

Avaliação dos Efeitos dos Incêndios Florestais na Espécie Bentónica *Chironomus riparius*

Os incêndios florestais constituem uma fonte de contaminação difusa, sendo reconhecidos como uma ameaça à biodiversidade dos ecossistemas aquáticos. No entanto, os seus efeitos nos organismos aquáticos permanecem pouco estudados. Neste trabalho avaliou-se o efeito dos contaminantes associados aos incêndios florestais em organismos bentónicos da espécie *Chironomus riparius*. Para tal, foram recolhidos sedimentos em vários locais de um curso de água afetado por um incêndio: um local de referência a montante da área ardida (M), dois locais no interior da área ardida (um local afetado, A+, e outro não afetado por outras fontes evidentes de poluição, A) e um local a jusante da área ardida (J). Em laboratório, espécimes de *C. riparius* foram introduzidos nos sedimentos recolhidos nos locais de amostragem e acompanhados ao longo do seu ciclo de vida (28 dias). Comparativamente ao local de referência, verificou-se um atraso significativo (26%) no tempo até à primeira emergência dos adultos no local A+. Neste local observou-se também uma redução de 78% na taxa de emergência de adultos, enquanto que nos outros locais a taxa de emergência não foi significativamente diferente. Ainda assim, os locais no interior da área ardida foram os que apresentaram as taxas de emergência mais baixas. Em termos de reprodução, o número de ovos por massa de ovos foi 59% inferior no local A+ comparativamente ao local de referência. Estes resultados sugerem que os incêndios florestais podem constituir uma fonte adicional de poluição quando em combinação com outros contaminantes de origem antropogénica presentes nos ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave

ecotoxicologia
fogos florestais
benthos
insetos

Fátima Jesus^{1*}

Martha Santos¹

Ana Ré²

Isabel Campos¹

Joana L. Pereira²

Fernando J.M. Gonçalves²

Nelson Abrantes¹

Dalila Serpa¹

¹ Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) e Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.

² Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) e Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.

*fatima.jesus@ua.pt

ISSN 1647-323X

Artigo em acesso aberto sob [licença CC-BY](#)

© 2021 Autores

INTRODUÇÃO

Os incêndios florestais constituem uma preocupação em todo o mundo, e em especial na região mediterrânica, devido aos seus impactos socioeconómicos e ambientais. Em Portugal, entre 2010 e 2020 ocorreram em média 17389 incêndios florestais anuais quais foram responsáveis pela destruição, em média, de 129839 hectares de floresta (ICNF-SGIF, 2020). Como ilustrado na figura 1, o ano de 2017 excedeu largamente a média anual no que concerne à área ardida.

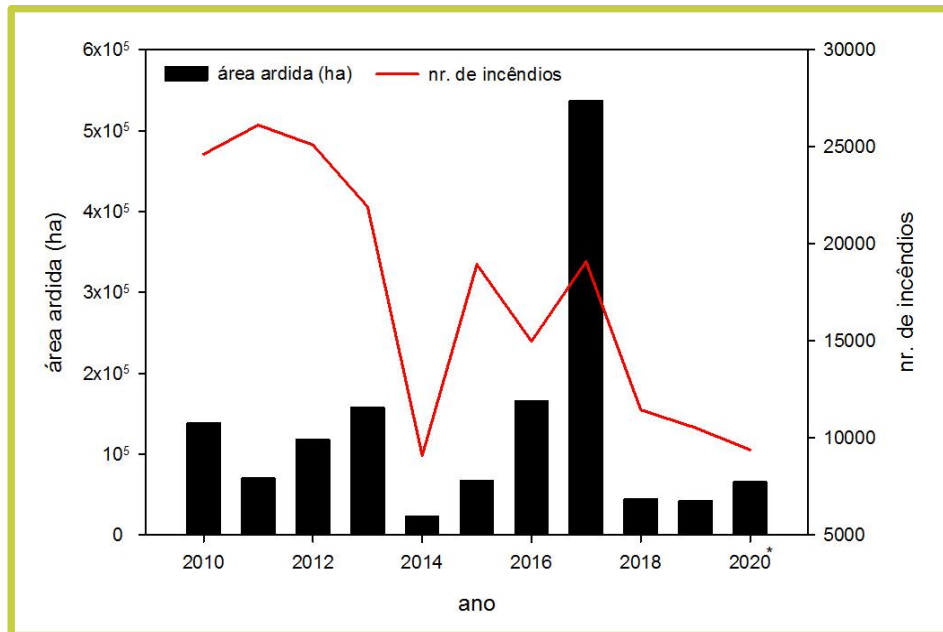


FIGURA 1: Área ardida e número de incêndios rurais por ano em Portugal Continental, entre 2010 e 2020. * Os dados relativos a 2020 são provisórios e referem-se ao período entre 1 de janeiro e 15 de outubro (ICNF-SGIF, 2020).

Além de graves efeitos sociais e económicos, os incêndios florestais constituem uma grande preocupação ambiental, sendo que o efeito mais notório é a evidente perda de biodiversidade no meio terrestre em consequência direta da passagem do fogo. No entanto, tem-se dado pouca importância aos efeitos dos incêndios sobre a comunidade aquática, a qual é afetada em grande parte pelo arrastamento de cinzas e partículas de solo erodido, tal como representado esquematicamente na Figura 2.

As cinzas e as camadas superficiais de solo ardido podem apresentar níveis consideráveis de alguns contaminantes, nomeadamente metais e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) (Campos et al., 2016; Campos et al., 2019). Aquando da combustão, os metais, previamente acumulados e/ou depositados na vegetação e nas camadas superficiais do solo, são libertados para a atmosfera (volatilização) ou permanecem na superfície terrestre, ficando associados à cinza e solo

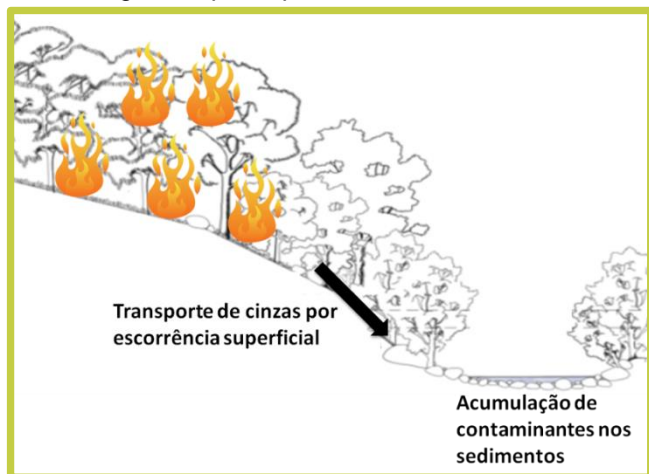


FIGURA 2: Representação esquemática de uma das principais vias de entrada de cinzas de incêndios florestais no meio aquático e deposição nos sedimentos.

superficial (ver revisão em Abraham et al., 2017). Apesar da multitude de metais encontrados nas cinzas, elementos tais como vanádio, manganês, níquel e chumbo são comuns (Silva et al., 2015; Campos et al., 2016). As cinzas podem também apresentar concentrações significativas de HAPs, os quais surgem como resultado da combustão incompleta da matéria orgânica no contexto dos incêndios, sendo que estes compostos são produzidos em todos os processos de combustão (HAPs de origem pirogénica). Vários estudos reportaram níveis mais elevados de HAPs em cinzas/solos afetados por incêndios em comparação com zonas não ardidas (Chen et al., 2018; Campos et al., 2019). No entanto, a composição química das cinzas, e consequentemente o potencial para causar toxicidade, é variável, dependendo essencialmente da vegetação ardida e do tempo decorrido desde o incêndio (Olivella et al., 2006; Campos et al., 2016; Campos et al., 2019), bem como da severidade do incêndio, a qual depende da temperatura atingida e duração do evento, entre outros (Pereira et al., 2012; Chen et al., 2018).

As cinzas e solos arrastados pelas escorrências superficiais constituem uma das principais vias de entrada de contaminantes no meio aquático, uma vez que os metais e HAPs apresentam grande capacidade de adsorção às partículas (Olivella et al., 2006; Stein et al., 2012). Deste modo, é esperado um aumento da sua concentração nos sedimentos de áreas afetadas por incêndios florestais (Vila-Escalé et al., 2007; Abraham et al., 2017). Ao acumular-se nos sedimentos, estes contaminantes poderão atingir concentrações suficientemente elevadas, capazes de afetar os organismos bentónicos, ou seja, organismos que, durante pelo menos uma fase do seu ciclo de vida, vivem no sedimento ou em estreita associação com o mesmo.

Apesar de já existirem alguns estudos sobre os impactos dos incêndios em organismos aquáticos, a maioria destes estudos refere-se a organismos pelágicos (organismos que habitam a coluna de água), que têm reduzida interação com o sedimento. Assim, existem estudos que reportam efeitos significativos dos incêndios em várias espécies de produtores primários (Charette e Prepas, 2003; Campos et al., 2012; Silva et al., 2015; Silva et al., 2016b; Ré et al., 2020b), macroinvertebrados (Minshall et al., 1995; Rinne, 1996; Earl e Blinn, 2003; Silva et al., 2016a; Brito et al., 2017; Oliveira-Filho et al., 2018; Harper et al., 2019; Ré et al., 2020a), anfíbios (Pilliod et al., 2003) e peixes (Rinne, 1996; Brito et al., 2017; Nunes et al., 2017; Gonino et al., 2019a; Gonino et al., 2019b; Ré et al., 2020a). Deste modo, a avaliação dos efeitos dos incêndios florestais nos organismos bentónicos afigura-se bastante relevante, não só pelo reduzido conhecimento nesta área, mas também porque estes organismos vivem em associação com o sedimento, onde se espera que os contaminantes se acumulem.

O presente estudo tem dois objetivos principais: i) avaliar os efeitos dos incêndios florestais nos organismos bentónicos, usando a espécie *Chironomus riparius* como modelo; ii) ilustrar uma atividade prática experimental que poderá ser reproduzida em contexto escolar, aplicada não só aos efeitos dos incêndios florestais, mas também de outras atividades (naturais ou antropogénicas) que contribuam para a emissão de substâncias perigosas com potencial de acumulação no sedimento dos cursos de água.

***Chironomus riparius* como organismos modelo**

C. riparius é uma espécie de inseto aquático, pertencente à ordem Diptera e família Chironomidae. Esta espécie é frequentemente utilizada como representativa de espécies bentónicas. O seu ciclo de vida é curto (Figura 3), envolvendo várias fases, as quais ocorrem na água (ovo, primeiro estágio larvar e pupa), no

sedimento (segundo, terceiro e quarto estágios larvares, e pupa) e no ar (adultos). Esta espécie apresenta a particularidade de adultos (insetos) não picarem, pois não se alimentam de sangue.

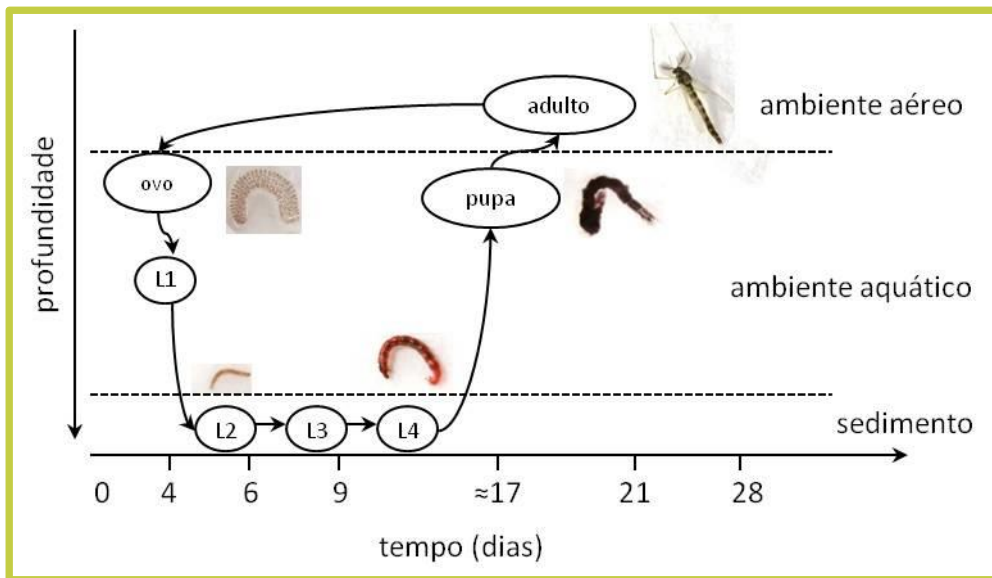


FIGURA 3: Representação esquemática do ciclo de vida de *Chironomus riparius*. Adaptado de Charles et al. (2004).

Após a fertilização, as fêmeas depositam os ovos sobre a superfície da água, sob a forma de massas de ovos (geralmente em forma de semicírculo), mantendo-os fixados a um substrato sólido (por exemplo, a pedras ou, no laboratório, às paredes dos recipientes de cultura). Alguns dias depois, cerca de 3-4 dias nas condições laboratoriais, ocorre a eclosão dos ovos, dando origem a larvas de reduzidas dimensões e cor clara (primeiro estágio larvar). Estas larvas migram para o sedimento, onde continuam o seu desenvolvimento, passando sucessivamente por várias fases larvares (segunda, terceira e quarta), ao longo das quais vão adquirindo a cor vermelho escuro e aumentando de tamanho. Estas fases são caracterizadas pela formação de tubos em torno de cada larva, sendo estes tubos construídos com detritos, algas e partículas de sedimento. Na fase de pupa, os organismos ascendem novamente ao meio aquático. A fase de pupa dura menos de 1 dia, período ao fim do qual ocorre a emergência e a consequente libertação dos adultos (machos e fêmeas). A emergência das pupas ocorre geralmente cerca de 13 a 17 dias após a eclosão dos ovos. Os machos distinguem-se das fêmeas por apresentarem uma menor dimensão e pela maior dimensão e densidade das fibrilhas nas antenas (Figura 4). Os insetos machos e fêmeas acasalam, e as fêmeas fertilizadas põem massas de ovos, recomeçando o ciclo.

Os quironomídeos são um grupo de insetos muito frequente em ecossistemas de água doce. A espécie *C. riparius* apresenta uma ampla distribuição geográfica, sendo frequente em climas temperados do hemisfério Norte. A sua ampla distribuição geográfica aliada ao seu papel relevante nas cadeias alimentares (decomposição e processamento de detritos pelas larvas, e fonte de alimento para peixes e aves) conferem a esta espécie uma elevada importância

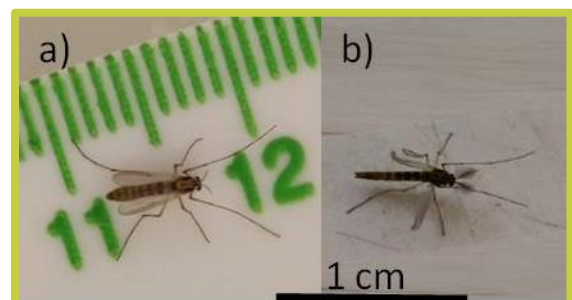


FIGURA 4: Dimorfismo sexual dos insetos *C. riparius*: a) fêmea; b) macho.

nos ecossistemas aquáticos. Assim, e porque a sua manutenção e utilização em laboratório é fácil e acessível, esta espécie é recomendada pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico (OCDE) como espécie modelo para avaliação da toxicidade de sedimentos (OECD, 2004a; OECD, 2004b; OECD, 2009).

Manutenção das culturas laboratoriais de *Chironomus riparius*

Geralmente, as culturas de *Chironomus riparius* são mantidas em laboratório, em recipientes de cultura (cristalizadores de vidro ou recipientes de plástico com cerca de 500 ml de capacidade), dentro de caixas de plástico com tampa e orifícios laterais vedados com rede mosquiteira, conforme ilustrado na figura 5. As culturas são mantidas a 20°C sob um fotoperíodo de dias longos (16h luz: 8 h escuro), com arejamento contínuo. O substrato é constituído por areia fina de rio (diâmetro inferior a 1 mm) previamente lavada e queimada a 500°C, numa mufla, durante 4 h (este é um procedimento de limpeza). Com uma frequência bissemanal, o meio de cultura é renovado e as culturas são alimentadas. O meio de cultura usado neste trabalho foi água sintética mole (dureza e alcalinidade aproximadas de 40 mg/L e 30 mg/L como CaCO₃, respetivamente) preparada por adição de 4 soluções salinas, de forma a obter a seguinte concentração final no meio: NaHCO₃ – 48,0 mg/L; MgSO₄.7H₂O – 61,4 mg/L; KCl – 2,0 mg/L e CaSO₄.2H₂O – 30,0 mg/L. O meio foi enriquecido com vitaminas de forma a obter uma concentração final no meio de: tiamina HCl – 0,040 mg/L; cianocobalamina (vitamina B12) – 0,2 mg/L e biotina (H) – 0,2 mg/L. Note-se, no entanto, que pode ser utilizado outro meio de cultura, nomeadamente água superficial, desde que as suas características físico-químicas sejam adequadas para esta espécie.

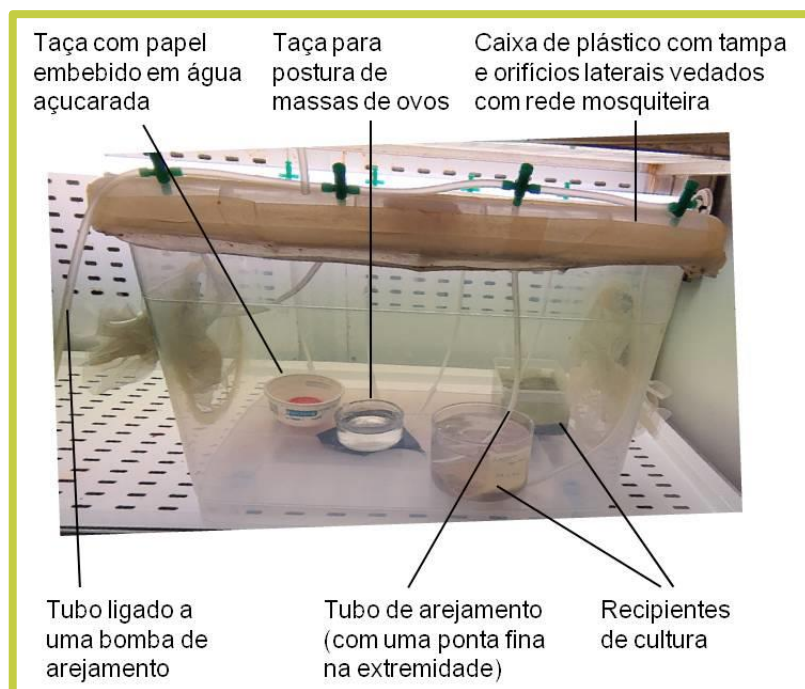


FIGURA 5: Caixa de plástico com cultura de *C. riparius* em laboratório. As fases larvares desenvolvem-se nos recipientes de cultura e os insetos adultos permanecem dentro da caixa.

A alimentação é realizada após renovação do meio e consiste em flocos de comida para peixe (previamente macerados) em água (cerca de 2 g em 40 ml de água; adicionam-se cerca de 5 ml em cada cristizador). O arejamento contínuo dos recipientes de cultura é mantido por meio de uma bomba de arejamento, ou bomba de aquário, a um ritmo de cerca de 2-3 bolhas de ar por segundo. A postura das massas de ovos ocorre numa pequena taça de vidro contendo o meio de cultura, colocada sobre um plástico (ou papel) preto. Para os organismos adultos se alimentarem, pode ser colocada uma taça com papel embebido em água açucarada. Mais informações sobre o início e manutenção de culturas laboratoriais podem ser encontradas em Foucault et al. (2019).

METODOLOGIA

Área de estudo e locais de amostragem

A área de estudo situa-se no concelho de Albergaria-a-Velha, mais concretamente numa bacia hidrográfica que foi afetada por um incêndio de moderada intensidade que teve início no dia 05/09/2019 e terminou no dia 07/09/2019. Para avaliar o efeito do incêndio nos organismos bentónicos, representados aqui por *C. riparius*, foram escolhidos 4 locais de amostragem em diferentes condições (Figura 6).

Foram recolhidas amostras de água e sedimentos em 4 locais, ao longo de cursos de água, os quais se encontram representados na Figura 6:

M - um local a montante da área ardida isento de fontes de poluição visíveis, situado na localidade de S. Marcos. Este local foi selecionado como representativo de um local não afetado, quer por incêndios florestais, quer por outra fonte de poluição (coordenadas GPS: 40°40'39.48"N; 8°30'42.77"W);

A+ – um local no interior da área ardida, situado próximo da localidade de Frias. Este ponto está localizado na convergência de duas encostas ardidas, sendo a vegetação essencialmente constituída por eucalipto e pinheiro. Este local situa-se a jusante da Zona Industrial de Albergaria-a-Velha e da ETAR de Albergaria-a-Velha (coordenadas GPS: 40°39'49.45"N; 8°29'48.49"W) e portanto, a jusante do local onde foi observada poluição de origem industrial (assinalado com o símbolo pionés na Figura 6);

A – um local no interior da área ardida, localizado entre Assilhó e Frias de Cima. Este ponto está localizado na convergência de duas encostas ardidas, sendo a vegetação essencialmente constituída por eucalipto. Este local está localizado numa zona florestal sem influência evidente de fontes de poluição antropogénica (coordenadas GPS: 40°40'28.20"N; 8°30'5.10"W);

J – um local a jusante da área ardida, próximo da localidade de Angeja. Este local, apesar de se encontrar fora da área ardida, recebe água (e, conseqüentemente, partículas suspensas ou arrastadas) provenientes de cursos de água afetados pelo incêndio (coordenadas GPS: 40°40'32.30"N; 8°32'40.50"W).

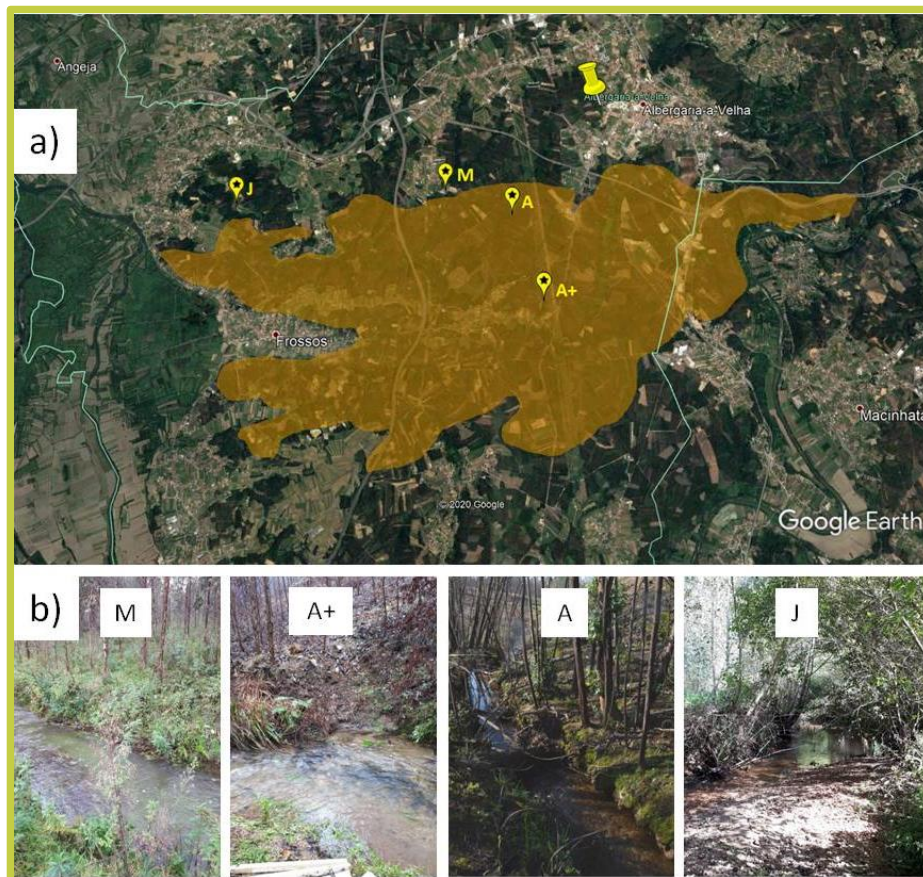


FIGURA 6: Área de estudo: a) localização dos 4 pontos de estudo; a área apresentada a laranja indica a área ardida no incêndio que afetou Albergaria-a-Velha, com início no dia 05/09/2019; o ponto indicado com o símbolo pionés representa um local onde foi observada poluição de origem industrial (ver figura 9); b) locais de amostragem: M – montante; A+ – área ardida afetada por outras fontes de poluição (Frias); A – área ardida não afetada por outras fontes de poluição (Assilhó); J – jusante.

Recolha e processamento das amostras

As amostras de sedimentos foram recolhidas no dia 12 de dezembro de 2019, i.e., cerca de 3 meses após o incêndio, e após períodos de chuva intensa que arrastaram cinzas e sedimentos para os cursos de água. A confirmação do arrastamento de cinzas foi feita visualmente por observação dos cursos de água.

Os sedimentos foram recolhidos a uma profundidade inferior a cerca de 5 cm, usando uma pá pequena, e guardados em sacos de plástico. A recolha dos sedimentos mais próximos da superfície justifica-se pelo facto de ser nas camadas superiores dos sedimentos que as larvas de insetos se desenvolvem. Para além disso, estes sedimentos são os mais recentemente depositados e, portanto, espera-se que contenham níveis mais elevados de contaminantes arrastados pelas escorrências superficiais das zonas envolventes.

Os sedimentos foram transportados para o laboratório e imediatamente congelados. A congelação, que se prolongou por 2 dias, teve por objetivo eliminar a biota local que pudesse estar presente nos sedimentos. Caso não se tivesse procedido a esta eliminação, poderiam surgir, no decorrer do ensaio, organismos que distrocessem os resultados (p.e., outros insetos).

Em cada local foi também recolhida uma amostra de água num recipiente de plástico. Após transporte para o laboratório, estas amostras foram guardadas refrigeradas até ao início do ensaio de toxicidade.

Ensaio de toxicidade

Nos ensaios de toxicidade foram utilizadas garrafas de plástico de 1 L, cortadas ao meio, conforme apresentado na Figura 7. Na parte superior de cada garrafa foram feitas duas pequenas aberturas, as quais foram tapadas com rede mosquiteira fina, de modo a evitar a fuga dos insetos após a emergência. A tampa de garrafa foi furada de modo a permitir a passagem do tubo de silicone usado para o arejamento do meio.

Após a descongelação, o sedimento de cada local foi homogeneizado e frações do mesmo foram colocados dentro dos recipientes de plástico, perfazendo cerca de 2 cm de altura. De seguida, foi colocado 380 ml da respetiva amostra de água, evitando a ressuspensão do sedimento. Para facilitar esta operação, o sedimento foi coberto com película aderente, a qual foi retirada após a colocação da água.

Os recipientes foram mantidos a 20 ± 2 °C sob um fotoperíodo 16h luz: 8 h escuro durante 2 dias, sem arejamento, para permitir o equilíbrio entre o sedimento e o meio líquido.

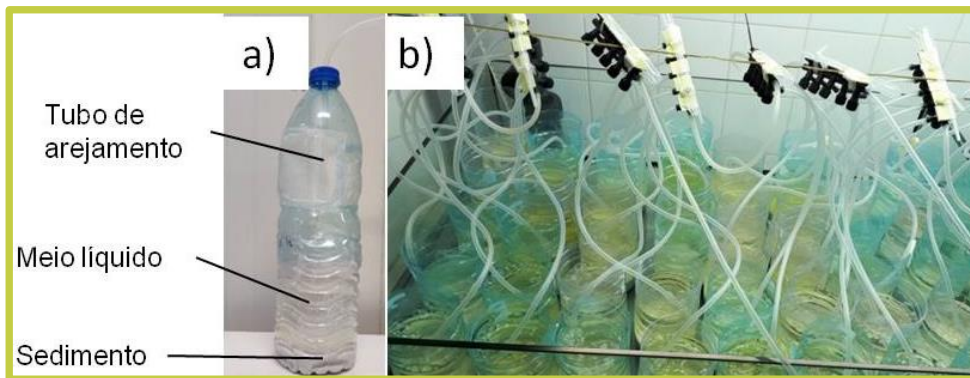


FIGURA 7: Fases do procedimento experimental: a) recipiente de plástico usado para a exposição dos organismos aos sedimentos, contendo o sedimento e o meio líquido e o tubo para arejamento; b) fotografia do teste após 10 dias de exposição.

Após este período, foram colocadas, em cada recipiente, 20 larvas de *C. riparius* com idade inferior a 24 h após a eclosão, tal como recomendado pela norma OCDE N233 (OECD, 2009). Decorridas duas horas, iniciou-se o arejamento a uma taxa semelhante à das culturas. As larvas foram alimentadas com 0,35 mg de flocos para peixe macerados, por larva, por dia, a partir de uma suspensão de 1 g de flocos em cada 20 ml de água destilada, tal como realizado na manutenção das culturas. A partir do 10.^o dia e até ao fim do ensaio experimental, as larvas passaram a ser alimentadas com 0,75 mg de flocos para peixe macerados, por larva, por dia. A alimentação foi realizada a cada dois dias. Ao 12.^o dia foram colocadas as partes superiores de cada garrafa, para evitar a fuga dos insetos adultos. Apesar da parte superior das garrafas se poder colocar no início do ensaio, tal não ocorreu, pois nessas condições a adição de alimento é dificultada. Diariamente, a partir do 12.^o dia, os recipientes foram observados para avaliar a presença de insetos adultos. Efetuou-se o registo diário do número e sexo dos adultos presentes em cada recipiente. Os adultos foram recolhidos e colocados num recipiente de plástico, cilíndrico, com tampa vedada com rede mosquiteira fina, de modo a permitir a sua reprodução. Desta forma, foram também avaliados os efeitos na reprodução desta espécie.

Dentro de cada caixa de reprodução foi colocada uma tina com água recolhida do respectivo local, sobre um plástico preto. As tinas foram verificadas diariamente para avaliar a deposição de massas de ovos. Estas foram recolhidas e o número de ovos de cada massa de ovos foi determinado por contagem à lupa. No caso das massas de ovos em que os anéis se apresentavam bem definidos, o número de ovos foi estimado usando a técnica de contagem por anel (Benoit et al., 1997). Esta técnica consiste na contagem do número de ovos em pelo menos três anéis de uma massa de ovos, obtendo assim o número médio de ovos por anel. O produto deste valor pelo número de anéis da massa de ovos fornece uma estimativa do número total de ovos na massa de ovos.

Após 28 dias, o ensaio foi terminado, tendo-se avaliado os seguintes parâmetros: tempo até à emergência do primeiro macho e da primeira fêmea, taxa de emergência, número de massas de ovos por fêmea e número de ovos por massa de ovos.

Análise estatística

A avaliação do efeito dos sedimentos/água dos diferentes locais de amostragem em cada uma das variáveis dependentes (tempo até à emergência do primeiro macho e da primeira fêmea; taxa de emergência; número de massas de ovos por fêmea; número de ovos por massa de ovos) foi realizada através de uma análise de variância (ANOVA), utilizando o software de análise estatística disponível (versão trial do software Sigmaplot v 14.5; Systat Software Inc, Washington, Estados Unidos da América). As ANOVA foram realizadas para verificar a hipótese nula era verdadeira, isto é que não existiram diferenças significativas entre as médias de cada variável registadas para os diferentes locais de amostragem. Para cada variável foi feita uma avaliação da normalidade e homogeneidade de variância, pré-requisitos para a aplicação da ANOVA. Assim, as variáveis, cujos valores apresentavam distribuição normal (teste de Shapiro-Wilk, $p > 0,05$) e homogeneidade de variância (teste de Levene, $p > 0,05$), foram analisadas usando a ANOVA. As variáveis que não apresentavam distribuição normal e/ou não apresentavam homogeneidade de variâncias foram analisadas usando um equivalente adequado a esta situação, o teste de Kruskal-Wallis. Nos casos em que, após a ANOVA ou teste de Kruskal-Wallis, se verificou uma probabilidade inferior a 5% (p associado ao teste estatístico inferior a 0,05) de a hipótese nula ser verdadeira, ou seja que havia um efeito estatisticamente significativo entre os locais de amostragem no que concerne à variável estudada, foram realizados testes estatísticos de comparações múltiplas para determinar quais os locais que diferiram entre si, em particular o teste de Tukey ou de Dunn, consoante se tenha usado a ANOVA ou o teste de Kruskal-Wallis, respetivamente.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os efeitos do sedimento/água de cada local no desenvolvimento, emergência e reprodução de *C. riparius* são apresentados na Figura 8.

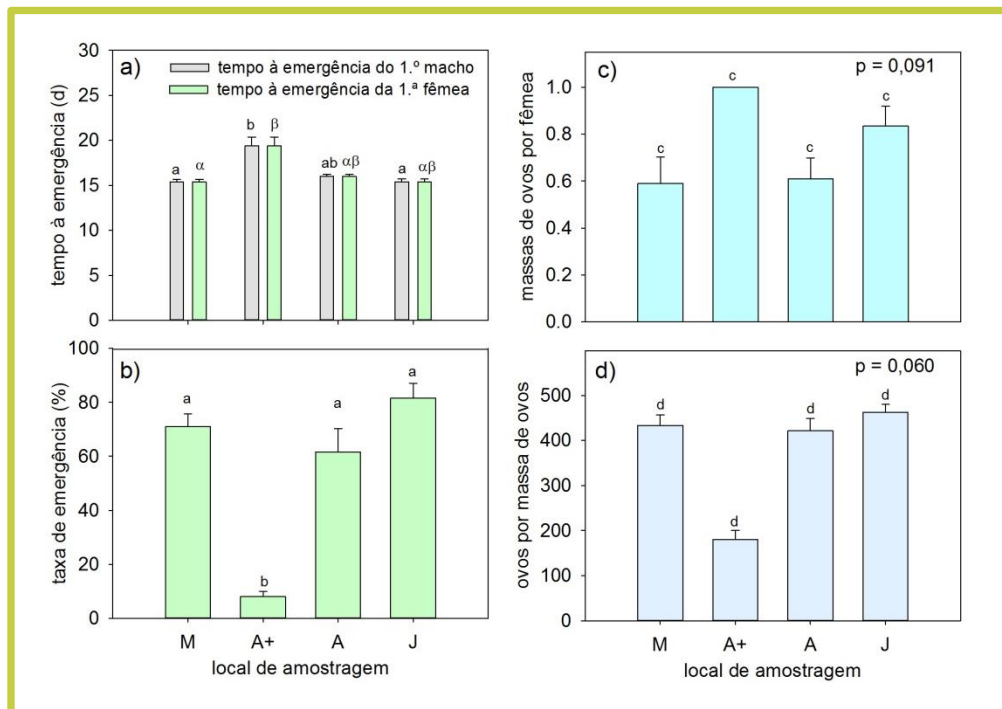


FIGURA 8: Emergência e reprodução de *C. riparius* exposto a sedimentos e água de cada local de amostragem: a) tempo até à emergência do primeiro macho e da primeira fêmea; b) taxa de emergência; c) número de massas de ovos por fêmea; d) número de ovos por massa de ovos. As barras de erro representam o erro padrão. Diferentes letras representam diferenças significativas entre os locais de amostragem.

A emergência das larvas de *C. riparius* foi significativamente afetada pelo sedimento/água a que foram expostos. Foram observados efeitos significativos nos tempos até à emergência do primeiro macho (Kruskal-Wallis: $H = 13,476$; $p = 0,004$) e da primeira fêmea (Kruskal-Wallis: $H = 12,514$; $p = 0,006$), bem como na taxa de emergência (ANOVA: $F = 63,478$; $p < 0,001$), evidentes no local de amostragem A+. No local M, observou-se o menor tempo à emergência dos adultos, sendo que o local A+ apresentou o tempo à emergência mais longo, o que é sinónimo de um desenvolvimento mais lento. De facto, comparativamente ao local de referência, verificou-se um atraso significativo (aumento de 26%) no tempo até à primeira emergência dos adultos no local A+. A taxa de emergência no ponto A+ foi significativamente mais baixa (8%), que nos restantes locais (70 - 82%). Os reduzidos tempos à emergência e elevada taxa de emergência no local M sugerem que este local apresenta boas condições de desenvolvimento dos insetos, o que estará relacionado com o reduzido nível de poluição observado neste local e ao facto de estar fora da influência do incêndio. O facto de no local A, um local sob a influência do incêndio, não ter havido uma taxa de emergência significativamente inferior à do controlo, denuncia preliminarmente que o incêndio poderá ter tido um impacto reduzido nas comunidades bentónicas.

No que concerne aos efeitos na reprodução, não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas entre os locais de amostragem no que diz respeito ao número de massas de ovos por fêmea (ANOVA: $F = 3,672$; $p = 0,091$) e número de ovos por massa de ovos (Kruskal-Wallis: $H = 7,391$; $p = 0,060$). Relativamente ao tamanho das massas de ovos, apesar de não haver diferenças significativas entre os locais de amostragem observou-se que as massas de ovos produzidas pelas fêmeas expostas aos sedimentos e água do local A+ eram menores, apresentando cerca de 180 ovos, enquanto os restantes apresentavam uma média de 439 ovos por massa de ovos (diminuição de 59% no número de ovos).

O facto do local A+ apresentar uma taxa de emergência significativamente inferior ao local A sugere a existência de fontes de stress adicionais para os organismos. Dada a localização do ponto A+ a jusante da Zona Industrial de Albergaria-a-Velha e da ETAR de Albergaria-a-Velha, não é de descartar a possibilidade deste local estar sujeito a fontes de poluição adicionais ao incêndio. Em particular, foram observados indícios de elevada toxicidade num local a jusante da Zona Industrial de Albergaria-a-Velha e a montante do local de amostragem A+ (coordenadas GPS: $40^{\circ}41'21.4''N$ $8^{\circ}29'10.8''W$), no dia 6 de novembro de 2019. Neste dia, a água do ribeiro apresentava uma cor esbranquiçada (Figura 9) e provocou a morte (100% de mortalidade) de organismos da espécie *Daphnia magna* (comumente utilizados para avaliação da toxicidade de efluentes e substâncias químicas dissolvidas) em menos de 17 h (dados recolhidos para outro trabalho).

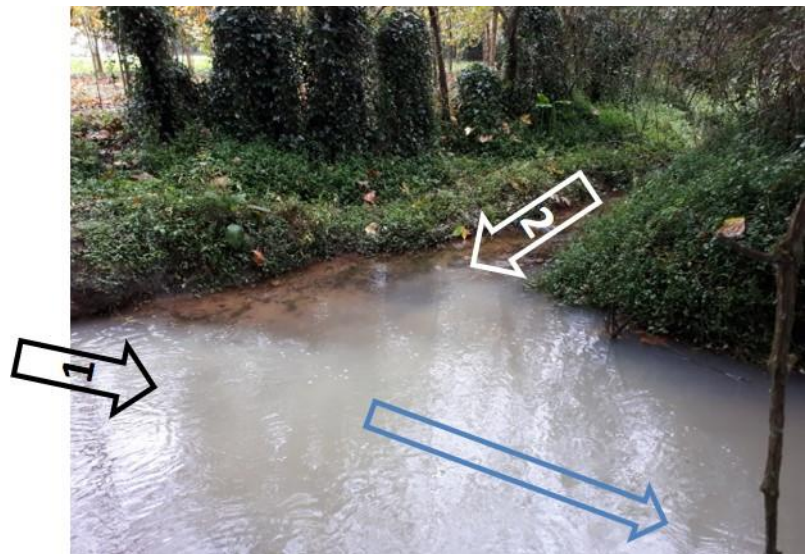


FIGURA 9: Aspeto da água de um riacho a jusante da zona industrial de Albergaria-a-Velha no dia 6 de novembro de 2019. A água transparente provém de um curso de água que atravessa uma zona urbana (seta com o número 2); a água de cor esbranquiçada provém de um curso de água que atravessa a área industrial (seta com o número 1). A seta azul representa a direção do curso de água principal.

Os resultados do presente trabalho sugerem que os efeitos negativos de escorrências contaminadas com substâncias relacionadas com os incêndios florestais nos organismos bentónicos foram reduzidos, o que corrobora resultados de

trabalhos anteriores. Vários autores revelaram ausência ou reduzidos efeitos dos incêndios florestais em moluscos gastrópodes como *Biomphalaria glabrata* (Brito et al., 2017) e bivalves como *Corbicula fluminea* (Ré et al., 2020a). No entanto, outros estudos revelaram efeitos significativos em espécies bentónicas, como é o caso do camarão *Atyaephyra desmarestii* (Ré et al., 2020a). A reduzida toxicidade dos sedimentos observada neste estudo poderá estar relacionada com o tempo decorrido desde o primeiro evento de precipitação forte após o incêndio. De facto, existem evidências de que a entrada de contaminantes para o meio aquático é bastante mais significativa após os primeiros eventos de precipitação, diminuindo ao longo do tempo (Olivella et al., 2006; Vila-Escalé et al., 2007; Smith et al., 2011). Por outro lado, a vegetação ripícola, que em parte se manteve nas áreas ardidas, pode igualmente explicar a reduzida toxicidade, uma vez que funciona como zona tampão, reduzindo a entrada de escorrências superficiais carregadas de cinzas. Contudo,

apesar do presente estudo não indicar efeitos evidentes dos incêndios *per se* (local de amostragem A) nos insetos *C. riparius*, tal não significa que outras espécies não sejam afetadas. Aliás, inúmeros estudos reportam efeitos significativos dos incêndios florestais em várias espécies aquáticas (e.g. Brito et al., 2017; Ré et al., 2020a; Ré et al., 2020b), o que demonstra os efeitos nefastos que estes podem causar nos ecossistemas aquáticos.

No futuro, espera-se um aumento da frequência e severidade dos incêndios florestais face às alterações no coberto florestal, aliadas às alterações climáticas, ou seja, ao aumento da temperatura e da duração dos períodos de seca durante o verão. Assim, os efeitos dos incêndios florestais nas comunidades aquáticas afetadas poderão vir a tornar-se mais pronunciados. Por outro lado, também não é de descartar a possibilidade dos contaminantes presentes nas cinzas interagirem com outros contaminantes, potenciando ou reduzindo os seus efeitos (interações de sinergismo e antagonismo, respetivamente).

A abordagem apresentada poderá ser aplicada para avaliação do potencial tóxico dos sedimentos expostos a outras fontes de poluição, como prática agrícola, descarga de efluentes industriais ou de ETAR, utilizando os organismos da espécie *C. riparius* como organismos modelo representativos da comunidade bentónica.

CONCLUSÃO

Neste trabalho avaliou-se o efeito dos contaminantes associados aos incêndios florestais em organismos bentónicos da espécie *Chironomus riparius*. Os resultados dos testes de toxicidade efetuados sugerem que os incêndios florestais tiveram um efeito muito reduzido na espécie testada. No entanto, importa realçar que a ligeira toxicidade observada se pode dever a uma reduzida carga de cinzas no sedimento, quer devido ao tempo decorrido entre o ensaio e o primeiro evento de precipitação, quer devido à presença de vegetação ripícola nas áreas ardidas. Além disso, vários estudos recentes têm vindo a revelar que os incêndios florestais representam uma importante fonte de poluição difusa para os sistemas aquáticos, alterando a sua qualidade e provocando efeitos tóxicos em várias espécies de níveis tróficos distintos, incluindo produtores, detritívoros, consumidores primários e secundários.

Por outro lado, em ecossistemas aquáticos impactados por outras fontes de poluição, como foi o caso de estudo, os incêndios florestais podem constituir uma fonte adicional de contaminação, agravando o estado ecológico das massas de água. Além disso, face ao aumento esperado da frequência e severidade dos incêndios florestais, em contexto de alterações climáticas, não é de descartar a possibilidade dos efeitos dos incêndios florestais nas comunidades bentónicas e pelágicas se tornarem mais pronunciados no futuro.

A abordagem apresentada neste estudo poderá ser aplicada para avaliação dos efeitos de sedimentos expostos a outras fontes de poluição para organismos da espécie *C. riparius*, pois a manutenção laboratorial da espécie e a execução experimental são simples e facilmente replicáveis em contexto escolar.

agradecimentos • Este trabalho foi desenvolvido no âmbito dos projetos FIREMIX (PTDC/BIA-ECO/29601/2017) e AQUAFIRE (PTDC/CTA-AMB/28936/2017), financiados pelo FEDER através do COMPETE2020 - Programa Operacional Competitividade e Internacionalização (POCI), e por fundos nacionais (OE) através da FCT/MCTES. Dalila Serpa foi financiada por fundos nacionais através da FCT – Fundação para a Ciência e a Tecnologia, I.P., no âmbito da celebração do contrato-programa previsto nos números 4, 5 e 6 do artigo 23.º do D.L. n.º 57/2016, de 29 de agosto, alterado pela Lei n.º 57/2017, de 19 de julho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abraham J, Dowling K, Florentine S (2017). Risk of post-fire metal mobilization into surface water resources: A review. *Science of the Total Environment* 599: 1740-1755.
- Benoit DA, Sibley PK, Juenemann JL, Ankley GT (1997). Chironomus tentans life-cycle test: Design and evaluation for use in assessing toxicity of contaminated sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal* 16: 1165-1176.
- Brito DQ, Passos CJS, Muniz DH, Oliveira-Filho EC (2017). Aquatic ecotoxicity of ashes from Brazilian savanna wildfires. *Environmental Science and Pollution Research* 24: 19671-19682.
- Campos I, Abrantes N, Vidal T, Bastos A, Gonçalves F, Keizer J (2012). Assessment of the toxicity of ash-loaded runoff from a recently burnt eucalypt plantation. *European journal of forest research* 131: 1889-1903.
- Campos I, Abrantes N, Keizer JJ, Vale C, Pereira P (2016). Major and trace elements in soils and ashes of eucalypt and pine forest plantations in Portugal following a wildfire. *Science of the Total Environment* 572: 1363-1376.
- Campos I, Abrantes N, Pereira P, Micaelo AC, Vale C, Keizer JJ (2019). Forest fires as potential triggers for production and mobilization of polycyclic aromatic hydrocarbons to the terrestrial ecosystem. *Land Degradation & Development*
- Charette T, Prepas E (2003). Wildfire impacts on phytoplankton communities of three small lakes on the Boreal Plain, Alberta, Canada: a paleolimnological study. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 584-593.
- Charles S, Ferreol M, Chaumot A, Péry ARR (2004). Food availability effect on population dynamics of the midge Chironomus riparius: a Leslie modeling approach. *Ecological Modelling* 175: 217-229.
- Chen H, Chow AT, Li X-W, Ni H-G, Dahlgren RA, Zeng H, Wang J-J (2018). Wildfire Burn Intensity Affects the Quantity and Speciation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soils. *ACS Earth and Space Chemistry* 2: 1262-1270.
- Earl SR, Blinn DW (2003). Effects of wildfire ash on water chemistry and biota in South-Western USA streams. *Freshwater Biology* 48: 1015-1030.
- Foucault Q, Wieser A, Waldvogel A-M, Pfenninger M (2019). Establishing laboratory cultures and performing ecological and evolutionary experiments with the emerging model species Chironomus riparius. *Journal of Applied Entomology* 143: 584-592.
- Gonino G, Branco P, Benedito E, Ferreira MT, Santos JM (2019a). Short-term effects of wildfire ash exposure on behaviour and hepatosomatic condition of a potamodromous cyprinid fish, the Iberian barbel Luciobarbus bocagei (Steindachner, 1864). *Science of the Total Environment* 665: 226-234.
- Gonino GM, Figueiredo BR, Manetta GI, Alves GHZ, Benedito E (2019b). Fire increases the productivity of sugarcane, but it also generates ashes that negatively affect native fish species in aquatic systems. *Science of the Total Environment* 664: 215-221.
- Harper AR, Santin C, Doerr SH, Froyd CA, Albin D, Otero XL, Viñas L, Pérez-Fernández B (2019). Chemical composition of wildfire ash produced in contrasting ecosystems and its toxicity to Daphnia magna. *International Journal of Wildland Fire* 28: 726-737.
- ICNF-SGIF (2020). 8.º Relatório Prvisório de Incêndios Rurais – 2020. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas - Sistema de Gestão de Informação de Incêndios Florestais, Departamento de Gestão de Fogos Rurais / Divisão de Apoio à Gestão de Fogos Rurais.
- Minshall GW, Robinson CT, Royer TV, Rushforth SR (1995). Benthic community structure in two adjacent streams in Yellowstone National Park five years after the 1988 wildfires. *The Great Basin Naturalist* 193-200.

- Nunes B, Silva V, Campos I, Pereira JL, Pereira P, Keizer JJ, Gonçalves F, Abrantes N (2017). Off-site impacts of wildfires on aquatic systems—biomarker responses of the mosquitofish *Gambusia holbrooki*. *Science of the Total Environment* 581: 305-313.
- OECD (2004a). Test No. 218: Sediment-Water Chironomid Toxicity Using Spiked Sediment. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- OECD (2004b). Test No. 219: Sediment-Water Chironomid Toxicity Using Spiked Water. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- OECD (2009). Test No. 233: Sediment-Water Chironomid Life-Cycle Toxicity Test Using Spiked Water or Spiked Sediment. . Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- Oliveira-Filho EC, Brito DQ, Dias ZM, Guarieiro MS, Carvalho EL, Fascineli ML, Niva CC, Grisolia CK (2018). Effects of ashes from a Brazilian savanna wildfire on water, soil and biota: An ecotoxicological approach. *Science of the Total Environment* 618: 101-111.
- Olivella MA, Ribalta TG, de Febrer AR, Mollet JM, de las Heras FXC (2006). Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in riverine waters after Mediterranean forest fires. *Science of the Total Environment* 355: 156-166.
- Pereira P, Úbeda X, Martin DA (2012). Fire severity effects on ash chemical composition and water-extractable elements. *Geoderma* 191: 105-114.
- Pilliod DS, Bury RB, Hyde EJ, Pearl CA, Corn PS (2003). Fire and amphibians in North America. *Forest Ecology and Management* 178: 163-181.
- Ré A, Campos I, Puga J, Keizer JJ, Gonçalves FJ, Pereira JL, Abrantes N (2020a). Feeding inhibition following in-situ and laboratory exposure as an indicator of ecotoxic impacts of wildfires in affected waterbodies. *Aquatic Toxicology* 105587.
- Ré A, Campos I, Saraiva MJ, Puga J, Keizer JJ, Gonçalves FJM, Pereira JL, Abrantes N (2020b). Wildfire effects on two freshwater producers: Combining in-situ and laboratory bioassays. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 194: 110361.
- Rinne JN (1996). Management briefs: short-term effects of wildfire on fishes and aquatic macroinvertebrates in the southwestern United States. *North American Journal of Fisheries Management* 16: 653-658.
- Silva V, Pereira JL, Campos I, Keizer JJ, Gonçalves F, Abrantes N (2015). Toxicity assessment of aqueous extracts of ash from forest fires. *Catena* 135: 401-408.
- Silva V, Abrantes N, Costa R, Keizer JJ, Gonçalves F, Pereira JL (2016a). Effects of ash-loaded post-fire runoff on the freshwater clam *Corbicula fluminea*. *Ecological Engineering* 90: 180-189.
- Silva V, Pereira JL, Gonçalves F, Keizer JJ, Abrantes N (2016b). Efeitos dos fogos florestais nos sistemas aquáticos. *CAPTAR ciência e ambiente para todos* 6: 68-77.
- Smith HG, Sheridan GJ, Lane PNJ, Nyman P, Haydon S (2011). Wildfire effects on water quality in forest catchments: A review with implications for water supply. *Journal of Hydrology* 396: 170-192.
- Stein ED, Brown JS, Hogue TS, Burke MP, Kinoshita A (2012). Stormwater contaminant loading following southern California wildfires. *Environmental Toxicology and Chemistry* 31: 2625-2638.
- Vila-Escalé M, Vegas-Vilarrúbia T, Prat N (2007). Release of polycyclic aromatic compounds into a Mediterranean creek (Catalonia, NE Spain) after a forest fire. *Water Research* 41: 2171-2179.