

Synthèse des répercussions des feux de forêt sur la faune aquatique

Juillet 2023



Coordination et rédaction

Cette publication a été réalisée par la Direction de l'expertise sur la faune aquatique du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). Elle a été produite par la Direction des communications du MELCCFP.

Renseignements

Téléphone : 418 521-3830

1 800 561-1616 (sans frais)

Formulaire : www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/reenseignements.asp

Internet : www.environnement.gouv.qc.ca

Photo de couverture : [Geneviève Poirier-Beauchamp, Audrey Marcoux, SOPFEU, 2023]

Dépôt légal – 2023

Bibliothèque et Archives nationales du Québec

ISBN 978-2-550-95954-0 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.

© Gouvernement du Québec – 2023

Table des matières

Liste des tableaux	iii
Liste des figures	iii
Introduction	1
Répercussions sur la faune aquatique	3
Température de l'eau et pénétration de la lumière	3
Ruissellement des cendres, des nutriments et autres sédiments	5
Synthèse et aide à la décision	10
Conclusion	1
Références bibliographiques	2

Liste des tableaux

Tableau 1: Synthèse des causes et effets des principales conséquences des feux de forêt sur les poissons.....9

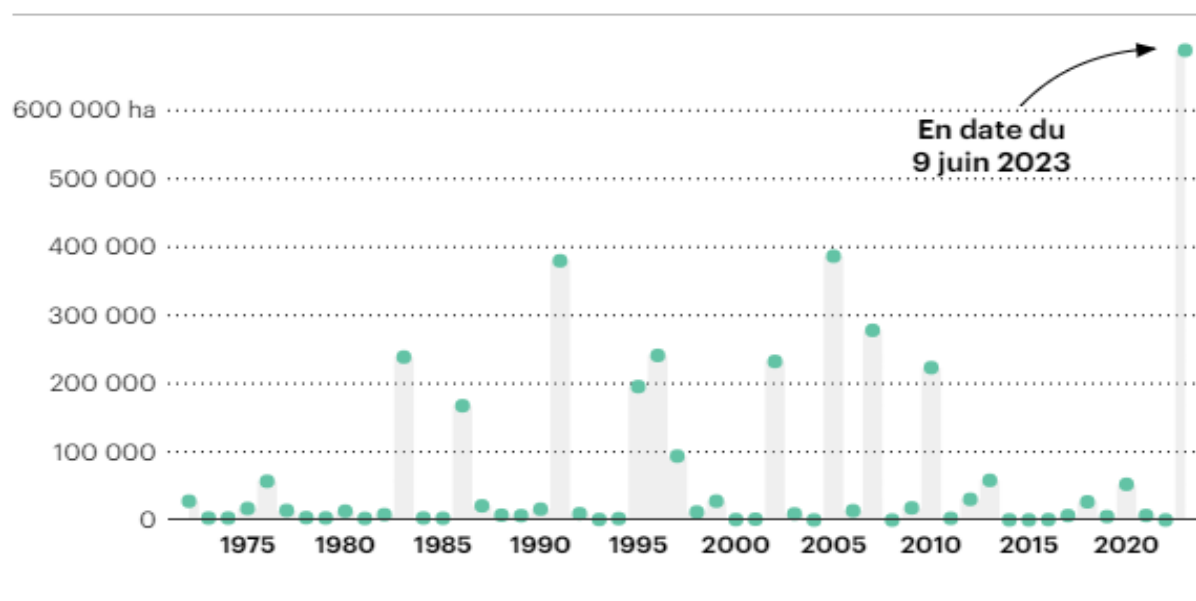
Tableau 2 : Outil diagnostique du risque de vulnérabilité d'un plan d'eau à la suite d'un feu de forêt 1

Liste des figures

Figure 1 : Bilans annuels des superficies atteintes par les feux de forêt au Québec dans la « zone de protection intensive » (Le Devoir, 2023; SOPFEU, 2023) 1

Introduction

En date du 9 juin 2023, déjà 700 000 hectares de forêts québécoises avaient brûlé à la suite de feux de forêt d'une envergure jamais vue depuis 50 ans (Le Devoir, 2023; SOPFEU, 2023). Ainsi, des millions de personnes ont été touchées de près ou de loin par les évacuations, la destruction d'infrastructures, la suspension d'activités industrielles, forestières et touristiques et également la réduction de la qualité de l'air. Les périodes de sécheresse étant de plus en plus importantes en raison des changements climatiques actuels, on prévoit une augmentation de l'intensité et de la fréquence des feux de forêt. En effet, on constate davantage de feux de forêt touchant de vastes superficies à l'ouest du Canada et aux États-Unis (Westerling et coll., 2016; Coogan et coll., 2021). D'ici la fin du 21^e siècle, la diminution du couvert neigeux et l'arrivée plus précoce du printemps, causées par des conditions de plus en plus arides, pourraient faire augmenter de 30 % à 500 % la superficie des forêts boréales qui brûleront annuellement, notamment celles que l'on trouve au nord du Québec (Héon et coll., 2014; Westerling et coll., 2016; Jager et coll., 2021). De plus, cette zone au nord du Québec est en dehors de la zone de protection intensive et les feux sont uniquement surveillés et combattus lorsqu'il y a un enjeu de sécurité civile ou de protection d'infrastructures.



Graphique : Le Devoir • Source : Gouvernement du Québec via Victor Danneyrolles (UQAC)

Figure 1 : Bilans annuels des superficies atteintes par les feux de forêt au Québec dans la « zone de protection intensive » (Le Devoir, 2023; SOPFEU, 2023)

Bien que les conséquences des feux de forêt sur les écosystèmes forestiers soient évidentes, celles qui touchent les écosystèmes aquatiques sont difficiles à percevoir, même si elles peuvent se faire sentir pendant plusieurs années. Peu d'informations sont disponibles sur les effets des feux de forêt sur les habitats aquatiques, même si l'intérêt pour ce sujet croît depuis quelques années en raison de l'augmentation de leur fréquence. Il est également difficile de planifier des projets de recherche et d'acquérir des connaissances sur ce sujet à cause du caractère aléatoire des feux de forêt. Par conséquent, plusieurs questions ont été soulevées concernant les répercussions, au Québec, des feux sur les habitats aquatiques et l'état des populations de poissons exploités. Une évaluation de ces répercussions sur la faune aquatique est essentielle pour gérer adéquatement cette ressource ayant une valeur économique et sociale importante. Dans le but de répondre à cet enjeu, ce document présente une revue de la littérature sur les effets des feux de forêt sur les populations de poissons des cours d'eau et des lacs.

Répercussions sur la faune aquatique

La majorité des études publiées à ce jour se concentrent sur les effets des feux de forêt sur les milieux lotiques (rivières et autres cours d'eau) et peu d'informations sont disponibles sur les milieux lenticques, tels que les lacs. Dans le but d'envisager les effets sur la faune aquatique et l'influence possible des tributaires d'un lac sur ce dernier, nous avons complété le bilan des répercussions sur la faune vivant en lac avec des éléments touchant les cours d'eau, et plusieurs points en commun sont ressortis.

Parmi ceux-ci, on observe les effets immédiats des feux de forêt sur les écosystèmes aquatiques, qui provoquent des changements de la température de l'eau et de la quantité de sédiments, altérant ainsi les propriétés physicochimiques des plans d'eau. De plus, ces effets dépendent de l'intensité des précipitations après les feux de forêt et du pourcentage de perte de la végétation riveraine, car celles-ci influencent le ruissellement des débris, tels que le bois, les sédiments et les cendres, vers les plans d'eau. Cette source importante d'intrants vers les plans d'eau semble avoir des répercussions sur la structure thermique du lac et sa productivité, influençant l'ensemble de la communauté faunique aquatique.

Il faut noter que les effets sont généralement rapides, mais peuvent s'étaler sur de 2 à 3 ans dans le cas des lacs, et jusqu'à des dizaines d'années sur certains cours d'eau, selon l'intensité et la proximité des feux.

Température de l'eau et pénétration de la lumière

La hausse de la température des plans d'eau est l'un des principaux changements qui influencent l'habitat des poissons lors des feux de forêt. La chaleur dégagée par les flammes et la perte de la couverture végétale peuvent perturber le régime thermique des lacs touchés et diminuer la concentration d'oxygène dissous à des valeurs inférieures à 5 mg/L (Matthews et Berg, 1997; Luc et coll., 2012; Cooper et coll., 2015). Selon la taille des cours d'eau, des températures qui dépassent 55°C peuvent être observées lors de ces incendies, obligeant la faune aquatique à chercher activement un refuge thermique pour assurer sa survie (Philip, 2006). En lac, la faune aquatique peut plus facilement éviter cette situation en raison de la plus grande profondeur qui offre une meilleure protection contre les changements de température.

De plus, la température de l'eau des cours d'eau, tels que les tributaires d'un lac, peut rester plus élevée de 7 à 15°C qu'avant les feux de forêt, et ce, pendant plusieurs décennies, voire jusqu'à

ce que la couverture végétale se rétablisse (Koontz et coll., 2018; Luce et coll., 2012; Jager et coll., 2021). Le temps nécessaire au rétablissement de la végétation riveraine dépend de la gravité des feux de forêt et de la capacité de la végétation en place à recoloniser les zones perturbées. Cette couverture végétale permet de réduire l'exposition aux rayons solaires sur les plans d'eau, maintenant ainsi une température plus fraîche et fournissant un refuge à la faune aquatique. La perte de cette couverture végétale entraîne les changements les plus importants à long terme en ce qui concerne la température de l'eau.

Bien que les lacs soient plus résilients face à un changement de température en raison de leur volume d'eau important, un changement de seulement quelques degrés peut réduire l'habitat thermique des poissons d'eau froide en poussant la thermocline vers des eaux plus profondes et en allongeant la période sans couverture de glace (France et coll., 1997). Un réchauffement prolongé d'un plan d'eau peut entraîner une diminution de la disponibilité en oxygène dissous, augmenter les coûts métaboliques des poissons et favoriser l'eutrophisation du plan d'eau. De plus, pour les espèces qui se reproduisent en eaux peu profondes, le réchauffement couplé à la hausse de la pénétration des rayons UV peut également réduire le succès de reproduction des poissons en nuisant au taux de survie des œufs et des larves (Luce et coll. 2012; Gomez Isaza et coll., 2021).

L'absence de couverture végétale augmente également l'exposition des lacs aux vents, ce qui peut rafraîchir les lacs de faible volume, mais peut aussi pousser la thermocline à des profondeurs plus grandes dans les lacs ayant une longue surface d'exposition aux vents (France et coll., 1997, McCullough et coll., 2019). Compte tenu de ces facteurs, on croit que les petits lacs peu profonds dont la couverture végétale a brûlé sont les plus sensibles aux changements de température.

Face à ces changements, les espèces qui préfèrent les eaux plus froides, comme les salmonidés, seront les plus touchées. En effet, une variation de quelques degrés peut réduire leur croissance en augmentant leur coût métabolique et en diminuant la disponibilité de leur habitat en descendant la thermocline. Le seuil thermique létal dépend grandement de l'espèce (variant de 25°C à 30°C parmi les salmonidés) et de la capacité d'acclimatation des individus et se caractérise par des zones de température qui sont généralement évitées à cause de leur répercussion sur leur survie (Beitinger et coll. 2000, Legge et coll. 2022). Par exemple, Rosenberger et coll. (2015) ont observé que les populations de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) vivant dans des eaux plus chaudes à la suite de feux de forêt présentaient une maturité précoce et une taille de maturité plus petite que leurs congénères dans les zones non brûlées.

En ce qui concerne les effets des feux de forêt sur les lacs en milieu boréal au Québec, St-Onge et Magnan (2000) ont évalué la situation sur plus de 38 lacs non exploités. Ils n'ont pas observé de différences significatives dans la capture par unité d'effort (CPUE) entre les lacs témoins et les lacs perturbés (par feu et par exploitation forestière) pour plusieurs espèces de poissons abondantes, telles que le meunier noir (*Catostomus commersoni*), le brochet (*Esox lucius*), la perchaude (*Perca flavescens*), le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), le doré jaune (*Stizostedion vitreum*) et la lotte (*Lota lota*). Cependant, l'étude a révélé une différence dans la structure des populations, soit une plus faible proportion de perchaudes et de meuniers noirs de petites tailles parmi les lacs perturbés comparativement aux lacs témoins. Il est important de noter que cette étude regroupe l'effet des lacs touchés par l'exploitation forestière (9 lacs sur 38) et par les feux de forêt (9 lacs sur 38) faiblement ou non exploités. De plus, l'étude ne comporte pas d'indices d'abondance avant le feu de forêt qui permettraient d'établir des comparaisons après la perturbation.

Ruissellement des cendres, des nutriments et autres sédiments

Une des répercussions les plus nuisibles sur les écosystèmes aquatiques se produit juste après les feux de forêt. En effet, d'énormes quantités de cendres, de nutriments (phosphore, nitrate), de sédiments de toutes tailles et d'autres composés chimiques provenant des sols brûlés peuvent s'introduire dans les plans d'eau et en altérer gravement l'équilibre physicochimique (Luce et coll., 2012; McCullough et coll., 2019; Gomez Isaza et coll., 2020; Jager et coll. 2021). L'habitat peut ainsi devenir toxique et appauvri en oxygène pour la faune aquatique.

À la suite des feux de forêt, il n'est pas rare d'observer des épisodes importants de ruissellement vers les plans d'eau causés par de fortes précipitations. De plus, la perte de la végétation riveraine réduit la rétention des sédiments et augmente l'érosion des berges en entraînant un apport plus élevé de sédiments vers les cours d'eau et les lacs. Les conséquences semblent les plus importantes pour les plans d'eau situés en aval et à proximité des feux de haute intensité puisqu'ils reçoivent rapidement par ruissellement de grandes quantités de débris (sédiments, cendre, bois, métaux lourds, nutriments, etc.) (Benda et coll., 2004; Cannon et coll., 2010; Staley et coll., 2017). Dans les cours d'eau, ces sédiments se déversent rapidement et peuvent entraîner un taux de turbidité élevé pouvant dépasser les 6000 unités de turbidité néphélométrique (UTN) pendant des jours, voire des semaines. Ces sédiments sont fréquemment remis en suspension au cours des années qui suivent (Lyon et O'Connor, 2008; Shelley et coll., 2021). Cet apport élevé de sédiments peut en soi avoir pour conséquences d'obstruer les branchies des poissons,

de réduire leur capacité à se nourrir et de diminuer les taux d'oxygène dissous dans les petits plans d'eau, qui atteignent des conditions allant de sous-optimales à létales lorsque ces taux d'oxygène sont inférieurs à 0,5 mg/L (Bozek et Young, 1994).

Les conséquences de ces changements peuvent être accompagnées d'une mortalité massive de poissons dans les tributaires, pouvant atteindre de 95 à 100 % des individus, en fonction du degré de vulnérabilité du cours d'eau et de sa taille (Gomez Isaza et coll., 2021). Par exemple, à la suite des mégafeux en Australie en 2019, plusieurs cas de mortalité massive de la faune aquatique ont été signalés en raison de l'apport excessif de sédiments et de nutriments, réduisant la disponibilité d'oxygène dissous causée par l'augmentation de la turbidité et l'eutrophisation des cours d'eau. Les chercheurs ont également observé que les plans d'eau situés jusqu'à 100 km en aval des feux étaient particulièrement vulnérables au ruissellement de sédiments (Silva et coll., 2020; Whiterod et coll., 2020; Legge et coll. 2022).

En revanche, contrairement aux cours d'eau, les lacs agissent comme des puits, et les sédiments sont rapidement déposés de la zone littorale jusqu'à la zone benthique (Miller et coll., 1997). Ainsi, il est peu probable que les effets observés de l'augmentation de la turbidité dans les cours d'eau soient aussi létaux chez les poissons vivant dans des lacs qui possèdent une profondeur et un volume suffisants pour résister à ces changements et offrir des refuges adéquats. L'apport excessif de sédiments peut cependant modifier la granulométrie des habitats de ponte des poissons, les rendant moins propices pour certaines espèces qui nécessitent des sédiments plus grossiers et non sablonneux, comme les salmonidés et le meunier noir (St-Onge et Magnan, 2000).

L'effet combiné de l'élévation de la température, de la pénétration accrue de la lumière par la perte de la couverture végétale et de l'apport de nutriments par ruissellement favorise la productivité des plans d'eau, ce qui peut perturber la chaîne alimentaire et entraîner la prolifération d'algues et de zooplancton. Cependant, l'apport excessif de nutriments peut contribuer à l'eutrophisation du plan d'eau, ce qui réduit davantage la disponibilité d'oxygène dissous pour la faune aquatique (McCullough et coll., 2019; Gomez Isaza et coll., 2020). La concentration de nutriments (par exemple le potassium, le nitrate et le phosphore total) peut augmenter jusqu'à 2 à 13 fois leur concentration initiale dans les cours d'eau et jusqu'à 64 % dans les lacs à la suite d'un feu (Lamontagne et coll., 2000; Silins et coll., 2014; Cooper et coll., 2015). L'augmentation de l'apport en phosphore notamment est intimement liée à la production primaire totale des lacs situés dans la zone boréale, provoquant des changements dans

l'ensemble de la chaîne trophique (Lamontagne et coll., 2000; Silins et coll. 2014). De plus, avec la perte de la capacité de rétention de la végétation riveraine, on constate que la croissance de la productivité des lacs par l'apport de nutriments demeure élevée durant les 3 à 5 années qui suivent les feux de forêt, favorisant la productivité à moyen et long terme du lac grâce à la croissance des populations de zooplancton et de phytoplancton (Carignan et coll., 2000; Patoine et coll., 2000; Planas et coll., 2000; Luce et coll. 2012, Silins et coll. 2014; McCullough et coll., 2019). Cette croissance peut avoir un effet bénéfique chez les espèces planctonivores à long terme, ce qui a été observé par une augmentation de la croissance et de la taille des jeunes individus de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et de truites fardées (*Oncorhynchus clarkii*) dans les années suivant un feu de forêt (Koetsier et coll. 2007; Silins et coll. 2014). Ainsi, la hausse des nutriments favorise certains stades de vie et les espèces qui s'adaptent rapidement aux perturbations, comme certaines espèces envahissantes, ce qui a pour conséquence d'altérer la dynamique des populations et la structure des communautés (Jager et coll., 2021)

On observe également une bioaccumulation plus importante de contaminants toxiques chez les poissons, tels que le mercure et d'autres métaux lourds (Garcia et Carignan, 2000; McCullough et coll., 2019). En effet, Kelly et coll. (2006) ont observé une augmentation du taux de mercure dans la truite grise et l'omble de fontaine de 45 % et de 500 % respectivement. La raison de cette augmentation est l'apport important de métaux lourds par ruissellement, mais aussi la hausse de la productivité du lac qui a restructuré la chaîne trophique en favorisant l'accroissement du nombre de poissons de phénotype ichtyophage.

Les cendres apportées dans les plans d'eau par le ruissellement peuvent devenir toxiques pour les populations de poissons, d'invertébrés et de périphyton en augmentant le pH, la concentration de nitrate et la conductivité des plans d'eau (Harper et coll., 2019). Ces éléments peuvent faire monter le pH au-dessus de 10, influant notamment sur les processus d'excrétion des ions et d'autres capacités physiologiques vitales pour les poissons. Le ruissellement apporte également d'autres composés toxiques tels que l'ammoniac, les nitrates, les métaux et les composés aromatiques polycycliques, qui peuvent tous endommager le système respiratoire des poissons et nuire à leur développement (Gomez Isaza et coll., 2020).

D'autre part, des produits ignifuges sont souvent employés pour limiter la propagation des feux de forêt ou réduire leur intensité. Ils sont généralement déversés sur les forêts en flammes à l'aide d'avions-citernes. Il n'est pas rare que ces produits se retrouvent dans les plans d'eau par ruissellement, entraînant des répercussions sur la faune aquatique. En effet, la plupart de ces

produits sont à base d'eau et comportent une très forte concentration de sels inorganiques tels que les phosphates diammoniques et les sels polyphosphates d'ammonium, qui peuvent libérer de grandes quantités d'ammoniac au contact de l'eau. Selon la quantité déversée, ces produits ignifuges peuvent ainsi entraîner de la mortalité chez la faune aquatique et favoriser davantage l'eutrophisation des plans d'eau (Calfée et Little, 2003; Boulton et coll., 2003).

Les conséquences des feux de forêt sur les populations de poissons et leurs habitats sont résumées au tableau 1.

Tableau 1: Synthèse des causes et effets des principales conséquences des feux de forêt sur les poissons

Conséquences des feux de forêt sur le milieu aquatique	Causes	Effets possibles sur l'habitat	Effets possibles sur les poissons
Augmentation de la pénétration de la lumière	Perte de la couverture végétale	<ul style="list-style-type: none"> • Hausse de la productivité primaire propice à l'eutrophisation 	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation des effets néfastes des rayons UV sur le métabolisme, le comportement et la reproduction des poissons
Augmentation de la température de l'eau	<p>Chaleur des feux</p> <p>Perte de la couverture végétale</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction de la concentration d'oxygène dissous • Hausse de la température du plan d'eau (cours d'eau et lac) sur plusieurs années 	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation du coût métabolique • Réduction de la densité et de la vitesse de croissance des populations d'eaux froides à court terme
Ruissellement des cendres, sédiments, nutriments et composés toxiques	<p>Fortes précipitations après les feux de forêt</p> <p>Utilisation d'ignifuges par les pompiers</p> <p>Perte de la végétation riveraine</p> <p>Intensité du feu</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Changement dans la dynamique d'érosion • Augmentation de la turbidité par ruissellement • Perturbation de l'équilibre physicochimique • Apports augmentés et continus de nutriments • Augmentation de la productivité à moyen/long terme 	<ul style="list-style-type: none"> • Sédimentation sur les sites de reproduction • Obstruction des branchies • Mortalité élevée dans les cours d'eau • Changement dans la structure de la chaîne alimentaire • Croissance favorisée à moyen/long terme • Bioaccumulation des contaminants

Synthèse et aide à la décision

Même si les conséquences directes des feux de forêt sur les populations de poissons, leurs habitats et la gestion de la pêche demeurent encore à préciser, le tableau 2 propose une grille d'aide à la décision conçue selon la revue de la littérature présentée précédemment. L'objectif de cette grille d'aide est de pouvoir analyser le degré de vulnérabilité d'un plan d'eau face aux feux de forêt et, incidemment, appuyer une éventuelle prise de décision quant aux modalités de pêche. Les principaux facteurs à considérer sont énumérés, accompagnés du degré de vulnérabilité associé à chaque plage de valeurs. Les facteurs sont présentés par ordre de priorité (de 1 à 6). Par exemple, la proximité et la position d'un lac sont des facteurs qui ont plus d'incidences sur sa vulnérabilité que les espèces qui y résident ou sa connectivité.

Selon le degré de vulnérabilité et l'importance de chaque facteur, il pourrait être requis d'adapter la gestion de la population et son niveau d'exploitation en conséquence afin de contrebalancer les répercussions des feux de forêt et d'accélérer le rétablissement des populations.

Il importe de noter que cet outil a pour but de fournir une estimation du niveau de risque d'un lac basée sur des critères généralement faciles à évaluer. Cette estimation ne doit pas être considérée comme étant factuelle, et d'autres facteurs ponctuels pourraient influencer l'impact des feux de forêt sur un plan d'eau donné. C'est donc au cas par cas que l'analyse doit être faite et la décision, prise, lorsque c'est possible, selon les données disponibles.

Détail des facteurs par ordre de priorité :

1. Proximité et intensité du feu : Les lacs les plus proches des feux de forêt de forte intensité sont les plus vulnérables au réchauffement de leurs eaux. La présence de refuges thermiques dans un plan d'eau peut grandement aider les espèces à se protéger de la hausse de température. Pour déterminer l'intensité du feu, la durée et la superficie de ce dernier peuvent être utilisées en complément des statistiques disponibles à la SOPFEU.
2. Précipitations et position du lac : Les régions ayant reçu d'importantes précipitations dans les mois suivant les feux de forêt sont les plus vulnérables à un ruissellement massif de sédiments (risque de déclin des populations). Les lacs situés en aval et à moins de 80 km d'un feu sont considérés comme les plus vulnérables en raison du risque de ruissellement post-feu.

3. Couverture végétale riveraine : Les plans d'eau ayant perdu toute leur couverture végétale riveraine sont les plus vulnérables aux changements physicochimiques provoqués par l'accélération du réchauffement et de l'augmentation du ruissellement des sédiments et des cendres. Ce facteur touche davantage les cours d'eau que les lacs.
4. Volume du lac : Les lacs de faible volume (petite superficie et faible profondeur) sont les plus vulnérables en raison de leur faible capacité de résilience face aux changements physicochimiques (température, sédiments, pH, etc.). La superficie est utilisée comme indicateur pour faciliter l'évaluation du risque, mais la profondeur doit être prise en considération pour évaluer le volume du lac.
5. Espèces : Les espèces non migratrices ou spécialisées, adaptées à des habitats et à des températures restreintes, sont les plus vulnérables (par exemple, les salmonidés). Les espèces en situation précaire (menacées, vulnérables ou susceptibles de l'être) de même que les populations déjà connues pour être en état de surexploitation ou en présence d'espèces envahissantes sont également considérées comme vulnérables.
6. Connectivité : Les plans d'eau isolés (ne possédant aucun ruisseau connecté à un autre plan d'eau) sont les plus vulnérables à cause de leur moindre capacité à être recolonisés en cas de déclin de la population locale. À l'inverse, les lacs connectés à au moins un autre plan d'eau qui n'est pas touché par les feux et qui abrite une faune aquatique similaire sont considérés comme plus susceptibles de se rétablir à long terme.

Tableau 2 : Grille d'aide à la décision du degré de vulnérabilité d'un plan d'eau à la suite d'un feu de forêt

Facteurs à considérer	Degré de vulnérabilité		
	Élevé	Modéré	Faible
Proximité et intensité du feu	À moins de 10 km et intensité du feu élevé	Entre 10 km et 80 km et intensité du feu moyen	À plus de 80 km et intensité du feu faible
Précipitations et position du feu	Lac situé en aval avec fortes précipitations	Lac situé en aval avec faibles précipitations	Lac situé en amont avec fortes ou faibles précipitations
Couverture végétale riveraine du lac et de ses tributaires	Perte totale de la végétation riveraine	Présence partielle (≈ 50 %) de la végétation riveraine	Présence complète de la végétation riveraine
Volume du lac (superficie + profondeur)	Profondeur (< 3 m) ou superficie faible (< 25 ha)	Profondeur (3 à 10 m) ou superficie intermédiaire (25 à 100 ha)	Profondeur (> 10 m) ou superficie élevée (> 100 ha)
Espèces	Présence d'espèces sensibles et/ou d'espèces envahissantes	Faible présence d'espèces sensibles ou envahissantes	Absence d'espèces particulièrement sensibles et d'espèces envahissantes
Connectivité	Isolation complète des autres plans d'eau	Plan d'eau ayant au moins un cours d'eau connecté à un autre lac	Plan d'eau ayant plus d'un cours d'eau connecté à deux lacs ou plus

Conclusion

En somme, les feux de forêt peuvent provoquer des changements importants à court et moyen terme sur les cours d'eau et lacs vulnérables. La combinaison de feux de forêt de grande intensité suivis de fortes précipitations est le principal élément pouvant entraîner des changements physicochimiques majeurs dans un plan d'eau, qui peuvent devenir létaux pour la faune aquatique dans les cas extrêmes (Legge et coll. 2022).

D'un autre côté, puisque les feux de forêt demeurent tout de même un processus naturel, les espèces de poissons sont adaptées et résilientes au regard de ces changements (Philip, 2006; Luce et coll., 2012). Ainsi, à long terme, on constate généralement un rétablissement des populations de poissons et une hausse de la productivité des lacs et des cours d'eau. Cependant, la qualité de la pêche en souffre momentanément et le rétablissement complet de la population n'est pas garanti. Ainsi, il ne faut pas négliger l'effet des feux de forêt et leurs conséquences sur l'exploitation des populations au Québec, surtout si leur occurrence est appelée à augmenter dans les prochaines années.

Face à cette réalité pouvant devenir de plus en plus fréquente, il est nécessaire d'approfondir la recherche sur les conséquences des feux de forêt sur la faune aquatique, afin d'intégrer cette menace dans la gestion de la faune et de son exploitation. Par ailleurs, l'incidence de ces perturbations sur la bioaccumulation de métaux lourds dans la chair des poissons, comme le mercure, est un élément préoccupant en raison des risques que cela représente pour la consommation humaine, particulièrement chez les communautés autochtones. À notre connaissance, peu d'études se sont penchées sur les conséquences des feux de forêt sur les populations de poissons exploitées en eaux intérieures, y compris leurs habitats, et encore moins sur les espèces exploitées du Québec. Même dans les États et les provinces qui ont connu des incendies de forêt majeurs dans les dernières années, comme l'Alberta, la Californie ou l'Australie, les effets sur la faune aquatique sont encore à l'étude et n'ont pas été intégrés dans les mesures de gestion de la pêche. Ainsi, une meilleure compréhension des conséquences à court, moyen et long termes des incendies de forêt sur la faune aquatique et leurs habitats de même que la détermination de la manière d'intégrer ces informations dans la gestion durable des ressources fauniques sont nécessaires dans un avenir rapproché.

Références bibliographiques

- Beitinger, T. L., Bennett, W. A., et McCauley, R.W. (2000). Temperature Tolerances of North American Freshwater Fishes Exposed to Dynamic Changes in Temperature. *Environmental Biology of Fishes* 58, 237–275. <https://doi.org/10.1023/A:1007676325825>
- Benda, L., Poff, N. L., Miller, D., Dunne, T., Reeves, G., Pess, G., et Pollock, M. (2004). The network dynamics hypothesis: How channel networks structure riverine habitats. *BioScience*, 54(5), 413–427. <https://doi.org/10.1641/0006-3568>
- Boulton, A. J., Moss, G. L., et Smithyman, D. (2003). Short-term effects of aerially applied fire-suppressant foams on water chemistry and macroinvertebrates in streams after natural wild-fire on Kangaroo Island, South Australia. *Hydrobiologia* 498, 177–189. <https://doi.org/10.1023/A:1026213301871>
- Bozek, M. A., et Young, M. K. (1994). Fish mortality resulting from delayed effects of fire in the Greater Yellowstone ecosystem. *Great Basin Naturalist*, 54(1), 91–95.
- Calfee, R. D., et Little, E.E. (2003). Effects of a fire-retardant chemical to fathead minnows in experimental streams. *Environ Sci & Pollut Res* 10, 296–300. <https://doi.org/10.1065/espr2003.03.148>
- Cannon, S. H., Gartner, J. E., Rupert, M. G., Michael, J. A., Rea, A. H., et Parrett, C. (2010). Predicting the probability and volume of post wildfire debris flows in the intermountain western United States. *Bulletin of the Geological Society of America*, 122(1–2), 127–144. <https://doi.org/10.1130/B26459.1>
- Carignan, R., D’Arcy, P., et Lamontagne, S. (2000). Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(SUPPL. 2), 105–117. <https://doi.org/10.1139/f00-125>
- Coogan, S. C., Daniels, L. D., Boychuk, D., Burton, P. J., Flannigan, M. D., Gauthier, S., et Wotton, B. M. (2021). Fifty years of wildland fire science in Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 51(2), 283–302. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0314>
- Cooper, S. D., Page, H. M., Wiseman, S. W., Klose, K., Bennett, D., Even, T., Sadro, S., Nelson, C. E., et Dudley, T. L. (2015). Physicochemical and biological responses of streams to wildfire severity in riparian zones. *Freshwater Biology*, 60(12), 2600–2619. <https://doi.org/10.1111/fwb.12523>
- France, R. (1997). Land-water linkages: Influences of riparian deforestation on lake thermocline depth and possible consequences for cold stenotherms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(6), 1299–1305. <https://doi.org/10.1139/f97-030>
- Garcia, E., et Carignan, R. (2000). Mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(SUPPL. 2), 129–135. <https://doi.org/10.1139/f00-126>
- Gomez Isaza, D. F., Cramp, R. L., et Franklin, C. E. (2022). Fire and rain: A systematic review of the impacts of wildfire and associated runoff on aquatic fauna. *Global Change Biology*, 28, 2578–2595. <https://doi.org/10.1111/gcb.16088>
- Philip J. Howell (2006). Effects of Wildfire and Subsequent Hydrologic Events on Fish Distribution and Abundance in Tributaries of North Fork John Day River, *North American Journal of Fisheries Management*, 26:4, 983-994, DOI: [10.1577/M05-114.1](https://doi.org/10.1577/M05-114.1)
- Héon, J., Arseneault, D., et Parisien, M. A. (2014). Resistance of the boreal forest to high burn rates. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(38), 13888–13893. <https://doi.org/10.1073/pnas.1409316111>

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., et Flitcroft, R. L. (2021). Resilience of terrestrial and aquatic fauna to historical and future wildfire regimes in western North America. *Ecology and Evolution*, 11(18), 12259–12284. <https://doi.org/10.1002/ece3.8026>

Le Devoir (2023) Les feux de forêt au Québec, en cartes et en chiffres.

<https://www.ledevoir.com/environnement/792384/les-feux-de-forets-au-quebec-en-cartes-et-en-chiffres>

Kelly, E. N., Schindler, D. W., St. Louis, V. L., Donald, D. B., et Vladicka, K. E. (2006). Forest fire increases mercury accumulation by fishes via food web restructuring and increased mercury inputs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103(51), 19380–19385. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609798104>

Koetsier, P., Tuckett, Q., et White, J. (2007). Present effects of past wildfires on the diets of stream fish. *Western North American Naturalist*, 67(3), 429–438. <https://doi.org/10.3398/1527-0904>

Koontz, E. D., Steel, E. A., et Olden, J. D. (2018). Stream thermal responses to wildfire in the Pacific Northwest. *Freshwater Science*, 37(4), 731–746. <https://doi.org/10.1086/700403>

Lamontagne, S., Carignan, R., D'Arcy, P., Prairie, Y. T., et Pare, D. (2000). Element export in runoff from eastern Canadian Boreal Shield drainage basins following forest harvesting and wildfires. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(SUPPL. 2), 118–128. <https://doi.org/10.1139/cjfas-57-s2-118>

Legge, S., Woinarski, J. C. Z., Scheele, B. C., Garnett, S. T., Lintermans, M., Nimmo, D. G., Whiterod, N. S., Southwell, D. M., Ehmke, G., Buchan, A., Gray, J., Metcalfe, D. J., Page, M., Rumpff, L., van Leeuwen, S., Williams, D., Ah Yong, S. T., Chapple, D. G., Cowan, M., et Tingley, R. (2022). Rapid assessment of the biodiversity impacts of the 2019–2020 Australian megafires to guide urgent management intervention and recovery and lessons for other regions. *Diversity and Distributions*, 28, 571–591. <https://doi.org/10.1111/ddi.13428>

Luce, Charles, P. Morgan, Dwire, K.A., Isaak, Daniel, Holden, Zachary, et B. Rieman. (2012). Climate change, forests, fire, water, and fish: Building resilient landscapes, streams, and managers. Rocky Mountain Research Station - General Technical Report-290.

Lyon, J. P., et O'Connor, J. P. (2008). Smoke on the water: Can riverine fish populations recover following a catastrophic fire-related sediment slug? *Austral Ecology*, 33(6), 794–806. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2008.01851.x>

Matthews, K. R., et Berg, N. H. (1997). Rainbow trout responded to water temperature and dissolved oxygen stress in two southern California stream pools. *Journal of Fish Biology*, 50(1), 50–67. <https://doi.org/10.1006/jfbi.1996.0274>

McCullough, I. M., Cheruvilil, K. S., Lapierre, J. F., Lottig, N. R., Moritz, M. A., Stachelek, J., et Soranno, P. A. (2019). Do lakes feel the burn? Ecological consequences of increasing exposure of lakes to fire in the continental United States. *Global Change Biology*, 25(9), 2841–2854. <https://doi.org/10.1111/gcb.14732>

Miller, L. B., McQueen, D. J., et Chapman, L. (1997). Impacts of forest harvesting on lake ecosystems: a preliminary literature review. *Wildl. Bull. No. B-84*. B.C. Ministry of the Environment, Lands.

Patoine, A., Pinel-Alloul, B., Prepas, E. E., et Carignan, R. (2000). Do logging and forest fires influence zooplankton biomass in Canadian Boreal Shield Lakes? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(SUPPL. 2), 155–164. <https://doi.org/10.1139/cjfas-57-s2-155>

Planas, D., Desrosiers, M., Groulx, S. R., Paquet, S., et Carignan, R. (2000). Pelagic and benthic algal responses in eastern Canadian Boreal Shield Lakes following harvesting and wildfires. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(SUPPL. 2), 136–145. <https://doi.org/10.1139/cjfas-57-s2-136>

Rosenberger, A. E., Dunham, J. B., Neuswanger, J. R., et 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. *Freshwater Science*, 34(4), 1571-1584. <https://doi.org/10.1086/683338>

Shelley, J. J., Raadik, T. A., et Lintermans, M. (2021). Summary of the 2019/20 bushfire impacts on freshwater fish and emergency conservation response in south-eastern Australia. August 2021, 1–36.

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., et Tichkowsky, I. (2014). Five-year legacy of wildfire and salvage logging impacts on nutrient runoff and aquatic plant, invertebrate, and fish productivity, *Ecohydrol.*, 7; pages 1508– 1523, doi: [10.1002/eco.1474](https://doi.org/10.1002/eco.1474)

Silva, L. G. M., Doyle, K. E., Duffy, D., Humphries, P., Horta, A. et Baumgartner, L. J. (2020). Mortality events resulting from Australia's catastrophic fires threaten aquatic biota. *Glob. Change Biol.*, 26: 5345-5350. <https://doi.org/10.1111/gcb.15282>

SOPFEU (2023). Société de protection des forêts contre le feu. <https://sopfeu.qc.ca/>

Staley, D. M., Negri, J. A., Kean, J. W., Laber, J. L., Tillery, A. C., et Youberg, A. M. (2017). Prediction of spatially explicit rainfall intensity–duration thresholds for post-fire debris-flow generation in the western United States. *Geomorphology*, 278, 149–162. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.10.019>

St-Onge, I., et Magnan, P. (2000). Impact of logging and natural fires on fish communities of Laurentian Shield Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(SUPPL. 2), 165–174. <https://doi.org/10.1139/cjfas-57-s2-165>

Westerling, A. L. (2016). Increasing western US forest wildfire activity: sensitivity to changes in the timing of spring. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1696), 20150178.

Whiterod, N. S., Lintermans, M., Cramp, R. L., Franklin, C. E., Kennard, M. J., McCormack, R., Pearce, L., Raadik, T. A., Ward, M., et Zukowski, S. (2020). The impact of the 2019–20 Australian wildfires on aquatic systems.