



Facultad de Biología

Facultá de Biología  
Faculty of Biology

Universidad de Oviedo  
*Universidá d'Uviéu*  
*University of Oviedo*

# Máster en Biotecnología Aplicada a la Conservación y Gestión Sostenible de Recursos Vegetales

## TRABAJO FIN DE MÁSTER

### **Análisis de la vegetación en orillas restauradas del río Nalón con especial interés en especies exóticas invasoras**



Aránzazu Estrada Fernández  
Junio 2023

## **Resumen**

El estado de conservación del río Nalón, uno de los cauces fluviales más importantes del Principado de Asturias, se encuentra actualmente en peligro tanto por los procesos erosivos de sus márgenes como por la presencia de especies exóticas invasoras (EEI) vegetales. En los tramos seleccionados como puntos críticos sobre los que actuar se han llevado a cabo obras de restauración fluvial como parte del Plan Piloto de Gestión de Sedimento en el Tramo Bajo del Río Nalón (Trubia–Soto del Barco), proyecto ejecutado por la Empresa de Transformación Agraria, S.A. (TRAGSA) bajo el asesoramiento científico-técnico del Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio (INDUROT). El objetivo del presente TFM se corresponde con la prospección de dichas EEI con posterioridad a las citadas intervenciones, lo cual servirá para evaluar tanto la situación concreta en cada tramo analizado como el proceso de la restauración del río Nalón globalmente. Los datos obtenidos muestran una reducción en los registros de dichas especies en los tres tramos de estudio (Forcinas, San Román y Grullos). A pesar de esto, se mantiene la presencia de las EEI en cifras elevadas, lo que pone de manifiesto la necesidad de periodicidad en la aplicación de los métodos de control. Proyectos como este evidencian la escasez de publicación de resultados de trabajos similares y de herramientas para la evaluación de su éxito y fracaso.

## **Abstract**

The conservation state of the Nalón River, one of the most important river channels in the Principality of Asturias, is currently in danger due to both erosive processes on its banks and the presence of invasive alien plant species (IAS). In the sections selected as critical points on which to act, fluvial restoration works have been carried out as part of the Sediment Management Pilot Plan in the Lower Section of the Nalón River (Trubia-Soto del Barco), a project carried out by the Empresa de Transformación Agraria, S.A. (TRAGSA) under the scientific-technical advice of the Institute of Natural Resources and Land Management (INDUROT). The objective of this work corresponds to the prospecting of said IAS after the aforementioned interventions, which will serve to evaluate both the specific situation in each section analyzed and the process of restoring the Nalón River globally. The data obtained show a reduction in the records of these species in the three study sections (Forcinas, San Román and Grullos). Despite this, the presence of IAS is maintained in high numbers, which highlights the need for periodicity in the application of control methods. Projects like this show the lack of publication about the results of similar works and about tools for the evaluation of their success and failure.

## Índice

1. Introducción .....	1
2. Material y métodos .....	5
a. Área de estudio .....	5
b. Recopilación bibliográfica y manejo de datos cartográficos previos .....	9
c. Prospección de EEI.....	11
d. Manejo de datos cartográficos posteriores .....	15
3. Resultados.....	15
a. Tramo de Forcinas (Pravia).....	15
b. Tramo de San Román (Candamo) .....	18
c. Tramo de Grullos (Candamo).....	19
4. Discusión .....	21
5. Conclusiones .....	24
6. Bibliografía.....	25

Anexo I: CUADERNO DE CAMPO DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS (EEI) PRESENTES EN EL TRAMO BAJO DEL RÍO NALÓN EN LOS TRAMOS DE ESTUDIO (FORCINAS, SAN ROMÁN Y GRULLOS).

Anexo II: CARTOGRAFÍA DE ESPECIES EXÓTICAS E INVASORAS.

## 1. Introducción

Las aguas continentales son definidas como masas de agua permanentes, tanto aquellas que se localizan desde las zonas costeras hacia el interior de la tierra, como las zonas cuyas propiedades y usos vienen determinados por fenómenos de inundación que ocurren de forma permanente, estacional o intermitente. Esta descripción incluye a los ríos, lagos, embalses, humedales, llanuras aluviales y sistemas salinos de interior (Reid *et al.*, 2005). Este tipo de ecosistemas acuáticos han supuesto un recurso clave para el bienestar humano por proporcionar servicios ecosistémicos (SE) de gran valor, relacionados con el agua como recurso natural, como son los servicios de aprovisionamiento (biomasa de acuicultura, agua, materiales y energía renovable), los servicios de regulación y mantenimiento (calidad del agua, medio de transporte y preservación del hábitat y la biodiversidad) y los servicios culturales (interacciones físicas, intelectuales, simbólicas y espirituales con los ecosistemas de las aguas continentales) (Reid *et al.*, 2005; Aylward *et al.*, 2012; Bujnovský, 2018). Además, producen beneficios adicionales como la depuración de aguas, la detoxificación de residuos, la regulación del clima y la mitigación del cambio climático. Otro factor fundamental a tener en cuenta es la población que habita lugares cercanos o asociados a estos ecosistemas, la cual depende en gran medida de los servicios ecosistémicos aportados y padece las consecuencias directas e indirectas de los posibles cambios en esta clase de ambientes (Reid *et al.*, 2005; Aylward *et al.*, 2012).

Con el paso del tiempo, la integridad de la estructura y funcionamiento de estas aguas continentales se ha visto comprometida por la disminución de la superficie y calidad de sus aguas, afectando notablemente a su biodiversidad. Actualmente, se estima que se ha perdido un 50% del área ocupada por aguas continentales, a excepción de los grandes lagos, y que el 60% de los sistemas fluviales han sido fragmentados por la construcción de infraestructuras a nivel mundial. Esta degradación ha sido especialmente notoria durante la segunda mitad del siglo XX con el fin de cumplir con las demandas antrópicas en determinadas situaciones (Reid *et al.*, 2005).

En concreto, de entre las distintas masas de agua incluidas en la definición de aguas continentales, los ríos han sido de las más afectadas en el transcurso del siglo XXI por las crecientes necesidades humanas de agua y tierras (Beechie *et al.*, 2010). En los sistemas fluviales las extracciones de agua se han duplicado desde el año 1960 en adelante, estando la mayor parte del uso del agua, alrededor de un 70% en todo el mundo, destinado a la agricultura. Además, los cambios de uso del suelo con fines agrícolas en las inmediaciones de los cauces han causado aumentos claros y significativos de la frecuencia e impacto de las inundaciones río abajo, de la carga de nutrientes, de las emisiones de gases de efecto invernadero (en caso de tala de vegetación arbórea) y del número de especies invasoras (por colonización del hábitat alterado) en los últimos 50 años. Las prácticas agrarias en estos ambientes traen consigo una larga lista de impactos, constatándose también grandes acumulaciones de fósforo en los suelos, aumentando así el riesgo de eutrofización de masas de agua como los ríos, lagos y océanos. En concreto, los altos niveles de fósforo pueden llegar a suponer un grave problema ya que sus secuelas pueden llegar a percibirse años o décadas después, pudiendo llegar a materializarse finalmente en forma de procesos erosivos (Reid *et al.*, 2005). Es decir, la gestión humana de los cauces fluviales y las tierras ha favorecido la interrupción de los flujos de agua, sedimentos y nutrientes,

degradando estos hábitats mediante la alteración de sus procesos biofísicos y sus características geomorfológicas, ecológicas e hidrológicas (Tilman *et al.*, 2001; Beechie *et al.*, 2010; Ekka *et al.*, 2020). Esto pone en peligro los bienes y servicios (económicos, ecológicos y socioculturales) proporcionados por los ríos, efecto derivado de los cambios de uso de la tierra y del desarrollo tecnológico y de infraestructuras para el abastecimiento energético e hídrico de las poblaciones (Poff *et al.*, 2007; Ekka *et al.*, 2020).

En adición a lo anterior y desde un punto de vista ecológico, las zonas ribereñas (orillas de cauces de agua como los ríos o arroyos) son ecotonos, es decir, zonas de conexión para el flujo de especies, energía y nutrientes entre sistemas ecológicos adyacentes, además de ser importantes para las interacciones tróficas dentro del propio corredor fluvial (Delcourt & Delcourt, 1992; Ferreira *et al.*, 2005; Décamps, 2011; Erós & Lowe, 2019). Esto hace que los ríos posean unas características concretas dependientes del espacio, tiempo e intensidad de las interacciones entre los sistemas ecológicos en contacto, aumentando la diversidad biológica regional (Delcourt & Delcourt, 1992; Ward *et al.*, 1999). Entre sus componentes característicos está la vegetación ribereña, que presenta una estructura y función específicas en el ambiente en el que se encuentra. Dicha flora riparia juega un papel esencial ecológicamente hablando, al intervenir en procesos como la provisión de alimentos, la regulación de la temperatura del agua por evapotranspiración, filtrado de sedimentos, control de nutrientes y la generación de sombra, conformando zonas de amortiguamiento. Con todo esto, los bosques de ribera son uno de los elementos primordiales en los que centrar los esfuerzos de conservación al ser uno de los pilares que sustentan la integridad del ecosistema fluvial (Ferreira *et al.*, 2005; Richardson *et al.*, 2007). Asimismo, y como ya se ha mencionado, las actividades humanas vienen afectando a los ríos a lo largo de la historia, lo que incluye a la agricultura, la urbanización, la minería a cielo abierto, la extracción de agua, la regulación del caudal y el pastoreo entre otras. El desarrollo de estas acciones interrumpe la dinámica de estos paisajes y sus procesos ecológicos, fragmentándolos mediante cambios en la estructura y composición de la vegetación ribereña (Ferreira *et al.*, 2005; Richardson *et al.*, 2007). A consecuencia de estas perturbaciones antrópicas frecuentemente se desencadena la aparición de especies exóticas invasoras (EEI), cuya diversidad y abundancia han ido en aumento en ambientes fluviales a nivel mundial (Diagne *et al.*, 2021).

La problemática de las invasiones de especies no autóctonas representa a día de hoy una de las amenazas para la biodiversidad con mayor impacto en todo el mundo y es una de las principales fuerzas impulsoras del cambio global. Su aparición conlleva efectos negativos sobre los ecosistemas mediante la extinción local de especies nativas, provocando graves daños socioeconómicos (Andreu & Vilà, 2010; Diagne *et al.*, 2021; Vantarová *et al.*, 2023). Son múltiples las vías de introducción de estas especies no nativas, teniendo lugar cada vez con mayor frecuencia y extensión en las últimas décadas. Este avance a nivel mundial de las invasiones va ligado al calentamiento global, a los movimientos humanos (migración y turismo) y al comercio internacional, los cuales aumentan continuamente a consecuencia de la globalización, pudiendo incluso ocasionar la desaparición de especies por completo (Hulme, 2021; Vantarová *et al.*, 2023). En concreto, el establecimiento de especies plantas no autóctonas altera la estructura y funcionamiento de la comunidad nativa vegetal a través de la modificación de las propiedades del suelo, el ciclo de nutrientes, los regímenes de incendios y la

hidrología, lo que repercute en la conservación de la biodiversidad y, en última instancia, en el bienestar humano (transmisión de enfermedades) (Weidlich *et al.*, 2020).

Esta tendencia generalizada hace que nuevos casos de invasiones biológicas sean más susceptibles de tener lugar y que sus efectos negativos colaterales (impactos ecológicos y socioeconómicos) sean motivo de preocupación. Uno de los grandes inconvenientes añadidos es la erradicación y control de estas especies invasoras una vez ya se han establecido en un territorio. Con esto, el enfoque de manejo siempre debe de partir desde la prevención, monitorizando la probabilidad de invasión y desarrollando sistemas de alerta temprana. Para que este sistema de trabajo sea lo más eficaz posible es necesario profundizar en el conocimiento de estas especies, fijándose en sus ventajas competitivas respecto a las especies nativas, los eventos históricos similares que hayan tenido lugar en el pasado y las características de los ambientes invadidos (Vantarová *et al.*, 2023). Mientras, otros autores optan por enfocar la lucha contra estas invasiones desde el punto de vista económico, centrando la cuestión en aspectos como el estudio de los patrones geográficos de los costes, el gasto monetario en las distintas especies y sectores involucrados y los taxones que más gasto generan dentro de cada sector (Diagne *et al.*, 2021; Heringer *et al.*, 2021). A pesar de todo esto, la proliferación de especies exóticas invasoras, en este caso vegetales, sirve también como herramienta bioindicadora de la calidad ecológica de ecosistemas acuáticos como los ríos, lo que requiere de sistemas de teledetección e información geográfica para un seguimiento exhaustivo y eficaz (Richardson *et al.*, 2007; Aguiar & Ferreira, 2013).

En España se ha detectado a lo largo de las últimas tres décadas un aumento general de las invasiones de especies vegetales en los ríos, entre las que destacan el junco gigante (*Arundo donax* Forssk.) y el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms), entre otras (Aguiar & Ferreira, 2013). Cabe destacar que, a raíz de esta problemática en los ríos españoles, el Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, por medio de la Dirección General del Agua, pone en marcha la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos (ENRR). Esta iniciativa surge en el año 2005 con el fin de lograr un buen estado ecológico de los sistemas fluviales mediante la mejora de su funcionamiento ecosistémico. En la ENRR se incluyen planes de acción y líneas de trabajo a seguir para su futura aplicación en actuaciones de conservación. Además, dentro del marco de la ENRR se ponen en marcha una serie de trabajos de I+D+i enfocados a proporcionar bases metodológicas en estos ambientes mediante la recuperación de la dinámica y resiliencia de los sistemas fluviales (Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico, Gobierno de España, s. f.-b). La importancia del asunto de las invasiones biológicas origina en España aprobación de la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, en el que se define a una EEI como “aquella que se introduce o establece en un ecosistema o hábitat natural o seminatural y que es un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa, ya sea por su comportamiento invasor, o por el riesgo de contaminación genética”. En el artículo 64 de dicha ley se crea el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, este incluye la totalidad de las especies y subespecies exóticas invasoras las cuales suponen o pueden llegar a suponer una grave amenaza para las especies autóctonas, hábitats, ecosistemas, agronomía o recursos económicos asociados al uso del patrimonio natural. Unos años más tarde y mediante el Real Decreto 630/2013 (*Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras*, 2013), se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras,

definiendo los taxones incorporados al documento pertenecientes a distintos grupos taxonómicos (hongos, algas, flora, invertebrados no artrópodos, artrópodos no crustáceos, crustáceos, peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos) (Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico, Gobierno de España, s. f.-a).

La alteración por parte de las especies de plantas invasoras de la comunidad vegetal nativa hace que exista una relación mutuamente beneficiosa entre el control de las EEI y la restauración de ecosistemas. El manejo de las EEI es una de las intervenciones de restauración de los ecosistemas más frecuentes dado que en aquellas comunidades de vegetación nativa en las que se han eliminado las plantas invasoras se han logrado reducir las tasas de recolonización de las mismas. Uno de los inconvenientes es que este tipo de trabajos suelen requerir de inversiones a largo plazo o del empleo de métodos químicos medioambientalmente perjudiciales, por lo que a menudo las restauraciones suelen verse comprometidas y obstaculizadas, siendo el control de EEI un proceso costoso, duradero e incierto (Weidlich *et al.*, 2020).

Como ejemplo de restauración ecosistémica en la que se incluyen trabajos de control y erradicación de EEI está el caso del Plan Piloto de Gestión de Sedimento en el Tramo Bajo del Río Nalón (Trubia–Soto del Barco), proyecto ejecutado por la Empresa de Transformación Agraria, S.A. (TRAGSA) bajo el asesoramiento científico-técnico del Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio (INDUROT). Dicho Plan se desarrolla en el curso bajo del río Nalón, el cual manifiesta diversos signos de desequilibrio morfodinámico, con encajamientos y crecimiento de orillas erosivas que en varios puntos están fragmentando de forma significativa el bosque de ribera, además de afectar a diversos usos de las márgenes adyacentes. Los métodos tradicionales considerados para la corrección de esta problemática, basados en la implantación de escolleras, no se consideran una alternativa recomendable para la recuperación de márgenes, no sólo por la dimensión del problema y por sus implicaciones ambientales en un tramo con un valor ecológico tan elevado, sino que previsiblemente supondrían agravamientos del equilibrio morfológico del cauce a medio plazo (Arnaud-Fassetta *et al.*, 2005; Florsheim *et al.*, 2008; Wohl & Merritt, 2008).

En este sentido, y en línea con las actuaciones que se vienen desarrollando en otros países europeos para mitigar el problema del déficit sedimentario, lo que se plantea en esta ocasión es una reubicación de áridos aguas abajo de las barreras transversales presentes en el tramo, seleccionando para ello pequeños emplazamientos y cantidades moderadas de sedimento. Estas acciones se complementan con actuaciones de bioingeniería que persiguen reducir la fragmentación del bosque de ribera, creciente en los últimos años, y mejorar su composición y su conectividad. Se contribuye de esta forma a mejorar el estado de conservación del Hábitat de Interés Comunitario (HIC) y prioritario “91E0\* Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)”, en consonancia con los objetivos de conservación y medidas de gestión de dicho hábitat.

Además, a lo largo de los 35 km del tramo bajo del río Nalón se ha constatado la existencia de 8,5 km de orillas erosivas distribuidas en más de 30 emplazamientos. Si bien algunas estas erosiones forman parte de los reajustes esperables en el río Nalón, en ocasiones provocan fragmentaciones en la vegetación riparia que afectan a extensiones importantes de la ribera, alterando no sólo la continuidad longitudinal del corredor ecológico, sino la propia composición de la cubierta vegetal, por cuanto estos

procesos les hace muy vulnerables a la colonización por las plantas invasoras y al efecto erosivo de futuras avenidas, cuya frecuencia está aumentando según los estudios realizados.

Por todo ello, se plantean varias actuaciones de mejora del bosque de ribera, soluciones basadas en la naturaleza para mitigar la fragmentación del corredor ecológico del río Nalón y mejorar el estado de conservación del hábitat de interés comunitario y prioritario, siempre acompañadas de la eliminación de especies invasoras. Dicho planteamiento persigue también el ensayo de diferentes tipologías de actuaciones de bioingeniería, tratando de poner en práctica otras experiencias del ámbito cantábrico en ríos de mayor envergadura como el Nalón (Lara et al., 2004; Sangalli, 2019).

Con todo lo anterior, el objetivo central de este trabajo, desarrollado en colaboración con el INDUROT, es la prospección e identificación de especies alóctonas e invasoras presentes en tres tramos del curso bajo del río Nalón los cuales habían sido previamente determinados como puntos críticos sobre los que actuar y que habían sido intervenidos mediante acciones de restauración fluvial dentro del marco del Plan Piloto de Gestión de Sedimento en el Tramo Bajo del Río Nalón (Trubia–Soto del Barco). Una vez realizada la identificación y prospección de EEI, se procederá a un análisis de la situación de estas especies vegetales invasoras, teniendo presente además el tiempo transcurrido desde la ejecución de las intervenciones en cada tramo por separado y se llevará a cabo una valoración global de los trabajos de restauración realizados en este sentido.

## **2. Material y métodos**

### **a. Área de estudio**

La zona de estudio se sitúa en el río Nalón, el cual se localiza en el norte de España en la Comunidad Autónoma del Principado de Asturias (Figura 1), hallándose en la región biogeográfica atlántica en su totalidad. El nacimiento de este río se encuentra en La Fuente Nalona, ubicada en el Puerto de Tarna en el concejo de Caso, limítrofe con la Comunidad Autónoma de Castilla y León, y desemboca en el Mar Cantábrico, entre los núcleos de población de San Esteban de Pravia y San Juan de la Arena. Su recorrido atraviesa doce concejos asturianos (Caso, Sobrescobio, Laviana, San Martín del Rey Aurelio, Langreo, Oviedo, Grado, Las Regueras, Candamo, Pravia, Soto del Barco y Muros del Nalón) y alcanza los 140,8 kilómetros de longitud aproximadamente. Forma parte de la cuenca hidrográfica Nalón-Narcea (3.692 km<sup>2</sup>), que cubre aproximadamente la mitad de la superficie total de Asturias, siendo por tanto la más importante de la zona y uno de los cauces fluviales de mayor longitud y caudal del Principado de Asturias. Sus afluentes más importantes son el río Caudal (20,6 km), Trubia (31,3 km), Nora (77,6 km), Cubia (28,8 km), Narcea (110,9 km) y Aranguín (21,9 km). Además, en el trayecto del río Nalón se localizan, como parte de centrales hidroeléctricas, varios embalses: Tanes (concejo de Caso), Rioseco (concejo de Sobrescobio), El Furacón (concejo de Oviedo) y Priañes (concejos de Oviedo y Las Regueras) (Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico, Gobierno de España, s. f.-c; Fernández et al., 2019).



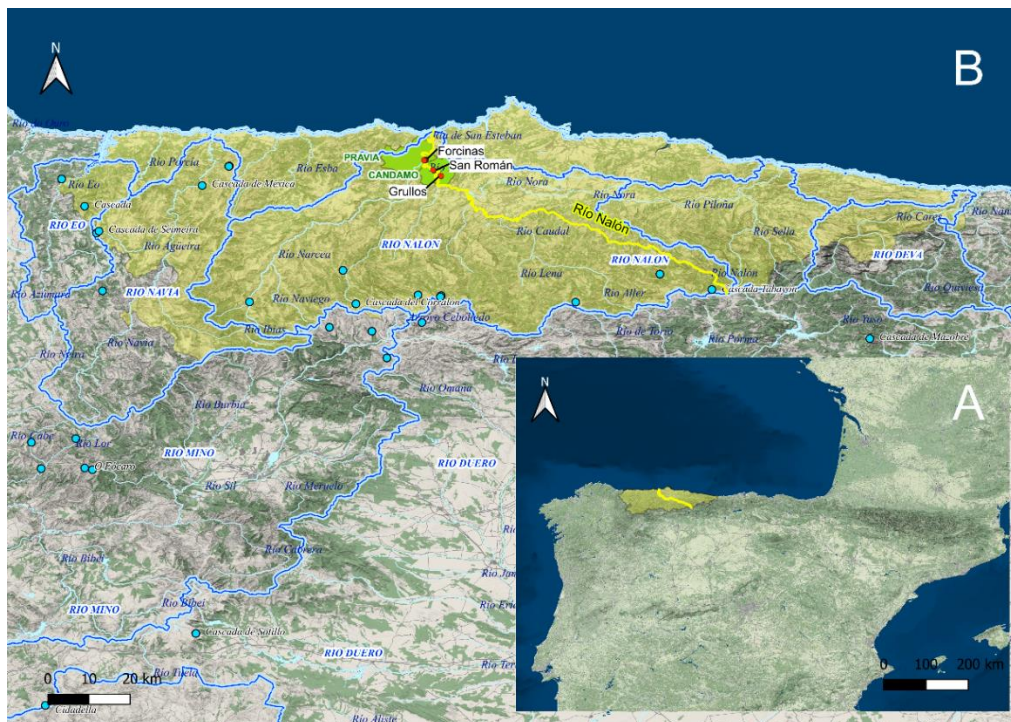


Figura 1. Localización del área de estudio en el norte de España (A) y en la Comunidad Autónoma del Principado de Asturias (B). En ambas se destaca Asturias y el recorrido del río Nalón en color amarillo. En la imagen B se indican en color verde los concejos (Pravia y Candamo) que incluyen los tramos de estudio (Forcinas, San Román y Grullas), los cuales están indicados a su vez con puntos rojos. Mapas elaborados con el software libre QGIS versión 3.28.3.

En cuanto a la normativa que concierne al área de estudio, el río Nalón como tal forma parte de la red de conservación europea Natura 2000, derivada de la Directiva 92/43/CEE (Directiva Hábitats), como Zona Especial de Conservación (ZEC Río Nalón “ES1200029”), declarada mediante el Decreto 125/2014, de 17 de diciembre, por el que se declara la Zona Especial de Conservación Río Nalón (ES1200029) y se aprueba su Instrumento de Gestión en el que se recogen las medidas de conservación, gestión de hábitats y especies y programa de seguimiento. La ZEC abarca 721,3 hectáreas de terreno a lo largo de 47 km de longitud, comenzando desde la localidad de Pravia y finalizando en la de Ribera de Arriba (Figura 2). El Formulario Normalizado de Datos de la ZEC Río Nalón recoge la presencia de cinco Hábitats de Interés Comunitario (HIC), incluidos en el Anexo I de la Directiva 92/43/CEE. Se trata de “Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga” (código 4040; 1,17 ha), “Prados secos seminaturales y facies de matorral sobre sustratos calcáreos (*Festuco-Brometalia*) (\*parajes con notables orquídeas)” (código 6210; 0,77 ha), “Pendientes rocosas calcícolas con vegetación casmofítica” (código 8210; 0,18 ha), “Bosques aluviales con *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) (\*)” (código 91E0; 216,68 ha) y “Bosques de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*” (código 9340; 3,34 ha) (Decreto 125/2014, de 17 de diciembre, por el que se declara la Zona Especial de Conservación Río Nalón (ES1200029) y se aprueba su Instrumento de Gestión., 2014). Dentro de la ZEC, destaca como Hábitat prioritario al que se le deben destinar acciones concretas de conservación a los “Bosques aluviales con *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)” con el código “91E0”, siendo el que mayor área ocupa dentro del espacio protegido. Por otro

lado, también figuran 14 especies de interés comunitario de la Red Natura 2000 (Directiva Hábitats (92/43/CEE), 1992).



Figura 2. Área de extensión de la Zona Especial de Conservación Río Nalón “ES1200029”. Imagen extraída de la ficha disponible en la página web del Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico de los espacios protegidos por la Red Natura 2000 en el Principado de Asturias y editadas mediante el programa de edición Canva.

Los tres tramos del río Nalón sobre los que se realizarán las prospecciones y posteriores análisis de la situación en cuanto a las EEI se sitúan uno en Forcinas (Figura 3), en el concejo de Pravia, y los dos restantes, uno en San Román (Figura 4) y el otro en Grullos (Figura 5), ambos en el concejo de Candamo.



Figura 3. Tramo de Forcinas (concejo de Pravia) del río Nalón, sobre ortofotomapa del PNOA 2020. Cedido por el Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio (INDUROT).



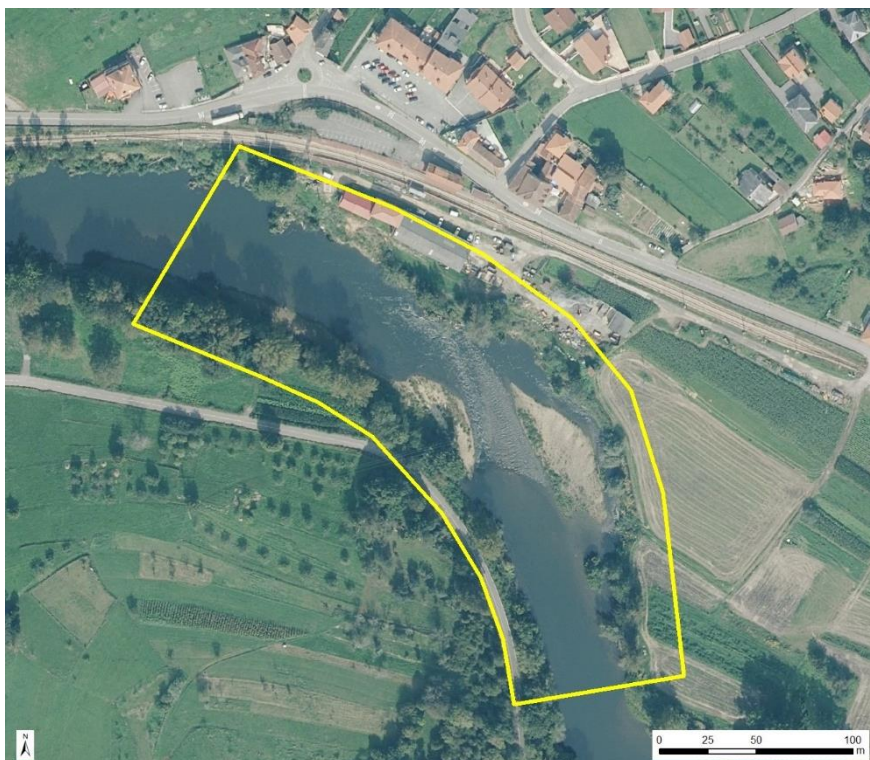


Figura 4. Tramo de San Román (concejo de Candamo) del río Nalón, sobre ortofotomapa del PNOA 2020. Cedido por el Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio (INDUROT).



Figura 5. Tramo de Grullas (concejo de Candamo) del río Nalón, sobre ortofotomapa del PNOA 2020. Cedido por el Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio (INDUROT).

El tiempo desde la ejecución de las obras es distinto para los tres tramos, habiéndose finalizado las obras de restauración fluvial en Forcinas en el año 2021 (hace dos años),

en San Román en junio del año 2022 (hace 1 año) y en Grullos en septiembre del año 2022 (hace nueve meses).

### b. Recopilación bibliográfica y manejo de datos cartográficos previos

En primer lugar, se recopila toda la información disponible sobre las EEI detectadas previamente en el Plan Piloto de Gestión de Sedimento en el Tramo Bajo del Río Nalón (Trubia–Soto del Barco) en los tres tramos de estudio (Forcinas, San Román y Grullos) (Tabla 1).

Tabla 1. Listado de especies exóticas invasoras (EEI) presentes en las prospecciones previas a las intervenciones en los tres tramos de estudio (Forcinas, San Román y Grullos). “Incluida”: Incluida en el Real Decreto 630/2013 por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras; “-”: No incluida; “CIM”: Comportamiento invasor manifiesto; “FICHA”: Ficha informativa de la especie; “PI”: Potencialmente invasora.

Código	Especie	Familia	Biotipo	Catálogo Español de EEI	Alóctonas invasoras en Asturias
1	<i>Bidens aurea</i> (Aiton) Sherff	Asteraceae	Geófito rizomatoso	-	CIM + Ficha
2	<i>Bidens frondosa</i> L.	Asteraceae	Terófito erecto	-	CIM
3	<i>Buddleja davidii</i> Franch.	Scrophulariaceae	Microfanerófito caducifolio	Incluida	CIM + Ficha
4	<i>Crocsmia x crocosmiiflora</i> (Lemoine) N.E.Br.	Iridaceae	Geófito con rizoma	-	CIM + Ficha
5	<i>Cyperus eragrostis</i> Lam.	Cyperaceae	Hemicriptófito cespitoso	-	CIM + Ficha
6	<i>Datura stramonium</i> L.	Solanaceae	Terófito erecto	-	CIM
7	<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Myrtaceae	Megafanerófito	-	CIM
8	<i>Fallopia japonica</i> (Houtt.) Ronse Decr.	Polygonaceae	Nanofanerófito	Incluida	CIM + Ficha
9	<i>Helianthus x laetiflorus</i> Pers.	Asteraceae	Terófito erecto	-	CIM
10	<i>Impatiens glandulifera</i> Royle	Balsaminaceae	Terófito erecto	-	-
11	<i>Ipomoea indica</i> (Burm.) Merr.	Convolvulaceae	Terófito escandente	Incluida	-
12	<i>Oenothera glazioviana</i> Micheli	Onagraceae	Hemicriptófito escaposo	-	CIM + Ficha
13	<i>Paspalum distichum</i> L.	Poaceae	Caméfito decumbente	-	CIM + Ficha

14	<i>Phyllostachys aurea</i> (André) Rivière & C.Rivière	Poaceae	Microfanerófito	-	-
15	<i>Phytolacca americana</i> L.	Phytolaccaceae	Hemicriptófito escaposo	-	PI
16	<i>Platanus orientalis</i> L.	Platanaceae	Mesofanerófito	-	-
17	<i>Populus nigra</i> L.	Salicaceae	Mesofanerófito	-	-
18	<i>Populus x canadensis</i> Moench	Salicaceae	Mesofanerófito	-	CIM + Ficha
19	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Fabaceae	Nanofanerófito	-	CIM + Ficha
20	<i>Tradescantia fluminensis</i> Vell.	Commelinaceae	Geófito con rizoma	Incluida	CIM + Ficha
21	<i>Vinca major</i> L.	Apocynaceae	Caméfito decumbente	-	-

Los datos son extraídos en base a la bibliografía disponible actualmente sobre distintos aspectos de las EEI incluidas en la Tabla 1 como clasificación taxonómica, biotipo, origen e introducción, descripción, hábitats colonizados, problemáticas, métodos de control, imágenes en detalle de la especie y, finalmente, la bibliografía correspondiente. También se comprueba toda la información respecto a la situación legal a nivel europeo, nacional y regional de dichas EEI. Así, se comprueba su inclusión en el *Real Decreto 630/2013, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras* (Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras, 2013), y en la publicación *Plantas alóctonas invasoras en el Principado de Asturias* (González Costales, 2007), documento empleado como referencia a nivel regional para el mismo fin, pero sin implicaciones legales de ningún tipo. Además, se generan mapas de distribución para cada especie a nivel mundial, elaborados a partir de las bases de datos del *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF) (GBIF.org, 2023), tras filtrar y simplificar la información contenida para representar las áreas de distribución nativas e introducidas visualmente. Toda esta información se utiliza para la confección de un cuaderno de campo, que incluye una ficha para cada especie, que posteriormente es de utilidad para las prospecciones y que se incluye en su totalidad en el Anexo I.

Por otro lado, al haberse realizado al inicio del Plan Piloto las prospecciones de las EEI en los tres tramos de este trabajo, se utiliza la capa de puntos en formato *shape* (.shp) que contiene la localización exacta mediante coordenadas y el nombre de cada especie detectada para la realización de mapas sobre ortofotos de vuelo de dron realizadas con anterioridad por el INDUROT. Dichas ortofotos reflejan el estado previo a las intervenciones en el río Nalón. Con esto, se realizan los mapas del estado previo a las obras de los tramos en cuanto a registros de EEI, en los que se etiqueta cada punto con el código numérico reflejado en la Tabla 1 que se indica en la leyenda correspondiente. Estas representaciones cartográficas son incluidas en el Anexo II en formato A3. Los mapas generados para esta representación de las EEI en los tramos a prospectar se han realizado mediante el empleo de Sistemas de Información Geográfica (SIG), en este caso, por medio del *software ArcMap* en su versión 10.2.2.

Para la creación del mapa del área de estudio (Figura 1), se emplearon dos servicios *Web Map Service* (WMS) y 4 capas en formato *shape* (.shp) en total. Con el servicio WMS EOX se obtuvo la ortofoto a nivel mundial *Terrain background layer* (<https://esa.maps.eox.at/>) y con el servicio WMS del Instituto Geográfico Nacional (IGN) se representan las “Cuencas de captación” (<https://www.ign.es/web/ide-area-nodo-ide-ign>). Las capas en formato *shape* (.shp) empleadas son las siguientes: “invasoras\_point” (propiedad del INDUROT), “Concejos\_Asturias\_OFICIAL” (propiedad del IGN), “Red\_fluvial” y “Asturias” (propiedad del Servicio de Cartografía del Principado de Asturias). Las fuentes de obtención de las capas son los centros de descarga del IGN (<https://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>) y del Principado de Asturias, denominado “SITPA-IDEAS” (<https://ideas.asturias.es/centro-de-descargas>).

Por último, todas las representaciones gráficas de los registros de EEI en los tramos de estudio incluidas en este trabajo fueron elaboradas con el *software RStudio* en su versión 4.2.2.

### c. Prospección de EEI

Con el objetivo de conocer la situación de las EEI presentes en los tres tramos (Forcinas, San Román y Grullas), es decir, el estado actual tras las intervenciones realizadas en el cauce y márgenes se ha llevado a cabo, en el marco del presente TFM, una prospección de las especies vegetales invasoras. En dicha prospección se documenta el estado general mediante fotografías de cada ubicación (Figura 6, Figura 7 y Figura 8).



Figura 6. Estado general de la margen del tramo de Forcinas del río Nalón (concejo de Pravia). Imagen propia.





*Figura 7. Estado general de la margen del tramo de San Román del río Nalón (concejo de Candamo). Imagen propia.*



*Figura 8. Estado general de la margen del tramo de Grullas del río Nalón (concejo de Candamo). Imagen propia.*

En las tres localizaciones visitadas se habían ejecutado intervenciones enfocadas a la consolidación de las orillas fluviales mediante vegetación de ribera en base a las condiciones ecológicas locales, las cuales fueron realizadas por TRAGSA tras el asesoramiento científico-técnico del personal del INDUROT. En la jornada de trabajo de campo se revisan las distintas técnicas de bioingeniería para la recuperación y estabilización de las márgenes llevadas a cabo. Se observó a simple vista cada una de las intervenciones, entre las que se incluyen la estabilización de las orillas por medio de la implantación de una malla de coco y la fijación mediante la colocación de estaquillas de sauce (Figura 9).



*Figura 9. Técnica de bioingeniería para la estabilización de las márgenes fluviales mediante la implantación de una malla de coco (flecha amarilla) y la colocación de estaquillas de sauce (flecha roja) en el tramo de Forcinas (Pravia). Imagen propia editada con el programa de edición Canva.*

Además, se realizaron plantaciones de especies de árboles característicos y propios del bosque de ribera en el talud superior de las márgenes (Figura 10).



*Figura 10. Plantación de árboles propios del bosque de ribera en el talud superior para su regeneración en el tramo de Forcinas (concejo de Pravia). Imagen propia.*

Además de estas técnicas de bioingeniería, se emplearon métodos de control de tipo mecánico para la eliminación de las EEI presentes en cada tramo de río dentro del Plan Piloto que consistieron en la retirada manual de ejemplares por grupos de trabajadores de TRAGSA. Este sistema de erradicación de las EEI se realizó al inicio del proyecto y de manera posterior una vez al año con el fin de lograr eliminar por completo a estas.

En el trabajo de campo de este TFM se realizaron recorridos en los tramos en los que las condiciones de las márgenes lo permitieron (Forcinas y San Román), dividiendo las inspecciones en tres zonas: A) zona más próxima al agua y de menor altitud, B) zona



de mayor pendiente entre la zona baja y alta de la margen y C) talud superior de la margen y de mayor altitud (Figura 11), consiguiendo la máxima precisión posible.

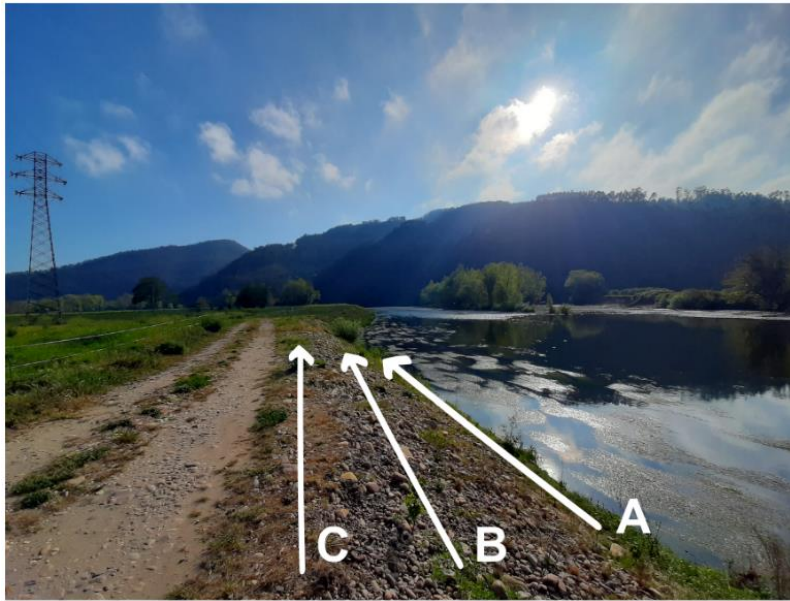


Figura 11. Sistema para las prospecciones de las márgenes fluviales, dividiendo el recorrido en tres zonas diferenciales. (A) Zona más próxima al agua y de menor altitud. (B) Zona de mayor pendiente entre zona baja y alta de la margen. (C) Talud superior de la margen y zona de mayor altitud. Imagen propia del tramo de Forcinas (Pravia) editada con el programa de edición Canva.

Para el caso concreto del tramo de San Román, al presentar la margen fluvial una elevada pendiente (Figura 7) se procedió en varias ocasiones a una identificación visual a distancia mediante el empleo de prismáticos. Cuando el registro en el punto exacto del ejemplar no era posible por este motivo, se registró su posición justo delante del lugar en que se ubicaba la especie invasora y, posteriormente, se modificó el registro en los mapas mediante el software ArcMap en su versión 10.2.2.

La herramienta que se utilizó para las prospecciones fue el receptor GNSS portátil SP20 (Figura 12), el cual se trata de un equipo de mano habitualmente empleado para levantamientos catastrales, de construcción, topográficos y proyectos GIS que recopila datos geoespaciales.



Figura 12. Receptor GNSS portátil SP20 como el empleado en las prospecciones de las márgenes del río Nalón. Imagen extraída de la página web: <https://bbequipostopograficos.com/producto/spectra-precision-sp20/>

Gracias a la pantalla táctil del teléfono móvil que lleva acoplado se registran las coordenadas del punto de muestreo al acceder al máximo número de satélites posibles y, una vez establecido el nombre del archivo en el que se almacenarán los datos, se comienza la prospección. Para el registro de la posición de cada EEI detectada, se posiciona el aparato sobre el punto preciso o lo más cercano posible al ejemplar, se

guardan las coordenadas y se introduce el nombre de la especie, incluso si se requiriese se puede fotografiar la EEI. En la Figura 13 se ejemplifica la manera de registrar las EEI con el receptor.



Figura 13. Registro de EEI en el tramo de Forcinas (concejo de Pravia). Imágenes propias.

#### d. Manejo de datos cartográficos posteriores

Una vez terminada la jornada de campo, se descargan los datos geoespaciales obtenidos con el receptor en formato *shape* (.shp), es decir, se consigue la capa de puntos para su uso posterior en los Sistemas de Información Geográfica (SIG). La representación cartográfica de las EEI presentes en cada tramo de estudio (Forcinas, San Román y Grullos) se realiza mediante el programa *ArcMap* en su versión 10.2.2. sobre las ortofotos propiedad del INDUROT obtenidas por vuelos de dron tras la restauración fluvial. Cabe destacar que al no disponer de una ortofoto del estado posterior a las obras del tramo de San Román (concejo de Candamo), la representación cartográfica se refleja sobre la ortofoto del estado previo. En estos mapas, se etiquetan tanto los puntos concretos como los polígonos, dibujados sobre el mapa en determinados casos en los que los ejemplares se encontraban formando una distribución continua, con su correspondiente código numérico (Tabla 1) y que se indican en la leyenda adjunta. Todos estos mapas son incluidos en el Anexo II.

### 3. Resultados

Tras las tareas realizadas con anterioridad, a la Tabla 1 de EEI prospectadas en los tres tramos del río Nalón a estudiar (Forcinas, San Román y Grullos) se añade la nueva especie *Delairea odorata*, detectada en la jornada de campo en el tramo de San Román, al listado global.

#### a. Tramo de Forcinas (Pravia)

A continuación, se muestra el listado de EEI halladas en las prospecciones realizadas en el tramo de río correspondiente a Forcinas, en el concejo de Pravia (Tabla 2).

Tabla 2. Listado de especies exóticas invasoras (EEI) presentes en las prospecciones anteriores y posteriores a las intervenciones en el tramo de estudio de Forcinas (Pravia).

Especie	Código	Conteo previo	Conteo posterior
<i>Bidens aurea</i>	1	1	-
<i>Bidens frondosa</i>	2	20	-
<i>Buddleja davidii</i>	3	22	-
<i>Crocsmia x crocosmiiflora</i>	4	6	-
<i>Cyperus eragrostis</i>	5	2	-
<i>Datura stramonium</i>	6	2	-
<i>Fallopia japonica</i>	8	12	36
<i>Helianthus x laetiflorus</i>	9	28	4*
<i>Impatiens glandulifera</i>	10	3	-
<i>Oenothera glazioviana</i>	12	15	-
<i>Paspalum distichum</i>	13	1	-
<i>Platanus orientalis</i>	16	7	20
<i>Populus nigra</i>	17	2	8
<i>Robinia pseudoacacia</i>	19	5	13
<i>Tradescantia fluminensis</i>	20	1	-
<b>TOTAL (global del tramo)</b>		<b>127</b>	<b>81</b>

La Tabla 2 incluye el nombre de la especie, su código y el número de registros antes y después de las intervenciones de restauración fluvial. El símbolo “-” en una casilla indica que no se han encontrado ejemplares de la EEI correspondiente. Por otro lado, el color verde en la columna del conteo posterior indica una disminución en el número de registros de la EEI, mientras que el color rojo refleja un aumento en dicha cifra. Por su parte, el color naranja indica que se debe prestar atención al dato ya que el asterisco (\*) resalta que se encontró una elevada cantidad de ejemplares de la misma especie, *Helianthus x laetiflorus* en este caso, muy próximos entre sí y que se representan en los mapas (Anexo II) con un único polígono. El polígono representado en los mapas se contabiliza como una unidad de ejemplar de la EEI en la Tabla 2, con lo que la disminución en el número de registros no refleja la situación real para esta especie en concreto. Como se puede observar en la Tabla 2, en las prospecciones previas las tres especies que obtuvieron un mayor número de registros fueron *Helianthus x laetiflorus* (28 registros), *Buddleja davidii* (22 registros) y *Bidens frondosa* (20 registros). De igual modo, en las prospecciones posteriores las tres especies con mayor número de registros fueron *Fallopia japonica* (36 registros), *Platanus orientalis* (20 registros) y *Robinia pseudoacacia* (13 registros). De manera global para este tramo, el número de ejemplares de EEI se ha visto reducido de 127 a 81, es decir, 46 registros menos respecto a las prospecciones previas.

Para la visualización de los datos, se muestran las gráficas que representan las EEI detectadas con su código correspondiente (eje de abscisas) y el número de registros de cada especie (eje de ordenadas) en el tramo de río de Forcinas, prospectado con anterioridad (gráfica de la izquierda) y posterioridad (gráfica de la derecha) a la restauración fluvial llevada a cabo (Figura 14).

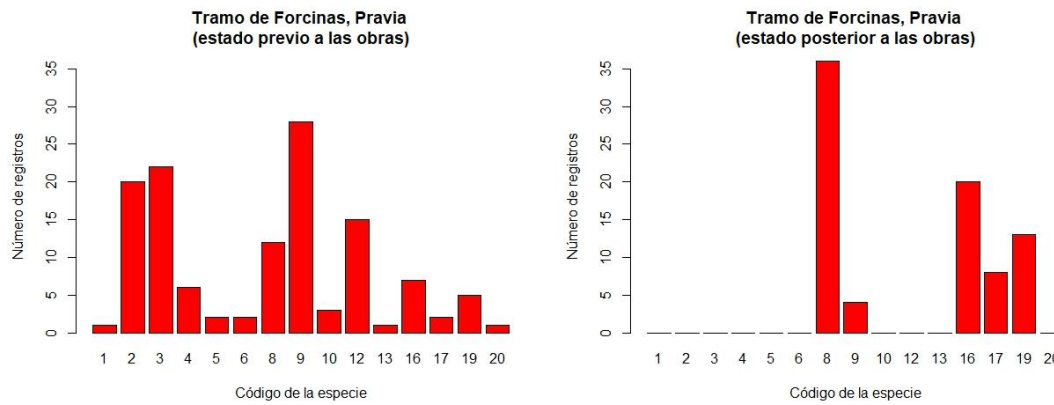


Figura 14. Especies exóticas invasoras (EEI) presentes y el número de registros de las mismas en el tramo de Forcinas (Pravia) antes y después de las obras. Gráficas realizadas con el software RStudio en su versión 4.2.2.

En la Figura 14 se observa que para el estado previo a la restauración fluvial se detectó un total de 15 especies invasoras mientras que en la prospección posterior se detectaron 5 únicamente. A continuación, en la Figura 15 se muestra el rango de valores que se obtuvo en los dos momentos de prospección: antes (1-28 registros) y después de la intervención (4-36 registros).

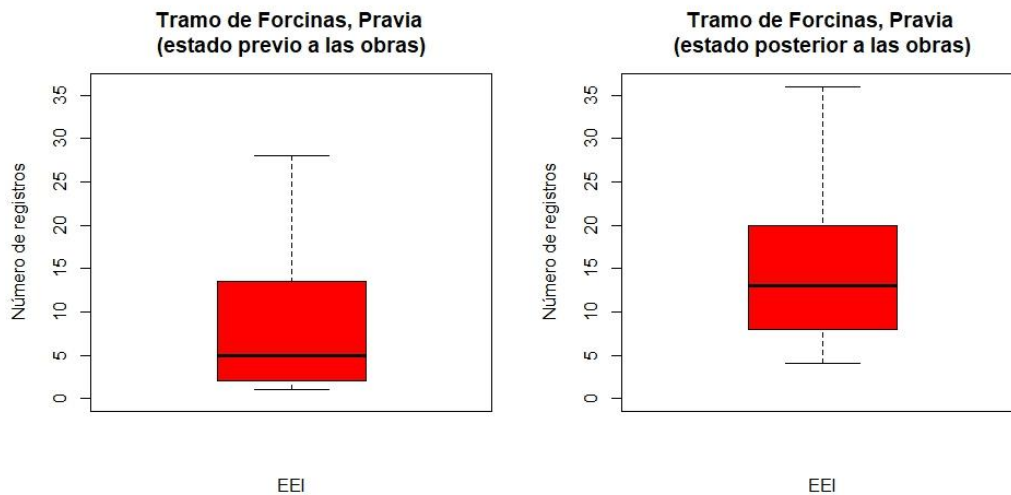


Figura 15. Rango de valores para los registros de especies exóticas invasoras (EEI) para el tramo de Forcinas (Pravia) antes y después de las obras. Gráficas realizadas con el software RStudio en su versión 4.2.2.

En la Figura 15 se observa que el rango de valores para los registros de EEI se estrecha y cuyo valor medio, representado por la línea negra gruesa en el interior de la caja roja, es superior en el estado posterior a las obras en este tramo del río Nalón. En cómputo global se obtiene un menor número de EEI detectadas, pero su número de registros aumenta, es decir, se observa una concentración y aumento del número de registros en un menor número de especies invasoras. En otras palabras, la diversidad en cuanto a número de especies invasoras disminuye, pero la cifra de registros de su presencia se ve incrementada.

Para los resultados obtenidos en Forcinas en el conteo posterior, se ha de tener presente que, por cuestiones logísticas y de seguridad, no fue posible la prospección de



la isla, que se sitúa en el medio del cauce en este tramo, ni de la zona por la que actualmente discurre el río gracias a la intervención fluvial realizada y que se pueden apreciar en el Anexo II. En ambas zonas se habían detectado EEI previamente en las prospecciones iniciales y, por lo tanto, es posible que actualmente haya presencia de especies invasoras que no se estén teniendo en cuenta en este estudio. Además, cabe destacar que en este tramo se hallaron grandes conjuntos de la especie *Tradescantia fluminensis*, EEI previamente detectada en las prospecciones previas e incluida en el cuaderno de campo (Anexo I). Estos ejemplares se encontraban bajo un puente cercano al tramo de estudio, que se localizaba justo antes del punto de inicio de las prospecciones, por lo que no fueron incluidos en los mapas cartográficos del Anexo II.

#### b. Tramo de San Román (Candamo)

Para el tramo de río correspondiente a San Román, en el concejo de Candamo, se muestra el listado de EEI halladas en las prospecciones (Tabla 3).

Tabla 3. Listado de especies exóticas invasoras (EEI) presentes en las prospecciones anteriores y posteriores a las intervenciones en el tramo de estudio de San Román (Candamo).

Especie	Código	Conteo previo	Conteo posterior
<i>Bidens aurea</i>	1	14	-
<i>Buddleja davidii</i>	3	11	3
<i>Eucalyptus globulus</i>	7	14	5
<i>Fallopia japonica</i>	8	-	2
<i>Helianthus x laetiflorus</i>	9	-	2
<i>Ipomoea indica</i>	11	17	1
<i>Phyllostachys aurea</i>	14	3	7
<i>Phytolacca americana</i>	15	1	1
<i>Platanus orientalis</i>	16	-	1
<i>Populus x canadensis</i>	18	2	5
<i>Delairea odorata</i>	22	-	2*
<b>TOTAL (global del tramo)</b>		<b>67</b>	<b>42</b>

La Tabla 3 incluye el mismo tipo de datos que los aportados para el tramo de Forcinas y se sigue el mismo código de símbolos y colores. En esta ocasión la especie representada por un polígono fue *Delairea odorata*, con ejemplares muy próximos entre sí y que se representan en los mapas (Anexo II). Este polígono también se contabiliza como una unidad de ejemplar de la EEI en la Tabla 3, no reflejando la situación real para esta especie. Como se puede observar en la Tabla 3, en las prospecciones previas las tres especies vegetales que obtuvieron un mayor número de registros fueron *Ipomoea indica* (17 registros), *Bidens aurea* (14 registros) y *Eucalyptus globulus* (14 registros). De igual modo, en las prospecciones posteriores las tres especies con mayor número de registros fueron *Phyllostachys aurea* (7 registros), *Eucalyptus globulus* (5 registros) y *Populus x canadensis* (5 registros). En cuanto a las cifras totales, el número de registros de EEI se ha visto reducido de 67 a 42, es decir, 25 registros menos respecto a las prospecciones previas.

Al igual que para el caso del tramo anterior, se presentan gráficas que muestran el número de registros de cada especie (indicadas con su código numérico) prospectado con anterioridad (gráfica de la izquierda) y posterioridad (gráfica de la derecha) a la restauración fluvial (Figura 16).

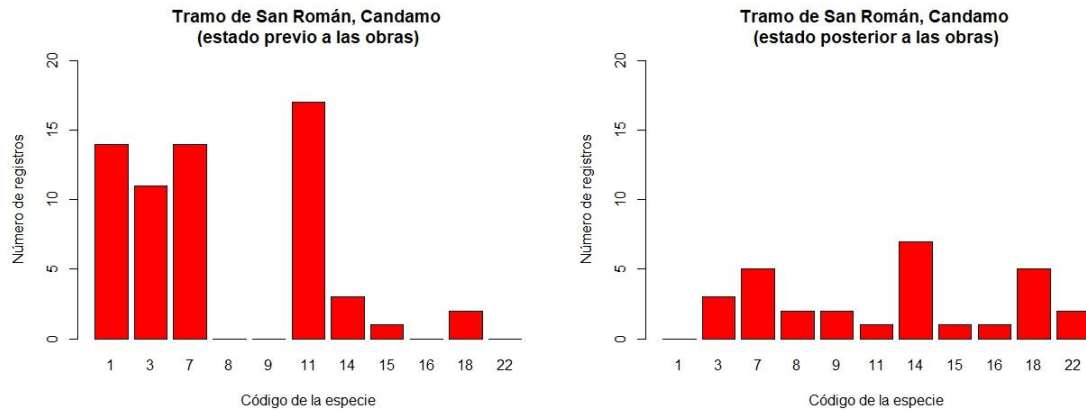


Figura 16. Especies exóticas invasoras (EEI) presentes y el número de registros de las mismas en el tramo de San Román (Candamo) antes y después de las obras. Gráficas realizadas con el software RStudio en su versión 4.2.2.

En la Figura 16 se observa que para el estado previo a la restauración fluvial se detectó un total de 7 especies invasoras mientras que en la prospección posterior se detectaron 10, es decir, aparecen 3 especies no registradas con anterioridad para este tramo de río. A continuación, en la Figura 17 se muestra el rango de valores que se obtuvo en los dos momentos de prospección: antes (1-17 registros) y después de la intervención (1-7 registros).

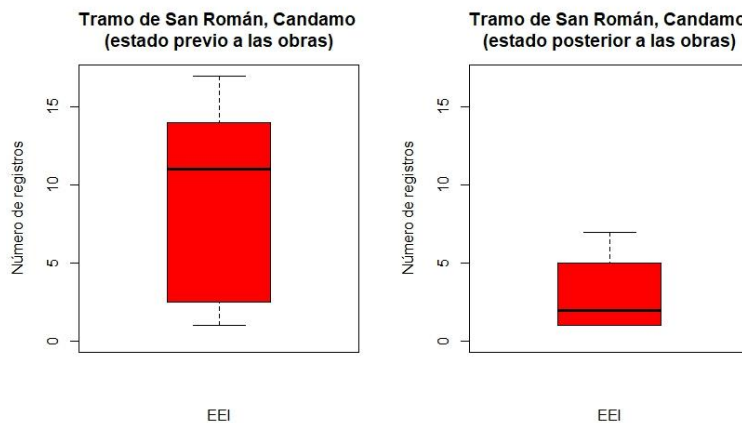


Figura 17. Rango de valores para los registros de especies exóticas invasoras (EEI) para el tramo de San Román (Candamo) antes y después de las obras. Gráficas realizadas con el software RStudio en su versión 4.2.2.

En la Figura 17 se observa que el rango de valores para los registros de EEI se estrecha y cuyo valor medio, representado por la línea negra gruesa en el interior de la caja roja, es menor en el estado posterior a las obras en este tramo del río Nalón. En cómputo global se obtiene un mayor número de EEI detectadas cuya cifra de registros disminuye. Al contrario que para el caso del tramo de Forcinas, en esta ocasión la diversidad en cuanto a número de especies invasoras aumenta, pero la cantidad de registros de su presencia baja.

### c. Tramo de Grullas (Candamo)

Por último, se muestra el listado de EEI halladas en las prospecciones realizadas en el tramo de río correspondiente a Grullas, en el concejo de Candamo (Tabla 4).

Tabla 4. Listado de especies exóticas invasoras (EEI) presentes en las prospecciones anteriores y posteriores a las intervenciones en el tramo de estudio de Grullos (Candamo).

Especie	Código	Conteo previo	Conteo posterior
<i>Bidens frondosa</i>	2	2	-
<i>Buddleja davidii</i>	3	1	-
<i>Cyperus eragrostis</i>	5	4	-
<i>Paspalum distichum</i>	13	1	-
<i>Platanus orientalis</i>	16	2	-
<i>Robinia pseudoacacia</i>	19	3	-
<i>Vinca major</i>	21	8	-
<b>TOTAL (global del tramo)</b>		<b>21</b>	<b>0</b>

La Tabla 4 incluye el mismo tipo de datos que los aportados para el tramo de Forcinas y San Román y se sigue el mismo código de símbolos. El código de colores continua con la misma dinámica, quedando la columna del conteo posterior en esta ocasión únicamente de color verde, indicando la disminución en el número de registros de las EEI. Como se puede observar en la Tabla 4, en las prospecciones previas las tres especies que obtuvieron un mayor número de registros fueron *Vinca major* (8 registros), *Cyperus eragrostis* (4 registros) y *Robinia pseudoacacia* (3 registros). En cambio, en las prospecciones posteriores no se obtuvieron registros de ninguna EEI tras las obras de restauración fluvial tal y como se refleja en la Tabla 4 en la columna del conteo posterior. En cuanto a las cifras totales, el número total de registros se ha visto reducido de 21 a 0, es decir, hubo una ausencia total de EEI en el momento de la prospección posterior.

Para este tramo de río, al igual que en los dos casos anteriores, se representan los datos numéricos de manera visual mediante una gráfica en la que se muestran las EEI detectadas con su código correspondiente (eje de abscisas) y el número de registros de cada especie (eje de ordenadas) en el tramo de río de Grullos, prospectado con anterioridad y posterioridad a la restauración fluvial llevada a cabo (Figura 18). En el caso de la gráfica del estado posterior a las obras, como se puede ver reflejado, no se obtuvieron registros de ninguna de las EEI presentes con anterioridad.

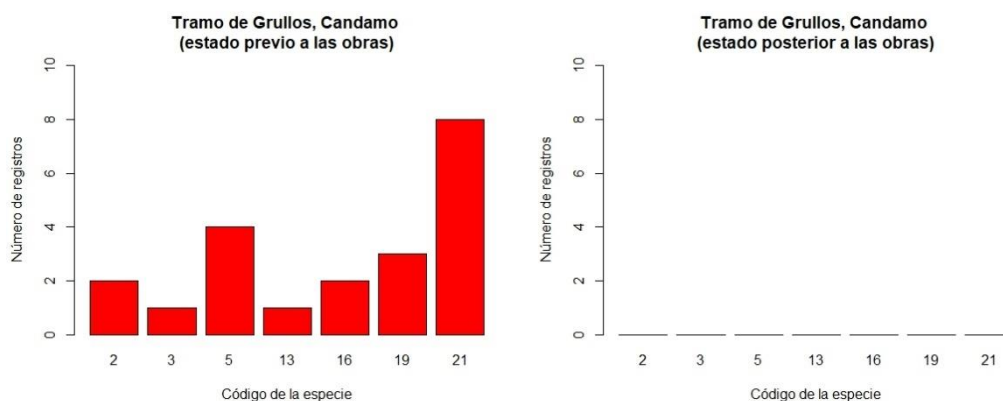


Figura 18. Especies exóticas invasoras (EEI) presentes y el número de registros de las mismas en el tramo de Grullos (Candamo) antes y después de las obras. Gráficas realizadas con el software RStudio en su versión 4.2.2.

La comunidad vegetal de la margen en este tramo tras la restauración fluvial se compone de especies de porte herbáceo en su mayoría a excepción de algunas especies arbóreas plantadas como parte de la intervención realizada como se observa en la Figura 8. De igual manera, se representa gráficamente el rango de valores de

registros de EEI obtenido para este tramo tanto del estado previo como posterior a las obras (Figura 19).

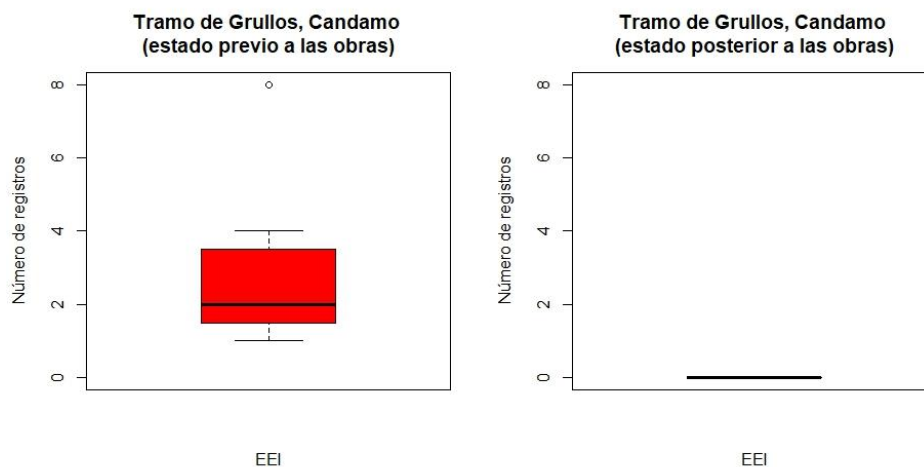


Figura 19. Rango de valores para los registros de especies exóticas invasoras (EEI) para el tramo de Grullos (Candamo) antes y después de las obras. Gráficas realizadas con el software RStudio en su versión 4.2.2.

Como se puede observar en la gráfica correspondiente al estado posterior a la restauración fluvial en este tramo, no se detectaron EEI en las prospecciones realizadas en la jornada de campo y tal y como se refleja en la columna del conteo posterior de la Tabla 4. Cabe mencionar que en este tramo el rango de valores de registros de EEI (1-8 registros) es el menor de los tres tramos en global, ya que a igual número de especies invasoras que el tramo de San Román (7 especies) se obtuvo una cifra menor de registros.

#### 4. Discusión

Como ya se ha mencionado anteriormente, los ríos son uno de los ecosistemas más afectados de manera negativa por los impactos generados como consecuencia de las actividades antrópicas (Ferreira *et al.*, 2005; Richardson *et al.*, 2007; Beechie *et al.*, 2010; F. C. Aguiar *et al.*, 2011; Gibbons *et al.*, 2014). Además, son zonas de gran importancia a nivel ecológico ya que conforman ecotonos, los cuales presentan una alta biodiversidad y cuyas comunidades vegetales conforman bosques de ribera claves para estos ambientes en numerosos aspectos (Ferreira *et al.*, 2005; Richardson *et al.*, 2007; Riis *et al.*, 2020). Entendiendo el concepto de restauración de ecosistemas como “el proceso de ayudar a la recuperación de un ecosistema degradado, dañado o destruido para reflejar los valores que se consideran inherentes al ecosistema y proporcionar bienes y servicios que las personas valoran” y que los ríos son uno de los ecosistemas más degradados históricamente, surge la práctica de la restauración fluvial como solución. La importancia de esta disciplina es evidenciada por el hecho de que la Organización de las Naciones Unidas (ONU) ha denominado a la década actual (2021-2030) como la “Década de la Restauración de Ecosistemas” y cuyo nombramiento no hace más que reflejar la expansión de la ciencia de la restauración y la necesidad de su estudio en profundidad (Fischer *et al.*, 2021).

En este sentido, la evaluación de los proyectos de restauración ecológica llevados a cabo representa una valiosa herramienta para la gestión de los recursos naturales. Existe un amplio debate en torno a los factores determinantes de la eficacia de estas



restauraciones, pero en lo que coincide la comunidad científica es en la necesidad de identificación de dichas variables para lograr un abordaje correcto. Con el fin de comprender los beneficios y costes de estos proyectos se deben focalizar los esfuerzos de investigación en la valoración de aspectos ecológicos (estructura de la vegetación, diversidad y abundancia de especies y funcionamiento ecosistémico) y socioeconómicos de manera conjunta (Wortley *et al.*, 2013). Por lo tanto, la restauración medioambiental incluye tareas como la recuperación de los componentes abióticos del medio, el restablecimiento de los servicios ecosistémicos (SE) y la rehabilitación de especies raras, en peligro y amenazadas y de la biodiversidad autóctona mediante la gestión de las especies vegetales invasoras (*Invasive Alien Plants*, IAPs) (Rai, 2022). En concordancia con esto, el suponer la presencia de especies exóticas invasoras (EEI) una amenaza para la conservación de los ecosistemas (Ewel & Putz, 2004; Andreu & Vilà, 2010; Diagne *et al.*, 2021; Vantarová *et al.*, 2023), representaría un factor tanto ecológico, al tratarse de especies que forman parte de los ecosistemas degradados, como socioeconómico, al perjudicar a las especies nativas y, en consecuencia, a los servicios ecosistémicos (SE) proporcionados o por ser utilizadas con fines económicos directamente.

Teniendo en consideración lo anterior, el Plan Piloto de Gestión de Sedimento en el Tramo Bajo del Río Nalón (Trubia–Soto del Barco), proyecto del que parte el presente estudio, se trata de un proyecto de restauración ambiental llevado a cabo en un espacio concreto, el río Nalón situado en el Principado de Asturias. Los tramos seleccionados en este trabajo habían sido previamente determinados como puntos críticos sobre los que actuar debido a múltiples problemáticas como la afección a infraestructuras y terrenos de cultivo próximos por desviaciones del cauce y erosiones de las márgenes fluviales. Por estos motivos, el Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio (INDUROT) había realizado con anterioridad prospecciones de las EEI presentes sobre las que posteriormente se realizaron tareas de eliminación. Una vez hechas dichas prospecciones previas, se procedió a la ejecución de la restauración en la que se desarrollaron distintas actuaciones entre las que destaca el uso de técnicas de bioingeniería con el fin de reducir la fragmentación del bosque de ribera y, además, mejorar su composición y conectividad. A raíz de la obtención de la base de datos de EEI previas, surge la idea de efectuar prospecciones con posterioridad que suponen el eje central de este trabajo. En la jornada de campo llevada a cabo se recopiló la situación actual de los tramos de estudio (Forcinas, San Román y Grullos) respecto a la aparición de EEI, registro de las especies invasoras y sus posiciones, tras los métodos de control ejecutados, en su mayoría de tipo mecánico y manual para evitar daños colaterales al ecosistema ribereño.

Primeramente, en el tramo de Forcinas, el mayor en extensión y con la presencia de EEI más elevada, se pudo observar una disminución en el número de registros y de especies invasoras. A pesar de esto, las EEI seguían presentes en números elevados y con una distribución menos repartida a lo largo del tramo, localizándose en puntos más concretos como se puede apreciar en el mapa de su estado posterior a las obras en el Anexo II. Teniendo en cuenta que los numerosos registros de EEI se concentran en puntos concretos del tramo y en un menor número de especies (de 15 iniciales a 5), esto evidencia que en la mayoría de casos los métodos de erradicación fueron eficaces pero que determinadas EEI lograron persistir en el medio al aprovechar la disminución de interacciones competitivas que mantenían con las especies invasoras eliminadas. En

segundo lugar, en el tramo de San Román la situación fue distinta ya que, a pesar de disminuir el número global de registros de EEI para el tramo, surgieron nuevas especies invasoras (de 7 iniciales a 10), que previamente no se habían detectado. Además, la media de los registros disminuye al repartirse estos entre un número mayor de EEI, pero más de la mitad de las especies aumentan su cifra de ejemplares encontrados. Al igual que en el caso de Forcinas, se concentra la distribución de los registros a lo largo del tramo. Por último, en el tramo de Grullos lo que se observó fue una erradicación por completo de las EEI presentes con anterioridad a la restauración fluvial.

El estado concreto de cada tramo es visible en el Anexo II y ha sido analizado en los resultados de este trabajo, y de manera global se deben de tener en consideración distintos puntos de vista. Antes de todo, se debe de tener presente que el tiempo pasado tras la finalización de las obras de restauración fluvial no es idéntico para los tres tramos y que, por lo tanto, no son comparables entre sí: en Forcinas en el año 2021 (hace dos años), en San Román en junio del año 2022 (hace 1 año) y en Grullos en septiembre del año 2022 (hace nueve meses). Además, otros factores influyen en el resultado final de la eliminación de EEI en las restauraciones como el tipo de especie eliminada, el grado de reemplazo de las especies invasoras sobre las nativas y la presencia de otras especies no nativas. Cabe destacar también como punto clave a tener en cuenta que las erradicaciones exitosas en ocasiones pueden generar consecuencias inesperadas. La continuidad en la presencia de EEI puede deberse al hecho de que determinadas especies invasoras pueden seguir afectando de manera negativa por efectos heredados sobre la comunidad microbiana del suelo y los simbioses de las raíces tras la eliminación llevada a cabo. Por otro lado, se ha detectado una tendencia a nivel mundial de las EEI sobre las que se centran los métodos de control y que, por lo tanto, suponen un cierto sesgo a la hora de ejercer dicho control. Las especies invasoras sobre las que más frecuentemente se llevan a cabo métodos de control son las que pertenecen, en primer lugar, a la familia Poaceae, después a la familia Asteraceae y tras esta le siguen aquellas de las familias Fabaceae, Pinaceae, Brassicaceae y Rosaceae (Weidlich *et al.*, 2020). En el caso de este trabajo, esto va en consonancia con ciertas EEI halladas en los tres tramos de estudio, ya que hay representantes de especies de estas familias. En el tramo de Forcinas están o estaban presentes *Bidens aurea*, *Bidens frondosa* y *Helianthus x laetiflorus* de la familia Asteraceae, *Paspalum distichum* de la familia Poaceae y *Robinia pseudoacacia* de la familia Fabaceae. En el tramo de San Román hay o había especies de la familia Asteraceae (*Bidens aurea*, *Helianthus x laetiflorus* y *Delairea odorata*) y de la familia Poaceae (*Phyllostachys aurea*). En el tramo de Grullos había especies de la familia Asteraceae (*Bidens frondosa*) y de la familia Poaceae (*Paspalum distichum*). Conociendo todo lo anterior, los tiempos de finalización de las obras, los factores que pueden influir en la presencia de EEI y la situación concreta de cada tramo, es un hecho manifiesto que la insistencia en la ejecución del control sobre estas especies mediante eliminaciones periódicas es necesario para asegurar la erradicación completa de las mismas (Weidlich *et al.*, 2020). A los datos anteriores se añade que existe la obligación por parte de la normativa europea de mejorar el estado de conservación del Hábitat de Interés Comunitario (HIC) y prioritario “91E0\* Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)” presente en el río Nalón, área de estudio de este trabajo.

En adición a lo anteriormente mencionado, es primordial considerar que las perturbaciones antrópicas, tales como la transformación de la tierra y el avance del

cambio climático, pueden llegar a tener efectos sinérgicos con las especies exóticas. Dichas sinergias aumentarían el deterioro de la biodiversidad nativa, pudiendo acabar por producir extinciones de las especies autóctonas. Estas extinciones es posible que tengan lugar a través de diferentes vías como pueden ser la competencia, la depredación o la transmisión de enfermedades. La preocupación es aún mayor al conocer que, a nivel mundial, las tasas de establecimiento de especies exóticas actualmente muestran un notable incremento (Blackburn *et al.*, 2019).

Ante los resultados obtenidos, cabe mencionar que la cifra de proyectos de restauración llevados a cabo en ríos va en aumento, pero es cierto que existe una falta de trabajos que evalúen el grado de éxito y fracaso de estos proyectos (Paillex *et al.*, 2017). Como es notorio, tanto en el conocimiento actual sobre la disciplina de la restauración como en el caso que se ha analizado en este estudio, hay una necesidad existente de profundizar en el conocimiento y que, además, es mejorable en numerosos aspectos (Weidlich *et al.*, 2020). A día de hoy, ya se han desarrollado trabajos que proponen medidas de análisis específicas para las EEI vegetales, al poder considerarlas como bioindicadoras del estado ecológico de los ecosistemas. Este es el caso de un estudio llevado a cabo en el que se plantea la aplicación de un índice denominado por las siglas “IAPI”, las cuales proceden de su nombre en inglés *Invasive Alien Plants Index*. El cálculo de dicho índice se basa en datos de cobertura y abundancia de las EEI, el tamaño del área inventariada y que, además, obtiene el grado de invasividad en función de los catálogos de especies exóticas invasoras a nivel nacional. Aplicando este método del índice “IAPI” antes y después de llevar a cabo las acciones de control aporta datos aplicables a cualquier tipo de hábitat, ecosistema o región y se adapta a diferentes territorios con lista oficial de especies invasoras (García *et al.*, 2023).

Por último, señalar que el empleo de herramientas como los *softwares* de Sistemas de Información Geográfica (SIG), la realización del trabajo de campo mediante prospecciones y la obtención de ortofotos de las zonas de estudio se complementan a la perfección a la hora de evaluar el estado de los ecosistemas respecto a la presencia de especies exóticas invasoras.

## 5. Conclusiones

Para finalizar, las conclusiones generales de este trabajo son las siguientes:

- Actualmente el estado ecológico de la ZEC Río Nalón se encuentra bajo amenaza por la presencia de especies exóticas invasoras (EEI) vegetales en distintos tramos a lo largo de su recorrido, lo que pone en peligro la óptima conservación del Hábitat de Interés Comunitario (HIC) y prioritario “91E0\* Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)”.
- Es necesario un conocimiento profundo y preciso de las EEI presentes y potenciales para lograr determinar sus mecanismos de invasión y frenar su avance en el río Nalón, uno de los más importantes dentro del Principado de Asturias.
- El estado actual de los tres tramos de estudio (Forcinas, San Román y Grullos) es mejor, tanto cuantitativa como cualitativamente, respecto a la presencia de EEI. A pesar de esto, la aplicación de métodos de control de forma periódica es imprescindible para alcanzar la erradicación por completo.

- Los tres tramos de estudio de este trabajo fueron intervenidos en distintas fechas y, por lo tanto, ni su estado actual ni el análisis de dicho estado es comparable. Entonces, para lograr la mejor restauración posible deberían de tenerse en cuenta las condiciones concretas de cada tramo por separado y así se conseguiría adaptar las intervenciones según las necesidades específicas a nivel regional.
- Se requiere de un mayor conocimiento de la disciplina de la restauración fluvial para optimizar las técnicas y acciones desarrolladas actualmente.
- La evaluación del grado de éxito y fracaso de los proyectos de restauración fluvial resulta imprescindible. Con el desarrollo y aplicación de nuevas herramientas de análisis y la publicación de resultados, tanto positivos como negativos, de este tipo de trabajos se alcanzaría un mejor entendimiento de la cuestión.

## 6. Bibliografía

- Aguiar, F. C. F., & Ferreira, M. T. (2013). Plant invasions in the rivers of the Iberian Peninsula, south-western Europe: A review. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 147(4), 1107-1119. <https://doi.org/10.1080/11263504.2013.861539>
- Aguiar, F. C., Fernandes, M. R., & Ferreira, M. T. (2011). Riparian vegetation metrics as tools for guiding ecological restoration in riverscapes. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 402, Article 402. <https://doi.org/10.1051/kmae/2011074>
- Andreu, J., & Vilà, M. (2010). Risk analysis of potential invasive plants in Spain. *Journal for Nature Conservation*, 18(1), 34-44. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2009.02.002>
- Arnaud-Fassetta, G., Cossart, E., & Fort, M. (2005). Hydro-geomorphic hazards and impact of man-made structures during the catastrophic flood of June 2000 in the Upper Guil catchment (Queyras, Southern French Alps). *Geomorphology*, 66(1), 41-67. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.03.014>
- Aylward, B., Bandyopadhyay, J., Belausteguigotia, J.-C., Borkey, P., Cassar, A., Meadors, L., Saade, L., Siebentritt, M., Stein, R., Tognetti, S. S., Tortajada, C., Allan, T., Bauer, C., Bruch, C., Guimaraes-Pereira, A., Kendall, M., Kiersch, B., Landry, C., Mestre Rodriguez, E., ... Voutchkov. (2012). *Freshwater ecosystem services*. Washington, D.C.
- Beechie, T. J., Sear, D. A., Olden, J. D., Pess, G. R., Buffington, J. M., Moir, H., Roni, P., & Pollock, M. M. (2010). Process-based Principles for Restoring River Ecosystems. *BioScience*, 60(3), 209-222. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.3.7>
- Blackburn, T. M., Bellard, C., & Ricciardi, A. (2019). Alien versus native species as drivers of recent extinctions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(4), 203-207. <https://doi.org/10.1002/fee.2020>
- Bujnovský, R. (2018). Estimation of benefits from the actual use of inland water ecosystem services in the Slovak Republic. *Ekológia (Bratislava)*, 37(3), 201-218. <https://doi.org/10.2478/eko-2018-0017>
- Décamps, H. (2011). River networks as biodiversity hotlines. *Comptes Rendus Biologies*, 334(5-6), 420-434. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2011.03.002>
- Delcourt, P. A., & Delcourt, H. R. (1992). Ecotone Dynamics in Space and Time. En A. J. Hansen & F. di Castri (Eds.), *Landscape Boundaries: Consequences for Biotic*

- Diversity and Ecological Flows* (pp. 19-54). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2804-2\\_2](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2804-2_2)
- Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A.-C., Gozlan, R. E., Roiz, D., Jarić, I., Salles, J.-M., Bradshaw, C. J. A., & Courchamp, F. (2021). High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*, *592*(7855), Article 7855. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6>
- Directiva Hábitats (92/43/CEE), 92/43/CEE (1992). <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-1992-81200>
- Ekka, A., Pande, S., Jiang, Y., & der Zaag, P. van. (2020). Anthropogenic Modifications and River Ecosystem Services: A Landscape Perspective. *Water*, *12*(10), Article 10. <https://doi.org/10.3390/w12102706>
- Erős, T., & Lowe, W. H. (2019). The Landscape Ecology of Rivers: From Patch-Based to Spatial Network Analyses. *Current Landscape Ecology Reports*, *4*(4), 103-112. <https://doi.org/10.1007/s40823-019-00044-6>
- Ewel, J. J., & Putz, F. E. (2004). A place for alien species in ecosystem restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *2*(7), 354-360. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0354:APFASI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0354:APFASI]2.0.CO;2)
- Fernández, S., Rodríguez-Martínez, S., Martínez, J. L., Garcia-Vazquez, E., & Ardura, A. (2019). How can eDNA contribute in riverine macroinvertebrate assessment? A metabarcoding approach in the Nalón River (Asturias, Northern Spain). *Environmental DNA*, *1*(4), 385-401. <https://doi.org/10.1002/edn3.40>
- Ferreira, M. T., Aguiar, F. C., & Nogueira, C. (2005). Changes in riparian woods over space and time: Influence of environment and land use. *Forest Ecology and Management*, *212*(1), 145-159. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.010>
- Fischer, J., Riechers, M., Loos, J., Martin-Lopez, B., & Temperton, V. M. (2021). Making the UN Decade on Ecosystem Restoration a Social-Ecological Endeavour. *Trends in Ecology & Evolution*, *36*(1), 20-28. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.08.018>
- Florsheim, J. L., Mount, J. F., & Chin, A. (2008). Bank Erosion as a Desirable Attribute of Rivers. *BioScience*, *58*(6), 519-529. <https://doi.org/10.1641/B580608>
- García, P., Sanna, M., Fernández García, M., González Rodríguez, G., & Cires, E. (2023). Monitoring invasive alien plants dynamics: Application in restored areas. *Biología*, *78*(5), 1375-1380. <https://doi.org/10.1007/s11756-023-01375-w>
- GBIF.org. (2023). *Página de Inicio de GBIF*. Disponible en: <https://www.gbif.org>
- Gibbons, S. M., Jones, E., Bearquiver, A., Blackwolf, F., Roundstone, W., Scott, N., Hooker, J., Madsen, R., Coleman, M. L., & Gilbert, J. A. (2014). Human and Environmental Impacts on River Sediment Microbial Communities. *PLOS ONE*, *9*(5), e97435. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097435>
- Heringer, G., Angulo, E., Ballesteros-Mejía, L., Capinha, C., Courchamp, F., Diagne, C., Duboscq-Carra, V. G., Nuñez, M. A., & Zenni, R. D. (2021). The economic costs of biological invasions in Central and South America: A first regional assessment. *NeoBiota*, *67*, 401. <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.59193>
- Hulme, P. E. (2021). Unwelcome exchange: International trade as a direct and indirect driver of biological invasions worldwide. *One Earth*, *4*, 666-679. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.04.015>
- Lara, F., Garilleti, R., & Calleja, J. (2004). *La vegetación de ribera de la mitad norte española*. Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas del CEDEX.

- Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras, Pub. L. No. Real Decreto 630/2013, BOE-A-2013-8565 56764 (2013). <https://www.boe.es/eli/es/rd/2013/08/02/630>
- Decreto 125/2014, de 17 de diciembre, por el que se declara la Zona Especial de Conservación Río Nalón (ES1200029) y se aprueba su I Instrumento de Gestión., Decreto 125/2014 (2014).
- Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico, Gobierno de España. (s. f.-a). *Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras*. Recuperado 21 de mayo de 2023, de <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/especies-exoticas-invasoras/ce-eei-catalogo.aspx>
- Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico, Gobierno de España. (s. f.-b). *Estrategia Nacional de Restauración de Ríos*. Recuperado 18 de mayo de 2023, de <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/delimitacion-y-restauracion-del-dominio-publico-hidraulico/estrategia-nacional-restauracion-rios/>
- Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico, Gobierno de España. (s. f.-c). *Principado de Asturias (LIC / ZEC)*. Recuperado 15 de mayo de 2023, de [https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/lic\\_asturias.aspx](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/lic_asturias.aspx)
- Paillex, A., Schuwirth, N., Lorenz, A. W., Januschke, K., Peter, A., & Reichert, P. (2017). Integrating and extending ecological river assessment: Concept and test with two restoration projects. *Ecological Indicators*, 72, 131-141. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.048>
- Poff, N. L., Olden, J. D., Merritt, D. M., & Pepin, D. M. (2007). Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(14), 5732-5737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609812104>
- Rai, P. K. (2022). Environmental Degradation by Invasive Alien Plants in the Anthropocene: Challenges and Prospects for Sustainable Restoration. *Anthropocene Science*, 1(1), 5-28. <https://doi.org/10.1007/s44177-021-00004-y>
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., Dasgupta, P., Dietz, T., Duraiappah, A. K., Hassan, R., Kasperson, R., Leemans, R., May, R. M., McMichael, A. J., Pingali, P., Samper, C., Scholes, R., Watson, R. T., Zakri, A. H., ... Zurek, M. B. (2005). *Ecosystems and human well-being - Synthesis: A Report of the Millennium Ecosystem Assessment* (p. ). Island Press. <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/340442>
- Richardson, D. M., Holmes, P. M., Esler, K. J., Galatowitsch, S. M., Stromberg, J. C., Kirkman, S. P., Pyšek, P., & Hobbs, R. J. (2007). Riparian vegetation: Degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13(1), 126-139. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00314.x>
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F. C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M. D., Clerici, N., Fernandes, M. R., Franco, J. C., Pettit, N., Portela, A. P., Tammeorg, O., Tammeorg, P., Rodríguez-González, P. M., & Dufour, S. (2020). Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation. *BioScience*, 70(6), 501-514. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>
- Sangalli, P. (2019). *BIOINGENIERÍA FLUVIAL. Manual técnico para el ámbito cantábrico - Proyecto H2O Gurea*. GANASA (Gestión Ambiental de Navarra, S.A.).

- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W. H., Simberloff, D., & Swackhamer, D. (2001). Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. *Science*, 292(5515), 281-284. <https://doi.org/10.1126/science.1057544>
- Vantarová, K. H., Eliáš, P., Jiménez-Ruiz, J., Tokarska-Guzik, B., & Cires, E. (2023). Biological invasions in the twenty-first century: A global risk. *Biologia*, 78(5), 1211-1218. <https://doi.org/10.1007/s11756-023-01394-7>
- Ward, J. v., Tockner, K., & Schiemer, F. (1999). Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity1. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15(1-3), 125-139. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199901/06\)15:1/3<125::AID-RRR523>3.0.CO;2-E](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3<125::AID-RRR523>3.0.CO;2-E)
- Weidlich, E. W. A., Flórido, F. G., Sorrini, T. B., & Brancalion, P. H. S. (2020). Controlling invasive plant species in ecological restoration: A global review. *Journal of Applied Ecology*, 57(9), 1806-1817. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13656>
- Wohl, E., & Merritt, D. M. (2008). Reach-scale channel geometry of mountain streams. *Geomorphology*, 93(3), 168-185. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2007.02.014>
- Wortley, L., Hero, J.-M., & Howes, M. (2013). Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology*, 21(5), 537-543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>