

# Control mecánico de la planta invasora *Tradescantia fluminensis*: efectos sobre la vegetación ribereña y los artrópodos epígeos

Felipe González-Outeiriño<sup>1,\*</sup> , Aarón García-Loira<sup>1</sup> , Rubén Retuerto<sup>1</sup> , Jonatan Rodríguez<sup>2,\*</sup> 

- (1) Departamento de Biología Funcional, Facultad de Biología, Universidade de Santiago de Compostela, 15782, Santiago de Compostela, España.  
(2) CRETUS, Departamento de Biología Funcional, Facultad de Biología, Universidade de Santiago de Compostela, España.

\* Autores para correspondencia / Corresponding authors: Felipe González-Outeiriño [[felipeglezou@gmail.com](mailto:felipeglezou@gmail.com)], Jonatan Rodríguez, [[jon.rodriguez.parra@gmail.com](mailto:jon.rodriguez.parra@gmail.com)]

> Recibido / Received: 18/07/2025 – Aceptado / Accepted: 17/11/2025

**Cómo citar / How to cite:** González-Outeiriño, F., Loira-García, A., Retuerto, R., Rodríguez, J. 2025. Control mecánico de la planta invasora *Tradescantia fluminensis*: efectos sobre la vegetación ribereña y los artrópodos epígeos. *Ecosistemas* 34(3): 3078. <https://doi.org/10.7818/ECOS.3078>

## Control mecánico de la planta invasora *Tradescantia fluminensis*: efectos sobre la vegetación ribereña y los artrópodos epígeos

**Resumen:** *Tradescantia fluminensis* es una planta herbácea invasora que afecta especialmente a sistemas ribereños. Este estudio tiene como objetivo evaluar el impacto de *T. fluminensis* sobre la vegetación y los artrópodos epígeos, así como comparar los efectos del corte mecánico y la retirada manual de la invasora sobre estas comunidades. Utilizando un diseño BACI ("Before-After-Control-Impact") comparamos zonas invadidas y no invadidas "Antes" (marzo) y "Después" (mayo) de los tratamientos. La invasora mostró un impacto negativo sobre la vegetación nativa debido a su alta producción de biomasa aérea, con la que tapiza el sotobosque. No apreciamos impactos en los artrópodos por la invasión Antes, pero el aumento de riqueza y abundancia registrado en zonas no invadidas fue menor en las zonas invadidas Después. La retirada manual redujo la cobertura de *T. fluminensis* en un 70 %, favoreciendo una sucesión secundaria temprana: la comunidad vegetal recuperó especies propias de zonas no invadidas y aumentó la cobertura de muchas de las ya presentes. Además, la retirada manual aumentó la riqueza y abundancia de artrópodos. En cambio, el corte mecánico no logró reducir la presencia de *T. fluminensis* ni mejoró la respuesta de la comunidad vegetal o de artrópodos epígeos. Este trabajo supone una primera aproximación a la recuperación de entornos fluviales invadidos por *T. fluminensis* en la península ibérica. Concluimos que el corte, método comúnmente empleado, no favorece la recuperación de las zonas previamente invadidas, mientras que la retirada manual lo consigue sin afectar negativamente a los artrópodos epígeos.

**Palabras clave:** bioindicadores; Commelinaceae; control mecánico; planta exótica invasora; restauración ecológica; trampas de caída

**Mechanical control of the invasive plant *Tradescantia fluminensis*: effects on riparian vegetation and epigeic arthropods**

**Abstract:** *Tradescantia fluminensis* is an herbaceous invasive plant that particularly affects riparian ecosystems. This study aimed to assess the impact of *T. fluminensis* on vegetation and epigeic arthropods, as well as to compare the effects of mechanical cutting and uprooting (hand-pulling) of the invader on these communities. Using a BACI ("Before-After-Control-Impact") design, we compared invaded and non-invaded areas before (March) and after (May) treatments. The invader showed a negative impact on native vegetation due to its high production of aerial biomass, which forms dense mats over the understory. No significant effects of the invasion on arthropods were detected Before, but the subsequent increase in richness and abundance in non-invaded areas was lower in invaded areas After. Uprooting reduced *T. fluminensis* cover by 70%, promoting an early secondary succession: the plant community recovered species typical of non-invaded areas and increased the cover of many already present. Moreover, uprooting enhanced both the richness and abundance of epigeic arthropods. In contrast, mechanical cutting did not significantly reduce *T. fluminensis* cover nor improve the response of the vegetation or arthropod communities. This study represents the first approach to the restoration of riparian environments invaded by *T. fluminensis* in the Iberian Peninsula. We conclude that mechanical cutting, a commonly used control method, does not promote recovery of previously invaded areas, whereas uprooting effectively enhances ecological restoration without negatively affecting epigeic arthropods.

**Keywords:** bioindicators; Commelinaceae; ecological restoration; invasive alien plant; mechanical control; pitfalls

## Introducción

Los bosques de ribera cumplen un papel fundamental tanto para la naturaleza como para el ser humano, ya que proporcionan múltiples servicios ecosistémicos: actúan como reservorios de biodiversidad, secuestran carbono y regulan la frecuencia y magnitud de las inundaciones (Riis et al. 2020). La estructura y composición de sus comunidades vegetales influyen en los

procesos hidrológicos y en la calidad química del agua (Tabacchi et al. 2000; Dosskey et al. 2010). No obstante, estos ecosistemas han sufrido una alta degradación en las últimas décadas debido a diversas actividades humanas, como la urbanización, la agricultura (Brauns et al. 2022) y/o las plantaciones forestales de árboles exóticos (Rivas-Torres et al. 2025). Estos impactos no solo han fragmentado los hábitats, sino que también han favorecido la proliferación de especies de plantas invasoras (Richardson et al. 2007; Brundu 2015), poniendo en riesgo la integridad de estos ecosistemas y comprometiendo la conservación de especies de flora vulnerables en ambientes acuáticos (Varela et al. 2024). Debido a la continua disponibilidad de agua, las riberas son especialmente susceptibles de sufrir invasiones vegetales, favorecidas por las frecuentes perturbaciones derivadas de los procesos de inundación y por la facilidad de dispersión de sus propágulos a través de los corredores fluviales (Hood y Naiman 2000; Brundu 2015).

Las invasiones biológicas son una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad (Pyšek et al. 2020). El problema de las invasiones biológicas en ecosistemas riparios contribuye a sobrepasar cuatro de los nueve límites planetarios propuestos por Rockström et al. (2009): alteración de los ciclos biogeoquímicos de nutrientes, degradación de las masas de agua dulce, degradación de la integridad de la biosfera y cambio en los usos del suelo. En el caso de las plantas invasoras, estas provocan cambios tanto en el medio como sobre los organismos nativos que las rodean, lo que conduce a una homogeneización de los ecosistemas (Qian y Guo 2010) y altera los ciclos biogeoquímicos (Weidenhamer y Callaway 2010), cuyos efectos pueden extenderse incluso a los parámetros fisicoquímicos del agua (Richardson et al. 2007). Su efecto sobre la vegetación autóctona abarca desde impactos en su desarrollo y reproducción hasta una reducción en la densidad y diversidad de especies (Vilà et al. 2011). Sin embargo, organismos como los artrópodos suelen sufrir impactos más complejos. Estudios recientes han destacado que las plantas invasoras tienden a reducir la abundancia y la diversidad de grupos taxonómicos y tróficos (Rodríguez et al. 2020a, 2020b) afectando principalmente a la presencia de especies de herbívoros especialistas y, en ocasiones, favoreciendo la proliferación de otras especies exóticas o insectos plaga (Rodríguez et al. 2019, 2021).

*Tradescantia fluminensis* Vell. es una de las plantas invasoras más extendidas en las zonas fluviales de todo el mundo. Esta herbácea de la familia Commelinaceae, nativa de la ecozona neotropical (Brasil, Argentina y Uruguay), se encuentra naturalizada en todos los continentes y actualmente invade decenas de países (Seitz y Clark 2016). En Europa, habita principalmente en ambientes húmedos y entornos fluviales de España, Portugal e Italia. Hasta la fecha, el estudio de sus impactos en la península ibérica y la eficacia en su erradicación han recibido poca atención. Desde su primera cita en el noroeste de la península ibérica por Bellot (1951), ha avanzado colonizando áreas sombrías y alteradas por el ser humano, habitualmente cercanas a cursos de agua. En las zonas introducidas se reproduce únicamente de forma clonal a partir de segmentos nodales del tallo (Dugdale et al. 2015). Los ríos pueden contribuir a su diseminación, aunque la intervención humana sigue siendo el principal factor de expansión. Ocupa principalmente espacios degradados, en los cuales las perturbaciones (p. ej., tránsito, infraestructuras y desbroce periódico) parecen ser determinantes para su establecimiento.

La mayoría de los estudios sobre el impacto de *T. fluminensis* proceden de Oceanía, donde invade espacios de alto valor ecológico, y afecta al proceso de descomposición y a la disponibilidad de nutrientes del suelo (Standish et al. 2004). Crece formando densas matas donde la abundancia y diversidad de plántulas nativas disminuye por competencia directa por los recursos y el espacio (Standish et al. 2001). La invasión reduce principalmente la presencia de gramíneas, arbustos y helechos (O'Loughlin et al. 2021). Sus posibles impactos sobre los invertebrados han sido menos estudiados. Se ha observado que la invasión de *T. fluminensis* no tiene un impacto claro sobre insectos aéreos, como coleópteros y moscas de la familia Sciaroidea (Toft et al. 2001), pero sí sobre artrópodos epigeos, reduciendo la abundancia de escarabajos detritívoros y depredadores (Standish 2004).

Esta suma de impactos sobre la biodiversidad ha conducido a la implementación de diversos métodos de control para atajar el problema. Según Hurrell et al. (2012), herbicidas como triclopyr o picloram son efectivos en la erradicación, pero su uso conlleva un deterioro químico del suelo, afecta a la flora nativa y contamina las masas de agua. Otra de las medidas más efectivas es el sombreado artificial. De hecho, en el experimento llevado a cabo por Standish (2002) se consiguió reducir significativamente la biomasa de *T. fluminensis*. Sin embargo, su instalación puede resultar compleja y costosa, y conlleva el riesgo de generar contaminación. Además, se trata de un método no selectivo que podría tener efectos negativos sobre la fauna y flora nativa. Actualmente, el método más empleado sigue siendo el control mecánico a través del desbroce con maquinaria. Los operarios forestales y de conservación frecuentemente desbrozan zonas con *T. fluminensis* sin retirar posteriormente los restos vegetales, lo que podría propiciar su nuevo enraizamiento y propagación. Se sabe que la retirada manual reduce este efecto, especialmente en zonas sombrías (Standish 2002), y también favorece la diversidad vegetal (Clarkson et al. 2023). Por otro lado, el uso de agentes de control biológico, como insectos herbívoros, resulta poco efectivo y muy lento, dada la elevada producción de biomasa que produce en zonas invadidas (Fowler et al. 2013; Clarkson et al. 2023).

Debido a la disparidad en el uso de tratamientos cuya eficacia es diversa, continúa la búsqueda de una metodología que combine la efectividad en la erradicación con un bajo impacto ambiental. En consecuencia, cobra sentido el comparar la efectividad del método más generalizado actualmente (desbroce con maquinaria) con la retirada manual pormenorizada (más laboriosa, pero altamente efectiva y de menor impacto ambiental). Para analizar el efecto de estos tratamientos es imprescindible conocer el estado inicial y las consecuencias de la invasión sobre la zona de estudio. En este contexto, se desarrolló este trabajo con los objetivos de i) evaluar el impacto de *T. fluminensis* en un bosque de ribera semiurbano, utilizando como bioindicadores la comunidad vegetal y de artrópodos epigeos; y ii) evaluar la efectividad a corto plazo de dos métodos de control mecánico (corte y retirada manual) mediante el análisis de la respuesta temprana de las comunidades mencionadas. Esperamos observar que la presencia de *T. fluminensis* disminuya la riqueza de especies vegetales, afectando a la composición de la comunidad vegetal y repercuta, a su vez, en la comunidad de artrópodos epigeos en las zonas invadidas. Por otra parte, se espera que el corte de vegetación disminuya la riqueza de artrópodos al reducir en parte sus áreas de cobijo, y una escasa efectividad para controlar una especie que enraíza con facilidad a partir de segmentos nodales, como es el caso de *T. fluminensis*.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

En la península ibérica, *T. fluminensis* tiende a ocupar preferentemente zonas ribereñas con influencia humana y situadas relativamente próximas a la costa. Por ello, este estudio se llevó a cabo en el tramo urbano del río Tins a su paso por A Serra de Outes, en el municipio de Outes (A Coruña, España, 42.842 N, -8.908 E) ([Anexo 1](#)). Esta ubicación nos permitía establecer a lo largo de la ribera del río varios grupos de parcelas experimentales estables en el tiempo y que reunían características bioclimáticas y grado de influencia humana similar. Se trata de un área de clima templado oceánico, con precipitación anual de 2083 mm y temperatura media de 14.8 °C ([Rodríguez-Gutián y Ramil-Rego 2007](#)). Presenta una ribera formada sobre material granítico y suelos caracterizados como umbrisol de origen antrópico ([Calvo de Anta y Macías 2001](#)) ([Anexo 2](#)). Sobre ellos se asienta un bosque aluvial en galería de *Alnus lusitánica* Vít, Douda y Mandák, *Fraxinus excelsior* L. y *Laurus nobilis* L., mayormente, con un estrato herbáceo dominado por umbelíferas, gramíneas y helechos. Se trata de un ambiente húmedo, sombrío y humanizado.

### Diseño experimental

Empleamos una metodología Antes-Después-Control-Impacto (“*Before-After-Control-Impact*” [BACI]); ([Green 1979](#)), ampliamente utilizada en estudios de ecología terrestre. Este diseño BACI permite evaluar temporalmente tanto el impacto de la planta invasora (Antes) como los impactos de los tratamientos aplicados (Después), añadiendo lugares de referencia de zonas invadidas y no invadidas como control ([Underwood 1993](#); [Pardini et al. 2018](#)). Este tipo de enfoque complejo resulta más certero para mediciones repetidas, como es nuestro caso, a pesar de reducir a la mitad el tamaño muestral ([Christie et al. 2019](#)). A lo largo de 1 km del río Tins, seleccionamos siete áreas a modo de réplicas distribuidas a ambas orillas. Estas áreas estaban formadas por una zona invadida y una zona no invadida adyacente. Delimitamos tres parcelas de 1 m<sup>2</sup> en la zona invadida para los tratamientos: referencia invadida, corte invadida y retirada manual invadida, y otras dos en la zona no invadida para los tratamientos: referencia no invadida y corte no invadida ([Anexo 3](#)). De este modo, sumamos un total de 35 parcelas a monitorizar, con siete réplicas para cada uno de los cinco tratamientos.

En marzo de 2023 (Antes) seleccionamos las zonas de actuación y marcamos las parcelas correspondientes. Para caracterizarlas, tomamos medidas en el suelo de temperatura y humedad (HH2 Moisture Meter, Delta-T Devices, Reino Unido), y determinamos el pH del suelo con un pH-metro (Orion 4-Star Portable, Thermo Fisher Scientific, EE. UU.) a partir de muestras recolectadas y trasladadas al laboratorio (dilución 1:2.5; suelo:agua destilada). Para evaluar el estado de la comunidad vegetal, antes de los tratamientos, identificamos las especies presentes en cada parcela y estimamos su cobertura vegetal con la ayuda de un cuadrado de muestreo (1 x 1 m), detectando así cuál es la especie dominante en cada una en base a su proporción. Además, cosechamos la biomasa aérea en dos rectángulos de muestreo de 50 x 10 cm (0.1 m<sup>2</sup>) en dos lados consecutivos fuera de cada parcela, siguiendo el protocolo de [Seabloom et al. \(2017\)](#). Posteriormente, obtuvimos el peso seco de la misma tras pasar 15 días en una estufa a 60 °C. Tras estas mediciones, aplicamos los tratamientos en las parcelas correspondientes. El corte lo realizamos en toda la vegetación de la parcela correspondiente (tanto en zonas invadidas como no invadidas), utilizando una cuchilla eléctrica (GLS700-QW, Stanley Black & Decker, EE. UU.) a 5 cm del suelo y dejando la vegetación caer sobre la superficie del suelo, simulando el desbroce habitual. La retirada manual consistió en la eliminación de raíz de toda la biomasa de *T. fluminensis* presente en la parcela, llevada a cabo solo en parcelas invadidas y sin el uso de maquinaria ni herramientas.

En marzo (Antes), tras aplicar los tratamientos, con el propósito de conocer el estado referencia y el impacto inmediato de los mismos sobre la comunidad de artrópodos epígeos, colocamos trampas de caída (“*pitfalls*”). Estas consistían en botes de 5.5 cm de diámetro con 100 mL de etanol al 70 % que se colocaron en el centro de cada parcela y enterrados bajo el límite superior del sustrato. Transcurridas 48 horas, recogimos todas las muestras para su posterior clasificación e identificación en el laboratorio de la Universidade de Santiago de Compostela, donde los artrópodos recolectados los clasificamos en diferentes grupos taxonómicos con la ayuda de las guías de [McGavin \(2000\)](#), [Barrientos \(2004\)](#) y [Chinery \(2006\)](#). Posteriormente, realizamos comparaciones visuales en detalle de las diferentes estructuras, que usamos como criterio para diferenciar los individuos hasta el nivel de morfoespecie.

En mayo, pasados 63 días desde la aplicación de los tratamientos (Después), repetimos el procedimiento de identificación, estimamos las coberturas vegetales y recolectamos los artrópodos en todas las parcelas. También cosechamos la biomasa aérea empleando el mismo sistema, pero en esta ocasión se realizó dentro del interior de cada parcela.

### Análisis estadísticos

Inicialmente, realizamos exploraciones de las variables dependientes asociadas a la comunidad vegetal (riqueza específica, cobertura vegetal total, cobertura de las especies dominantes y biomasa aérea) y a la comunidad de artrópodos (riqueza y abundancia de morfoespecies), visualizando los conjuntos de datos mediante gráficos de dispersión y Q-Q, y comprobando la normalidad y la homogeneidad de varianzas con las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene, todo ello empleando el software estadístico R (v.4.5.1; [R Core Team 2025](#)).

Con el mismo programa, llevamos a cabo análisis de varianza a través de modelos lineales generalizados mixtos (“*Generalized Linear Mixed Models*” [GLMM]) para evaluar las posibles diferencias asociadas a los factores fecha de muestreo (Antes y Después) y tratamientos aplicados en zonas no invadidas e invadidas por *T. fluminensis* (incluyendo las parcelas de referencia no invadida, corte no invadida, referencia invadida, corte invadida y retirada manual invadida) en las variables dependientes. Para todos los modelos, incluimos la identidad de cada parcela como factor aleatorio y ajustamos las distribuciones

correspondientes a cada conjunto de datos (gaussiana para log(biomasa), gamma para las coberturas vegetales y Poisson para las riquezas específicas de plantas y artrópodos, y la abundancia de artrópodos) mediante la función *glmer* del paquete 'lme4' (v.1.1-33; Bates et al. 2015). Para conocer la varianza explicada por los modelos, incluyendo y sin incluir los efectos aleatorios, calculamos los valores de  $R^2$  marginal y  $R^2$  condicional utilizando la función *r.squaredGLMM* del paquete 'MuMIn' (v.1.48.4; Bartoň 2025). Las diferencias estadísticas significativas entre los diferentes niveles de los tratamientos las evaluamos a través de pruebas *post hoc* comparando las medias marginales obtenidas de cada GLMM siguiendo la metodología de análisis de datos propuesta por Pardini et al. (2018) y utilizando las funciones *emmeans* y *contrast* del paquete 'emmeans' (v.1.8.6; Lenth 2024).

Paralelamente, utilizamos curvas basadas en el tamaño de la muestra (rarefacción y extrapolación) para cuantificar tres medidas de diversidad de morfoespecies de artrópodos —números de Hill: riqueza de especies, índice de Shannon e índice de Simpson (Chao et al. 2014)— con un tamaño de muestra estandarizado, incluyendo intervalos de confianza del 95 % mediante el paquete 'iNEXT' (v.3.0.1; Hsieh y Chao 2024). Además, analizamos la diversidad beta con la función *beta.pair* del paquete 'betapart' (v.1.6; Baselga y Orme 2012) aplicando un análisis permutacional multivariado de la dispersión ("Permutational Multivariate Analysis of Dispersion" [PERMDISP]) para evaluar la homogeneidad de la dispersión y su partición en los componentes de reemplazamiento, anidamiento y diversidad beta total. Tras este paso, llevamos a cabo un análisis permutacional multivariado de la varianza ("Permutational Multivariate Analysis of Variance" [PERMANOVA]) utilizando la función *adonis2* del paquete 'vegan' (v.2.6.4; Oksanen et al. 2022), con 999 permutaciones, con el fin de determinar las posibles diferencias en la composición de las comunidades vegetales y de artrópodos en función de los tratamientos, y elaborando modelos separados para cada fecha de muestreo (Antes y Después). Calculamos también el tamaño del efecto ( $\omega^2$ ) empleando la función *adonis\_OmegaSq* para estimar la proporción de la varianza total atribuible a los tratamientos, proporcionando una medida de la magnitud del efecto que complementa la significancia estadística obtenida en el PERMANOVA. Cuando encontramos diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos, realizamos comparaciones *post hoc* por niveles utilizando la función *pairwiseAdonis* (Martínez-Arbizu 2020). Finalmente, realizamos ordenaciones de escalado multidimensional no métrico ("Non-Metric Multidimensional Scaling" [NMDS]) para representar espacialmente la composición de las comunidades, empleando una matriz de disimilitud de Jaccard para la vegetación y una matriz de disimilitud de Bray-Curtis —con transformación log(x+1)— para los artrópodos epigeos.

## Resultados

### Impacto de *T. fluminensis* en la vegetación y efectividad de los métodos de control

Independientemente de la fecha de muestreo, nuestros resultados mostraron que la riqueza de especies de plantas varió en función de las parcelas seleccionadas para los diferentes niveles del factor tratamiento (Tabla 1). Las parcelas situadas en zonas invadidas (referencia, corte y retirada manual) presentaron los valores más bajos de riqueza en comparación con las no invadidas ( $\chi^2 = 26.075$ ,  $p < 0.001$ ; Fig. 1A). La media ( $\pm$ DE) de especies de plantas en parcelas invadidas fue de  $3.00 \pm 1.15$  en las zonas referencia,  $3.14 \pm 1.77$  en las de corte y  $3.43 \pm 0.54$  en las de retirada manual, con un total de 14 especies diferentes pertenecientes a 13 familias. En cambio, en las parcelas no invadidas fue de  $6.57 \pm 1.13$  para las zonas referencia y  $7.57 \pm 1.62$  en zonas de corte, con un total de 34 especies diferentes pertenecientes a 20 familias (Anexo 4). Por otro lado, para las variables de cobertura vegetal y biomasa aérea, nuestros resultados mostraron una interacción entre los factores fecha de muestreo y tratamiento (Tabla 1). En cuanto a la cobertura vegetal de las zonas no invadidas, la especie dominante, que difería entre parcelas (*Dactylis glomerata* L., *Poa annua* L., *Hedera hibernica* Poit. o *Rubus ulmifolius* Schott), nunca alcanzó valores superiores al 75 %. En cambio, en las zonas invadidas, la cobertura media ( $\pm$ DE) de *T. fluminensis* fue de  $85.29 \% \pm 11.33$ , tomando valores del 100 % en varias parcelas (Fig. 1C). La biomasa aérea fue muy superior en las parcelas invadidas ( $\chi^2 = 75.800$ ,  $p < 0.001$ ; Fig. 1D).

El análisis de la diversidad beta (Tabla 2) reflejó diferencias estadísticamente significativas en la composición de la vegetación antes de la aplicación de los tratamientos (PERMANOVA:  $F = 3.382$ ,  $p = 0.001$ ,  $\omega^2 = 0.21$ ). Comparando por niveles, observamos que estas diferencias se dieron únicamente entre zonas invadidas y no invadidas (Anexo 5). En el espacio de ordenación del NMDS se confirma esta separación, con las parcelas invadidas ubicadas hacia valores negativos del eje 1 y las no invadidas hacia los positivos. Las zonas sin *T. fluminensis* están representadas mayoritariamente por gramíneas y umbelíferas, pero también por la presencia de otras herbáceas (Fig. 2A). En cambio, las parcelas invadidas están representadas principalmente por especies de carácter más ruderal o invasor (p. ej., *R. ulmifolius*, *Galium aparine* L. o *Crocasmia x crocosmiiflora* (Lemoine) N.E.Br.), además de *T. fluminensis*. A partir de los resultados obtenidos del PERMDISP (Anexo 6), observamos una homogeneización de la comunidad vegetal en función de las especies presentes en las zonas invadidas. La invasión de *T. fluminensis* provocó cambios significativos en la estructura de la diversidad beta total, alterando los componentes de anidamiento y reemplazamiento, lo que se refleja en una sustitución y disminución de especies respecto de las zonas no invadidas. La mayor proporción de varianza explicada corresponde al reemplazamiento de especies ( $F = 11.01$ ,  $p = 0.002$ , varianza explicada = 25 %).

Pasados dos meses (Después), evaluamos a corto plazo la efectividad de los tratamientos sobre el control de *T. fluminensis*. La retirada manual fue el único tratamiento que favoreció el aumento de la riqueza de plantas ( $p < 0.001$ ; Anexo 7), reduciendo al mismo tiempo la cobertura (Wald  $\chi^2 = 280.910$ ,  $p < 0.001$ ; Fig. 3) y la biomasa aérea de *T. fluminensis* (Wald  $\chi^2 = 43.700$ ,  $p < 0.001$ ) (Tabla 1; Fig. 1). En las parcelas donde realizamos la retirada manual, el número de especies con una cobertura promedio superior al 1 % aumentó de 7 a 15 (Fig. 3). En cambio, el corte no produjo cambios en la riqueza de plantas ni una disminución en la cobertura o biomasa aérea de *T. fluminensis* (Anexo 7; Fig. 1).

En relación con la composición de las comunidades vegetales, tras dos meses, la retirada manual favoreció el aumento en la presencia y cobertura de varias plantas herbáceas e incluso algunas plántulas arbóreas (Fig. 3). En las zonas de retirada

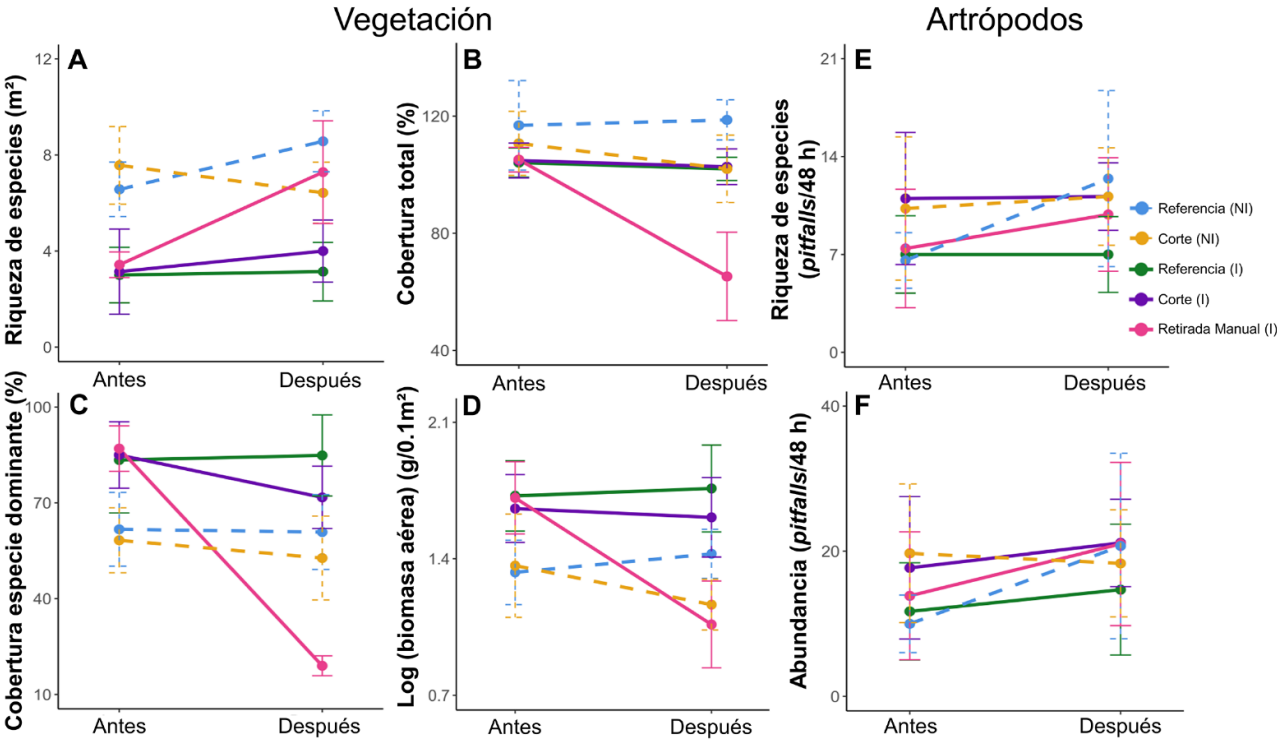


aparecieron grupos habitualmente ausentes en las zonas invadidas, como gramíneas y helechos. La composición de las comunidades vegetales siguió siendo estadísticamente diferente según el tratamiento empleado ( $F=2.349$ ,  $p=0.001$ ,  $\omega^2=0.148$ ). A diferencia de lo que ocurría antes de aplicar los tratamientos, la retirada manual indujo un cambio en la composición de especies con respecto a las zonas de referencia invadidas ( $F=0.627$ ,  $p=0.003$ ; [Anexo 5](#)). La representación gráfica del NMDS ([Fig. 2B](#)) muestra que la distancia entre los polígonos disminuye. Además, la elipse (intervalo de confianza al 95 %) asociada a las parcelas de retirada manual deja de contener una parte de la comunidad referencia invadida y, en esas mismas parcelas, comienzan a establecerse especies características de zonas no invadidas, ausentes antes del tratamiento. Al comparar la composición de la vegetación según estado de invasión, observamos que las diferencias en la diversidad beta ya no son estadísticamente significativas ( $F=0.92$ ,  $p=0.342$ , varianza explicada = 3.1 %). El tratamiento de corte no propició cambios en la composición de especies de la comunidad con respecto a la de zonas referencia invadidas ( $F=0.961$ ,  $p=0.421$ , [Anexo 5](#)).

**Tabla 1.** Resultados de los modelos lineales mixtos generalizados (GLMM) para testar los efectos de los tratamientos, fecha y su interacción sobre la riqueza específica (plantas y artrópodos), cobertura vegetal total, cobertura de la especie dominante, logaritmo de la biomasa aérea y abundancia. Los asteriscos indican diferencias estadísticas \*,  $p < 0.05$ ; \*\*,  $p < 0.01$ ; \*\*\*,  $p < 0.001$ . Valores en negrita indican significancia a  $p \leq 0.05$ .

**Table 1.** Results from the Generalized Linear Mixed Models (GLMM) to test the effect of the treatment (tratamiento), date (fecha) and their interaction for differences in species richness (plants and arthropods) (Riqueza de especies), total vegetation coverage (Cobertura total), dominant species vegetation coverage (Cobertura especie dominante), aerial biomass logarithm (Logaritmo de la biomasa) and abundance (Abundancia). Asterisks indicate statistical significance: \*,  $p < 0.05$ ; \*\*,  $p < 0.01$ ; \*\*\*,  $p < 0.001$ . Bold values indicate significance at  $p \leq 0.05$ .

Variables respuesta	Vegetación					Artrópodos				
	df	$\chi^2$	$Pr(>Chisq)$	$R^2(m)$	$R^2(c)$	df	$\chi^2$	$Pr(>Chisq)$	$R^2(m)$	$R^2(c)$
<b>Riqueza de especies</b>				0.467	0.467				0.323	0.350
Fecha (BA)	1	1.838	0.175			1	6.406	<b>0.011*</b>		
Tratamiento (CI)	4	26.075	<b>&lt;0.001***</b>			4	16.441	<b>0.002**</b>		
BA x CI	4	8.603	0.072			4	8.830	0.066		
<b>Cobertura total</b>				0.730	0.744					
Fecha (BA)	1	102.447	0.676							
Tratamiento (CI)	4	26.712	0.116							
BA x CI	4	64.894	<b>&lt;0.001***</b>							
<b>Cobertura (especie dominante)</b>				0.880	0.894					
Fecha (BA)	1	0.057	0.812							
Tratamiento (CI)	4	50.094	<b>&lt;0.001***</b>							
BA x CI	4	280.91	<b>&lt;0.001***</b>							
<b>Logaritmo de la biomasa</b>				0.604	0.686					
Fecha (BA)	1	13.953	<b>&lt;0.001***</b>							
Tratamiento (CI)	4	75.800	<b>&lt;0.001***</b>							
BA x CI	4	43.070	<b>&lt;0.001***</b>							
<b>Abundancia</b>									0.0013	0.0015
Fecha (BA)						1	7.672	<b>0.006**</b>		
Tratamiento (CI)						4	8.611	0.072		
BA x CI						4	4.161	0.385		



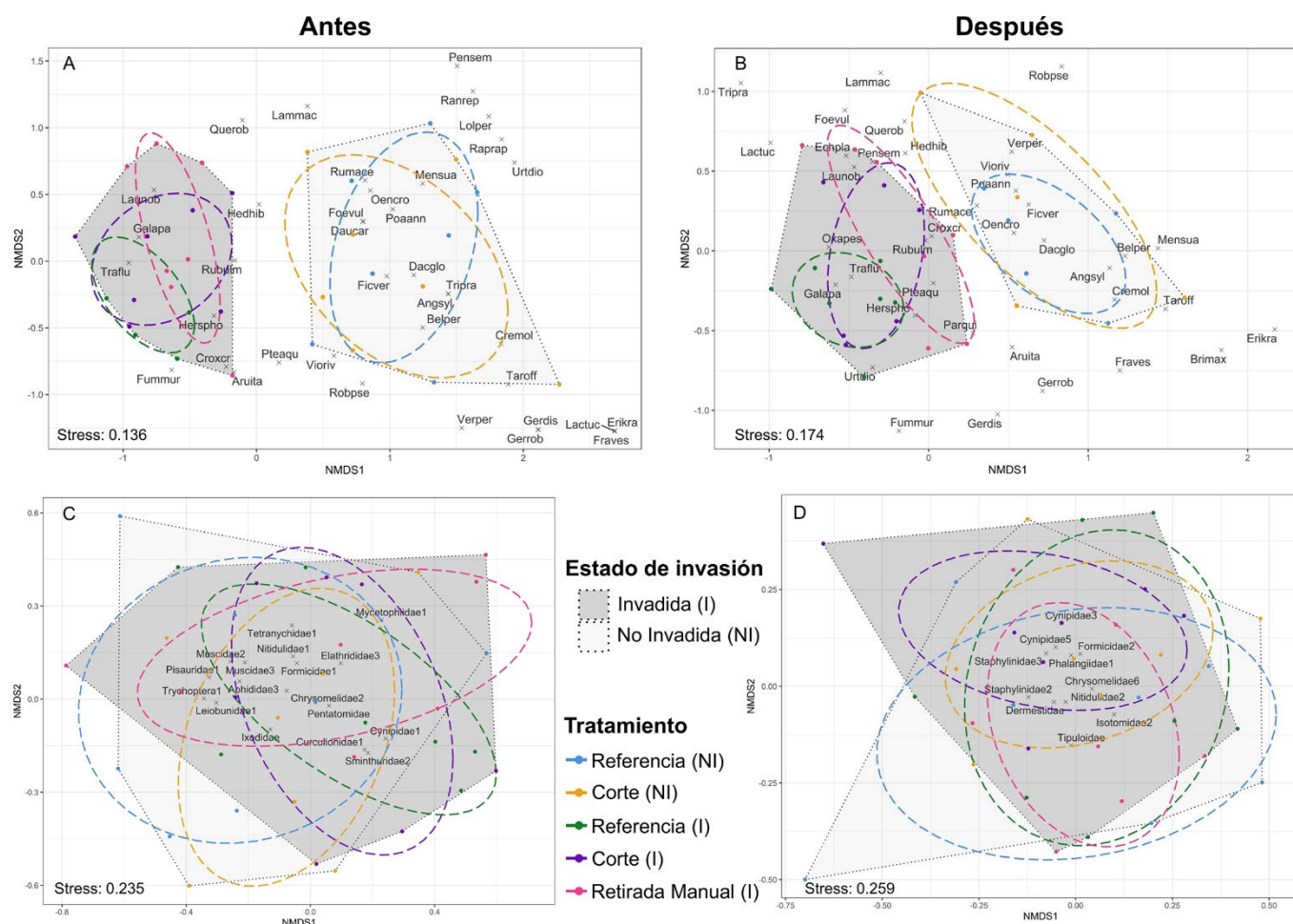
**Figura 1.** Media ( $\pm$  desviación típica) por parcela ( $1\text{ m}^2$ ) de las mediciones sobre vegetación (A riqueza de especies, B cobertura vegetal total, C cobertura de la especie dominante y D logaritmo de la biomasa aérea recogida) y artrópodos (E riqueza de especies recogidas en cada trampa de caída en 48 horas y F abundancia de artrópodos en cada trampa de caída) realizadas previas a la aplicación de los tratamientos (Antes) y dos meses después de la aplicación de estos (Después). Representadas en azul las parcelas referencia no invadidas, en amarillo, las de corte no invadidas, en verde, las de referencia invadidas, en morado, las de corte invadidas y en rosa, las de retirada manual invadidas. Las líneas continuas hacen referencia a las zonas invadidas por *T. fluminensis* y las discontinuas a zonas no invadidas, así como las abreviaturas NI (No Invadida) e I (Invadida).

**Figure 1.** Mean ( $\pm$  standard deviation) per plot ( $1\text{ m}^2$ ) of vegetation measurements (A species richness, B total plot cover, C dominant species cover, and D logarithm of the aerial biomass collected) and arthropod assessments (E species richness collected in each pitfall during 48 hours and F arthropod abundance in each pitfall) conducted before (Antes) and two months after (Después) treatment application. Represented in blue the non-invaded reference plots, yellow the non-invaded cut, green the invaded reference, purple the invaded cut and pink the invaded uprooting. Solid lines indicate areas invaded by *T. fluminensis*, while dashed lines represent non-invaded areas, as well as the abbreviations NI (Non-Invaded) and I (Invaded).

**Tabla 2.** Resultados de la prueba PERMANOVA (999 permutaciones) para evaluar las diferencias en las comunidades vegetales y de artrópodos en función del tratamiento aplicado (Antes y Después). En el caso de la vegetación se hizo a partir de una matriz de disimilitud de Jaccard y en el caso de los artrópodos a partir de una matriz de disimilitud de Bray-Curtis. Se muestran los grados de libertad (g.l.), suma de cuadrados,  $R^2$ , estadístico F, tamaño del efecto ( $\omega^2$ ) y valor de  $p$  ( $Pr(>F)$ ). Los asteriscos indican diferencias estadísticas \*,  $p < 0.05$ ; \*\*,  $p < 0.01$ ; \*\*\*,  $p < 0.001$ . Valores en negrita indican significancia a  $p \leq 0.05$ .

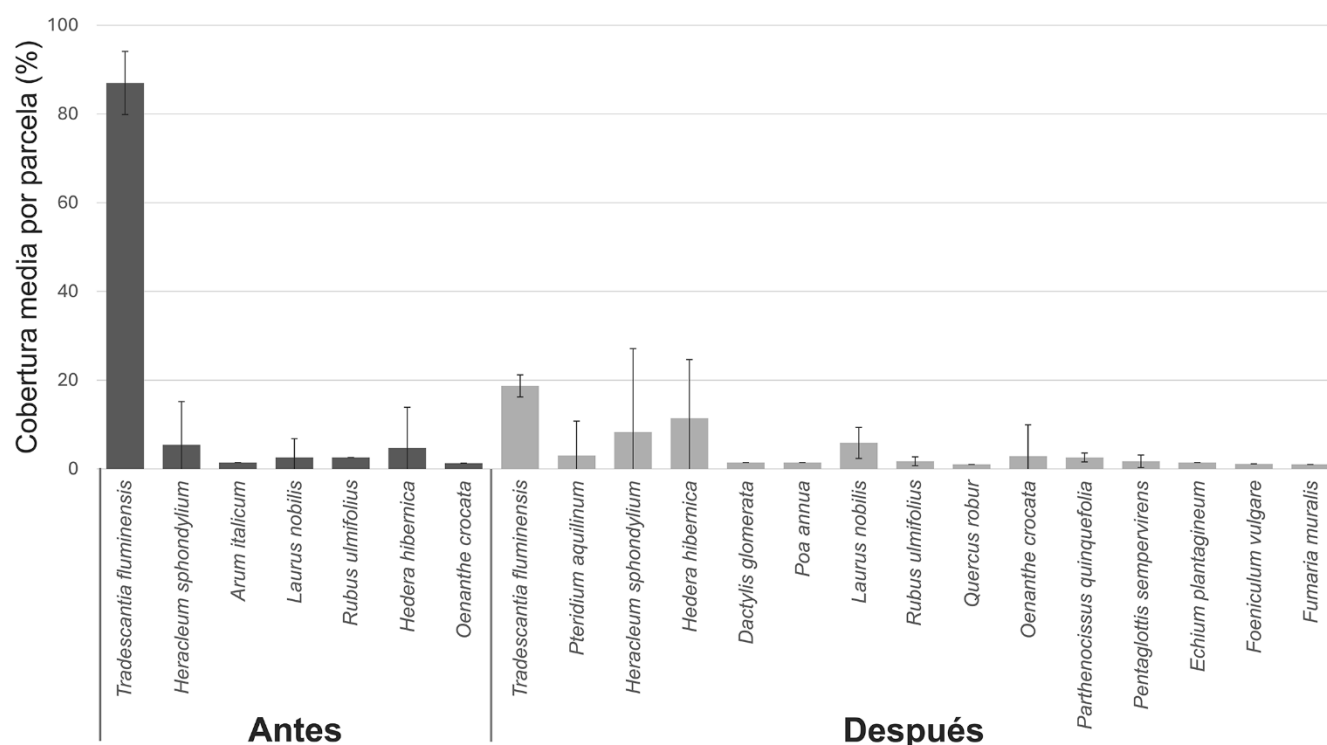
**Table 2.** Results from the PERMANOVA test (999 permutations) assessing the differences on the plant and arthropod communities depending on the treatment applied ("Antes" Before and "Después" After). In the case of vegetation, this was done using a Jaccard dissimilarity matrix, and in the case of arthropods, a Bray-Curtis dissimilarity matrix. Displayed are the degrees of freedom (g.l.), sum of squares,  $R^2$ , F statistic, effect size ( $\omega^2$ ), and  $p$ -value ( $Pr(>F)$ ). Asterisks indicate statistical differences \*,  $p < 0.05$ ; \*\*,  $p < 0.01$ ; \*\*\*,  $p < 0.001$ . Values in bold indicate significance at  $p \leq 0.05$ .

PERMANOVA	Vegetación						Artrópodos					
	g.l.	Suma de cuadrados	$R^2$	Estadístico F	$\omega^2$	$Pr(>F)$	g.l.	Suma de cuadrados	$R^2$	Estadístico F	$\omega^2$	$Pr(>F)$
<b>Antes</b>												
Tratamiento	4	3.602	0.311	3.382	0.214	<b>0.001***</b>	4	1.503	0.133	1.150	0.017	0.193
Residual	30	7.990	0.689				30	9.805	0.867			
Total	34	11.592	1.000				34	11.308	1.000			
<b>Después</b>												
Tratamiento	4	2.628	0.265	2.349	0.148	<b>0.001***</b>	4	1.122	0.110	0.929	-0.008	0.687
Residual	26	7.272	0.735				30	9.064	0.890			
Total	30	9.990	1.000				34	10.186	1.000			



**Figura 2.** Escalado multidimensional no métrico (NMDS) en representación de las comunidades de plantas y artrópodos antes y después de la aplicación de los tratamientos de control. En el caso de la vegetación (A antes y B después), basados en matrices de disimilitud de Jaccard y en el caso de los artrópodos epígeos (C y D) basados en matrices de disimilitud de Bray-Curtis. Las especies vegetales aparecen abreviadas con un código de 6 letras conformado por las tres primeras letras del género al que pertenecen y las tres primeras letras de su epíteto específico (**Anexo 4**). Las morfoespecies de artrópodos aparecen representadas con el nombre de la familia y un código indicando qué número se le atribuyó dentro del total de morfoespecies de esa familia capturadas. El código de color de las elipses es el siguiente: azul, referencia no invadida; amarillo, corte no invadida; verde, referencia invadida; morado, corte invadida; y rosa, retirada manual invadida. Los polígonos en gris oscuro delimitan las parcelas invadidas, mientras que los de gris claro corresponden a las no invadidas.

**Figure 2.** Non-metric multidimensional scaling (NMDS) representing plant and arthropod communities before (Antes) and after (Después) the application of control treatments. For vegetation (A before and B after), the analysis is based on Jaccard dissimilarity matrices, and for epigeic arthropods (C and D), on Bray-Curtis dissimilarity matrices. Plant species are abbreviated using a six-letter code consisting of the first three letters of the genus and the first three letters of the specific epithet (**Annex 4**). Arthropod morphospecies are represented by the family name followed by a code indicating the number assigned to each morphospecies within the total number of morphospecies captured for that family. The color code of the ellipses is as follows: blue, non-invaded reference; yellow, non-invaded cut; green, invaded reference; purple, invaded cut; and pink, invaded uprooting. Dark gray polygons delineate invaded plots, while light gray polygons correspond to non-invaded ones.



**Figura 3.** Cobertura media por parcela (1 m<sup>2</sup>) ± desviación estándar de las especies vegetales registradas en las parcelas tratadas con retirada manual antes y después de la aplicación del tratamiento. Se muestran únicamente aquellas especies con una cobertura media superior al 1 % en al menos uno de los dos momentos. Representadas en gris oscuro las especies observadas antes de la retirada y en gris claro las observadas después.

**Figure 3.** Mean cover per plot (1 m<sup>2</sup>) ± standard deviation of plant species recorded in plots subjected to uprooting, before (Antes) and after (Después) treatment application. Only species with a mean cover greater than 1% in at least one of the two sampling periods are shown. Species observed before removal are shown in dark gray, and those observed after removal in light gray.

### Efecto de los tratamientos de control sobre los artrópodos epígeos

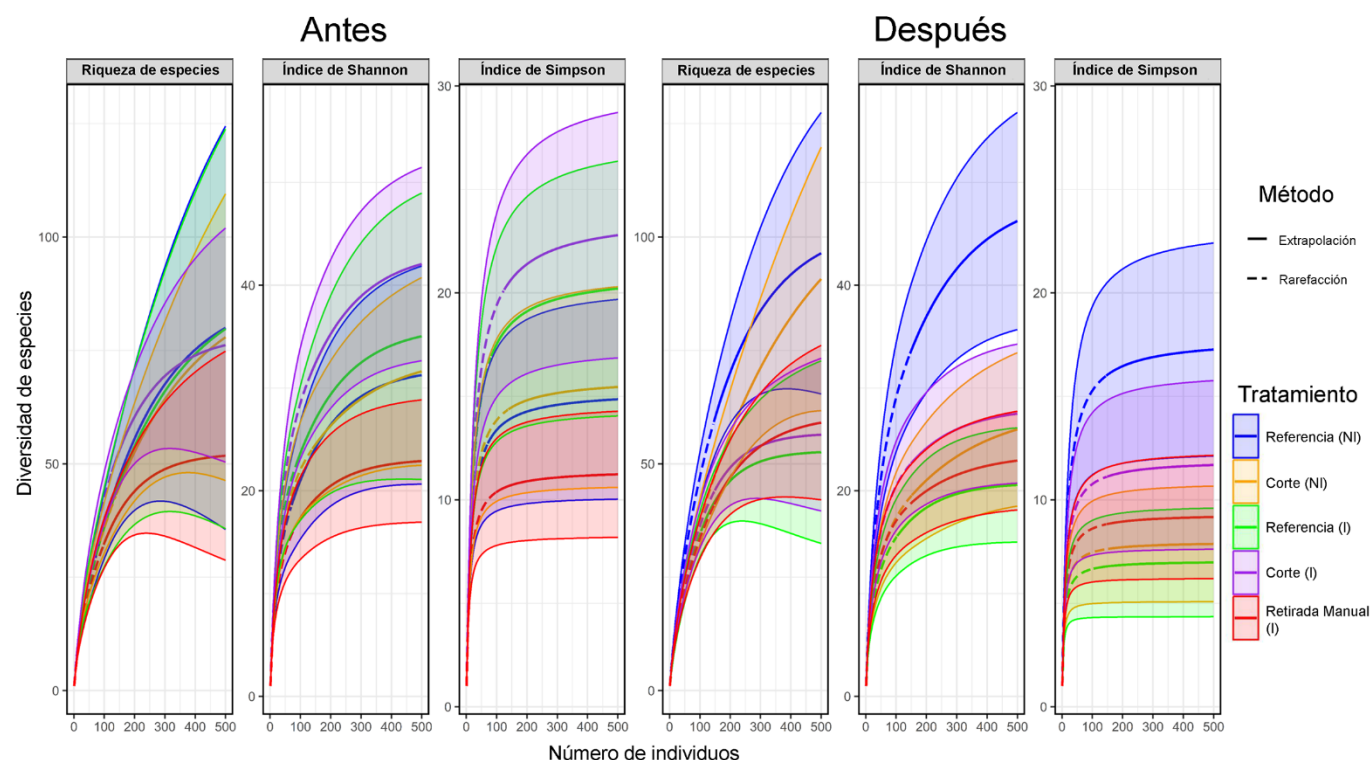
Para los artrópodos epígeos, nuestros resultados no mostraron diferencias estadísticas significativas que se puedan asociar a la invasión de *T. fluminensis* a partir de las muestras recogidas en marzo (Antes). Sin embargo, en esa misma fecha, sí detectamos diferencias entre los diferentes niveles del factor tratamiento ( $\chi^2 = 16.441$ ,  $p = 0.002$ ) debidas a un aumento de la riqueza de artrópodos (datos de las primeras 48 h) en las parcelas en las que realizamos el corte, tanto en zonas invadidas como no invadidas (Fig. 1E). La media (±DE) de morfoespecies por parcela encontradas en las zonas no invadidas fue de  $6.57 \pm 1.99$  en parcelas referencia y  $10.30 \pm 5.12$  en las de corte, con un total de 52 morfoespecies pertenecientes a 36 familias. Por otro lado, en las zonas invadidas recolectamos  $7.00 \pm 2.77$  en parcelas de referencia,  $11.00 \pm 4.73$  en las de corte y  $7.43 \pm 4.24$  en las de retirada manual, para un total de 71 morfoespecies de artrópodos pertenecientes a 42 familias. No encontramos diferencias estadísticas en la abundancia de artrópodos según los tratamientos ( $\chi^2 = 8.611$ ,  $p = 0.072$ ), pero sí según la fecha de muestreo ( $\chi^2 = 7.672$ ,  $p = 0.006$ ). En las curvas de rarefacción y extrapolación, basadas en los números de Hill, comprobamos que la riqueza sería superior en zonas referencia invadidas y no invadidas. Sin embargo, otras mediciones que penalizan la dominancia de un grupo sobre otros (índices de Shannon y Simpson) mostraron que extrapolando los valores seguiría habiendo una mayor diversidad de artrópodos en las zonas recién cortadas (Fig. 4). En cuanto a la diversidad beta, no observamos diferencias en la composición de especies entre las parcelas (Tabla 2). La representación gráfica del NMDS, la cual tomamos con cautela debido a la posible distorsión asociada al estrés de la ordenación ( $k = 2$ ; estrés = 0.235), muestra solapamiento entre las elipses correspondientes a los diferentes tratamientos y entre los polígonos que representan el estado de invasión de las zonas (Fig. 2C). Con respecto al análisis PERMDISP, los resultados no mostraron diferencias significativas en la diversidad beta total con unos valores de varianza explicada muy bajos (Estado de invasión:  $F = 0.276$ ,  $p = 0.613$ , varianza explicada = 0.8 %; Tratamiento:  $F = 0.787$ ,  $p = 0.542$ , varianza explicada = 9.5 %; Anexo 6).

Transcurridos dos meses desde la aplicación de los tratamientos no encontramos diferencias significativas en la interacción de los factores fecha de muestreo y tratamiento que pudieran indicar un cambio atribuible a los métodos de control (Tabla 1). Si bien observamos un aumento en el número de especies en las zonas de retirada manual, los valores registrados estando por debajo de las zonas no invadidas (Fig. 1E). En cambio, la abundancia en las zonas de retirada manual presentó valores similares a los de las zonas de referencia no invadidas (Fig. 1F). En las parcelas de corte invadidas, los valores de riqueza y abundancia siguieron siendo superiores a los de las parcelas referencia invadidas (Fig. 1). En el caso de las parcelas nativas donde aplicamos el corte, los datos de riqueza se mantuvieron estables, aunque sí se produjo un descenso en la abundancia de artrópodos. En las zonas de referencia no invadidas aumentaron los valores tanto de riqueza como de abundancia transcurridos los dos meses. Al extrapolar los datos a un mayor número de muestras, nuestros resultados muestran que, en la



primavera tardía, los valores de diversidad de especies son siempre mayores en las zonas de referencia no invadidas, seguidas de las zonas de corte (Fig. 4).

Con respecto a las comunidades de artrópodos, independientemente de la fecha de muestreo (Antes y Después), no detectamos diferencias estadísticas significativas en la composición de especies en función del tratamiento aplicado ( $F = 0.929$ ,  $p = 0.687$ ,  $\omega^2 = -0.008$ ). La representación gráfica del NMDS (Fig. 2D), al igual que en marzo, muestra un solapamiento entre las elipses correspondientes a los distintos tratamientos, así como en los polígonos que representan los estados de invasión (Fig. 2D). A pesar de los mayores valores de riqueza y abundancia en las zonas no invadidas o en aquellas invadidas donde se aplicaron los tratamientos, no detectamos diferencias en la diversidad beta entre las comunidades de los diferentes tratamientos ( $F = 0.276$ ,  $p = 0.542$ , Anexo 6).



**Figura 4.** Curvas de acumulación (rarefacción y extrapolación) con un 95 % de intervalo de confianza (sombreado) para la riqueza de artrópodos según varios métodos antes y después de la aplicación de los tratamientos. Representadas con abreviaturas NI (No Invadida) e I (Invadida). Representada en azul las parcelas referencia no invadidas, en amarillo, las de corte no invadidas, en verde, las de referencia invadidas, en morado, las de corte invadidas y en rojo, las de retirada manual invadidas.

**Figure 4.** Accumulation curves (rarefaction and extrapolation) with a 95% confidence interval (shaded) for arthropod richness according to various methods before and after treatment application. Represented with the abbreviations NI (Non-Invaded) and I (Invaded). Represented in blue the non-invaded reference plots, yellow the non-invaded cut, green the invaded reference, purple the invaded cut and pink the invaded uprooting.

## Discusión

Nuestros resultados evidencian el impacto de *T. fluminensis* sobre la comunidad vegetal, tal como han demostrado diversos estudios previos en las últimas décadas mediante distintos enfoques (Standish et al. 2001; McAlpine et al. 2015). En nuestro caso, este efecto se aprecia claramente al analizar los datos de cobertura de la especie dominante en cada parcela, ya que la parte aérea en las zonas invadidas está completamente dominada por *T. fluminensis*, con valores que oscilan entre el 75 % y el 100 % en la mayoría de las parcelas estudiadas. Estos valores se correlacionan positivamente con los elevados niveles de biomasa aérea registrados en zonas invadidas, que triplican los obtenidos en zonas no invadidas. Las formaciones vegetales densas generadas por la invasora reducen la irradiancia y la disponibilidad de recursos en los estratos inferiores, dificultando el establecimiento de especies típicas de comunidades riparias. De hecho, observamos que *T. fluminensis* desplaza principalmente especies nativas de gramíneas, helechos, algunas compuestas y ciertas umbelíferas, alterando y empobreciendo la composición de especies propias del sotobosque de ribera.

En cuanto a los tratamientos, la retirada manual resultó ser el método más eficaz, tanto en términos de erradicación como de sucesión secundaria temprana. No solo se logró reducir la cobertura de *T. fluminensis* en torno a un 70 %, sino que varias especies nativas recuperaron espacio en estos suelos. Además, este tratamiento permitió mantener, dos meses después, una cobertura de *T. fluminensis* inferior al 25 %, umbral por debajo del cual sus impactos son menores (O'Loughlin et al. 2021). Grupos generalmente desplazados por *T. fluminensis*, como gramíneas y helechos han aparecido en zonas donde no estaban presentes con anterioridad (p. ej., *D. glomerata*, *P. annua*, *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn). Las especies de sotobosque ripario

capaces de convivir con *T. fluminensis* incrementaron su cobertura tras la retirada (p. ej., *H. hibernica*, *Heracleum sphondylium* L. u *Oenanthe crocata* L.). Esta retirada completa de la biomasa de *T. fluminensis* deja un suelo inicialmente desnudo que, lejos de permanecer así, favorece la regeneración de vegetación nativa, la cual comienza a crecer gracias a la mayor disponibilidad de luz solar y a la menor competencia por el espacio.

Estudios previos señalan que la retirada manual, realizada de forma pormenorizada y con seguimiento en el tiempo, aumenta la riqueza de plantas y reduce la cobertura de *T. fluminensis* (Clarkson et al. 2023). Por ello, resulta prioritario identificar qué especies herbáceas perennes pueden ocupar este espacio y competir con la invasora en el caso de que hubiera rebrotes. Algunas candidatas podrían ser las que logran convivir con la invasora, como *H. hibernica* o *H. sphondylium*, o especies propias de hábitats similares que, por altura y porte resulten difícilmente desplazables, como *Pentaglottis sempervirens* (L.) Tausch ex L.H.Bailey o *Filipendula ulmaria* (L.) Maxim. Además, la retirada regular puede frenar el establecimiento de otras plantas invasoras como *C. x crocosmiiflora* u *Oxalis pes-caprae* L., observadas en algunas parcelas de retirada manual. También reduciría la probabilidad de recolonización de *T. fluminensis* a partir de zonas colindantes a través de fragmentos de la invasora que lleguen a esas zonas.

Nuestros análisis de diversidad beta y composición de especies confirman la recuperación parcial de la comunidad vegetal en las zonas donde se realizó la retirada manual de *T. fluminensis*. Si bien este método requiere un esfuerzo inicial considerable, retirando manualmente la biomasa aérea de la invasora, ofrece resultados evidentes a corto plazo. Otros métodos, como el sombreado artificial, también han mostrado eficacia en el control de *T. fluminensis* (Standish 2002); método que incluso ha sido aplicado para otras plantas invasoras formadoras de matas, como las del género *Carpobrotus* (Lazzaro et al. 2023). El uso de herbicidas también es efectivo para eliminar a la invasora, pero al no ser selectivo afecta a la vegetación nativa, reduciendo el éxito de una posible recuperación (Lusk et al. 2012). Hay que tener en cuenta que ambos métodos presentan limitaciones en entornos fluviales: las mallas de sombreado pueden ser arrastradas por crecidas e inundaciones, introduciendo residuos en el curso del río, y los herbicidas pueden llegar a las masas de agua, generando riesgos de contaminación química.

Actualmente, el corte con maquinaria sigue siendo el método más habitual para reducir la presencia de *T. fluminensis* (observación personal). Sin embargo, nuestros resultados demuestran que es un método ineficiente, pues en apenas 2 meses la especie recupera su cobertura previa y vuelve a tapizar la superficie donde se aplicó el corte. La dispersión y crecimiento de otras plantas invasoras con reproducción sexual pueden verse controladas mediante el corte en determinados momentos de su fenología (Valliere et al. 2019; Fagúndez y Sánchez 2024), pero en *T. fluminensis* no es efectivo, al no utilizar este tipo de reproducción fuera de su distribución nativa y tener un comportamiento perenne. Al cortarla se liberan numerosos fragmentos de la planta, que tienen capacidad de enraizar y continuar creciendo (Kelly y Skipworth 1984), por lo que mantener esta práctica como habitual resulta contraproducente.

Otro punto a destacar es que, gracias a la recolonización de gramíneas y otras herbáceas derivada de la retirada manual de *T. fluminensis*, se generó una estructura vegetal favorable para los artrópodos epígeos. Este efecto también se ha documentado tras la retirada de otras invasoras tapizantes, como *Carpobrotus* spp. (Braschi et al. 2021). Sin embargo, no observamos esto en las parcelas donde aplicamos el corte. El desbroce de vegetación suele ir ligado al empleo de metodologías más agresivas y mecanizadas, con efectos perjudiciales para los insectos (Steidle et al. 2022; Berger et al. 2024). Incluso empleando un método menos agresivo (cuchilla de mano), observamos impactos negativos en comparación con las zonas referencia, donde la emergencia de individuos con el avance de la primavera fue mayor. El corte de vegetación puede disminuir la aptitud biológica de las poblaciones de artrópodos, ya sea por la muerte directa de individuos, la disrupción de las interacciones tróficas o la reducción de zonas de cobijo que estos organismos encuentran en la vegetación (Hess et al. 2024). En nuestro caso, el corte de vegetación en las zonas invadidas y no invadidas produjo un movimiento inicial de artrópodos, lo que derivó en una mayor recolección de individuos en marzo y favoreció la presencia de ciertos grupos capaces de refugiarse entre la hojarasca tras el corte (Porcellonidae, Formicidae o Armadillidae). Sin embargo, con el rebrote de la vegetación, dos meses después, no se produjo una mayor recolección de artrópodos epígeos, corroborando lo observado por Berger et al. (2024). Aun así, esta actuación resultó más beneficiosa que la inacción en las zonas invadidas, ya que se obtuvieron valores de riqueza y abundancia superiores a los registrados en las parcelas referencia invadidas. Aunque el impacto de las herbáceas invasoras sobre los artrópodos epígeos suele ser menor que el de especies arbóreas invasoras (Van Hengstum et al. 2013), estos organismos son sensibles a múltiples variables ambientales, y el corto periodo transcurrido podría no haber sido suficiente para evidenciar cambios en la composición de las comunidades. De hecho, otros estudios han necesitado varios años para detectar procesos de recuperación ecológica de la comunidad de artrópodos tras la eliminación de especies invasoras (Heleno et al. 2010; Maoela et al. 2016).

Las plantas invasoras representan una de las principales amenazas asociadas al declive de insectos (Núñez-González et al. 2024). Sus impactos no solo son evidentes para los estratos de vegetación o en el suelo, sino que también pueden conllevar una reducción de la diversidad taxonómica de los insectos y una alteración en la composición de las comunidades (Rodríguez et al. 2024). Estudios previos sobre el impacto de *T. fluminensis* en la entomofauna destacaron que, debido a su invasión, se produce una reducción en la abundancia y riqueza de especies de artrópodos epígeos (Standish 2004). Nuestros datos muestran que este impacto solo fue evidente en el segundo muestreo (Después), donde observamos que las zonas referencia invadidas presentaban una menor abundancia y riqueza de especies en comparación con las zonas no invadidas o aquellas invadidas donde se aplicaron los tratamientos. En cambio, en ninguna de las dos fechas observamos un impacto sobre la composición de especies en las zonas invadidas; a diferencia de lo observado para otras plantas invasoras en latitudes similares de la península ibérica (Rodríguez et al. 2020a; Rodríguez et al. 2021). En esta línea, enfocándose en grupos concretos como coleópteros y dípteros, Toft et al. (2001) no lograron documentar un efecto claro debido a la invasión de *T. fluminensis*. Por tanto, sería de interés explorar otras metodologías de muestreo en futuros trabajos, con el fin de complementar el conocimiento actual y determinar si existen impactos aún no documentados.

Resulta importante mencionar la limitación temporal y espacial de este estudio. En futuras aproximaciones a la respuesta de las comunidades vegetales y de artrópodos ante mecanismos de control para *T. fluminensis*, sería recomendable ampliar las localizaciones (p. ej., incluyendo muestreos en diferentes ríos), así como aumentar el número de muestreos y/o aplicaciones de los tratamientos. De este modo, se podría prolongar el periodo de seguimiento y evaluar con mayor precisión la respuesta a largo plazo de estos organismos. Otra opción a considerar sería aplicar la retirada manual de la especie dominante en zonas no invadidas, lo que permitiría comparar cómo la retirada de gramíneas, umbelíferas o *H. hibernica* (especies dominantes en nuestras parcelas no invadidas) afecta a la regeneración de otras plantas, así como a la composición de la comunidad de artrópodos.

Este estudio arroja luz sobre la dinámica de regeneración de la vegetación y las posibles estrategias de gestión en zonas invadidas por *T. fluminensis*. Sin embargo, para reducir de manera efectiva su cobertura y fomentar la restauración pasiva a largo plazo, es necesario continuar investigando esta especie en distintos niveles ecológicos. En las zonas invadidas parece existir un banco de semillas diverso, compuesto por especies que, en presencia de *T. fluminensis*, son incapaces de establecerse debido a la falta de luz y espacio (datos no publicados). La elevada densidad y el porte de las manchas de la invasora probablemente impiden que las especies capaces de germinar alcancen estratos superiores donde les llegue la luz solar, siendo muy pocas las que consiguen sobrepasarla (Jäger et al. 2024). Además, hay que tener en cuenta que *T. fluminensis* podría estar liberando sustancias alelopáticas al medio que dificulten la germinación de otras plantas, como se ha observado en *Tradescantia spathacea* (Kyaw y Kato-Noguchi 2021). La erradicación completa de este tipo de especies suele ser una quimera, pero podría bastar con reducir de forma estable su cobertura por debajo de un 20-25 %, umbral a partir del cual sus impactos negativos sobre la vegetación se disparan (O'Loughlin et al. 2021). Estos impactos son más severos en zonas fluviales que en el resto de ambientes que consigue colonizar (Zeil-Rolfe et al. 2024). Por ello, los ecosistemas de ribera deben ser las zonas prioritarias de control sobre *T. fluminensis*. Identificar especies perennes propias de ribera, con hábito tapizante, porte intermedio y buenas cualidades competidoras podría ayudar a evitar que supere ese umbral de cobertura. Esto ayudaría a frenar su expansión y permitir el establecimiento de especies autóctonas propias de estos ambientes sombríos y húmedos.

## Conclusiones

La presencia de *T. fluminensis* afecta negativamente a las comunidades vegetales, provocando un descenso en la riqueza de plantas debido a la gran cantidad de biomasa aérea que produce. Este impacto se extiende también a la riqueza y abundancia de artrópodos en los muestreos realizados en la primavera tardía en mayo. En cuanto a los métodos de control, nuestros resultados sugieren que la retirada manual es una estrategia adecuada para controlar *T. fluminensis*. Esto favorece la sucesión secundaria temprana, ya que numerosas especies vegetales son capaces de emerger en pocas semanas y establecerse en zonas previamente invadidas. La gran reducción en cobertura de *T. fluminensis* conseguida con la retirada manual facilita este proceso. En cambio, el corte mecánico no favorece la reducción de la cobertura de *T. fluminensis* ni genera el espacio necesario para la recolonización de otras especies de plantas. En base a esto, consideramos necesario establecer seguimientos a largo plazo para evaluar la evolución de las comunidades vegetales en el contexto de una restauración ecológica exitosa. Esto requiere de monitorizaciones periódicas y la retirada de posibles rebrotes. Además, los futuros trabajos deberían abordar el estudio de grupos concretos de artrópodos, dada su gran diversidad morfológica y funcional. También sería conveniente explorar metodologías de muestreo complementarias que permitan detectar posibles diferencias en las comunidades de artrópodos aéreos o incluir análisis de la microbiota del suelo, con el fin de evaluar alteraciones en el ciclo de nutrientes, la diversidad funcional y las relaciones tróficas. Estos aspectos son clave para comprender y promover una posible restauración ecológica de los espacios invadidos por *T. fluminensis*.

## Contribución de los autores

**Felipe González-Outeiriño:** Conceptualización, Metodología, Investigación, Análisis, Redacción – borrador original, Redacción – revisión y edición. **Aarón Loira-García:** Investigación y Revisión. **Rubén Retuerto:** Administración del proyecto y Revisión. **Jonatan Rodríguez:** Conceptualización, Metodología, Investigación, Análisis, Revisión y Adquisición de Fondos.

## Disponibilidad de datos y código

Todos los datos generados o analizados durante este estudio se encuentran disponibles en el repositorio: <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.29597924>

## Financiación, permisos requeridos, potenciales conflictos de interés y agradecimientos

Los autores declaran no tener ningún conflicto de interés.

Este trabajo es resultado del proyecto RENATUR\_OUTES 'Renaturalización fluvial del Río Tines a su paso por el municipio de Outes – Actuaciones dirigidas a la restauración de ecosistemas fluviales' con el apoyo de la Fundación Biodiversidad en la convocatoria de ayudas para el fomento de actuaciones dirigidas a la restauración de ecosistemas fluviales y a la reducción del riesgo de inundación en los entornos urbanos españoles a través de soluciones basadas en la naturaleza, correspondiente al año 2021 en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea – NextGenerationEU.

## Referencias

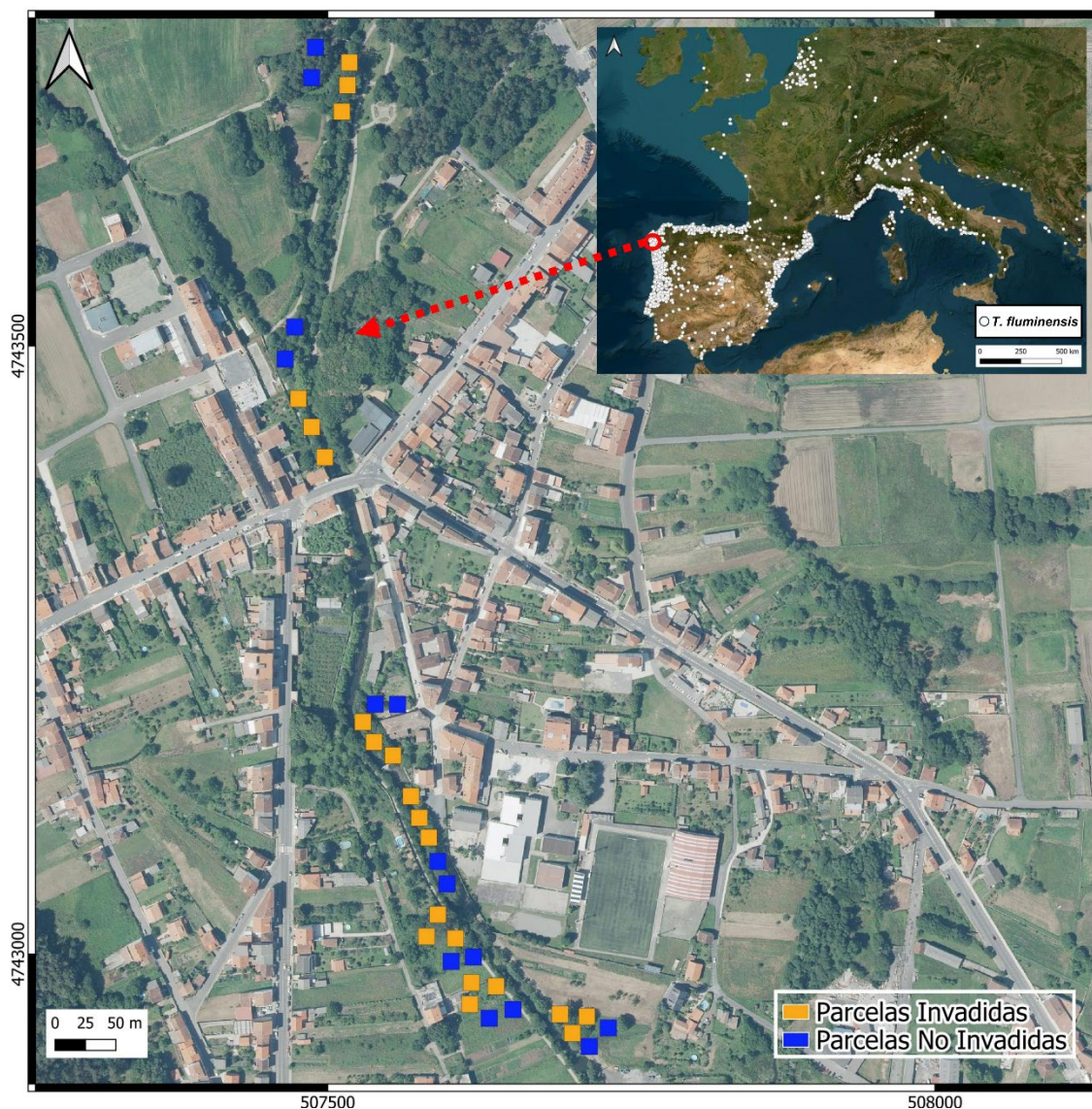
- Barrientos, J.A. 2004. *Curso Práctico de Entomología*. Manuals de la Universitat Autònoma de Barcelona. 41. Entomologia. Asociación Española de Entomología, CIBIO-Centro Iberoamericano de Biodiversidad y Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, España. 947 pp.
- Bartoń, K. 2025. MuMIn: Multi-Model Inference. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.MuMIn>
- Baselga, A., Orme, C.D.L. 2012. betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 808-812. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>
- Bates, D., Mächler, M., Walker, S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67: 1-48. <https://doi.org/doi:10.18637/jss.v067.i01>
- Bellot, F. 1951. Adiciones a la flora gallega. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 10: 383-387.
- Berger, J.L., Staab, M., Hartlieb, M., Simons, N.K., Wells, K., Gossner, M.M., Vogt, J. et al. 2024. The day after mowing: Time and type of mowing influence grassland arthropods. *Ecological Applications* 34: e3022. <https://doi.org/10.1002/eap.3022>
- Braschi, J., Hèlard, O., Mazzia, C., Oger, P., Ponel, P., Buisson, E. 2021. Impacts of the removal of invasive *Carpobrotus* on spider assemblage dynamics. *Biodiversity and Conservation* 30: 497-518. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02102-6>
- Brauns, M., Allen, D.C., Boëchat, I.G., Cross, W.F., Ferreira, V., Graeber, D., Patrick, C.J. et al. 2022. A global synthesis of human impacts on the multifunctionality of streams and rivers. *Global Change Biology* 28: 4783-4793. <https://doi.org/10.1111/gcb.16210>
- Brundu, G. 2015. Plant invaders in European and Mediterranean inland waters: profiles, distribution, and threats. *Hydrobiologia* 746: 61-79. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1910-9>
- Calvo de Anta, R., Macías, F. 1992. *Suelos de la provincia de La Coruña*. Colección de Mapas 1:50.000. ISBN: 978-84-86040-70-3.
- Chao, A., Chiu, C.-H., Jost, L. 2014. Unifying Species Diversity, Phylogenetic Diversity, Functional Diversity, and Related Similarity and Differentiation Measures Through Hill Numbers. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45: 297-324. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091540>
- Chinery, M. 2006. *Guía de los insectos de Europa*. 4ªed. Ediciones Omega, Barcelona, España.
- Christie, A.P., Amano, T., Martin, P.A., Shackelford, G.E., Simmons, B.I., Sutherland, W.J. 2019. Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses Louzada, J. (ed.). *Journal of Applied Ecology* 56: 2742-2754. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13499>
- Clarkson, B.R., Cave, V.M., Bartlam, S., Watts, C.H., Thornburrow, D., Paynter, Q. 2023. Status of forest remnants invaded by tradescantia (*Tradescantia fluminensis* Vell.) following introduction of biocontrol beetles and manual clearance after three years. *New Zealand Journal of Botany* 1-25. <https://doi.org/10.1080/0028825X.2023.2279297>
- Dosskey, M.G., Vidon, P., Gurwick, N.P., Allan, C.J., Duval, T.P., Lowrance, R. 2010. The Role of Riparian Vegetation in Protecting and Improving Chemical Water Quality in Streams <sup>1</sup>. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 46: 261-277. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x>
- Dugdale, T.M., McLaren, D.A., Conran, J.G. 2015. The Biology of Australian Weeds 65. *Tradescantia fluminensis* Vell. *Plant Protection Quarterly* 30(4):116.
- Fagúndez, J., Sánchez, A. 2024. High variability and multiple trade-offs in reproduction and growth of the invasive grass. *Weed Research* 64: 251-260. <https://doi.org/10.1111/wre.12631>
- Fowler, S.V., Barreto, R., Dodd, S., Macedo, D.M., Paynter, Q., Pedrosa-Macedo, J.H., Pereira, O.L., et al. 2013. *Tradescantia fluminensis*, an exotic weed affecting native forest regeneration in New Zealand: Ecological surveys, safety tests and releases of four biocontrol agents from Brazil. *Biological Control* 64: 323-329. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2012.11.013>
- Green, R.H. 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*. John Wiley & Sons.
- Heleno, R., Lacerda, I., Ramos, J.A., Memmott, J. 2010. Evaluation of restoration effectiveness: community response to the removal of alien plants. *Ecological Applications* 20: 1191-1203. <https://doi.org/10.1890/09-1384.1>
- Hess, M.C., Samways, M.J., Buisson, E. 2024. Reconciling invasive alien species management and insect conservation in terrestrial ecosystems. In: Rodríguez, J., Pyšek, P., Novoa, A. (eds.). *Biological Invasions and Global Insect Decline*, pp. 259-289. Academic Press, Elsevier.
- Hood, W.G., Naiman, R.J. 2000. Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecology* 148: 105-114.
- Hsieh, T., Chao, A. 2024. iNEXT: Interpolation and Extrapolation for Species Diversity. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.iNEXT>
- Hurrell, G.A., Belton, T., Lusk, C.S., Lamoureaux, S.L. 2012. *Tradescantia* management in a New Zealand National Park. *Ecological Management & Restoration* 13: 311-314. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2012.00664.x>
- Jäger, H., San-José, M., Peabody, C., Chango, R., Sevilla, C. 2024. Restoring the threatened Scalesia forest: insights from a decade of invasive plant management in Galapagos. *Frontiers in Forests and Global Change* 7: 1350498. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2024.1350498>
- Kelly, D., Skipworth, J.P. 1984. *Tradescantia fluminensis* in a Manawatu (New Zealand) forest: I. Growth and effects on regeneration. *New Zealand Journal of Botany* 22: 393-397. <https://doi.org/10.1080/0028825X.1984.10425270>
- Kyaw, E.H., Kato-Noguchi, H. 2021. Assessment of allelopathic activity of *Tradescantia spathacea* Sw. for weed control. *Biologia Futura* 72: 489-495. <https://doi.org/10.1007/s42977-021-00098-w>
- Lazzaro, L., Mugnai, M., Ferretti, G., Giannini, F., Giunti, M., Benesperi, R. 2023. (Not) sweeping invasive alien plants under the carpet: results from the use of mulching sheets for the control of invasive *Carpobrotus* spp. *Biological Invasions* 25: 2583-2597. <https://doi.org/10.1007/s10530-023-03059-7>
- Lenth, R.V. 2024. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.emmeans>
- Lusk, C.S., Hurrell, G.A., Lamoureaux, S.L. 2012. Native plant and weed diversity in forest remnants affected by *Tradescantia fluminensis* management. *New Zealand Plant Protection* 65: 74-80. <https://doi.org/10.30843/nzpp.2012.65.5428>
- Maoela, M.A., Roets, F., Jacobs, S.M., Esler, K.J. 2016. Restoration of invaded Cape Floristic Region riparian systems leads to a recovery in foliage-active arthropod alpha- and beta-diversity. *Journal of Insect Conservation* 20: 85-97. <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9842-x>
- Martínez-Arbizu, P. 2020. pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using adonis. <https://github.com/pmartinezarbizu/pairwiseAdonis>
- McAlpine, K.G., Lamoureaux, S.L., Westbrooke, I. 2015. Ecological impacts of ground cover weeds in New Zealand lowland forests. *New Zealand Journal of Ecology* 39(1):50-60 39: 50-60.
- McGavin, G. 2000. *Manuales de identificación. Insectos, arañas y otros artrópodos terrestres*. Ediciones Omega. Barcelona, España.
- Núñez-González, N., Novoa, A., Pyšek, P., Rodríguez, J. 2024. Biological invasions: a global threat to insect diversity. In: Rodríguez, J., Pyšek, P., Novoa, A. (eds.). *Biological Invasions and Global Insect Decline*, pp. 1-15. Academic Press. Elsevier.



- Oksanen, J., Simpson, G.L., Blanchet, G., Kindt, R., Legendre, P., Michin, R., O'Hara, R.B., et al. 2022. vegan: Community Ecology Package. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.vegan>
- O'Loughlin, L.S., Panetta, F.D., Gooden, B. 2021. Identifying thresholds in the impacts of an invasive groundcover on native vegetation. *Scientific Reports* 11: 20512. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-98667-5>
- Pardini, E.A., Parsons, L.S., Ștefan, V., Knight, T.M. 2018. GLMM BACI environmental impact analysis shows coastal dune restoration reduces seed predation on an endangered plant. *Restoration Ecology* 26: 1190-1194. <https://doi.org/10.1111/rec.12678>
- Pyšek, P., Hulme, P.E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T.M., Carlton, J.T., Dawson, W. et al. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews* 95: 1511-1534. <https://doi.org/10.1111/brv.12627>
- Qian, H., Guo, Q. 2010. Linking biotic homogenization to habitat type, invasiveness and growth form of naturalized alien plants in North America. *Diversity and Distributions* 16: 119-125. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00627.x>
- R Core Team. 2025. R: A Language and Environment for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- 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: 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. et al. 2020. Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation. *BioScience* 70: 501-514. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>
- Rivas-Torres, A., Graça, M.A.S., Landeira-Dabarca, A., Álvarez, M., Juen, L., Cordero-Rivera, A. 2025. *Eucalyptus globulus* Afforestation Reduces Invertebrate Richness and Diversity in Streams. *Hydrobiology* 4: 16. <https://doi.org/10.3390/hydrobiology4020016>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S.I., Lambin, E., Lenton, T.M. et al. 2009. Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society* 14: 1-33. <https://doi.org/10.5751/ES-03180-140232>
- Rodríguez, J., Thompson, V., Rubido-Bará, M., Cordero-Rivera, A., González, L. 2019. Herbivore accumulation on invasive alien plants increases the distribution range of generalist herbivorous insects and supports proliferation of non-native insect pests. *Biological Invasions* 21: 1511-1527. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-01913-1>
- Rodríguez, J., Cordero-Rivera, A., González, L. 2020a. Characterizing arthropod communities and trophic diversity in areas invaded by Australian acacias. *Arthropod-Plant Interactions* 14: 531-545. <https://doi.org/10.1007/s11829-020-09758-5>
- Rodríguez, J., Novoa, A., Cordero-Rivera, A., Richardson, D.M., González, L. 2020b. Biogeographical comparison of terrestrial invertebrates and trophic feeding guilds in the native and invasive ranges of *Carpobrotus edulis*. *NeoBiota* 56: 49-72. <https://doi.org/10.3897/neobiota.56.49087>
- Rodríguez, J., Cordero-Rivera, A., González, L. 2021. Impacts of the invasive plant *Carpobrotus edulis* on herbivore communities on the Iberian Peninsula. *Biological Invasions* 23: 1425-1441. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02449-5>
- Rodríguez, J., Pyšek, P., Novoa, A. 2024. *Biological Invasions and Global Insect Decline*. Academic Press. Elsevier.
- Rodríguez-Gutián, M.A., Ramil-Rego, P. 2007. Clasificaciones climáticas aplicadas a Galicia: revisión desde una perspectiva biogeográfica. *Recursos Rurais* 31-53. <https://doi.org/10.15304/rr.id5318>
- Seabloom, E.W., Kinkel, L., Borer, E.T., Hautier, Y., Montgomery, R.A., Tilman, D. 2017. Food webs obscure the strength of plant diversity effects on primary productivity Casper, B. (ed.),. *Ecology Letters* 20: 505-512. <https://doi.org/10.1111/ele.12754>
- Seitz, J.C., Clark, M.W. 2016. Identification, Biology, and Control of Small-Leaf Spiderwort (*Tradescantia fluminensis*): A Widely Introduced Invasive Plant: SL428/SS652, 1/2016. *EDIS* 2016: 7. <https://doi.org/10.32473/edis-ss652-2016>
- Standish, R.J. 2002. Experimenting with methods to control *Tradescantia fluminensis*, an invasive weed of native forest remnants in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 26: 2.
- Standish, R.J. 2004. Impact of an invasive clonal herb on epigeic invertebrates in forest remnants in New Zealand. *Biological Conservation* 116: 49-58. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00172-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00172-1)
- Standish, R.J., Robertson, A.W., Williams, P.A. 2001. The impact of an invasive weed *Tradescantia fluminensis* on native forest regeneration. *Journal of Applied Ecology* 38: 1253-1263. <https://doi.org/10.1046/j.0021-8901.2001.00673.x>
- Standish, R.J., Williams, P.A., Robertson, A.W., Scott, N.A., Hedderley, D.I. 2004. Invasion by a Perennial Herb Increases Decomposition Rate and Alters Nutrient Availability in Warm Temperate Lowland Forest Remnants. *Biological Invasions* 6: 71-81. <https://doi.org/10.1023/B:BINV.0000010127.06695.f4>
- Steidle, J.L.M., Kimmich, T., Csader, M., Betz, O. 2022. Negative impact of roadside mowing on arthropod fauna and its reduction with 'arthropod-friendly' mowing technique. *Journal of Applied Entomology* 146: 465-472. <https://doi.org/10.1111/jen.12976>
- Tabacchi, E., Lambs, L., Guillou, H., Planty-Tabacchi, A.-M., Muller, E., Décamps, H. 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes* 14: 2959-2976. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<2959::AID-HYP129>3.0.CO;2-B](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2959::AID-HYP129>3.0.CO;2-B)
- Toft, R.J., Harris, R.J., Williams, P.A. 2001. Impacts of the weed *Tradescantia fluminensis* on insect communities in fragmented forests in New Zealand. *Biological Conservation* 102: 31-46. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00091-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00091-X)
- Underwood, A.J. 1993. The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Australian Journal of Ecology* 18: 99-116. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00437.x>
- Valliere, J.M., Balch, S., Bell, C., Contreras, C., Hilbig, B.E. 2019. Repeated mowing to restore remnant native grasslands invaded by nonnative annual grasses: upsides and downsides above and below ground. *Restoration Ecology* 27: 261-268. <https://doi.org/10.1111/rec.12873>
- Van Hengstum, T., Hooftman, D.A.P., Oostermeijer, G.B., van Tienderen, P. 2013. Impact of plant invasions on local arthropod communities: a meta-analysis. *Journal of Ecology* 102: 4-11. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12176>
- Varela, Z., Rodríguez, J., Boquete, T. 2024. Desafíos de la mediterraneización para la preservación de la diversidad de briófitos en ríos ibéricos. *Ecosistemas* 33: 26-32. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2632>
- Vilà, M., Espinar, J.L., Hejda, M., Hulme, P.E., Jarošík, V., Maron, J.L., Pergl, J. et al. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems: Ecological impacts of invasive alien plants. *Ecology Letters* 14: 702-708. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>
- Weidenhamer, J.D., Callaway, R.M. 2010. Direct and Indirect Effects of Invasive Plants on Soil Chemistry and Ecosystem Function. *Journal of Chemical Ecology* 36: 59-69. <https://doi.org/10.1007/s10886-009-9735-0>
- Zeil-Rolfé, I., O'Loughlin, L., Gooden, B. 2024. Habitat context and functional growth traits explain alien plant invader impacts on native vegetation communities. *Biological Invasions* 26: 2663-2679. <https://doi.org/10.1007/s10530-024-03338-x>

## Anexos / Annex

### Anexo 1: Distribución de las áreas de muestreo



**Figura A1.** Áreas de muestreo a lo largo del río Tins (Outes), en naranja (Parcelas Invadidas por *T. fluminensis*) y en azul (Parcelas No Invadidas). En la parte superior derecha aparece representada con puntos blancos el área de distribución actual de *T. fluminensis* en el suroeste de Europa (GBIF, 2025). El círculo rojo representa la ubicación del área de trabajo.

**Figure A1.** Sampling areas along the Tins River (Outes), in orange (Plots invaded by *T. fluminensis*) and in blue (Non-Invaded Plots). In the upper right corner, the current distribution area of *T. fluminensis* in southwestern Europe is shown with white dots (GBIF, 2025). The red circle represents the location of the study area.

Anexo 2: Tabla de caracterización de las áreas de muestreo

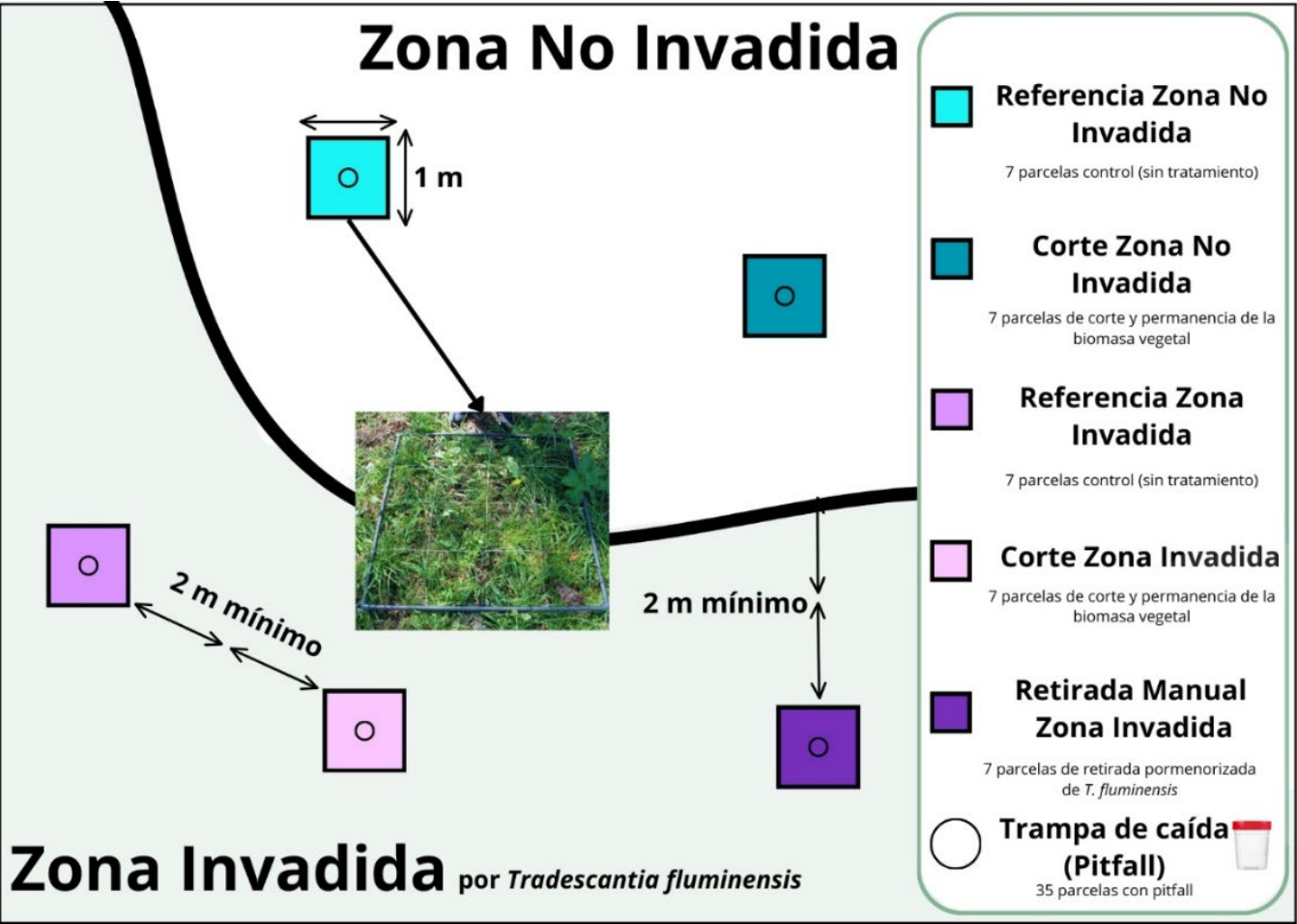
**Tabla A2.** Tabla de caracterización de las áreas de muestreo. Incluye información geográfica (UTM, centroide del área), información sobre la vegetación (familia arbórea predominante y procedencia de la misma) y diversos parámetros edáficos (Temperatura, humedad, pH y conductividad eléctrica). Medidas tomadas el mismo día y bajo condiciones similares. Se muestran representadas las diferentes áreas (formadas cada una por tres parcelas en el caso de las invadidas y dos en el caso de las no invadidas).

**Table A2.** Characterization of the sampling areas. Includes geographical information (UTM, area centroid), vegetation data (predominant tree family and its origin), and various edaphic parameters (temperature, moisture, pH, and electrical conductivity). Measurements were taken on the same day under similar conditions. Each area consisting of three plots in the case of invaded sites and two in the case of non-invaded ones.

Área	UTM	Vegetación		Parámetros edáficos			
	EPSG: 25829 - ETRS89	Arbórea	Distribución	Temperatura (°C)	Humedad (% vol.)	pH	Conductividad
Zona Invadida							
1	507511, 4743716	Perenne (Pinidae)	Alóctona	14.03 ± 3.37	14.10 ± 5.87	5.76 ± 0.1	106.63 ± 21.37
2	507485, 4743431	Caducifolia (Betulaceae)	Nativa	15.53 ± 3.65	12.97 ± 8.35	5.57 ± 0.13	133.13 ± 18.66
3	507536, 4743178	Perenne (Fabaceae)	Invasora	15.20 ± 2.93	21.02 ± 9.84	5.45 ± 0.13	137.97 ± 30.23
4	507580, 4743101	Caducifolia (Fabaceae)	Invasora	16.52 ± 3.32	13.47 ± 7.01	5.50 ± 0.18	182.43 ± 81.31
5	507613, 4743005	Perenne (Lauraceae)	Nativa	16.80 ± 2.07	11.60 ± 7.77	5.47 ± 0.15	166.37 ± 3.61
6	507638, 4742976	Perenne (Pinidae)	Alóctona	15.70 ± 1.70	14.17 ± 5.59	5.57 ± 0.10	138.90 ± 21.44
7	507703, 4742941	Perenne (Pinidae)	Alóctona	16.50 ± 3.47	10.47 ± 5.31	5.67 ± 0.09	115.27 ± 32.57
Zona No Invadida							
1	507499, 4743731	Mezcla (Fabaceae, Pinidae)	Nativa	14.75 ± 3.23	16.45 ± 9.31	5.13 ± 0.08	210.05 ± 20.73
2	507461, 4743496	Caducifolia (Betulaceae)	Nativa	14.73 ± 2.12	24.15 ± 13.31	5.36 ± 0.12	105.25 ± 13.57
3	507548, 4743194	Sólo herbácea	Nativa	15.53 ± 4.61	8.70 ± 8.06	6.15 ± 0.04	119.20 ± 7.27
4	507593, 4743066	Caducifolia (Fabaceae)	Nativa + Invasora	17.40 ± 3.17	12.28 ± 8.61	5.40 ± 0.16	137.40 ± 11.78
5	507618, 4742986	Perenne (Lauraceae)	Nativa	18.70 ± 3.77	18.20 ± 8.71	5.52 ± 0.01	182.15 ± 9.99
6	507646, 4742957	Perenne (Pinidae)	Alóctona	15.95 ± 2.92	12.83 ± 8.30	5.53 ± 0.01	113.38 ± 5.51
7	507721, 4742929	Perenne (Pinidae)	Alóctona	18.58 ± 4.38	13.05 ± 7.80	5.70 ± 0.02	71.90 ± 5.77



Anexo 3: Esquema del diseño experimental



**Figura A3.** Esquema de diseño experimental. Representación aproximada de las parcelas y tratamientos en cada área de muestreo.

**Figure A3.** Experimental design diagram. Approximate representation of the plots and treatments in each sampling area.



## Anexo 4: Inventario de especies de plantas

**Tabla A4.** Inventario de especies vegetales encontradas en las 21 parcelas invadidas y las 14 no invadidas tanto antes como después de los tratamientos.

**Table A4.** Inventory of plant species recorded in 21 invaded and 14 non-invaded areas, before and after treatments.

Familia	Especie	Código NMDS	Invadida Antes	Invadida Después	No Invadida Antes	No Invadida Después
Araceae	<i>Arum italicum</i> Mill.	Aruita	X	X	X	X
Apiaceae	<i>Angelica sylvestris</i> L.	Angsyl			X	X
	<i>Daucus carota</i> L.	Daucar			X	
	<i>Foeniculum vulgare</i> Mill.	Foevul		X	X	
	<i>Heracleum sphondylium</i> L.	Hersph	X	X	X	X
	<i>Oenanthe crocata</i> L.	Oencro	X	X	X	X
Araliaceae	<i>Hedera hibernica</i> (G. Kirchn.) Bean	Hedhib	X	X	X	X
Brassicaceae	<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	Raprap	X	X		
Boraginaceae	<i>Pentaglottis sempervirens</i> (L.) Tausch ex L. H. Bailey	Pensem		X	X	X
Commelinaceae	<i>Tradescantia fluminensis</i> Vell.	Traflu	X	X	X	X
Compositae	<i>Bellis perennis</i> L.	Belper			X	X
	<i>Crepis mollis</i> (Jacq.) Asch.	Cremol		X	X	X
	<i>Erigeron kravinskianus</i> DC.	Erikra			X	X
	<i>Lactuca</i> sp.	Lactuc		X		X
	<i>Taraxacum officinale</i> Weber	Taroff			X	X
Fabaceae	<i>Trifolium pratense</i> L.	Triptra		X	X	
	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Robpse				
		Querob				X
Fagaceae	<i>Quercus robur</i> L.	Querob	X	X	X	X
Geraniaceae	<i>Geranium dissectum</i> L.	Gerdis		X	X	X
	<i>Geranium robertianum</i> L.	Gerrob		X	X	X
Hypolepidaceae	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	Pteaqu	X	X	X	X
Iridaceae	<i>Crocasmia × crocosmiiflora</i> (Lemoine) N.E. Br.	Croxcr	X	X	X	X
Lamiaceae	<i>Lamium maculatum</i> L.	Lammac		X	X	X
	<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh.	Mensua			X	X
Lauraceae	<i>Laurus nobilis</i> L.	Launob	X	X	X	X
Oxalidaceae	<i>Oxalis pes-caprae</i> L.	Oxapes		X		
Papaveraceae	<i>Fumaria muralis</i> Sond. ex W.D.J. Koch	Fummur	X	X		
Plantaginaceae	<i>Veronica persica</i> Poir.	Verper		X	X	X
Poaceae	<i>Briza maxima</i> L.	Brimax			X	X
	<i>Dactylis glomerata</i> L.	Dacglo	X	X	X	X
	<i>Lolium perenne</i> L.	Lolper			X	
	<i>Poa annua</i> L.	Poaann		X	X	X
Polygonaceae	<i>Rumex acetosa</i> L.	Rumace	X	X	X	X
Ranunculaceae	<i>Ficaria verna</i> Huds.	Ficver			X	X
	<i>Ranunculus repens</i> L.	Ranrep			X	
Rosaceae	<i>Fragaria vesca</i> L.	Fragves		X	X	X
	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	Rubulm	X	X	X	X
Rubiaceae	<i>Galium aparine</i> L.	Galapa	X	X		
Urticaceae	<i>Urtica dioica</i> L.	Urtdio		X	X	
Vitaceae	<i>Parthenocissus quinquefolia</i> Planch. (L.)	Parqui		X		X
Violaceae	<i>Viola riviniana</i> Rchb.	Vioriv		X	X	X

Anexo 5: Resultados del *post hoc*

**Tabla A5.** Resultado de la prueba *post hoc* comparando por niveles las diferencias en la diversidad beta de los diferentes tratamientos antes y después de su aplicación. “Inv” representa parcelas invadidas y “NoInv” parcelas no invadidas. Los asteriscos indican diferencias estadísticas \*,  $p < 0.05$ ; \*\*,  $p < 0.01$ ; \*\*\*,  $p < 0.001$ . Valores en negrita indican significancia a  $p \leq 0.05$ .

**Table A5.** Results of the post hoc test comparing beta diversity differences across treatment levels before (Antes) and after (Después) its application. “Inv” stands for invaded plots and “NoInv” for non-invaded plots. Asterisks indicate statistical differences \*,  $p < 0.05$ ; \*\*,  $p < 0.01$ ; \*\*\*,  $p < 0.001$ . Bold values indicate significance at  $p \leq 0.05$ .

Pares	g. l.	Suma de Cuadrados	F.Model	R <sup>2</sup>	Valor de p
Antes					
Referencia Invadida vs Corte Invadida	1	0.109	0.513	0.041	0.809
Referencia Invadida vs Retirada Manual Invadida	1	0.269	1.179	0.089	0.319
Referencia Invadida vs Referencia No Invadida	1	1.637	6.444	0.349	<b>0.002*</b>
Referencia Invadida vs Corte No Invadida	1	1.456	5.521	0.315	<b>0.001***</b>
Corte Invadida vs Retirada Manual Invadida	1	0.194	0.790	0.062	0.641
Corte Invadida vs Referencia No Invadida	1	1.451	5.350	0.308	<b>0.002**</b>
Corte Invadida vs Corte No Invadida	1	1.251	4.458	0.271	<b>0.002*</b>
Retirada Manual Invadida vs Referencia No Invadida	1	1.210	4.208	0.260	<b>0.002*</b>
Retirada Manual Invadida vs Corte No Invadida	1	1.174	3.951	0.248	<b>0.003*</b>
Referencia No Invadida vs Corte No Invadida	1	0.254	0.787	0.062	0.717
Después					
Referencia Invadida vs Corte Invadida	1	0.226	0.961	0.074	0.421
Referencia Invadida vs Retirada Manual Invadida	1	0.627	2.468	0.171	<b>0.003**</b>
Referencia Invadida vs Referencia No Invadida	1	1.215	5.048	0.335	<b>0.006**</b>
Referencia Invadida vs Corte No Invadida	1	1.102	4.022	0.287	<b>0.001***</b>
Corte Invadida vs Retirada Manual Invadida	1	0.427	1.517	0.112	0.085
Corte Invadida vs Referencia No Invadida	1	0.891	3.258	0.246	<b>0.002**</b>
Corte Invadida vs Corte No Invadida	1	0.661	2.155	0.177	<b>0.011*</b>
Retirada Manual Invadida vs Referencia No Invadida	1	0.657	2.222	0.181	<b>0.005**</b>
Retirada Manual Invadida vs Corte No Invadida	1	0.564	1.715	0.146	<b>0.022*</b>
Referencia No Invadida vs Corte No Invadida	1	0.247	0.746	0.085	0.741

Anexo 6: Resultados del análisis PERMDISP

**Tabla A6.** Resultados del análisis multivariante de homogeneidad de dispersión (PERMDISP, 999 permutaciones) de las diferencias en áreas invadidas por *T. fluminensis* en la comunidad vegetal y de artrópodos en función del estado de invasión y los tratamientos aplicados (Antes y Después). En el caso de la vegetación se hizo a partir de una matriz de disimilitud de Jaccard y en el caso de los artrópodos a partir de una matriz de disimilitud de Bray-Curtis. Aparecen indicados los grados de libertad (g. l.), el valor de *F* del análisis de la varianza, la probabilidad asociada (*Pr(>F)*) y la varianza explicada (calculada como la proporción de la suma de cuadrados del factor respecto a la suma total de cuadrados). Los asteriscos indican diferencias estadísticas \*, *p* < 0.05; \*\*, *p* < 0.01; \*\*\*, *p* < 0.001. Valores en negrita indican significancia a *p* ≤ 0.05.

**Table A6.** Results of the multivariate analysis of homogeneity of dispersion (PERMDISP, 999 permutations) assessing differences in areas invaded by *T. fluminensis* in plant and arthropod communities as a function of invasion status and applied treatments (Before and After). For vegetation, the analysis was performed using a Jaccard dissimilarity matrix, and for arthropods, using a Bray–Curtis dissimilarity matrix. The table shows the degrees of freedom (g. l.), the *F* value from the analysis of variance (valor de *F*), the associated probability (*Pr(>F)*), and the explained variance (Varianza explicada, calculated as the proportion of the sum of squares of the factor relative to the total sum of squares). Asterisks indicate statistical significance \*, *p* < 0.05; \*\*, *p* < 0.01; \*\*\*, *p* < 0.001. Bold values indicate significance at *p* ≤ 0.05.

Vegetación					Artrópodos			
PERMDISP	g. l.	Valor de <i>F</i>	<i>Pr(&gt;F)</i>	Varianza explicada	g. l.	Valor de <i>F</i>	<i>Pr(&gt;F)</i>	Varianza explicada
Antes								
<i>Reemplazamiento</i>								
Estado de Invasión	1	11.009	<b>0.002**</b>	0.250	1	0.078	0.778	0.002
Tratamiento	4	5.804	<b>0.002**</b>	0.436	4	0.228	0.919	0.029
<i>Anidamiento</i>								
Estado de Invasión	1	5.941	<b>0.013*</b>	0.153	1	1.451	0.205	0.042
Tratamiento	4	4.031	<b>0.004**</b>	0.350	4	0.636	0.632	0.078
<i>Beta diversidad total</i>								
Estado de Invasión	1	7.239	<b>0.011*</b>	0.180	1	0.003	0.963	0.001
Tratamiento	4	2.378	0.083	0.241	4	0.194	0.946	0.025
Después								
<i>Reemplazamiento</i>								
Estado de Invasión	1	3.917	<b>0.046*</b>	0.119	1	0.735	0.402	0.022
Tratamiento	4	3.175	<b>0.021*</b>	0.328	4	0.397	0.808	0.050
<i>Anidamiento</i>								
Estado de Invasión	1	3.727	<b>0.041*</b>	0.114	1	0.198	0.675	0.006
Tratamiento	4	1.504	0.225	0.188	4	0.648	0.664	0.079
<i>Beta diversidad total</i>								
Estado de Invasión	1	0.919	0.342	0.031	1	0.276	0.613	0.008
Tratamiento	4	1.676	0.197	0.205	4	0.787	0.542	0.095

Anexo 7: Resultado de las comparaciones BACI

**Tabla A7.** Efecto BACI sobre las diferentes variables. Los tratamientos son el impacto y se estudian antes y después de aplicarlos, comparándose con las respectivas zonas control. Los asteriscos indican diferencias estadísticas \*,  $p < 0.05$ ; \*\*,  $p < 0.01$ ; \*\*\*,  $p < 0.001$ . Valores en negrita indican significancia a  $p \leq 0.05$ .

**Table A7.** BACI effect over different parameters. Treatments act as the impact and we studied their effects comparing before and after ("Antes-Después") with the control plots. Asterisks indicate statistical differences \*,  $p < 0.05$ ; \*\*,  $p < 0.01$ ; \*\*\*,  $p < 0.001$ . Bold values indicate significance at  $p \leq 0.05$ .

Antes-Después	Corte (No invadida)			Corte (Invadida)			Retirada Manual (Invadida)		
	estimate	z.ratio	Valor de $p$	estimate	z.ratio	Valor de $p$	estimate	z.ratio	Valor de $p$
Vegetación									
Riqueza de especies	-1.57 ± 1.76	-0.90	0.370	0.29 ± 1.65	0.17	0.863	6.86 ± 1.73	3.97	<b>&lt;0.001***</b>
Cobertura total	0.90 ± 8.0	-0.11	0.911	12.8 ± 7.67	1.67	0.095	-25 ± 7.15	-3.49	<b>&lt;0.001***</b>
Cobertura de la especie dominante	4.78 ± 8.17	0.58	0.559	10.5 ± 7.93	1.33	0.184	-74.5 ± 7.52	-9.90	<b>&lt;0.001***</b>
Log biomasa aérea	-0.11 ± 0.13	-0.81	0.420	0.20 ± 0.13	1.57	0.123	-0.94 ± 0.13	-7.30	<b>&lt;0.001***</b>
Artrópodos									
Riqueza de especies	-5.42 ± 2.18	-2.48	<b>0.013*</b>	-4.56 ± 2.13	-2.15	<b>0.032*</b>	-1.71 ± 2.22	-0.77	0.441
Abundancia	-1.02 ± 5.88	-0.17	0.863	-5.65 ± 6.58	-0.86	0.391	-4.85 ± 6.60	-0.74	0.462