entre lejos y cerca, como entre medio y cerca (lejos > cerca; medio > cerca).

Por último, destaca un patrón creciente con la distancia al río, lo que podría estar asociado a una mayor deposición de partículas finas en los sectores más alejados del cauce con el paso del tiempo tras la restauración.

Tabla 13. Evolución del contenido en arcilla según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Periodo	Medianas de la variable Arcilla (%)		
	Cerca	Medio	Lejos
post_reciente	7	8,4	9,7
post_tardío	17,2	26,7	29,4

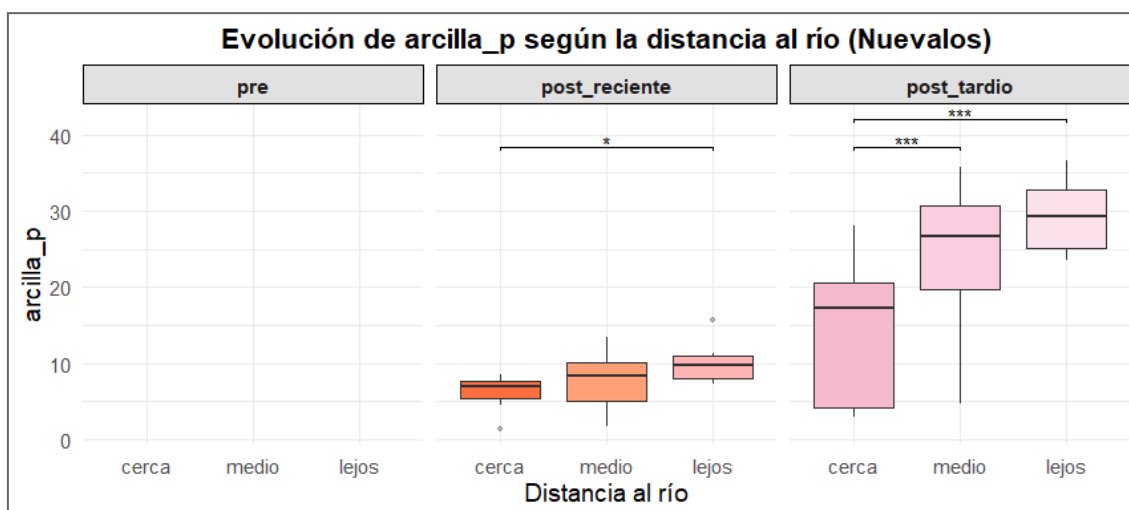


Figura 24. Evolución del contenido en arena según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Nota: En este caso, las categorías espaciales se mantuvieron constantes durante todo el periodo de estudio: *cerca* (1 m), *medio* (5 m) y *lejos* (15 m).

La fracción de limo presentó diferencias significativas únicamente en el periodo **post-tardío**. Durante esta fase, se observaron medianas crecientes con la distancia al cauce: 23,3 % en la zona cercana, 26,4 % en la media y 33,8 % en la lejana. El test post-hoc de Tukey indicó que los valores en la zona lejana fueron significativamente superiores a los de la zona cercana (lejos > cerca), lo que sugiere una mayor retención de partículas finas en los sectores más alejados del río durante este periodo más avanzado de la restauración.

En el periodo **post-reciente**, aunque no se identificaron diferencias estadísticamente significativas entre distancias, se registraron medianas considerablemente más elevadas en todas las zonas, con valores homogéneos en las zonas cercana y media (41,2 %) y ligeramente superiores en la lejana (48,1 %).

Por último, a pesar del descenso generalizado en el contenido de limo en el post-tardío respecto al post-reciente, se mantiene el patrón creciente con la distancia al cauce, similar al observado en la fracción de arcilla, lo que refuerza la hipótesis de una acumulación sostenida de sedimentos finos en las zonas más alejadas tras la intervención ecológica.

Tabla 14. Evolución del contenido en arcilla según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Periodo	Medianas de la variable Limo (%)		
	Cerca	Medio	Lejos
post_reciente	41,2	41,2	48,1
post_tardío	23,3	26,4	33,8

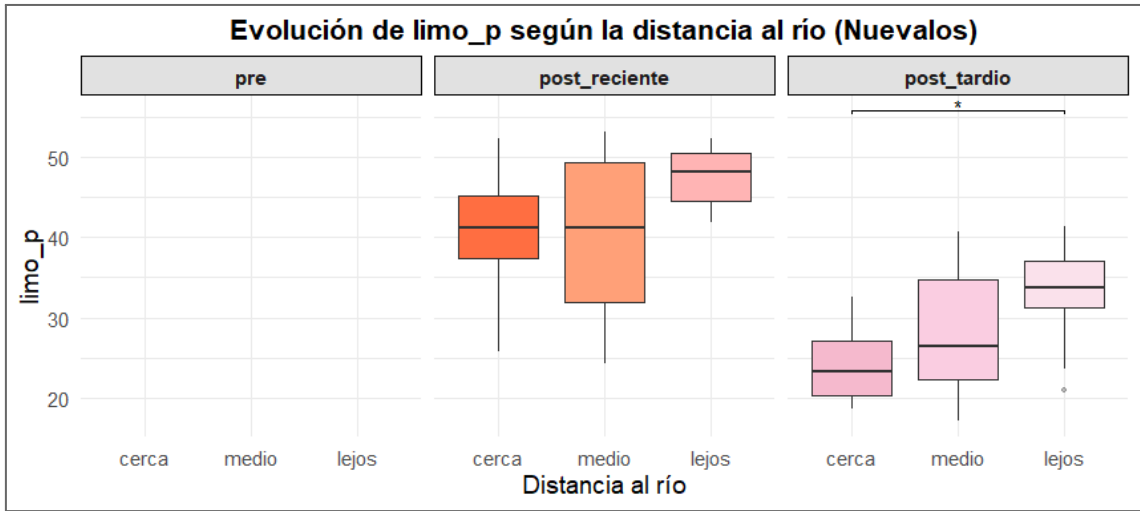


Figura 25. Evolución del contenido en limo según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Nota: En este caso, las categorías espaciales se mantuvieron constantes durante todo el periodo de estudio: *cerca* (1 m), *medio* (5 m) y *lejos* (15 m).

Como en el caso anterior, la fracción de arena presentó únicamente diferencias significativas en el periodo **post-tardío**. No obstante, en esta fase se observó un patrón inverso al descrito para las fracciones finas: el contenido en arena disminuyó con la distancia al cauce, con valores de 62,5 % en la zona cercana, 50,6 % en la

media y 35,6 % en la lejana. El test post-hoc de Tukey confirmó que los valores en la zona cercana fueron significativamente superiores a los de las zonas media y lejana (cerca > medio y lejos), lo que sugiere una mayor presencia de partículas gruesas en las zonas más próximas al cauce tras la restauración.

Durante el periodo **post-reciente**, el test ANOVA detectó diferencias globales entre grupos (p-valor = 0,0453), pero el análisis post-hoc no reveló diferencias significativas entre pares concretos de distancias, motivo por el cual no se representa ninguna llave de significancia en el gráfico. Aun así, las medianas muestran una ligera disminución progresiva con la distancia al río (53,1 % en cerca, 50,8 % en medio y 43,8 % en lejos), lo que apunta hacia una posible redistribución temprana del material más grueso hacia zonas próximas al cauce.

Por último, cabe destacar que el patrón observado en el post-tardío refuerza esta tendencia, consolidando la acumulación de arena en las zonas más cercanas al río a medida que avanza el proceso de restauración.

Tabla 15. Evolución del contenido en arena según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

	Medianas de la variable Arena (%)		
Periodo	Cerca	Medio	Lejos
post_reciente	53,1	50,8	43,8
post_tardío	62,5	50,6	35,6

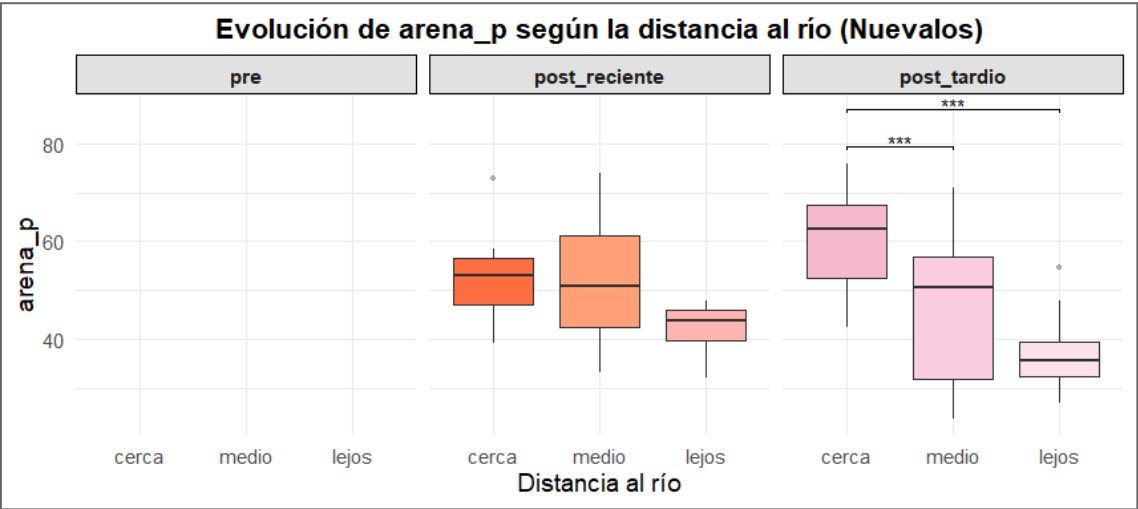


Figura 26. Evolución del contenido en arena según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Nota: En este caso, las categorías espaciales se mantuvieron constantes durante todo el periodo de estudio: *cerca* (1 m), *medio* (5 m) y *lejos* (15 m).

4.2.9. Humedad relativa

La fracción de arcilla mostró diferencias significativas en los periodos pre-restauración y post-tardío, con variaciones en el patrón espacial entre ambos momentos.

Durante el periodo **pre-restauración**, se observaron medianas ligeramente superiores en la zona media (9,4 %), frente a 8,1 % en la lejana y 7,6 % en la cercana. El test post-hoc de Tukey confirmó que los valores en la zona media fueron significativamente mayores que en la cercana (medio > cerca), lo que indica una distribución heterogénea, con distintas variaciones entre las zonas.

En el periodo post-reciente, aunque no se identificaron diferencias significativas, se observó una distribución en el contenido de humedad más homogénea entre las zonas (9,8 % en cerca, 7,4 % en media y 7,6 % en lejos), lo que sugiere una distribución hídrica más equilibrada en la ribera restaurada durante las primeras fases del proceso.

Durante el periodo **post-tardío**, se observaron de nuevo diferencias significativas y se registraron las medianas más altas de todo el periodo de estudio, con una clara tendencia creciente con la distancia al cauce: 19,3 % en la zona cercana, 24,6 % en la media y 22,3 % en la lejana. El test de Tukey confirmó diferencias significativas entre la zona media y la cercana (medio > cerca).

Por último, destaca el aumento generalizado del contenido en humedad respecto a los periodos anteriores, así como la acumulación predominante en la zona media. Este patrón resulta coherente con la configuración actual del entorno, donde se habilitó una zona inundable de aproximadamente 2.000 m², conectada al cauce mediante un canal de desagüe restaurado. Esta infraestructura permite la entrada de agua durante episodios de crecida, favoreciendo la retención de humedad en el suelo, especialmente en las zonas algo más alejadas del cauce principal.

Tabla 16. Evolución del contenido en humedad relativa según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Periodo	Medianas de la variable Humedad Relativa (%)		
	Cerca	Medio	Lejos
pre	7,6	9,4	8,1
post_reciente	9,8	7,4	7,6
post_tardío	19,3	24,6	22,3

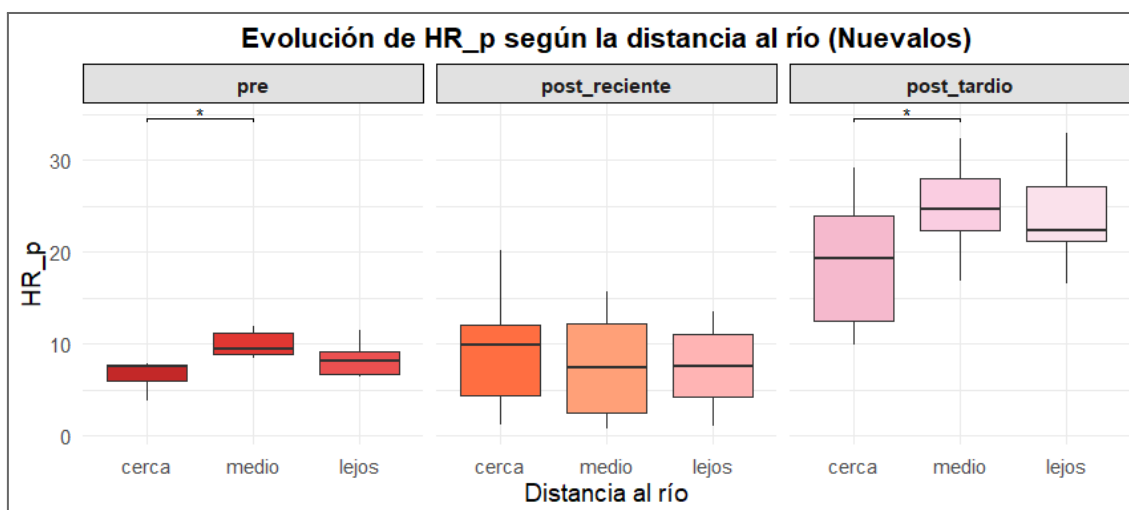


Figura 27. Evolución del contenido en humedad relativa según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Nota: En este caso, las categorías espaciales se mantuvieron constantes durante todo el periodo de estudio: *cerca* (1 m), *medio* (5 m) y *lejos* (15 m).

4.2.10. Carbono Total

El contenido en carbono total presentó diferencias significativas únicamente en el periodo **post-reciente**. En esta fase, se observaron que los valores de las medianas eran ligeramente superiores en la zona cercana (10,5 %) respecto a la media (9,7 %) y la lejana (10 %). El test post-hoc de Tukey confirmó diferencias significativas únicamente entre las zonas cercana y media (*cerca* > *medio*), lo que podría indicar una mayor acumulación de materia orgánica en los márgenes más próximos al río tras la restauración.

Durante el periodo post-tardío no se identificaron diferencias estadísticamente significativas entre distancias, aunque las medianas siguieron mostrando un patrón decreciente con la distancia al cauce: 11,2 % en la zona cercana, 10,2 % en la media y 10,3 % en la lejana. Esta distribución relativamente homogénea sugiere que, tras la restauración, los contenidos de carbono total tienden a estabilizarse entre zonas.

Por último, aunque las diferencias no fueron significativas en el periodo más reciente, la persistencia de valores más altos en las zonas próximas al cauce sugiere una mayor incorporación o retención de carbono en estos márgenes, posiblemente relacionada con las actuaciones de revegetación llevadas a cabo durante la restauración, que posiblemente favoreció la presencia de vegetación riparia densa y condiciones más estables de humedad y sombra.

Tabla 17. Evolución del contenido en carbono total según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

	Medianas de la variable Carbono total (%)		
Periodo	Cerca	Medio	Lejos
post_reciente	10,5	9,7	10
post_tardío	11,2	10,2	10,3

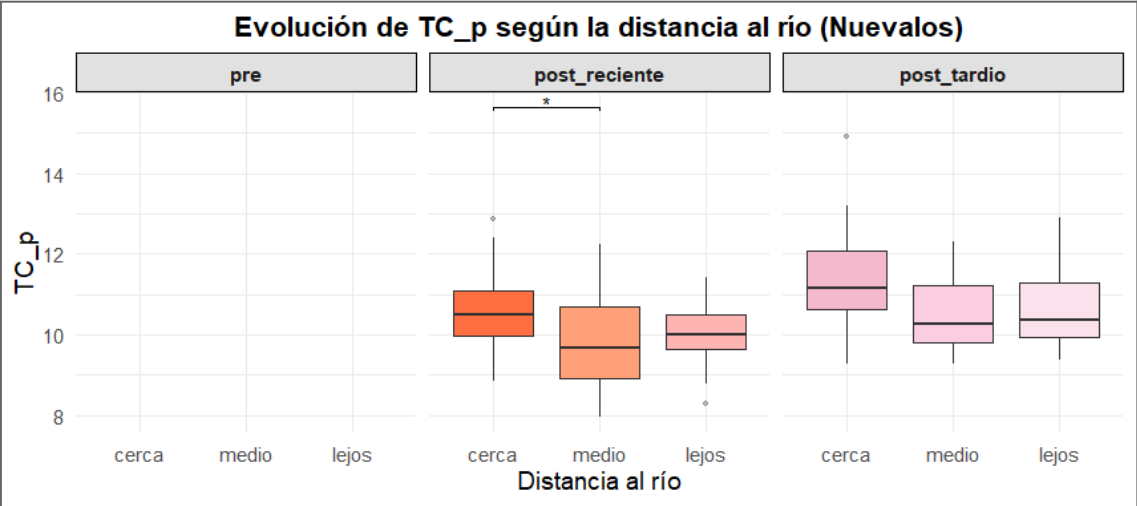


Figura 28. Evolución del contenido en carbono total según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Nota: En este caso, las categorías espaciales se mantuvieron constantes durante todo el periodo de estudio: *cerca* (1 m), *medio* (5 m) y *lejos* (15 m).

4.2.11. Carbono Inorgánico Total

El contenido en carbono inorgánico total presentó diferencias significativas únicamente en el periodo **post-tardío**, ya que no se dispone de datos para los periodos anteriores, lo que dificulta valorar si los valores actuales suponen un cambio o una mejora respecto a fases previas. En esta fase, se observaron medianas de 6,7 % en la zona cercana, 6,4 % en la media y 5,4 % en la lejana, mostrando un patrón decreciente con la distancia al cauce. El test post-hoc de Tukey confirmó diferencias significativas entre las zonas cercana y lejana (*cerca* > *lejos*), lo que sugiere una mayor acumulación de carbono inorgánico en los márgenes más próximos al río tras la restauración.

Por último, esta tendencia podría estar relacionada con condiciones más estables en las orillas restauradas, como una mayor humedad o cobertura vegetal, que habrían favorecido la retención de compuestos inorgánicos en estas zonas. En este sentido, como en el caso anterior, las actuaciones de revegetación pudieron contribuir a crear microambientes más propicios para la acumulación de carbono en los márgenes más cercanos al cauce.

Tabla 18. Evolución del contenido en carbono inorgánico total según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Periodo	Medianas de la variable Carbono inorgánico total (%)		
	Cerca	Medio	Lejos
post_tardío	6,7	6,4	5,4

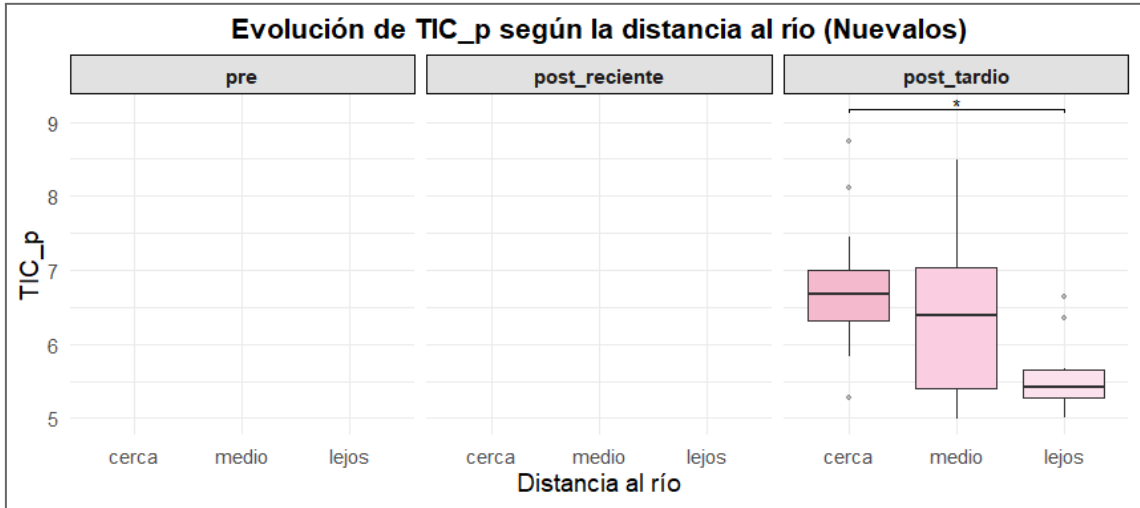


Figura 29. Evolución del contenido en carbono inorgánico total según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Nota: En este caso, las categorías espaciales se mantuvieron constantes durante todo el periodo de estudio: *cerca* (1 m), *medio* (5 m) y *lejos* (15 m).

4.2.12. Fósforo

El contenido en fósforo presentó diferencias significativas únicamente en el periodo **post-tardío**. En esta fase, se observó una disminución notable de los valores con respecto a los periodos anteriores y un patrón descendente con la distancia al cauce: 0,4 % en la zona cercana, 0,2 % en la media y 0,2 % en la lejana. El test post-hoc de Tukey confirmó que los valores en la zona cercana fueron significativamente mayores que en la media (*cerca* > *medio*), lo que sugiere cierta retención de fósforo en las zonas más próximas al río tras la restauración.

Durante los periodos pre y post-reciente no se detectaron diferencias significativas entre distancias, aunque las medianas fueron considerablemente más altas: en el periodo pre, los valores aumentaron con la distancia al río (2,7 %, 3,5 % y 3,9 %); mientras que en el post-reciente oscilaron entre 2,6 % y 3,9 %, sin seguir un patrón claro.

Por último, la marcada disminución del contenido en fósforo en el periodo post-tardío podría deberse a una pérdida inicial por lixiviación tras la restauración, antes de que la vegetación se consolidara. Posteriormente, la estabilización del suelo, junto con el desarrollo de especies autóctonas de ribera (favorecido por el desbroce de zarzas y las posteriores tareas de revegetación), habría contribuido a una mayor inmovilización

del fósforo, lo que explicaría tanto los bajos valores observados como su escasa variabilidad entre distancias.

Tabla 19. Evolución del contenido en fósforo según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Periodo	Medianas de la variable Fósforo (%)		
	Cerca	Medio	Lejos
pre	2,7	3,5	3,9
post_reciente	2,6	2,7	3,9
post_tardío	0,4	0,2	0,3

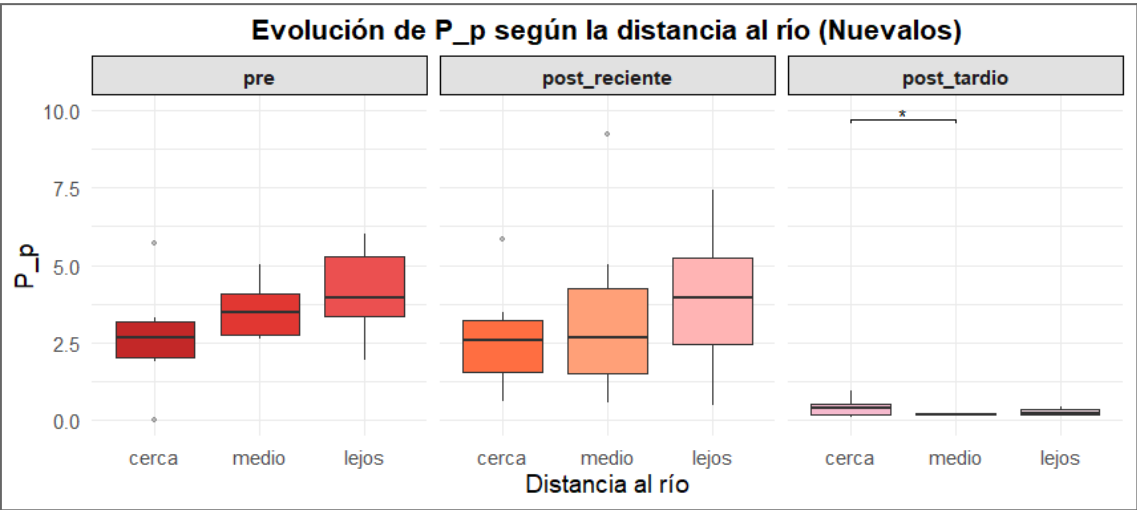


Figura 30. Evolución del contenido en fósforo según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Nota: En este caso, las categorías espaciales se mantuvieron constantes durante todo el periodo de estudio: *cerca* (1 m), *medio* (5 m) y *lejos* (15 m).

4.2.13. Carbonatos

El contenido en carbonatos presentó diferencias estadísticamente significativas únicamente en el periodo **post-tardío**. En esta fase, se observó un patrón decreciente con la distancia al cauce: 49,4 % en la zona cercana, 46,2 % en la media y 37,4 % en la lejana. El test post-hoc de Dunn, confirmó que los valores en la zona cercana fueron significativamente superiores a los de la media y la lejana (cerca > medio y lejos), lo que sugiere una mayor acumulación de carbonatos en los sectores más próximos al cauce.

Durante el periodo post-reciente, no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre distancias. Sin embargo, las medianas mostraron una distribución sin un patrón claro: 41,1 % en cerca, 45,6 % en medio y 42,7 % en lejos.

Cabe señalar que no se dispone de datos de carbonatos para el periodo previo a la restauración, lo que limita la posibilidad de determinar si los patrones observados

están relacionados con la restauración o si reflejan simplemente la composición natural del suelo en las distintas zonas de muestreo.

Tabla 20. Evolución del contenido en carbonatos según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Periodo	Medianas de la variable Carbonatos (%)		
	Cerca	Medio	Lejos
post_reciente	41,1	45,6	42,7
post_tardío	49,4	46,2	37,4

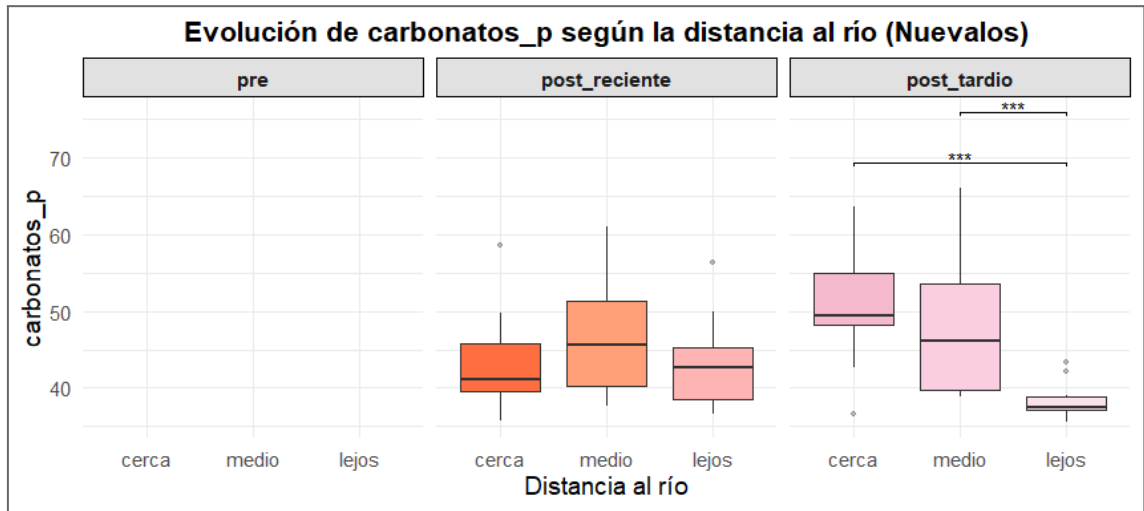


Figura 31. Evolución del contenido en carbonatos según la distancia al río en diferentes fases de restauración. Fuente: elaboración propia.

Nota: En este caso, las categorías espaciales se mantuvieron constantes durante todo el periodo de estudio: *cerca* (1 m), *medio* (5 m) y *lejos* (15 m).

4.3. Síntesis de resultados

Con el fin de ofrecer una visión global, en la Tabla 21 se resumen las variables edáficas que mostraron diferencias significativas en los objetivos planteados.

Tabla 21. Variables edáficas con diferencias significativas analizadas en los objetivos 1 y 2.
Fuente: elaboración propia.

Variable significativa	Objetivo 1 <i>Análisis temporal</i>	Objetivo 2 <i>Análisis espacial según método de restauración</i>	
	Análisis grupal con todas las localidades	Eliminación de mota, reperfilado y revegetación	Desbroce y regulación de avenidas
Textura del suelo (arcilla, arena y limo)	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Materia Orgánica	<input checked="" type="checkbox"/>	n.s.	n.s.
Humedad Relativa	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Carbono Total	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Carbono Inorgánico Total	n.s.	n.s.	<input checked="" type="checkbox"/>
Nitrógeno Total	<input checked="" type="checkbox"/>	n.s.	n.s.
Conductividad eléctrica	<input checked="" type="checkbox"/>	n.s.	n.s.
Fósforo	n.s.	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
pH	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	n.s.
Carbonatos	<input checked="" type="checkbox"/>	n.s.	<input checked="" type="checkbox"/>

Nota: ☒ Variable con diferencias significativas; n.s.: variable analizada pero sin diferencias significativas.

5. Discusión

Este estudio evaluó el efecto de la restauración ecológica del río Piedra sobre distintas propiedades del suelo, considerando su evolución temporal. En general, los resultados respaldan varias de las hipótesis de partida: se observó un aumento progresivo de la fracción arcilla y una reducción sostenida de la arena, lo que indica una textura más equilibrada con el paso del tiempo. Asimismo, la humedad relativa se incrementó en las fases más avanzadas, en concordancia con la ampliación del cauce y la mayor capacidad de retención hídrica. El carbono total y el nitrógeno total también aumentaron, en línea con la expectativa de una mayor fertilidad del suelo tras la revegetación, mientras que la materia orgánica mostró una evolución más variable. Finalmente, los parámetros fisicoquímicos (pH, conductividad eléctrica y carbonatos) mostraron también una tendencia general de aumento con el paso del tiempo.

Por otro lado, el análisis espacial de los servicios ecosistémicos del suelo mostró diferencias claras entre los métodos de restauración aplicados. En el Método 1 (eliminación de motas y reperfilado y revegetación de orillas), los resultados fueron coherentes con la hipótesis de que las diferencias aumentarían a medida que avanzara el tiempo: en el periodo post-tardío se registraron mayores contenidos de arcilla y limo en posiciones cercanas y medias, acompañados de un aumento de la humedad relativa en los márgenes y variaciones en el pH entre distancias. En el Método 2 (desbroce y regulación de avenidas), los patrones espaciales fueron distintos: las fracciones finas se concentraron en las zonas más alejadas, mientras que la arena se acumuló en los márgenes próximos al río; además, aunque el carbono y los carbonatos mostraron diferencias significativas con la distancia, el fósforo experimentó un descenso generalizado en todas las posiciones, alejándose de la hipótesis inicial de un aumento en los primeros años. En conjunto, los resultados confirman parcialmente las hipótesis planteadas, al tiempo que evidencian que el tipo de intervención condiciona la dirección y magnitud de la respuesta edáfica.

A continuación, los principales resultados se analizan en relación con los objetivos específicos del estudio, distinguiendo entre la evolución temporal de las propiedades edáficas y su variabilidad espacial en función del método de restauración aplicado.

5.1. OBJETIVO 1 - EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.

Comenzando por la **textura del suelo**, nuestros resultados revelaron cambios significativos a lo largo del periodo de estudio, reflejando la respuesta de los sedimentos a las actuaciones de restauración fluvial y a la dinámica hidromorfológica del río. En términos generales, se observó un incremento de las fracciones finas (especialmente arcilla) y una reducción de la fracción gruesa (arena), lo que supuso una transición desde suelos franco-arenosos en la fase pre-restauración a suelos franco-arcilloso-arenosos en el post-tardío (Tabla 3). Los suelos dominados por fracciones gruesas presentan una menor capacidad de retención hídrica y de nutrientes (Al-Ghamdi et al., 2021), por lo que esta transición hacia un mayor contenido en arcilla implica una mejora funcional con respecto a la provisión de

servicios ecosistémicos como la retención hídrica y ciclo de nutrientes. Además, la distribución del tamaño de partícula condiciona la porosidad, la aireación y la permeabilidad, lo que afecta de manera directa a la disponibilidad de nutrientes; la materia orgánica y los nutrientes tienden a adherirse a las partículas de arcilla, de modo que un incremento en las fracciones finas tras la restauración se traduce en una mayor retención y estabilización de recursos edáficos (Wu et al., 2022).

En particular, el contenido en arcilla tuvo un incremento progresivo alcanzando sus valores más elevados en el periodo post-tardío. Sin embargo, el limo mostró un comportamiento más variable, con un aumento en el post-reciente seguido de un descenso acusado en el post-tardío, lo que refleja procesos iniciales de deposición y una posterior estabilización. Por último, la fracción de arena siguió el patrón inverso y se redujo a lo largo del tiempo. Estos patrones coinciden con lo observado por Xu et al. (2022), donde la restauración vegetal con comunidades arbustivas y herbáceas promovió un aumento de limo y arcilla y una reducción de arena, reduciendo la heterogeneidad textural y mejorando la estructura del suelo. Aunque las actuaciones en Llumes y Cimballa se plantaron otro tipo de vegetación, el efecto funcional es comparable: la cobertura vegetal favorece la acumulación de fracciones finas y la estabilización del sustrato frente a la erosión. En conjunto, estos procesos contribuyen directamente al servicio ecosistémico de estructura del suelo, al aumentar su resistencia frente a la erosión, y al servicio de regulación hídrica y ciclo de nutrientes (Xu et al, 2022), ya que las fracciones finas incrementan la capacidad del suelo para retener agua y reciclar compuestos esenciales para la productividad del ecosistema.

La **materia orgánica** del suelo mostró diferencias significativas únicamente en el análisis temporal por fases (Figura 10), con un incremento en el post-reciente y un descenso en el post-tardío. Este aumento temprano puede vincularse tanto a la revegetación de ribera como al uso de mantas orgánicas y biorrollos en las actuaciones, que habrían favorecido un pulso inicial de incorporación de carbono al suelo. Este patrón coincide con lo descrito por Zhang et al. (2024), quienes señalan que la revegetación promueve incrementos tempranos de carbono orgánico que tienden a estabilizarse posteriormente.

Por otro lado, el comportamiento observado también se ajusta con la dinámica de descomposición de la hojarasca descrita por Ferreira et al. (2020): una fase rápida de lixiviación y degradación microbiana de compuestos accesibles, seguida de una ralentización asociada a fracciones más recalcitrantes, como la lignina. Así, el incremento detectado en el post-reciente refleja el aporte inicial de biomasa y materiales de restauración, mientras que el descenso en el post-tardío responde a la progresiva estabilización y descomposición de dichos aportes.

Desde el punto de vista funcional, esta dinámica contribuye al servicio ecosistémico del ciclo de nutrientes y a la regulación de la calidad del agua, al retener y reciclar compuestos que de otro modo serían exportados al cauce. La ausencia de diferencias espaciales significativas (Objetivo 2) sugiere que la variación de esta variable estuvo más ligada a un pulso inicial de las actuaciones que a un patrón estructural en el gradiente fluvial.

En relación con la hipótesis, los resultados confirman en parte lo esperado: la restauración generó un incremento inicial de materia orgánica vinculado a la revegetación y a los materiales empleados, lo que valida el efecto temprano previsto. Sin embargo, el descenso observado en el post-tardío indica que este efecto fue transitorio y no supuso un aumento sostenido del contenido en materia orgánica.

El **carbono total** mostró un incremento progresivo tras la restauración (Figura 12). Este patrón es consistente con lo observado en otros estudios sobre restauración de llanuras aluviales. Por ejemplo, Samaritani et al. (2011) analizaron diferentes reservorios y flujos de carbono en el río Thur (Suiza), comparando una sección canalizada con otra restaurada. Encontraron que *“la sección restaurada exhibió un rango mayor y una heterogeneidad más alta de reservorios y flujos de carbono orgánico, así como mayor biodiversidad vegetal que la sección canalizada”*. En particular, los autores destacaron que *“en la sección restaurada, las crecidas frecuentes produjeron alta heterogeneidad con aumentos temporales de reservorios de C y de respiración del suelo”*, mientras que en los bosques maduros *“la textura más fina de los suelos y la correspondiente mayor capacidad de retención de agua condujeron a altos niveles de reservorios de carbono”*.

Estos resultados refuerzan la interpretación de que la restauración no solo incrementa el carbono total en los suelos, sino que también promueve una dinámica más activa y variable de los reservorios de carbono en el suelo, asociada a la mayor conectividad hidrológica y a la diversidad de hábitats generada por las actuaciones. En nuestro caso, el incremento sostenido de carbono total en las fases posteriores refleja esa acumulación progresiva vinculada a la revegetación y, de forma destacada, a la deposición de sedimentos finos, que favorecen tanto la retención de agua como la estabilización de materia orgánica y carbono en los horizontes edáficos (Samaritani et al., 2011).

La comparación entre la materia orgánica y el carbono total pone de relieve la complementariedad de ambos indicadores. La materia orgánica reflejó un pulso inicial de incremento tras la restauración, seguido de una estabilización asociada a los procesos de descomposición y mineralización de los aportes tempranos. El carbono total, en cambio, mostró una tendencia de acumulación más sostenida en las fases posteriores a las actuaciones, lo que sugiere que parte de esa materia orgánica inicial se estabilizó en los horizontes edáficos, contribuyendo al almacenamiento de carbono en el suelo a medio y largo plazo. Este contraste indica que la restauración no solo promovió respuestas rápidas en la fracción más activa, sino que también generó condiciones para la consolidación de reservas más duraderas. En conjunto, ambos resultados refuerzan la hipótesis de que las actuaciones favorecen simultáneamente el ciclo de nutrientes a corto plazo y la capacidad de almacenamiento de carbono a más largo plazo, integrando así beneficios ecológicos y climáticos.

La **humedad relativa del suelo** mostró un incremento progresivo a lo largo del período de estudio, alcanzando sus valores más elevados en el post-tardío (Figura 11). Este comportamiento indica que las actuaciones de restauración contribuyeron a mejorar la capacidad de retención hídrica, tanto por el restablecimiento de la vegetación de ribera como por la mayor conectividad lateral entre el cauce y la llanura

de inundación. Li et al. (2022) y Noe et al. (2019) señalan que la revegetación y la recuperación de la conectividad fluvial incrementan la capacidad de los suelos para retener agua y sedimentos, favoreciendo la infiltración y la regulación hídrica. De manera complementaria, Skidmore y Wheaton (2022) destacan que los ríos y sus llanuras de inundación actúan como infraestructura natural, funcionando como esponjas que almacenan agua, sedimentos y carbono cuando se eliminan defensas rígidas y se devuelve espacio al cauce.

Este incremento progresivo confirma la hipótesis inicial de que la restauración ecológica aumentaría la humedad del suelo, especialmente en fases posteriores. Además, refuerza servicios ecosistémicos clave como la regulación hídrica, al favorecer la infiltración y almacenamiento de agua, y la formación del suelo, al mejorar la estructura y estabilidad del medio edáfico.

El **nitrógeno total** mostró un incremento significativo tras la restauración, con un máximo en el periodo post-reciente seguido de una estabilización en el post-tardío (Figura 13). No obstante, incluso en esta última fase los valores se mantuvieron por encima de los registrados en la etapa pre-restauración, lo que indica un aumento sostenido en el contenido de nitrógeno del suelo. Este patrón refleja, en primer lugar, los aportes iniciales de biomasa derivados de la revegetación, junto con la intensificación de la actividad microbiana. Ren et al. (2018) demostraron que la revegetación en zonas riparias incrementa notablemente la biomasa microbiana implicada en los ciclos de carbono, nitrógeno y fósforo, así como la actividad enzimática del suelo, contribuyendo a un reciclado más eficiente y estable de nutrientes.

De forma complementaria, la reconexión del cauce con su llanura de inundación también habría potenciado esta dinámica. Mayer et al. (2022) señalan que la restauración diseñada para restablecer dicha conectividad favorece la reducción de las concentraciones de nitrato en aguas superficiales y subterráneas, al crear condiciones hidrológicas que estimulan la actividad microbiana, en particular la desnitrificación. Esta interacción entre aportes iniciales de biomasa y procesos microbianos ligados a la restauración explicaría tanto el pico temprano como la posterior estabilización de los niveles de nitrógeno. En este sentido, la reconexión lateral generó zonas húmedas y con menor oxigenación en las que los microorganismos pudieron transformar nitratos en formas gaseosas (N_2 , N_2O), reduciendo así el exceso de nitrógeno disponible en el sistema. De esta manera, tanto los aportes iniciales de biomasa, que explican el incremento temprano de nitrógeno total, como los procesos microbianos, que promueven su eliminación y reciclaje, explicarían tanto el pulso inicial como la posterior estabilización de los niveles de nitrógeno en el suelo.

Por tanto, los resultados confirman en parte la hipótesis inicial, al mostrar un incremento temprano de nutrientes seguido de una estabilización edáfica y, además, demuestran que la restauración puede favorecer la desnitrificación y reducir de manera natural la exportación de nitratos hacia el cauce. Esto convierte al propio río y a su llanura de inundación en una forma de infraestructura verde capaz de mejorar la calidad del agua, reduciendo así la necesidad de recurrir a infraestructuras artificiales de depuración.

5.2. OBJETIVO 2 - DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL SUELO Y DIFERENCIAS ENTRE MÉTODOS DE RESTAURACIÓN

El análisis espacial reveló que la distribución de las **fracciones texturales** varió en función del método de restauración implementado y de la presión agrícola histórica en cada localidad.

En Llumes y Cimballa, donde se llevó a cabo la eliminación de la mota y reperfilado de la orilla en la margen derecha del río (Método 1), antes de la restauración las zonas más alejadas del cauce fluvial concentraban mayores contenidos de arcilla y limo (Figuras 17 y 18), lo que reflejaba una acumulación de fracciones finas en sectores distantes al cauce. Tras la eliminación de motas, este patrón se invirtió y fueron las zonas cercanas al río las que registraron mayores concentraciones de partículas finas (Figuras 17 y 18). Este cambio se explica por la recuperación de la conexión lateral del río: durante los episodios de crecida, los márgenes presentan menor energía hidráulica que el cauce principal, lo que favorece la deposición de sedimentos finos en sectores próximos (Best et al., 2017; Noe et al., 2019). La revegetación mediante plantaciones y mantas orgánicas reforzó este proceso al incrementar la rugosidad hidráulica y reducir la velocidad del flujo, facilitando la retención de partículas (Gurnell et al., 2022). Además, estudios en cauces restaurados urbanos han demostrado que el aumento de la conectividad lateral incrementa de forma notable la retención de sedimentos y nutrientes en las llanuras de inundación, reforzando el papel de estas zonas en la mejora de la calidad del agua y la estabilización del suelo (McMillan & Noe, 2017). En este contexto, el enriquecimiento de arcilla y limo en las zonas ribereñas mejora la retención de nutrientes (debido a mayor presencia de partículas finas), la regulación de crecidas (al amortiguar los pulsos hídricos y retener sedimentos), la regulación de la calidad del agua (al asociarse las fracciones finas con el aumento de nutrientes y materia orgánica), y el servicio de formación del suelo (al consolidar la estructura edáfica a través de la deposición de fracciones finas) (Noe et al., 2019).

En Nuévalos, donde se abrió un canal lateral para favorecer la inundación en uno de los meandros del río (Método 2), aunque no se dispone de datos para la fase pre-restauración, los análisis posteriores mostraron un marcado aumento del contenido en arcilla (Figura 24). A diferencia de los resultados del método anterior, donde se invirtió el gradiente espacial, aquí las fracciones finas se mantuvieron más concentradas en las zonas alejadas al cauce, un patrón asociado a la creación de la amplia llanura de inundación, que favoreció la deposición progresiva de partículas finas en sectores distantes (Cabezas et al., 2009). El limo reforzó esta dinámica: pese a descender en el post-tardío (Tabla 14), se mantuvo más elevado en áreas externas, lo que evidencia cómo la expansión lateral del flujo condicionó la deposición de sedimentos. En este sentido, este proceso también fue descrito por von Suchodoletz et al. (2022) en la llanura del río Weiße Elster (Alemania), donde las crecidas en la

llanura de inundación favorecieron también la acumulación recurrente de limos y arcillas en sectores distantes al cauce.

Por tanto, ambos métodos podrían confirmar una mejora de los servicios ecosistémicos vinculados a la regulación hídrica, la retención de nutrientes y la conservación del suelo.

En cuanto a la arena, mostró un comportamiento inverso al de las fracciones finas. Para el Método 1 predominaba inicialmente en las zonas cercanas, pero tras la restauración se concentró en áreas más alejadas, reflejando un proceso de redistribución en el que las partículas gruesas quedaron depositadas en los sectores más externos (Figura 19). Este cambio redujo la susceptibilidad de las zonas próximas al cauce a la erosión, reforzando el servicio de formación del suelo al favorecer la consolidación de materiales estables en los márgenes. En el método 2, por el contrario, no se observaron diferencias significativas entre distancias, lo que sugiere un patrón más homogéneo asociado a la dinámica de la llanura de inundación (Tabla 12).

En conjunto, los resultados muestran que la restauración fluvial no solo modificó la dinámica temporal de la textura del suelo, sino que también reorganizó su distribución espacial en función de las actuaciones implementadas. La eliminación de motas concentró fracciones finas en zonas ribereñas, reforzando servicios de formación del suelo, regulación de crecidas y regulación de la calidad del agua en los márgenes inmediatos. En cambio, la creación de una amplia llanura inundable promovió la deposición de partículas finas en sectores externos, favoreciendo procesos más extensos de conservación del suelo, ciclo de nutrientes y formación del suelo. Estos resultados respaldan la hipótesis de que la restauración favorece un equilibrio textural más estable, asociado a una mayor capacidad de provisión de servicios ecosistémicos de soporte y regulación.

En cuanto al carbón del suelo, con el Método 1 (eliminación de la mota y reperfilado de orilla en Llumes y Cimballa) se observó un mayor contenido en las zonas cercanas al cauce (Tabla 9), lo que sugiere que los márgenes funcionaron como sumideros preferentes reforzados por las actuaciones de revegetación y estabilización de orillas. La eliminación de motas contribuyó a restablecer la conectividad lateral y, con ello, a favorecer la deposición de partículas finas y carbono en la ribera. Este proceso coincide con lo señalado por D'Elia et al. (2017), quienes demostraron que la reconexión del cauce con la llanura de inundación incrementa notablemente el almacenamiento de carbono, y con Hinshaw & Wohl (2023), que destacan que la conectividad cauce-llanura y el aumento del nivel freático son factores clave para maximizar el secuestro de carbono en suelos ribereños restaurados. Además de la deposición física de sedimentos finos asociada a la reconexión lateral, la plantación de sauces (*Salix sp.*) en la franja más próxima al cauce en estas localidades pudo contribuir al enriquecimiento de carbono, al aportar biomasa aérea y subterránea y estimular la actividad microbiana. Estos mecanismos han sido documentados en otros contextos de restauración, donde la presencia de sauces favorece el aumento de la materia orgánica, la acumulación de fracciones húmicas en el suelo, mejorando así la fertilidad edáfica. (Urbaniak et al., 2017; Mohsin et al., 2022). Desde una perspectiva

funcional, este proceso refuerza servicios ecosistémicos clave: el secuestro de carbono y, con ello, la regulación climática, el ciclo de nutrientes a través de la mejora de la disponibilidad y reciclado de compuestos orgánicos, y la formación del suelo, al potenciar la estabilidad estructural edáfica.

Con el Método 2 (desbroce y regulación de avenidas en Nuévalos), los valores de carbono total fueron claramente más elevados que en el resto de localidades (medianas de 10,5–11,2% frente a un máximo de 7,4% en Llumes y Cimballa; Tablas 17 y 9 respectivamente). Aunque la ausencia de datos en el periodo pre-restauración dificulta comparaciones directas, el incremento tras la intervención puede vincularse a la creación de la amplia llanura de inundación, que favoreció la deposición y enterramiento de sedimentos ricos en carbono en zonas de baja energía. Este mecanismo ha sido señalado por D'Elia et al. (2017) y confirmado por Hinshaw & Wohl (2023), quienes subrayan que las llanuras de inundación restauradas funcionan como sumideros efectivos de carbono, al acumular y preservar materia orgánica en condiciones de baja dinámica. Asimismo, los valores superiores registrados en Nuévalos apoyan la hipótesis de que las zonas con menor presión agrícola junto con las actuaciones de restauración mejoran la calidad del suelo.

Con el Método 1 (Llumes y Cimballa), la **humedad relativa del suelo** mostró un cambio marcado tras la restauración. Mientras que en la fase pre-restauración los valores más altos se registraban en zonas medias y lejanas (tras la mota), en el post-tardío fueron las zonas cercanas y medias las que concentraron mayor humedad (en la ribera restaurada) (Tabla 8). Este patrón puede vincularse a las actuaciones de reperfilado y bioingeniería en las orillas, junto con la eliminación de motas, que restablecieron la conectividad lateral del cauce y favorecieron la infiltración en los márgenes ribereños. En este sentido, Li et al. (2022) destacan que la reconexión de la llanura de inundación y la revegetación fluvial aumentan la capacidad de almacenamiento de agua y la regulación hídrica, coherente con los cambios observados en estos tramos. En particular, la plantación de sauces (*Salix* sp.) en la franja más próxima al cauce habría reforzado este efecto, ya que esta especie está adaptada a suelos saturados y contribuye a mantener la humedad edáfica en ambientes riparios. Tal y como señalan Díaz-Alba et al. (2023), los sauces actúan como ingenieros ecosistémicos en sistemas fluviales, favoreciendo la regulación hídrica y la regeneración de hábitats ribereños. De este modo, su presencia no solo contribuye a la retención de agua en el suelo, sino que también fortalece la resiliencia del ecosistema frente a sequías y crecidas, asegurando la provisión de servicios de soporte y regulación a medio y largo plazo.

Con el Método 2 (Nuévalos), el comportamiento fue diferente y estuvo condicionado por la creación de la amplia llanura de inundación. Tras la restauración se registró un aumento muy acusado de la humedad, especialmente en el periodo post-tardío, con máximos en la zona media de la llanura (Tabla 16). Este patrón refleja el funcionamiento del nuevo espacio inundable, diseñado para recibir y retener aportes de agua durante episodios de crecida, lo que explica la mayor acumulación de humedad en posiciones intermedias respecto al cauce principal. Estos resultados apoyan la hipótesis de que las actuaciones en zonas con llanuras de inundación funcionales favorecen una mayor retención hídrica y, con ello, el refuerzo de servicios ecosistémicos de regulación hídrica y resiliencia frente a avenidas.

El **fósforo** presentó una dinámica más variable y claramente dependiente de la distribución espacial. Con el Método 1 (Llumes y Cimballa), en el periodo

pre-restauración ya se apreciaba un mayor contenido en las zonas medias y lejanas, lo que refleja los usos agronómicos y la acumulación de aportes difusos en sectores más distantes del cauce. Tras la restauración, en el post-reciente se mantuvo este enriquecimiento en las zonas lejanas (Tabla 10), asociado tanto a la persistencia de dicha señal agrícola como a la incorporación de fósforo procedente de la descomposición de restos vegetales y de la actividad microbiana favorecida por la revegetación (Chi et al., 2022). En el post-tardío, los valores descendieron de forma generalizada y se perdió el gradiente espacial (Figura 22). Esta transición indica que los procesos iniciales de liberación fueron progresivamente sustituidos por mecanismos de estabilización: la reducción de los aportes difusos agrícolas tras la restauración habría limitado nuevas entradas, mientras que la mayor capacidad del sistema ribereño para retener y transformar el fósforo, favorecida por la revegetación y la recuperación de la conectividad lateral, promovió su incorporación y reciclaje en los sedimentos (Fu et al., 2021). A medida que avanzó la sucesión vegetal, el fósforo tendió además a inmovilizarse en fracciones orgánicas más estables, reduciendo su disponibilidad inmediata pero reforzando la consolidación edáfica a largo plazo (Celi et al., 2014). En este contexto, la plantación de sauces (*Salix* sp.) en las zonas más cercanas al cauce en Llumes y Cimballa pudo desempeñar un papel adicional como barrera biológica frente a contaminantes difusos de origen agrícola, ya que se ha demostrado que esta especie es capaz de absorber y estabilizar elementos como Cd, Pb, Zn, Cu o As, presentes habitualmente en fertilizantes y pesticidas (Wieshammer et al., 2007; Yu et al., 2022; Yang et al., 2020; Lebrun et al., 2017). Aunque estos procesos se han descrito principalmente en suelos urbanos o industriales (Urbaniak et al., 2017; Mohsin et al., 2022), sus mecanismos de fitorremediación podrían ser también aplicables en el contexto del río Piedra, donde la presión agrícola es considerado como uno de los grandes problemas ambientales en la zona.

Con el Método 2 (Nuévalos), los valores de fósforo fueron en general más bajos, aunque con una ligera acumulación en la zona próxima al cauce (Tabla 19). Este patrón puede asociarse a la creación de la llanura de inundación, que favoreció la deposición localizada de sedimentos finos y ricos en fósforo en los márgenes del río, así como a los aportes derivados de la vegetación riparia. Al mismo tiempo, la menor presión agrícola en este tramo habría limitado las cargas difusas en las zonas medias y lejanas, reforzando la distribución observada.

Desde una perspectiva funcional, esta dinámica refleja lo descrito por Felipe-Lucia & Comín (2015), quienes señalan que la intensificación agrícola tiende a incrementar servicios de provisión pero degrada la calidad del agua y el control de nutrientes, mientras que la restauración de riberas promueve sinergias entre servicios de regulación que mejoran la multifuncionalidad del sistema. En este sentido, la disminución progresiva de fósforo biodisponible tras la restauración puede interpretarse como un refuerzo de los servicios de ciclo de nutrientes, regulación de la calidad del agua y formación del suelo, al estabilizar los compuestos en formas menos solubles y más resilientes a largo plazo.

En conjunto, los resultados confirman las hipótesis planteadas para las variables principales analizadas (textura, nutrientes y humedad), al evidenciar mejoras en la estructura edáfica como la capacidad de retención de agua y en la disponibilidad de

nutrientes tras la restauración. Sin embargo, en relación con los parámetros fisicoquímicos, los resultados no fueron del todo coherentes con lo esperado: el **pH** mostró un aumento en el Método 1, lo que contradice la hipótesis inicial de una tendencia hacia la neutralidad y los **carbonatos** solo presentaron diferencias significativas en el Método 2, aumentando en las posiciones cercanas y disminuyendo en las más alejadas. En conjunto, estas observaciones confirman parcialmente las hipótesis de partida y ponen de manifiesto que la respuesta edáfica depende en gran medida del tipo de intervención aplicada.

5.3. Síntesis final de los servicios ecosistémicos y verificación de hipótesis.

Tabla 22. Contraste entre hipótesis iniciales y resultados obtenidos para los servicios ecosistémicos del suelo. Fuente: Elaboración propia.

<u>Servicio Ecosistémico</u>	<u>Indicador principal</u>	<u>Hipótesis inicial</u>	<u>Cumplimiento</u>		
			<u>Objetivo 1</u> <i>Análisis temporal</i>	<u>Objetivo 2</u> <i>Análisis espacial según método de restauración</i>	
			Análisis grupal con todas las localidades	Eliminación de mota, reperfilado y revegetación	Desbroce y regulación de avenidas
Fertilidad del suelo	Contenido en Materia Orgánica	Aumento	Parcial	n.s	n.s
Ciclo de Nutrientes	Contenido de Nitrógeno Total	Aumento durante los primeros años, con descenso o estabilización después de las actuaciones	Sí	n.s	n.s
	Contenido en Fósforo		Sí	Sí	n.s
	Contenido de Carbono Orgánico Total	Aumento	Sí	Sí	Sí
Regulación hídrica	Contenido en humedad relativa	Aumento, especialmente en zonas con llanuras funcionales	Sí	Sí	Sí
Estructura del suelo	Textura del suelo	Textura más equilibrada en el tiempo	Sí	Sí	Sí
Calidad del suelo	pH	valores más neutros	No	No	n.s

6. Conclusión

La evolución temporal de los servicios ecosistémicos del suelo tras la restauración del río Piedra mostró una tendencia clara hacia la recuperación funcional del suelo. Antes de la intervención, las márgenes estaban empobrecidas y dominadas por fracciones gruesas, con baja capacidad de retención hídrica y de nutrientes, lo que limitaba tanto la fertilidad como la estabilidad estructural del sistema. Con la restauración, el incremento progresivo de arcilla y limo y la reducción de arena transformaron este escenario, favoreciendo la retención de agua, la estabilización de nutrientes y el almacenamiento de materia orgánica y carbono. Estos cambios no deben entenderse únicamente como mejoras en la “calidad del suelo”, sino como la reactivación de procesos fundamentales: el ciclo de nutrientes, al incrementar la capacidad del suelo para retener y reciclar compuestos esenciales; la regulación hídrica, al aumentar la capacidad de almacenamiento de agua y mejorar la resiliencia frente a sequías y crecidas; y la regulación climática, a través de la consolidación de reservas de carbono en horizontes estables. La materia orgánica y el nitrógeno total reflejaron un pulso inicial asociado a la revegetación y a los aportes de bioingeniería, seguido de una estabilización que indica la transición hacia un sistema más equilibrado. En cambio, los parámetros fisicoquímicos mostraron un comportamiento diferente: tanto la conductividad eléctrica como los carbonatos y el pH aumentaron con el tiempo, siendo este último resultado contrario a la hipótesis inicial que planteaba una tendencia hacia valores más neutros.

Por otro lado, el análisis espacial mostró que la restauración no solo generó cambios temporales, sino que también modificó la forma en que los servicios ecosistémicos del suelo se distribuyen entre distancias, dependiendo del tipo de actuación realizada y del contexto histórico. Con el Método 1 (eliminación de motas y reperfilado y revegetación de orillas), se invirtieron los gradientes previos: los sedimentos finos, antes confinados en zonas externas al cauce, pasaron a concentrarse en los márgenes, restituyendo a las orillas su papel como reservorios de agua, nutrientes y carbono. Esta redistribución reforzó la fertilidad edáfica y la estabilidad de los márgenes, además de mejorar su capacidad para retener sedimentos, amortiguar crecidas y contribuir a la calidad del agua. Con el Método 2 (desbroce y regulación de avenidas), la creación de una amplia llanura de inundación promovió la deposición de fracciones finas, humedad y carbono en sectores más distantes, configurando un espacio de baja energía con elevada capacidad de almacenamiento, que actúa como sumidero de agua, nutrientes y carbono y amplía la resiliencia del sistema a escala de paisaje.

En conjunto, este trabajo demuestra que la restauración del río Piedra ha revertido un estado de degradación caracterizado por la pérdida de conectividad y la inversión de gradientes naturales, hacia un sistema más fértil, estable y multifuncional. Más allá de las mejoras edáficas puntuales, lo relevante es que se han restituido los procesos ecológicos que sostienen la provisión de servicios ecosistémicos esenciales: la regulación hídrica, el ciclo de nutrientes, la conservación y formación del suelo y la regulación climática. Un ejemplo ilustrativo es el incremento de la fracción arcillosa: este cambio, aparentemente limitado a la textura, repercute de forma simultánea en la

capacidad de retención hídrica, en la acumulación de materia orgánica y en la fertilidad del suelo, reflejando cómo la mejora de un solo parámetro puede potenciar múltiples servicios a la vez. El caso del río Piedra constituye así un ejemplo de cómo las intervenciones basadas en procesos naturales no solo modifican la morfología fluvial, sino que reconstruyen la base ecológica necesaria para garantizar la sostenibilidad y la resiliencia de los ecosistemas restaurados a largo plazo. En este sentido, apostar por el propio río y su llanura de inundación como infraestructura verde muestra que no siempre es necesario recurrir a grandes soluciones de ingeniería: cuando se recupera la dinámica natural del sistema, el propio ecosistema se convierte en el mejor aliado para restaurar funciones, generar multifuncionalidad y reducir la dependencia de infraestructuras artificiales.

7. Bibliografía

AgroArecha. (n.d.). *Características de los diferentes suelos*. https://agroarecha.com/pdf/Caracteristicas_de_los_diferentes_suelos.pdf

Al-Ghamdi, A. A., Tadesse, Y., Adgaba, N., & Alghamdi, A. G. (2021). Soil Degradation and Restoration in Southwestern Saudi Arabia through Investigation of Soil Physiochemical Characteristics and Nutrient Status as Indicators. *Sustainability*, 13(16), 9169. <https://doi.org/10.3390/su13169169>

Best, J. Anthropogenic stresses on the world's big rivers. *Nature Geosci* 12, 7–21 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0262-x>

Bernhardt, E. S., & Palmer, M. A. (2011). *River restoration: The fuzzy logic of repairing reaches to reverse catchment scale degradation*. *Ecological Applications*, 21(6), 1926-1931. <https://doi.org/10.1890/10-1574.1>

Bernhardt, E. S., & Palmer, M. A. (2007). Restoring streams in an urbanizing world. *Freshwater biology*, 52(4), 738-751. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01718.x>

Fernandes, M. R., Aguiar, F. C., Martins, M. J., Rivaes, R., & Ferreira, M. T. (2020). Long-term human-generated alterations of Tagus River: Effects of hydrological regulation and land-use changes in distinct river zones. *Catena*, 188, 104466. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104466>

Celi, L., Cerli, C., Turner, B. L., Santoni, S., & Bonifacio, E. (2014). Biogeochemical cycling of soil phosphorus during natural revegetation of *Pinus sylvestris* on disused sand quarries. *Plant and Soil*, 367, 121–134. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1627-y>

Chakraborty, S. K. (2021). *Land-Use Changes: Floodplains, Dams, and Reservoirs – Integrated River Basins Management* (Capítulo 6). En *Riverine Ecology Volume 2* (pp. 531-...) Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-53941-2_6

Enguita, M. (n.d.). *El agua: Propiedades, ciclo y más*. <https://cimballa.com/agua/>

Cabezas, Á., Comín, F. A., Beguería, S., & Trabucchi, M. (2009). *Hydrologic and landscape changes in the Middle Ebro River (NE Spain): Implications for restoration and management*. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13(2), 273–284. https://www.researchgate.net/publication/26640376_Hydrologic_and_landscape_chang

[es in the Middle Ebro River NE Spain Implications for restoration and management](#)

Chavarría, F. J. (2011). *Edafología 1* (1.^a ed.). Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, Proyecto UNICA – Universidad en el Campo. <https://studylib.es/doc/8868507/edafolog%C3%ADa-1>

Chi, Y., Wang, C., Zhao, Y., Liu, H., Xu, M., & Zhang, L. (2022). Phosphorus dynamics in litter–soil systems during litter decomposition in larch plantations across the chronosequence. *Frontiers in Plant Science*, 13. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1010458>

Christopher, N., Vachette, A., Horne, A., & Kosovac, A. (2024). Enhancing river floodplain management with nature-based solutions: Overcoming barriers and harnessing enablers. *WIREs Water*, 8(5), e1545. <https://doi.org/10.1002/wat2.1545>

Comín, F. A., Sorando, R., Miranda, B., Pastor, C., Guaras, L., & Anzalone, V. (2010). *Definición del estado ecológico de la cuenca del río Piedra y la determinación de las actuaciones a realizar para la restauración de la funcionalidad ecológica* (Informe técnico). Instituto Pirenaico de Ecología-CSIC.

Confederación Hidrográfica del Ebro. (2010a). *Identificación y caracterización de la interrelación que se presenta entre aguas subterráneas, cursos fluviales, descarga por manantiales, zonas húmedas y otros ecosistemas naturales de especial interés hídrico: 091.086 Páramos del Alto Jalón* (Informe técnico). Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. https://info.igme.es/SidPDF/148000/21/148021_0000009.pdf

Confederación Hidrográfica del Ebro. (2010b). *Páramos del Alto Jalón (09.86)* [Informe técnico]. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino <https://www.chebro.es/documents/20121/417147/ES091086+P%C3%A1ramos+del+Alto+Jal%C3%B3n.pdf>

D'Elia, A., Liles, G.C., Viers, J.H. *et al.* Deep carbon storage potential of buried floodplain soils. *Sci Rep* 7, 8181 (2017). <https://doi.org/10.1038/s41598-017-06494-4>

Camacho Valdez, V. & Ruiz Luna, A.(2012). Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Revista Bio Ciencias*, 1(4), 3-15. https://www.researchgate.net/publication/235985361_Marco_conceptual_y_clasificaci%C3%B3n_de_los_servicios_ecosistemicos

Díaz-Alba, D., Henry, A. L., García de Jalón, D., González del Tánago, M., & Martínez-Fernández, V. (2023). Salix regeneration in fluvial landscapes: Empirical findings based on a systematic review. *Ecological Engineering*, 193, 107010. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107010>

Ekka, A., Pande, S., Jiang, Y., y Van Der Zaag, P. (2020). Modificaciones antropogénicas y servicios ecosistémicos fluviales: una perspectiva paisajística. *Agua* . <https://doi.org/10.3390/W12102706>.

Felipe Lucia, M. R. (2015). *Análisis de las interacciones ecológicas y sociales que intervienen en el flujo de servicios de los ecosistemas: Propuestas para la gestión de la llanura de inundación del río Piedra* (Tesis doctoral). Universidad Pablo de Olavide, Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Zaragoza–Jaca.

Felipe-Lucia, M. R., Comín, F. A. & Bennett, E. M. (2014). Interactions among ecosystem services across land uses in a Floodplain Agroecosystem. *Ecology and Society*, 19(1). <https://www.ecologyandsociety.org/vol19/iss1/art20/>

Flores-Ruiz, Eric, Miranda-Navales, María Guadalupe, & Villasís-Keever, Miguel Ángel. (2017). El protocolo de investigación VI: cómo elegir la prueba estadística adecuada. Estadística inferencial. *Revista alergia México*, 64(3), 364-370. <https://doi.org/10.29262/ram.v64i3.30>.

Fu, A., Li, W., Chen, Y., Wang, Y., Hao, H., Li, Y., Sun, F., Zhou, H., Zhu, C., & Hao, X. (2021). The effects of ecological rehabilitation projects on the resilience of an extremely drought-prone desert riparian forest ecosystem in the Tarim River Basin, Xinjiang, China. *Scientific Reports*, 11. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-96742-5>.

Lanly, J.P.(1996). Capítulo 2: El suelo. *Ecología y enseñanza rural. Nociones ambientales básicas para profesores rurales y extensionistas*. Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación. <https://www.fao.org/4/w1309s/w1309s04.htm>

Finkler, N., Gücker, B., Boëchat, I., Ferreira, M., Tanaka, M., & Cunha, D. (2021). Riparian Land Use and Hydrological Connectivity Influence Nutrient Retention in Tropical Rivers Receiving Wastewater Treatment Plant Discharge. , 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.709922>.

González Alcaraz, N. (2018). El suelo, mucho más de lo que pisamos. *Ecomandanga*. <https://ecomandanga.wordpress.com/2018/07/12/el-suelo-mucho-mas-de-lo-que-pisamos/comment-page-1/>

Gurnell, A. M. & Bertoldi, W. (2022). The impact of plants on fine sediment storage within the active channels of river systems. *Hydrological Processes*, 36(2), e14498. <https://doi.org/10.1002/hyp.14637>

Lebrun, M., Macrì, C., Miard, F., Hattab-Hambli, N., Motelica-Heino, M., Morabito, D., & Bourgerie, S. (2017). Effect of biochar amendments on As and Pb mobility and phytoavailability in contaminated mine technosols phytoremediated by Salix. *Journal of Geochemical Exploration*, 182, 149-156. <https://doi.org/10.1016/J.GEXPLO.2016.11.016>.

Li, Y., Xie, T., Yang, H., & Li, X. (2022). Revegetation enhances soil organic carbon mineralization and its temperature sensitivity in the Tengger Desert, North China. *CATENA*. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106541>.

Martínez Fernández, J., Selma Penalver, J., Calvo Sánchez, J., & Vallejos Ramos, A. (2014). *Guía práctica para la restauración ecológica*. Fundación Biodiversidad. https://ieeb.fundacion-biodiversidad.es/sites/default/files/guia_practica_re_0.pdf

Matzek, V., Stella, J. C., Ragain, K., Harrison, J., & McMillan, S. K. (2020). Increases in soil and woody biomass carbon stocks as a result of rangeland riparian restoration. *Carbon Balance and Management*, 15(1), 1–14. <https://doi.org/10.1186/s13021-020-00150-7>

Mayer, P. M., Pennino, M. J., Newcomer-Johnson, T. A., & Kaushal, S. S. (2022). Long-term assessment of floodplain reconnection as a stream restoration approach for managing nitrogen in ground and surface waters. *Urban Ecosystems*, 25, 879–907. <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01199-z>

METER Group. (n.d.). *The researcher's complete guide to soil moisture*. <https://metergroup.com/es/education-guides/the-researchers-complete-guide-to-soil-moisture/>

Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: Opportunities and challenges for business and industry*. World Resources Institute. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.353.aspx.pdf>

Miranda Mojica, B. T. (2010). *Propuesta metodológica para la planificación de la restauración ecológica de la cuenca del río Piedra como herramienta para el desarrollo rural* (Tesis de maestría). Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza. <https://agris.fao.org/search/en/providers/122639/records/6472536e53aa8c89630632ec>

Mohsin, M., Hogervorst, F. A. N., Hasanuzzaman, M., Grigatti, M., Mleczek, M., & Remans, T. (2022). Phytoextraction and recovery of rare earth elements using willow (*Salix* spp.). *Science of the Total Environment*, 809, 156428. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152209>

Noe, G. B., Boomer, K., Gillespie, J. L., Hupp, C. R., Martin-Alciati, M., Floro, K., Schenk, E. R., Jacobs, A., & Strano, S. (2019). The effects of restored hydrologic connectivity on floodplain trapping vs. release of phosphorus, nitrogen, and sediment along the Pocomoke River, Maryland USA. *Ecological Engineering*, 138, 246–260. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.08.002>

Quintas-Soriano, C., Castro, A. J., Castro, H., García-Llorente, M., & Montes, C. (2016). Impacts of land use change on ecosystem services and implications for human well-being in Spanish drylands. *Land Use Policy*, 54, 534–548. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.011>

R Development Core Team. (2011). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing.

Ren, Q., Song, H., Yuan, Z., Ni, X., & Li, C. (2018). Changes in soil enzyme activities and microbial biomass after revegetation in the Three Gorges Reservoir, China. *Forests*, 9(5), 249. <https://doi.org/10.3390/f9050249>

Samaritani, E., Shrestha, J., Fournier, B., Frossard, E., Gillet, F., Guenat, C., Niklaus, P. A., Pasquale, N., Tockner, K., Mitchell, E. A. D., & Luster, J. (2011). Heterogeneity of soil carbon pools and fluxes in a channelized and a restored floodplain section (Thur River, Switzerland). *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(6), 1757–1769. <https://doi.org/10.5194/hess-15-1757-2011>

Sánchez-Zapata, J. A., Osuna, S., & Maestre, F. T. (2022). Retos y oportunidades para una gestión sostenible del suelo en España. *Ecología y Sociedad*, 37(4), e029. <https://eds.p.ebscohost.com/eds/detail/detail?vid=3&sid=4a572a41-0268-4546-bf5a-5a60cb18bb45%40redis&bdata=JkF1dGhUeXBIPXNzbyZsYW5nPWVzJnNpdGU9ZWRzLWxpdmUmc2NvcGU9c2I0ZQ%3d%3d#AN=edseib.ELB242212&db=edseib>

Skidmore, P., & Wheaton, J. M. (2022). Riverscapes as natural infrastructure: Meeting challenges of climate adaptation and ecosystem restoration. *Anthropocene*, 38. [10.1016/j.ancene.2022.100334](https://doi.org/10.1016/j.ancene.2022.100334)

Society for Ecological Restoration. (2004). *La restauración ecológica: Una introducción general*.

Soil Science Society of America. (s.f.). *Soil texture analysis – Plan de clases textura del suelo*. Soil Science Society of America. <https://www.soils.org>

Suchodoletz, H., Pohle, M., Khosravichenar, A., Ulrich, M., Hein, M., Tinapp, C., Schultz, J., Ballasus, H., Veit, U., Ettel, P., Werther, L., Zielhofer, C., & Werban, U. (2021). The fluvial architecture of buried floodplain sediments of the Weiße Elster River (Germany) revealed by a novel method combination of drill cores with two-dimensional and spatially resolved geophysical measurements. *Earth Surface Processes and Landforms*, 47, 955 - 976. <https://doi.org/10.1002/esp.5296>.

Tockner, K., & Stanford, J. A. (2002). *Riverine flood plains: present state and future trends*. *Environmental Conservation*, 29(3), 308-330. <https://doi.org/10.1017/S037689290200022X>

Urbaniak, M., Wyrwicka, A., Tołoczko, W., Serwecińska, L., & Zieliński, M. (2017). The effect of sewage sludge application on soil properties and willow (*Salix* sp.) cultivation. *Science of the Total Environment*, 586, 66–75. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.012>

Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag.

Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., & Vaughan, D. (2023). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation* (Versión 1.1.2) [Paquete de R]. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>

Wickham, H., Vaughan, D., & Girlich, M. (2023). *tidyr: Tidy messy data* (Versión 1.3.0) [Paquete de R]. <https://CRAN.R-project.org/package=tidyr>

Wieshammer, G., Unterbrunner, R., García, T., Zivkovic, M., Puschenreiter, M., & Wenzel, W. (2007). Phytoextraction of Cd and Zn from agricultural soils by *Salix* ssp. and intercropping of *Salix caprea* and *Arabidopsis halleri*. *Plant and Soil*, 298, 255-264. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9363-9>.

Wu, W., Chen, G., Meng, T., Li, C., Feng, H., Si, B., & Siddique, K. H. M. (2022). Effects of different vegetation restoration on soil properties in the semi-arid Loess Plateau of China. *Catena*, 215, 106630. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106630>

Yang, W., Zhao, F., Wang, Y., Ding, Z., Yang, X., & Zhu, Z. (2020). Differences in uptake and accumulation of copper and zinc by *Salix* clones under flooded versus non-flooded conditions. *Chemosphere*, 241, 125059. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125059>.

Yu, M., Zhuo, R., Lu, Z., Li, S., Chen, J., Wang, Y., Li, J., & Han, X. (2022). Molecular insights into lignin biosynthesis on cadmium tolerance: Morphology, transcriptome and proteome profiling in *Salix matsudana*. *Journal of hazardous materials*, 441, 129909. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129909>.

Zhang, Q., Han, Y., Wang, M., Zhang, Z., Liu, S., Liu, L., & Wang, Y. (2024). *Revegetation re-carbonizes soil: Patterns, mechanisms, and challenges*. *Fundamental Research*, 4(6), 1031–1045. <https://doi.org/10.1016/j.fmre.2024.06.004>

Zhu, M., He, W., Zhang, Q., Xiong, Y., Tan, S., & He, H. (2019). Spatial and temporal characteristics of soil conservation service in the area of the upper and middle Yellow River, China. *Heliyon*, 5(12), e02985. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02985>

8. Anexos

8.1. Anexo I. Mapas temáticos y topográficos

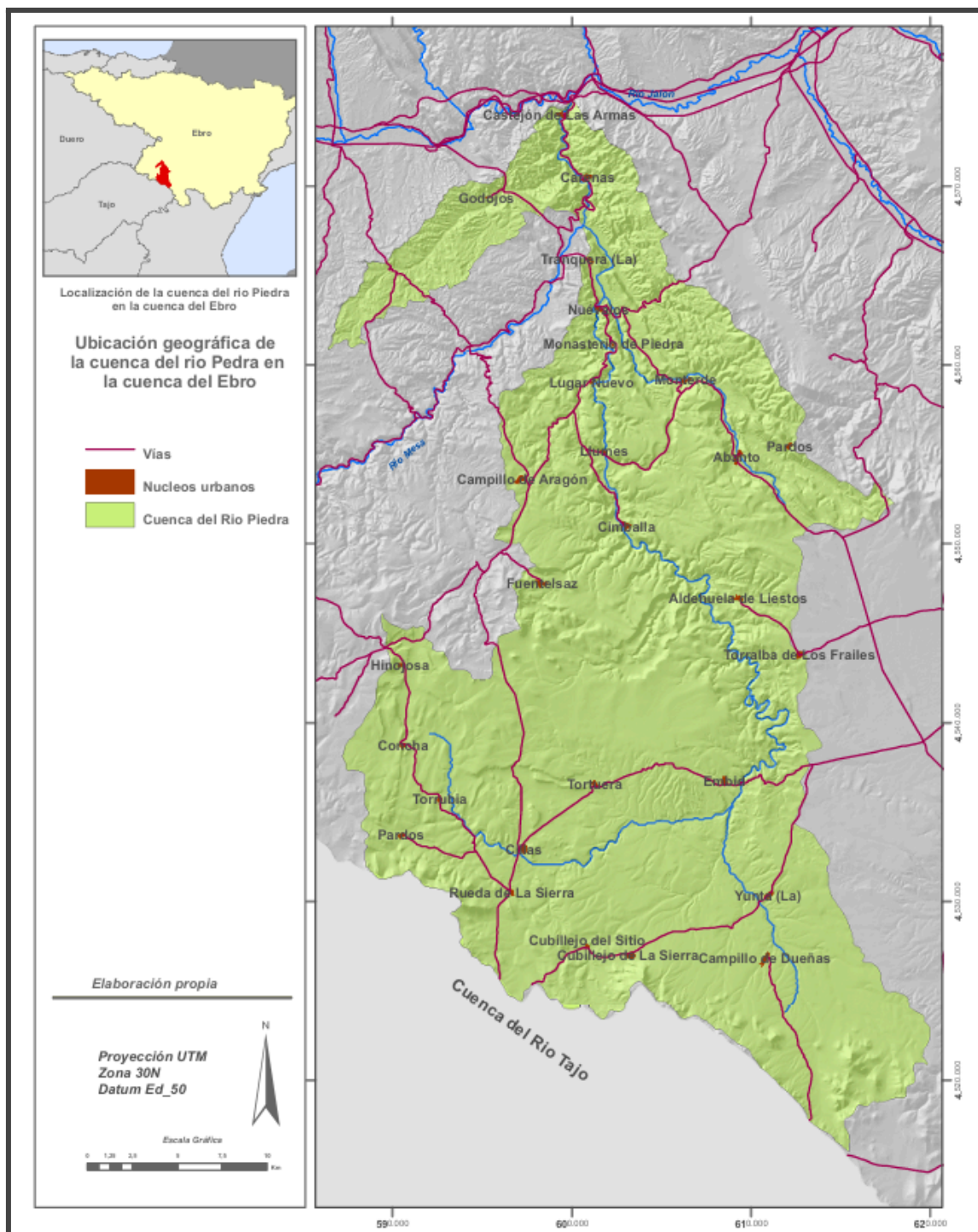


Figura 32. Ubicación geográfica de la cuenca del Río Piedra en la cuenca del Ebro.

Fuente: Adaptado de B. T. Miranda Mojica, 2010.

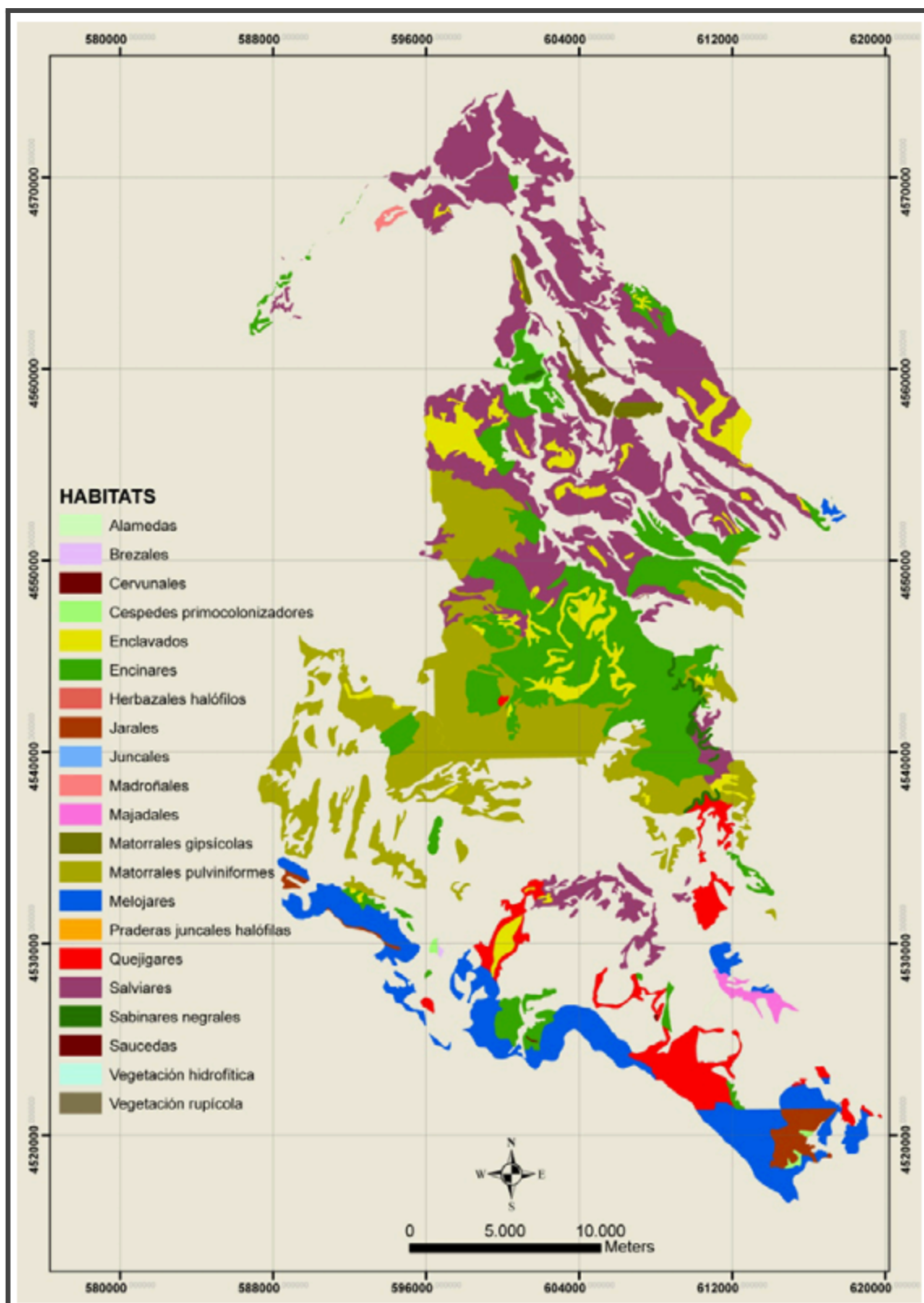


Figura 33. Mapa de distribución de hábitats en la cuenca del río Piedra.

Fuente: Adaptado de B. T. Miranda Mojica, 2010.

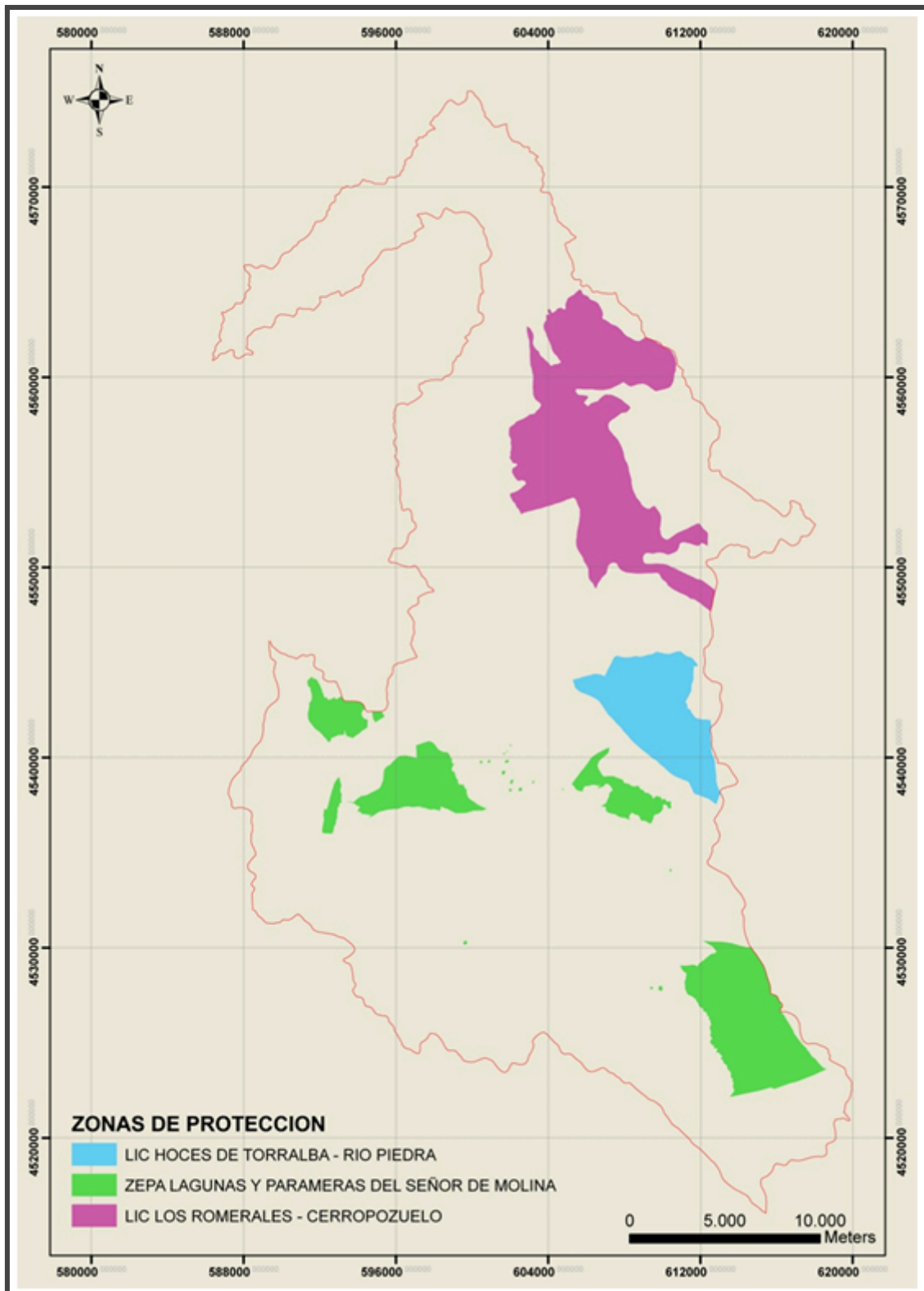


Figura 34. Mapa de delimitación de los espacios naturales protegidos en la cuenca del Piedra.

Fuente: Adaptado de B. T. Miranda Mojica, 2010.

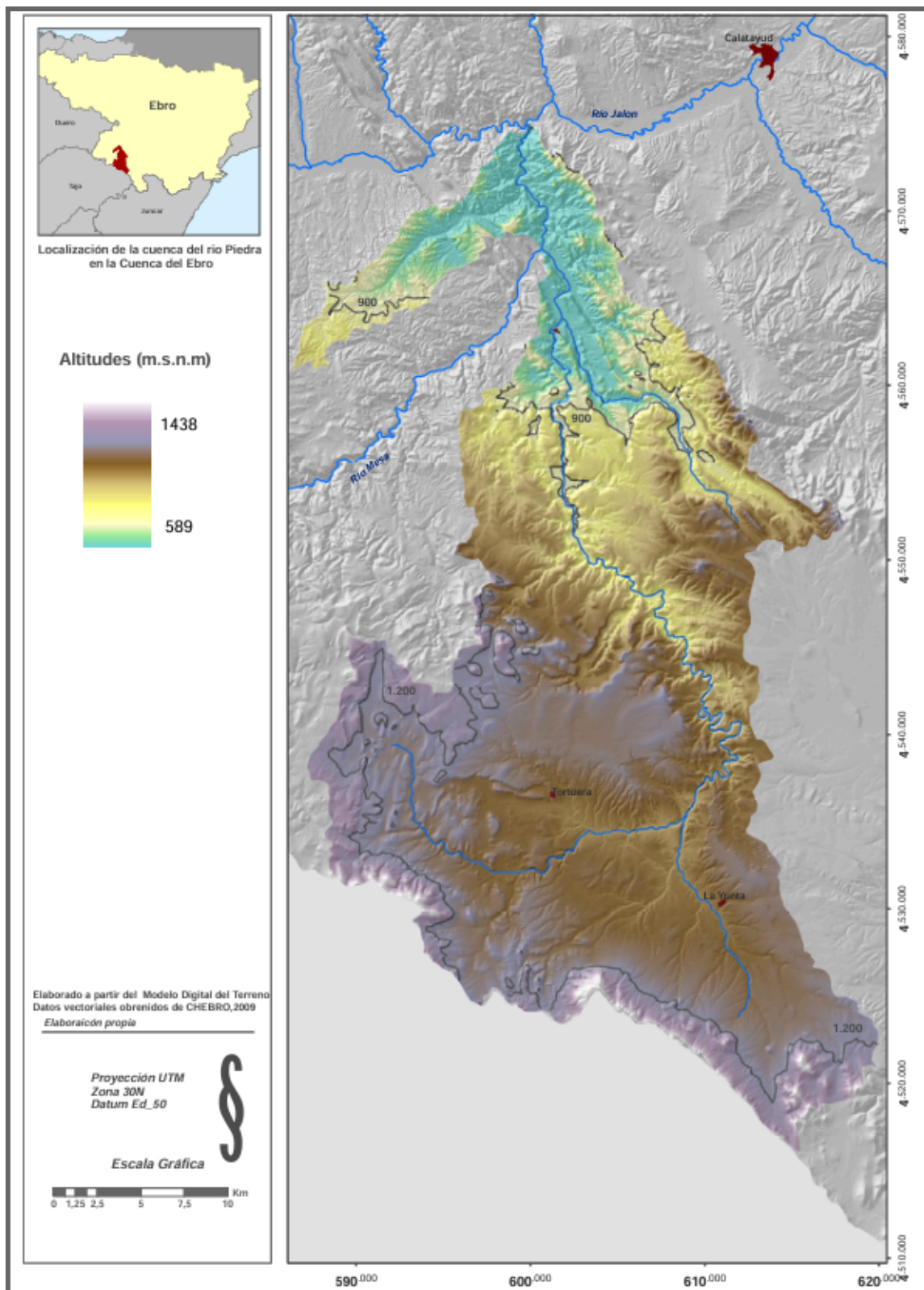


Figura 35. Mapa de altitudes de la cuenca del río Piedra.

Fuente: Adaptado de B. T. Miranda Mojica, 2010.

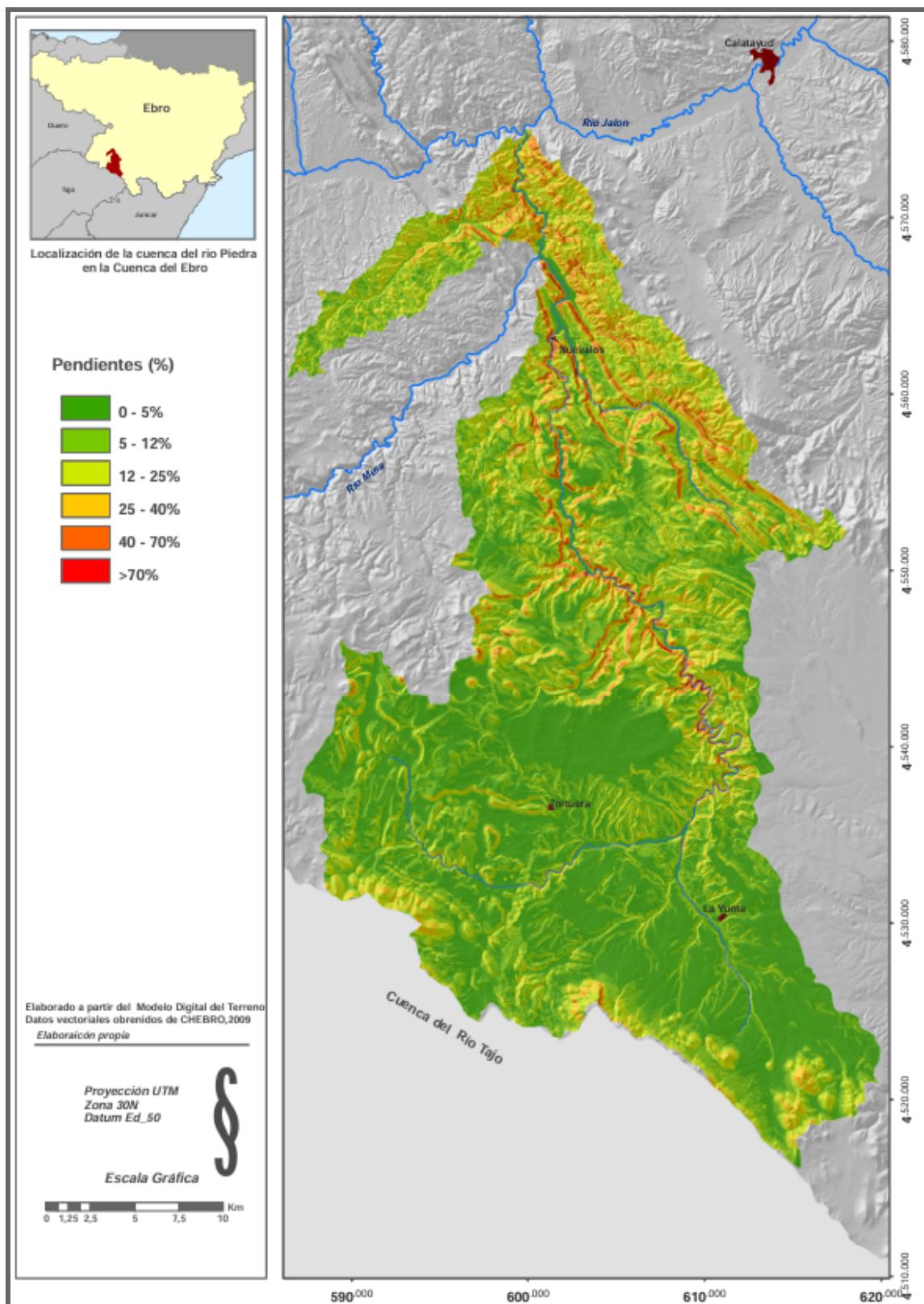


Figura 36. Mapa de pendientes (%) de la cuenca del río Piedra.

Fuente: Adaptado de B. T. Miranda Mojica, 2010.

8.2. Anexo II. Análisis complementario de resultados.

8.2.1. Evolución temporal del suelo en cada localidad.

8.2.2. Textura del suelo.

A lo largo del recorrido del río Piedra, desde sus tramos altos como en Cimballa hasta los más bajos en Nuévalos, se han identificado patrones texturales en el suelo que podrían estar condicionados por la dinámica fluvial. Desde una perspectiva sedimentaria, es esperable que los tramos más altos, como Cimballa, tiendan a acumular partículas más gruesas (como la arena), mientras que los tramos medios y bajos (Llumes y Nuévalos) acumulen materiales más finos, como limo y arcilla, debido a la menor energía del flujo. No obstante, intervenciones como la recreación de zonas inundables en Nuévalos podrían favorecer la sedimentación de partículas más gruesas en esa zona, alterando el patrón esperable. Este contexto permite interpretar las variaciones observadas en la fracción textural del suelo de forma más integrada.

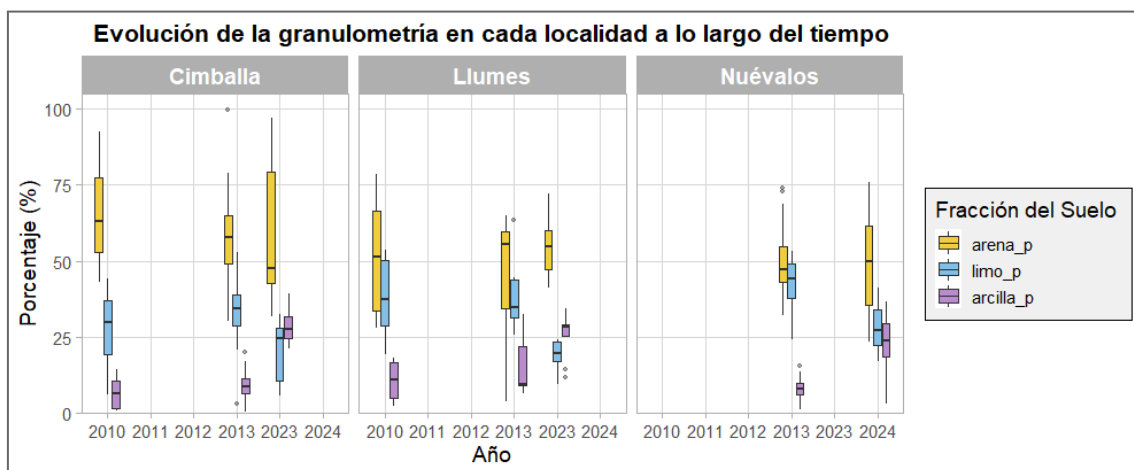


Figura 37. Evolución de la granulometría a lo largo del tiempo según la localidad. Fuente: elaboración propia.

Comenzando por **Cimballa** en el año 2010, el suelo presentaba un claro predominio de arena (63 %), seguido de limo (≈ 30 %) y un bajo contenido de arcilla (≈ 7 %), lo que corresponde a una textura franco-arenosa según el triángulo textural (Figura 6). Con el paso del tiempo, especialmente en 2023, se observa una reducción progresiva del contenido de arena (≈ 48 %) y un aumento significativo de la arcilla (≈ 26 %), mientras que el limo también desciende ligeramente (≈ 24 %). Esto indica un cambio hacia una textura más franca, posiblemente favorecido por las actuaciones de recreación de hábitats y eliminación de barreras, que aumentaban la complejidad del cauce y reducían la capacidad de arrastre de sedimentos gruesos.

Tabla 23. Mediana del porcentaje de fracciones texturales (arena, limo y arcilla) en Cimballa en los años muestreados. Fuente: elaboración propia.

Localidad	Año	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
Cimballa	2010	63.098	29.699	6.588
	2013	57.785	34.317	8.159
	2023	47.616	24.539	25.569

En la localidad de **Llumes**, en el año 2010 el suelo presentaba una composición granulométrica más equilibrada que en Cimballa, con aproximadamente un 51 % de arena, 37 % de limo y 11 % de arcilla. Según el triángulo textural (Figura 6) , este suelo se clasifica como franco-arenoso, aunque muy próximo a la categoría franca, debido a la proporción relativamente alta de limo y arcilla. En 2013, se observa un ligero aumento en el contenido de arena ($\approx 56\%$), acompañado de una reducción tanto del limo ($\approx 35\%$) como de la arcilla ($\approx 10\%$).

Sin embargo, en 2023 se produce un cambio más acusado en la composición del suelo: el contenido en limo desciende notablemente hasta alcanzar aproximadamente un 20 %, mientras que la arcilla aumenta hasta un 28 %. La fracción arenosa, por su parte, se mantiene prácticamente constante. Esta evolución sugiere una transición hacia una textura más franca, posiblemente influenciada por las actuaciones de reperfilado de orillas y plantación de vegetación riparia, que favorecieron la retención de partículas más finas y la estabilización del sustrato.

Tabla 24. Mediana del porcentaje de fracciones texturales (arena, limo y arcilla) en Llumes en los años muestreados. Fuente: elaboración propia.

Localidad	Año	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
Llumes	2010	51.345	37.395	11.140
	2013	55.670	34.811	9.518
	2023	54.888	19.737	28.281

Aunque solo se dispone de datos para 2013 y 2024, el suelo de **Nuévalos** muestra una evolución clara en su composición textural. En 2013, presentaba una textura franca, con un equilibrio entre fracciones ($\approx 47\%$ de arena, $\approx 44\%$ de limo y $\approx 8\%$ de arcilla), lo que sugiere buenas condiciones de retención hídrica, aireación y drenaje. En 2024, sin embargo, se observa un cambio hacia una textura más franco-arenosa, con un aumento de la arena ($\approx 50\%$) y de la arcilla ($\approx 24\%$), y una notable disminución del limo ($\approx 27\%$).

Este cambio podría estar vinculado con la creación de una zona inundable en el tramo restaurado, una actuación que pudo haber favorecido la deposición de sedimentos más gruesos durante los eventos de crecida, al tiempo que permitía la acumulación progresiva de partículas finas como la arcilla. Esta intervención habría modificado el

patrón clásico de gradiente longitudinal, estabilizando materiales en una zona donde tradicionalmente se esperarían sedimentos más finos.

Los resultados sugieren que las actuaciones de restauración han influido en la redistribución de las fracciones texturales del suelo. En general, se observa un aumento progresivo del contenido en arcilla y una tendencia hacia texturas más francas en todas las localidades, posiblemente favorecido por una menor erosión, mayor cobertura vegetal y cambios en la dinámica fluvial tras la restauración.

Tabla 25. Mediana del porcentaje de fracciones texturales (arena, limo y arcilla) en Nuévalos en los años muestreados. Fuente: elaboración propia.

Localidad	Año	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
Nuévalos	2013	47.310	44.111	7.897
	2024	49.990	27.405	23.789

8.2.3. Materia Orgánica.

En **Cimballa**, se observa una evolución oscilante del contenido de materia orgánica (MO) a lo largo del periodo analizado. En 2010, el contenido de materia orgánica (MO) era moderado ($\approx 5,85\%$). A lo largo de los siguientes años se observa una ligera oscilación, con un descenso en 2011 ($3,10\%$) y una recuperación progresiva en los años posteriores. En 2023, la MO alcanza su valor más alto, con un valor de un $5,96\%$, superando incluso los niveles pre-restauración. Este repunte puede estar vinculado a las intervenciones realizadas en esta localidad, como la eliminación de barreras y la recreación de hábitats, que habrían favorecido la acumulación de materia orgánica a través del aumento de la cobertura vegetal, la menor escorrentía y el asentamiento de sedimentos más estables en el cauce.

En **Llumes**, el contenido de MO era inicialmente algo superior al de Cimballa en 2010, con un valor de un $6,08\%$, pero mostró una tendencia descendente en los años siguientes, con mínimos en 2011 ($4,29\%$). No obstante, a partir de 2012 la MO comenzó a recuperarse hasta alcanzar aproximadamente un $6,31\%$ en 2023. Esta recuperación, similar a la observada en Cimballa, podría estar vinculada a las actuaciones realizadas en ambas localidades, como la eliminación de barreras y recreación de hábitats, que favorecieron una mayor estabilidad del suelo y una mejora en el desarrollo de vegetación, contribuyendo así al incremento de materia orgánica en el suelo.

En **Nuévalos**, los valores de MO fueron considerablemente superiores en la fase inicial respecto a las demás localidades, alcanzando un $10,56\%$ en 2011 y un pico del $11,58\%$ en 2013. Este elevado contenido podría explicarse por una mayor deposición de materia vegetal y sedimentos finos, así como por las condiciones favorables de acumulación generadas tras la restauración y la creación de una zona inundable. Sin embargo, en 2024 se detectó un descenso notable ($6,83\%$), posiblemente relacionado

con la propia dinámica de la zona inundable, donde los pulsos de inundación recurrentes podrían haber favorecido una mayor reciclado de nutrientes, como la materia orgánica y, por tanto, una menor acumulación en el suelo.

Tabla 26. Mediana del porcentaje de la materia orgánica en las distintas localidades en los años muestreados. Fuente: elaboración propia.

Localidad	Año	Materia Orgánica (%)
Cimballa	2010	5.849
	2011	3.101
	2012	4.115
	2013	4.738
	2023	5.956
Llumes	2010	6.082
	2011	4.293
	2012	5.705
	2013	5.896
	2023	6.314
Nuévalos	2011	10.567
	2012	9.352
	2013	11.578
	2024	6.831

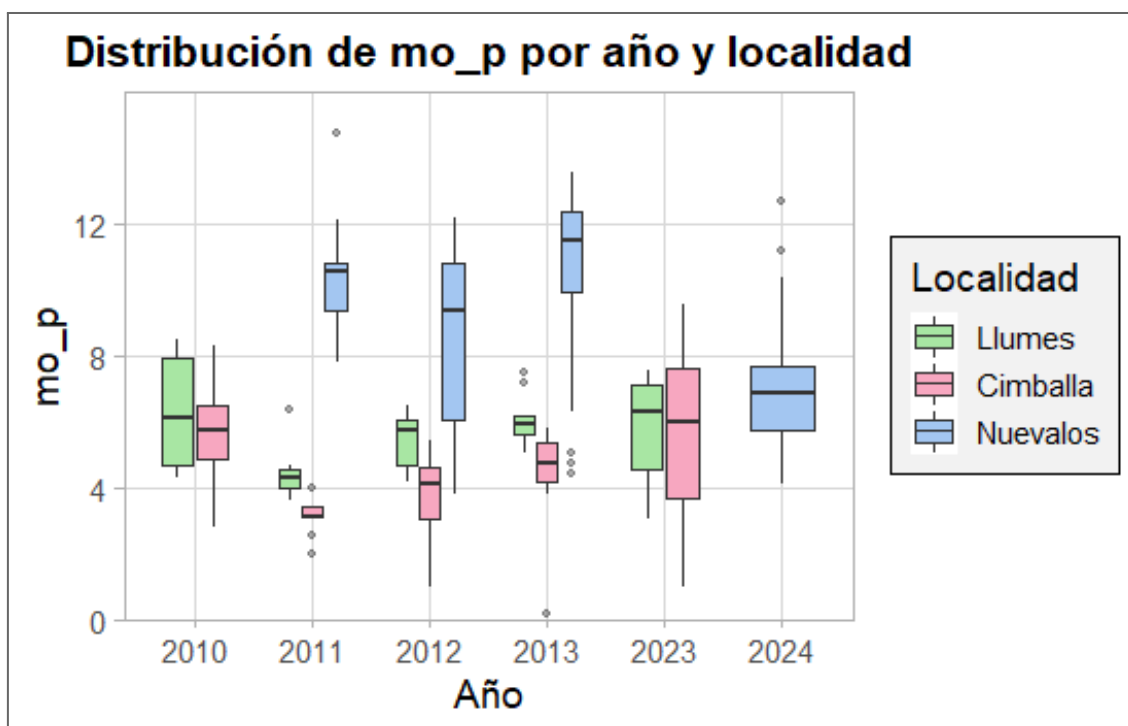


Figura 38. Distribución de la Materia Orgánica a lo largo del tiempo según las localidades.
Fuente: elaboración propia.

8.2.4. Humedad relativa.

En **Cimballa**, el porcentaje de humedad relativa en 2010 fue de aproximadamente un 11,66 %. Sin embargo, descendió de forma drástica en 2011 y 2012 alcanzando valores de 2,24 % y 3,26 %, respectivamente. Este descenso puede estar vinculado a una menor capacidad del suelo para retener agua tras la intervención inicial, o a condiciones hidrológicas puntuales menos favorables. A partir de 2013, la humedad aumentó nuevamente (12,67 %) y en 2023 alcanzó el valor más alto del periodo de estudio, con un valor de 14,21 %, lo que podría reflejar una mejora paulatina en la estructura del suelo y en su capacidad de retención tras años de estabilización post-restauración. Esta recuperación sugiere cierta resiliencia del ecosistema restaurado, capaz de revertir las condiciones iniciales desfavorables con el paso del tiempo.

En **Llumes**, los valores iniciales fueron similares a los de Cimballa, con un 11,59 % en 2010. Además, en 2011 también se registró un descenso marcado (4,62 %), seguido de una recuperación progresiva durante los años siguientes. En 2023, el valor se estabilizó en torno al 10,42 %, lo que podría interpretarse como una señal de recuperación de las propiedades edáficas gracias a la reconfiguración morfológica del cauce y la revegetación. Al igual que en Cimballa, esta evolución sugiere una respuesta positiva del suelo a las actuaciones de restauración, mostrando cierta capacidad de adaptación y mejora estructural a largo plazo.

En **Nuévalos**, la humedad relativa se registró por primera vez en 2011 con un valor del 8,39 %, el más bajo entre las tres localidades en ese momento. En 2012 descendió ligeramente hasta un 4,11 %, pero en 2013 aumentó hasta alcanzar un 12,14 %. El

cambio más llamativo ocurre en 2024, año en el que la humedad relativa asciende hasta un 22,52 %, valor muy superior al registrado en años previos. Este aumento puede estar relacionado con la creación de una zona de inundación en esta localidad, que favorecería una mayor retención hídrica en el suelo debido a la prolongada presencia de agua o a una saturación de agua más frecuente, favoreciendo condiciones de mayor humedad.

Tabla 27. Mediana del porcentaje de la humedad relativa en las distintas localidades en los años muestreados. Fuente: elaboración propia.

Localidad	Año	Humedad Relativa (%)
Cimballa	2010	11.660825
	2011	2.243920
	2012	3.259356
	2013	12.667331
	2023	14.205360
Llumes	2010	11.595000
	2011	4.619679
	2012	8.951702
	2013	10.962974
	2023	10.424324
Nuévalos	2011	8.386935
	2012	4.106179
	2013	12.139626
	2024	22.523039

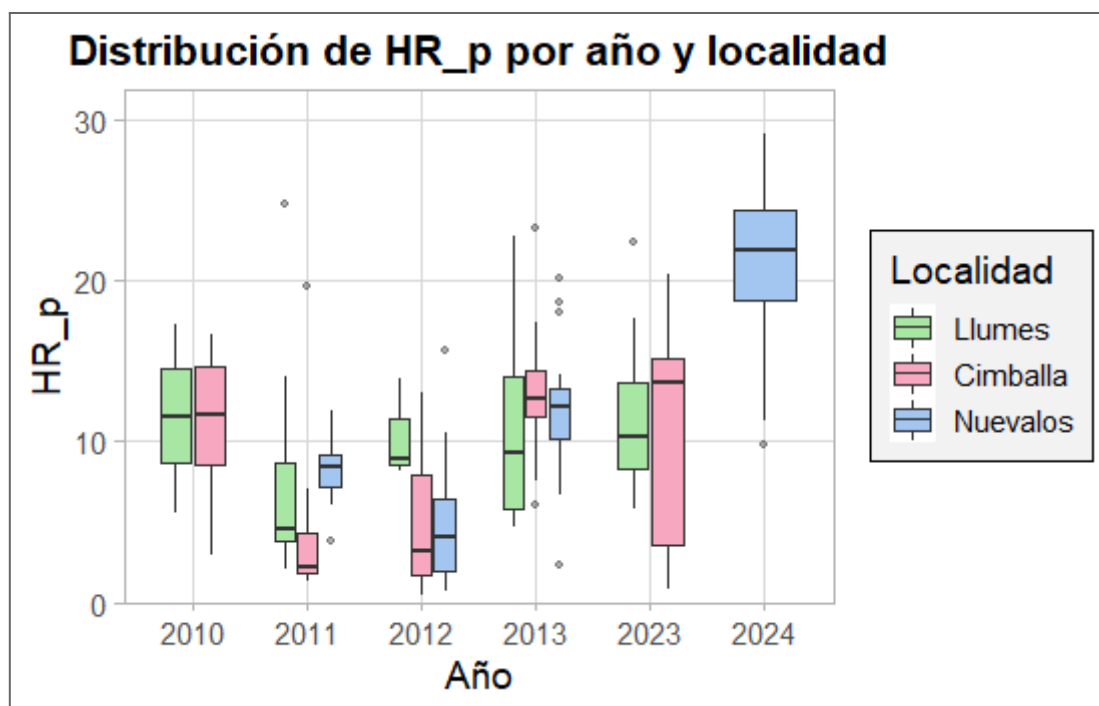


Figura 39. Distribución de la humedad relativa a lo largo del tiempo según las localidades.
Fuente: elaboración propia.

8.2.5. Carbono Total.

En **Cimballa**, el porcentaje de carbono total fue de aproximadamente un 5,7 % en 2010. En 2012 se detectó un ligero descenso (5,2 %), seguido de una estabilización en 2013, sin cambios relevantes. Sin embargo, en 2023 se observa una recuperación, alcanzando un 6,79 %, valor incluso superior al registrado al inicio del periodo. Esta tendencia podría reflejar una mejora progresiva en la capacidad del suelo para acumular carbono, posiblemente relacionada con el desarrollo de la vegetación y la consolidación de las especies implantadas tras la restauración y coherente con el incremento observado previamente en la materia orgánica de la misma localidad.

En **Llumes**, el porcentaje de carbono total en 2010 fue algo superior al de Cimballa, con un valor de 6,89%. A lo largo de los años muestreados, la tendencia general fue de aumento: en 2012 se alcanzó un 8,40 %, seguido de un leve descenso en 2013. En 2023, el valor volvió a incrementarse hasta un 9,04 %. Como en el caso de Cimballa, los valores finales superaron a los iniciales, lo que sugiere una mejora sostenida en la capacidad del suelo para acumular carbono. Esta evolución podría atribuirse a los efectos de las intervenciones de restauración aplicadas en ambas localidades, como la consolidación debida a la revegetación de especies y el incremento de materia orgánica visto en el apartado anterior.

En **Nuévalos**, donde el muestreo comienza en 2012, los niveles de carbono total fueron notablemente más altos que el resto de localidades desde el inicio (9,98 %), con un ligero aumento en 2013 (10,24 %) y otro en 2024, alcanzando un valor de un 10,70 %. Aunque no se dispone de datos para 2023, la tendencia general muestra una evolución estable y ascendente a lo largo del periodo de estudio. A diferencia de las

otras localidades, este patrón no va acompañado de un contenido igualmente elevado de materia orgánica.

Tabla 28. Mediana del porcentaje del carbono total en las distintas localidades en los años muestreados. Fuente: elaboración propia.

Localidad	Año	Carbono Total (%)
Cimballa	2010	5.7385
	2012	5.2300
	2013	5.1990
	2023	6.7900
Llumes	2010	6.8980
	2012	8.4050
	2013	8.2270
	2023	9.0400
Nuévalos	2012	9.9850
	2013	10.2350
	2024	10.7000

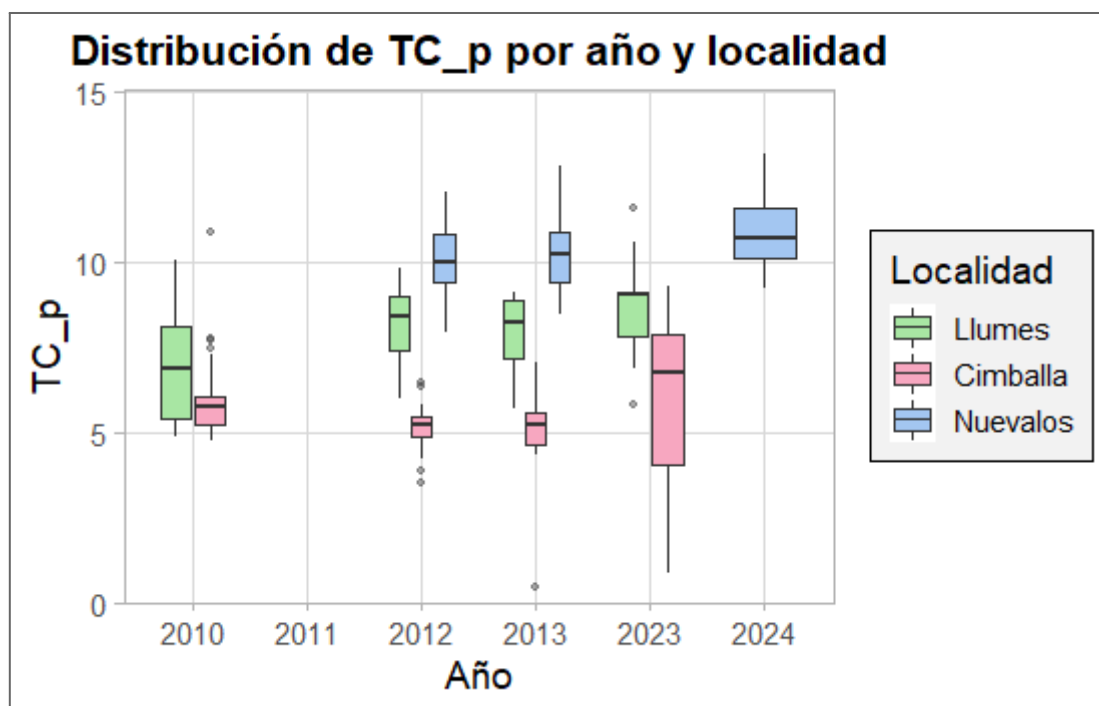


Figura 40. Distribución del Carbono Total a lo largo del tiempo según las localidades. Fuente: elaboración propia.

8.2.6. Nitrógeno Total.

Cimballa presentó en 2010 un contenido de nitrógeno total de aproximadamente un 0,13 %. Aunque en 2011 no se tomaron datos, en 2012 se detectó un leve incremento (0,15 %), seguido de una ligera disminución en 2013, situándose en valores similares a los iniciales. En 2023 se observó un aumento más acusado hasta alcanzar un 0,20 %. Esta evolución podría estar relacionada con una mejora en el funcionamiento edáfico del sistema, en respuesta a las actuaciones de restauración, como la revegetación y el aumento de la humedad edáfica, que favorecen la retención y el reciclado de nutrientes.

En **Llumes**, el patrón fue similar. En 2010, la mediana fue ligeramente inferior (0,11 %), y tras el aumento registrado en 2012 (0,16 %), se produjo una pequeña bajada en 2013. En 2023, el valor volvió a incrementarse hasta un valor de un 0,20 %, coincidiendo con el observado en Cimballa. Esta convergencia entre ambas localidades a lo largo del tiempo sugiere que las medidas de restauración aplicadas, similares en ambos casos, podrían haber favorecido la acumulación progresiva de nitrógeno en el suelo.

En **Nuévalos**, el muestreo comienza en 2012, un año después de las actuaciones de restauración, por lo que no se dispone de datos previos que permitan valorar el estado original del suelo. Aun así, los niveles de nitrógeno total registrados desde el inicio fueron notablemente más altos que en el resto de localidades, con una mediana del 0,33 %, que aumentó en 2013 (0,39 %) y disminuyó ligeramente en 2024 (0,25 %). A diferencia de la materia orgánica, que puede reducirse por el reciclado rápido asociado a las inundaciones, el nitrógeno podría haberse mantenido elevado gracias a la mayor humedad registrada en el suelo, así como a las condiciones creadas por la

restauración ecológica. La habilitación de una llanura de inundación funcional, junto con la revegetación con especies palustres y la mejora en la estructura del suelo, pudo favorecer la retención de sedimentos finos y potenciar los procesos biogeoquímicos, como la mineralización o la nitrificación, facilitando así la acumulación de nitrógeno en formas más estables.

Tabla 29. Mediana del porcentaje del nitrógeno total en las distintas localidades en los años muestreados. Fuente: elaboración propia.

Localidad	Año	Nitrógeno Total (%)
Cimballa	2010	0.133500
	2012	0.150790
	2013	0.134500
	2023	0.201000
Llumes	2010	0.110000
	2012	0.160035
	2013	0.126000
	2023	0.205000
Nuévalos	2012	0.329550
	2013	0.387500
	2024	0.254000

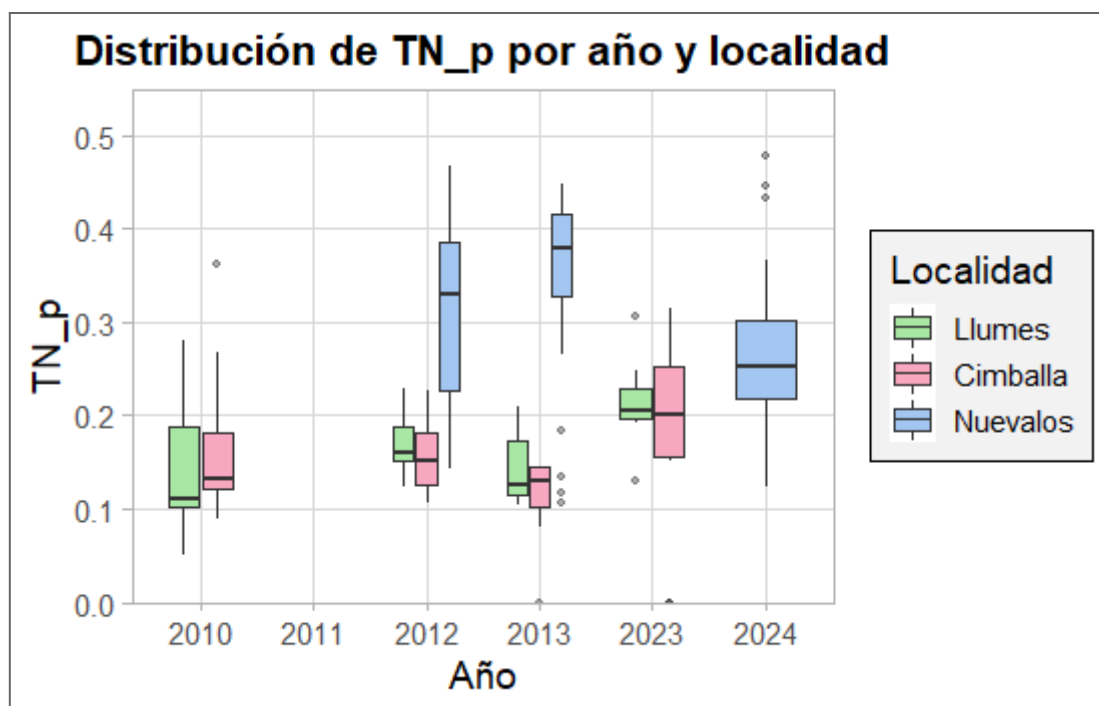


Figura 41. Distribución del Nitrógeno Total a lo largo del tiempo según las localidades. Fuente: elaboración propia.

8.2.7. Fósforo.

En **Cimballa**, el contenido de fósforo en 2010 fue relativamente elevado, con una mediana de 5,25 %. Tras las actuaciones de restauración llevadas a cabo, en el año 2011, se produjo un descenso drástico en los niveles de este nutriente, alcanzando un valor de un 0,70 %. En 2012 el valor aumentó nuevamente hasta situarse en torno al 2,07 %. Un año después, en 2012, se observó una cierta recuperación del fósforo total (2,07 %), aunque sin alcanzar los valores iniciales. Finalmente, en 2023, la concentración volvió a reducirse hasta un 0,23 %, lo que podría interpretarse como un signo de estabilización del sistema en niveles bajos de fósforo, posiblemente favorecido por la retirada de la mota y la recreación del lecho fluvial, que devolvieron al río su dinámica natural. En este sentido, estas medidas aumentaron la capacidad de arrastre de sedimentos y nutrientes, favoreciendo de esta manera procesos de purificación asociados al aumento del caudal y la oxigenación, reduciendo así la acumulación de este nutriente.

En **Llumes**, el contenido de fósforo siguió una evolución muy similar a la de Cimballa. Partiendo de una mediana de 1,54 % en 2010, descendió notablemente en 2011 hasta situarse en torno al 0,67 %. En 2012 volvió a incrementarse, alcanzando valores cercanos a los iniciales, pero en 2023 se registró una nueva caída hasta alcanzar un valor de un 0,194 %. Esta tendencia descendente en el último periodo podría deberse a las mismas actuaciones de restauración realizadas en ambas localidades, como la retirada de la mota y la recreación del lecho fluvial, que devolvieron al río su dinámica natural y redujeron la acumulación de nutrientes y sedimentos ricos en fósforo.

En **Nuévalos**, aunque los valores iniciales de fósforo fueron más elevados frente al resto de localidades, en el año 2024 se observó un fuerte descenso alcanzando un

valor de un 0,22%. Esta evolución podría explicarse por la consolidación y la funcionalidad de la llanura de inundación creada en 2011, que habrían favorecido el establecimiento de vegetación palustre y procesos de depuración en el suelo. A diferencia del nitrógeno, que tiende a acumularse por procesos biogeoquímicos, el fósforo suele ser rápidamente absorbido por la vegetación o retenido en formas menos disponibles, lo que podría justificar su reducción progresiva.

Tabla 30. Mediana del porcentaje del fósforo en las distintas localidades en los años muestreados. Fuente: elaboración propia.

Localidad	Año	Fósforo (%)
Cimballa	2010	5.2511760
	2011	0.7012598
	2012	2.0748780
	2023	0.229
Llumes	2010	1.5492600
	2011	0.6767484
	2012	1.5011196
	2023	0.194
Nuévalos	2011	3.2246080
	2012	2.8584000
	2024	0.227

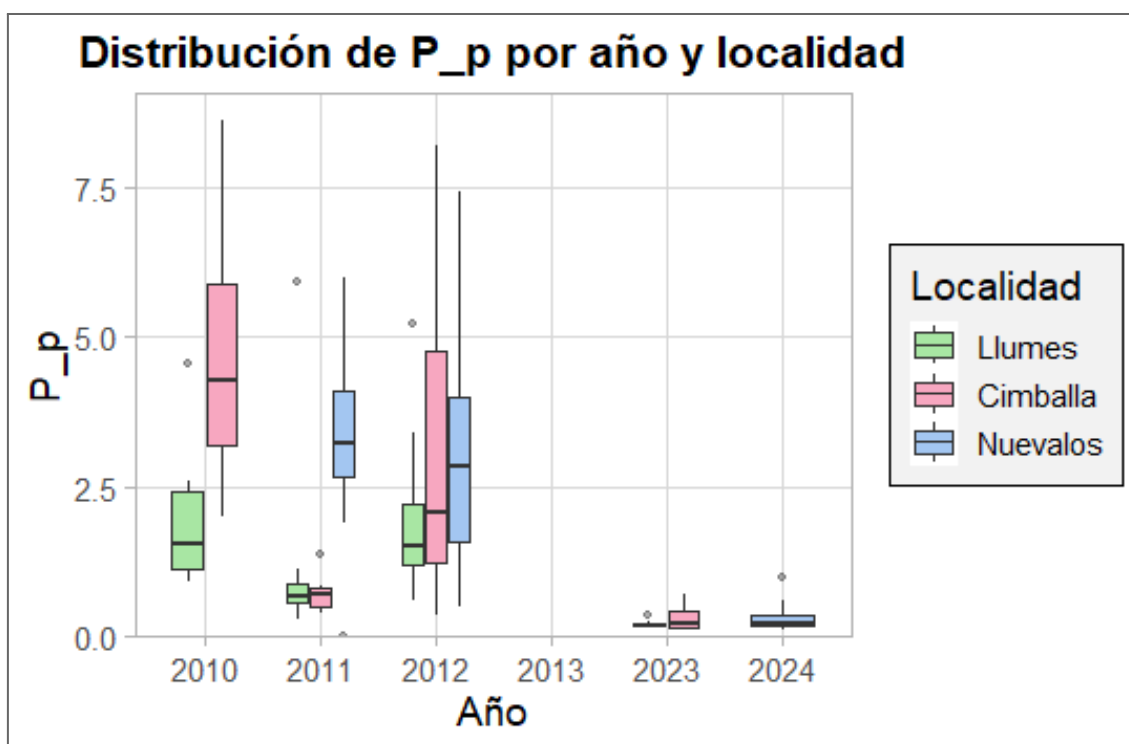


Figura 42. Distribución del fósforo a lo largo del tiempo según las localidades. Fuente: elaboración propia.

8.2.8. Conductividad.

Dado que no se dispone de registros anteriores a 2013, no es posible establecer comparaciones con el estado previo a las actuaciones de restauración ni valorar su influencia directa sobre la conductividad eléctrica.

En **Cimballa**, se observó un aumento notable de la conductividad entre 2013 y 2023, pasando de 128,15 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 232,80 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En **Llumes** también se detectó un aumento durante el mismo periodo, con valores que pasaron de 146,60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2013 a 207,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2023. Por el contrario, **Nuévalos** presentó valores de conductividad más estables a lo largo del tiempo, con 180,80 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2013 y 181,80 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2024.

Esta evolución en los valores de conductividad podrían estar relacionados con la posición de las localidades a lo largo del eje fluvial. Cimballa, situada aguas arriba, podría acumular más sales disueltas debido a una menor dilución y a la presencia de sedimentos más gruesos, mientras que en Llumes, algo más alejada, los valores descienden ligeramente. En Nuévalos, la estabilización de la conductividad podría explicarse por el efecto amortiguador de la llanura de inundación habilitada, que podrían favorecer procesos de depuración, retención y reciclaje de nutrientes, atenuando así la acumulación de sales en el sistema.

Tabla 31. Mediana del porcentaje de la conductividad eléctrica en las distintas localidades en los años muestreados. Fuente: elaboración propia.

Localidad	Año	Conductividad (μS/cm)
Cimballa	2013	128,15
	2023	232,80
Llumes	2013	146,60
	2023	207.00
Nuévalos	2013	180,80
	2024	181.80

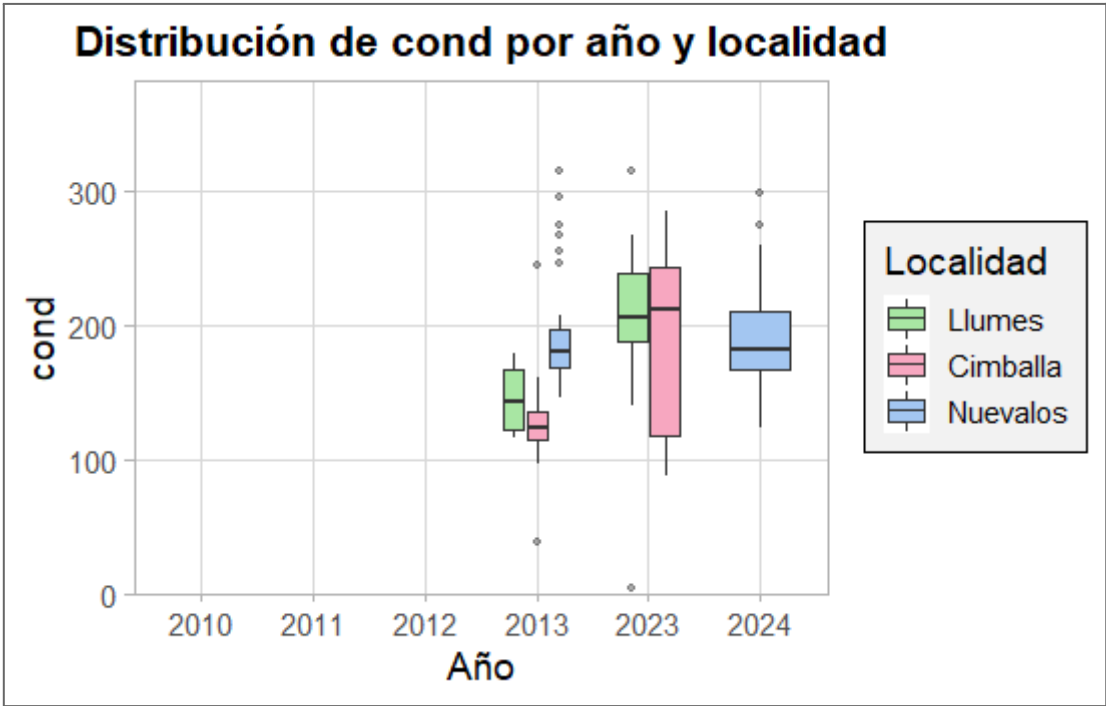


Figura 43. Distribución de conductividad a lo largo del tiempo según las localidades. Fuente: elaboración propia.

8.2.9. pH.

Como ha ocurrido anteriormente, el pH tampoco fue analizado en el periodo de 2010-2013, por lo que no es posible valorar posibles cambios inmediatos tras las restauraciones ecológicas realizadas en las localidades, lo que dificulta un seguimiento temporal completo.

En **Cimballa**, el pH aumentó ligeramente entre 2013 (8,115) y 2023 (8,370), manteniéndose en un rango alcalino constante. **Llumes** mostró una evolución muy

similar, con un ascenso desde 8,00 en 2013 hasta el mismo valor final de 8,37 en 2023. Esta estabilidad sugiere condiciones químicas del suelo relativamente estables en ambos tramos tras la restauración.

En **Nuévalos** también se observó una tendencia ascendente, con un incremento más marcado desde 7,855 en 2013 hasta 8,550 en 2024. Este aumento podría estar relacionado con los procesos de mineralización y reciclado de nutrientes favorecidos por la mayor humedad del suelo y la funcionalidad de la llanura de inundación creada, que, como se ha visto en otras variables, puede haber influido en la dinámica del ecosistema edáfico.

Tabla 32. Mediana del porcentaje de pH en las distintas localidades en los años muestreados. Fuente: elaboración propia.

Localidad	Año	pH
Cimballa	2013	8.115
	2023	8.370
Llumes	2013	8.000
	2023	8.370
Nuévalos	2013	7.855
	2024	8.550

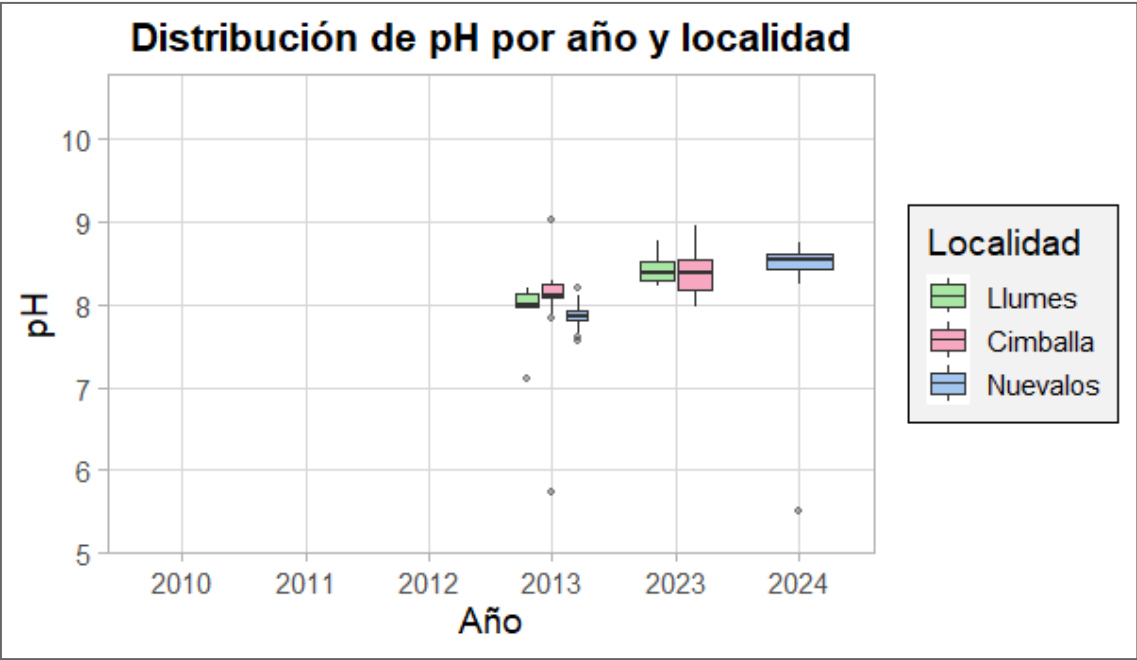


Figura 44. Distribución de pH a lo largo del tiempo según las localidades. Fuente: elaboración propia.