



**2025** | **16-20**  
**GIJÓN** | **JUNIO**

**9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL**

**9CFE-1364**

Actas del Noveno Congreso Forestal Español  
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025.**  
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza





## **Impactos de los incendios forestales en la biología de ecosistemas fluviales: síntesis del conocimiento actual para guiar la investigación y gestión futuras**

Maitane Erdozain, Adrián Cardil, Sergio de-Miguel

Resumen

Los ecosistemas de agua dulce albergan una biodiversidad desproporcionadamente alta y prestan servicios ecosistémicos únicos, pero se están degradando a un ritmo alarmante. Los incendios forestales pueden afectar a estos ecosistemas de diversas maneras, pero esta relación no se comprende completamente. Llevamos a cabo una revisión sistemática para caracterizar y analizar investigaciones previas sobre el efecto del fuego en la biología de ríos y arroyos y detectamos una gran variabilidad en las respuestas. Esta variabilidad se explica, en parte, en función de los sucesos hidrológicos posteriores al fuego, el tiempo transcurrido y el estado del bosque de ribera. Los resultados sugieren que, aunque los incendios forestales pueden tener efectos dramáticos a corto plazo, la mayoría de los parámetros biológicos se recuperan en un plazo de 5 a 10 años, y que los efectos negativos son mínimos en el caso de las quemaduras prescritas. Sin embargo, detectamos claras limitaciones en la bibliografía debidas a sesgos en cuanto al ámbito geográfico y bioma estudiados, el tipo de indicadores utilizados, el diseño de estudio implementado y el tipo de fuego analizados. Por ello, hacemos recomendaciones para guiar la futura investigación y gestión integrada de incendios que incluya la protección de ecosistemas acuáticos.

Palabras clave

Biodiversidad, incendio forestal, quema prescrita, ripario, río, descomposición, invertebrados, pez.

Introducción

Los ecosistemas de agua dulce y sus hábitats ribereños albergan una biodiversidad desproporcionadamente alta y prestan servicios esenciales para la naturaleza y la sociedad. Sin embargo, están experimentando una degradación y pérdida de biodiversidad superior a la de los ecosistemas terrestres (DUDGEON et al., 2006; CARPENTER et al., 2011; DODDS et al., 2013; ALBERT et al., 2021). El cambio global está aumentando el potencial de incendios forestales y alterando sus regímenes, lo que afecta también a los sistemas de agua dulce (LIU et al., 2010; KELLY et al., 2020). Regiones donde los incendios eran raros, como los bosques tropicales, ahora los enfrentan con mayor frecuencia, mientras que en ecosistemas propensos al fuego, como los bosques mediterráneos, los incendios se hacen más grandes y severos (KELLY et al., 2020). Estos cambios suponen un desafío global para preservar la biodiversidad y los servicios que ofrecen los ecosistemas acuáticos.

Aunque los efectos de los incendios en los ecosistemas terrestres han sido ampliamente estudiados, los sistemas acuáticos también sufren impactos significativos (BIXBY et al., 2015). Los incendios aumentan el flujo de agua superficial y la erosión, incrementando el arrastre de sedimentos y cenizas hacia los arroyos (PAUL et al., 2022). Esto puede causar mortalidad directa de la fauna fluvial o alterar profundamente los hábitats y la dinámica de la red trófica (JONES et al., 2012; PAUL et al., 2022). Los sedimentos y cenizas pueden transportar contaminantes tóxicos, como metales e hidrocarburos aromáticos policíclicos (ABRAHAM et al., 2017; RAOELISON et al., 2023; KIETA et al., 2023), y la movilización de nutrientes puede contribuir a la eutrofización aguas abajo, afectando la calidad del agua potable y la vida silvestre (RAOELISON et al., 2023;



MORALES et al., 2023). Además, la quema de vegetación ribereña incrementa la disponibilidad de luz y la temperatura del agua, afectando procesos como la producción primaria y la respiración, así como la distribución de especies sensibles como los salmónidos (GRESSWELL et al., 1999; BIXBY et al., 2015; PAUL et al., 2022). Cambios en el aporte de materia orgánica terrestre también tienen implicaciones estructurales y funcionales para los ecosistemas de arroyos (VAZ et al., 2015; MUSETTA-LAMBERT et al., 2017).

A pesar de los avances, las revisiones previas se centraron en aspectos abióticos, como la calidad del agua (SMITH et al., 2011; ABRAHAM et al., 2017; KIETA et al., 2023; RAOELISON et al., 2023; MORALES et al., 2023), dejando en segundo plano los efectos sobre la biodiversidad de agua dulce y los servicios ecosistémicos asociados, como la purificación del agua, el suministro de alimentos o el ocio (LYNCH et al., 2023). Muchas revisiones no incluyen investigaciones de los últimos 20 años, tienen un alcance geográfico limitado o carecen de análisis cuantitativos (GRESSWELL, 1999; MINSHALL, 2003; VERKAIK et al., 2013; GÓMEZ ISAZA et al., 2022). Además, aspectos como los incendios prescritos, indicadores funcionales y la influencia de los diseños de muestreo en los resultados (por ejemplo, BACI - Before-After-Control-Impact - vs. diseños menos robustos, CHRISTIE et al., 2020) no han sido evaluados adecuadamente. Nuestra revisión busca abordar estas lagunas y ofrecer una visión más completa y actualizada sobre los efectos de los incendios en los ecosistemas acuáticos.

#### Objetivos

En esta revisión, nos basamos en las investigaciones anteriores para analizar cuantitativamente los efectos de los incendios prescritos y los incendios forestales en un conjunto de respuestas biológicas estructurales y funcionales de los arroyos. En concreto, los objetivos de esta revisión son: 1) contextualizar y caracterizar la literatura sobre los efectos del fuego en los indicadores biológicos en comparación con los indicadores abióticos en términos de año de publicación, ubicación geográfica, diseño del estudio, tipo de fuego (prescrito o forestal), indicadores medidos y duración de los efectos, 2) resumir cuantitativamente las respuestas de los diferentes indicadores biológicos (concretamente invertebrados bentónicos, peces, perifiton e indicadores funcionales) al fuego, 3) modelar los factores que influyen en la direccionalidad de las respuestas, y 4) detectar limitaciones y lagunas de conocimiento para ayudar a guiar futuros estudios y hacer recomendaciones.

#### Métodos

##### 2.1 Fuente y recopilación de datos

Se realizó una búsqueda sistemática de estudios sobre los efectos del fuego en ecosistemas fluviales siguiendo las directrices PRISMA (O'DEA et al., 2021) en la base de datos Scopus (14 de agosto de 2023). La cadena de búsqueda empleada fue: TITLE (wildfire OR burn OR fire) AND TITLE (water OR stream OR river OR aquatic OR riparian) AND TITLE-ABS-KEY (invertebrate OR fish OR periphyton OR biofilm OR nutrient OR chemistry OR sediment OR breakdown OR decomposition OR amphibian OR spider OR macrophyte). Esto arrojó 490 estudios, de los cuales, tras eliminar 4 duplicados, se examinaron títulos y resúmenes en Rayyan (OUZZANI et al., 2016) aplicando criterios predefinidos. Se seleccionaron estudios que evaluaban el efecto directo del fuego (forestal o prescrito) en ecosistemas de arroyos/ríos mediante mediciones in situ, excluyendo trabajos en otros entornos, estudios que no midieran efectos directos, modelizaciones o experimentos de laboratorio, y análisis de contextos como paleoecología o medicina. De los 176



artículos examinados a texto completo, 161 cumplieron los criterios.

Para el primer objetivo, se extrajo información sobre: año de publicación, país y bioma, uso del suelo, categorías y parámetros medidos, características del arroyo (tamaño y pendiente), tipo de incendio, lapso de tiempo entre incendio y muestreo, diseño estadístico y unidad de muestreo. Los parámetros se trataron como casos independientes cuando un estudio midió más de uno.

Para los objetivos segundo y tercero, se seleccionaron artículos que midieran al menos un parámetro biótico y compararan condiciones quemadas con controles no quemados, excluyendo 85 estudios con indicadores exclusivamente abióticos y 3 estudios que describían solo condiciones post-incendio. De los 73 estudios restantes, se caracterizaron las respuestas de los parámetros (aumento, disminución o sin cambios,  $\alpha = 0,10$ ), la ocurrencia de eventos hidrológicos extremos en el primer año post-incendio, y si el bosque de ribera se quemó o permaneció intacto. Cada respuesta diferente al fuego dentro de un estudio se trató como un caso independiente.

## 2.2 Análisis de los datos

Se calculó el porcentaje de observaciones para cada parámetro según su respuesta al fuego (aumento, disminución o sin cambios), excluyendo resultados sin análisis estadístico. Para explorar factores que influyen en las respuestas, se relacionaron estas con variables explicativas como eventos hidrológicos extremos (sí/no), lapso entre incendio y muestreo (escala logarítmica), tipo de incendio (forestal/prescrito) y estado del bosque ribereño (quemado/no quemado).

Se aplicaron modelos de regresión logística ordinal (función *clm* del paquete ordinal, CHRISTENSEN, 2022) para variables con tres resultados y regresiones logísticas (función *glm* en R) para variables binarias. La importancia de las variables explicativas se evaluó mediante pruebas ANOVA y los efectos se visualizaron con gráficos de caja. Los atributos del régimen de incendios no se analizaron debido a inconsistencias en su reporte entre estudios.

### Resultados

#### 3.1 Caracterización de la literatura

Los indicadores abióticos fueron los más comúnmente investigados en los estudios identificados en nuestra búsqueda, con un 85% vs. 51% de los 161 estudios midiendo indicadores abióticos y bióticos, respectivamente. Más de la mitad de los estudios midieron la química del agua (54,7%), un tercio de los estudios informaron sobre variables relacionadas con la sedimentación y la erosión (32,3%) y casi una cuarta parte de los estudios midieron la temperatura del agua (22,4%). En cuanto a las variables bióticas, los macroinvertebrados bentónicos fueron el componente de la red trófica más estudiado (26,1% de los estudios), seguidos de los peces (18,6%) y las algas o el perifiton (13,7%). Otros tipos de fauna, como los anfibios, las arañas, los insectos emergentes, los murciélagos y el ornitorrinco, fueron menos estudiados (7, 5, 3, 1 y 1 estudios, respectivamente). La vegetación de ribera se tuvo en cuenta en el 7,5% de los estudios, mientras que los restos leñosos y la materia orgánica en pie se midieron en 8 estudios cada uno (5,0%). Por último, los indicadores funcionales de los arroyos se estudiaron con menos frecuencia que los estructurales e incluyeron la descomposición de la hojarasca, la dinámica de la red trófica, la absorción o limitación de nutrientes y el metabolismo de los arroyos (1,2 - 3,1% de los estudios).

El número de estudios que cumplían nuestros criterios aumentó de 1,2 por año



durante la década de los 90, a 3,8 en la década de 2000, 6,7 en la de 2010 y 9,5 en la de 2020. Los primeros estudios tendieron a centrarse en indicadores abióticos, pero no fue hasta la década de los 90 cuando encontramos los primeros estudios que examinaban los efectos de los incendios forestales sobre los indicadores bióticos (macroinvertebrados y peces). Los efectos del fuego sobre el perifiton y los parámetros funcionales de los arroyos empezaron a estudiarse más recientemente, a partir de los años 2000 y 2010, respectivamente.

En cuanto a la localización geográfica, el 89% de los estudios se realizaron en 5 países, siendo Estados Unidos (y especialmente los estados occidentales) el que produjo la mayoría de los estudios (62%), seguido de Australia (10%), Canadá (8%), Portugal (4%) y España (4%). Los estudios restantes se realizaron en el norte de Europa (7), Asia (6), Sudamérica (5) y Sudáfrica (2). La distribución de los distintos tipos de indicadores varió según las regiones. Más de la mitad de los estudios se realizaron en el bioma del bosque templado perennifolio, seguido del bosque templado caducifolio (18,6%), el matorral mediterráneo (16,1%) y la sabana (2,5%). Los biomas de pradera templada, tundra, bosque húmedo tropical y desierto fueron examinados por pocos estudios (2, 2, 1 y 1, respectivamente) y sólo para puntos finales abióticos.

En cuanto al tipo de fuego, la mayoría de los estudios (93%) evaluaron los efectos de los incendios forestales en los ecosistemas de arroyos, el 6% de los estudios trataron sobre las quemadas prescritas y sólo el 1% de los estudios compararon ambos. En cuanto al tiempo transcurrido entre el incendio y el muestreo, el 32% de los estudios midieron los efectos a corto plazo (1 año o menos desde el incendio) de los incendios, el 35% midieron los efectos 2-4 años después del incendio y el 28% de los estudios analizaron los efectos a más largo plazo (5 o más de 5 años desde el incendio), con un 9% de estos últimos estudios midiendo los efectos más de 10 años después del incendio.

En general, el régimen de incendios estaba poco documentado en los artículos revisados. La proporción de la cuenca quemada, la severidad del fuego y la intensidad del fuego fueron los tres atributos que se comunicaron con mayor frecuencia (61,5, 50,3 y 7,4% de los estudios, respectivamente). Los incendios que quemaron la mayor parte de la cuenca fueron los más representados en la bibliografía (el 62% de los estudios que informaron sobre este atributo examinaron arroyos con más del 75% de la cuenca quemada), pero las extensiones quemadas inferiores también estuvieron bien representadas (por ejemplo, el 30% de los estudios incluyeron arroyos con menos del 50% de la cuenca quemada). En cuanto a la severidad, hubo una considerable heterogeneidad y ambigüedad en la forma en que se informó de este atributo. Más de la mitad de los artículos que informaban sobre la severidad utilizaban frases cualitativas como «la cuenca X se quemó con una severidad media a alta» o «la mayoría de nuestros lugares de estudio experimentaron quemadas de severidad baja a moderada», mientras que otros informaban de la proporción de la cuenca que se quemó con una severidad alta, moderada o baja. Aun así, algunos estudios basaban la evaluación en la severidad de la combustión del suelo, otros en la mortalidad de la vegetación y otros no especificaban a qué severidad se referían. La intensidad cuantitativa del incendio se comunicó con más frecuencia en el caso de las quemadas prescritas (16,7% de los estudios) que en el de los incendios forestales (1,3%). Aunque, en general, el comportamiento del fuego (por ejemplo, intensidad, altura de las llamas, velocidad de propagación) y los efectos (severidad) estaban mejor caracterizados en los estudios que evaluaban las quemadas prescritas que los



incendios forestales, todavía el 75% de los estudios sobre quemas prescritas no informaban del régimen del fuego o lo hacían de forma cualitativa.

En cuanto al diseño del estudio, el 43% de los estudios analizaron las diferencias entre las cuencas quemadas y no quemadas (estudios CI), el 25% de los estudios compararon los lugares antes y después del incendio (estudios BA) y el 16% de los estudios sólo evaluaron las tendencias de los lugares quemados después del incendio (estudios AD). Sólo el 17% de los estudios siguieron un diseño BACI completo y pudieron determinar si las diferencias entre los lugares quemados y los de control diferían antes y después del incendio (es decir, si las diferencias eran realmente atribuibles al efecto del fuego o no). La proporción relativa de cada tipo de diseño varió con el indicador de arroyo estudiado.

El tamaño de los sistemas fluviales examinados fue el atributo acuático más reportado, bien como área de captación de drenaje o como orden de arroyo de Strahler (63% y 45% de los estudios, respectivamente). La mayoría de los estudios se centraron en pequeños arroyos de cabecera, con la mitad de los estudios que informaron del área de drenaje examinando sólo arroyos que drenaban un área menor de 2000 ha, y arroyos de cabecera pertenecientes al primer, segundo o tercer orden de arroyos siendo examinados en el 87,5% de los estudios que informaron del orden de arroyos. Los arroyos y ríos de mayor tamaño no estaban tan bien representados en los estudios revisados, ya que sólo 9 de ellos se centraban en arroyos que drenaban entre 50 y 1000 km<sup>2</sup> y 5 en ríos que drenaban más de 1000 km<sup>2</sup>. En cuanto al rango de tamaños de arroyos examinados dentro de un mismo estudio, la mayoría de los estudios (52,0%) se centraron en una o dos clases de tamaño (25,5%). Sin embargo, varios estudios evaluaron una amplia gama de tamaños de arroyos (es decir, incluyendo cabeceras, arroyos de tamaño medio y ríos más grandes), con un 10% y un 5% de los estudios incluyendo arroyos de 4 y 5 clases de tamaño diferentes, respectivamente. La pendiente del cauce del arroyo sólo se comunicó en el 35,4% de los estudios, y en el 75,4% de ellos se muestrearon arroyos con pendientes inferiores al 5%, en casi la mitad de los estudios se incluyeron cauces con pendientes entre el 5 y el 10%, en el 28% de los estudios se comunicaron pendientes entre el 11 y el 15%, y en el 17,5% de los estudios se examinaron arroyos con pendientes >15%.

### 3.2 Análisis de los indicadores bióticos

#### Macroinvertebrados bentónicos de los arroyos

Aproximadamente un tercio (34%) de los estudios informaron de una disminución en la abundancia de macroinvertebrados debido al fuego, el 28% de un aumento y el 38% no detectaron efectos significativos. Cinco de los seis estudios BACI no encontraron efectos significativos (Tabla 1). Al incluir estudios sobre macroinvertebrados en paquetes de hojas, la proporción de estudios sin efectos significativos aumentó al 45%. El tiempo desde el incendio estuvo relacionado con el tipo de resultado ( $\chi^2 = 6,8$ ,  $p = 0,009$ ): a mayor lapso temporal, menor probabilidad de detectar disminuciones. Los eventos hidrológicos extremos post-incendio también aumentaron la probabilidad de efectos negativos ( $\chi^2 = 8,6$ ,  $p = 0,003$ ). Aunque el tipo de fuego no fue significativo, los cuatro estudios sobre incendios prescritos no detectaron efectos en la abundancia.

En cuanto a la riqueza, el 58% de los estudios no detectaron efectos del fuego, el 37% reportaron disminuciones y el 5% aumentos (Tabla 1). Los estudios a corto plazo ( $\chi^2 = 3,5$ ,  $p = 0,05$ ) y aquellos con eventos hidrológicos extremos ( $\chi^2 = 4,3$ ,  $p = 0,03$ ) informaron más frecuentemente de disminuciones. La ausencia de efectos



fue más común en estudios BACI que en otros diseños.

Más de dos tercios (70%) de los estudios detectaron cambios significativos en la composición de la comunidad mediante ordenación NMDS (Tabla 1). El cambio más común fue un aumento en Chironomidae y/o una disminución en %EPT (Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera, es decir, taxones sensibles a la contaminación) (69% de los estudios). Ni el tiempo desde el incendio, ni los eventos hidrológicos extremos, ni el tipo de incendio estuvieron significativamente relacionados con estos cambios.

En los grupos funcionales, más de la mitad de los estudios informaron efectos negativos sobre trituradores y rascadores, mientras que los recolectores aumentaron (Tabla 1). Un tercio de los estudios no detectaron efectos. Solo los estudios sobre incendios forestales evaluaron grupos funcionales, sin influencia significativa del tiempo ni de eventos hidrológicos.

Finalmente, dos estudios encontraron mayor emergencia de insectos en arroyos quemados sin eventos hidrológicos extremos, mientras que otros dos detectaron una disminución significativa en la emergencia y cambios en su temporalidad cuando ocurrieron eventos extremos post-incendio (Tabla 1).

#### Peces

El 62% de los estudios detectaron una disminución en la densidad de peces por el fuego (dos tercios con diseño BA) (Tabla 1). El 36% no encontró efectos y solo un estudio reportó un aumento. Los efectos negativos fueron más probables tras eventos hidrológicos extremos ( $\chi^2 = 4,5$ ,  $p = 0,03$ ) y disminuyeron con el tiempo desde el incendio ( $\chi^2 = 4,6$ ,  $p = 0,03$ ). Los dos estudios sobre quemas prescritas no hallaron efectos.

En cuanto a los indicadores de condición, los peces en sitios impactados, especialmente tras inundaciones o flujos de sedimentos, tendieron a ser más largos. De los seis estudios, uno mostró menor condición física, dos no encontraron diferencias y uno no observó cambios antes y después del incendio.

#### Productores primarios acuáticos

El 61% de los estudios sobre biomasa de algas no detectaron cambios, el 26% reportaron aumentos y el 13% disminuciones (Tabla 1). Ningún estudio evaluó incendios prescritos. La quema del bosque ribereño influyó significativamente, con más aumentos de la biomasa de algas cuando éste estaba quemado ( $\chi^2 = 4,0$ ,  $p = 0,04$ ).

Para la biomasa del perifiton, el 67% de los estudios no detectaron efectos, el 20% reportaron aumentos y el 13% disminuciones (Tabla 1). Los estudios a corto plazo detectaron más disminuciones, mientras que los aumentos fueron más probables con mayor tiempo transcurrido desde el incendio y en ausencia de eventos extremos post-incendio ( $\chi^2 = 3,6$ ,  $p = 0,06$ ;  $\chi^2 = 3,1$ ,  $p = 0,08$ ). Solo un estudio evaluó quemas prescritas, observando una disminución inicial de la biomasa y recuperación tras un año.

El único estudio sobre macrófitos encontró una disminución inmediata tras el incendio por inundaciones post-incendio, seguida de un repunte debido a fertilización por cenizas y sedimentos. Dos años después, la biomasa volvió a disminuir tras caudales altos.

#### Funcionamiento del ecosistema



De los cinco estudios sobre descomposición de hojarasca, dos encontraron disminuciones, dos aumentos y uno no observó cambios (Tabla 1). Cuatro de cinco estudios sobre redes tróficas detectaron un aumento en el consumo de recursos autóctonos. En cuanto al metabolismo de arroyos, un estudio reportó mayor producción primaria y otro mayor respiración en sedimentos en sitios quemados. Dos estudios detectaron menor limitación de nitrógeno en arroyos con cuencas quemadas y bosques ribereños afectados. Un estudio observó mayor transferencia de nitrógeno a productores primarios tras incendios forestales.

**Fauna ribereña**

Cuatro estudios no encontraron efectos en larvas de anfibios, pero uno reportó disminuciones en salamandras gigantes y otro en huevos de tritón. Respecto a arañas, dos estudios reportaron aumentos en sitios quemados, uno no encontró diferencias y otro detectó disminuciones. Un estudio observó mayor actividad de murciélagos en bosques ribereños quemados, mientras que otro no reportó diferencias en ornitorrincos tras incendios ni pulsos de sedimentos.

**Tabla 1:** El número de casos que informan de aumentos, disminuciones o ningún cambio después de un incendio en un conjunto de parámetros biológicos de los arroyos informados por las 73 publicaciones incluidas en esta revisión.

	Macroinvertebrados bentónicos							Peces		Productores primarios acuáticos			Funcional		Otra fauna				
	Abundancia	Riqueza	Comunidades	Chironomidas vs. EPT	% tritón	% recolectores	% rasca	Densidad	Tamaño	Clorofila	Masa	Macrófitos (biomasa)	Descomposición hojarasca	Autóctona	Anfibios	Insectos emergentes	Arañas	Ornitorrinco	Murciélagos
<b>Disminución</b>	10 (34%)	7 (37%)	14 (70%) <sup>∧</sup>	11 (69%) <sup>^</sup>	4 (50%)	0	4 (67%)	23 (62%)	0	3 (13%)	2 (13%)	1 (100%)	2 (40%)	0	4 (40%)	1 (25%)	1 (25%)	0	0
Antes > Después	3	1	1	2	0	0	0	15	0	1	0	1	1	0	2	0	0	0	0
Control > Impacto	6	5	8	7	2	0	2	6	0	2	1	0	1	0	2	1	1	0	0
BA Negativo	1	1	4	2	2	0	2	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Aumento</b>	8 (28%)	1 (5%)	-	-	1 (12%)	4 (57%)	0	1 (3%)	6 (100%)	6 (26%)	3 (20%)	0	2 (40%)	4 (80%) <sup>~</sup>	0	2 (50%)	2 (50%)	0	1 (100%)



Antes < Después	0	0	-	-	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	
Control < Impacto	8	1	-	-	1	2	0	0	4	4	2	0	0	4	0	2	2	0	1
BA CI positivo	0	0	-	-	0	2	0	1	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	
Sin efecto	11 (3 8%)	11 (5 8%)	6 (3 0%)	5 (3 1%)	3 (3 8%)	3 (4 3%)	2 (3 3%)	13 (3 5%)	0	14 (6 1%)	10 (6 7%)	0	1 (2 0%)	1 (2 0%)	6 (6 0%)	1 (2 5%)	1 (2 5%)	1 (1 00%)	0
Antes = Después	2	0	1	0	0	0	0	5	0	1	1	0	1	0	2	0	0	1	0
Control = Impacto	4	4	1	3	2	2	1	2	0	13	8	0	0	1	3	1	1	0	0
BA CI sin efecto	5	7	4	2	1	1	1	6	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Total	29	19	20	16	8	7	6	37	6	23	15	1	5	5	10	4	4	1	1

◇ Cambios en la composición de la comunidad. En caso afirmativo, se muestra en la fila «Disminución»; en caso negativo, en la fila «Sin efecto».

^ Aumento de Chironomidae y/o disminución de EPT (Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera). En caso afirmativo, se muestra en la fila «Disminución»; en caso negativo, en «Sin efecto».

~ Dos de los estudios no utilizaron modelos de mezcla de isótopos estables para cuantificar la autoctonía.

Discusión

Nuestra revisión muestra una notable variabilidad en la respuesta de la biota y las funciones de los arroyos al fuego. Este análisis señala que eventos hidrológicos extremos posteriores al incendio, el tiempo transcurrido, la severidad del fuego, el estado de los bosques riparios y el diseño del estudio son factores clave para explicar esta variabilidad. A continuación, se discuten estos efectos y se presentan recomendaciones para una gestión integrada de los incendios que proteja los ecosistemas acuáticos.

4.1 Impactos del fuego en los ecosistemas de arroyos

Nuestros resultados muestran que los macroinvertebrados bentónicos tienen respuestas muy variadas al fuego, con densidades que disminuyen hasta un 82 % (WHITNEY et al., 2015) o aumentan hasta un 75 % (VERKAİK et al., 2015), y cambios en la riqueza de taxones que oscilan entre -70 % (RINNE, 1996) y +30 % (SILINS et al., 2014). No detectamos una dirección clara en la respuesta de la abundancia de macroinvertebrados al fuego, ya que un número similar de estudios informaron de



aumentos, reducciones y ningún cambio significativo. Sin embargo, en lo que respecta a la riqueza de taxones, más estudios informaron de reducciones tras el incendio que de aumentos (37 vs. 5%), pero las diferencias no significativas fueron el resultado más común (58% de los estudios). Nuestro análisis arroja algo de luz sobre estos resultados aparentemente contradictorios al identificar cuantitativamente los factores que influyen en la direccionalidad de la respuesta de los macroinvertebrados al fuego. El tiempo transcurrido entre el incendio y el muestreo es uno de esos factores, ya que las disminuciones de densidad y riqueza fueron más comunes en los estudios que analizaban incendios recientes (efectos a corto plazo, < 5 años) que en los estudios que evaluaban efectos a más largo plazo (> 10 años). Esto corrobora la idea de que la mayoría de los invertebrados se recuperan en los 5-10 años posteriores a la perturbación (MINSHALL, 2003; PAUL et al., 2022), aunque algunos estudios informan de efectos persistentes más allá de una década (ROSENBERGER et al., 2011; MUNETTA-LAMBERT et al., 2020).

Otro factor influyente que detectamos fue la severidad de los eventos hidrológicos tras el incendio, siendo más frecuente la disminución de la abundancia o riqueza de macroinvertebrados en los incendios seguidos de inundaciones o flujos de sedimentos. Los incendios forestales aumentan el flujo superficial debido a la reducción de la infiltración, la evapotranspiración y la interceptación, lo que a su vez aumenta la erosión y la frecuencia de los flujos de sedimentos en los arroyos (PAUL et al., 2022), especialmente cuando las pendientes son pronunciadas y las precipitaciones posteriores al incendio intensas (NYMAN et al., 2015). Se han medido valores de turbidez superiores a 1200 o 3000 NTU tras incendios de gran severidad (RUST et al., 2019; THOMPSON et al., 2019), siendo estas altas concentraciones de sedimentos letales para muchos macroinvertebrados por abrasión, enterramiento, colmatación y/o descensos de oxígeno y pH (JONES et al., 2012). También se ha demostrado que la entrada de sedimentos y cenizas postincendio en los arroyos aumenta el transporte de contaminantes como metales e hidrocarburos aromáticos policíclicos conocidos por sus propiedades tóxicas, mutagénicas y cancerígenas (ABRAHAM et al., 2017; RAOELISON et al., 2023; KIETA et al., 2023). Además, los flujos de sedimentos pueden afectar indirectamente a los macroinvertebrados al provocar reorganizaciones del cauce y de la ribera que alteran profundamente el hábitat, la disponibilidad y calidad de los alimentos, así como la dinámica de la red trófica (JONES et al., 2012; PAUL et al., 2022). Por lo tanto, los factores que influyen en la probabilidad de estos eventos (pendiente, patrones de precipitación, severidad del fuego...) así como los rasgos que hacen a los macroinvertebrados más o menos resistentes a los efectos enumerados anteriormente influirán en el efecto de los incendios sobre los macroinvertebrados.

La falta de patrones claros en la direccionalidad de los efectos sobre la estructura de la comunidad de macroinvertebrados contrasta con los efectos más evidentes sobre su composición. Más de dos tercios de los estudios revisados detectaron cambios significativos en la composición tras el incendio, independientemente del tiempo transcurrido, con diferencias observadas incluso 15 años después (MUNETTA-LAMBERT et al., 2020). Estos cambios se explican por la mediación de los rasgos del ciclo biológico de los macroinvertebrados (JAGER et al., 2021). Especies con rasgos que otorgan resistencia (por ejemplo, tamaño pequeño, fijación al lecho, forma hidrodinámica) y resiliencia (por ejemplo, multivoltismo, dispersión fuerte, alimentación generalista) tienen ventaja competitiva bajo inundaciones post-incendio. Esto podría explicar el aumento de quironómidos y



simúlidos (generalistas con dispersión larvaria y reproducción multivoltina) y/o la disminución del %EPT (especies sensibles a cambios en la calidad del agua) en más de dos tercios de los estudios revisados. La recolonización tiende a estar liderada por los primeros, mientras que los segundos tardan más en recuperarse (VIEIRA et al., 2004; MELLON et al., 2008), llegando a observarse diferencias de hasta 20 veces en la proporción Diptera:EPT entre arroyos quemados y no quemados (SILINS et al., 2014).

Estas diferencias en la composición pueden tener implicaciones funcionales y efectos tróficos en cascada. Más de la mitad de los estudios revisados reportaron un aumento de recolectores-recogedores (generalistas) y una disminución de trituradores y raspadores (especialistas). La reducción de trituradores podría deberse a la menor entrada de hojarasca asociada a bosques riparios quemados y al aumento de materia orgánica particulada gruesa transportada aguas abajo (COOPER et al., 2015; RODRÍGUEZ-LOZANO et al., 2015). Esto podría afectar la función de descomposición de hojas, mediada principalmente por microbios y trituradores, aunque nuestra revisión mostró una alta variabilidad en este punto, con estudios reportando aumentos (n=2), disminuciones (n=2) y ningún efecto (n=1). La direccionalidad no parece vinculada al tiempo transcurrido desde el incendio, ya que se han registrado reducciones en la descomposición de hojas hasta 15 años después en arroyos boreales (MUSSETTA-LAMBERT et al., 2020). Esta variabilidad podría reflejar los múltiples factores abióticos y bióticos que afectan este proceso y que varían con el fuego (PAUL et al., 2022; MORALES et al., 2023; RAOELISON et al., 2023). Por ejemplo, la pérdida de trituradores podría compensarse con una mayor descomposición microbiana debido al aumento de la temperatura del agua y las concentraciones de nutrientes tras el incendio.

Los cambios en la comunidad de macroinvertebrados (presas) descritos anteriormente podrían generar efectos tróficos en cascada sobre depredadores acuáticos y ribereños, como peces, aves y arañas. En lugares quemados, las truchas consumieron presas más pequeñas y menos abundantes, lo que, junto con el aumento de la temperatura del agua, resultó en condiciones bioenergéticamente estresantes y una menor biomasa de peces (BEAKES et al., 2014). Aunque los seis estudios que analizaron la longitud de los peces observaron un aumento en sitios quemados, esto probablemente está relacionado con temperaturas más cálidas que aceleran el crecimiento, exacerbando la competencia por recursos alimenticios limitados y reduciendo el contenido de lípidos (ROSENBERGER et al., 2015) o el estado de salud de los peces (WARREN et al., 2022). Respecto a los depredadores ribereños, dos de cuatro estudios reportaron un aumento en la emergencia de insectos en sitios quemados hace varios años, lo que podría explicar la mayor densidad de arañas en dos de estos estudios y la mayor ecolocalización de murciélagos en uno (MELLON et al., 2008; MALISON & BAXTER, 2010; HARRIS et al., 2018). En arroyos quemados recientemente, la menor densidad de insectos emergentes resultó en una reducción de arañas ribereñas (PRESTON et al., 2023).

La densidad de peces tiende a disminuir tras un incendio, como se observa en el 62% de los casos revisados. Además de los efectos biológicos indirectos descritos, se ha documentado ampliamente la mortalidad directa, asociada a temperaturas letales del agua y la toxicidad química del humo, cenizas o retardantes (GRESSWELL, 1999). Efectos indirectos como temperaturas más cálidas, alteración del hábitat por reestructuración de cauces y contaminación química también pueden reducir las densidades de peces al forzar la emigración o alterar la alimentación y reproducción. Al igual que en los macroinvertebrados, las



reducciones de densidad fueron más frecuentes tras eventos hidrológicos extremos, probablemente debido a flujos de sedimentos que intensifican estos efectos. Sin embargo, aunque perjudiciales a corto plazo, los flujos de sedimentos pueden mantener la complejidad del hábitat y las zonas de desove a largo plazo (BURTON, 2005; SMITH et al., 2021). Los efectos negativos sobre los peces fueron más comunes en estudios a corto plazo, sugiriendo una recuperación en 5-10 años (GRESSWELL, 1999; PAUL et al., 2022). El tiempo de recuperación dependerá de factores como la regeneración de la vegetación ribereña y regímenes térmicos asociados (DUNHAM et al., 2007; ROSENBERGER et al., 2015), así como de barreras humanas a la migración como presas o especies invasoras (NEVILLE et al., 2009).

Aunque el perifiton es considerado un indicador biótico sensible, la mayoría de los estudios no detectaron efectos del fuego en su biomasa. La biomasa de algas y de perifiton (incluyendo algas, hongos, bacterias y materia orgánica) no mostró diferencias entre sitios quemados y no quemados en el 59% y 67% de los casos, respectivamente, mientras que se registraron aumentos en el 27% y 20% y reducciones en el 14% y 13%. Estos resultados podrían reflejar la influencia antagonista de factores abióticos afectados por el fuego: mientras la erosión, turbidez y sedimentación reducen la biomasa, el aumento de nutrientes y luz tiende a favorecerla (KIFFNEY et al., 2003; JONES et al., 2012). Los fenómenos de erosión extrema, como flujos de detritos, favorecen respuestas negativas del perifiton, mientras que incendios que queman el bosque ribereño tienden a incrementar la biomasa algal, al eliminar la limitación por luz (COOPER et al., 2015; KLOSE et al., 2015). Estudios comparativos confirmaron mayor biomasa algal en sitios donde se quemó el bosque ribereño, mientras que en sitios no quemados la luz seguía siendo el principal limitante y no los nutrientes (KLOSE et al., 2015). Aunque las respuestas algales suelen recuperarse entre 5 y 10 años tras el incendio (PAUL et al., 2022), esta recuperación depende de la regeneración de la vegetación. Por ejemplo, RHEA et al. (2021) observaron niveles elevados de nitrato (23 veces), biomasa algal (2,5 veces) y producción primaria (20 veces) incluso 5-15 años después del incendio debido a una lenta recuperación vegetal. Por último, el único estudio sobre biomasa de macrófitos mostró que sus aumentos y reducciones estaban relacionados con inundaciones postincendio (THOMPSON et al., 2019).

Aunque la mayoría de los estudios sobre biomasa de algas no detectaron efectos del fuego, aquellos que evaluaron su incorporación en redes tróficas mostraron una mayor autoctonía en sistemas quemados (SILINS et al., 2014; COOPER et al., 2015; JACKSON y SULLIVAN, 2018). Esto sugiere que la estructura de la red trófica, medida como la asimilación integrada en el tiempo, es un indicador más fiable que la biomasa algal, que solo captura una instantánea temporal (ERDOZAIN et al., 2019). Esta fiabilidad podría deberse a la rápida ingesta de algas por su baja biomasa pero alta calidad nutricional en pequeños arroyos (ROSEMOND et al., 1993) y a la variabilidad temporal de las respuestas (KLOSE et al., 2015). La alta calidad de las algas puede favorecer una transferencia energética más eficiente hacia niveles tróficos superiores (GUO et al., 2016; BRETT et al., 2017), aunque una productividad algal excesiva podría causar efectos adversos como hipoxia o floraciones tóxicas de cianobacterias (CHORUS y WELKER, 2021). Cabe destacar que dos estudios que informaron un aumento del consumo autóctono no utilizaron modelos de mezcla de isótopos estables, por lo que sus resultados deben interpretarse con cautela.

#### 4.2 Brechas de conocimiento y direcciones futuras

##### Diseño de los estudios



La mayoría de los estudios revisados utilizaron diseños de control-impacto (CI) o antes-después (BA), mientras que solo el 17% implementaron el diseño BACI, probablemente debido a la imprevisibilidad de los incendios y la falta de datos previos salvo en cuencas con monitoreo rutinario. Sin embargo, los diseños BA y CI son más propensos a sesgos porque, sin un control, las diferencias antes-después pueden reflejar variabilidad ambiental, y sin datos previos, las diferencias control-impacto podrían deberse a condiciones preexistentes (CHRISTIE et al., 2020). Esto es especialmente crítico en estudios con tamaños de muestra pequeños, como un único arroyo quemado frente a uno no quemado (ROBY y AZUMA, 1995; RODRÍGUEZ-LOZANO et al., 2015) o un solo sitio antes y después del incendio (PEART et al., 2012; RYAN y DWIRE, 2012). De hecho, algunos estudios BACI habrían alcanzado conclusiones diferentes si solo hubieran analizado resultados BA o CI. Por ejemplo, RUGENSKI y MINSHALL (2014) observaron un aumento en la densidad de macroinvertebrados tras el incendio, pero este cambio ocurrió tanto en arroyos quemados como no quemados, sugiriendo que, sin un control, se habría atribuido erróneamente al fuego. Asimismo, diferencias en la clorofila a detectadas entre arroyos quemados y no quemados ya existían antes del incendio, destacando la importancia del diseño BACI.

Por lo tanto, no es sorprendente que en nuestro análisis los estudios BACI no notificaran efectos con más frecuencia que los estudios CI o BA. Por ejemplo, los efectos significativos del fuego sobre la abundancia y riqueza de macroinvertebrados fueron señalados por el 73 y el 60% de los estudios BA o CI, respectivamente, pero sólo por el 17 y el 12% de los estudios BACI. Estos resultados plantean la cuestión de cuántos de los estudios BA o CI que interpretan que la variabilidad está causada por el fuego no están de hecho sesgados por la variabilidad natural en el tiempo o en el espacio. Por ello, abogamos por los diseños BACI para separar los efectos del fuego de los factores de confusión. En el caso de los incendios forestales, su naturaleza impredecible pone de manifiesto la necesidad de programas de seguimiento de referencia que permitan la detección de cambios en las comunidades ecológicas a lo largo del tiempo (MAGURRAN et al. 2010). La naturaleza planificada de las quemas prescritas, por otro lado, las hace mucho más adecuadas para los diseños BACI y, por tanto, deberían asignarse algunos recursos para capturar la variabilidad natural previa al incendio en los lugares de control y de impacto para maximizar la solidez de las conclusiones.

#### Quemas prescritas

El fuego ha sido una perturbación clave que ha modelado la biodiversidad terrestre durante millones de años (HE et al., 2019). A pesar de que los humanos lo han utilizado para modificar ecosistemas durante milenios (BOWMAN et al., 2011), décadas de supresión han alterado los regímenes naturales, acumulando combustible y aumentando el riesgo de incendios forestales severos (RYAN et al., 2013). Aunque la implementación de fuego prescrito ha sido lenta, cada vez se apoya más como herramienta para restaurar procesos ecológicos y prevenir incendios graves mediante la reducción de combustibles (FERNANDES et al., 2013; RYAN et al., 2013). Sin embargo, los efectos de los incendios prescritos en ecosistemas ribereños siguen siendo poco conocidos, con menos estudios sobre sus impactos en comparación con los incendios forestales (BIXBY et al., 2015; KLIMAS et al., 2020; PAUL et al., 2022). Esto se confirmó en nuestra revisión, ya que solo el 7% de los estudios analizados trataban los efectos de las quemas prescritas.

Los pocos estudios que evaluaron los efectos de las quemas prescritas sobre los indicadores bióticos no detectaron cambios significativos en la abundancia o



riqueza de macroinvertebrados ni en la densidad de peces (BRITTON, 1991; BÊCHE et al., 2005; ARKLE y PILLIOD, 2010; CALDWELL et al., 2013). Sin embargo, dos estudios observaron cambios en la composición de la comunidad de macroinvertebrados y un estudio reportó una disminución en la biomasa de perifiton, aunque se recuperó en un año (BÊCHE et al., 2005; CALDWELL et al., 2013). En general, las quemas prescritas en cuencas forestales parecen tener efectos mínimos en los parámetros biológicos de los arroyos, especialmente en comparación con los incendios forestales, lo que coincide con los hallazgos sobre indicadores abióticos (KLIMAS et al., 2020; BEYENE et al., 2023). Dado el número limitado de estudios y el creciente interés en las quemas prescritas como sustitutos de los incendios forestales, se necesitan más investigaciones en diferentes biomas para confirmar estos resultados.

#### Regiones, biomas y usos del suelo infrarrepresentados

Al igual que con los indicadores abióticos, la mayoría de los estudios sobre indicadores bióticos que hemos revisado se centran en Norteamérica y en el bioma del bosque templado perennifolio. Sin embargo, dado que los regímenes de incendios, la propensión y adaptación al fuego, los patrones de precipitaciones y las características de los ecosistemas fluviales y ribereños varían ampliamente entre continentes y biomas, es evidente la necesidad de comprender mejor la interacción de todos estos factores en las regiones y biomas infrarrepresentados (BIXBY et al., 2015; MORALES et al., 2023). Esto es especialmente cierto para aquellos biomas y regiones en los que el fuego es una perturbación natural o antropogénica prevalente que impulsa dinámicas ecológicas clave (por ejemplo, sabanas, bosques boreales, pastizales), así como para aquellos en los que el fuego ha sido históricamente poco común pero se está volviendo cada vez más común (por ejemplo, bosques húmedos tropicales, tundra) (HU et al., 2015; BARLOW et al., 2020). Nuestra revisión también muestra que las áreas forestales silvestres y los bosques gestionados dominan la literatura, mientras que los pastos y las áreas agrícolas y urbanas están infrarrepresentados. Teniendo en cuenta que las características de los incendios y ríos varían enormemente entre ellas, se necesitan más estudios sobre las cubiertas y usos del suelo distintos de los bosques.

#### Función del ecosistema

Del mismo modo, la mayoría de los estudios que evalúan el efecto del fuego sobre los componentes biológicos de los ecosistemas de arroyos se han centrado en la estructura más que en la funcionalidad, siendo esto especialmente cierto en los estudios con un diseño BACI y en las quemas prescritas. Esto proporciona una imagen incompleta de la integridad ecológica global, ya que la estructura y la función pueden responder de manera diferente a las perturbaciones (SANDIN y SOLIMINI, 2009; FECKLER y BUNDSCHUH, 2020) y puede haber cambios en la función (por ejemplo, descomposición de las hojas) sin cambios en la estructura (por ejemplo, composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos) (MCKIE y MALMQVIST, 2009; RIIPINEN et al., 2009). Debido a que los indicadores funcionales integran las condiciones ambientales a lo largo del tiempo y a través de múltiples niveles tróficos y organizaciones biológicas, y debido a que están estrechamente relacionados con la provisión de servicios ecosistémicos (GESSNER y CHAUVET, 2002; YOUNG et al., 2008), nosotros, como otros (BIXBY et al., 2015; MORALES et al., 2023) recomendamos incorporar indicadores funcionales en futuros estudios que evalúen el efecto del fuego en los ecosistemas de arroyos.

#### Régimen de incendios

Creemos que las recomendaciones de muestreo realizadas por RAOELISON et al.



(2023) para los estudios de calidad del agua también se aplican a los estudios biológicos. Específicamente, las características del régimen de incendios tales como la severidad de la quema y la distancia al arroyo, así como los tipos de vegetación deberían ser mejor reportados. Por ejemplo, los efectos de los incendios de alta intensidad que queman bosques densos son probablemente diferentes de los de los incendios de baja intensidad en bosques con escasa vegetación, lo que podría explicar aún más la variabilidad en las respuestas al fuego que detectamos. Desafortunadamente, muchos de los estudios que revisamos no informaban de estos factores o lo hacían de forma inconsistente, limitando nuestra capacidad para desentrañar la influencia de factores como la severidad del incendio o el tipo de vegetación quemada en los resultados de esta revisión. Por lo tanto, recomendamos encarecidamente unificar la forma en que se informa de la severidad del incendio, así como desarrollar una métrica que permita cuantificar la influencia de un incendio en un punto dado del arroyo sumando la severidad de cada unidad espacial (por ejemplo, celda de 5x5 m) en la cuenca ponderada por el tiempo transcurrido desde el incendio y la distancia del flujo al arroyo.

Otros atributos del régimen de incendios también pueden influir en la calidad del agua en el contexto de los incendios forestales. Los incendios frecuentes pueden alterar la composición de las especies, perturbar la estructura del hábitat e influir en el ciclo de los nutrientes, afectando así a los resultados de los estudios biológicos (HE et al., 2019). Por lo tanto, aunque mantener estudios a largo plazo es un reto, animamos a los investigadores a analizar la frecuencia de los incendios (particularmente con quemas prescritas, ya que el tiempo entre incendios puede controlarse). La estacionalidad de los incendios influye en el momento de las perturbaciones en relación con la fenología de las plantas y el comportamiento animal, afectando potencialmente a la supervivencia y reproducción de las especies (MILLER et al., 2019). La distribución espacial de las áreas quemadas afecta a la conectividad de los hábitats y al mosaico de diferentes etapas sucesionales, causando potencialmente impactos en los ecosistemas acuáticos. Además, se debe capturar el efecto del primer brote, describir los patrones de precipitación posteriores al incendio e informar claramente sobre las prácticas de gestión posteriores al incendio (por ejemplo, la tala de salvamento). Toda esta información es clave para garantizar que los estudios científicos sean útiles para los gestores y proporcionen conclusiones que guíen una gestión integrada de los incendios que proteja la prestación de servicios de los ecosistemas acuáticos.

#### Efectos río abajo

Nuestra revisión muestra que los efectos del fuego en los ecosistemas de arroyos se han estudiado principalmente en pequeños arroyos de cabecera. Esto es comprensible teniendo en cuenta que los arroyos de cabecera constituyen >80% de las redes fluviales (LEOPOLD et al., 1964) y que la mayor parte del intercambio de agua y materiales con el paisaje terrestre se produce en estos pequeños arroyos (GOMI et al., 2002). Sin embargo, la naturaleza intrínsecamente jerárquica y la conectividad hidrológica longitudinal de las redes fluviales las hace fundamentalmente acumulativas, es decir, a medida que más agua converge longitudinalmente, los materiales disueltos o suspendidos en el agua se acumulan (FRITZ et al., 2018). Por lo tanto, es importante examinar las implicaciones paisajísticas a gran escala de los efectos de los incendios observados en las cabeceras. El 5% de los estudios que informaron sobre el tamaño de la cuenca incluyeron arroyos con una amplia gama de tamaños (por ejemplo, <100 ha a >10 000 ha), lo que permite estudiar cómo se propagan los efectos aguas abajo. Por



ejemplo, MINSHALL et al. (2001) señalaron que el efecto del fuego sobre los macroinvertebrados era menor en los sistemas más grandes aguas abajo que en los arroyos pequeños debido a que los mayores volúmenes de agua amortiguaban los cambios de temperatura del agua, pero también señalaron que la recuperación tras el incendio era más rápida en los arroyos más pequeños. Teniendo en cuenta que la propagación de los efectos aguas abajo depende del componente del ecosistema estudiado y del tipo de perturbación (ERDOZAIN et al., 2021a,b), es necesario realizar más estudios que examinen si los efectos de los incendios se acumulan o se diluyen en los grandes sistemas aguas abajo.

#### 4.3 Implicaciones para la gestión

Nuestros resultados indican que la biota de los arroyos se adapta bien a las perturbaciones, con una recuperación postincendio de la mayoría de los parámetros en menos de 10 años. Esto es especialmente cierto para las quemas prescritas, cuyos efectos sobre indicadores bióticos no fueron significativos en cuanto a abundancia o riqueza de macroinvertebrados y densidad de peces (BRITTON et al., 1991; BÊCHE et al., 2005; ARKLE y PILLIOD, 2010; CALDWELL et al., 2013). Los cambios en la composición de la comunidad de macroinvertebrados y la disminución de la biomasa de perifiton fueron temporales, con recuperación en un año (BÊCHE et al., 2005; CALDWELL et al., 2013). En comparación con los incendios forestales, las quemas prescritas tienen efectos mínimos y de corta duración sobre los parámetros biológicos de los arroyos (KLIMAS et al., 2020; BEYENE et al., 2023), apoyando su uso como herramienta de gestión para prevenir incendios forestales y restaurar procesos y especies dependientes del fuego sin afectar significativamente los servicios ecosistémicos acuáticos.

El papel que desempeña la vegetación ribereña en la mediación del efecto del fuego en los ecosistemas de arroyos tiene implicaciones normativas y de gestión. Los bosques de ribera proporcionan múltiples servicios ecosistémicos clave y albergan una biodiversidad desproporcionadamente alta (RIIS et al., 2020; GRAZIANO et al., 2022), por lo que es común protegerlos de perturbaciones, como la tala de bosques (SCHILLING, 2009). Esto ha llevado a la adopción generalizada de zonas de amortiguación de ribera de anchura fija (RICHARDSON et al., 2012), que pueden no capturar la naturaleza dinámica y heterogénea de estos ecosistemas (KUGLEROVÁ et al., 2014). Por ello, se aboga cada vez más por una gestión que emule los patrones naturales de perturbación (SIBLEY et al., 2012). Los bosques de ribera pueden actuar como barreras a la propagación de incendios forestales, pero la intrusión del fuego en el bosque de ribera no es infrecuente, dependiendo de la anchura y la humedad del combustible (DWIRE y KAUFFMAN, 2003; PETTIT y NAIMAN, 2007). Suprimir el fuego de estos ecosistemas, que han evolucionado con esta perturbación, puede poner en riesgo la biodiversidad (JACKSON et al., 2015; HE et al., 2019; KELLY et al., 2020). Por ejemplo, MUSSETTA-LAMBERT et al. (2017) observaron una vegetación ribereña y comunidades de macroinvertebrados más ricas en lugares que se quemaron 12 años antes del estudio en comparación con zonas no quemadas. Así, las quemas prescritas en zonas ribereñas pueden aumentar la biodiversidad en comparación con las zonas de amortiguación no quemadas y producir bosques de ribera que se asemejan más a los estados naturales posteriores al fuego (KARDYNAL et al., 2009; ARKLE y PILLIOD, 2010). Sin embargo, cuando la calidad del agua es prioritaria, la gestión debería enfocarse en promover especies ribereñas resistentes al fuego, como el aliso, para acelerar la recuperación de los arroyos en paisajes propensos a incendios (COBLE et al., 2023).



Dado el número limitado de estudios que evalúan los parámetros biológicos de los arroyos y el creciente interés en los incendios prescritos como sustitutos de los incendios forestales, es necesario realizar más investigaciones en diferentes biomas. Además, es importante estudiar cómo el momento del incendio influye en los ecosistemas de los arroyos, ya que las quemadas tempranas y tardías afectan de manera diferente a los indicadores de calidad del agua (TOWNSEND y DOUGLAS, 2000). Basándonos en la bibliografía, esperamos que una quemada temprana en la estación seca que maximice el tiempo de recuperación de la vegetación antes de las primeras lluvias fuertes minimice los efectos negativos sobre la biota acuática. Del mismo modo, es necesario comprender mejor y poner en práctica una planificación previa al incendio que tenga en cuenta los sistemas acuáticos y acciones de gestión posteriores al incendio que ayuden a reducir la erosión e impulsar la recuperación de la vegetación. Dada la variabilidad y la incertidumbre asociadas a los impactos de los incendios, son fundamentales las prácticas de gestión adaptativa que sean flexibles y respondan a las nuevas evidencias derivadas de los esfuerzos de seguimiento a largo plazo.

#### Conclusiones

Hemos realizado una revisión sistemática para caracterizar y resumir la bibliografía sobre los efectos de los incendios en los parámetros biológicos de los arroyos en comparación con los parámetros abióticos. La mayoría de los estudios se llevaron a cabo en Norteamérica y en el bioma del bosque templado perennifolio, siguieron un diseño de control-impacto o antes-después (en contraposición al BACI), evaluaron más incendios forestales que quemadas prescritas y se centraron en criterios de valoración bióticos estructurales y en pequeños arroyos de cabecera. Una segunda selección de publicaciones que medían la respuesta de los parámetros biológicos de los arroyos al fuego mostró una gran variabilidad. Los estudios que medían la abundancia y riqueza de macroinvertebrados, la densidad de peces, la densidad de anfibios, la biomasa de algas o la descomposición de las hojas indicaron disminuciones, aumentos o ausencia de cambios. Aclaramos estos resultados aparentemente contradictorios demostrando que la presencia de fenómenos hidrológicos extremos tras el incendio, el tiempo transcurrido entre el incendio y el muestreo y el estado de quemado del bosque de ribera influyeron en el resultado de los estudios. Los resultados sugieren que, aunque los incendios forestales y los sucesos hidrológicos posteriores pueden tener efectos dramáticos a corto plazo, la mayoría de los parámetros biológicos se recuperan en un plazo de 5 a 10 años. Los pocos estudios que midieron los efectos de las quemadas prescritas sobre los indicadores bióticos mostraron que los efectos eran considerablemente menos perjudiciales en comparación con los incendios forestales. También detectamos que la ausencia de efectos era más frecuente en los estudios BACI que en los estudios CI o BA, lo que plantea la cuestión de si la investigación sobre los efectos del fuego en los ecosistemas de arroyos puede estar sesgada por las limitaciones inherentes a los diseños CI y BA. Por lo tanto, creemos que los futuros estudios que evalúen el efecto del fuego en los arroyos deberían intentar 1) incorporar indicadores funcionales, 2) centrarse en regiones y biomas infrarrepresentados, 3) examinar las quemadas prescritas, 4) intentar implementar diseños BACI para desligar los efectos del fuego de la variabilidad natural, 5) evaluar las implicaciones de las diferentes estrategias de gestión de los bosques de ribera y de las quemadas prescritas, 6) entender cómo se propagan los efectos en los arroyos pequeños a los ríos más grandes aguas abajo (acumulación vs. disipación de los efectos), e 7)



informar de forma clara y coherente sobre factores como la gravedad del incendio, el tipo de vegetación quemada o los patrones de precipitación tras el incendio.

#### Agradecimientos

Esta investigación ha sido apoyada por el proyecto FIRE-ADAPT, financiado por el esquema Marie Skłodowska-Curie Actions Staff Exchanges 2021 dentro del programa de financiación Horizon Europe de la Unión Europea (HORIZON-MSCA-2021-SE) bajo el Acuerdo de Subvención No. 101086416, así como por el proyecto SUPERB, financiado por el programa de Investigación e Innovación Horizon 2020 de la Unión Europea (H2020-LC-GD-2020-3) bajo el Acuerdo de Subvención No. 101036849.

#### Bibliografía

ABRAHAM, J.; DOWLING, K. & FLORENTINE, S.; 2017. Risk of post-fire metal mobilization into surface water resources: A review. *Sci. Total Environ.* 599–600 1740–1755.

ALBERT, J.S.; DESTOUNI, G.; DUKE-SYLVESTER, S.M. et al.; 2021. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio* 50 85–94.

ARKLE, R.S. & PILLIOD, D.S.; 2010. Prescribed fires as ecological surrogates for wildfires: A stream and riparian perspective. *For. Ecol. Manage.* 259(5) 893–903.

BARLOW, J.; BERENGUER, E.; CARMETA, R.; FRANÇA, F. ; 2020. Clarifying Amazonia's burning crisis. *Glob Chang Biol* 26 319–321.

BEAKES, M.P.; MOORE, J.W.; HAYES, S.A. & SOGARD, S.M.; 2014. Wildfire and the effects of shifting stream temperature on salmonids. *Ecosphere* 5(5).

BÊCHE, L. A.; STEPHENS, S. L. & RESH, V. H.; 2005. Effects of prescribed fire on a Sierra Nevada (California, USA) stream and its riparian zone. *For. Ecol. Manage.* 218(1–3) 37–59.

BEYENE, M. T.; LEIBOWITZ, S. G.; DUNN, C. J. & BLADON, K. D.; 2023. To burn or not to burn: An empirical assessment of the impacts of wildfires and prescribed fires on trace element concentrations in Western US streams. *Sci Total Environ.* 863 160731.

BIXBY, R. J.; COOPER, S. D.; GRESSWELL, R. E.; BROWN, L. E.; DAHM, C. N. & DWIRE, K. A.; 2015. Fire effects on aquatic ecosystems: An assessment of the current state of the science. *Freshw. Sci.* 34(4) 1340–1350.

BOWMAN, D.M.J.S.; BALCH, J.; ARTAXO, P.; BOND, W.J.; COCHRANE, M.A.; D'ANTONIO, C.M.; DEFRIES, R.; JOHNSTON, F. H.; KEELEY, J. E.; KRAWCHUK, M. A.; KULL, C.A.; MACK, M.; MORITZ, M.A.; PYNE, S.; ROOS, C.I.; SCOTT, A.C.; SODHI, N.S. & SWETNAM, T.W.; 2011. The human dimension of fire regimes on Earth. *J. of Biogeogr* 38(12) 2223–2236.

BRETT, M. T.; BUNN, S. E.; CHANDRA, S.; GALLOWAY, A. W. E.; GUO, F.; KAINZ, M. J.; KANKAALA, P.; LAU, D. C. P.; MOULTON, T. P.; POWER, M. E.; RASMUSSEN, J. B.; TAIPALE, S. J.; THORP, J. H. & WEHR, J. D.; 2017. How important are terrestrial organic carbon inputs for secondary production in freshwater ecosystems? *Freshw. Biol* 62(5) 833–853.

BRITTON, D. L.; 1991. The benthic macroinvertebrate fauna of a South African mountain stream and its response to fire. *South. Afr. J. Aquat. Sci.* 17(1–2) 51–64.

BURTON, T. A.; 2005. Fish and stream habitat risks from uncharacteristic wildfire: Observations from 17 years of fire-related disturbances on the Boise National



- Forest, Idaho. *For. Ecol. Manage.* 211(1–2) 140–149.
- CALDWELL, C. A.; JACOBI, G. Z.; ANDERSON, M. C.; PARMENTER, R. R.; MCGANN, J.; GOULD, W. R.; DUBEY, R. & JACOBI, M. D.; 2013. Prescribed-Fire Effects on an Aquatic Community of a Southwest Montane Grassland System. *N. Am. J. Fish. Manag.* 33(5) 1049–1062.
- CARPENTER, S. R.; STANLEY, E. H. & VANDER ZANDEN, M. J.; 2011. State of the world's freshwater ecosystems: Physical, chemical, and biological changes. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 36 75–99.
- CHORUS, I. & WELKER, M. ; 2021. *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring, and management* (2nd ed.). CRC Press, Boca Raton, Florida, on behalf of the World Health Organization.
- CHRISTENSEN, R.H.B.; 2022. ordinal - Regression Models for Ordinal Data. R package version 2022.11-16. <https://CRAN.R-project.org/package=ordinal>.
- CHRISTIE, A. P.; ABECASIS, D.; ADJEROUD, M.; ALONSO, J. C.; AMANO, T.; ANTON, A.; BALDIGO, B. P.; BARRIENTOS, R.; BICKNELL, J. E.; BUHL, D. A.; CEBRIAN, J.; CEIA, R. S.; CIBILS-MARTINA, L.; CLARKE, S.; CLAUDET, J.; CRAIG, M. D.; DAVOULT, D.; DE BACKER, A.; DONOVAN, M. K.; ... SUTHERLAND, W. J.; 2020. Quantifying and addressing the prevalence and bias of study designs in the environmental and social sciences. *Nat. Commun.* 11(1) 1–11.
- COBLE, A. A.; PENALUNA B. E.; SIX, L. J. & VERSCHUYL, J. ;2023. Fire severity influences large wood and stream ecosystem responses in western Oregon watersheds. *Fire Ecol.* 19(1).
- COOPER, S. D.; PAGE, H. M.; WISEMAN, S. W.; KLOSE, K.; BENNETT, D.; EVEN, T.; SADRO, S.; NELSON, C. E. & DUDLEY, T. L.; 2015. Physicochemical and biological responses of streams to wildfire severity in riparian zones. *Freshw. Biol* 60(12) 2600–2619.
- DODDS, W.K.; PERKIN, J.S. & GERKEN, J.E.; 2013. Human impact on freshwater ecosystem services: a global perspective. *Environ. Sci. Technol* 47(16) 9061-9068.
- DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A.; GESSNER, M.; KAWABATA, Z.; KNOWLER, D.; LÉVÊQUE, C.; ... ; SULLIVAN, C.; 2006. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81(2) 163-182.
- DUNHAM, J. B.; ROSENBERGER, A. E.; LUCE, C. H. & RIEMAN, B. E.; 2007. Influences of wildfire and channel reorganization on spatial and temporal variation in stream temperature and the distribution of fish and amphibians. *Ecosystems* 10(2) 335–346.
- DWIRE, K.A. & BOONE KAUFFMAN, J; 2003. Fire and riparian ecosystems in landscapes of the western USA. *For. Ecol. Manag.* 178 (1-2) 61-74.
- ERDOZAIN, M.; KIDD, K.; KREUTZWEISER, D. & SIBLEY, P.; 2019. Increased reliance of stream macroinvertebrates on terrestrial food sources linked to forest management intensity. *Ecol. Appl.* 29(4) e01889.
- ERDOZAIN, M.; KIDD, K.A.; EMILSON, E.J.S.; CAPELL, S.S.; KREUTZWEISER, D.P. & GRAY, M.A.; 2021a. Forest management impacts on stream integrity at varying intensities and spatial scales: Do abiotic effects accumulate spatially? *Sci. Total Environ.* 753 141968.
- ERDOZAIN, M.; KIDD, K.A.; EMILSON, E.J.S.; CAPELL, S.S.; LUU, T.; KREUTZWEISER, D.P. & GRAY, M.A.; 2021b. Forest management impacts on stream



integrity at varying intensities and spatial scales: Do biological effects accumulate spatially? *Sci. Total Environ.* 763 144043.

FECKLER, A. & BUNDSCHUH, M.; 2020. Decoupled structure and function of leaf-associated microorganisms under anthropogenic pressure: Potential hurdles for environmental monitoring. *Freshw. Sci.* 39(4).

FERNANDES, P. M.; DAVIES, G. M.; ASCOLI, D.; FERNÁNDEZ, C.; MOREIRA, F.; RIGOLOT, E.; STOOF, C. R.; VEGA, J. A. & MOLINA, D.; 2013. Prescribed burning in southern Europe: Developing fire management in a dynamic landscape. *Front Ecol Environ* 11.

FRITZ, K.M.; SCHOFIELD, K.A.; ALEXANDER, L.C.; MCMANUS, M. G.; GOLDEN, H.E.; LANE, C.R.; KEPNER, W.G.; LEDUC, S.D.; DEMEESTER, J. E. & POLLARD, A.I.; 2018. Physical and chemical connectivity of streams and riparian wetlands to downstream waters: a synthesis. *Am. J. Water Resour.* 54 323–345.

GESSNER, M. O. & CHAUVET, E.; 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecol Appl*, 12(2) 498–510.

GOMEZ ISAZA, D. F.; CRAMP, R. L. & FRANKLIN, C. E.; 2022. Fire and rain: A systematic review of the impacts of wildfire and associated runoff on aquatic fauna. *Glob Chang Biol*, 28(8) 2578–2595.

GOMI, T.; SIDLE, R. & RICHARDSON, J.S.; 2002. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. *Bioscience* 52 905–916.

GRAZIANO, M.P.; DEGUIRE, A.K. & SURASINGHE, T.D.; 2022. Riparian Buffers as a Critical Landscape Feature: Insights for Riverscape Conservation and Policy renovations. *Diversity* 14 172.

GRESSWELL, R. E.; 1999. Fire and aquatic ecosystems in forested biomes of North America. *Trans. Am. Fish. Soc.* 128(2) 193–221.

GUO, F.; KAINZ, M. J.; VALDEZ, D.; SHELDON, F. & BUNN, S. E.; 2016. High-quality algae attached to leaf litter boost invertebrate shredder growth. *Freshw. Sci.* 35(4) 1213–1221.

HARRIS, H. E.; BAXTER, C. V. & DAVIS, J. M.; 2018. Wildfire and debris flows affect prey subsidies with implications for riparian and riverine predators. *Aquat. Sci.* 80(4).

HE, T.; LAMONT, B. B. & PAUSAS, J. G.; 2019. Fire as a key driver of Earth's biodiversity. *Biol. Rev.* 94(6) 1983–2010.

HU, F.S.; HIGUERA, P.E.; DUFFY, P.; CHIPMAN, M.L.; ROCHA, A.V.; YOUNG, A.M.; KELLY, R. & DIETZE, M.C.; 2015. Arctic tundra fires: Natural variability and responses to climate change. *Front Ecol Environ* 13 369–377.

JACKSON, B. K. & SULLIVAN, S. M. P.; 2018. Ecosystem size and flooding drive trophic dynamics of riparian spiders in a fire-prone Sierra Nevada river system. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 75(2) 308–318.

JACKSON, B. K.; SULLIVAN, S. M. P.; BAXTER, C. V. & MALISON, R. L.; 2015. Stream-Riparian Ecosystems and Mixed- and High-Severity Fire. In *The Ecological Importance of Mixed-Severity Fires: Nature's Phoenix*.

JAGER, H. I.; LONG, J. W.; MALISON, R. L.; MURPHY, B. P.; RUST, A.; SILVA, L. G. M.; SOLLMANN, R.; STEEL, Z. L.; BOWEN, M. D.; DUNHAM, J. B.; EBERSOLE, J. L. & FLITCROFT, R. L.; 2021. Resilience of terrestrial and aquatic fauna to historical and



future wildfire regimes in western North America. *Nat. Ecol. Evol.* 11(18) 12259–12284.

JONES, J. I.; MURPHY, J. F.; COLLINS, A. L.; SEAR, D. A.; NADEN, P. S. & ARMITAGE, P. D.; 2012. The impact of fine sediment on macro-invertebrates. *River Res. Appl.* 28 1055–1071.

KARDYNAL, K. J.; HOBSON, K.A.; VAN WILGENBURG, S.L. & MORISSETTE, J.L.; 2009. Moving riparian management guidelines towards a natural disturbance model: an example using boreal riparian and shoreline forest bird communities. *For. Ecol. Manage.* 257 54–65.

KELLY, L. T.; GILJOHANN, K. M.; DUANE, A.; AQUILUÉ, N.; ARCHIBALD, S.; BATLLORI, E.; BENNETT, A. F.; BUCKLAND, S. T.; CANELLES, Q.; CLARKE, M. F.; FORTIN, M. J.; HERMOSO, V.; HERRANDO, S.; KEANE, R. E.; LAKE, F. K.; MCCARTHY, M. A.; MORÁN-ORDÓÑEZ, A.; PARR, C. L.; PAUSAS, J. G.; ... ; BROTONS, L.; 2020. Fire and biodiversity in the Anthropocene. *Science* 370(6519).

KIETA, K. A.; OWENS, P. N.; PETTICREW, E. L.; FRENCH, T. D.; KOITER, A. J. & RUTHERFORD, P. M.; 2023. Polycyclic aromatic hydrocarbons in terrestrial and aquatic environments following wildfire: a review. *Environ. Rev.* 31(1) 141–167.

KIFFNEY, P. M.; RICHARDSON, J. S. & BULL, J. P.; 2003. Responses of periphyton of riparian buffer width along forest streams manipulation. *J. Appl. Ecol.* 40(6) 1060–1076.

KLIMAS, K.; HIESL, P.; HAGAN, D. & PARK, D.; 2020. Immediate effects of prescribed fire on sub-surface water quality in a managed yellow pine forest. *Fire* 3(2) 1–12.

KLOSE, K.; COOPER, S. D. & BENNETT, D. M.; 2015. Effects of wildfire on stream algal abundance, community structure, and nutrient limitation. *Freshw. Sci.* 34(4) 1494–1509.

KUGLEROVÁ, L.; ÅGREN, A.; JANSSON, R. & LAUDON, H.; 2014. Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *For. Ecol. Manage.* 334 74–84.

LEOPOLD, L. B.; WOLMAN, M. G. & MILLER, J. P. ; 1964. *Fluvial processes in geomorphology* (p. 544). W. H. Freeman & Company.

LIU, Y.; STANTURF, J. & GOODRICK, S.; 2010. Trends in global wildfire potential in a changing climate. *For. Ecol. Manage.* 259(4) 685–697.

LYNCH, A.J.; COOKE, S.J.; ARTHINGTON, A.H.; BAIGUN, C.; BOSSENBROEK, L.; DICKENS, C.; HARRISON, I.; KIMIREI, I.; LANGHANS, S.D.; MURCHIE, K.J.; OLDEN, J.D.; ORMEROD, S.J.; OWUOR, M.; RAGHAVAN, R.; SAMWAYS, M.J.; SCHINEGGER, R.; SHARMA, S.; TACHAMO-SHAH, R.D.; TICKNER, D.; ... ; JÄHNIG, S.C. ; 2023. People need freshwater biodiversity. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 10(3) 1–31.

MAGURRAN, A.E.; BAILLIE, S.R.; BUCKLAND, S.T.; DICK, J.M.; ELSTON, D.A.; SCOTT, E.M.; SMITH, R.I.; SOMERFIELD, P.J.; & WATT, A.D.; 2010. Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. *Trends Ecol. Evol.* 25 (10) 574–582.

MALISON, R. L. & BAXTER, C. V.; 2010. The fire pulse: Wildfire stimulates flux of aquatic prey to terrestrial habitats driving increases in riparian consumers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67(3) 570–579.



- MCKIE, B. G. & MALMQVIST, B.; 2009. Assessing ecosystem functioning in streams affected by forest management: increased leaf decomposition occurs without changes to the composition of benthic assemblages. *Freshw. Biol.* 54(10) 2086–2100.
- MELLON, C. D.; WIPFLI, M. S. & LI, J. L.; 2008. Effects of forest fire on headwater stream macroinvertebrate communities in eastern Washington, U.S.A. *Freshw. Biol.* 53(11) 2331–2343.
- MILLER, R.G.; TANGNEY, R.; ENRIGHT, N.J.; FONTAINE, J.B.; MERRITT, D.J.; OOI, M.K.J.; RUTHROF, K.X. & MILLER, B.P. ; 2019. Mechanisms of Fire Seasonality Effects on Plant Populations. *Trends Ecol. Evol.* 34(12) 1104-1117.
- MINSHALL, G. W. ; 2003. Responses of stream benthic macroinvertebrates to fire. *For. Ecol. Manage.* 178(1–2) 155–161.
- MINSHALL, G. W.; ROBINSON, C. T.; LAWRENCE, D. E.; ANDREWS, D. A. & BROCK, J.T.; 2001. Benthic macroinvertebrate assemblages in five central Idaho (USA) streams over a 10-year period following disturbance by wildfire. *Int. J. Wildland Fire* 10 201–213.
- MORALES, J. J.,; PAES, N. D. S.; SILVA, A. C. M. & TEIXIDO, A. L.; 2023. Fire and water: Fire impacts on physicochemical properties of freshwater ecosystems. *Fundam. Appl. Limnol.* 196(2) 137–153.
- MUSETTA-LAMBERT, J. L.; KREUTZWEISER, D. P. & SIBLEY, P. K.; 2020. Assessing the influence of wildfire on leaf decomposition and macroinvertebrate communities in boreal streams using mixed-species leaf packs. *Freshw. Biol.* 65(6) 1047–1062.
- MUSETTA-LAMBERT, J.; MUTO, E., KREUTZWEISER, D. & SIBLEY, P.; 2017. Wildfire in boreal forest catchments influences leaf litter subsidies and consumer communities in streams: Implications for riparian management strategies. *For. Ecol. Manage.* 391 29–41.
- NEVILLE, H.; DUNHAM, J.; ROSENBERGER, A.; UMEK, J. & NELSON, B.; 2009. Influences of wildfire, habitat size, and connectivity on trout in headwater streams revealed by patterns of genetic diversity. *Trans. Am. Fish. Soc.* 138(6) 1314–1327.
- NYMAN, P.; SMITH, H.G.; SHERWIN, C.B.; LANGHANS, C.; LANE, P.N.J. & SHERIDAN, G.J.; 2015. Predicting sediment delivery from debris flows after wildfire. *Geomorphology* 250 173-186.
- O'DEA, R. E.; LAGISZ, M.; JENNIONS, M. D.; KORICHEVA, J.; NOBLE, D. W.; PARKER, T. H.; ... & NAKAGAWA, S.; 2021. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses in ecology and evolutionary biology: A PRISMA extension. *Biol. Rev. Cambridge Philosophic. Soc.* 96(5) 1695 –1722.
- OUZZANI, M.; HAMMADY, H.; FEDOROWICZ, Z. & ELMAGARMID, A.; 2016. Rayyan —A web and mobile app for systematic reviews. *Syst. Rev.* 5 210.
- PAUL, M. J.; LEDUC, S. D.; LASSITER, M. G.; MOORHEAD, L. C.; NOYES, P. D. & LEIBOWITZ, S. G.; 2022. Wildfire induces changes in receiving waters: a review with considerations for water quality management. *Water Resour. Res.* 58(9).
- PEART, M. R.; FOK, L. & HILL, R. D.; 2012. Fire and sediment in an upland stream in Hong Kong. *IAHS-AISHPublication* 354 59–65.
- PETTIT, N. E. & NAIMAN, R. J.; 2007. Fire in the riparian zone: Characteristics and ecological consequences. *Ecosystems* 10(5) 673–687.



PRESTON, D. L.; TRUJILLO, J. L.; FAIRCHILD, M. P.; MORRISON, R. R.; FAUSCH, K. D. & KANNO, Y.; 2023. Short-term effects of wildfire on high elevation stream-riparian food webs. *Oikos*.

RAOELISON, O. D.; VALENCA, R.; LEE, A., KARIM, S.; WEBSTER, J. P.; POULIN, B. A. & MOHANTY, S. K.; 2023. Wildfire impacts on surface water quality parameters: Cause of data variability and reporting needs. *Environ. Pollut.* 317.

RHEA, A. E.; COVINO, T. P. & RHOADES, C. C.; 2021. Reduced N-Limitation and Increased In-Stream Productivity of Autotrophic Biofilms 5 and 15 Years After Severe Wildfire. *J. Geophys. Res.* 126(9).

RICHARDSON, J.,; NAIMAN, R. & BISSON, P.; 2012. How did fixed-width buffers become standard practice for protecting freshwaters and their riparian areas from forest harvest practices? *Freshw. Sci.* 31(January) 232–238.

RIIPINEN, M. P.; DAVY-BOWKER, J. & DOBSON, M.; 2009. Comparison of structural and functional stream assessment methods to detect changes in riparian vegetation and water pH. *Freshw. Biol.* 54(10) 2127–2138.

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.

RINNE, J. N.; 1996. Management briefs: Short-term effects of wildfire on fishes and aquatic macroinvertebrates in the southwestern United States. *N. Am. J. Fish. Manag.* 16(3) 653–658.

ROBY, K. B. & AZUMA, D. L.; 1995. Changes in a reach of a northern California stream following wildfire. *Environ. Manag.* 19(4) 591–600.

RODRIGUEZ-LOZANO, P.; RIERADEVALL, M.; ANDREI RAU, M. & PRAT, N.; 2015. Long-term consequences of a wildfire for leaf-litter breakdown in a Mediterranean stream. *Freshw. Sci.* 34(4) 1482–1493.

ROSEMOND, A. D.; MULHOLLAND, P. J. & ELWOOD, J. W.; 1993. Top-down and bottom-up control of stream effects of nutrients and herbivores. *Ecology*, 74(4) 1264–1280.

ROSENBERGER, A. E.; DUNHAM, J. B.; BUFFINGTON, J. M. & WIPFLI, M. S.; 2011. Persistent effects of wildfire and debris flows on the invertebrate prey base of rainbow trout in Idaho streams. *Northwest Sci.* 85(1) 55–63.

ROSENBERGER, A. E.; DUNHAM, J. B.; NEUSWANGER, J. R. & RAILSBACK, S. F.; 2015. Legacy effects of wildfire on stream thermal regimes and rainbow trout ecology: An integrated analysis of observation and individual-based models. *Freshw. Sci.* 34(4) 1571–1584.

RUGENSKI, A. T. & MINSHALL, G. W.; 2014. Climate-moderated responses to wildfire by macroinvertebrates and basal food resources in montane wilderness streams. *Ecosphere* 5(3).

RUST, A. J.,; RANDELL, J.; TODD, A. S. & HOGUE, T. S.; 2019. Wildfire impacts on water quality, macroinvertebrate, and trout populations in the Upper Rio Grande. *For. Ecol. Manag.* 453.

RYAN, K. C.,; KNAPP, E. E. & VARNER, J. M.; 2013. Prescribed fire in North American forests and woodlands: History, current practice, and challenges. *Front. Ecol.*



*Environ.* 11.

RYAN, S. & DWIRE, K.; 2012. Wildfire impacts on stream sedimentation: Re-visiting the Boulder Creek burn in Little Granite Creek, Wyoming, USA. *IAHS-AISH Publication* 354 75–80.

SANDIN, L. & SOLIMINI, A. G.; 2009. Freshwater ecosystem structure-function relationships: from theory to application. *Freshw. Biol.* 54(10) 2017–2024.

SCHILLING, E.; 2009. Compendium of forestry best management practices for Controlling Nonpoint Source Pollution in North America. In *Technical Bulletin No. 966* (Issue Technical Bulletin no. 966).

SCOPUS.; 2023. Database search results for studies on the effects of fire on stream ecosystems. Retrieved August 14, 2023, from <https://www.scopus.com>.

SIBLEY, P. K.; KREUTZWEISER, D. P.; NAYLOR, B. J.; RICHARDSON, J. S. & GORDON, A. M.; 2012. Emulation of natural disturbance (END) for riparian forest management: synthesis and recommendations. *Freshw. Sci.* 31(1) 258–264.

SILINS, U.; BLADON, K. D.; KELLY, E. N.; ESCH, E.; SPENCE, J. R.; STONE, M.; EMELKO, M. B.; BOON, S.; WAGNER, M. J.; WILLIAMS, C. H. S.; WILLIAMS, C. H. S. & TICHKOWSKY, I.; 2014. Five-year legacy of wildfire and salvage logging impacts on nutrient runoff and aquatic plant, invertebrate, and fish productivity. *Ecohydrology* 7(6) 1508–1523.

SMITH, D. P.; SCHNIEDERS, J.; MARSHALL, L.; MELCHOR, K.; WOLFE, S.; CAMPBELL, D.; FRENCH, A.; RANDOLPH, J.; WHITAKER, M.; KLEIN, J.; STEINMETZ, C. & KWAN, R.; 2021. Influence of a post-dam sediment pulse and post-fire debris flows on steelhead spawning gravel in the Carmel River, California. *Front. Earth Sci.* 9.

SMITH, H. G.; SHERIDAN, G. J.; LANE, P. N. J.; NYMAN, P. & HAYDON, S.; 2011. Wildfire effects on water quality in forest catchments: A review with implications for water supply. *J. Hydrol.* 396(1–2) 170–192.

THOMPSON, V. F.; MARSHALL, D. L.; REALE, J. K. & DAHM, C. N.; 2019. The effects of a catastrophic forest fire on the biomass of submerged stream macrophytes. *Aquat. Bot.* 152 36–42.

TOWNSEND, S.A. & DOUGLAS, M.M.; 2000. The effect of three fire regimes on stream water quality, water yield and export coefficients in a tropical savanna (northern Australia). *J. Hydrol.* 229(3–4) 118–137.

VAZ, P. G.; MERTEN, E. C.; WARREN, D. R.; DURSCHER, K.; TAPP, M.; ROBINSON, C. T.; REGO, F. C. & PINTO, P.; 2015. Fire meets inland water via burned wood: And then what? *Freshw. Sci.* 34(4) 1468–1481.

VERKAIK, I.; VILA-ESCALE, M.; RIERADEVALL, M. & PRAT, N.; 2013. Seasonal drought plays a stronger role than wildfire in shaping macroinvertebrate communities of Mediterranean streams. *Int. Rev. Hydrobiol.* 98(6) 271–283.

VERKAIK, I.; VILA-ESCALÉ, M.; RIERADEVALL, M.; BAXTER, C. V.; LAKE, P. S.; MINSHALL, G. W.; REICH, P. & PRAT, N.; 2015. Stream macroinvertebrate community responses to fire: Are they the same in different fire-prone biogeographic regions? *Freshw. Sci.* 34(4) 1527–1541.

VIEIRA, N. K. M.; CLEMENTS, W. H.; GUEVARA, L. S. & JACOBS, B. F.; 2004. Resistance and resilience of stream insect communities to repeated hydrologic disturbances after a wildfire. *Freshw. Biol.* 49(10) 1243–1259.



WARREN, D. R.; ROON, D. A.; SWARTZ, A. G. & BLADON, K. D.; 2022. Loss of riparian forests from wildfire led to increased stream temperatures in summer, yet salmonid fish persisted. *Ecosphere* 13(9).

WHITNEY, J. E.; GIDO, K. B.,; PILGER, T. J.; PROPST, D. L. & TURNER, T. F.; 2015. Consecutive wildfires affect stream biota in cold- and warmwater dryland river networks. *Freshw. Sci.* 34(4) 1510–1526.

YOUNG, R. G.; MATTHAEI, C. D. & TOWNSEND, C. R.; 2008. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: Functional indicators for assessing river ecosystem health. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 27(3) 605–625.