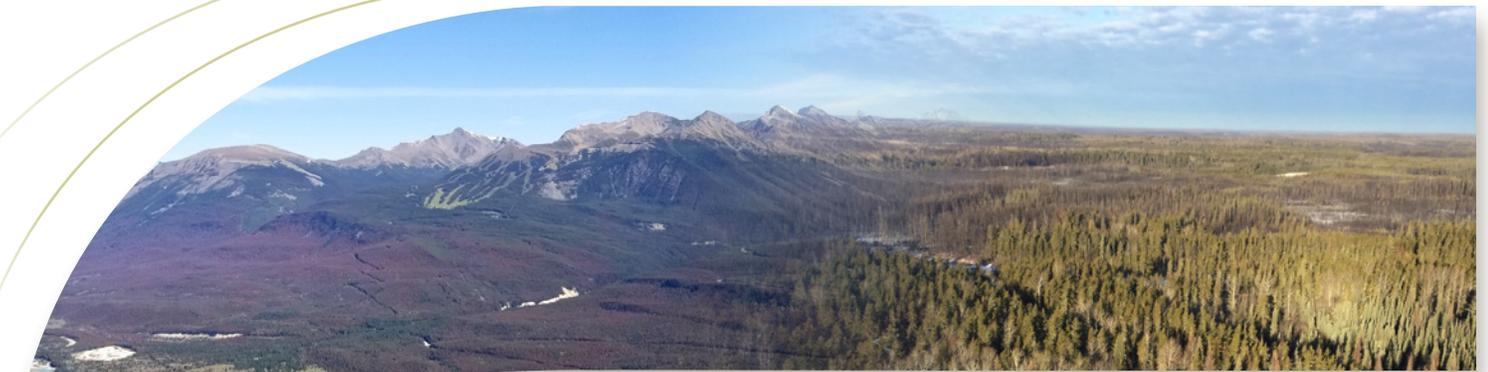




Évaluation de la menace que pose le dendroctone du pin ponderosa pour les pinèdes de la zone boréale et de l'Est du Canada





ÉVALUATION DE LA MENACE QUE POSE LE DENDROCTONE DU PIN PONDEROSA POUR LES PINÈDES DE LA ZONE BORÉALE ET DE L'EST DU CANADA

Préparée pour le groupe de travail sur les ravageurs forestiers du Conseil canadien
des ministres des forêts

Publié sous la direction de Katherine P. Bleiker
Ressources naturelles Canada – Service canadien des forêts
Centre de foresterie du Pacifique, Victoria, Colombie-Britannique

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de Ressources naturelles Canada, 2019
N° de cat. Fo79-14/2019F-PDF
ISBN 978-0-660-30745-9

Ce rapport est le fruit du groupe de travail sur les ravageurs forestiers du Conseil canadien des ministres des forêts.

Une version en format PDF de cette publication est disponible à partir du site des Publications du Service canadien des forêts : <http://scf.mcan.gc.ca/publications>.

This publication is available in English under the title: Risk assessment of the threat of mountain pine beetle to Canada's boreal and eastern pine forests.

Conception graphique et mise en page : Julie Piché

Crédits photographiques

Couverture, en haut à gauche, Roger Brett, RNCAN; en haut à droite, Brian Poniatowski, ministère de l'Environnement de la Saskatchewan; en bas, Rory McIntosh, ministère de l'Environnement de la Saskatchewan. Pages 3 et 5, Rory McIntosh, ministère de l'Environnement de la Saskatchewan.

Le contenu de cette publication peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques, mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par Ressources naturelles Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec Ressources naturelles Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales sont interdites, sauf avec la permission écrite de Ressources naturelles Canada. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec Ressources naturelles Canada à nrcan.copyrightdroitdauteur:nrcan@canada.ca.



TABLE DES MATIÈRES

Auteurs contributeurs	5
Participants à l'atelier	6
Remerciements	6
Synthèse	7
Contexte	9
Probabilité de propagation	13
1. Une partie importante de la forêt boréale canadienne est menacée par le DPP. (K. Bleiker)	13
2. Une portion importante de la forêt boréale canadienne est adéquate au DPP sur le plan climatique. (K. Bleiker)	17
3. Le DPP peut localiser et coloniser des peuplements de pin gris ou de pins tordus latifoliés qui se trouvent en dehors de l'aire de répartition historique du dendroctone. (K. Bleiker, N. Erbilgin)	20
4. La productivité du DPP dont l'hôte est le pin gris se situera dans les valeurs observées chez les espèces de pin de son aire de répartition historique. (K. Bleiker)	23
5. La vitesse de propagation naturelle du DPP varie et dépend de la taille de la population de dendroctones. Le DPP peut se disperser sur de grandes distances (entre 100 et 300 km) lorsque les populations sont extrêmement importantes. (K. Bleiker)	26
6. En l'absence de gestion, le DPP continuera d'élargir son aire de répartition vers l'Est dans la forêt boréale canadienne par le processus naturel de dispersion. Dans un proche avenir (2 à 8 ans), des populations épidémiques dans l'ouest de l'Alberta pourraient être la source d'une propagation vers l'est. (K. Bleiker)	30
7. L'expansion vers le nord de l'aire de répartition du DPP sera limitée dans un proche avenir en raison de la faible adéquation du climat. (K. Bleiker)	32
8. L'application soutenue des mesures de lutte intensives actuelles dans la zone de front d'attaque à l'Est de l'Alberta ralentira la propagation vers l'est. (K. Bleiker, C. Whitehouse)	33
9. Il existe peu d'outils pour détecter et éliminer le DPP et leur efficacité est limitée. (K. Bleiker, B. Cooke)	37
10. Le DPP pourrait se propager dans les forêts de pins de l'Est sous l'effet du transport de bois infesté par l'humain. (K. Bleiker)	41

Conséquences d'une propagation	43
11. Les pertes de fibres associées à la mortalité des arbres causée par le DPP varieront à l'échelle du paysage et influenceront sur la qualité marchande de certains peuplements de la forêt boréale. Certaines pertes peuvent être atténuées par la coupe de récupération, mais une diminution rapide de la qualité du bois après une attaque par le dendroctone limitera les utilisations ou la valeur potentielles du bois ainsi récolté. (K. Bleiker; K. Lewis)	43
12. Les pratiques de gestion des forêts mises en place pour réduire la propagation de l'épidémie et récupérer la valeur économique des pins morts sur pied influenceront sur l'approvisionnement en fibres à moyen terme et sur d'autres valeurs forestières, ainsi que sur la vulnérabilité des forêts aux perturbations futures et aux changements climatiques. (E. Campbell).....	45
13. Les répercussions de la mortalité des arbres causée par le DPP sur le volume de bois dans la forêt boréale seront très variables. (B. Stennes)	48
14. La capacité des communautés de la forêt boréale à s'adapter à la mortalité des arbres causée par le DPP est variable. (R. Friberg)	49
15. La valeur des services écosystémiques en péril dans les forêts de pins de l'Est dépasse la valeur traditionnelle du bois récolté à des fins commerciales. (B. Cooke)	51
16. Le DPP aura une incidence importante sur le bilan du carbone des forêts boréales du Canada. (C. Boisvenue).....	53
17. Les infestations de DPP augmenteront les risques de feux de forêt dans l'Ouest canadien. (C. Stockdale).....	55
Références	57



Auteurs contributeurs

Bleiker, Katherine P.

Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Pacifique
506 West Burnside Road, Victoria, Colombie-Britannique V8Z 1M5

courriel : katherine.bleiker@canada.ca

Boisvenue, Céline

Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Pacifique
506 West Burnside Road, Victoria, Colombie-Britannique V8Z 1M5

courriel : celine.boisvenue@canada.ca

Campbell, Elizabeth M.

Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Pacifique
506 West Burnside Road, Victoria, Colombie-Britannique V8Z 1M5

courriel : elizabeth.campbell@canada.ca

Cooke, Barry J.

Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Grands Lacs
1219 rue Queen Est, Sault Ste-Marie, Ontario P6A 2E5

courriel : barry.cooke@canada.ca

Erbilgin, Nadir

Département des ressources renouvelables, University of Alberta
4-42 Earth Science Building, 11223 Saskatchewan Drive NW, Edmonton, Alberta T6G 2E3

courriel : erbilgin@ualberta.ca

Friberg, Rob F.

University of British Columbia, Campus Okanagan
3247 University Way, Kelowna, Colombie-Britannique V1V 1V7

courriel : rob.friberg@ubc.ca

Lewis, Katherine J.

University of Northern British Columbia
3333 University Way, Prince George, Colombie-Britannique V2N 4Z9

courriel : kathy.lewis@unbc.ca

Stennes, Bradley K.

Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Pacifique
506 West Burnside Road, Victoria, Colombie-Britannique V8Z 1M5

courriel : brad.stennes@canada.ca

Stockdale, Chris
Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord
5320 122e rue nord-ouest, Edmonton, Alberta T6H 3S5
courriel: chris.stockdale@canada.ca

Whitehouse, Caroline M.
Alberta Agriculture and Forestry
8e étage, 9920-108e rue, Edmonton, Alberta T5K 2M4
courriel: caroline.whitehouse@gov.ab.ca

Participants à l'atelier

1. Probabilité de propagation du dendroctone du pin ponderosa (DPP) (Victoria, Colombie-Britannique, 17 avril 2018)

Kathy Bleiker, Ressources naturelles Canada – Centre de foresterie du Pacifique
Allan Carroll, University of British Columbia
Barry Cooke, Ressources naturelles Canada – Centre de foresterie des Grands Lacs
Nadir Erbilgin, University of Alberta
Janice Hodge, JCH Forest Pest Management
Anthony Hopkin, Ressources naturelles Canada – Centre de foresterie du Pacifique
Rory McIntosh, Saskatchewan Ministry of Environment
Bill Riel, Ressources naturelles Canada – Centre de foresterie du Pacifique
Erica Samis, Alberta Agriculture and Forestry
Brad Stennes, Ressources naturelles Canada – Centre de foresterie du Pacifique
Caroline Whitehouse, Alberta Agriculture and Forestry

2. Impacts économiques (Victoria, Colombie-Britannique, 18 avril 2018)

Kathy Bleiker, Ressources naturelles Canada – Centre de foresterie du Pacifique
Bryan Bogdanski, Ressources naturelles Canada – Centre de foresterie du Pacifique
Barry Cooke, Ressources naturelles Canada – Centre de foresterie des Grands Lacs
Anthony Hopkin, Ressources naturelles Canada – Centre de foresterie du Pacifique
Janice Hodge, JCH Forest Pest Management
Rory McIntosh, Saskatchewan Ministry of Environment
Bill Riel, Ressources naturelles Canada – Centre de foresterie du Pacifique
Erica Samis, Alberta Agriculture and Forestry
Brad Stennes, Ressources naturelles Canada – Centre de foresterie du Pacifique
Caroline Whitehouse, Alberta Agriculture and Forestry

Remerciements

Nous aimerions remercier tout particulièrement Janice Hodge pour l'organisation et l'enregistrement des résultats des ateliers et G. Thandi d'avoir compilé les données et généré des cartes qui sont présentées dans ce rapport. Outre les auteurs collaborateurs énumérés pour chaque énoncé, les personnes suivantes ont fourni des commentaires utiles, des renseignements, des opinions d'experts ou un soutien technique : Rory McIntosh, Jean-Luc St-Germain, Greg Smith, Brooks Horne, Bill Riel, Les Safranyik, Roger Brett, Erica Samis, Jessica Fraser, John Kang, Anthony Hopkin, Tim Ebata, Mike Undershultz, Fraser McKee, Jennifer MacCormick, Alex McBeath, Mark Hafer, Andrew Dyk, Graham Stinson, Frank Eichel, Larry Watkins, Adrian Walton, Anthony Viveiros, Bev Wilson et Larry Gelhorn, Barbara Bentz et Brian Aukema. Les provinces de la Colombie-Britannique, de l'Alberta, de la Saskatchewan, du Manitoba et de l'Ontario ont fourni des données d'inventaire.

Synthèse

Depuis l'an 2000, le dendroctone du pin ponderosa (DPP) s'est propagé assez rapidement vers l'est, dans les Rocheuses, au nord-est de la Colombie-Britannique, dans une grande partie de l'Alberta et au nord, vers le Yukon et les Territoires du Nord-Ouest (figure 1). Le risque que la propagation se poursuive vers le nord est faible dans un avenir rapproché en raison de la mauvaise adéquation du climat et de l'affaiblissement de vastes populations dans le nord de la Colombie-Britannique. Cependant, on estime qu'une zone de pins hautement vulnérable dans le sud-est du Yukon sera menacée d'ici 2050 en raison des effets anticipés des changements climatiques. La propagation dans la forêt boréale est comparativement plus lente que la propagation dans l'ouest et le centre de l'Alberta. La diminution de la vitesse de propagation est probablement due à : (i) des mesures de lutte intensives dans l'Est et le centre de l'Alberta; (ii) des volumes de pin inférieurs dans l'Est de l'Alberta par rapport à l'ouest; (iii) l'absence de migrations massives sur de grandes distances dans l'Est de l'Alberta. Le climat actuel du sud de la forêt boréale du Canada peut probablement permettre au DPP de s'établir et il pourrait être avantageux d'améliorer les indices d'adéquation du climat afin d'évaluer les risques futurs.

La plus grande menace de propagation vers l'est provient actuellement des populations autour du Petit lac des Esclaves, qui persistent et se propagent lentement dans les pinèdes à fort volume de la région (figure 2). Les données d'inventaire provinciales utilisées dans la présente évaluation montrent plus de pins à risque en Alberta, en Saskatchewan, au Manitoba et en Ontario que les sources de données nationales utilisées dans les évaluations précédentes (figure 3). Alors que le climat régule les populations de DPP à l'échelle du paysage, les caractéristiques des peuplements constituent le principal déterminant de la dynamique des populations à l'échelle locale. Pour mieux évaluer la menace potentielle que le DPP représente pour les forêts de pins de l'Est, il existe un besoin en matière d'inventaire forestier détaillé, comprenant une quantification des ressources de phloèmes disponibles.

Outre les populations persistantes qui se propagent lentement autour de la région du Petit lac des Esclaves, il existe deux autres voies de propagation vers l'est. En 2018, il a été démontré que des dendroctones provenant de grandes populations sources de l'Ouest de l'Alberta se sont dispersés sur de grandes distances dans des pinèdes vulnérables au sud du Petit lac des Esclaves. Si les populations atteignent des niveaux irrépressibles dans le centre de l'Alberta dans un proche avenir, elles fourniront une source de dendroctones qui pourraient se disperser sur 300 km en Saskatchewan, favorisant ainsi la propagation vers l'est. La menace persistera probablement plusieurs années jusqu'à ce que les grandes infestations dans l'Ouest de l'Alberta s'effondrent. La deuxième possibilité de propagation vers l'Est réside dans la menace à long terme que représentent les populations de DPP de très faible densité qui pourraient être établies dans l'Est de l'Alberta. Ces populations de faible densité pourraient augmenter à l'avenir dans des conditions favorables, poser un risque de propagation vers l'est et nécessiter des efforts de surveillance particuliers.

La propagation du DPP exige à la fois une dispersion (ou un mouvement) et l'établissement ultérieur de la population fondatrice dans un nouvel environnement. La propagation sera probablement en corrélation positive avec la taille de la population de dendroctones. La propagation des populations endémiques (ou de faibles densités) sera probablement négligeable, tandis que les infestations en tache et préépidémiques non traitées pourraient se propager à une vitesse de plusieurs dizaines de mètres à plusieurs kilomètres par an. Des populations massives pourraient entraîner une propagation sur 100 à 300 km dans la direction du vent dominant. La propagation favorisée par l'humain est peu probable en raison du faible volume de bois déplacé et des politiques provinciales,

mais les utilisateurs spécialisés présentent un risque particulier et plus élevé. Dans l'ensemble, la vitesse de propagation du DPP au Canada est associée à une incertitude relativement élevée, ce qui met en évidence : (i) la nécessité de mieux comprendre la dispersion; (ii) l'importance des relevés annuels et de l'examen annuel des décisions de contrôle; (iii) la nécessité de mieux comprendre la dynamique des populations de DPP dans de nouveaux habitats; et (iv) la nature extrêmement instable de la situation et la rapidité avec laquelle des changements peuvent survenir.

Les populations peuvent être supprimées par des mesures de gestion, mais le contrôle de grandes populations n'est pas réalisable. La relation entre le taux de croissance annuel de la population de DPP, la taille de l'infestation et la proportion de la population pouvant être traitée déterminera s'il s'agit d'une bataille qu'il est possible de gagner ou qui est perdue d'avance. La détection des arbres infestés et l'efficacité des mesures de lutte dépendent des ressources dont on dispose. Une suppression réussie nécessite une détection rapide et une lutte intensive maintenue jusqu'à ce que les causes de l'épidémie soient supprimées. Ces principes devraient s'appliquer dans la nouvelle aire de répartition, même si l'incertitude entourant les seuils de traitement précis est plus grande en raison des nouvelles interactions dendroctone-hôte-climat. De petites perturbations dans le système peuvent également se traduire par des changements soudains, ce qui signifie que les décisions en matière de gestion et d'allocation des ressources doivent être réexaminées chaque année.

La quantification des répercussions probables du DPP sur les nouvelles forêts de pins est nécessaire afin d'obtenir l'information permettant de déterminer les conséquences socioéconomiques et écologiques de la propagation du DPP. Les répercussions dans la forêt boréale devraient être inférieures à celles de la Colombie-Britannique en raison de volumes de pin relativement plus faibles : les peuplements comprenant de nombreux grands pins matures devraient connaître le taux de mortalité le plus élevé. Dans l'ensemble, le DPP devrait avoir des conséquences négatives sur la qualité marchande du peuplement, les communautés dépendantes du secteur forestier, les communautés autochtones, le stockage de carbone et la valeur des services écosystémiques. Les répercussions potentielles du DPP dans les pinèdes de la zone boréale et de l'Est sont beaucoup plus importantes que celles de tout autre insecte forestier au Canada. Le risque d'incendie de forêt dans l'écosystème boréal sujet aux incendies devrait s'accroître en fonction de l'augmentation de la mortalité des arbres, mais cela pourrait changer au fil du temps. Il pourrait être possible de récupérer certaines pertes en abattant des arbres qui sont morts à cause du dendroctone; toutefois, la valeur du bois serait faible et il pourrait être plus avantageux de laisser les peuplements avec une structure secondaire et une végétation de sous-étage de bonne qualité pour leur approvisionnement en bois à moyen terme et leurs valeurs écologiques.

Les pinèdes de la zone boréale et de l'Est du Canada constituent un nouvel habitat pour le DPP. Le DPP est exposé à une variation importante du nombre d'hôtes dans son aire de répartition historique dans l'ouest de l'Amérique du Nord. Il est probable que le comportement et la dynamique de la population dans son nouvel habitat correspondront à ce que l'on observe relativement à l'éventail d'hôtes de pins attaqués dans l'aire de répartition historique du dendroctone. Cependant, cet énoncé est associé à de grandes incertitudes et il serait nécessaire de mener des études empiriques sur le terrain à l'échelle du peuplement. La grande majorité des espèces introduites ont tendance à se comporter de manière similaire dans leurs aires de répartition d'origine et dans les zones qu'elles envahissent. En évaluant la menace que le DPP représente pour les forêts boréales et des zones de l'Est, il est essentiel de tenir compte que le DPP possède au moins deux caractéristiques essentielles d'espèce extrêmement prospère : (i) une capacité de reproduction élevée; et (ii) une capacité de dispersion étendue (mais uniquement durant les périodes épidémiques). Ces caractéristiques feront probablement du DPP un agent perturbateur important dans tout écosystème dominé par les pins.

Contexte

État actuel de la menace posée par le DPP

Le dendroctone du pin ponderosa (DPP) est un agent perturbateur indigène des pinèdes de l'ouest de l'Amérique du Nord. Les infestations périodiques se produisent généralement tous les 25 à 40 ans dans les écosystèmes dominés par les pins tordus latifoliés de l'intérieur de la Colombie-Britannique et entraînent une mortalité importante des arbres. Par son ampleur, la récente épidémie qui a débuté au milieu des années 1990 a dépassé de loin toutes les précédentes infestations observées. Plus de 730 millions de mètres cubes, soit environ 55 % du pin marchand de la Colombie-Britannique, ont été détruits, ce qui a eu d'importantes répercussions économiques, sociales et écologiques. Au moment où l'infestation atteignait son apogée au milieu des années 2000, un grand nombre de dendroctones se déplaçaient sur de grandes distances par les vents de la haute atmosphère dans les Rocheuses. Les vents ont transporté les dendroctones à l'Est de la ligne de partage des eaux dans le nord-est de la Colombie-Britannique et le nord-ouest de l'Alberta, où ils se sont rapidement établis et se sont propagés dans une région où aucune infestation n'avait été enregistrée auparavant.

Avant 2000, les infestations de DPP en Alberta se limitaient à Banff et au sud des Rocheuses, dans la région de Kananaskis et à une zone isolée de pins tordus latifoliés s'étendant sur la frontière sud de l'Alberta et de la Saskatchewan, une région que l'on nomme les collines Cypress (figure 1). Depuis environ 2006, le DPP s'est propagé dans plusieurs forêts de pins tordus latifoliés dans l'ouest et le centre de l'Alberta, en raison de plusieurs périodes de dispersion sur de grandes distances. Des infestations en tache ont été documentées près du 60^e parallèle pour la première fois et près de la frontière de la Saskatchewan, en Alberta.

Il ne semble toujours pas y avoir de barrière biologique imperméable empêchant la propagation vers l'est; on observe toutefois un ralentissement de la propagation dans l'Est de l'Alberta. La diminution de la vitesse de propagation est attribuable à la baisse des volumes de pins, à la mauvaise connectivité des peuplements de pins vulnérables, à la réduction de la probabilité de dispersion sur de grandes distances à mesure que la distance par rapport à une population source importante augmente, ainsi qu'aux efforts de lutte intensive déployés jusqu'à présent par la province de l'Alberta. Dans le Plan d'intervention et la stratégie de confinement nationaux relatifs au DPP du Canada, l'Est de l'Alberta, où les infestations sont relativement petites et le contrôle peut donc être efficace, a été considéré comme le meilleur endroit pour employer des tactiques de ralentissement de la propagation.

Il existe une très grande incertitude quant à la possibilité que d'importantes populations de DPP dans l'ouest de l'Alberta contribuent à la propagation dans l'est dans un proche avenir. D'importantes populations le long du versant est des Rocheuses pourraient se répandre dans le couloir d'une forêt de pins vulnérable qui s'étend au sud du Petit lac des Esclaves et s'établir à la limite est des contreforts. Dans un tel scénario, des populations importantes seraient alors en position potentiellement favorable à une dispersion sur 300 km directement jusqu'en Saskatchewan. Quoiqu'il en soit, l'augmentation de la population au pied des Rocheuses a incité la province de l'Alberta à réattribuer des ressources de lutte contre le DPP de l'Est de l'Alberta dans les contreforts, afin de protéger d'importants bassins versants et d'importantes forêts commerciales. Cette réattribution des ressources se traduira par un contrôle réduit dans l'Est de l'Alberta, ce qui laissera possiblement la chance à de petites infestations actives de se former, de croître progressivement et de se propager si elles demeurent non traitées.

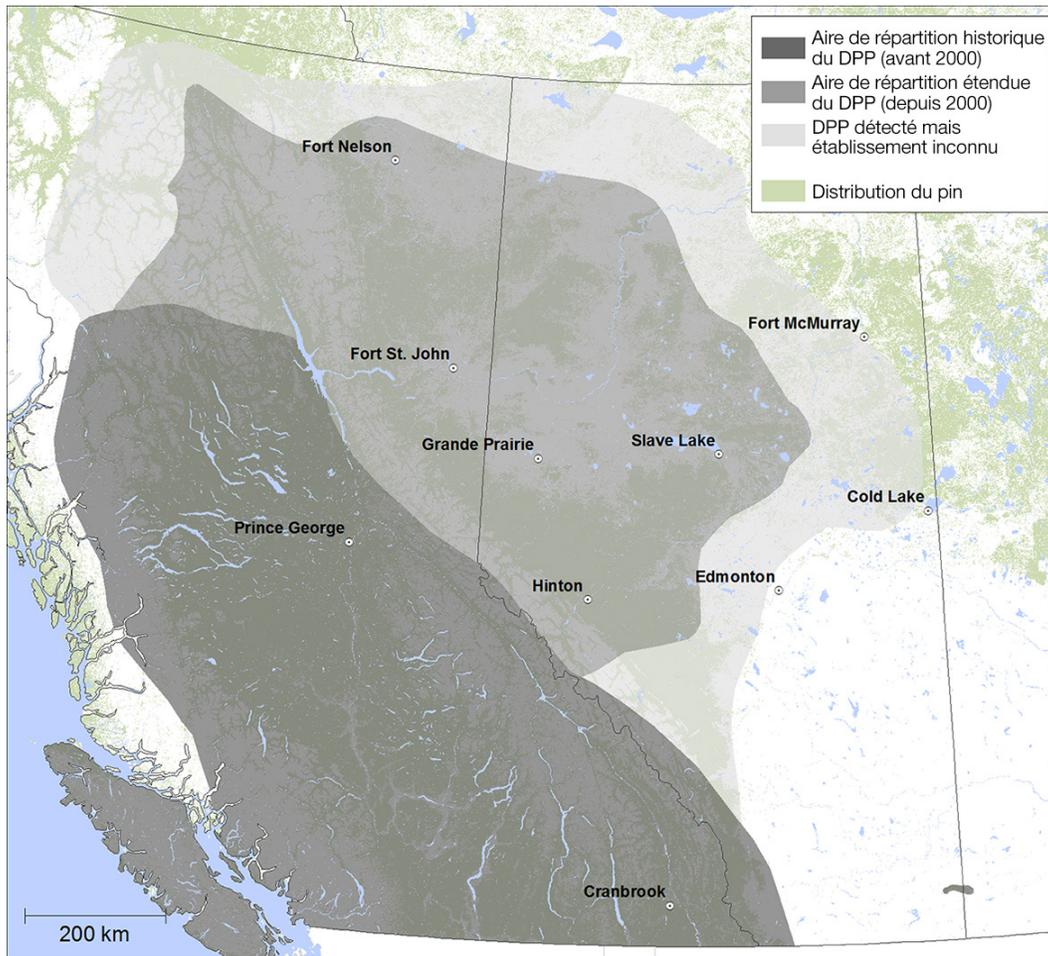


Figure 1. L'aire de répartition historique (avant 2000) et élargie (après 2000) du DPP au Canada. En dehors de l'aire de répartition élargie, il existe une région où le DPP a été détecté à de rares occasions et à faible densité au moyen de relevés aériens (Colombie-Britannique) ou en ayant recours à des arbres appâtés avec une phéromone (Alberta, Territoires du Nord-Ouest). À l'heure actuelle, on ignore si le DPP est établi dans cette région externe ou dans certaines parties de celle-ci. Autrement dit, on ignore si les dendroctones détectés dans cette région externe sont produits localement à partir de populations établies (résidents) de faible densité ou s'ils proviennent de vastes populations établies plus à l'ouest qui se dispersent parfois dans la région, mais ne réussissent pas à s'établir.

Processus d'analyse des risques

L'analyse des risques consiste à évaluer les facteurs connus qui caractérisent les risques (évaluation des risques) et à élaborer une réponse appropriée (réponse aux risques). La communication pour favoriser l'adaptation et la transparence doit passer par le processus itératif et adaptatif. À l'instar des évaluations précédentes, cette évaluation des risques s'appuie sur le cadre général d'analyse des risques qui découle de la Stratégie nationale de lutte contre les ravageurs forestiers du Conseil canadien des ministres des forêts (Nealis, 2015). On a recours à des énoncés affirmatifs qui suscitent des réactions en vue d'obtenir des observations scientifiques et des opinions d'experts permettant de révéler de nouvelles connaissances. Pour chaque énoncé, on détermine les incertitudes associées et les recherches nécessaires pour atténuer le niveau d'incertitude. Il s'agit d'une démarche intégrée et adaptative dans laquelle les nouvelles connaissances, les incertitudes et les réponses appropriées sont évaluées de manière répétée à mesure qu'on obtient de nouveaux renseignements.

Évaluation initiale des risques posés par le DPP de 2007

(Nealis et Peter 2008) <http://cfs.nrcan.gc.ca/pubwarehouse/pdfs/28891.pdf> [en anglais seulement]

En 2007, les taux alarmants de mortalité des arbres causée par le DPP à l'est des Rocheuses ont incité le Service canadien des forêts (SCF) à procéder à une évaluation des risques de la menace potentielle pour les pinèdes de la zone boréale et de l'Est du Canada. L'évaluation a permis de déterminer qu'il n'y avait pas d'obstacle en lien avec l'hôte empêchant la propagation du dendroctone vers l'est ou au nord, mais on estimait que la vitesse de propagation et la gravité des infestations seraient inférieures dans un avenir rapproché comparativement à ce que l'on observe au centre de la Colombie-Britannique en raison des différences de structure forestière et du climat relativement défavorable. L'extinction naturelle du DPP était jugée peu probable; de plus, on soulignait la menace que des populations persistantes prolifèrent et se propagent dans la forêt boréale à l'avenir, entraînant des conséquences socioéconomiques et écologiques. Dans l'évaluation, on recommandait l'élaboration d'une réponse globale, comprenant à la fois une lutte directe à court terme et une gestion préventive à long terme. Les besoins les plus urgents cernés en matière d'information résidaient dans l'efficacité des réponses à atténuer l'infestation de DPP, l'amélioration des méthodes de surveillance et de détection du DPP, ainsi qu'un inventaire forestier détaillé. Dans l'évaluation de 2007, on s'est également penché sur d'autres questions entourant les risques liés à la vulnérabilité des espèces de pins boréaux et de l'Est aux attaques, les taux de survie attendus du DPP en climats nouveaux, sur la vitesse et les directions de la propagation, ainsi que sur les répercussions écologiques et socioéconomiques.

Évaluation des risques posés par le DPP de 2010 (mise à jour)

(Nealis et Cooke 2014) <http://cfs.nrcan.gc.ca/pubwarehouse/pdfs/35407.pdf>

La mise à jour de 2010 a été demandée par le Groupe de travail sur les ravageurs forestiers du Conseil canadien des ministres des forêts, dans le cadre de la Stratégie nationale sur les ravageurs des forêts, en raison des changements rapides dans la répartition du DPP et des investissements importants réalisés par les gestionnaires forestiers en réponse à la menace. La mise à jour de 2010 s'appuyait sur des données jusqu'aux années 2011 et 2012; elle était centrée sur les nouvelles données probantes scientifiques produites depuis la réalisation d'urgence de l'évaluation initiale et suivait le même cadre général que cette dernière. Les répercussions socioéconomiques n'avaient pas été réévaluées. La réévaluation a révélé qu'entre 2007 et 2011, le DPP a continué d'élargir son aire géographique et l'éventail de ses hôtes et persistait dans des zones précédemment considérées comme inadéquates en raison du climat. On reconnaissait la contribution importante sur la propagation vers l'est et la nature erratique de la dispersion sur de grandes distances de dendroctones provenant de populations à forte densité; par ailleurs, on estimait que la fréquence des périodes de propagation sur de grandes distances diminuerait après 2011. La mise à jour de 2010 a également révélé que le DPP pouvait repérer et attaquer des bouquets de pins épars dans des peuplements mixtes et que la croissance et la propagation de la population étaient potentiellement moins limitées par la faible connectivité des peuplements vulnérables que ce que l'on prévoyait initialement; il y avait une grande incertitude concernant le comportement du DPP au front d'infestation. De plus, les peuplements de pins gris et de pins tordus latifoliés dans la nouvelle aire de répartition pourraient avoir une résistance plus faible au DPP; ainsi, la reproduction du dendroctone pourrait être plus élevée chez ces hôtes en raison de leur naïveté supposée. On estimait que le risque général de feux de forêt allait augmenter. La nécessité d'une analyse éclairée des options de réponse intégrant les plus récents relevés et résultats de recherche a été réitérée.

Stratégie et plan de recherche de 2012-2013 du Service canadien des forêts visant le DPP (Burke et Sankey, 2013) document interne du Service canadien des forêts (SCF)

Le risque de propagation du DPP dans la forêt boréale du Canada étant jugé réel et imminent, le SCF a élaboré une stratégie visant à encadrer les décisions et activités futures du SCF concernant le DPP en ayant recours à une approche intégrant la science et la politique. Les scientifiques et les analystes des politiques ont établi des questions politiques clés et des domaines de recherche prioritaires pour le SCF. Les questions de politique portaient sur : (i) le niveau de risque que présente le DPP pour la forêt boréale canadienne, y compris ses impacts potentiels sur l'approvisionnement en fibre, les communautés et les services écosystémiques; (ii) les voies de propagation potentielles, ainsi que les possibilités et avantages éventuels d'une intervention; (iii) les leçons apprises à ce jour et les pratiques de communication dans les secteurs concernant les risques futurs; et (iv) le maintien et l'élaboration d'une approche intégrant la science et la politique. Cinq thèmes de recherche liés aux questions de politique ont été établis dans le plan de recherche : la nouvelle écologie de l'habitat; la dispersion et la propagation; les répercussions (biophysiques, socioéconomiques, sur la résilience des forêts, sur la capacité d'adaptation des communautés); les systèmes d'atténuation et d'aide à la prise de décisions; ainsi que l'intégration et la synthèse. Le plan stratégique et de recherche définit le rôle du SCF en matière d'expertise, de connaissances et d'outils liés au DPP offerts aux praticiens du secteur forestier et aux intervenants.

Plan d'intervention relatif au DPP de 2017 (une approche stratégique pour ralentir la propagation du dendroctone du pin ponderosa au Canada)

(Hodge et coll., 2017. <https://www.ccfm.org/pdf/2017-ApprocheStrategiqueConfinementDPP.pdf>)

Un plan d'intervention (stratégie de confinement) comprenant des options pour ralentir la propagation du DPP a été élaboré en réponse à une demande du Groupe de travail sur les ravageurs des forêts du Conseil canadien des ministres des forêts. Le plan s'appuie sur des recherches et des observations sur le terrain en Alberta et en Colombie-Britannique afin d'orienter les mesures et les pratiques de gestion. On souligne l'importance de la détection rapide des infestations, au moment où les populations sont relativement petites, ainsi que des mesures de lutte intensives maintenues dans le temps jusqu'à ce qu'on démontre que les populations sont repoussées sous un seuil critique. Le projet de stratégie de confinement comprend les aspects techniques de la gestion de population de DPP, la science derrière le contrôle de la propagation et une discussion sur les difficultés et réalités économiques de la gestion du DPP. Des mesures de gestion multirégionales collaboratives sont nécessaires pour une gestion réussie. On considère l'Est de l'Alberta comme une région appropriée pour appliquer les pratiques de ralentissement de la propagation décrites dans la stratégie.

Évaluation des risques posés par le DPP de 2018 (réévaluation de la menace)

En 2010, le Groupe de travail sur les ravageurs forestiers du Conseil canadien des ministres des forêts a amorcé l'évaluation des risques de 2018. Plus de sept années de nouvelles recherches et informations se sont accumulées et une proposition à venir de l'Alberta concernant l'aide fédérale pour lutter contre le DPP dans l'Est de l'Alberta nécessitait une réévaluation de la menace. Cette évaluation comprend des données probantes provenant d'évaluations des risques précédentes qui sont toujours pertinentes et regroupe un certain nombre d'énoncés précédents dans le but de présenter une discussion exhaustive et indépendante sur des sujets généraux. La propagation vers l'est a ralenti en raison d'efforts de lutte intensifs, ainsi que des facteurs liés aux peuplements et au climat. La plus grande menace de propagation vers l'est provient des populations persistantes à l'est et au sud du Petit lac des Esclaves, qui persistent et se propagent lentement dans les pinèdes vulnérables (figure 2). Il y a plus de pins vulnérables à risque en Alberta et plus à l'est que ce que

l'on estimait initialement. Dans un proche avenir, des populations importantes dans l'ouest de l'Alberta pourraient se répandre au centre de l'Alberta, ce qui pourrait à son tour favoriser la propagation vers l'est. Au cours d'une infestation importante, le DPP peut se propager sur 100 à 300 km. La stratégie de gestion actuelle et les efforts de contrôle en Alberta ont permis de réduire la zone touchée par le DPP. Les outils de détection et de lutte restent limités, de sorte que le principal moyen d'accroître l'efficacité de la lutte contre le DPP consiste à augmenter l'attribution des ressources. Il reste nécessaire de quantifier les répercussions socioéconomiques potentielles, y compris les conséquences sur la valeur des services écologiques. On estime que la menace posée par le DPP dans les pinèdes de la zone boréale et de l'Est du Canada est sans doute plus importante par rapport aux risques que présentent les autres insectes forestiers.

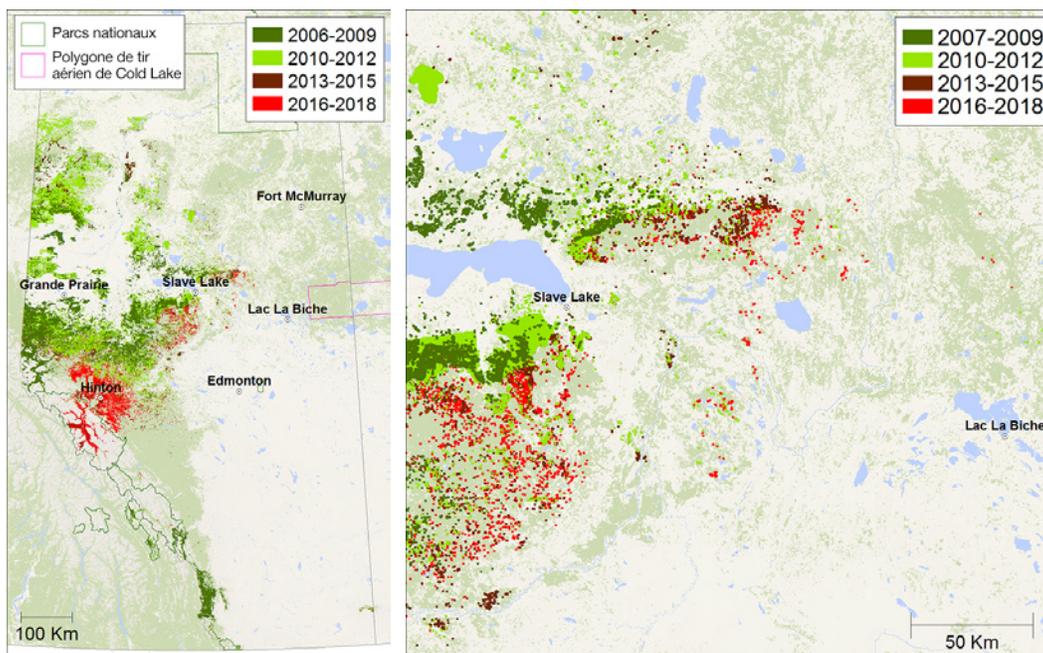


Figure 2. Progression de la propagation du DPP en Alberta au fil du temps. Les parcelles des infestations récentes et anciennes sont représentées de manière à ce que chaque couleur indique la première période d'infestation détectée. Les zones rouge vif indiquent les zones où le DPP se propage activement et où des infestations ont été enregistrées seulement pendant la période de 2016 à 2018. À gauche, la carte de la province montre les deux régions de l'Alberta où le DPP se répand actuellement : l'ouest de l'Alberta autour de Hinton et le centre de l'Alberta autour de Slave Lake. La carte à droite est une vue rapprochée de la région autour de Slave Lake, où la menace du DPP de se propager à l'Est de la Saskatchewan est la plus grande. Des activités de lutte intensives sont menées dans le centre et l'Est de l'Alberta afin de réduire la vitesse de propagation vers l'est.

Probabilité de propagation

I. UNE PARTIE IMPORTANTE DE LA FORÊT BORÉALE CANADIENNE EST MENACÉE PAR LE DPP. (K. Bleiker)

DONNÉES PROBANTES

Le dendroctone du pin ponderosa (DPP) est une espèce spécialisée de *Pinus*, mais un généraliste de son genre. Il a été documenté comme ayant réussi à attaquer 22 espèces de pins (Safranyik

et coll., 2010). À ce jour, parmi les pins d'Amérique du Nord, seuls les pins de Jeffrey et les pins Bristlecone sont décrits comme étant inadéquats à l'établissement du DPP (Wood, 1982; Bentz et coll., 2016; Eidson et coll., 2017 et 2018). Un certain nombre d'espèces de pins dont les répartitions naturelles sont en dehors de l'aire géographique du DPP ont été attaquées dans des arboretums de l'ouest des États-Unis durant une infestation de DPP au milieu des années 1960 (Furniss et Schenk, 1969; Smith et coll., 1981). Des attaques réussies ont été signalées chez les quatre espèces de pins indigènes de l'Est de l'Amérique du Nord, à savoir le pin gris, le pin rouge, le pin blanc et le pin rigide. La vulnérabilité du pin gris et du pin sylvestre, une espèce non indigène, a été reconfirmée en 1981 au moyen d'un relevé du Service canadien des forêts sur les arbres brise-vent de la région des prairies non boisées du sud de l'Alberta (Hiratsuka et coll., 1982). En 2011, on a signalé une attaque réussie contre un peuplement pur de pin gris dans l'aire de répartition d'origine de cette espèce d'arbre dans le centre de l'Alberta (Cullingham et coll., 2011).

Certains arbres individuels sont vulnérables aux attaques, mais les infestations de DPP ne se produisent que dans des peuplements comptant une forte proportion de pins matures de grand diamètre (Safranyik et Carroll, 2006). Cela est lié à la productivité accrue du DPP chez les grands arbres ayant un phloème épais et au fait que la résistance de l'hôte diminue lorsqu'il atteint 60 ans, ce qui abaisse le seuil de densité de dendroctones requis pour réussir une attaque (voir les énoncés 3 et 4). Un indice de vulnérabilité du peuplement, qui tient compte de la densité de troncs, de la composition des espèces, de l'âge des arbres et des conditions climatiques d'un site donné, s'est révélé un indicateur utile à long terme des pertes potentielles en cas d'épidémie de dendroctone dans les peuplements de pins tordus latifoliés en Colombie-Britannique (Shore et Safranyik, 1992; Shore et coll., 2000). Une analyse de la vulnérabilité des peuplements de l'Alberta et de la Saskatchewan à l'aide d'un indice de vulnérabilité du peuplement modifié a révélé que les versants est des Rocheuses abritaient des peuplements de pins vulnérables présentant une bonne connectivité; toutefois, la vulnérabilité des peuplements était faible dans l'Est de l'Alberta et dans toute la Saskatchewan (Safranyik et coll., 2010). Il existe également une vaste zone de pins hautement vulnérables dans le sud-est du Yukon (Hodge, 2012).

Safranyik et coll. (2010) ont souligné que la vulnérabilité des peuplements de pins gris dans la forêt boréale de l'Ouest canadien pourrait ne pas être la même que celle des peuplements de pins tordus latifoliés dans le centre de la Colombie-Britannique s'il existe des différences d'épidémiologie entre les deux espèces (voir les énoncés 3 et 4). Malgré les différences potentielles, la maxime générale selon laquelle « l'abondance de grands pins est favorable au DPP » s'appliquera probablement à toutes les espèces, de sorte que le volume de pins pourrait être utilisé comme substitut pour évaluer la vulnérabilité d'un peuplement de toute espèce.

Les estimations du volume de pins varient selon la source de données. La figure 3a montre des données de l'Inventaire forestier du Canada et des données d'Observation de la Terre pour le développement durable des forêts (OTDD) accessibles à l'échelle nationale, fournies par Yemshanov et coll. (2011), qui avaient déjà été utilisées dans des évaluations des risques antérieures (Nealis et Pete, 2008; Safranyik et coll., 2010; Nealis et Cooke 2014; Cooke et Carroll, 2017). La figure 3b montre le successeur de l'Inventaire forestier du Canada, qui repose sur des données dérivées de la méthode d'interpolation des k plus proches voisins (k -Nearest Neighbour, ou k NN); des valeurs d'attributs provenant de placettes photo de l'Inventaire forestier national (IFN) du Canada (Gillis et coll., 2005; Stinson et coll., 2016) servent de données de référence et des données d'imagerie MODIS de 2001 constituent la source principale de variables prédictives (Beaudoin et coll., 2014). La figure 3c montre une synthèse des données d'inventaire forestier obtenues de chaque province superposées aux données k NN, ces dernières servant à compléter les zones non couvertes par les données provinciales.

De l'Alberta à l'Ontario, les volumes de pins estimés à partir des données d'inventaire provinciales sont beaucoup plus élevés que ceux calculés à partir des données accessibles à l'échelle nationale (figures 3a à 3c). Les données provinciales de la Colombie-Britannique indiquent que les volumes de pins dans le centre de la Colombie-Britannique sont plus faibles que les données nationales, car les données provinciales sont plus récentes (2016) et reflètent les pertes subies lors de la récente infestation de DPP. Les volumes de pins sont les plus élevés le long des versants est des Rocheuses, diminuent dans le centre de l'Alberta, baissent encore dans l'Est de la Saskatchewan et dans l'ouest du Manitoba, puis augmentent à nouveau en Ontario. La résolution de ces données ne permet pas d'établir des prédictions détaillées, mais d'après les données provinciales, les volumes de pins dans une grande partie de la Saskatchewan et de l'Ontario sont comparables ou supérieurs aux volumes de pins dans le centre de l'Alberta, où les dendroctones se propagent relativement rapidement (figure 3c).

L'accès à des données d'inventaire forestier détaillées et exactes, ainsi que des problèmes liés à l'utilisation de variables de substitution posent des difficultés entourant la quantification des forêts menacées par le DPP au Canada (Nelson et coll., 2006). Il est également difficile de changer l'échelle des modèles ou des indices, tels que la cote de susceptibilité, car les facteurs clés d'un système peuvent changer lorsque certains seuils sont dépassés ou peuvent varier en fonction de l'échelle (Nelson et coll., 2006, Raffa et coll., 2008). De plus, la compilation des données provinciales pose des problèmes. Par exemple, les méthodes de collecte diffèrent d'une province à l'autre, ce qui entraîne des incohérences et les données n'existent que pour les terres forestières exploitées. Compte tenu de ces restrictions, la carte composite du volume de pins s'appuyant sur des données kNN provinciales et nationales présentées ici constitue un progrès dans l'évaluation des pins exposés aux risques au Canada. Il y a plus de pins exposés au risque au Canada qu'on ne le pensait auparavant.

Il y a près de 50 ans, Furniss et Schenk (1969) ont demandé pourquoi le DPP en Colombie-Britannique ne s'était pas encore étendu du pin tordu latifolié au pin gris du centre de l'Alberta et vers l'Est dans la forêt boréale. Il y a près de 20 ans, Logan et Powell (2001) ont avancé qu'une expansion de l'aire de répartition facilitée par le climat d'environ 7° N suite à un réchauffement de 2,5 °C pourrait conduire le DPP à pénétrer dans des forêts de pins tordus précédemment inoccupées dans le nord de la Colombie-Britannique et à envahir les peuplements de pins gris. L'accessibilité de l'hôte est le principal déterminant de l'importance de la population du DPP à l'échelle du peuplement ou du site, mais le climat est le principal facteur des infestations de DPP à l'échelle plus grande du paysage (Goodsman et coll., 2018) (énoncé 2).

INCERTITUDES

1. Faible incertitude entourant le fait que les espèces de pins de l'est du Canada sont des hôtes adéquats pour le DPP.
2. Incertitude modérée quant à l'abondance et à la répartition des peuplements de pins vulnérables au Canada.
3. Incertitude modérée sur le fait que l'indice de vulnérabilité établi pour les peuplements de pins tordus latifoliés en Colombie-Britannique s'applique à l'est des Rocheuses. (Faible incertitude entourant le principe selon lequel « l'abondance de grands pins est favorable au DPP » s'appliquera à toutes les espèces.)

BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE

1. Quantification des facteurs qui influent sur la vulnérabilité des peuplements de pins gris au DPP afin de valider, de paramétrer à nouveau ou d'adapter l'indice de vulnérabilité des

peuplements qui a été élaboré pour le pin tordu latifolié de la Colombie-Britannique, afin d'être en mesure de l'utiliser dans d'autres régions.

2. Recueil des meilleures données d'inventaire dont on dispose et normalisation des données dendrométriques, afin d'améliorer les estimations des volumes de pins et les variables utilisées pour évaluer la vulnérabilité des peuplements.

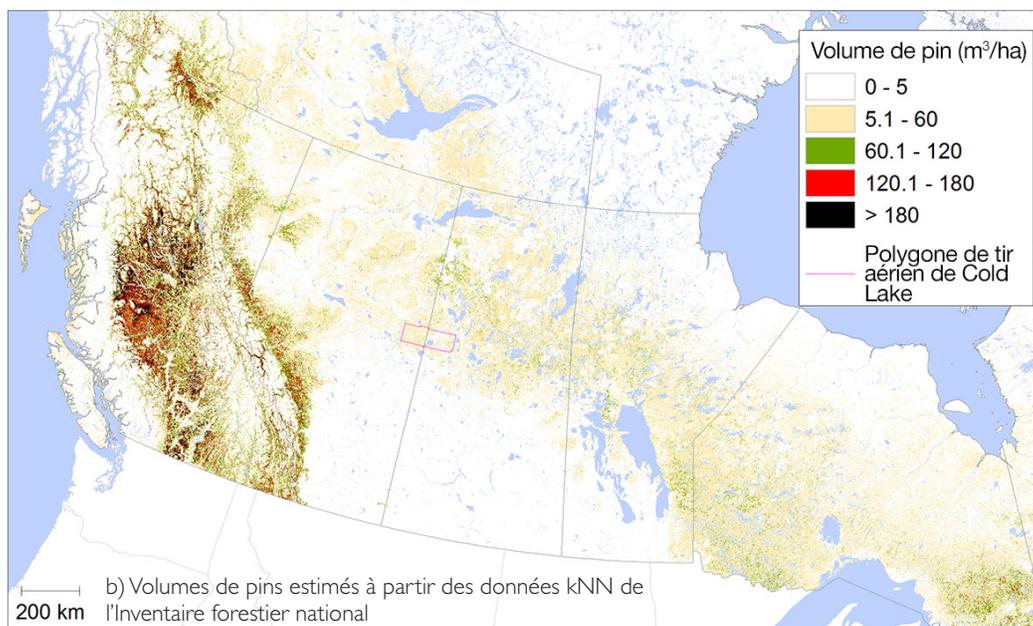
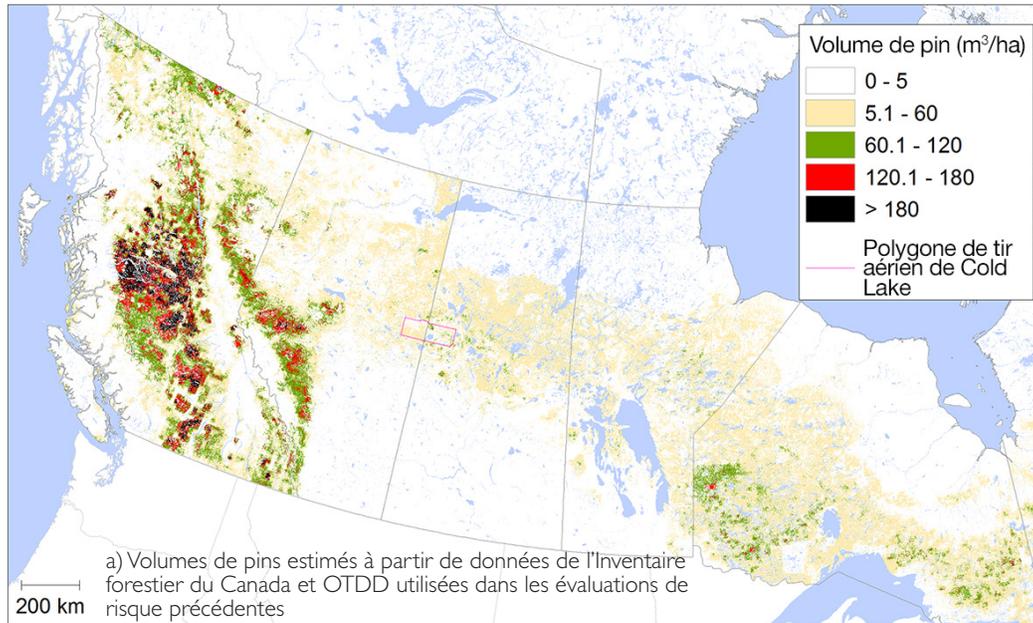


Figure 3. Voir aussi à la page suivante.

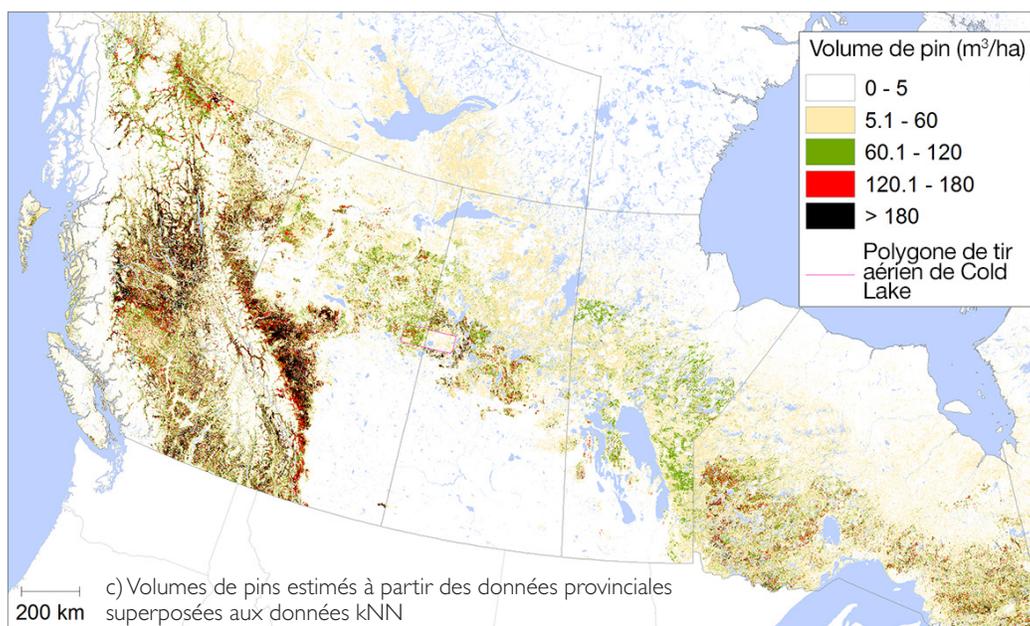


Figure 3. Volume estimé (m^3/ha) de toutes les espèces de *Pinus* dans l'ouest du Canada à l'aide (a) des données nationales de l'Inventaire forestier du Canada et OTDD de Yemshanov et coll. (2011), qui avait déjà été utilisées dans des évaluations des risques antérieures; (b) de données kNN nationales de Beaudoin et coll. (2014); et (c) de données provinciales obtenues de chaque province pour les terres forestières exploitées superposées à des données kNN nationales. Les données provinciales pour la Colombie-Britannique sont plus récentes (2016) que les sources de données nationales et reflètent les pertes de volume attribuables au DPP dans la province pendant la récente infestation (voir la figure 5).

2. UNE PORTION IMPORTANTE DE LA FORÊT BORÉALE CANADIENNE EST ADÉQUATE AU DPP SUR LE PLAN CLIMATIQUE. (K. Bleiker)

DONNÉES PROBANTES

Le climat et les conditions météorologiques sont les facteurs déterminants de la répartition et de la démographie du DPP (Safranyik, 1978). Les hivers doux et les étés chauds ont été associés à des augmentations de la superficie infestée, de la mortalité des arbres et de la productivité des dendroctones (par exemple, Aukema et coll., 2008; Sambaraju et coll., 2012; Creeden et coll., 2014; Goodsman et coll., 2018). Les infestations synchrones sur des paysages étendus font du climat le principal facteur à l'origine des épidémies de DPP à de grandes échelles spatiales (par exemple, Aukema et coll., 2008; Goodsman et coll., 2018). Une fois que les infestations sont déclenchées, elles se terminent généralement lorsque les insectes sont à court d'arbres hôtes (Safranyik et Carroll, 2006); les populations dans les peuplements s'effondrent en raison de la compétition intraspécifique et de l'épuisement des hôtes (Aukema et coll., 2008; Goodsman et coll., 2018). Les phénomènes météorologiques extrêmes peuvent également réduire les populations et, dans de rares cas, arrêter des infestations. L'épidémie naissante de DPP dans les années 1970 et au début des années 1980 dans le centre de la Colombie-Britannique a pris fin à la suite de périodes froides consécutives en début de saison en 1984 et 1985 (Safranyik et Linton, 1991). Plus d'une période de température extrême peut être nécessaire pour pousser de grandes populations en dessous des seuils éruptifs.

L'aire de répartition du DPP au Canada est limitée par les températures froides de l'hiver et non par la répartition des arbres hôtes existants (Safranyik, 1978). La limite nord de la répartition géographique du DPP coïncide avec l'isotherme 40 °C, qui s'est déplacé vers le nord en raison des changements climatiques (Safranyik et coll., 1975; Carroll et coll., 2004). Les températures froides constituent la source de mortalité la plus importante dans le cycle de vie du DPP (Safranyik, 1978; Amman et Cole, 1983). La tolérance au froid varie selon le cycle de vie. Les œufs ne survivront pas l'hiver au Canada et les dendroctones adultes ne survivront probablement pas à la plupart des hivers de la forêt boréale canadienne, mais certaines larves à un stade avancé peuvent survivre à des températures avoisinant les -40 °C au milieu de l'hiver lorsqu'elles résistent le mieux au froid (Reid et Gates, 1970; Bentz et Mullins, 1999; Cooke, 2009; Bleiker et Smith, 2016; Bleiker et coll., 2017; Rosenberger et coll., 2018). Les résultats varient quant à savoir si les premiers stades larvaires sont aussi résistants au froid que les derniers stades et le modèle actuel de survie en hiver ne comprend pas la mortalité liée aux stades larvaires (Safranyik et Linton, 1998; Bentz et Mullins, 1999; Régnière et Bentz, 2007; Cooke, 2009 ; Régnière et coll., 2012).

Les températures de la saison de croissance déterminent la vitesse de développement du DPP et les stades de vie de l'insecte qui entreront en hiver (Bentz et coll., 1991). Dans la plupart des régions du Canada, un cycle de vie synchrone d'un an et un hiver où les larves sont aux derniers stades sont probablement les plus favorables à la survie. Le dendroctone peut terminer son cycle de vie en deux ans, mais les infestations sont limitées dans les régions où les degrés-jours sont insuffisants pour un cycle de vie d'un an (< 833 degrés-jours audessus de 5,6 °C) (Safranyik et coll., 1975). En fait, les années successives de températures estivales supérieures à la normale, qui ont permis au DPP de terminer son cycle de vie en un an, ont probablement contribué à une infestation de DPP dans les forêts fraîches à haute altitude de pins à écorce blanche des Rocheuses dans les années 1930 (Logan et Powell, 2001). Des cycles de vie fractionnés inférieurs à un an sont possibles, mais seraient inadaptés dans la forêt boréale si des stades non tolérants au froid entraient en hiver.

En plus des effets directs sur la survie en hiver et la vitesse de développement, les conditions météorologiques ont également un impact indirect sur le DPP en raison de ses effets sur l'arbre hôte. Par exemple, une sécheresse prolongée accroît la vulnérabilité de l'hôte en compromettant les défenses en résine des arbres et en réduisant le nombre de dendroctones nécessaires pour mener à bien une attaque (Safranyik et coll., 1975, Raffa et coll., 2008; Kolb et coll., 2016). Cela a des effets importants sur le succès de la colonisation et sur la capacité du DPP à adopter un comportement où il tuerait suffisamment d'arbres pour passer de l'état endémique à l'état épidémique (Boone et coll., 2011; Cooke et Carroll, 2017). De plus, des facteurs en interaction et une dynamique non linéaire peuvent entraîner des « points de basculement », de sorte qu'un changement dans le climat apparemment minime ou une légère perturbation dans le système peuvent avoir des répercussions soudaines et imprévisibles sur les populations de DPP et la mortalité des arbres (Kolb et coll., 2016; Cooke et Carroll, 2017).

Le nombre d'habitats adéquats au DPP sur le plan climatique a considérablement augmenté au cours du dernier siècle en Amérique du Nord, principalement en raison d'hivers plus doux que d'habitude, ce qui a entraîné l'étendue du dendroctone vers le nord. Il s'est déplacé dans des forêts de haute altitude, ce qui a augmenté le nombre d'infestations et leur fréquence (par exemple, Carroll et coll., 2004; Powell et Bentz, 2009; Safranyik et coll., 2010; Cooke et Carroll, 2017). Malgré des conditions estivales favorables au développement du DPP, la menace pour le Yukon et les Territoires du Nord-Ouest devrait être faible au moins jusqu'en 2030 en raison des températures froides de l'hiver (Hodge, 2012; 2014).

Selon des évaluations antérieures, l'adéquation du climat de la forêt boréale du centre du Canada varie de faible à modérée, en fonction de l'indice d'adéquation du climat examiné (Nealis et

Peter, 2008; Bentz et coll., 2010; Safranyik et coll., 2010; Nealis et Cooke 2014). Safranyik et coll. (2010) affirment que la probabilité de propagation du DPP au Canada au cours de ce siècle est faible, malgré les effets anticipés des changements climatiques, en raison du climat hivernal rigoureux dans certaines zones que le dendroctone doit traverser. En revanche, Safranyik et coll. (2010) concluent que les conditions hivernales le long de la lisière sud de la forêt boréale canadienne sont actuellement adéquates pour permettre au DPP de persister et que sa propagation dans le centre du Canada dépendra en grande partie du maintien d'un cycle de vie synchrone d'un an de sorte que l'hiver arrive au moment où les insectes sont à leur stade de développement le plus résistant au froid.

Pour la période de 2001 à 2030, le modèle de phénologie du DPP prédit que la bande latitudinale dans laquelle la DPP peut maintenir un cycle de vie d'un an se déplacera vers le nord, de sorte qu'il y aura une région limitée dans laquelle les températures hivernales et estivales seront propices aux infestations de DPP. Cependant, des recherches récentes indiquent que le DPP peut réguler son cycle de vie dans une certaine mesure (Bleiker et Smith, 2017; Bentz et Hansen, 2018); les données de terrain du centre de l'Alberta montrent que le DPP peut maintenir un cycle de vie d'un an même lorsque la période d'envolée est avancée et que les insectes en développement reçoivent 40 % de degrés-jours de plus qu'il n'en faut pour un cycle de vie d'un an (Bleiker et Van Hezewijk, 2016; Bleiker et Smith, 2017). Il est nécessaire d'élucider les paramètres et les seuils associés à un cycle de vie adaptatif et de créer un indice d'adéquation du climat qui intègre les répercussions potentielles des températures d'été et d'hiver.

INCERTITUDES

1. Faible incertitude concernant la tolérance au froid des œufs, des jeunes adultes et des larves à un stade avancé, et incertitude modérée concernant la tolérance au froid des autres stades du cycle de vie.
2. Incertitude élevée concernant les seuils de température et le moment des périodes de froid nécessaires à une mortalité importante en début de saison, c'est-à-dire au printemps, et à la fin de la saison, c'est-à-dire en automne (augmentation ou diminution de la tolérance au froid) et faible incertitude concernant la tolérance au froid au milieu de l'hiver.
3. Incertitude élevée quant à l'étendue des conditions de température dans lesquelles le DPP peut maintenir un cycle de vie adaptatif d'un an.
4. Incertitude modérée quant aux conditions climatiques de la forêt boréale du centre du Canada favorables au DPP et à la vitesse avec laquelle celles-ci changeront au fil du temps.
5. Incertitude modérée quant à l'utilisation de modèles climatiques ou météorologiques, qui fonctionnent bien à de grandes échelles spatiales, pour prédire la mortalité à petite échelle spatiale, là où des facteurs liés au peuplement (par exemple, concurrence interspécifique, épuisement de l'hôte) peuvent masquer les effets des conditions météorologiques.
6. Incertitude élevée quant à la manière dont le système du DPP sera touché par des perturbations mineures, telles que de petits changements dans les conditions météorologiques.

BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE

1. Quantification des conditions (p. ex., seuils de température et de temps) menant à l'augmentation et à la diminution de la tolérance au froid chez le DPP.
2. Détermination des facteurs climatiques et des paramètres pertinents qui régulent le cycle de vie du DPP.

3. Élaboration d'indices d'adéquation du climat et amélioration des indices actuels de manière à obtenir un indice composite paramétré en fonction des connaissances dont on dispose actuellement.

3. LE DPP PEUT LOCALISER ET COLONISER DES PEUPEMENTS DE PIN GRIS OU DE PINS TORDUS LATIFOLIÉS QUI SE TROUVENT EN DEHORS DE L'AIRE DE RÉPARTITION HISTORIQUE DU DENDROCTONE. (K. Bleiker, N. Erbilgin)

DONNÉES PROBANTES

Dans un climat adéquat, l'établissement et la persistance du DPP dans un habitat dépendent en grande partie de l'interaction du dendroctone avec l'arbre hôte : le DPP doit localiser et réussir à coloniser les arbres hôtes adéquats. Les mécanismes de défense chimiques constitutifs et induits des arbres jouent un rôle important dans la localisation, la sélection et la colonisation de l'hôte (Raffa et coll., 2008; Erbilgin et coll., 2017a; Erbilgin, 2019). Le DPP doit tuer son arbre hôte, ou au moins une partie de l'arbre, pour pouvoir se reproduire, et les pins ont mis au point des systèmes de défense chimique pour résister aux attaques d'herbivores et de pathogènes fongiques. Les mécanismes de défense constitutifs ou préformés de la résine des pins sont présents en permanence, tandis que les défenses induites de la résine sont déclenchées dès qu'une attaque se produit. Les deux systèmes de défense font appel à des terpènes et d'autres composés, tels que des phénols, qui, dépendamment de leur concentration, peuvent attirer les scolytes et être toxiques pour eux (Erbilgin et coll., 2017a).

Le DPP peut se servir des composés volatils des plantes pour localiser et sélectionner les arbres hôtes adéquats pour l'attaque (Moeck et Simmons, 1991). Lorsque les populations sont basses ou à l'état endémique, les dendroctones localisent et colonisent généralement des hôtes faibles et moribonds, dont les défenses sont gravement compromises (Boone et coll., 2011; Bleiker et coll., 2014). Lorsque les populations sont élevées, les dendroctones s'attaquent de préférence aux grands arbres hôtes vigoureux, dotés de meilleures ressources, mais qui disposent également de bons mécanismes de défense (Boone et coll., 2011). Le DPP détruit les défenses des arbres sains en attaquant en masse : les coléoptères qui font la première attaque produisent des phéromones d'agrégation *de novo* (phéromone mâle) et par l'oxydation du monoterpène α -pinène (phéromone femelle) de l'hôte, ils coordonnent une attaque massive rapide (Erbilgin et coll., 2017a). La phéromone antiagrégation est produite par auto-oxydation de l' α -pinène au fur et à mesure que de nouveaux dendroctones parviennent à réduire la concurrence.

Selon l'hypothèse de l'augmentation de la susceptibilité des espèces ou des peuplements « naïfs », les peuplements de pins ou d'espèces n'ayant eu aucune interaction coévolutive ou une interaction limitée avec le DPP ne disposent pas des mécanismes de défense chimiques que présentent les espèces et les peuplements qui ont coévolué avec le DPP (comme l'a montré Sturgeon [1979] dans le cas du dendroctone occidental du pin et des peuplements de pins ponderosa). Des études visant à vérifier cette hypothèse dans le cas des peuplements de pins tordus latifoliés à l'ouest des Rocheuses ont eu des résultats mitigés. Dans certaines études, on a recours à la cote d'adéquation du climat d'un site pour la période de 1941 à 1970 afin de déduire la pression sélective exercée par le DPP au cours de l'évolution. En utilisant cette méthode, une analyse des mécanismes de défense constitutifs a confirmé que l'hypothèse était valable dans le centre de la Colombie-Britannique, mais pas dans le sud de la province, ni lorsqu'on compare les sites sur le plan de la latitude (Clark et coll., 2010). Les monoterpènes totaux dans une réaction de défense induite étaient plus élevés dans les sites dont l'indice d'adéquation du climat est élevé par rapport aux sites dont l'indice est faible, ce qui confirme l'hypothèse (Burke et coll., 2017); cependant, il est

de plus en plus évident que la concentration relative de certains monoterpènes constitue le facteur le plus important dans la défense des arbres plutôt que la quantité totale (examiné dans Erbilgin, 2019). Il est intéressant de noter que le limonène, qui est très toxique pour le DPP à de faibles concentrations (Chiu et coll., 2017; Reid et coll., 2017), se trouverait à des concentrations élevées dans le pin tordu latifolié « expérimenté » par rapport aux arbres naïfs de la même espèce; on note également une corrélation positive avec la densité d'attaque du DPP (Clark et coll., 2010; Burke et coll., 2017).

Un facteur de confusion dans certaines de ces études est que le DPP avait tué une proportion importante des arbres matures sur certains des sites d'étude et que l'on supposait que les mécanismes de défense des arbres survivants étaient représentatifs de la population de pins tués. Cependant, le DPP peut attaquer de manière préférentielle les arbres présentant certaines caractéristiques chimiques, ce qui peut changer avec la densité de dendroctones; certains chimiotypes d'hôtes sont également plus susceptibles de succomber à des attaques, d'y résister ou de les éviter, de sorte que le caractère d'arbres survivants ou non attaqués pourrait ne pas être représentatif des arbres abattus par le DPP (Raffa et Berryman, 1983; Boone et coll., 2011; Erbilgin et coll., 2017a).

Les fluctuations climatiques qui se produisent au fil du temps, sur le plan historique, dendrochronologique et géologique, ont également entraîné des changements dans la répartition et l'abondance des scolytes et de leurs hôtes conifères (Brunelle et coll., 2008). L'adéquation historique d'un site sur une période de 30 ans dans les années 1900 peut ne pas être révélatrice de l'évolution de l'histoire entre le pin tordu latifolié et le DPP, en particulier lorsqu'on tient compte du fait que le pin a une durée de vie relativement longue et qu'une coévolution peut demander des centaines, voire des milliers d'années. Il est intéressant de noter qu'on supposait que le pin à écorce blanche était une espèce naïve avec de faibles mécanismes de défense contre le DPP, car sa répartition dans des zones de mauvaise adéquation au climat pour le dendroctone n'a pas permis une coévolution (Raffa et coll., 2013); cependant, une analyse de la chimie du pin à écorce blanche a révélé une histoire de coévolution (Bentz et coll., 2015). Il peut aussi y avoir des compromis, car une fois attaqué par le DPP, le pin à écorce blanche semble être moins bien défendu que le pin tordu latifolié, mais il est possible que ce soit attribuable au fait que le pin tordu latifolié est plus susceptible d'être attaqué lorsque les deux espèces d'arbres coexistent (Raffa et coll., 2013, 2017; Bentz et coll., 2015). De plus, des carottes de sédiments de lacs indiquent l'apparition d'infestations de DPP dans des forêts de pins à haute altitude, suggérant une relation remontant à plus de 8 000 années civiles avant aujourd'hui, voire avant (Brunelle et coll., 2008). Les infestations se seraient produites au cours d'une période humide fraîche (il y a 8 200 ans) qui aurait favorisé les forêts de pins à écorce blanche, mais un bref réchauffement au cours de l'événement pourrait avoir facilité les épidémies de DPP enregistrées dans les carottes de sédiments de lacs. De même, une tendance au réchauffement de 1920 à 1940 a probablement entraîné une infestation de DPP dans les forêts de pins à haute altitude (Logan et Powell, 2001). Les résultats mitigés mettent en évidence la complexité des systèmes et l'influence potentielle d'autres facteurs. En effet, l'ampleur de la pression sélective exercée par le DPP peut varier selon les espèces ou les populations, mais les métabolites secondaires, les stratégies du cycle biologique des plantes et les ressources qui jouent un rôle dans la défense sont également susceptibles d'être touchés par des facteurs de stress abiotiques et environnementaux. La pression exercée par les herbivores n'est qu'un des facteurs susceptibles d'avoir un effet sur les mécanismes de défense des arbres.

Comme le pin à écorce blanche, le pin gris aurait également été considéré comme une espèce naïve à l'égard du DPP. Une étude portant sur les mécanismes de défense des arbres a révélé que, par rapport au pin tordu latifolié, le pin gris a : (i) des taux totaux et relatifs d' α -pinène plus élevés; (ii) des taux totaux et relatifs inférieurs de myrcène (synergiste de la phéromone d'agrégation);

(iii) des concentrations totales et relatives plus faibles de plusieurs terpènes toxiques pour le DPP (limonène, 3-carène, β -phellandrène); on note cependant que les résultats pour certains composés dépendent de la chiralité; et (iv) des terpènes combinés totaux inférieurs (Hall et coll., 2013; Clark et coll., 2014; Erbilgin et coll., 2017b). Les résultats d'autres études variaient à l'égard de certains terpènes et énantiomères; par exemple, seuls les taux relatifs d' α -pinène variaient entre les deux espèces et les tendances en matière de mécanismes de défense induits changeaient au fil du temps, mais la plupart des tendances générales prévalaient (Hall et coll., 2013; Erbilgin et coll., 2014, 2017b; Taft et coll., 2015; Burke et Carroll, 2016; Lusebrink et coll., 2011, 2016; Cale et coll., 2017; Rosenberger et coll., 2017).

De manière semblable aux espèces et populations vraisemblablement naïves décrites ci-dessus, les effets sur le pin gris sont difficiles à discerner en raison des interactions complexes et dynamiques. Par exemple, des concentrations et des combinaisons de composés susceptibles d'accroître l'agrégation et la probabilité d'une colonisation, peuvent entraîner une baisse de la productivité du couvain en raison de la compétition intraspécifique. La production de phéromones d'agrégation (et antiagrégation) et la densité d'attaque sont en corrélation positive avec l' α -pinène dans les grumes coupées (Erbilgin et coll., 2014; Taft et coll., 2015; Burke et Carroll, 2016); on note toutefois que des taux d'attaque similaires ont été enregistrés sur des grumes coupées de pins tordus latifoliés, de pins ponderosa, de pins flexibles, de pins rouges, de pins blancs et de pins sylvestres (Cerezke, 1995; Rosenberger et coll., 2017). Comme le pin gris, le pin à écorce blanche a des taux plus élevés d' α -pinène et moins de myrcène, de composés toxiques et de β -phandrène par rapport au pin tordu latifolié; de plus, la densité d'attaque est plus élevée chez le pin à écorce blanche que chez le pin tordu, mais la production de couvain par femelle est supérieure chez les pins tordus lorsqu'on considère les arbres vivants (énoncé 4; Bentz et coll., 2015, Raffa et coll., 2017). Des composés moins toxiques dans le pin gris par rapport au pin tordu latifolié pourraient réduire la résistance des arbres et vraisemblablement le nombre d'attaques nécessaires pour submerger les défenses du pin gris, ce qui entraînerait une augmentation des ressources et de la productivité par individu (énoncé 4). Des concentrations plus faibles de β -phtalandrène, qui, bien que toxique, a pour effet d'attirer le DPP, pourraient rendre le pin gris moins apparent et moins susceptible d'être attaqué, de la même manière que le pin à écorce blanche. Cependant, si la pression exercée par le dendroctone est suffisante, les différences pourraient devenir négligeables (Bentz et coll., 2015; Raffa et coll., 2017). Il est intéressant de noter que les monoterpènes les plus abondants dans le pin tordu latifolié ne sont pas les plus toxiques pour le DPP et que certains monoterpènes mineurs peuvent être plus importants que certains composés majeurs (Chiu et coll., 2017). Pour ajouter une couche de complexité, les microsymbiotes du DPP tolèrent mieux certains des composés les plus toxiques pour l'insecte que les composés moins toxiques (Adams et coll., 2011; Cale et coll., 2017).

Partout sur sa vaste aire de répartition latitudinale, le DPP a été exposé à une plasticité chimique importante chez ses hôtes (par exemple, Sturgeon, 1979; Forrest, 1980; Smith, 1983; von Rudloff et Lapp, 1987; Clark et coll., 2010, 2014; Erbilgin, 2019). Même si les pins présentent des variations impressionnantes dans la qualité et la quantité de leurs composés de défense selon l'espèce, le peuplement et même l'arbre, les pins demeurent dans l'ensemble similaires sur le plan des composés qui se trouvent dans leur résine, car les métabolites secondaires ont probablement évolué en réponse à une succession d'herbivores et d'agents pathogènes (von Rudloff et Lapp, 1987; Keeling et Bohlmann, 2006). En fait, la similitude chimique du pin gris avec le pin tordu latifolié a été citée comme un facteur facilitant l'expansion de l'aire de répartition du DPP dans le centre de l'Alberta (Erbilgin et coll., 2014; Erbilgin, 2019). Bien que certains composés et certaines concentrations puissent être plus toxiques ou attractifs pour le DPP et différer entre le pin gris et le pin tordu ou d'autres hôtes, on ignore si ces différences se manifesteront à l'échelle de l'arbre et encore moins

à l'échelle du peuplement et du paysage. Deux hôtes historiques importants, le pin ponderosa et le pin tordu latifolié, peuvent présenter des variations chimiques et même une vulnérabilité différente (p. ex., Rosenberger et coll., 2017; Keefover-Ring et coll., 2016), pourtant, le DPP cause des pertes importantes dans les peuplements de chaque espèce et, à ce jour, leurs différences ne semblent avoir aucune portée concrète. Les relations et les interactions non linéaires dans le système ne dépendent pas seulement de la composition et de la concentration des composés de défense, mais également de la densité des dendroctones, du stade du processus de colonisation, des microsymbiotes, ainsi que de facteurs environnementaux ou abiotiques.

Erbilgin (2019) a récemment recensé deux mécanismes phytochimiques susceptibles de faciliter l'élargissement de l'éventail d'hôtes du DPP. Premièrement, la composition chimique globale du pin gris est semblable à celle des hôtes historiques du DPP et est compatible avec la production de phéromones de dendroctone, l'agrégation sur des arbres hôtes, ainsi que le développement de couvains et de microorganismes associés. Deuxièmement, en comparaison avec certains hôtes historiques bien défendus, le pin gris a des concentrations plus faibles de certains composés chimiques de défense toxiques et répulsifs, et des concentrations élevées de composés chimiques favorisant la colonisation de l'hôte. Les données probantes dont on dispose à ce jour indiquent que la chimie des arbres ne devrait pas empêcher le DPP de localiser et de coloniser le pin gris, mais il serait nécessaire de mener des études à l'échelle de l'arbre et du peuplement.

INCERTITUDES

1. Faible incertitude concernant l'effet étudié jusqu'à présent de la plupart des monoterpènes isolés sur le comportement individuel des dendroctones lorsqu'ils sont testés séparément, et incertitude modérée à élevée concernant certains des composés chimiques qui n'ont pas encore été étudiés.
2. Incertitude élevée quant à la manière dont (ou si) la plasticité chimique ou les différences morphologiques à l'échelle de l'arbre, de la population ou de l'espèce influenceront la dynamique des populations de DPP. Incertitude élevée concernant la dynamique des populations de DPP dans les forêts boréales à l'échelle du peuplement et du paysage.

BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE

1. Données de terrain empiriques sur la sélection des hôtes du DPP et le comportement de colonisation chez le pin gris à différentes échelles spatiales, en particulier à l'échelle du peuplement.
2. Quantification du seuil de densité de dendroctones requis pour que les populations surmontent la résistance des arbres et de la transition d'un comportement endémique à un état épidémique (mort des arbres) chez le pin gris dans les peuplements forestiers.

4. LA PRODUCTIVITÉ DU DPP DONT L'HÔTE EST LE PIN GRIS SE SITUERA DANS LES VALEURS OBSERVÉES CHEZ LES ESPÈCES DE PIN DE SON AIRE DE RÉPARTITION HISTORIQUE. (K. Bleiker)

DONNÉES PROBANTES

Une fois que les défenses de l'hôte ont été annulées et que le DPP s'est établi dans un arbre, sa productivité est fortement corrélée au diamètre de l'arbre et à la quantité de ressources (Amman, 1972; Raffa et coll., 2008; Carroll et coll., 2017). Les dendroctones pondent plus d'œufs, souffrent de

moins de compétition intraspécifique, se développent plus rapidement et grossissent davantage chez les pins tordus latifoliés dont le phloème est épais par rapport aux arbres au phloème mince (Safranyik et Carroll, 2006). L'importance du couvain augmente linéairement avec l'épaisseur du phloème chez le pin tordu latifolié; lorsque l'épaisseur du phloème passait de 2,2 mm à 5,8 mm, la densité de dendroctones émergeant du pin tordu latifolié passait de 160 à 940 insectes par mètre carré, soit de 16 à 59 dendroctones par femelle (Amman, 1972). L'épaisseur du phloème et le diamètre des arbres sont positivement corrélés; on note toutefois que l'état du peuplement et l'âge des arbres influencent cette relation. Cependant, de manière générale, l'épaisseur du phloème explique la préférence du DPP pour les grands arbres (Safranyik et Carroll, 2006).

La reproduction semble être faible lorsque la population est à l'état endémique, lorsque les dendroctones colonisent des hôtes supprimés et stressés dont les défenses sont altérées, probablement en raison du phloème mince et de mauvaise qualité de ces hôtes (Boone et coll., 2011; Bleiker et coll., 2014). À mesure que la population augmente, les dendroctones peuvent coordonner une attaque massive contre des arbres stressés de plus grand diamètre. La productivité augmente lorsque la densité de dendroctones est suffisante pour attaquer massivement plus de deux arbres sur un site (Carroll et coll., 2017); cela peut être lié à la qualité de l'hôte accessible en raison de cette densité de dendroctones. À mesure que les populations de dendroctones continuent d'augmenter, les insectes peuvent réussir à coloniser des arbres plus gros et plus vigoureux au phloème plus épais, ce qui produit à son tour davantage de dendroctones permettant l'accès à des hôtes de meilleure qualité : cela entraîne une boucle de rétroaction positive et une croissance démographique explosive (Safranyik et Carroll, 2006). Lorsque les populations sont très importantes, les défenses de l'hôte deviennent en grande partie inefficaces, car une fois en grand nombre, les dendroctones arrivent à submerger les défenses des arbres les plus vigoureux du peuplement (Raffa et coll., 2008). À ce stade, la croissance de la population est principalement déterminée par les caractéristiques de l'arbre hôte et du peuplement : les éruptions se produisent dans les peuplements présentant une forte proportion d'arbres de grand diamètre et au phloème épais (énoncé 1).

Il est difficile d'établir des généralisations interspécifiques relatives à l'épaisseur du phloème en raison des facteurs de confusion liés aux conditions de l'environnement, du site et du peuplement (Bentz et coll., 2015). Le phloème du pin gris peut être plus mince que celui du pin tordu parce qu'il pousse dans des sites de moindre qualité (Lusebrink et coll., 2016; Rosenberger et coll., 2017); cependant, une épaisseur d'écorce totale minimale de seulement 1,5 mm est suffisante pour que le DPP réussisse à se développer (Safranyik et Carroll, 2006). Les femelles abandonneront leurs galeries si elles traversent l'écorce externe au moment du forage. Une reproduction réussie du DPP a été signalée dans des billes de pin gris dont l'épaisseur moyenne du phloème n'était que de 1,1 mm (Lusebrink et coll., 2016). Dans le cadre d'une étude où l'on utilisait des billons coupés de pin tordu latifolié, de pin ponderosa ainsi que de plusieurs espèces de pins de l'Est, dont le pin gris, l'épaisseur du phloème représentait un facteur plus important (positif) que l'espèce de pin en ce qui concerne la probabilité de réussite de l'établissement du couvain et du nombre de galeries réussies (Rosenberger et coll., 2017). La relation positive entre l'épaisseur du phloème et la productivité du DPP s'appliquera très probablement au pin gris, de sorte que la reproduction augmentera avec l'épaisseur du phloème du pin gris, qui devrait avoir une corrélation positive avec le diamètre. Les arbres de plus gros diamètre peuvent également fournir un certain niveau de protection contre les coups de froid en raison de la masse thermique plus importante de l'arbre (Carroll et coll., 2017).

La qualité du phloème, par exemple les différences nutritionnelles et chimiques, pourrait également avoir une incidence sur le couvain en développement (Erbilgin, 2019). Dans l'ensemble, la productivité du DPP dans les grumes coupées ou les arbres naturellement infestés sur le terrain semble être

relativement similaire d'une espèce de pin à l'autre, à quelques exceptions près. Les premières études indiquaient que le pin ponderosa était un meilleur hôte que le pin tordu latifolié, le premier produisant des dendroctones plus gros, qui émergent plus rapidement; cependant, dans des études ultérieures où l'on examinait les effets du diamètre des arbres et de l'épaisseur du phloème, on n'a observé aucune différence dans la période d'émergence, la productivité ou la taille de l'insecte en lien avec ces facteurs (Wood, 1963; Amman, 1982; West et coll., 2016; Rosenberger et coll., 2017). Le pin flexible semble être un meilleur hôte que le pin tordu latifolié en ce qui concerne la reproduction et la survie du DPP (Langor, 1989; Langor et coll., 1990). En revanche, chez le pin à écorce blanche et le pin tordu latifolié, la productivité du DPP est similaire dans des grumes coupées ou des arbres naturellement infestés, et l'effet de l'espèce hôte sur la taille de l'insecte est irrégulier (Amman, 1982; Raffa et coll., 2013; Dooley et coll., 2015; Bentz et coll., 2014, 2015). La taille des dendroctones adultes est positivement corrélée à la fécondité, ainsi qu'au potentiel de survie et de dispersion (Safranyik et Carroll, 2006; Graf et coll., 2012; Erbilgin et coll., 2014; Evenden et coll., 2014), mais les espèces d'arbres de petite taille sont avantagées par leur phloème mince (Safranyik et coll., 2010). Le DPP peut se reproduire dans une variété d'hôtes, y compris des épinettes et d'autres espèces qui ne sont pas des pins (Safranyik et Linton, 1983; Huber et coll., 2009; McKee et coll., 2013). Le fait est que le DPP peut tolérer une grande variété d'environnements hôtes dont la chimie et la qualité varient, et avoir un taux de croissance de population positif.

Le système de défense chimique peut influencer la densité d'attaque et déterminer si les dendroctones parviennent à submerger les défenses des arbres (énoncé 3). Cela peut à son tour avoir une incidence sur la quantité de phloème par femelle, la compétition intraspécifique et la production de couvain par individu. Les espèces d'arbres peuvent différer dans les ressources énergétiques qui peuvent influencer la taille du dendroctone (Lahr et Sala, 2014; Roth et coll., 2018), mais on ignore si ces effets s'étendent à l'échelle du peuplement ou du paysage étant donné l'importance d'autres facteurs, notamment l'épaisseur du phloème et les conditions météorologiques (Bentz et coll., 2015). Des facteurs liés au site ou à l'environnement, par exemple la sécheresse, l'indice de site, pourraient potentiellement avoir une incidence sur la qualité de l'hôte et donc sur le dendroctone qui se développe dans le phloème, mais un facteur tel que la sécheresse peut également avoir des effets plus importants sur la dynamique des populations de DPP en lien avec son incidence sur la résistance de l'arbre hôte et le seuil de densité de dendroctones nécessaire pour que les populations passent d'un comportement endémique à un état épidémique (Cooke et Carroll, 2017).

Les taux de production et d'attaque du DPP chez le pin gris sont similaires à ceux que l'on observe chez le pin tordu latifolié, selon des études où l'on examinait des grumes coupées (Safranyik et Linton 1982; Cerezke, 1995; D.W. Langor, données non publiées citées dans Safranyik et coll., 2010; Rosenberger et coll., 2018). Dans certaines études, mais pas dans toutes, la longueur des galeries et la taille de leur descendance varient entre le pin gris et le pin tordu latifolié; de plus, les résultats diffèrent d'une année à l'autre dans certains cas. Malheureusement, bon nombre de ces études ne tenaient pas compte de l'épaisseur du phloème, ce qui a probablement contribué à certaines des différences. L'analyse de la teneur en matière grasse (un indicateur de la condition physique) est déconcertante : les femelles élevées dans des billes de pin gris ont une teneur en matières grasses supérieure à celles qui sont élevées dans du pin tordu latifolié, malgré le taux d'azote supérieur dans le phloème des pins tordus, tandis que les mâles élevés dans du pin gris ont une teneur en matières grasses inférieure à ceux élevés dans du pin tordu latifolié (Erbilgin et coll., 2014; Lusebrink et coll., 2016). Le DPP peut se reproduire dans des pins gris vivants, comme l'attestent les attaques d'arbres dans des brise-vent du sud de l'Alberta, dans un arboretum de l'Idaho et dans le centre de l'Alberta. Malheureusement, la productivité n'a pas été mesurée (Furniss et Schenk, 1969; Hiratsuka et coll., 1982; Cullingham et coll., 2011).

La productivité des dendroctones peut varier d'un environnement hôte à l'autre et avoir une incidence sur le taux de croissance et le potentiel d'épidémie de DPP. Cependant, à ce jour, les études ne montrent pas de différence cohérente dans la production de couvain parmi les espèces hôtes, y compris dans le pin tordu latifolié et le pin gris. Le DPP peut réussir à se reproduire dans une grande variété d'hôtes dont la chimie et la qualité varient considérablement. À ce jour, les données probantes indiquent qu'il est raisonnable de penser que la productivité du DPP dans le pin gris se situera dans les valeurs observées chez les différents pins hôtes qui se trouvent dans l'aire de répartition historique du dendroctone, ou près de ces valeurs.

INCERTITUDES

1. Faible incertitude sur le fait que la relation entre l'épaisseur du phloème et la productivité du DPP s'appliquera au pin gris de la même manière qu'elle s'applique à différentes espèces hôtes de l'aire historique.
2. Incertitude élevée quant à la quantité de ressources en phloème accessible au DPP dans la forêt boréale.
3. Incertitude modérée quant à l'effet des espèces hôtes sur la valeur nutritive du phloème et à savoir si d'éventuelles différences pourraient s'accroître et avoir un effet sur la dynamique des populations de DPP à l'échelle du peuplement ou du paysage.

BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE

1. Quantification des variations liées à l'hôte dans la forêt boréale, comprenant celles liées aux ressources en phloème du pin gris.
2. Données empiriques de terrain sur la reproduction du DPP sur le pin gris en relation avec les caractéristiques du phloème, des arbres et du peuplement.

5. LA VITESSE DE PROPAGATION NATURELLE DU DPP VARIE ET DÉPEND DE LA TAILLE DE LA POPULATION DE DENDROCTONES. LE DPP PEUT SE DISPERSER SUR DE GRANDES DISTANCES (ENTRE 100 ET 300 KM) LORSQUE LES POPULATIONS SONT EXTRÊMEMENT IMPORTANTES. (K. Bleiker)

DONNÉES PROBANTES

Les dendroctones adultes émergent de l'hôte natif et se dispersent à la recherche de nouveaux arbres en été. La température détermine le moment de l'émergence et de l'envol, mais la période d'envol principale commence généralement à la deuxième ou troisième semaine de juillet dans le centre de l'Alberta et dure plusieurs semaines (Bleiker et Van Hezewijk, 2016). Les conditions idéales à l'envol comprennent des températures chaudes et des vents ne dépassant pas la vitesse de vol maximale du DPP (Safranyik et Carroll, 2006). Les dendroctones femelles émergent quelque peu avant les mâles et les femelles de grande taille ont tendance à émerger en premier (Safranyik et Carroll, 2006). Selon des expériences effectuées au moyen de moulinets de vol, la capacité individuelle et la propension à voler varient considérablement; les dendroctones en bonne forme volent en moyenne 6 km et le vol le plus long enregistré était de 24 km (Evenden et coll., 2014). La vitesse de vol relevée à l'aide de moulinets correspond environ au tiers de la vitesse estimée par une étude sur le terrain, ce qui donne à penser que l'instrument pourrait réduire la capacité de vol et que les données recueillies à l'aide du moulinet fourniraient un point de référence conservateur. Le vol suit la direction du vent jusqu'à ce que l'insecte trouve un panache d'odeur attractif (Safranyik et coll., 1992).

La dispersion du DPP se caractérise comme suit : (i) sur de courtes distances, dans laquelle les dendroctones volent sous le couvert forestier; ou (ii) sur de longues distances, lorsque les dendroctones volent au-dessus du couvert forestier et peuvent potentiellement parcourir de longues distances, aidés par les vents de la haute atmosphère (Jackson et coll., 2008). Le processus de dispersion n'est pas bien compris. On pense que la proportion de la population se dispersant sur de longues distances est positivement corrélée à la densité de population de dendroctones et négativement corrélée à la disponibilité de l'hôte, mais cette hypothèse n'a pas été vérifiée. Les conditions météorologiques, les peuplements, les caractéristiques du site et d'autres facteurs peuvent également avoir une incidence sur le comportement et la capacité de vol. À ce jour, une seule étude a tenté de quantifier empiriquement la proportion de dendroctones qui se dispersent au-dessus du couvert forestier dans des conditions naturelles; le résultat s'est établi à 2,5 % (Safranyik et coll., 1992). Dans le cadre de cette étude, on a libéré des dendroctones dans un peuplement présentant de nombreux arbres hôtes et une faible population de dendroctones. Il s'agit donc probablement du pourcentage minimum d'une population ayant le potentiel de se disperser sur de grandes distances.

La propagation du DPP dépend non seulement de la facilité du dendroctone à se disperser à partir d'un site, mais également de sa capacité à s'établir lorsqu'il arrive à un nouvel emplacement. Les populations endémiques de dendroctones se limitent à la colonisation d'arbres moribonds ou affaiblis, car le nombre de dendroctones est insuffisant pour leur permettre d'attaquer massivement un arbre sain et surmonter ses mécanismes de défense. Les dendroctones recherchent vraisemblablement sous le couvert forestier jusqu'à ce qu'ils localisent un hôte affaibli adéquat, mais il est possible qu'une petite proportion (2,5 %) se disperse sur de grandes distances au-dessus du couvert forestier (Safranyik et coll., 1992). La probabilité qu'un petit nombre de dendroctones se disperse sur de grandes distances et s'établisse sur un nouveau site est vraisemblablement faible. Ainsi, dans le cas des populations endémiques, la dispersion est plus susceptible de se produire au sein des peuplements ou dans les peuplements adjacents; de plus, elle dépendrait en grande partie de la répartition spatiale d'arbres hôtes extrêmement affaiblis (Logan et coll., 1998).

Au fur et à mesure que les populations augmentent à des niveaux préépidémiques, la densité de dendroctones devient suffisante pour coordonner une attaque massive réussie contre des arbres de grand diamètre présentant de bons mécanismes de défense; des arbres sénescents ou stressés peuvent tout de même être la cible initiale. Une population préépidémique se caractérise par un petit nombre d'arbres attaqués massivement se présentant par endroits isolés dans des peuplements vulnérables; on désigne parfois ces populations « infestations en tache ». L'un des arbres à cet endroit peut être un « arbre cible », un arbre hautement vulnérable qui est attaqué en premier, tandis que les arbres adjacents peuvent subir une « attaque de débordement », c'est-à-dire être attaqués uniquement parce qu'ils se trouvent à côté de l'arbre cible. Ce comportement de transfert sur de courtes distances peut être dû aux différences spatiotemporelles entre les phéromones d'agrégation et antiagrégation (Geiszler et Gara, 1978).

Lorsqu'on examine une population préépidémique, de nouvelles attaques massives peuvent se produire à proximité d'attaques antérieures, entraînant la croissance d'une infestation en tache; cependant, il semble que malgré la présence d'hôtes adéquats à proximité, un grand nombre de dendroctones se dispersent et créent de nouvelles infestations en tache dans le même peuplement, à une certaine distance des attaques précédentes ou dans des peuplements voisins (Safranyik et coll., 1992; Borden, 1993; Robertson et coll., 2007; Carroll et coll., 2017). En laboratoire, même si les dendroctones attaquent les grumes sans exercice de vol, certains sont plus susceptibles d'attaquer un hôte après un exercice de vol; il s'agit probablement des individus ayant la meilleure condition physique (Shepherd, 1966; Borden et coll., 1987). Une propension à l'exercice de vol avant de

s'orienter vers un hôte pourrait réduire ou retarder la compétition intraspécifique au sein d'une population et aider les dendroctones à échapper à leurs ennemis naturels. De nouvelles infestations en tache se situent souvent entre 30 et 50 m de l'infestation d'origine, mais des distances de plusieurs centaines de mètres à plusieurs kilomètres sont également courantes (Safranyik et coll., 1992; Borden, 1993; Robertson et coll., 2007). Une analyse d'infestations isolées en Alberta confirme cette fourchette de distances de dispersion relative aux infestations en tache : la plupart des nouvelles infestations se situaient à moins de 2 km d'une infestation enregistrée l'année précédente, mais près de 20 % des nouvelles infestations s'étaient produites à plus de 4 km d'une éventuelle infestation source (Carroll et coll., 2017). Une petite proportion des populations préépidémiques pourrait s'engager dans une dispersion sur de grandes distances au-dessus du couvert forestier, mais les dendroctones peuvent ne pas parvenir à s'établir sur un nouveau site si la densité de population est insuffisante pour coloniser les hôtes présents. Ensemble, ces études indiquent que les populations préépidémiques peuvent se propager par dispersion naturelle et réussir à s'établir généralement au sein d'un peuplement ou dans un peuplement adjacent se trouvant à quelques kilomètres, mais on ne peut exclure l'éventualité d'une propagation sur de plus grandes distances, en particulier à mesure que les populations se renforcent.

Lorsque la population de dendroctone est de forte densité, même les arbres très vigoureux sont susceptibles d'être attaqués. À mesure que les populations augmentent et que les arbres hôtes périssent, la prolifération de nouvelles infestations en tache qui caractérisait le stade préépidémique diminue, tandis que les infestations existantes prennent de l'ampleur (Robertson et coll., 2007). Les zones infestées finissent par fusionner et les populations s'effondrent sur un site en raison de la compétition intraspécifique et de l'épuisement des hôtes (Aukema et coll., 2008; Goodsmann et coll., 2018). À ce jour, toutes les dispersions sur de grandes distances que l'on a observées ont été associées à des épidémies considérables, et donc à l'épuisement des arbres hôtes. Les grandes populations offrent une source des migrants et la dispersion se produit au-dessus du couvert forestier, où les vents favorisent la propagation de l'insecte. Les dendroctones qui se dispersent peuvent voler intentionnellement au-dessus du couvert forestier ou être soulevés involontairement par des courants d'air convectifs (Furniss et Furniss, 1972). La proportion d'une population dispersée sur de longues distances augmente avec la densité, mais il ne suffit que d'une faible proportion (par exemple 2,5 %) d'une population massive pour réussir un établissement sur un nouveau site.

Les facteurs conduisant à l'interruption de la dispersion sur de grandes distances sont en grande partie inconnus. Les dendroctones peuvent tomber de l'atmosphère en raison de ressources insuffisantes pour les maintenir en altitude (p. ex., s'ils plient leurs ailes), d'un signal indiquant la présence de matériel hôte ou d'un contact avec de l'air froid. Les dendroctones pourraient également être expulsés de l'atmosphère de force par les cellules orageuses et les courants descendants. Les facteurs menant à l'interruption de la dispersion sur de longues distances auront un effet sur la distance parcourue et le nombre de dendroctones arrivant sur un site. Cela a des conséquences importantes sur le sort des « populations satellites » et sur leur succès à localiser et à coloniser des hôtes, ainsi qu'à se reproduire sur un nouveau site. Les populations préépidémiques et épidémiques peuvent être détectées sur de nouveaux sites en survolant les airs de manière à observer les arbres morts, qui deviennent visibles l'année suivant une attaque; cependant, il est difficile de détecter les populations très faibles ou endémiques, qui n'ont pas encore causé la mort des arbres.

Le vent déterminera la direction du déplacement et la distance parcourue. En 2005, au plus fort de l'infestation dans le centre de la Colombie-Britannique, les dendroctones ont parcouru 30 à 110 km par jour en vol au-dessus du couvert forestier (Jackson et coll., 2008). Au cours de la même période, les modèles de dispersion atmosphérique ont estimé des distances de dispersion

potentielles de 40 km (Ainslie et Jackson, 2011). Plusieurs dispersions sur de grandes distances se sont produites dans les années 2000 et 2010 entre la Colombie-Britannique et l'Alberta, ainsi qu'à l'intérieur de l'Alberta (M. Undershultz, comm. pers.). On a également enregistré des dispersions sur de grandes distances au cours d'infestations précédentes. L'épidémie des années 1970 aux années 1980 en Colombie-Britannique et au Montana a entraîné l'infestation de la région des collines Cypress à la frontière sud entre l'Alberta et la Saskatchewan; de plus, on a enregistré des attaques contre des pins de brise-vent dans les prairies non boisées du sud de l'Alberta qui indiquent des distances de dispersion de 200 à 300 km (Cerezke, 1989; Hiratsuka et coll., 1981). Un certain nombre d'espèces de dendroctones, dont le DPP, ont été récupérées dans des champs de neige à une certaine distance de l'arbre hôte ou de l'infestation la plus proche, démontrant ainsi que les dendroctones peuvent être déplacés verticalement à plus de 1 200 m (Furniss et Furniss, 1972). De même, le DPP a été observé à 1 500 m au-dessus du niveau de la mer ou à 900 m du sol, dans le centre de la Colombie-Britannique au cours de la récente infestation (K. White cité dans Jackson et coll., 2008). Cette documentation démontre également la capacité du DPP à se disperser en traversant des paysages non hôtes.

Au Canada, les dispersions potentielles du DPP sur de grandes distances en étant aidées par le vent remontent au moins au début des années 1940. Deux employés de la Dominion, G.R. Hopping, entomologiste responsable, de Vernon, et H.L. Holman, forestier de district, de Calgary, ont poliment débattu dans leur correspondance sur la plausibilité de l'idée de Holman selon laquelle l'éruption plutôt spontanée du DPP au parc national de Banff était due à la dispersion des dendroctones de la Colombie-Britannique par les couloirs de montagne plutôt qu'à l'augmentation des populations endémiques. Holman écrit : « Je doute que quiconque soit d'accord avec moi lorsque j'affirme que les insectes puissent être emportés aussi loin [par le vent]. . . mais la dispersion des espèces d'arbres et de plantes dans cette région prouve que leurs graines ont été soufflées sur de grandes distances vers l'Est et le dendroctone adulte n'est pas aussi gros que certaines de ces graines » (Holman, dans une lettre du 22 janvier 1942 au ministère des Mines et des Ressources, Ottawa). Hopping a d'abord résisté à cette idée, mais il a suggéré à Holman de vérifier sa théorie de plusieurs manières, notamment en traînant des filets depuis des avions, en faisant voler des cerfs-volants enduits de pâte collante au bout de cordes de 300 m et en plaçant des pièges collants sur des tours d'incendie et des cimes d'arbres dans des couloirs de montagne.

Le risque que le DPP s'installe dans un nouveau peuplement dépend de la distance qui le sépare d'une population source et de la taille de cette population. La propagation et l'établissement réussis dans un nouvel habitat par des populations endémiques seront probablement limités en raison du faible nombre de dendroctones. On peut s'attendre à ce que les populations préépidémiques s'étendent à une vitesse de dizaines de mètres à plusieurs centaines de mètres par an, voire de plusieurs kilomètres par an. Les dispersions sur de grandes distances avec un établissement réussi dans un nouvel habitat nécessitent probablement des populations sources importantes et de bonnes conditions, notamment des vents suffisants pour permettre des déplacements sur de grandes distances. Lorsque ces conditions sont réunies, on peut s'attendre à ce que des populations s'établissent à une distance de 100 à 300 km de la population source. La propagation se produira dans la direction du vent pendant la période de dispersion (propagation vers l'est en Alberta) et peut se produire en traversant des habitats non adéquats, comme les prairies.

INCERTITUDE

1. Incertitude élevée quant aux processus qui entrent en jeu dans la dispersion, en particulier dans la dispersion sur de grandes distances, selon tous les niveaux de population.

BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE

1. Quantification des facteurs ayant une incidence sur la dispersion, en particulier des effets potentiels de la densité de la population de dendroctones, de la disponibilité des hôtes et de facteurs environnementaux sur le comportement du DPP et la proportion de la population dispersée sur de grandes distances.

6. EN L'ABSENCE DE GESTION, LE DPP CONTINUERA D'ÉLARGIR SON AIRE DE RÉPARTITION VERS L'EST DANS LA FORÊT BORÉALE CANADIENNE PAR LE PROCESSUS NATUREL DE DISPERSION. DANS UN PROCHE AVENIR (2 À 8 ANS), DES POPULATIONS ÉPIDÉMIQUES DANS L'OUEST DE L'ALBERTA POURRAIENT ÊTRE LA SOURCE D'UNE PROPAGATION VERS L'EST. (K. Bleiker)

DONNÉES PROBANTES

Compte tenu de la nature de la dispersion du DPP discutée précédemment (énoncé 5), la propagation se poursuivra probablement vers l'est, bien que la vitesse de propagation ne soit pas connue et que les efforts de gestion puissent potentiellement ralentir la propagation de manière considérable. Depuis l'invasion marquante de 2006, le DPP s'est propagé dans l'ouest et le centre de l'Alberta plus rapidement que prévu (Nealis et Peter, 2008). Les principaux facteurs contribuant à la vitesse de propagation plus rapide que prévu sont : (i) plusieurs périodes de dispersion sur de grandes distances survenues après 2006, notamment en 2009 et 2012 (M. Undershultz, comm. pers.); (ii) un nombre plus important de pins vulnérables dans le centre de l'Alberta que ce que l'on avait évalué initialement (énoncé 1, figure 3); et (iii) un climat favorable à la survie, favorisant les populations sources générant des migrants.

La propagation vers l'est en Alberta a ralenti au cours des six dernières années par rapport à la période de 2006 à 2011. Ce ralentissement est probablement due à plusieurs facteurs. Premièrement, les volumes de pin sont plus bas dans l'est de l'Alberta que dans l'ouest de l'Alberta et la vitesse de propagation devrait être positivement corrélée au volume de pin (énoncé 1). En se basant sur les volumes de pin estimés à partir des données d'inventaire provinciales présentées dans cette évaluation des risques (figure 3c), la vitesse de propagation pourrait augmenter dans l'ouest de la Saskatchewan si le dendroctone traversait la frontière, ou du moins, être comparable à la vitesse observée dans le centre-est de l'Alberta. Il conviendrait de mettre en lumière l'incidence des caractéristiques du peuplement sur les niveaux de population du DPP et sa persistance, une fois l'insecte établi dans une zone (énoncé 1). Depuis 2012, le DPP s'est étendu lentement, mais de manière persistante, à l'est et au sud du Petit lac des Esclaves, en dépit des efforts d'élimination acharnés dans cette région et de l'absence apparente de périodes récentes de dispersion sur de grandes distances; la résolution des données spatiales est quelque peu limitée, mais ces zones contiennent des volumes relativement importants de pins (figures 1, 3c).

Le programme de lutte intensive de l'Alberta, qui cible les infestations en tache dans l'Est de l'Alberta, contribue également au ralentissement de la propagation vers l'est (énoncé 8). Les infestations en tache peuvent s'étendre sur plusieurs kilomètres par an si elles ne sont pas traitées (énoncé 5). Certaines populations plus importantes dans le centre-ouest de l'Alberta, qui pourraient constituer une source de migrants sur de grandes distances, sont également contrôlées. À mesure que la distance par rapport aux grandes populations sources augmente, la probabilité d'une dispersion sur de grandes distances contribuant à la propagation vers l'Est diminue. À l'heure actuelle, le front d'attaque dans l'Est de l'Alberta se trouve à plus de 300 km des très importantes populations sources de Jasper, dans l'Ouest de l'Alberta. En s'appuyant sur ces facteurs, les vitesses de propagation vers l'Est devraient rester stables ou continuer à diminuer dans l'avenir; cependant, de

nouvelles données probantes indiquent que des populations importantes dans l'ouest de l'Alberta menacent de se propager vers l'Est dans un proche avenir.

Les grandes populations de l'Ouest de l'Alberta peuvent avoir une incidence sur la vitesse de propagation vers l'Est de deux manières. Tout d'abord, on peut affirmer avec une certitude absolue que les efforts de contrôle seront réduits dans l'Est de l'Alberta, car les ressources de la province seront réattribuées à des zones prioritaires dans les contreforts et sur les pentes est des Rocheuses. Cela pourrait permettre à certaines infestations de l'est du front d'attaque de s'établir, de proliférer et de se propager. Les dendroctones se dispersent hors de Jasper le long de deux corridors ouest-est : la vallée de l'Athabasca (autoroute 16), qui contribue à la croissance démographique autour de Hinton; et, à compter de 2018, vers l'est le long de la rivière Saskatchewan (autoroute 11). Pour la province de l'Alberta, il est plus prioritaire de réduire au minimum la propagation nord-sud du DPP le long des versants est des Rocheuses, afin de minimiser les répercussions sur les principaux bassins versants, que de ralentir la propagation vers l'est, ce qui entraînera une réattribution des ressources provinciales en 2018 et 2019 (E. Samis, comm. pers.).

Deuxièmement, on prévoit avec une faible certitude que les grandes populations sources de Jasper et de Hinton entraîneront potentiellement la formation de populations de pins vulnérables à la limite des bas contreforts de l'Alberta, au sud du Petit lac des Esclaves, puis leur dispersion sur de longues distances dans l'Est de l'Alberta et dans l'Ouest de la Saskatchewan. Un corridor de pins vulnérables s'étend du nord-est de Hinton au sud du Petit lac des Esclaves (figure 3c). Historiquement, les conditions climatiques de la région des hauts contreforts (et de Jasper) ont été peu favorables au DPP, mais plusieurs années successives de temps favorable ont entraîné la dispersion rapide de populations le long de ce corridor jusqu'aux bas contreforts. Le DPP pourrait aussi se disperser sur de grandes distances à partir de populations sources de l'Ouest de l'Alberta jusqu'à la limite est des contreforts, comme en témoignent les nouvelles infestations enregistrées autour de Whitecourt et de Swan Hills au début d'août 2018 à la suite d'une tempête (E. Samis, comm. pers.). Le DPP a été activement géré par la province dans une grande partie de cette région, mais un grand nombre de migrants associé à des conditions météorologiques favorables pourrait permettre aux populations d'augmenter considérablement dans la région. La formation de populations dans cette région positionnerait des populations sources à moins de 300 km de la frontière de la Saskatchewan. Des rapports remontant aux années 1940 indiquent que le DPP peut se disperser de 100 à 300 km dans divers paysages lors d'infestations importantes. Ainsi, le DPP pourrait se disperser sur de grandes distances du sud du Petit lac des Esclaves directement en Saskatchewan si de grandes populations sources arrivent à s'établir dans cette région.

Compte tenu de la rapidité et de l'imprévisibilité de la prolifération du DPP en Alberta en seulement 12 ans, il est raisonnable de supposer qu'en l'absence de mesures de lutte contre le DPP, celui-ci continuera à se propager vers l'est. On peut affirmer que la propagation sera plus rapide lors d'infestations qui se produisent périodiquement dans les peuplements, mais il est difficile de prévoir la vitesse de propagation. L'incertitude entourant la dispersion met en évidence : (i) la nécessité de mieux comprendre la dispersion sur de grandes distances; ii) l'importance des relevés annuels et de l'examen annuel des décisions de contrôle; (iii) la nécessité de mieux comprendre la dynamique des populations de DPP dans les forêts de pin gris; et (iv) la nature extrêmement instable de la situation.

INCERTITUDES

1. Faible incertitude quant à la poursuite de la propagation du DPP vers l'est en l'absence de gestion, mais incertitude élevée quant à la vitesse et à l'étendue de la propagation.

2. Incertitude élevée concernant la dynamique des populations de DPP dans les forêts de pins gris et le potentiel de propagation, comprenant la dispersion sur de grandes distances et l'établissement dans une nouvelle zone.
3. Incertitude élevée quant à la possibilité que des populations importantes dans l'ouest de l'Alberta entraînent la propagation vers l'est dans un proche avenir (2 à 8 ans).

BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE

1. Quantification des facteurs sur le plan du peuplement et du paysage sur la dynamique, la propagation et la dispersion des populations de DPP. Cela comprend : (i) les effets du climat, la répartition et l'abondance des peuplements vulnérables et d'autres facteurs ayant une incidence sur la propagation et la dispersion dans la forêt boréale; et (ii) les seuils de densité de dendroctones associés aux transitions dans les phases de population et la quantification des facteurs ayant une incidence sur ces seuils.
2. Analyse des pins vulnérables dans la région des bas contreforts, en particulier dans la région au sud du Petit lac des Esclaves.

7. L'EXPANSION VERS LE NORD DE L'AIRE DE RÉPARTITION DU DPP SERA LIMITÉE DANS UN PROCHE AVENIR EN RAISON DE LA FAIBLE ADÉQUATION DU CLIMAT.

(K. Bleiker)

Historiquement, le climat a limité la répartition du DPP au sud du 56^e parallèle environ en Colombie-Britannique jusqu'à la récente infestation, où l'aire de répartition s'est étendue vers le nord d'environ 3° (Safranyik et coll., 2010). Des infestations en tache ont été cartographiées près de la frontière du Yukon en Colombie-Britannique des deux côtés de la ligne de partage des eaux : dans le sillon nord des Rocheuses et dans le bassin de la Liard dans le nord-est de la Colombie-Britannique (figure 1). La présence de DPP a été confirmée au nord du 60^e parallèle en 2012 dans des arbres appâtés dans les Territoires du Nord-Ouest, près de la frontière entre la Colombie-Britannique et l'Alberta (K. Bleiker; obs. pers.). En mars 2013, un examen des arbres attaqués a révélé la présence de larves vivantes, mais uniquement sous le manteau neigeux; ce constat s'applique aussi à des arbres d'infestations en tache dans le sillon nord des Rocheuses en Colombie-Britannique qui avaient été évalués en juin 2012 (K. Bleiker; obs. pers.). Un feu de forêt s'est propagé dans la région où le DPP a été détecté dans les Territoires du Nord-Ouest au cours de l'été 2013. Aucun cas de DPP au nord du 60^e parallèle n'a été signalé depuis 2013.

Le Yukon et les Territoires du Nord-Ouest ont tous deux réalisé leur propre évaluation des risques pour le DPP (Hodge 2012, 2014). À l'heure actuelle, le risque dans les deux territoires est estimé faible en raison de la mauvaise adéquation du climat et de la faible probabilité de dispersion du DPP sur de longues distances vers ces territoires dans un avenir proche, car la densité des grandes populations de la région adjacente de la Colombie-Britannique a diminué. Selon un certain nombre de scénarios envisagés quant aux changements climatiques, le climat du sud-est du Yukon et du sud-ouest des Territoires du Nord-Ouest devrait convenir à l'établissement du DPP d'ici le milieu du siècle. Vers 2050, on prévoit que l'adéquation du climat de cette région sera modérée. Cette prédiction revêt une grande importance, puisque certaines infestations localisées de DPP dans des régions situées dans le sillon nord des Rocheuses où l'adéquation climatique était estimée faible ont persisté pendant des années.

Une propagation significative vers le Nord sera probablement limitée dans un proche avenir par un climat hivernal inadéquat, plus particulièrement par la température minimum extrême en hiver. Toutefois, dans quelques décennies à peine, l'impact des changements climatiques rendra le sud-est

du Yukon et le sud-ouest des Territoires du Nord-Ouest favorables à l'établissement du DPP, et la région sera exposée au risque d'invasion en cas d'infestations de DPP dans les zones adjacentes situées au nord de la Colombie-Britannique ou de l'Alberta (ces populations pourraient devenir la source des propagations).

INCERTITUDES

1. Incertitude modérée quant à la vitesse du réchauffement dans le Nord, ce qui déterminera l'indice d'adéquation du climat pour le DPP.
2. Incertitude modérée quant à l'abondance et à la répartition des peuplements de pins vulnérables au Yukon et dans les Territoires du Nord-Ouest.

BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE

1. Analyse composite du volume de pins présents et de l'adéquation du climat du Nord selon le scénario de changement climatique le plus récent et le plus largement accepté, lorsqu'un indice de l'adéquation climatique à jour sera disponible (énoncé 2).

8. L'APPLICATION SOUTENUE DES MESURES DE LUTTE INTENSIVES ACTUELLES DANS LA ZONE DE FRONT D'ATTAQUE À L'EST DE L'ALBERTA RALENTIRA LA PROPAGATION VERS L'EST. (K. Bleiker, C. Whitehouse)

DONNÉES PROBANTES

Le contrôle efficace du DPP dépend de la détection rapide des infestations et de l'application rapide et soutenue de mesures de lutte intensives et répétées chaque année jusqu'à ce que les populations soient éliminées à un degré désirable et que les facteurs menant à la croissance démographique soient contrôlés (Carroll et coll., 2006, 2017; Six et coll., 2014). Si les mesures de lutte sont retardées d'un an, une météo favorable peut permettre aux populations d'augmenter rapidement au-delà d'un niveau atténuable. La lutte peut également être facilitée par des conditions météorologiques défavorables, car les effets combinés risquent davantage de pousser les populations vers un degré endémique (Cooke et Carroll, 2017).

L'effort requis pour éliminer une infestation dépendra du taux de croissance annuel de la population, de la proportion d'arbres infestés (attaque au stade vert) dans la région faisant l'objet de mesure de lutte contre le DPP et de la taille initiale de la population (nombre d'arbres infestés). Pour une lutte efficace, une population dont le taux de croissance annuel est élevé nécessitera le traitement d'un pourcentage plus élevé d'arbres infestés par rapport à une population dont le taux de croissance est plus faible (figure 4). Par exemple, les populations avec des taux de croissance annuels de 3 % et de 5 % ne commenceront à décroître que si plus de 67 % et de 80 %, respectivement, des arbres infestés à l'échelle du paysage font l'objet de mesures de contrôle (figure 4; Carroll et coll., 2006). En ce qui a trait aux années, il faudra plus de temps pour éliminer une infestation importante qu'une petite infestation ayant le même taux de croissance et la même proportion d'arbres faisant l'objet de mesures de lutte. À l'occasion d'une infestation de taille importante, la quantité d'arbres hôtes pourrait se révéler insuffisante avant même que les mesures de lutte ne puissent enrayer l'épidémie de manière efficace. Théoriquement, toute population peut être éliminée avec suffisamment d'efforts; toutefois, cela pourrait ne pas être possible du point de vue opérationnel en raison de problèmes de financement ou de logistique.

Les mesures de lutte contre le DPP en Alberta permettent-elles de ralentir la propagation dans l'Est? Les données disponibles pour répondre à cette question ne sont pas parfaites; chaque réponse

soulève donc son lot de sérieuses réserves. Une étude indique que les mesures de lutte dans la zone de front d'attaque ont réduit l'étendue colonisée par le DPP à environ 70 % de l'étendue prévue selon un scénario de « maintien du statu quo » (ce qui correspond à une réduction d'environ 30 %) (Carroll et coll., 2017). La même étude a estimé que les taux de détection et de traitement à l'échelle du paysage dans l'Est de l'Alberta au cours des années examinées n'étaient que de 54 à 68 % en l'absence d'immigration. Ainsi, la lutte contre le DPP ne serait efficace que pour les populations ayant un taux de croissance annuel trois fois inférieur. Cependant, il faut reconnaître que le financement disponible influe fortement sur ces chiffres. Par exemple, l'efficacité de la lutte pourrait être améliorée en effectuant des relevés au sol plus minutieux, lesquels sont associés à un taux de détection de 98,5 % des attaques au stade vert, et en soumettant une plus grande proportion d'arbres infestés à des mesures de lutte (voir énoncé 9).

Les grandes populations qui couvrent de vastes zones et ont un taux de croissance annuel élevé sont incontrôlables; toutefois, le contrôle d'infestations plus petites et isolées dans l'Est de l'Alberta au moyen d'agents de dispersion longue distance est réalisable si les règles de détection rapide et de lutte intensive et soutenue sont respectées. Il est possible de contrôler les infestations modérées dans le centre de l'Alberta, qui peuvent constituer des populations sources pour les espèces migrant vers l'est, selon leur taille, leur taux de croissance et les ressources disponibles. Le défi consiste à déterminer les batailles que l'on peut gagner et celles qui sont perdues d'avance ainsi que leur changement de statut, compte tenu de la nature dynamique et stochastique du système. Il faut réaliser des relevés et passer en revue les décisions prises en matière de lutte contre le DPP chaque année pour assurer une affectation stratégique et efficace des ressources. L'approche stratégique pour ralentir la propagation du DPP au Canada est une stratégie globale de confinement élaborée dans le cadre de la Stratégie nationale de lutte contre les ravageurs forestiers. On y mentionne que l'Est de l'Alberta, où les petites populations sont habituellement associées à un faible taux de croissance, serait le meilleur endroit pour concentrer les efforts de lutte afin de minimiser la propagation vers l'est (Hodge et coll., 2017).

La province de l'Alberta effectue chaque année des relevés pour détecter les infestations de DPP. À ce jour, les points de relevés comportant au moins trois arbres attaqués dans la zone de front d'attaque faisant l'objet de mesures de contrôle (figure 5) sont intégrés dans le système de soutien décisionnel de la province. Ils sont ensuite classés par ordre de priorité pour le traitement, car nous ne disposons pas des ressources nécessaires pour effectuer des relevés et mettre en place des mesures de contrôle sur tous les sites. Tout site situé dans la zone de front d'attaque est couvert par l'initiative *Spread Action Management Collaborative* (SMAC). L'initiative SMAC est le résultat d'un protocole d'entente interprovincial signé en 2012 par l'Alberta et la Saskatchewan. Cette entente officialise une stratégie conjointe visant à combiner les ressources des deux provinces afin de mettre en place des mesures de lutte là où le risque de pénétration du DPP en Saskatchewan est le plus élevé. À l'heure actuelle, il s'agit de la région située à l'est du Petit lac des Esclaves dans la forêt du Lac La Biche. Les zones d'action sont hiérarchisées en fonction des résultats des relevés annuels et des discussions entre les membres de l'initiative SMAC. Dans la zone couverte par l'initiative SMAC, les sites ayant seulement un ou deux arbres attaqués peuvent faire l'objet de mesures de lutte si les ressources nécessaires sont disponibles.

En 2017, la province de l'Alberta a déplacé la limite à l'est de la zone de front d'attaque, qui était située à l'ouest de Fort McMurray, afin de l'établir à la frontière avec la Saskatchewan. Cette nouvelle limite comprend la région où des populations endémiques de DPP peuvent être établies et où une surveillance vigilante est nécessaire (figure 1). Un faible nombre de dendroctones a été détecté dans des arbres munis d'appâts qui diffusent des phéromones d'agrégation à l'intention des DPP près de la frontière est de l'Alberta (notamment à l'intérieur du polygone de tir aérien de Cold Lake en 2017), et ce, bien avant que l'on détecte la présence d'infestations en tache près de cette

zone au moyen de relevés aériens (figure 5). La Saskatchewan a établi un réseau similaire de sites comprenant des arbres appâts le long de sa frontière ouest, mais aucun DPP n'a été détecté en Saskatchewan en 2018.

À l'heure actuelle, on ignore si les dendroctones détectés dans l'Est de l'Alberta, près de la frontière avec la Saskatchewan : (i) ont parcouru de longues distances dans la région depuis des infestations recensées au centre de l'Alberta (p. ex., depuis les infestations situées au sud ou à l'est du Petit lac des Esclaves), qui se trouvent à plus de 100 km; (ii) ont parcouru des distances encore plus longues et proviennent de très grandes populations sources situées dans l'Ouest de l'Alberta (p. ex., à Hinton ou à Jasper, qui se trouvent à plus de 300 km); (iii) sont des populations résidentes établies qui se sont dispersées dans la région lors d'années antérieures où l'immigration a été importante; (iv) sont le résultat d'une combinaison des théories précédentes. Des recherches en cours suggèrent que « ... la pénurie de matériau hôte vulnérable et la modification des interactions de nature compétitive pourraient constituer une barrière biologique à la persistance [du DPP] et à sa propagation dans la forêt boréale » (Pokorny et Carroll, 2018, données non publiées). L'étude a été menée dans quelques sites de l'Est de l'Alberta (l'inférence spatiale est donc limitée), mais elle met en évidence la nécessité de comprendre la dynamique des différentes densités de population dans de nouveaux habitats. Il est intéressant de noter que le DPP a été détecté à plusieurs reprises sur des sites comprenant des arbres appâts dans l'Alberta, même si cela revient à « chercher une aiguille dans une botte de foin ». Une fois que la présence de dendroctones est détectée sur des sites pendant quelques années consécutives, la limite de ces sites est déplacée d'une unité cadastrale à l'est afin d'établir la nouvelle limite est de l'infestation (F. McKee, comm. pers.). Il est important de déterminer si des populations de DPP à faible densité se sont établies dans l'Est de l'Alberta, car des populations endémiques pourraient faire leur apparition si les conditions sont favorables. Cette région devrait faire l'objet d'une surveillance dans le cadre de toute initiative visant à ralentir la propagation vers l'est afin de s'assurer que les infestations de DPP ne se produisent pas dans une zone située à l'est de la région où les activités de relevé et de lutte sont menées.

Selon l'étude de l'aire de répartition historique du DPP, tant qu'il y aura des peuplements de pins vulnérables ainsi qu'une population endémique de DPP, des infestations se produiront dans les années à venir. L'utilisation de mesures de lutte pour ralentir ou limiter la propagation du DPP à l'est du Canada est unique en son genre, car la population de DPP n'est pas à un degré endémique dans cette région canadienne. Il s'agit plutôt d'un nouvel environnement pour le DPP qui comprend son lot d'incertitudes quant aux interactions entre le dendroctone, les hôtes et le climat. Quoi qu'il en soit, les règles suivantes pour éliminer efficacement les infestations dans l'aire de répartition historique devraient s'appliquer au ralentissement de la propagation vers l'est dans de nouveaux habitats : (1) exercer une surveillance vigilante et mettre en place des mesures de détection pour lutter contre les infestations dès les premiers signes d'augmentation de la population (ou d'établissement dans une nouvelle zone); (2) déployer des efforts de contrôles soutenus jusqu'à ce que les causes de l'infestation soient contrées; (3) traiter une forte proportion d'arbres infestés, l'objectif idéal étant de traiter 100 % des arbres situés dans la zone (Carroll et coll., 2006). La seule mesure de lutte à long terme pour le DPP est la lutte indirecte : une gestion préventive qui augmente la résilience des forêts et réduit la vulnérabilité des peuplements au DPP en modifiant la densité des troncs, les classes d'âge des arbres et la composition des essences à l'échelle du paysage (Fettig et coll., 2014; Gillette et coll., 2014; Fettig et Hilszczański 2015).

INCERTITUDES

1. Faible incertitude quant à l'efficacité des mesures de lutte contre le DPP pour éliminer les infestations localisées de petite taille, détectées rapidement et traitées intensivement dans le cadre d'un plan de gestion durable.

2. Faible incertitude relativement à l'amélioration de l'efficacité de la lutte contre le DPP au moyen d'une meilleure détection des attaques au stade vert (p. ex., plus quand nombre de relevés au sol) et à la mise en œuvre de mesures de lutte sur une plus grande proportion d'attaques au stade vert.
3. Incertitude modérée quant à la taille des populations de DPP et aux taux de croissance annuels pour lesquels la lutte peut être efficace dans les forêts de pins gris.
4. Incertitude élevée à savoir si les dendroctones capturés par des arbres appâts en Alberta près de la frontière avec la Saskatchewan (p. ex., à l'intérieur du polygone de tir aérien de Cold Lake) font partie d'une population établie (résidente) ou s'ils parcourent de longues distances dans la région chaque année. Incertitude élevée concernant leur potentiel de survie et le risque qu'ils fassent éventuellement irruption et se propagent.
5. Incertitude élevée quant à la capacité de mettre en œuvre des mesures d'intervention, si nécessaire, à l'intérieur du polygone de tir aérien de Cold Lake, en Saskatchewan.

BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE

1. Détermination de l'incidence des grandes populations de dendroctones dans l'Ouest de l'Alberta et des infestations localisées dans le centre de l'Alberta sur la propagation vers l'est (voir énoncé 5).
2. Quantification de l'efficacité des mesures de lutte dans les peuplements de pins gris, y compris la détermination des seuils de densité de population de dendroctones et des arbres attaqués dans les zones où la lutte peut être efficace.
3. Quantification de l'étendue couverte par le DPP, de sa persistance potentielle (résidence) et de la menace que représentent les populations de DPP de faible densité détectées dans des arbres appâts dans l'Est de l'Alberta, près de la frontière de la Saskatchewan.
4. Mise au point de nouveaux outils pour augmenter les taux de détection des attaques au stade vert et de nouvelles mesures de lutte ou de moyens pour accroître la faisabilité de la lutte (voir énoncé 9).

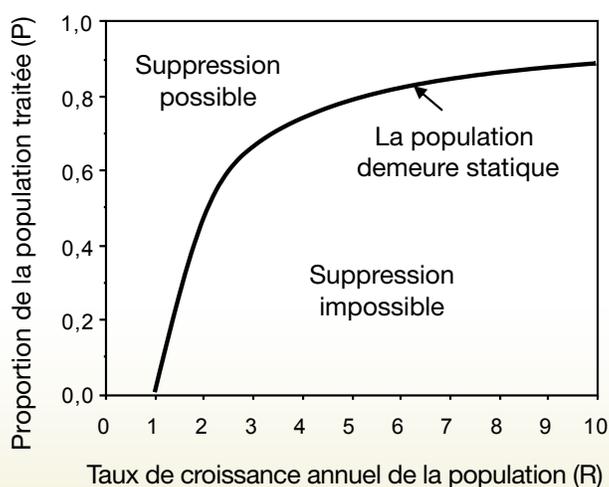


Figure 4. Relation entre le taux de croissance annuel de la population de DPP (T) et la proportion de la population (P) qui doit être traitée pour que les mesures de lutte contre le DPP parviennent à contrer la croissance. La courbe ($P = 1 - 1/T$) représente une population statique. L'élimination est possible au-dessus de la courbe, mais pas en dessous. Graphique redessiné, tiré de Carroll et coll., 2006.

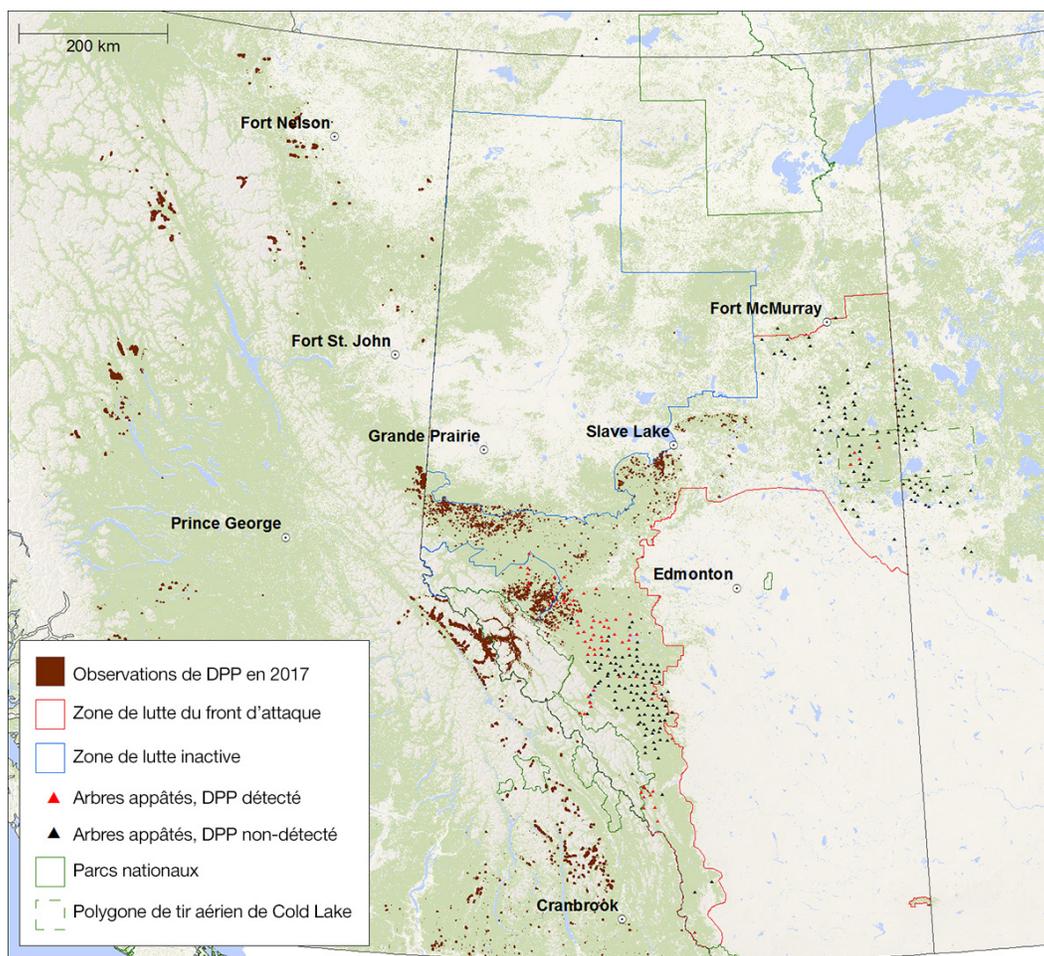


Figure 5. Observations du DPP et division des zones de lutte en Alberta en 2017. Les arbres attaqués repérés lors des relevés aériens qui ont été menés dans certaines régions en 2017 sont indiqués en brun. Les infestations dans la zone de front d'attaque de l'Alberta sont hiérarchisées en fonction des mesures de contrôle potentielles. Les infestations dans la zone de lutte inactive de la province ne font pas l'objet de mesures de lutte pour diverses raisons. Dans le Nord-Ouest de l'Alberta, aucune activité de relevé aérien et de lutte n'est menée, car les infestations se sont largement atténuées dans cette région. Aucune activité de relevé aérien et de lutte n'est menée à l'ouest de la petite zone de lutte inactive située près de la frontière de la Colombie-Britannique (parc interprovincial Kakwa-Willmore) parce que le taux de survie du dendroctone est généralement très faible dans cette région à haute altitude. Des relevés aériens sont effectués dans la partie est de cette zone (à l'Est de Jasper, aux alentours de Hinton) afin de détecter la présence du DPP et de l'illustrer sur une carte, mais les infestations ne font pas l'objet de mesures de lutte, car les populations sont trop importantes pour que le traitement soit efficace. Les triangles représentent des sites où les provinces de l'Alberta ou de la Saskatchewan ont détecté la présence du DPP, au moyen d'arbres appâts qui diffusent des phéromones d'agrégation à l'intention du DPP. Veuillez lire le texte pour de plus amples détails.

9. IL EXISTE PEU D'OUTILS POUR DÉTECTER ET ÉLIMINER LE DPP ET LEUR EFFICACITÉ EST LIMITÉE. (K. Bleiker, B. Cooke)

DONNÉES PROBANTES

Les mesures visant à réduire les populations de DPP nécessitent la détection et le traitement en temps opportun des arbres infestés (attaque au stade vert) (Fettig et Hilszczański, 2015). Les activités

de lutte contre le DPP peuvent atténuer la gravité et la propagation des infestations (Trzcinski et Reid 2008; Wulder et coll., 2009b). Les principales options pour lutter contre les infestations de DPP sont des traitements cultureux et mécaniques qui tuent les insectes en détruisant l'écorce. Des phéromones d'agrégation peuvent être utilisées pour concentrer ou retenir les dendroctones dans un peuplement avant d'appliquer un traitement cultural ou mécanique : cette tactique a été utilisée avec succès dans une zone du parc provincial des collines Cypress en Saskatchewan (R. McIntosh, comm. pers.). L'utilisation de phéromones antiagrégation ou d'inhibiteurs pour lutter contre le DPP a connu des succès mitigés à ce jour, particulièrement en présence d'une grande quantité de dendroctones (Gillette et coll., 2014; Fettig et Hilszczański 2015). De nouvelles recherches sur l'utilisation de l'acoustique pour manipuler le comportement des dendroctones pourraient permettre la découverte d'un nouvel outil à l'avenir. Les insecticides chimiques contre le DPP ne sont plus largement utilisés au Canada, plus particulièrement à l'échelle des peuplements ou des paysages, et il n'existe aucune option biologique efficace à grande échelle (Carroll et coll., 2006). Le brûlage dirigé, ou les feux de forêt abandonnés à leur sort, constitue une tactique potentielle pour les régions éloignées où le feu peut atteindre une intensité élevée; toutefois, cette tactique n'est pas appropriée dans la plupart des situations, y compris les infestations importantes (Carroll et coll., 2006).

Les traitements qui détruisent l'écorce sont très efficaces pour éliminer le DPP. De tels traitements peuvent être réalisés à l'étape du broyage s'il est possible de récolter et de traiter les arbres infestés avant que les dendroctones ne sortent. Un certain nombre de méthodes peuvent être utilisées pour éliminer les insectes sur le terrain, dont le rayonnement solaire, les écorçoirs et la mise en copeaux d'arbres entiers, mais la méthode la plus répandue et la plus efficace est l'abattage, l'empilage et le brûlage d'arbres infestés (cette technique est appelée abattage et brûlage) (Carroll et coll., 2006; Fettig et Hilszczański, 2015). Le contrôle par abattage et brûlage est très efficace pour éliminer les insectes, mais la détection rapide des attaques au stade vert constitue une difficulté majeure. Elle est cruciale pour que les activités de lutte contre le DPP puissent être menées avant que les dendroctones aient achevé leur développement, émergent et se dispersent vers de nouveaux arbres hôtes. Au cours d'un cycle de vie typique d'un an, le DPP vole et colonise de nouveaux hôtes pendant les mois de juillet et d'août, mais le feuillage des arbres infestés ne commencera généralement pas à changer de couleur avant le printemps ou l'été suivant (Bleiker et Van Hezewijk, 2016). Les activités d'abattage et de brûlage doivent être exécutées au cours de l'hiver et au début du printemps, lorsque les colonies de DPP se trouvent sous l'écorce et que des piles de bois infesté peuvent être brûlées en toute sécurité. Ainsi, les arbres infestés ne sont généralement pas visibles depuis les airs au cours de la période pendant laquelle l'on doit amorcer les travaux de lutte contre le DPP.

La détection des attaques au stade vert peut être effectuée de manière fiable lors des relevés au sol, lorsqu'une personne sur le terrain inspecte le tronc de chaque arbre pour détecter la présence de bouchons de résine, lesquels indiquent une attaque. L'exception serait les « attaques invisibles » où les arbres ne produisent pas de bouchons de résine et où le seul signe d'attaque est la présence de sciure sur le tronc, laquelle est plus difficile à repérer. Les relevés au sol nécessitant une grande quantité de main-d'œuvre doivent avoir un point de départ précis, qui doit être déterminé au moyen de relevés aériens réalisés par hélicoptère en Alberta dans des zones où la lutte a été estimée prioritaire. Les relevés aériens sont utilisés pour géolocaliser les attaques au stade rouge, qui sont des arbres à la couronne rouge qui ont été attaqués l'année précédente et ne contiennent plus d'insectes. Des relevés au sol pour localiser les attaques au stade vert sont ensuite effectués à partir de la zone où l'attaque au stade rouge a été repérée (point de départ). Les activités de relevé au sol sont hiérarchisées en fonction des ressources disponibles, de la densité et de la répartition des dendroctones dans un peuplement donné. Le tronc de chaque arbre d'une parcelle (rayon de 50 m) située au centre de l'attaque au stade rouge est évalué pour rechercher des signes

d'attaque (p. ex., bouchons de résine, sciure ou galeries sous l'écorce). D'autres parcelles adjacentes à la parcelle d'origine peuvent également faire l'objet de relevés en fonction de la répartition et de la densité de l'attaque au stade vert dans la parcelle d'origine et des ressources disponibles. La détection des attaques au stade vert dans les parcelles ayant fait l'objet d'un relevé au sol est associée à une efficacité extrêmement élevée (98,5 %); toutefois, à plus grande échelle, l'efficacité de la détection est beaucoup plus faible en raison de la difficulté à détecter les attaques au stade vert qui ne sont pas associées de près à une attaque au stade rouge (C. Whitehouse, comm. pers.; voir également l'énoncé 5).

Une analyse à grande échelle des données de relevés aériens visant le pin tordu latifolié en Alberta a révélé qu'environ les deux tiers des attaques au stade vert sont susceptibles de survenir près d'une attaque au stade rouge (Carroll et coll., 2017). L'on obtient ainsi une estimation grossière de l'efficacité globale des relevés aériens réalisés par hélicoptère et des relevés au sol. Cette estimation est également importante pour évaluer l'efficacité des mesures de contrôle et déterminer s'il sera possible d'éliminer une infestation ou non (énoncé 8; figure 4). Une analyse de la même méthode de détection utilisée par la Saskatchewan pour lutter contre le DPP dans le parc provincial des collines Cypress a révélé que la méthode était efficace. Cependant, l'étude a démontré que l'efficacité de la méthode pouvait être améliorée, en particulier sur un terrain de grande superficie, en utilisant une approche telle qu'un arbre de classification (doté d'un algorithme d'apprentissage automatique) pour recenser les zones dans lesquelles des relevés au sol supplémentaires seraient nécessaires afin de localiser des attaques au stade vert qui ne sont pas associées à une attaque au stade rouge (Kunegel-Lion et coll., 2019). La même conclusion a été tirée par Strohm et coll. (2016) dans le cadre d'une analyse sur la lutte contre le DPP dans le parc national de Banff. Essentiellement, à une certaine échelle spatiale, il est plus avantageux de détecter un pourcentage plus faible d'attaques au stade vert sur un terrain de plus grande superficie que de détecter presque 100 % des arbres infestés dans une zone plus petite. Cela est dû en grande partie à la nature de la répartition du DPP et au fait que les populations n'atteignant pas un certain seuil de densité ne sont pas en mesure de tuer les arbres et ne nécessitent pas de mesures de contrôle (énoncés 2 et 5). Le taux de détection des attaques au stade vert à l'échelle du paysage pour le pin gris est inconnu et peut différer de celui observé dans les forêts de pins tordus latifoliés en raison des différences potentielles (densité des attaques par le dendroctone, sécheresse ou conditions du site) susceptibles d'affecter le changement progressif de la couleur du feuillage ainsi que la visibilité des attaques au stade rouge dans les peuplements mixtes. On ignore également si les « attaques invisibles » sont plus courantes chez les pins gris.

Bien que l'association des relevés aériens et des relevés au sol permette la détection d'une attaque au stade vert, soit il n'est pas possible de réaliser les deux types de relevés soit l'association de ces relevés ne détecte pas la présence du DPP dans les zones où la densité de sa population est très faible et où les dendroctones ne peuvent coloniser que des arbres moribonds ou abattus. Dans ces zones, des appâts libérant des phéromones d'agrégation synthétiques peuvent être utilisés pour détecter la présence du DPP. Les appâts sont fixés sur les arbres avant que le dendroctone ne commence à voler. À l'automne, on inspecte les arbres afin de détecter la présence de bouchons de résine ou du DPP. Les provinces de l'Alberta et de la Saskatchewan utilisent des arbres appâts le long de leur frontière pour tenter de contenir la propagation du DPP vers l'Est du Canada. La présence du DPP n'a pas été détectée dans la forêt boréale de la Saskatchewan depuis que la province a lancé un programme de surveillance en 2012 dans les peuplements présentant un indice de risque élevé. Toutefois, la présence du DPP a été enregistrée par les arbres appâts se trouvant sur des sites très proches de la frontière en Alberta depuis un certain nombre d'années (la répartition de l'année 2017 est illustrée à la figure 5). Afin d'établir une limite quant à la présence de ses ravageurs dans l'Est du pays, les sites d'arbres appâts sont déplacés vers l'est une fois que des dendroctones

ont été détectés sur un site pendant plusieurs années consécutives (F. McKee, comm. pers.). La capacité de détecter et d'établir avec précision la limite à l'est de l'aire de répartition du dendroctone au Canada dépend de l'efficacité de l'appât, ainsi que du réseau et de la densité d'arbres appâts à l'échelle du paysage. Des études sont en cours pour élaborer des protocoles de surveillance de la présence du DPP à l'aide de sites d'arbres appâts et utiliser des appâts afin de déterminer la densité de la population de dendroctones (N. Erbilgin, données non publiées; Klutsch et coll., 2017).

Les outils disponibles pour la détection et l'élimination des DPP sur le plan opérationnel ont peu évolué. Les options de lutte directe visant à éliminer les populations demeurent limitées et le contrôle par abattage et brûlage demeure la tactique la plus efficace et la plus répandue au Canada. La détection des attaques au stade vert en temps opportun constitue toujours un problème, bien qu'elle soit essentielle pour mettre en place un programme de lutte contre le DPP efficace. À ce jour, la technologie de télédétection ne permet pas de répondre aux besoins en matière de renseignements ni d'alléger les contraintes opérationnelles pour la détection et l'élimination à point nommé du DPP (Wulder et coll., 2009a). Les progrès de la technologie des drones pourraient améliorer la détection à l'échelle du peuplement à l'avenir. Il est possible d'accroître l'efficacité de la détection à l'aide de variables environnementales grâce à l'apprentissage automatique ou à certains modèles, selon les valeurs, les objectifs en matière de lutte et les coûts (Kunegel-Lion et coll., 2019). Une augmentation de l'efficacité de la détection des attaques au stade vert à grande échelle augmenterait considérablement l'efficacité de la lutte contre le DPP : elle changerait la donne sur le plan de la taille des infestations, du taux de croissance de celles qui pourraient être complètement éliminées et du nombre d'années pendant lesquelles des mesures de contrôle seraient nécessaires pour parvenir à les éliminer.

INCERTITUDES

1. Incertitude faible par rapport aux limites que présentent les outils utilisés pour la détection et l'élimination du DPP sur le plan opérationnel.
2. Incertitude faible quant à l'efficacité et à l'efficience du traitement par abattage et brûlage pour éliminer les insectes.
3. Incertitude faible à l'égard de l'efficacité supérieure de la détection des attaques au stade vert sur des placettes au sol et du fait que cette technique devrait être appliquée à la plupart des espèces de pins (par contre, incertitude modérée quant à la fréquence supérieure ou non des « attaques invisibles » sur les pins gris et si cela affectera l'efficacité de la détection lors des relevés au sol).
4. Incertitude modérée relativement à l'efficacité de la détection des attaques au stade vert à l'échelle du peuplement et du paysage, en particulier dans les forêts composées de pins gris et d'espèces de pin de l'Est.
5. Incertitude modérée quant à l'efficacité et au rayon attractif des appâts à base de phéromones dans les forêts composées de pins gris et de pins de l'Est ainsi qu'à leur efficience pour différentes densités de population de dendroctones.

BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE

1. Technologie ou méthodes qui augmentent l'efficacité de la détection des attaques au stade vert, notamment à grande échelle. Nouvelle approche plus économique et plus complète que les relevés au sol à l'échelle du peuplement qui pourrait également améliorer l'efficacité de l'élimination.
2. Nouveaux outils rentables pour l'élimination directe des DPP.

3. Estimations de meilleure qualité en ce qui a trait à l'efficacité actuelle de la détection et de l'élimination, en particulier pour le pin gris.

10. LE DPP POURRAIT SE PROPAGER DANS LES FORÊTS DE PINS DE L'EST SOUS L'EFFET DU TRANSPORT DE BOIS INFESTÉ PAR L'HUMAIN. (K. Bleiker)

DONNÉES PROBANTES

En plus de se propager vers l'est par voie de dispersion naturelle (énoncé 6), le DPP pourrait être introduit dans l'Est du Canada sous l'effet du transport de bois infesté par l'humain. Cela pourrait se produire lors du transport de bois non traité (billes de bois commerciales, bois de chauffage ou débris ligneux) provenant de régions infestées de l'Ouest du Canada (y compris les collines Cypress) ou des États-Unis vers des zones d'exploitation pétrolière où l'écorce des arbres est intacte. La migration assistée n'a pas été prise en compte dans les évaluations des risques précédentes, car sa probabilité d'occurrence était estimée faible en raison du volume apparemment négligeable de bois transporté sur de longues distances. Cela dit, nous avons décidé d'en tenir compte dans la présente mise à jour en raison des exemples signalés plus bas, sans compter que les conséquences pourraient être très lourdes dans la mesure où cela pourrait entraîner une propagation très rapide du DPP dans des régions de l'Est qui sont mal préparées pour faire face à son arrivée soudaine.

Les scolytes se propagent sans difficulté lors du déplacement de bois infesté, car ils sont protégés sous l'écorce pendant le transport. L'établissement du DPP dans un nouvel habitat dépend de la présence d'hôtes appropriés et du climat, deux facteurs qui lui sont favorables dans l'Est du Canada (énoncés 1 et 2), ainsi que du nombre d'insectes introduits. Étant donné qu'un seul arbre ayant subi une attaque massive contient suffisamment de dendroctones pour attaquer plusieurs arbres, un seul chargement de billes de bois infestées constitue une menace importante pour l'introduction et l'établissement du DPP dans un nouvel habitat.

Les exemples suivants démontrent qu'au point de vue biologique, il est plausible que le DPP se propage sous l'effet du transport de bois infesté.

- En 1999, un constructeur de maisons en bois rond de Whitecourt, en Alberta, a reçu des chargements de pins tordus latifoliés fortement infestés de larves de DPP vivantes (E. Samis, comm. pers.); dès que leur présence a été détectée, les billes de bois ont été détruites et les insectes éliminés.
- Au cours des années 2010 au Minnesota, une inspection volontaire de plusieurs usines a révélé la présence de galeries et de DPP adultes morts sous l'écorce de billes de pin importées; des galeries ont également été trouvées dans des billes de pin tordu latifolié importées par un fabricant de meubles de l'état (B. Aukema, comm. pers.).
- Des dendroctones du Douglas (*Dendroctonus pseudotsugae*) ont été transportés depuis des régions infestées de l'Oregon vers le Minnesota où ils ont été capturés au moyen de pièges à entonnoirs en 2001 à une distance allant jusqu'à 17 km du point d'introduction (Dodds, 2010). Le dendroctone du Douglas ne s'est probablement pas établi à l'Est parce que son hôte principal, le douglas, n'y pousse pas (K. Dodds, comm. pers.).
- Le dendroctone rouge de l'épinette (*Dendroctonus valens*) a probablement été introduit en Chine dans les années 1980 sous l'effet de l'importation de pins infestés provenant de l'ouest des États-Unis (Yan et coll., 2005). D'autres scolytes, notamment le dendroctone de l'épinette (*Dendroctonus rufipennis*), sont récemment arrivés en Chine dans des billes exportées depuis l'ouest de l'Amérique du Nord. La Chine a mis en place des mesures préventives et des protocoles exhaustifs pour empêcher l'introduction et l'établissement de ces espèces, notamment

l'emplacement des ports de réception dans des zones sans hôtes potentiels dans un rayon d'au moins 100 km, la réalisation d'inspections minutieuses à l'arrivée des chargements et l'administration de traitements dans le port de réception.

- Le transport de bois infesté par l'humain a facilité la propagation du dendroctone de l'épicéa (*Dendroctonus micans*) en Europe (Fielding et coll., 1991).
- Il existe de nombreux exemples de scolytes (autres que les dendroctones) et de perce-bois qui ont été déplacés dans du bois infesté. Les exemples les plus concrets au Canada concernent l'agrire du frêne (*Agrilus planipennis*), le longicorne asiatique (*Anoplophora glabripennis*) et le longicorne brun de l'épinette (*Tetropium fuscum*).

Au point de vue biologique, il est fort plausible que le DPP se propage sous l'effet du transport de bois infesté. Par conséquent, c'est principalement le volume de bois non écorcé infesté qui est déplacé vers des zones non infestées qui influera sur la probabilité de propagation du DPP sous l'effet du transport par l'humain. Il existe peu de renseignements sur le déplacement de billes de pin dont l'écorce est intacte, et les données varieront au fil du temps en fonction des fluctuations du marché. Dans l'ensemble, le transport de billes de bois d'une région infestée à une région non infestée est relativement négligeable; toutefois, certains marchés spécialisés, comme les constructeurs de maisons en bois rond et les fabricants de meubles, représentent un risque particulier. La probabilité de propagation du DPP par le biais de bois de chauffage infesté est sans doute très faible, car les principaux producteurs de la Colombie-Britannique traitent le bois de chauffage avant de l'exporter; bien que des exceptions puissent survenir; et les campings provinciaux et territoriaux s'approvisionnent généralement en bois de chauffage local (Gagné et coll., 2017). Des bacs de collecte pour le bois de chauffage sont situés le long de certaines frontières provinciales et le transport de bois de chauffage sur de longues distances, de régions infestées vers des zones non infestées, à des fins personnelles est probablement limité en raison des coûts du transport et de la réglementation adoptée pour d'autres espèces.

Plusieurs provinces ont adopté des politiques visant à empêcher le transport de bois infesté par le DPP au Canada.

- En vertu de la *Forest Resources Management Act* [Loi sur la gestion des ressources forestières], la Saskatchewan limite l'importation, le transport et l'entreposage des billes de pin et des produits forestiers du pin provenant de régions infestées, dont les collines Cypress en Saskatchewan, la Colombie-Britannique, l'Alberta et les États-Unis.
- Le Manitoba, en vertu de la *Loi sur la protection de la santé des forêts*, limite l'importation de bois de pin non traité avec l'écorce intacte provenant de provinces ou d'États infestés du Canada, des États-Unis et du Mexique.
- L'Ontario n'a aucune restriction en vigueur pour le DPP, mais elle le considère comme un ravageur forestier envahissant et il fera probablement l'objet d'un règlement en vertu de la *Loi sur les espèces envahissantes* de l'Ontario dans un avenir proche. L'Ontario a mené une évaluation des risques et élaboré un plan d'intervention pour le DPP. Certains outils pertinents pour la lutte contre le DPP (p. ex., le contrôle par abattage et brûlage, la surveillance au moyen d'arbres appâts) sont également inclus dans la version mise à jour du *Manuel de planification de la gestion forestière de l'Ontario*.

Il n'existe pas de réglementation spécifique pour le DPP dans les autres provinces et territoires du Canada; cependant, bon nombre d'entre eux ont la capacité de désigner des ravageurs ou des espèces envahissantes et d'adopter des restrictions en vertu de divers actes législatifs. Tout comme au Canada, il n'existe pas de réglementation fédérale aux États-Unis sur le transport de bois infesté

par le DPP et les limites en matière de déplacement du bois sont fixées par État. Les États du Minnesota et du Wisconsin ont tous deux installé des confinements pour mettre en quarantaine toutes les billes de pin avec écorce non traitées ou non inspectées provenant de régions infestées par le DPP du Canada ou des États-Unis.

Le cycle de vie du DPP facilite son transport dans le bois infesté. Bien que des données spécifiques sur le transport du bois ne soient pas disponibles, il semblerait que le déplacement de bois des provinces et des États infestés vers les provinces et territoires non infestés du Canada soit minime en raison de facteurs relatifs au marché. En outre, plusieurs provinces ont imposé des restrictions par rapport à l'importation de bois de pin dont l'écorce est intacte afin de limiter le risque de propagation du DPP. Néanmoins, il convient de noter que certains utilisateurs spécialisés, tels que les constructeurs de maisons en bois rond et les fabricants de meubles, peuvent représenter un risque particulier.

INCERTITUDE

- I. Incertitude modérée quant à la fréquence de déplacement et au volume de bois de pin dont l'écorce est intacte qui est transporté d'une région infestée vers une région non infestée, y compris par des utilisateurs spécialisés tels que les constructeurs de maisons en bois rond.

BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE

- I. Renseignements sur le transport de bois de pin dont l'écorce est intacte en Amérique du Nord, plus particulièrement pour les utilisateurs spécialisés qui représentent un risque élevé.

Conséquences d'une propagation

II. LES PERTES DE FIBRES ASSOCIÉES À LA MORTALITÉ DES ARBRES CAUSÉE PAR LE DPP VARIERONT À L'ÉCHELLE DU PAYSAGE ET INFLUERONT SUR LA QUALITÉ MARCHANDE DE CERTAINS PEULEMENTS DE LA FORÊT BORÉALE. CERTAINES PERTES PEUVENT ÊTRE ATTÉNUÉES PAR LA COUPE DE RÉCUPÉRATION, MAIS UNE DIMINUTION RAPIDE DE LA QUALITÉ DU BOIS APRÈS UNE ATTAQUE PAR LE DENDROCTONE LIMITERA LES UTILISATIONS OU LA VALEUR POTENTIELLES DU BOIS AINSI RÉCOLTÉ. (K. Bleiker, K. Lewis)

DONNÉES PROBANTES

Les pertes de fibres associées au DPP dépendront du taux de mortalité des arbres, lequel sera déterminé par les caractéristiques du peuplement (principalement le volume de pins) et la gravité de l'infestation. Le DPP a tué environ 54 % des pins marchands de la province de la Colombie-Britannique, et les pertes à l'échelle du peuplement ont varié considérablement. Dans la région la plus sévèrement touchée du centre de la Colombie-Britannique, de nombreux peuplements ont atteint la plus haute catégorie de mortalité, soit entre 71 et 100 %; la mortalité des pins était plus faible dans d'autres régions, mais dans l'ensemble, le DPP a entraîné une réduction importante du volume de pins en Colombie-Britannique.

On s'attend à ce que la perte totale de volume de pins causée par le DPP en Alberta soit moindre qu'en Colombie-Britannique, d'une part en raison des volumes plus faibles de pin en Alberta et d'autre part en raison des caractéristiques et du climat des peuplements boréaux qui ne sont pas

aussi favorables à de grandes épidémies (énoncés 1 et 2). Cependant, on observe déjà des cas marquants où le DPP a tué 90 % des pins matures de certains peuplements à volume élevé dans les régions de Peace River et Grande Prairie, dans l'ouest de l'Alberta (D. Letourneau, R. Hermanutz, comm. pers.). Par ailleurs, les données portant sur 3,6 millions d'hectares touchés dans le nord-ouest et le centre-ouest de l'Alberta montrent qu'en 2015 et en 2016, environ 20 % de peuplements constitués principalement de pins (à raison de plus de 50 %) avaient perdu au moins 30 % de leur superficie terrière en raison du DPP (B. Horne, données non publiées). On peut s'attendre à des pertes annuelles dans les peuplements où le DPP est toujours actif et dans de nouvelles zones à mesure qu'il se propage. Dans les peuplements et zones où le DPP a déjà suivi son cours, les populations sont susceptibles de persister à de faibles niveaux, sous le seuil pouvant occasionner la mort des arbres (et sous le seuil de détection), jusqu'à la prochaine épidémie. En Colombie-Britannique, les épidémies surviennent généralement tous les 25 à 40 ans. Les peuplements ayant connu des taux de mortalité modérés (30 %) en raison du DPP au début des années 2000 pourraient être infestés à nouveau dans quelques décennies.

Les pertes potentielles peuvent être atténuées en procédant à la coupe de récupération des arbres tués par le DPP pendant une longue période après leur mort (parfois appelée « durée de conservation »). La coupe de récupération se poursuit dans certains écosystèmes de la Colombie-Britannique plus de 20 ans après la fin de l'épidémie, mais elle n'est rentable que dans les peuplements qui comprennent aussi des arbres sains à valeur élevée, où les coûts de transport à l'usine sont faibles et où le prix de vente du produit est assez élevé pour compenser les pertes engendrées par les déchets. La durée pendant laquelle les arbres restent debout est le facteur ultime limitant le potentiel de récupération. Ce dernier est déterminé par la carie (pourriture) qui se développe au pied des arbres en raison de l'absorption passive de l'humidité du sol (Lewis et Thompson, 2011). Les fourmis charpentières peuvent aussi provoquer la chute des arbres en plus d'accélérer la carie du pied. Une fois qu'un arbre tombe au sol et absorbe l'humidité, il se décompose rapidement. L'humidité du sol affecte la carie de l'aubier au pied de l'arbre, mais elle ne permet pas de prédire avec précision la décomposition et la dégradation de l'arbre (Lewis et Thompson, 2011).

En Colombie-Britannique, l'aubier des arbres tués par le DPP est entièrement bleui six mois après la mort, ce qui affecte gravement la commercialisation du bois d'œuvre de qualité J. Deux ans après la mort, les arbres comportent suffisamment de gerces (fissures) pour nuire à la production et à la commercialisation du bois d'œuvre de plus grande dimension. Les gerces se multiplient au fil du temps en raison des cycles saisonniers de mouillage et de séchage, mais, selon les conditions du marché et les coûts d'exploitation, il demeure possible de produire du bois d'œuvre de dimension inférieure plusieurs années après la mort. Pour certaines utilisations, dont la pâte, le bois peut servir pendant des décennies (Lewis et Thompson, 2011). L'utilisation de bois tué par le dendroctone peut occasionner d'autres difficultés imprévues, notamment en matière de sécurité incendie et de sécurité en usine, liées à la transformation du bois très sec.

En Alberta, le taux de séchage et de gerçage est plus élevé pour les arbres de la région des forêts mixtes que pour ceux de la région des contreforts au cours des deux premières années après la mort (Lewis et Hrinkevich, 2013). La nature généralement sèche des forêts de pins gris dans la forêt boréale des Prairies favorisera le gerçage, surtout dans les peuplements d'arbres de plus petit diamètre, et la nature agressive des perce-bois dans la forêt boréale pourrait réduire le volume de bois. À long terme, la fibre de bois peut demeurer exploitable pendant une longue période si les arbres demeurent debout, ce qui peut prolonger la période de coupe de récupération pour certaines utilisations (Lewis et Hrinkevich, 2013). En Colombie-Britannique, les arbres ont commencé à tomber environ huit ans après la mort (Lewis et Thompson, 2011).

Même s'il est possible de procéder à la coupe de récupération d'arbres tués par le dendroctone pendant un certain nombre d'années, la valeur et l'utilisation du bois ainsi récolté seront réduites. L'industrie du bois, l'infrastructure et le paysage de la forêt boréale sont également différents de ceux de la Colombie-Britannique. L'accès limité aux routes dans les parties inexploitées de la forêt boréale peut nuire à la récupération, et la capacité d'utiliser les fibres touchées sera déterminée par les conditions économiques.

INCERTITUDES

1. Incertitude élevée quant au niveau de mortalité auquel on peut s'attendre dans les peuplements de pin gris causé par le DPP dans la forêt boréale. Cette incertitude est liée à la productivité du DPP, à la dynamique des populations, à la probabilité de propagation, à la résistance des arbres et à la susceptibilité des peuplements tel que décrit dans les énoncés précédents.
2. Incertitude élevée quant aux répercussions du DPP sur la qualité marchande des peuplements de pin gris dans la forêt boréale en raison de facteurs dynamiques influant sur la qualité marchande (p. ex., les prix du marché) et incertitude quant aux répercussions du DPP.
3. Faible incertitude quant aux changements probables de la qualité du bois au fil du temps après une attaque, mais incertitude modérée quant aux changements de qualité du bois pour le pin gris (et le pin de l'Est), particulièrement pour les arbres de petite taille.

BESOINS DE RECHERCHE

1. Mortalité anticipée (répercussion) en raison du DPP au niveau des peuplements pour différents types de peuplements et écosystèmes de la forêt boréale.
2. Détermination de la période de récupération pour le pin gris, en particulier les arbres de plus petit diamètre, dans l'écosystème boréal.
3. Analyse de la dimension économique de la récupération du pin gris dans la forêt boréale.

12. LES PRATIQUES DE GESTION DES FORÊTS MISES EN PLACE POUR RÉDUIRE LA PROPAGATION DE L'ÉPIDÉMIE ET RÉCUPÉRER LA VALEUR ÉCONOMIQUE DES PINS MORTS SUR PIED INFLUERONT SUR L'APPROVISIONNEMENT EN FIBRES À MOYEN TERME ET SUR D'AUTRES VALEURS FORESTIÈRES, AINSI QUE SUR LA VULNÉRABILITÉ DES FORÊTS AUX PERTURBATIONS FUTURES ET AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES.
(E. Campbell)

DONNÉES PROBANTES

L'histoire nous apprend qu'il faut examiner attentivement les mesures envisageables de gestion des forêts en cas d'épidémies d'insectes afin de réduire le risque d'exacerber leurs conséquences socioéconomiques. Les mesures de gestion en cas d'épidémies de DPP à grande échelle peuvent influencer sur l'approvisionnement en bois à moyen terme, sur la résilience des forêts aux perturbations futures ou aux changements climatiques et sur le flux continu des services écosystémiques (Campbell et coll., 2009; Dhar et coll., 2016a). Des mesures correctives (l'assainissement ou la coupe de récupération) et des mesures proactives déterminées par des politiques de gestion à l'échelle du paysage sont nécessaires en vue d'améliorer les taux de rétablissement des forêts et d'atténuer la vulnérabilité aux épidémies par le maintien d'une structure complexe de la forêt et d'une dynamique dans les paysages (Campbell et coll., 2009; Fettig et coll., 2014; Seidl et coll., 2016).

Les importantes épidémies de DPP, impossibles à contrer (énoncé 8), peuvent mener à des opérations de coupe de récupération à grande échelle en vue de récupérer une certaine valeur économique et d'atténuer les pertes (énoncé 11). Un certain nombre de facteurs doivent être pris en compte avant de prendre la décision de récupérer le bois tué par le dendroctone. Les opérations de coupe de récupération à grande échelle peuvent conduire à l'homogénéisation des forêts et avoir un effet néfaste sur certaines valeurs forestières et certains services écosystémiques. De nombreux peuplements qui ont connu des taux élevés de mortalité des pins en Colombie-Britannique présentaient une structure secondaire importante après l'épidémie : des arbres à canopée résiduelle et des gaules et semis d'espèces commercialement acceptables, y compris des hôtes survivants et vraisemblablement résistants (Astrup et coll., 2008; Hawkins et coll., 2012; Campbell et Antos, 2015; Axelson et coll., 2018). Les peuplements qui demeurent intacts et non récoltés, et dont la structure secondaire est abondante et bien espacée, offrent la possibilité de conserver certaines valeurs forestières et certains services écosystémiques tout en contribuant à l'approvisionnement en bois à moyen terme.

L'éclaircissage des forêts par des épidémies de DPP intensifie la croissance de la structure secondaire, mais la croissance accélérée varie selon le taux de mortalité des pins causé par le dendroctone, les conditions climatiques du site et de la région, ainsi que la santé de la structure secondaire (Campbell et coll., 2007; Hawkins et coll., 2012; Amoroso et coll., 2013). En Colombie-Britannique, les recherches indiquent que 75 à 80 % des peuplements touchés par le dendroctone dans les terres forestières aménagées inexploitées sont susceptibles de retrouver leur valeur marchande 25 à 50 ans après une épidémie du DPP (Astrup et coll., 2008; Hawkins et coll., 2012; Amoroso et coll., 2013). Les décisions de gestion visant à ne pas récupérer certains peuplements ou à sélectivement couper des pins morts provenant de peuplements mixtes pourraient réduire considérablement l'âge de rotation des peuplements par rapport aux peuplements reboisés après la coupe de récupération, en plus de favoriser la complexité structurelle nécessaire pour maintenir la résistance socioécologique des forêts aux épidémies (Dhar et coll., 2016a; Axelson et coll., 2018).

Dans les forêts boréales où les épidémies de DPP sont nouvelles et s'étendent vers le nord et l'est, la capacité des peuplements touchés à se rétablir et à contribuer à l'approvisionnement en fibres à moyen terme sans intervention de gestion est moins bien comprise qu'en Colombie-Britannique. McIntosh et MacDonald (2013) signalent la quasi-absence de structure secondaire dans les forêts de pins tordus latifoliés pures de l'Alberta et suggèrent que la coupe de récupération et le reboisement pourraient être nécessaires. Deux autres études sur des peuplements mixtes dans les forêts boréales, l'une dans le Nord-Est de la Colombie-Britannique (Campbell et Antos, 2015) et l'autre dans l'Ouest de l'Alberta (Oboite et Comeau, 2018), ont trouvé une structure secondaire abondante, bien espacée et saine. L'épinette blanche et l'épinette noire de l'Alberta ont toutes deux connu une augmentation substantielle de leur hauteur et de leur diamètre après l'épidémie, ce qui indique que certains peuplements pourraient récupérer des volumes récoltables à moyen terme sans intervention de gestion. Cependant, les mesures varient selon les espèces d'arbres (épinette noire et épinette blanche), leur taille et les sites; par conséquent, une meilleure compréhension de cette variabilité est nécessaire en vue d'orienter les mesures de gestion appropriées dans les régions fortement infestées. À mesure que le territoire du DPP s'étend vers l'est dans les forêts de pin gris, les mesures de gestion appropriées dépendront des taux de mortalité, des caractéristiques des structures secondaires des peuplements touchés, des valeurs écologiques à risque et de l'importance économique des pertes potentielles de fibres (énoncé 13). Les gestionnaires des forêts boréales et de l'Est pourraient dès maintenant commencer à mettre en place des approches proactives, comme la planification des récoltes et les pratiques sylvicoles, afin de maintenir la complexité des forêts boréales et de limiter les

conséquences sociales, économiques et écologiques de la propagation du DPP dans l'Est du Canada.

Les changements climatiques suscitent beaucoup d'incertitude quant aux interventions de gestion appropriées pour atténuer les conséquences socioéconomiques des épidémies de DPP. Les arbres de la forêt boréale manifestent déjà un stress de sécheresse et une croissance réduite (Girardin et coll., 2016), de sorte que compter sur la croissance accrue de la structure secondaire pour assurer l'approvisionnement en fibres à moyen terme pourrait devenir une stratégie de plus en plus risquée. Dans les régions de la forêt boréale où le climat de plus en plus chaud et humide stimule la croissance (Girardin et coll., 2016), les forêts pourraient récupérer plus rapidement qu'auparavant; toutefois, D'Orangeville et coll. (2018) avancent que les effets bénéfiques du réchauffement climatique sur la croissance des arbres boréaux pourraient être passagers. Les peuplements récupérés qui sont reboisés avec les mêmes espèces ou avec des populations de la même souche génétique qu'auparavant sont en danger d'extinction, puisqu'ils sont déjà mal adaptés aux conditions climatiques régionales (Aitken et coll., 2008). La compréhension des espèces d'arbres et de leurs réactions génétiques aux changements climatiques fait l'objet de recherches actives qui ne font que commencer à fournir de l'information permettant d'orienter les activités de reboisement à la suite d'une perturbation (p. ex., Six et coll., 2018).

INCERTITUDES

1. Incertitude élevée quant aux répercussions du DPP sur les peuplements de pin gris.
2. Incertitude modérée à élevée quant à la capacité des peuplements touchés par le dendroctone à récupérer leur valeur économique à moyen terme sans avoir recours à la coupe de récupération.
3. Incertitude élevée quant aux effets des changements climatiques sur les taux de rétablissement dans différents peuplements, sites et biomes, y compris les effets sur le reboisement après l'exploitation forestière ou sur la croissance de la régénération préexistante dans les peuplements qui ne sont pas récoltés.

BESOINS DE RECHERCHE

1. Estimation des pertes de fibres causées par DPP dans la forêt boréale.
2. Amélioration de l'inventaire forestier de la forêt boréale, y compris l'inclusion de données plus probantes sur la distribution et le volume des peuplements de pins gris purs et mixtes ainsi que sur la régénération préexistante (c.-à-d. la structure secondaire) dans les peuplements de pins.
3. Meilleure compréhension de la dynamique de la forêt boréale, notamment des tendances à long terme de la croissance des arbres, de la réaction des peuplements à la mortalité des arbres et de l'effet des climats régionaux sur la croissance des arbres.
4. Prévisions sur la dynamique de la forêt boréale à l'échelle du paysage qui tiennent compte des perturbations majeures de la forêt (p. ex., épidémies de DPP, changements climatiques, feux de forêt) selon différents scénarios possibles de gestion et d'atténuation.

13. LES RÉPERCUSSIONS DE LA MORTALITÉ DES ARBRES CAUSÉE PAR LE DPP SUR LE VOLUME DE BOIS DANS LA FORÊT BORÉALE SERONT TRÈS VARIABLES. (B. Stennes)

DONNÉES PROBANTES

Les répercussions de la mortalité des arbres causée par le DPP sur le volume de bois et les activités du secteur forestier varieront selon l'offre et la demande régionale de fibres. De 1994 à 2004, années où la demande en fibres était relativement forte, le secteur forestier de la Saskatchewan et celui du Manitoba ont respectivement récolté en moyenne 57 % et 27 % des possibilités annuelles de coupe (PAC) de bois résineux (Base de données nationale sur les forêts, du Conseil canadien des ministres des forêts : <http://nfdp.ccfm.org>). À l'heure actuelle, on estime que l'industrie forestière de la Saskatchewan a la capacité de scier 80 % des PAC, ce qui laisse suffisamment de bois pour deux ou trois nouvelles usines. Le gouvernement de la Saskatchewan rapporte que le bois résineux représente environ 50 % du volume marchand sur pied, le pin constituant près de la moitié de ce volume. En 2017, on estimait que l'industrie forestière de la Saskatchewan comptait plus de 8 400 emplois directs et indirects et que ses ventes de produits forestiers s'élevaient à près de 1,2 milliard de dollars; le développement complet du secteur pourrait soutenir des ventes qui dépasseraient 2 milliards en ventes et 13 000 emplois (gouvernement de la Saskatchewan, 2018). En Ontario, la récolte moyenne se chiffrait à 65 % de sa capacité pendant les années de forte demande en fibres de 2003 à 2007. Bien que ces statistiques puissent indiquer une certaine capacité d'absorption des répercussions sur l'approvisionnement en bois causées par le DPP, l'utilisation doit être examinée selon l'unité de gestion afin de déterminer le risque réel pour l'approvisionnement en bois.

À court terme et pendant les périodes où les taux de propagation du DPP sont faibles, nous nous attendons à ce que la récolte soit plutôt consacrée à la coupe de récupération ou à la récolte préventive dans les régions vulnérables, permettant potentiellement de maintenir les taux de récolte pratiquement inchangés (Phillips et coll., 2007). À moyen et à long terme, l'industrie forestière pourrait s'adapter en privilégiant la récolte d'arbres autres que les pins (y compris les feuillus) et la gestion des forêts comme la récupération et la plantation d'arbres autres que les pins pour réduire les vulnérabilités futures liées au DPP. Les gestionnaires forestiers de l'Ontario et du Québec, où la valeur du bois est relativement élevée, devraient disposer de plus de temps pour prévoir l'arrivée du DPP et se préparer à atténuer les répercussions de l'approvisionnement par une gestion des forêts appropriée.

Si l'on examine les données probantes de la récente épidémie de DPP en Colombie-Britannique, on constate qu'environ 731 millions de mètres cubes, soit environ 54 % du pin marchand de la province, ont été détruits (BC FLNRO, 2016). L'une des régions les plus durement touchées a été la zone d'approvisionnement forestier de Quesnel, où le pin occupait environ 70 % des terres forestières de récolte. Les PAC dans ce district ont plus que doublé afin de faciliter la coupe de récupération, puis été réduites à des niveaux presque équivalents aux niveaux antérieurs (environ 11 % plus élevés); prochainement, les PAC se situeront entre 65 et 70 % des niveaux observés antérieurement (Nicholls, 2017). Certaines régions de la Colombie-Britannique ont été en mesure d'atténuer l'effet des pertes causées par le DPP grâce à la coupe de récupération ainsi qu'au rétablissement des peuplements de pins tués par le dendroctone, au reboisement et à l'orientation de la récolte vers le pin plutôt que vers d'autres espèces d'arbres. Le DPP a eu peu d'effet dans les régions de la Colombie-Britannique où la mortalité des pins était faible ou dans lesquelles les autres espèces d'arbres constituaient une part importante de l'approvisionnement en bois.

INCERTITUDES

1. Incertitude modérée quant à l'inventaire des pins marchands dans la forêt boréale, surtout sur le plan de l'unité de gestion. Cela comprend l'incertitude associée aux écarts interprovinciaux dans les méthodes de collecte.
2. Incertitude élevée quant au taux de propagation et de mortalité du DPP dans la forêt boréale, en présence et en absence de gestion et de lutte contre l'insecte.
3. Incertitude modérée quant à la période de récupération du pin gris tué par le DPP dans la forêt boréale.

BESOINS DE RECHERCHE

1. Données d'inventaire cohérentes sur les espèces marchandes et l'utilisation de l'approvisionnement en bois par l'unité de gestion dans l'ensemble de la forêt boréale.
2. Taux de propagation (avec et sans contrôle) et mortalité anticipée (répercussion) en raison du DPP dans la forêt boréale.
3. Période de récupération des pins gris et des pins de l'Est tués par le DPP dans la forêt boréale.

14. LA CAPACITÉ DES COMMUNAUTÉS DE LA FORÊT BORÉALE À S'ADAPTER À LA MORTALITÉ DES ARBRES CAUSÉE PAR LE DPP EST VARIABLE. (R. Friberg)

DONNÉES PROBANTES

La vulnérabilité des communautés de la forêt boréale par rapport aux répercussions du DPP varie considérablement selon des facteurs qui déterminent la susceptibilité locale au DPP et la capacité d'adaptation (Thornes, 2002; Adger, 2003; Engle, 2011; Williamson et coll., 2007). Pour les communautés qui dépendent de l'industrie forestière, la proportion et la vulnérabilité du pin dans les paysages forestiers locaux, le degré de dépendance économique à l'égard du pin et la disponibilité d'autres espèces d'arbres sont d'importants facteurs de vulnérabilité (Parkins et MacKendrick, 2007). Il est difficile de prévoir la survenue et l'ampleur des répercussions économiques qui toucheront les activités de l'industrie forestière, et celles-ci varieront considérablement entre les communautés de la forêt boréale en fonction de facteurs comme les stratégies de récolte du bois en réponse au DPP (p. ex., le rajustement des taux de récolte à court et à long terme), les marchés pour le bois de récupération, etc. Cette incertitude est préoccupante pour les communautés situées à la frontière de l'expansion du DPP ainsi que pour celles qui pourraient être touchées à l'avenir (R. Friberg et coll., données non publiées). En Colombie-Britannique et dans la région des contreforts de l'Alberta, on a également constaté que la vulnérabilité au DPP varie considérablement selon les dimensions sociales de la capacité de la communauté et les dimensions politiques de la sensibilisation aux risques et du leadership (Parkins et MacKendrick, 2007).

La nature des répercussions du DPP variera d'une communauté forestière boréale à l'autre. De nombreuses communautés dépendent de l'industrie forestière pour l'emploi local, tandis que d'autres dépendent dans une mesure différente et importante, dans certains cas, du tourisme. Les communautés boréales sont préoccupées et incertaines quant à la survenue et à l'ampleur des répercussions sur le secteur du tourisme qui découlent de la modification des paysages forestiers par le DPP (Friberg et coll., données non publiées). Les communautés de l'Alberta qui sont actuellement touchées par le DPP sont également préoccupées par le risque accru que posent

les feux de forêt à la sécurité publique et aux infrastructures (p. ex., Kulig et Botey, 2016), la nature de ces préoccupations pouvant varier du niveau municipal à une échelle plus vaste, comme le comté ou la région (Friberg et coll., données non publiées). Une fois de plus, les communautés sont préoccupées et incertaines quant à la façon dont le DPP peut influencer sur leur vulnérabilité aux feux de forêt. Parmi les autres difficultés immédiates auxquelles sont confrontées les communautés boréales figurent les dommages, les perturbations, l'attrait visuel réduit et les risques pour la sécurité publique liés aux infrastructures municipales, comme les réseaux de sentiers récréatifs, les terrains de golf et les parcs. Dans le cas où des mesures d'atténuation du DPP et d'enlèvement des arbres dangereux doivent être appliquées à proximité de l'infrastructure existante, comme les maisons et les lignes électriques, le fardeau financier supplémentaire imposé aux municipalités peut devenir important.

La capacité d'adaptation, considérée comme « la capacité d'un système d'évoluer afin de s'adapter aux perturbations ou d'atteindre une variabilité suffisante pour composer avec les perturbations » (Adger, 2003), est importante pour atténuer la vulnérabilité des communautés aux perturbations comme celle du DPP. La capacité d'adaptation est également considérée comme un facteur clé de la résilience communautaire (Engle, 2011), qui, dans le contexte des communautés forestières, est définie comme « l'existence, le développement et la mobilisation des ressources communautaires par les membres des communautés afin que celles-ci puissent prospérer dans un contexte caractérisé par le changement, l'incertitude, l'imprévisibilité et la surprise » (Magis, 2010). Toutefois, en ce qui concerne la résilience des communautés forestières boréales, les importantes inégalités observées entre les capacités d'adaptation des communautés urbaines et rurales en Colombie-Britannique constituent un facteur important (Burch, 2010). Il y a souvent des pénuries de ressources financières et humaines dans les communautés rurales, surtout dans les communautés éloignées des Premières nations (Krishnaswamy et coll., 2012). La vulnérabilité de la communauté s'en trouve accrue et sa résilience aux répercussions du DPP est diminuée.

D'autres connaissances sur la vulnérabilité et la résilience des communautés de la forêt boréale émergent des travaux menés dans la région des contreforts de l'Alberta (Friberg et coll., données non publiées) grâce à l'application d'un cadre d'évaluation intégrée englobant des facteurs qui comprennent une exposition biophysique, sociale et économique au DPP (p. ex., Parkins et MacKendrick, 2007), les facteurs de stabilité, dont la diversité biophysique et économique, la redondance, la cohésion sociale et la marge de manœuvre (p. ex., Kerner et Thomas, 2014; et Walker et coll., 2004); les atouts communautaires pour l'adaptation ou la transformation (p. ex., Berkes et Ross, 2016; Kulig et Botey, 2016; Tyler et Mœnch, 2012); la capacité d'adaptation institutionnelle à l'échelle locale, provinciale et fédérale (p. ex., Emerson et coll., 2012; Gupta et coll., 2010); et des facteurs tels que le leadership qui facilitent l'activation de la capacité d'adaptation existante (p. ex., Burch, 2010). Parmi les préoccupations possibles qui pourraient découler de l'évaluation, on y trouve la proximité de certaines communautés rurales de la forêt boréale par rapport aux seuils financiers en dessous desquels certains services municipaux qui ne pouvaient plus être fournis. De plus, le DPP présente un degré considérable d'incertitude pour les communautés quant à la survenue, à la durée et à l'ampleur des répercussions économiques pour les industries liées à la foresterie et au tourisme. Par exemple, les changements à l'approvisionnement en bois qui pourraient ne pas avoir une incidence importante en soi pourraient, lorsque combinés à d'autres facteurs locaux (comme la réduction de l'approvisionnement en bois provenant de l'habitat du caribou des bois) et mondiaux (dont les prix du marché et les barrières commerciales), contribuer aux répercussions cumulatives sur l'emploi local et les taxes municipales.

INCERTITUDES

1. Faible incertitude quant au fait que le DPP aura des répercussions sociales et économiques négatives sur les communautés qui dépendent de la forêt boréale au Canada.

2. Incertitude modérée à élevée quant à l'étendue géographique des répercussions du DPP.
3. Incertitude élevée quant à l'ampleur des répercussions sur les communautés individuelles en raison de l'incertitude quant à la survenue et à l'ampleur des répercussions du DPP sur les paysages locaux, incertitude élevée quant à la survenue et à la portée des répercussions socioéconomiques et incertitude élevée quant à l'effet cumulatif de ces facteurs.
4. Faible incertitude quant au fait que les inégalités de capacité d'adaptation auront une incidence sur la vulnérabilité de certaines communautés rurales et des Premières nations.

BESOINS DE RECHERCHE

1. Amélioration des connaissances sur la survenue et la gravité possibles des répercussions économiques sur les industries forestières et touristiques, tant à l'échelle régionale que dans certaines communautés (p. ex., par l'élaboration de scénarios).
2. Amélioration des connaissances sur les principales faiblesses potentielles de la capacité d'adaptation des diverses communautés de la forêt boréale et sur les stratégies propres au contexte pour accroître la capacité d'adaptation et la résilience de ces communautés.
3. Détermination des possibilités de renforcement de la capacité d'adaptation institutionnelle à l'échelle locale, provinciale et fédérale.
4. Connaissances des répercussions contextuelles du DPP sur les communautés de la Colombie-Britannique et de l'efficacité des interventions locales, provinciales et fédérales.

15. LA VALEUR DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES EN PÉRIL DANS LES FORÊTS DE PINS DE L'EST DÉPASSE LA VALEUR TRADITIONNELLE DU BOIS RÉCOLTÉ À DES FINS COMMERCIALES. (B. Cooke)

DONNÉES PROBANTES

La valeur du bois récolté à des fins commerciales est déterminée par le prix total que l'on pourrait obtenir pour tout le bois d'œuvre provenant d'une forêt en le mettant sur le marché. Il est difficile de calculer ce chiffre, bien qu'il soit sans doute plus facile à calculer que les valeurs non ligneuses. Étant donné que l'approvisionnement en bois exige du temps et de l'argent et que les prix du marché fluctuent, il ne suffit pas de faire la somme du volume total marchand et de le multiplier par le prix actuel du bois pour obtenir une valeur totale. Une telle mesure pourrait s'appliquer à l'ensemble de la province de la Saskatchewan et se traduire par une évaluation économique de 2 milliards de dollars pour le pin gris. Cependant, la capacité de sciage est insuffisante pour accéder à tout ce bois à long terme et l'infrastructure routière est insuffisante à court terme. Par conséquent, cette valeur latente représente une surévaluation. Par ailleurs, la valeur actuelle nette de tous les bois futurs doit être actualisée pour obtenir une évaluation adéquate.

Les services écosystémiques forestiers sont des flux valorisés de produits ou de marchandises provenant d'un écosystème forestier; ces services peuvent être perturbés lorsque l'écosystème subit des perturbations, par exemple en raison du feu, des insectes, des maladies, de la récolte ou d'autres utilisations des terres forestières comme le développement agricole ou des banlieues. Il s'agit souvent de sous-produits valorisés de la production de bois (Dhar et coll., 2016b) qui comprennent notamment :

- la purification des eaux souterraines et la qualité des eaux de surface,
- la fourniture d'aliments de subsistance et de luxe (champignons, noix, baies),

- la protection de la biodiversité et de l'habitat pour les espèces en voie de disparition ou menacées,
- la création d'habitats pour la chasse et la pêche sportives et de subsistance,
- l'offre de possibilités touristiques, spirituelles et récréatives,
- la régulation du climat (par la séquestration du carbone),
- la régulation du comportement des feux (par l'abondance, la qualité et la distribution des combustibles).

Certains de ces services écosystémiques peuvent, tout comme le bois, être facilement évalués parce qu'il existe des marchés pour eux. D'autres ne sont pas des produits de base et leur valeur « intrinsèque » doit être évaluée selon une négociation politique. Par exemple, la biodiversité – qui englobe la variation génétique à tous les paliers du système, du fonds génétique aux espèces individuelles jusqu'aux communautés entières – peut avoir une valeur latente qui ne devient une valeur commerciale élevée que lorsqu'un élément du système devient un ingrédient essentiel à l'industrie pharmaceutique (p. ex., le taxol, dérivé de l'if du Canada, est maintenant utilisé pour traiter certains cancers). Traditionnellement, la production du bois a toujours été au cœur de la recherche en économie forestière, mais les valeurs non ligneuses sont de plus en plus étudiées. Même si ces services écosystémiques ont une valeur intrinsèque non quantifiable, ils peuvent néanmoins faire l'objet d'une analyse des politiques par l'étude des compromis associés aux divers scénarios de gestion forestière.

À notre connaissance, il n'y a jamais eu : (i) d'évaluation commerciale officielle des actifs liés au bois au Canada qui risquent d'être attaqués par le DPP; ou (ii) d'évaluation des services écosystémiques des pinèdes de l'Est au Canada. Par conséquent, tout énoncé sur les valeurs à risque du bois et des produits non ligneux est très incertain. Cependant, deux sources (Dhar et coll., 2016b; Troy et Bagstad, 2009) pourraient servir de base à une extrapolation en vue de cerner les valeurs des services écosystémiques en péril, ce qui démontre qu'il est, en théorie, possible de quantifier les valeurs non ligneuses des pinèdes de l'Est.

Une analyse documentaire a permis de prendre connaissance des effets à la fois négatifs et positifs du DPP sur la valeur des services écosystémiques en Colombie-Britannique (Dhar et coll., 2016b). La variation totale de la valeur en raison du DPP n'a pas été estimée dans cette étude, la priorité ayant été accordée aux effets qualitatifs des fonctions de coproduction. La qualité de l'eau est le service de réglementation ayant été le plus durement touché. En ce qui concerne les services de soutien, l'habitat terrestre a montré des réponses positives, l'habitat aquatique a montré des réponses négatives, et le cycle des éléments nutritifs a montré un effet négatif à court terme. La coupe de récupération après une épidémie de DPP peut aggraver les répercussions négatives sur les services écosystémiques comparativement à une épidémie de DPP sans coupe de récupération (énoncé 12). Aucun effet sur les services culturels, comme le tourisme et les loisirs, n'a été signalé à ce jour en Colombie-Britannique. On peut s'attendre à des réponses qualitatives similaires en Alberta et dans les provinces de l'Est, bien que le pin représente un pourcentage plus faible de la forêt de l'Est, ce qui signifie que l'ampleur des répercussions ne sera peut-être qu'une fraction de celle observée en Colombie-Britannique.

L'étude la plus complète au Canada a été menée dans le Sud de l'Ontario, où les forêts sur pied dans leur ensemble ont été évaluées à 7,4 milliards de dollars en valeur des services écosystémiques (Troy et Bagstad, 2009). La valeur par hectare est plus élevée lorsque les densités de population humaine sont plus importantes; dans ces cas, les valeurs des services écosystémiques sont plus élevées pour maintenir les arbres sur pied que pour les abattre. Les valeurs moyennes relevées

dans cette étude s'appliqueraient mal aux régions rurales et nordiques du Canada, mais cela aurait une moindre importance pour les valeurs relevées dans la partie nord du secteur d'étude, où le pin blanc figure parmi les espèces dominantes. Il est impossible de traduire facilement ce chiffre en une valeur de service écosystémique en pin pour l'ensemble de l'Ontario ou de l'Est du Canada, mais il démontre qu'il est possible d'y parvenir; du moins en théorie. Il démontre également pourquoi les pins rouges et blancs dans les régions urbaines auront plus de valeur que le bois de pin récolté à des fins commerciales. La valeur du pin dans cette évaluation du sud de l'Ontario ne représenterait qu'une fraction des 7,4 milliards de dollars estimés pour l'ensemble des forêts, et ce chiffre augmenterait avec l'ajout des pins rouges et blancs du centre de l'Ontario, puis du pin gris du nord de la province. Ce nombre augmenterait davantage avec l'ajout du pin rouge, du pin blanc et du pin gris dans le reste du Canada.

Au Nouveau-Brunswick, la tordeuse des bourgeons de l'épinette de l'Est a été qualifiée de « problème de 15 milliards de dollars » en raison de la menace qu'elle représente pour les épinettes et les sapins. Compte tenu de l'étendue du risque que représente le DPP pour le pin dans neuf provinces — une superficie 100 fois plus grande que celle du Nouveau-Brunswick — les valeurs à risque sont probablement considérablement plus élevées. Le calcul d'un chiffre précis est donc difficile sans données supplémentaires, mais il est clair que plusieurs milliards de dollars de bois et d'actifs non ligneux risquent d'être attaqués par le DPP dans l'Est du Canada.

INCERTITUDES

1. Incertitude élevée quant à l'applicabilité des répercussions connues sur les écosystèmes de la Colombie-Britannique à différents écosystèmes de pins.
2. Incertitude élevée quant à la façon dont le DPP influera sur le flux de services écosystémiques multiples.
3. Incertitude élevée quant à la valeur relative des valeurs du bois récolté à des fins commerciales par rapport aux valeurs non ligneuses.

BESOINS DE RECHERCHE

1. Données sur les services écosystémiques pour une meilleure quantification des répercussions du DPP à l'échelle régionale (p. ex., dans la forêt boréale des Prairies), provinciale et nationale.
2. Analyse du retour sur investissement pour différencier ceux qui en bénéficient et ceux qui en assument le coût.

16. LE DPP AURA UNE INCIDENCE IMPORTANTE SUR LE BILAN DU CARBONE DES FORÊTS BORÉALES DU CANADA. (C. Boisvenue)

DONNÉES PROBANTES

Le carbone séquestré par un peuplement forestier pendant une année donnée est principalement déterminé par l'équilibre entre deux grands flux de carbone : l'absorption de carbone par la productivité primaire nette (PPN) et l'émission de carbone dans l'atmosphère par la respiration des écosystèmes (Kurz et coll., 2013). De légères différences entre ces deux grands flux déterminent si le système est une source ou un puits de carbone dans une année donnée. La mortalité des arbres causée par le DPP entraîne le transfert de la biomasse des réserves de carbone vivant (feuilles, branches, troncs, racines) aux réserves de carbone mort (litière fine, débris ligneux grossiers, carbone du sol). De ce fait, la capacité photosynthétique et la PPN sont réduites et la respiration

dans la forêt est accrue (Maurer et coll., 2016). Plus la biomasse transférée des réserves de carbone vivant aux réserves de carbone mort est importante, plus les émissions de carbone dans l'atmosphère sont importantes (Kurz et coll., 2008). Le rétablissement des stocks de carbone suivra la trajectoire de rétablissement de la végétation et dépendra de la gravité de l'infestation, du type de forêt et des stocks de carbone initiaux (Pfeifer et coll., 2011; Hicke et coll., 2012; Raymond et coll., 2015).

Des recherches récentes indiquent que la dynamique du CO₂ et de l'H₂O après perturbation dépend du niveau de mortalité des arbres ainsi que de la réaction de la végétation restante et nouvelle en régénération (Reed et coll., 2014). La croissance des arbres de sous-bois résiduels et des nouvelles pousses peut être stimulée à la suite de la mort de grands arbres matures en raison de la diminution de la concurrence et de la disponibilité accrue des éléments nutritifs, de sorte que la régénération forestière peut en fait compenser certaines des pertes subies en raison de la mortalité des arbres causée par le DPP; cela pourrait permettre aux stocks de carbone de se rétablir plus rapidement que prévu initialement (Edburg et coll., 2012; Hansen, 2014; Seidl et coll., 2016). D'autres facteurs peuvent aider à contrebalancer l'effet négatif de la mortalité causée par le DPP sur les stocks de carbone et la dynamique annuelle. Par exemple, l'augmentation des niveaux de CO₂ dans l'atmosphère (c.-à-d., la fertilisation au CO₂) associée aux changements climatiques peut entraîner l'accélération de la croissance de la végétation et une augmentation de la séquestration du carbone. En raison de ces facteurs interdépendants, la quantité de carbone absorbée par les terres à la suite de la récente épidémie de DPP en Colombie-Britannique pourrait surpasser la quantité de carbone libérée d'ici 2020 (Arora et coll., 2016). La sécheresse, qui influe sur les taux de décomposition, et les feux de forêt auront également une incidence sur le bilan carbone des peuplements forestiers (Bourbonnais et coll., 2014; Garrett et coll., 2016; Stinson et coll., 2011; Edburg et coll., 2012).

Les estimations actuelles du carbone forestier se basent principalement sur des équations allométriques des arbres et des peuplements faisant uniquement appel aux données portant sur les grands arbres dominants. Malheureusement, il existe très peu de données sur la teneur en carbone des autres types de végétation. Les impératifs de la marchandisation du carbone sont basés sur la contribution du CO₂, soit le gaz à effet de serre le plus important, à l'augmentation des températures mondiales. Les épidémies de DPP peuvent également contribuer à l'augmentation des températures mondiales par l'entremise de leurs effets sur le bilan énergétique régional et mondial en provoquant des changements de l'albédo de surface (O'Halloran et coll., 2011; Edburg et coll., 2012). Les répercussions des niveaux actuels et éventuels d'infestation par le DPP sur le bilan énergétique de la forêt boréale sont mal quantifiées.

INCERTITUDES

1. Faible incertitude quant au fait que la mortalité des arbres causée par le DPP entraîne la libération de carbone par les arbres tués.
2. Incertitude modérée à élevée quant aux effets de la mortalité des arbres causée par le DPP sur le bilan global du carbone et les températures mondiales à long terme. Les facteurs qui entrent en ligne de compte comprennent le rétablissement de la végétation et la nouvelle croissance après les épidémies de DPP, l'interaction potentielle entre la mortalité des arbres et les feux de forêt, ainsi que les répercussions sur l'albédo de surface.
3. Incertitude modérée à élevée quant à la quantité et à la gravité globales des perturbations causées par le DPP (en raison du fait que les données de surveillance utilisées pour estimer les répercussions du DPP sur le bilan national du carbone forestier sont brutes et fondées sur des catégories de mortalité évaluées visuellement).

BESOINS DE RECHERCHE

1. Quantification des répercussions de la mortalité causée par le DPP sur les réserves de carbone vivant et mort au fil du temps. Cela comprendrait notamment le pourcentage d'arbres aux stades rouge et gris de l'attaque.
2. Quantification temporelle des taux de décomposition de la biomasse morte après des épidémies de DPP dans différents écosystèmes et conditions (p. ex., sécheresse), y compris dans les peuplements de pins gris de la forêt boréale.

17. LES INFESTATIONS DE DPP AUGMENTERONT LES RISQUES DE FEUX DE FORÊT DANS L'OUEST CANADIEN. (C. Stockdale)

DONNÉES PROBANTES

De plus en plus de données probantes indiquent que les épidémies de DPP augmentent considérablement les risques de feux de forêt à l'échelle du paysage, ce qui augmente les préoccupations. Le risque de feux de forêt correspond à la probabilité qu'un feu survienne combinée aux répercussions d'un feu s'il se produit (Finney, 2005). Étant donné que le DPP a une incidence sur la végétation et, par conséquent, sur les matières combustibles, il faut s'attendre à ce qu'il modifie à la fois la probabilité des feux et leurs répercussions; cependant, la nature précise de ces effets fait l'objet de beaucoup de controverses (Klutsch et coll., 2011; Moran et Cochrane, 2012; Jenkins et coll., 2014; Hart et coll., 2015; Nelson et coll., 2016). Les désaccords découlent principalement du fait que la manière dont le DPP influe sur les feux de forêt peut être envisagée sous plusieurs angles, dont la fréquence (nombre de feux par unité de surface et de temps), la taille, la vitesse de propagation, l'intensité (chaleur produite par le feu), la gravité (mortalité causée par le feu), la fumée produite et la propagation des braises sur de courtes et longues distances (qui peut provoquer de nouveaux feux). La question est d'autant plus compliquée parce que les différents stades d'attaque du dendroctone (rouge, gris, effondré) ont des effets variables et limités dans le temps.

Essentiellement, les peuplements d'arbres morts qui ont encore des aiguilles (attaque rouge) devraient s'enflammer plus facilement, brûler à une intensité plus élevée et entraîner une propagation plus rapide du feu que les arbres vivants (Perrakis et coll., 2014). Ce phénomène a été observé dans de nombreux feux de forêt. Une fois que les aiguilles tombent de l'arbre (stade gris), les effets sur les feux de forêt deviennent complexes et difficiles à prévoir. Lorsque les aiguilles tombent, elles s'accumulent sur le parterre forestier, s'ajoutant ainsi aux matières combustibles au sol, ce qui augmente la probabilité de déclenchement de feux. Cependant, à mesure que les aiguilles tombent, la masse volumique apparente du couvert forestier diminue, ce qui réduit la probabilité des feux de cimes. L'effet de la chute des aiguilles est difficile à prévoir en raison de ces forces opposées et varie d'un site à l'autre. De plus, à mesure que la quantité de combustibles morts par rapport aux combustibles vivants augmente, la probabilité du déclenchement d'un feu augmente. Lorsque les arbres morts commencent à tomber, les débris ligneux grossiers augmentent la charge de combustibles en surface; à ce stade, la probabilité d'inflammation est faible, mais si un feu se déclare, il sera d'une intensité élevée. Un certain nombre d'études ont remis en question ces relations générales (Kulakowski et Veblen, 2007; Simard et coll., 2011; Harvey et coll., 2014; Hart et coll., 2015); leur application est limitée, puisqu'elles ont été menées dans des zones où le régime des feux est très précis (feux de petite taille et de faible fréquence) dans des conditions peu propices aux feux ou ne tenant pas suffisamment compte de facteurs tels que la teneur en eau et la charge de combustible dans les arbres endommagés (voir critiques par Moran et Cochrane, 2012; Meigs et coll., 2015; Nelson et coll., 2016). En général, il est probable qu'il y aura une augmentation à court terme de l'étendue, de la gravité et de la probabilité d'inflammation après la mortalité des arbres

causée par le DPP si l'on tient compte du laps de temps entre les différents stades d'attaque (Nelson et coll., 2016).

Pendant la saison des feux de forêt de 2017 en Colombie-Britannique, plus de 1,2 millions d'hectares ont été brûlés, un record dans l'histoire de la province jusqu'en 2018, année où 1,3 millions d'hectares supplémentaires ont été brûlés; en tout, la superficie ravagée par le feu en 2017 et 2018 était supérieure à celle brûlée au cours des 31 années précédentes réunies. Une très grande partie de ces feux ont brûlé dans des régions qui, au cours des 20 dernières années, avaient connu l'épidémie de DPP la plus importante et la plus grave jamais documentée. Les observations faites par les analystes du comportement des feux indiquent que les feux qui ont brûlé au cours des saisons de 2017 et 2018 étaient plus importants, se sont propagés plus rapidement et ont brûlé plus intensément qu'ils ne l'auraient fait sans les combustibles touchés par le DPP. Ces observations récentes n'ont pas encore été quantifiées, mais nous pouvons néanmoins examiner ces feux récents afin de mieux comprendre la manière dont les arbres tués par le DPP influent sur la vitesse de propagation du feu et, par conséquent, sur la probabilité relative que le paysage soit brûlé. La région des contreforts et la forêt boréale de l'Alberta sont caractérisées par un régime de feux fondamentalement différent de celui de la Colombie-Britannique et du Nord-Ouest des États-Unis. Le régime des feux en Alberta et dans les forêts boréales de l'Est se caractérise par des intervalles plus courts de réapparition des feux, une plus grande étendue des feux (y compris dans certaines très grandes régions) et des feux de forêt plus intenses attribuables à différents types de végétation : tous ces facteurs augmentent la probabilité que des feux se déclarent en raison des combustibles touchés par le dendroctone. Il est donc d'une importance capitale de comprendre l'incidence d'une épidémie de DPP sur le risque de feux de forêt dans cette région.

INCERTITUDES

1. Faible incertitude quant au fait que l'attaque rouge (arbres morts pourvus d'aiguilles) vient augmenter la probabilité de déclenchement, l'intensité et la vitesse de propagation des feux de forêt ainsi que la probabilité de leur évolution en feux de cimes.
2. Incertitude modérée quant aux effets d'une attaque grise (arbres morts dépourvus d'aiguilles) sur la probabilité de déclenchement, l'intensité et la vitesse de propagation des feux de forêt ainsi que leur évolution en feux de cimes.
3. Incertitude élevée quant aux effets des arbres attaqués une fois qu'ils commencent à tomber au sol sur la probabilité de déclenchement, l'intensité et la vitesse de propagation des feux de forêt ainsi que leur évolution en feux de cimes. Ces effets risquent d'être très variables en raison de la complexité structurelle élevée à ce stade.
4. Incertitude élevée quant à la façon dont le risque de feux de forêt est influencé par une mosaïque de paysage composée de tous ces différents stades se produisant dans des proportions et des configurations uniques d'une partie à l'autre du paysage.

BESOINS DE RECHERCHE

1. Brûlage dirigé sur le terrain à différents stades de l'attaque du DPP pour déterminer la nature précise des effets de la destruction par le DPP sur les variables du comportement du feu.
2. Examen approfondi des données télédéteectées sur les feux de forêt récents qui ont brûlé des combustibles touchés par le DPP afin de déduire les changements dans le comportement des feux associés au DPP.

3. Études fondées sur la modélisation en vue d'examiner les effets de la mosaïque du paysage sur le risque de feux de forêt.
4. Élaboration d'inventaires forestiers géographiquement représentatifs et actuels afin de documenter le stade actuel de l'infestation par le DPP dans le paysage.

Références bibliographiques

- Adams, A.S., Boone, C.K., Bohlmann, J., et Raffa, K.F. 2011. Responses of bark beetle-associated bacteria to host monoterpenes and their relationship to insect life histories. *Journal of Chemical Ecology*, 37(8): 808–817. doi:10.1007/s10886-011-9992-6
- Adger, W.N. 2003. Social aspects of adaptive capacity. *Dans* Climate change, adaptive capacity and development. Édité par J.B. Smith, R. Klein, et S. Huq. Imperial College Press, Londres, Royaume-Uni. Pp. 29–49. doi:10.1142/9781860945816_0003
- Ainslie, B., et Jackson, P.L. 2011. Investigation into mountain pine beetle above-canopy dispersion using weather radar and an atmospheric dispersion model. *Aerobiologia*, 27(1): 51–65. doi:10.1007/s10453-010-9176-9
- Aitken, S.N., Yeaman, S., Holliday, J.A., Wang, T., et Curtis-McLane, S. 2008. Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications*, 1(1): 95–111.
- Amman, G.D. 1972. Mountain pine beetle (Coleoptera: Scolytidae) brood production in relation to thickness of lodgepole pine phloem. *Journal of Economic Entomology* 65(1): 138–140. doi:10.1093/jee/65.1.138
- Amman, G.D. 1982. Characteristics of mountain pine beetles reared in four pine hosts. *Environmental Entomology*, 11(3): 590–593. doi:10.1093/ee/11.3.590
- Amman, G.D., et Cole, W.E. 1983. Mountain pine beetle dynamics in lodgepole pine forests. Part II. Population dynamics. United States Forest Service General Technical Report INT-145. En ligne : https://www.usu.edu/beetle/documents2/1983Amman%20Cole_MPB%20Dynamics%20in%20LPP%20Forests%20Part%20II.pdf
- Amoroso, M.M., Coates, K.D., et Astrup, R. 2013. Stand recovery and self-organization following large-scale mountain pine beetle induced canopy mortality in northern forests. *Forest Ecology and Management*, 310: 300–311.
- Arora, V.K., Peng, Y., Kurz, W.A., Fyfe, J.C., Hawkins, B., et Werner, A.T. 2016. Potential near-future carbon uptake overcomes losses from a large insect outbreak in British Columbia, Canada. *Geophysical Research Letters*, 43(6): 2590–2598. doi:10.1002/2015GL067532
- Astrup, R., Coates, K. D., et Hall, E. 2008. Recruitment limitation in forests: lessons from an unprecedented mountain pine beetle epidemic. *Forest Ecology and Management*, 256(10): 1743–1750.
- Aukema, B.H., Carroll, A.L., Zheng, Y., Zhu, J., Raffa, K.F., Moore, R.D., Stahl, K., et Taylor, S.W. 2008. Movement of outbreak populations of mountain pine beetle: influence of spatiotemporal patterns and climate. *Ecography*, 31(3): 348–358. doi:10.1111/j.0906-7590.2007.05453.x

- Axelsson, J.N., Hawkes, B.C., van Akker, L., et Alfaro, R.I. 2018. Stand dynamics and the mountain pine beetle—30 years of forest change in Waterton Lakes National Park, Alberta, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 48(1): 1159–1170. doi:10.1139/cjfr-2018-0161
- [BC FLNRO] British Columbia Ministry of Forests Lands and Natural Resource Operations. 2016. Provincial-Level Projection of the Current Mountain Pine Beetle Outbreak. Current Projection Results (Year 13). Gouvernement de la Colombie-Britannique. Extrait de <https://www.for.gov.bc.ca/hre/bcmapb/Year13.htm>
- Beaudoin, A., Bergeron, T., Bernier, P.Y., Guindon, L., Villemaire, P., Guo, X.J., Stinson, G., Magnussen, S., Hall, R.J. 2014. Mapping attributes of Canada's forests at moderate resolution through kNN and MODIS imagery. *Canadian Journal of Forest Research*, 44(5): 521–532. doi:10.1139/cjfr-2013-0401
- Bentz, B.J., Boone, C., et Raffa, K.F. 2015. Tree response and mountain pine beetle attack preference, reproduction and emergence timing in mixed whitebark and lodgepole pine stands. *Agricultural and Forest Entomology*, 17(4): 421–432. doi:10.1111/afe.12124
- Bentz, B.J., et Hansen, E.M. 2018. Evidence for a prepupal diapause in the mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*). *Environmental Entomology*, 47(1): 175–183. doi:10.1093/ee/nvx192
- Bentz, B.J., Hood, S.M., Hansen, E.M., Vandygriff, J.C., et Mock, K.E. 2016. Defense traits in the long-lived Great Basin bristlecone pine and resistance to the native herbivore mountain pine beetle. *New Phytologist*, 213(1): 611–624. doi:10.1111/nph.14191
- Bentz, B.J., Logan J.A., et Amman, G.D. 1991. Temperature-dependent development of the mountain pine beetle (Coleoptera: Scolytidae) and simulation of its phenology. *The Canadian Entomologist*, 123(5): 1083–1094.
- Bentz, B.J., et Mullins, D.E. 1999. Ecology of mountain pine beetle (Coleoptera: Scolytidae) cold hardening in the Intermountain West. *Environmental Entomology* 28(4): 577–587. doi:10.1093/ee/28.4.577
- Bentz, B.J., Régnière, J., C., Fetting, C.J. Matthew Hansen, E., Hayes, J.L., Hicke, J.A., Kelsey, R.G. Negrón, J.F., et Seybold, S.J. 2010. Climate change and bark beetles of the western United States and Canada: direct and indirect effects. *BioScience*, 60(8): 602–613. doi: 10.1525/bio.2010.60.8.6
- Bentz, B., Vandygriff, J., Jensen, C., Coleman, T., Maloney, P., Smith, S., Grady, A., et Schen-Langenheim, G. 2014. Mountain pine beetle voltinism and life history characteristics across latitudinal and elevational gradients in the Western United States. *Forest Science* 60(3): 434–449. doi:10.5849/forsci.13-056
- Berkes, F., et Ross, H. 2016. Panarchy and community resilience: sustainability science and policy implications. *Environmental Science & Policy*, 61: 185–193. doi:10.1016/j.envsci.2016.04.004
- Bleiker, K.P., O'Brien, M.R., Smith, G.D., et Carroll, A.L. 2014. Characterization of attacks made by the mountain pine beetle (Coleoptera: Curculionidae) during its endemic population phase. *The Canadian Entomologist*, 146(3): 271–284. doi:10.4039/tce.2013.71
- Bleiker, K.P., et Smith, G.D. 2016. Mountain pine beetle cold tolerance and seasonality: implications for population dynamics and range expansion in Canada. *Dans SERG-International Workshop Proceedings*, du 2 au 4 février 2016. Saskatoon, Saskatchewan. Pp. 52–64.

- Bleiker, K.P., et Smith, G.D. 2017. Mountain pine beetle and climate: implications for continued range expansion in Canada. *Dans Proceedings of the Western Forest Insect Work Conference*. Du 1^{er} au 4 mai 2017. Jackson, Wyoming. P. 16.
- Bleiker, K.P., Smith, G.D., et Humble, L.M. 2017. Cold tolerance of mountain pine beetle (Coleoptera: Curculionidae) eggs from the historic and expanded ranges. *Environmental Entomology*, 46(5): 1165–1170. doi:10.1093/ee/nvx127
- Bleiker, K.P., et Van Hezewijk, B.H. 2016. Flight period of mountain pine beetle (Coleoptera: Curculionidae) in its recently expanded range. *Environmental Entomology*, 45(6): 1561–1567. doi:10.1093/ee/nww121
- Boone, C.K., Aukema, B.H., Bohlmann, J., Carroll, A.L. et Raffa, K.F., 2011. Efficacy of tree defense physiology varies with bark beetle population density: a basis for positive feedback in eruptive species. *Canadian Journal of Forest Research*, 41: 1174–1188.
- Borden, J.H. 1993. Uncertain fate of spot infestations of the mountain pine beetle, *Dendroctonus ponderosae* Hopkins. *The Canadian Entomologist*, 125(1): 167–169. doi:10.4039/Ent125167-1
- Borden, J.H., Ryker, L.C., Chong, L.J., Pierce, H.D., Jr., Johnston, B.D., et Oehlschlager, A.C. 1987. Response of the mountain pine beetle, *Dendroctonus ponderosae* Hopkins (Coleoptera: Scolytidae), to five semiochemicals in British Columbia lodgepole pine forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 17(2): 118–128. doi:10.1139/x87-023
- Bourbonnais, M.L., Nelson, T.A., et Wulder, M.A., 2014. Analyse géographique des impacts de l'infestation du dendroctone du pin ponderosa sur le risque de déclenchement de feux de forêt. *The Canadian Geographer / Le Géographe canadien*, 58(2): 188–202. doi:10.1111/j.1541-0064.2013.12057.x
- Brunelle, A., Rehfeldt, G., Bentz, B., et Munson, A.S. 2008. Holocene records of *Dendroctonus bark* beetles in high elevation pine forests of Idaho and Montana, USA. *Forest Ecology and Management*, 255(3–4): 836–846. doi:10.1016/j.foreco.2007.10.008
- Burch, S. 2010. Transforming barriers into enablers of action on climate change: insights from three municipal case studies in British Columbia, Canada. *Global Environmental Change*, 20(2): 287–297. doi:10.1016/j.gloenvcha.2009.11.009
- Burke, J.L., Bohlmann, J., et Carroll, A.L. 2017. Consequences of distributional asymmetry in a warming environment: invasion of novel forests by the mountain pine beetle. *Ecosphere*, 8(4): e01778. doi:10.1002/ecs2.1778
- Burke, J.L., et Carroll, A.L. 2016. The influence of variation in host tree monoterpene composition on secondary attraction by an invasive bark beetle: implications for range expansion and potential host shift by the mountain pine beetle. *Forest Ecology and Management*, 35: 59–64. doi:10.1016/j.foreco.2015.09.044
- Burke, R., et Sankey, S. 2013. Stratégie du Service canadien des forêts visant le dendroctone du pin ponderosa. *Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts*, mai 2013.

- Cale, J.A., Muskens, M., Najar, A., Ishangulyyeva, G., Hussain, A., Kanekar, S.S., Klutsch, J.G., Taft, S., et Erbilgin, N. 2017. Rapid monoterpene induction promotes the susceptibility of a novel host pine to mountain pine beetle colonization but not to beetle-vectored fungi. *Tree Physiology*, 37(2): 1597–1610. doi:10.1093/treephys/tpx089
- Campbell, E., Saunders, S.C., Coates, D., Meidinger, D., MacKinnon, A., et coll. 2009. Ecological resilience and complexity: a theoretical framework for understanding and managing British Columbia's forest ecosystems in a changing climate. Technical Report 055, Ministry of Forests and Range, Forest Science Program, Victoria, Colombie-Britannique.
- Campbell, E.M., Alfaro, R.I., et Hawkes, B. 2007. Spatial distribution of mountain pine beetle outbreaks in relation to climate and stand characteristics: a dendroecological analysis. *Journal of Integrative Plant Biology*, 49(2): 168–178.
- Campbell, E.M. et Antos, J.A. 2015. Advance regeneration and trajectories of stand development following the mountain pine beetle outbreak in boreal forests of British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, 45(10): 1327–1337. doi:/10.1139/cjfr-2015-0104
- Carroll, A., Seely, S., Welham, C., et Nelson, H., 2017. Assessing the effectiveness of Alberta's forest management program against the mountain pine beetle: final report for the fRI Research project 246.18 parts 1 and 2 [en ligne]. En ligne : https://friresearch.ca/sites/default/files/MPBEP_2017_07_%20Control%20Efficacy%20report_0.pdf
- Carroll, A.L., Shore, T.L., et Safranyik, L. 2006. Direct control: theory and practice. *Dans* The mountain pine beetle: a synthesis of biology, management, and impacts on lodgepole pine. Édité par L. Safranyik et W.R. Wilson. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Pacifique, Victoria, Colombie-Britannique, Canada. Pp. 155–172.
- Carroll, A.L., Taylor, S.W., Régnière, J., et Safranyik, L. 2004. Effects of climate and climate change on the mountain pine beetle. *Dans* Proceedings of the mountain pine beetle symposium: challenges and solutions. Les 30 et 31 octobre 2003. Kelowna, Colombie-Britannique, Canada. Édité par T.L. Shore, J.E. Brooks et J.E. Stone. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Pacifique, Victoria, Colombie-Britannique. Rapport d'information BC-X-399. Pp. 223–232.
- Cerezke, H. 1995. Egg gallery, brood production, and adult characteristics of mountain pine beetle, *Dendroctonus ponderosae* Hopkins (Coleoptera: Scolytidae), in three pine hosts. *The Canadian Entomologist*, 127(6): 955–965. doi:10.4039/Ent127955-6
- Cerezke, H.F. 1989. Mountain pine beetle aggregation semiochemical use in Alberta and Saskatchewan, 1983–1987. *Dans* Proceedings—Symposium on management of lodgepole pine to minimize losses to the mountain pine beetle. Du 12 au 14 juillet 1988. Édité par G.D. Amman. Kalispell, Montana. USDA, Forest Service, Ogden, Utah. General technical report INT-262. En ligne : <http://cfs.nrcan.gc.ca/publications/download-pdf/11443>
- Chiu, C.C., Keeling, C.I., et Bohlmann, J. 2017. Toxicity of pine monoterpenes to mountain pine beetle. *Scientific Reports*, 7(1): 8858. doi:10.1038/s41598-017-08983-y
- Clark, E.L., Carroll, A.L., et Huber, D.P. 2010. Differences in the constitutive terpene profile of lodgepole pine across a geographical range in British Columbia, and correlation with historical attack by mountain pine beetle. *The Canadian Entomologist*, 142(6): 557–573. doi:10.4039/n10-022

- Clark, E.L., Pitt, C., Carroll, A.L., Lindgren, B.S., et Huber, D.P.W. 2014. Comparison of lodgepole and jack pine resin chemistry: implications for range expansion by the mountain pine beetle, *Dendroctonus ponderosae* (Coleoptera: Curculionidae). *PeerJ*, 2:e240. doi:10.7717/peerj.240
- Cooke, B.J. 2009. Forecasting mountain pine beetle-overwintering mortality in a variable environment. Mountain Pine Beetle Working Paper 2009-03. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Pacifique, Victoria, Colombie-Britannique, Canada. En ligne : <http://cfs.nrcan.gc.ca/pubwarehouse/pdfs/29920.pdf>
- Cooke, B.J., et Carroll, A.L. 2017. Predicting the risk of mountain pine beetle spread to eastern pine forests: considering uncertainty in uncertain times. *Forest Ecology and Management*, 396: 11–25. doi:10.1016/j.foreco.2017.04.008
- Creeden, E.P., Hicke, J.A., et Buotte, P.C. 2014. Climate, weather and recent mountain pine beetle outbreaks in the western United States. *Forest Ecology and Management*, 312: 239–251. doi:10.1016/j.foreco.2013.09.051
- Cullingham, C.I., Cooke, J.E.K., Dang, S., Davis, C.S., Cooke, B.J., et Coltman, D.W. 2011. Mountain pine beetle and host-range expansion threatens the boreal forest. *Molecular Ecology*, 20(10): 2157–2171. doi:10.1111/j.1365-294X.2011.05086.x
- Dhar, A., Parrott, L., et Hawkins, C.D.B. 2016a. Aftermath of mountain pine beetle outbreak in British Columbia: Stand dynamics, management response and ecosystem resilience. *Forests*, 7(8): 171. doi:10.3390/f7080171
- Dhar, A., Parrott, L., et Heckbert, S. 2016b. Consequences of mountain pine beetle outbreak on forest ecosystem services in western Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 46(8): 987–999. doi:10.1139/cjfr-2016-0137
- Dodds, K.J. 2010. Assessing the threat posed by indigenous exotics: a case study of two North American bark beetle species. *Annals of the Entomological Society of America*, 103(1): 39–49. doi:10.1603/008.103.0106
- Dooley, E.M., Six, D.L., et Powell, J.A. 2015. A comparison of mountain pine beetle (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) productivity and survival in lodgepole and whitebark pine after a region-wide cold weather event. *Forest Science*, 61(2): 235–246. doi:10.5849/forsci.14-014
- D'Orangeville, L., Houle, D., Duchesne, L., Phillips, R.P., Bergeron, Y., et Kneeshaw, D. 2018. Beneficial effects of climate warming on boreal tree growth may be transitory. *Nature Communications*, 9(1): 3213. doi:10.1038/s41467-018-05705-4
- Edburg, S., Hick, J., Brooks, P., Pendall, E., Ewers, B., Norton, U., Gochis, D., Gutmann, E., et Meddens, A., 2012. Cascading impacts of bark beetle-caused tree mortality on coupled biogeophysical and biogeochemical processes [en ligne]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(8): 416–424. doi:10.1890/110173
- Eidson, E.L., Mock, K.E., et Bentz, B.J. 2017. Mountain pine beetle host selection behavior confirms high resistance in Great Basin bristlecone pine. *Forest Ecology and Management*, 402: 12–20. doi:10.1016/j.foreco.2017.06.034

- Eidson, E.L., Mock, K.E., et Bentz, B.J. 2018. Low offspring survival in mountain pine beetle infesting the resistant Great Basin bristlecone pine supports the preference-performance hypothesis [en ligne]. *PLOS One*, 13(5): e0196732. doi:10.1371/journal.pone.0196732
- Emerson, K., Nabatchi, T., et Balogh, S. 2012. An integrative framework for collaborative governance. *Journal of Public Administration Research and Theory*, 22(1): 1–29. doi:10.1093/jopart/mur011
- Engle, N.L. 2011. Adaptive capacity and its assessment. *Global Environmental Change*, 21(2): 647–656. doi:10.1016/j.gloenvcha.2011.01.019
- Erbilgin, N. 2019. Phytochemicals as mediators for host range expansion of a native invasive forest insect herbivore. *New Phytologist*, 221(3): 1268–1278. doi:10.1111/nph.15467
- Erbilgin, N., Cale, J.A., Hussain, A., Ishangulyyeva, G., Klutsch, J.G., Najar, A., et Zhao, S. 2017a. Weathering the storm: how lodgepole pine trees survive mountain pine beetle outbreaks. *Oecologia* 184(2): 469–478. doi:10.1007/s00442-017-3865-9
- Erbilgin, N., Cale, J.A., Lusebrink, I., Najar, A., Klutsch, J., Sherwood, P., Bonello, P., et Evenden, M.L. 2017b. Water-deficit and fungal infection can differentially affect the production of different classes of defense compounds in two host pines of mountain pine beetle. *Tree Physiology* 37(3): 338–350. doi:10.1093/treephys/tpw105
- Erbilgin, N., Ma, C., Whitehouse, C., Shan, B., Najar, A., et Evenden, M. 2014. Chemical similarity between historical and novel host plants promotes range and host expansion of the mountain pine beetle in a naïve host ecosystem. *New Phytologist*, 201(3): 940–950. doi:10.1111/nph.12573
- Evenden, M.L., Whitehouse, C.M., et Sykes, J. 2014. Factors influencing flight capacity of the mountain pine beetle (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *Environmental Entomology*, 43(1): 187–196. doi:10.1603/EN13244
- Fettig, C.J., Gibson, K.E., Munson, A.S., et Negrón, J.F., 2014. Cultural practices for prevention and mitigation of mountain pine beetle infestations. *Forest Science*, 60(3): 450–463. doi:10.5849/forsci.13-032
- Fettig, C.J. et Hilszczański, J. 2015. Management strategies for bark beetles in conifer forests. Édité par Vega, F.E., et Hofstetter, R.W. *Dans* Bark beetles: biology and ecology of native and invasive species. (1^{re} éd., pp. 555–584). doi:10.1016/B978-0-12-417156-5.00014-9
- Fielding, N.J., Evans, H.F., Williams, J.M., et Evans, B. 1991. Distribution and spread of the great European spruce bark beetle, *Dendroctonus micans*, in Britain—1982 to 1989. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 64(4): 345–358. doi:10.1093/forestry/64.4.345
- Finney, M.A. 2005. The challenge of quantitative risk analysis for wildland fire. *Forest Ecology and Management*, 211(1–2): 97–108. doi:10.1016/j.foreco.2005.02.010
- Forrest, G.I. 1980. Geographical variation in the monoterpenes of *Pinus contorta* oleoresin. *Biochemical Systematics and Ecology*, 8(4): 343–359. doi:10.1016/0305-1978(80)90037-x
- Furniss, M., et Schenk, J. 1969. Sustained natural infestations by the mountain pine beetle in seven new *Pinus* and *Picea* hosts. *Journal of Economic Entomology*, 62(2): 518–519.

- Furniss, M.M., et Furniss, R.L. 1972. Scolytids (Coleoptera) on snowfields above timberline in Oregon and Washington. *The Canadian Entomologist*, 104(9): 1471–1478. doi:10.4039/Ent1041471-9
- Gagné, J., Zayat, M.A. et Nisbet, D. 2017. Firewood pathway analysis for Canada. Préparé pour le Groupe de travail sur les ravageurs forestiers du Conseil canadien des ministres des forêts. Invasive Species Centre, Sault Ste. Marie, Ontario. En ligne : <https://www.ccfm.org/pdf/2017-FirewoodPathwayAnalysis.pdf>
- Garrett, W.M., Harold, S.J.Z., John, L.C., William, S.K., et Robert, E.K. 2016. Do insect outbreaks reduce the severity of subsequent forest fires? [en ligne]. *Environmental Research Letters* 11(4): 045008. doi:10.1088/1748-9326/11/4/045008
- Geiszler, D.R. et Gara, R.I. 1978. Mountain pine beetle attack dynamics in lodgepole pine. *Dans* Symposium proceedings: theory and practice of mountain pine beetle management in lodgepole pine forests. Du 25 au 27 avril 1978. Édité par A.A. Berryman, G.D. Amman et R.W. Stark. Pullman WA. Moscow, Idaho. University of Idaho, Forest, Wildlife and Range Experiment Station. Pp. 182–187.
- Gillette, N. E., Wood, D.L., Hines, S.H., Runyon, J.B., et Negrón, J.F. 2014. The once and future forest: consequences of mountain pine beetle treatment decisions. *Forest Science*, 60(3): 527–538. doi:10.5849/forsci.13-040
- Gillis, M., Omule, A., et Brierley, T. 2005. Monitoring Canada's forests: The National Forest Inventory. *Forestry Chronicle*, 81(2): 214–221. doi: 10.5558/tfc81214-2
- Girardin, M.P., Hogg, E.H., Bernier, P.Y., Kurz, W.A., Guo, X.J., et Cyr, G. 2016. Negative impacts of high temperatures on growth of black spruce forests intensify with the anticipated climate warming. *Global Change Biology*, 22(2): 627–643. doi:10.1111/gcb.13072
- Goodman, D.W., Grosklos, G., Aukema, B.H., Whitehouse, C., Bleiker, K.P., McDowell, R.S., et Xu, C. 2018. The effect of warmer winters on the demography of an outbreak insect is hidden by intraspecific competition. *Global Change Biology*, 24(8): 3620–3628. doi:10.1111/gcb.14284
- Government of British Columbia, Forest Practices Branch (2016). Mountain Pine Beetle Projections [en ligne]. En ligne : <https://www2.gov.bc.ca/gov/content/industry/forestry/managing-our-forest-resources/forest-health/forest-pests/bark-beetles/mountain-pine-beetle/mpb-projections>
- Gouvernement de la Saskatchewan. 2018. Forestry in Saskatchewan [en ligne]. Saskatchewan Forestry Development Branch. En ligne : <http://publications.gov.sk.ca/documents/310/104973-Forestry%20Information%20Factsheet.pdf>
- Graf, M., Reid, M.L., Aukema, B.H., et Lindgren, B.S. 2012. Association of tree diameter with body size and lipid content of mountain pine beetles. *The Canadian Entomologist*, 144(3): 467–477. doi:10.4039/tce.2012.38
- Gupta, J., Termeer, C., Klostermann, J., Meijerink, S., van den Brink, M., Jong, P., Nooteboom, S., et Bergsma, E. 2010. The adaptive capacity wheel: a method to assess the inherent characteristics of institutions to enable the adaptive capacity of society. *Environmental Science and Policy*, 13(6): 459–471. doi:10.1016/j.envsci.2010.05.006

- Hansen, E.M., 2014. Forest development and carbon dynamics after mountain pine beetle outbreaks. *Forest Science*, 60(3): 476–488. doi:10.5849/forsci.13-039
- Hall, D.E., Yuen, M.M.S., Jancsik, S., Lara Quesada, A., Dullat, H.K., Li, M., Henderson, H., Arango-Velez, A., Liao, N.Y., Docking, R.T., Chan, S.K., Cooke, J.E.K., Breuil, C., Jones, S.J.M., Keeling, C.I., et Bohlmann, J. 2013. Transcriptome resources and functional characterization of monoterpene synthases for two host species of the mountain pine beetle, lodgepole pine (*Pinus contorta*) and jack pine (*Pinus banksiana*). *BMC Plant Biology*, 13(1): 80. doi:10.1186/1471-2229-13-80
- Hart, S., Schoennagel, T., Veblen, T. et Chapman, T. 2015. Area burned in the western United States is unaffected by recent mountain pine beetle outbreaks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(14): 4375–4380. doi:10.1073/pnas.1424037112
- Harvey, B.J., Donato, D.C. et Turner, M.G. 2014. Recent mountain pine beetle outbreaks, wildfire severity, and postfire tree regeneration in the US Northern Rockies. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(42): 15120–15125. doi:10.1073/pnas.1411346111
- Hawkins, C.D., Dhar, A., Balliet, N.A., et Runzer, K.D. 2012. Residual mature trees and secondary stand structure after mountain pine beetle attack in central British Columbia. *Forest Ecology and Management*, 277: 107–115.
- Hicke, J.A., Allen, C.D., Desai, A.R., Dietze, M.C., Hall, R.J., Hogg, E.H., Kashian, D.M., Moore, D., Raffa, K.F., Sturrock, R.N., et Vogelmann, J., 2012. Effects of biotic disturbances on forest carbon cycling in the United States and Canada. *Global Change Biology*, 18(1): 7–34. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02543.x
- Hiratsuka, Y., Cerezke, H.F., Moody, B.H., Petty, J., et Still, G.N. 1982. Forest insect and disease conditions in Alberta, Saskatchewan, Manitoba, and the Northwest Territories in 1981 and Predictions for 1982. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Edmonton, Alberta. Rapport d'information NOR-X-239. En ligne : <http://cfs.nrcan.gc.ca/publications/download-pdf/11784>
- Hiratsuka, Y., Cerezke, H.F., Petty, J.A., et Still, G.N. 1981. Forest insect and disease conditions in Alberta, Saskatchewan, Manitoba, and the Northwest Territories in 1980 and predictions for 1981. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Edmonton, Alberta. Rapport d'information NOR-X-231. En ligne : <http://cfs.nrcan.gc.ca/pubwarehouse/pdfs/11783.pdf>
- Hodge, J.C. 2012. Mountain pine beetle pest risk analysis for Yukon lodgepole pine forests. Rapport commandé par la Yukon Forest Management Branch, Whitehorse, Yukon, Canada.
- Hodge, J.C. 2014. Mountain pine beetle pest risk analysis for Northwest Territories pine forests. Rapport commandé par la NWT Forest Management Division, Fort Smith, Territoires du Nord-Ouest, Canada.
- Hodge, J.C., Cooke, B.J., et McIntosh, R. 2017. Une approche stratégique pour ralentir la propagation du dendroctone du pin ponderosa au Canada. Ébauche de rapport préparée pour le Groupe de travail sur les ravageurs forestiers du Conseil canadien des ministres des forêts. En ligne : <https://www.ccfm.org/pdf/2017-ApprocheStrategiqueConfinementDPP.pdf>
- Huber, D.P.W., Aukema, B.H., Hodgkinson, R.S., et Lindgren, B.S. 2009. Successful colonization, reproduction, and new generation emergence in live interior hybrid spruce *Picea engelmannii* x *glauca* by mountain pine beetle *Dendroctonus ponderosae*. *Agricultural and Forest Entomology*, 11(1): 83–89. doi:10.1111/j.1461-9563.2008.00411.x

- Jackson, P.L., Straussfogel, D., Lindgren, B.S., Mitchell, S., et Murphy, B. 2008. Radar observation and aerial capture of mountain pine beetle, *Dendroctonus ponderosae* Hopk. (Coleoptera: Scolytidae) in flight above the forest canopy. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(8): 2313–2327. doi:10.1139/X08-066
- Jenkins, M.J., Runyon, J.B., Fettig, C.J., Page, W.G., et Bentz, B.J. 2014. Interactions among the mountain pine beetle, fires, and fuels. *Forest Science*, 60(3): 489–501. doi:10.5849/forsci.13-017
- Keefover-Ring, K., Trowbridge, A., Mason, C.J., et Raffa, K.F. 2016. Rapid induction of multiple terpenoid groups by ponderosa pine in response to bark beetle-associated fungi. *Journal of Chemical Ecology*, 42(1): 1–12. doi:10.1007/s10886-015-0659-6
- Keeling, C.I., et Bohlmann, J. 2006. Genes, enzymes and chemicals of terpenoid diversity in the constitutive and induced defence of conifers against insects and pathogens. *New Phytologist*, 170(4): 657–75. doi:10.1111/j.1469-8137.2006.01716.x
- Kerner, D.A., et Thomas, J. S. 2014. Resilience attributes of social-ecological systems: framing metrics for management. *Resources*, 3(4): 672–702. doi:10.3390/resources3040672
- Klutsch, J.G., Battaglis, M.A., West, D.R., Costello, S.L., et J.F. Negrón. 2011. Evaluating potential fire behavior in lodgepole pine-dominated forests after a mountain pine beetle epidemic in north-central Colorado. *Western Journal of Applied Forestry*, 26(3): 101–109.
- Klutsch, J.G., Cale, J.A., Whitehouse, C., Kanekar, S.S., et Erbilgin, N. 2017. Trap tree: an effective method for monitoring mountain pine beetle activities in novel habitats. *Canadian Journal of Forest Research*, 47: 1432-1437. doi.org/10.1139/cjfr-2017-0189
- Kolb, T.E., Fettig, C.J., Ayres, M.P., Bentz, B.J., Hicke, J.A., Mathiasen, R., Stewart, J.E., et Weed, A.S. 2016. Observed and anticipated impacts of drought on forest insects and diseases in the United States. *Forest Ecology and Management*, 380: 321–334. doi:10.1016/j.foreco.2016.04.051
- Krishnaswamy, A., Simmons, E., et Joseph, L. 2012. Increasing the resilience of British Columbia's rural communities to natural disturbances and climate change. *BC Journal of Ecosystems and Management*, 13(1): 1–15. En ligne : <http://jem-online.org/index.php/jem/article/view/168>
- Kulakowski, D. et Veblen, T. 2007. Effect of prior disturbances on the extent and severity of wildfire in Colorado subalpine forests. *Ecology*, 88(3): 759–769. doi:10.1890/06-0124
- Kulig, J., et Botey, A. P. 2016. Facing a wildfire: what did we learn about individual and community resilience? *Natural Hazards*, 82(3): 1919–1929. doi:10.1007/s11069-016-2277-1
- Kunegel-Lion, M., McIntosh, R.L., et Lewis, M.A. 2019. Management assessment of mountain pine beetle infestation in Cypress Hills, SK. *Canadian Journal of Forest Research*, 49: 154–163.
- Kurz, W.A., Dymond, C.C., Stinson, G., Rampley, G.J., Neilson, E.T., Carroll, A.L., Ebata, T., et Safranyik, L., 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature*, 452(7190): 987–990. doi:10.1038/nature06777
- Kurz, W.A., Shaw, C.H., Boisvenue, C., Stinson, G., Metsaranta, J., Leckie, D., Dyk, A., Smyth, C., et Neilson, E.T., 2013. Carbon in Canada's boreal forest—a synthesis. *Environmental Reviews*, 21(4): 260–292. doi:10.1139/er-2013-0041

- Lahr, E.C. et Sala, A. 2014. Species, elevation, and diameter affect whitebark pine and lodgepole pine stored resources in the sapwood and phloem: implications for bark beetle outbreaks. *Canadian Journal of Forest Research*, 44(11): 1312–1319. doi:10.1139/cjfr-2014-0063
- Langor, D.W. 1989. Host effects on the phenology, development, and mortality of field populations of the mountain pine beetle, *Dendroctonus ponderosae* Hopkins (Coleoptera: Scolytidae). *The Canadian Entomologist*, 121(1): 149–157. doi:10.4039/Ent121149-2
- Langor, D.W., Spence, J.R., et Pohl, G.R. 1990. Host effects on fertility and reproductive success of *Dendroctonus ponderosae* Hopkins (Coleoptera: Scolytidae). *Evolution*, 44(3): 609–618. doi:10.2307/2409438
- Lewis, K. et Thompson, D. 2011. Degradation of wood in standing lodgepole pine killed by mountain pine beetle. *Wood and Fiber Science*, 43(2): 130–142.
- Lewis, K.J., Hrinkevich, K. 2013. Post mortality rate of wood degradation and tree fall in lodgepole pine trees killed by mountain pine beetle in the Foothills and Rocky Mountain Regions of Alberta. Rapport final pour le Foothills Research Institute. 29 pp. En ligne : https://friresearch.ca/sites/default/files/MPBEP_2013_01_shelf%20life%20MPB%20killed%20pine.pdf
- Logan, J., et Powell, J. 2001. Ghost forests, global warming and the mountain pine beetle (Coleoptera: Scolytidae). *American Entomologist*, 47(3): 160–172. doi:10.1093/ae/47.3.160
- Logan, J.A., White, P., Bentz, B.J., et Powell, J.A. 1998. Model analysis of the temporal evolution of spatial patterns in mountain pine beetle outbreaks. *Theoretical Population Biology* 53(3): 236–255. doi:10.1006/tpbi.1997.1350
- Lusebrink, I., Erbilgin, N., et Evenden, M.L. 2016. The effect of water limitation on volatile emission, tree defense response, and brood success of *Dendroctonus ponderosae* in two pine hosts, lodgepole, and jack pine [en ligne]. *Frontiers in Ecology and Evolution* 4: 2. doi:10.3389/fevo.2016.00002
- Lusebrink, I., Evenden, M. L., Blanchet, F. G., Cooke, J. E., et Erbilgin, N. 2011. Effect of water stress and fungal inoculation on monoterpene emission from an historical and a new pine host of the mountain pine beetle. *Journal of Chemical Ecology*, 37(9): 1013–1026. doi:10.1007/s10886-011-0008-3
- Magis, K. 2010. Community resilience: an indicator of social sustainability. *Society & Natural Resources*, 23(5): 401–416. doi:10.1080/08941920903305674
- Maurer, G.E., Chan, A.M., Trahan, N.A., Moore, D.J.P., et Bowling, D.R. 2016. Carbon isotopic composition of forest soil respiration in the decade following bark beetle and stem girdling disturbances in the Rocky Mountains. *Plant, Cell & Environment*, 39(7): 1513–1523. doi:10.1111/pce.12716
- McIntosh, A.C. et Macdonald, S.E. 2013. Potential for lodgepole pine regeneration after mountain pine beetle attack in newly invaded Alberta stands. *Forest Ecology and Management*, 295: 11–19.
- McKee, F.R., Huber, D.P.W., et Aukema, B.H. 2013. Comparisons of mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae* Hopkins) reproduction within a novel and traditional host: effects of insect natal history, colonized host species, and competitors. *Agricultural and Forest Entomology*, 15(3): 310–320. doi:10.1111/afe.12019

- Meigs, G., Campbell, J., Zald, H., Bailey, J., Shaw, D., et Kennedy R. 2015. Does wildfire likelihood increase following insect outbreaks in conifer forests? *Ecosphere*, 6(7): 1–24. doi:10.1890/ES15-00037.1
- Moeck, H.A. et Simmons, C. S. 1991. Primary attraction of mountain pine beetle, *Dendroctonus ponderosae* Hopk. (Coleoptera: Scolytidae), to bolts of lodgepole pine. *The Canadian Entomologist*, 123: 299–304.
- Moran, C. J., et Cochrane, M.A. 2012. Do mountain pine beetle outbreaks change the probability of active crown fire in lodgepole pine forests? *Comment. Ecology*, 93(4): 939–950. doi:10.1890/11-1035.1
- Nealis, V.G. 2015. A risk analysis framework for forest pest management. *The Forestry Chronicle*, 91(1): 32–39. doi:10.5558/tfc2015-008
- Nealis, V.G. et Cooke, B.J. 2014. Évaluation de la menace que pose le dendroctone du pin ponderosa pour les pinèdes de la zone boréale et de l'Est du Canada. *Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Groupe de travail sur les ravageurs forestiers du Conseil canadien des ministres des forêts, Centre de foresterie du Pacifique, Victoria, Colombie-Britannique, Canada*. En ligne : <https://scf.mcan.gc.ca/publications/telecharger-pdf/35407>
- Nealis, V.G. et Cooke, B.J. 2008. Risk assessment of the threat of mountain pine beetle to Canada's boreal and eastern pine forests. *Rapport d'information BC-X-417*. Victoria, Colombie-Britannique, Canada. En ligne : <https://cfs.nrcan.gc.ca/publications/download-pdf/28891>
- Nelson, T., Boots, B., Wulder, M.A., Shore, T., Safrayik, L., et Ebata, T. 2006. Rating the susceptibility of forests to mountain pine beetle infestation: the impact of data. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(11): 2815–2825. doi:10.1139/x06-163
- Nelson, M., Ciochina, M., et Bone, C. 2016. Assessing spatiotemporal relationships between wildfire and mountain pine beetle disturbances across multiple time lags. *Ecosphere*, 7(10): 1–16. doi:10.1002/ecs2.1482
- Nicholls, D. 2017. Quesnel timber supply area: rationale for Allowable Annual Cut (AAC) determination. Effective June 16, 2017. *British Columbia Ministry of Forests, Lands, and Natural Resource Operations Report*. En ligne : https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/farming-natural-resources-and-industry/forestry/stewardship/forest-analysis-inventory/tsr-annual-allowable-cut/quesnel_tsa_rationale.pdf
- Oboite, F.O. et Comeau, P.G. 2018. Release response of black spruce and white spruce following overstory lodgepole pine mortality due to mountain pine beetle attack. *Forest Ecology and Management*, 432: 446–454. doi: 10.1016/j.foreco.2018.09.029
- O'Halloran, T.L., Law, B.E., Goulden, M.L., Wang, Z., Barr, J.G., Schaaf, C., Brown, M., Fuentes, J.D., Göckede, M., Black, A., et Engel, V. 2011. Radiative forcing of natural forest disturbances. *Global Change Biology*, 18(2): 555–565. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02577.x
- Parkins, J.R. et MacKendrick, N.A. 2007. Assessing community vulnerability: a study of the mountain pine beetle outbreak in British Columbia, Canada. *Global Environmental Change*, 17(3–4): 460–471.

- Perrakis, D., Lanoville, R., Taylor, S., et Hicks, D. 2014. Modeling wildfire spread in mountain pine beetle-affected forest stands, British Columbia, Canada. *Fire Ecology*, 10(2): 10–35. doi:10.4996/fireecology.1002010
- Pfeifer, E.M., Hicke, J.A., Meddens, A.J.H., 2011. Observations and modeling of aboveground tree carbon stocks and fluxes following a bark beetle outbreak in the western United States. *Global Change Biology*, 17(1): 339–350. doi: 10.1111/j.1365-2486.2010.02226.x
- Phillips, B., Beck, J., et Nickel, T. 2007. Managing the economic impacts of mountain pine beetle outbreaks in Alberta—foothills model forest case study, Bulletin d'information n° 100. Western Centre for Economic Research, University of Alberta, Edmonton, Alberta, Canada.
- Pokorny, S., et Carroll, A. 2018. Persistence or extinction? Quantifying the fate of an eruptive herbivore in novel habitats following climate change-induced range expansion. Résumé d'une présentation dans le cadre de la Réunion annuelle conjointe des sociétés entomologiques des États-Unis, du Canada et de la Colombie-Britannique. Du 11 au 14 novembre 2018, Vancouver, Colombie-Britannique, Canada. En ligne : <https://esa.confex.com/esa/2018/meetingapp.cgi/Paper/132842>
- Powell, J.A., et Bentz, B.J. 2009. Connecting phenological predictions with population growth rates for mountain pine beetle, an outbreak insect. *Landscape Ecology*, 24(2): 657–672. doi:10.1007/s10980-009-9340-1
- Raffa, K.F., Aukema, B.H., Bentz, B.J., Carroll, A.L., Hicke, J.A., Turner, M.G., et Romme, W.H., 2008. Cross-scale drivers of natural disturbances: the dynamics of bark beetle eruptions. *Bioscience*, 58(6): 501–517. doi:10.1641/B580607
- Raffa, K.F., et Berryman, A.A. 1983. The role of host plant resistance in the colonization behavior and ecology of bark beetles (Coleoptera: Scolytidae). *Ecological Monographs* 53(1): 27–50. doi:10.2307/1942586
- Raffa, K.F., Powell, E.N., et Townsend, P.A. 2013. Temperature-driven range expansion of an irruptive insect heightened by weakly coevolved plant defenses. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(6): 2193–2198. doi:10.1073/pnas.1216666110
- Raffa, K.F., Mason, C.J., Bonello, P., Cook, S., Erbilgin, N., Keefover-Ring, K., Klutsch, J.G., Villan, C., et Townsend, P.A. 2017. Defence syndromes in lodgepole–whitebark pine ecosystems relate to degree of historical exposure to mountain pine beetles. *Plant, Cell and Environment*, 40(9): 1791–1806. doi:10.1111/pce.12985
- Raymond, C.L., Healey, S., Peduzzi, A., et Patterson, P. 2015. Representative regional models of post-disturbance forest carbon accumulation: integrating inventory data and a growth and yield model. *Forest Ecology and Management*, 336: 21–34. doi:10.1016/j.foreco.2014.09.038
- Reed, D.E.R., Ewers, B.E. et Pendall, E. 2014. Impact of mountain pine beetle induced mortality on forest carbon and water fluxes [en ligne]. *Environmental Research Letters* 9(10): 105004. doi:10.1088/1748-9326/9/10/105004
- Régnière, J., et B.J. Bentz. 2007. Modeling cold tolerance in the mountain pine beetle, *Dendroctonus ponderosae*. *Journal of Insect Physiology*, 53(6): 559–572. doi:10.1016/j.jinsphys.2007.02.007

- Régnière, J., Powell, J., Bentz, B., et Nealis, V. 2012. Effects of temperature on development, survival and reproduction of insects: experimental design, data analysis and modeling. *Journal of Insect Physiology*, 58(5): 634–647. doi:10.1016/j.jinsphys.2012.01.010
- Reid, M.L., Sekhon, J.K., et LaFramboise, L. 2017. Toxicity of monoterpene structure, diversity and concentration to mountain pine beetles, *Dendroctonus ponderosae*: beetle traits matter more. *Journal of Chemical Ecology*, 43(4): 351–361. doi: 10.1007/s10886-017-0824-1
- Reid, R.W., et Gates, H. 1970. Effect of temperature and resin on hatch of eggs of the mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*). *The Canadian Entomologist*, 102(5): 617–622. doi:10.4039/Ent102617-5
- Robertson, C., Nelson, T.A., et Boots, B. 2007. Mountain pine beetle dispersal: the spatial-temporal interaction of infestations. *Forest Science*, 53(3): 395–405.
- Rosenberger, D.W., Venette, R.C., Maddox, M.P., et Aukema, B.H. 2017. Colonization behaviors of mountain pine beetle on novel hosts: implications for range expansion into northeastern North America [en ligne]. *PLOS One*, 12(5): e0176269. doi:10.1371/journal.pone.0176269
- Rosenberger, D.W., Venette, R.C., et Aukema, B.H. 2018. Development of an aggressive bark beetle on novel hosts: implications for outbreaks in an invaded range [en ligne]. *Journal of Applied Ecology*, 55(3): 1526–1535. doi:10.1111/1365-2664.13064
- Roth, M., Hussain, A., Cale, J.A., et Erbilgin, N. 2018. Successful colonization of lodgepole pine trees by mountain pine beetle increased monoterpene production and exhausted carbohydrate reserves. *Journal of Chemical Ecology*, 44(2): 209–214. doi:10.1007/s10886-017-0922-0
- Safranyik, L. 1978. Effects of climate and weather on mountain pine beetle populations. *Dans* Symposium Proceedings: Theory and practice of mountain pine beetle management in lodgepole pine forests. Du 25 au 27 avril 1978. Édité par D.L. Kibbee, A.A. Berryman, G.D. Amman et R.W. Stark. Washington State University, Pullman, Washington. College of Forestry, Wildlife and Range Sciences, University of Idaho, Moscow, Idaho.
- Safranyik, L. et Linton, D.A. 1983. Brood production by three spp. of *Dendroctonus* (Coleoptera: Scolytidae) in bolts from host and non-host trees. *Journal of the Entomological Society of British Columbia*, 80: 10–13.
- Safranyik, L., et Carroll, A.L. 2006. The biology and epidemiology of the mountain pine beetle in lodgepole pine forests. *Dans* The mountain pine beetle: a synthesis of biology, management, and impacts on lodgepole pine. Édité par L. Safranyik et W.R. Wilson. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Pacifique, Victoria, Colombie-Britannique, Canada. Pp. 3–66.
- Safranyik, L., et Linton, D. 1982. Survival and development of mountain pine beetle broods in jack pine bolts from Ontario. *Canadian Forest Service Research Notes*, 2: 17–18.
- Safranyik, L. et Linton, D.A. 1991. Unseasonably low fall and winter temperatures affecting mountain pine beetle and pine engraver beetle populations and damage in the British Columbia Chilcotin region. *Journal of the Entomological Society of British Columbia*, 88: 17–21.

- Safranyik, L. et Linton, D.A. 1998. Mortality of mountain pine beetle larvae, *Dendroctonus ponderosae* (Coleoptera: Scolytidae) in logs of lodgepole pine (*Pinus contorta* var. *latifolia*) at constant low temperatures. *Journal of the Entomological Society of British Columbia*, 95: 81–87.
- Safranyik, L., Carroll, A.L., Régnière, J., Langor, D.W., Riel, W.G., Shore, T.L., Peter, B., Cooke, B.J., Nealis, V.G., et Taylor, S.W. 2010. Potential for range expansion of mountain pine beetle into the boreal forest of North America. *The Canadian Entomologist*, 142(5): 415–442. doi:10.4039/n08-CPA01
- Safranyik, L., Linton, D.A., Silversides, R., McMullen, L.H. 1992. Dispersal of released mountain pine beetles under the canopy of a mature lodgepole pine stand. *Journal of Applied Entomology*, 113(1–5): 441–450.
- Safranyik, L., Shrimpton, D., et Whitney, H. 1975. An interpretation of the interaction between lodgepole pine, the mountain pine beetle and its associated blue stain fungi in western Canada. *Dans Management of lodgepole pine ecosystems, Proceedings of a symposium, du 9 au 11 octobre 1973. Édité par D.M. Baumgartner. Washington State University, Pullman, Washington, États-Unis d'Amérique. Pp. 406–428.*
- Sambaraju, K.R., Carroll, A.L., Zhu, J., Stahl, K., Moore, R.D., et Aukema, B.H. 2012. Climate change could alter the distribution of mountain pine beetle outbreaks in western Canada. *Ecography*, 35(3): 211–223. doi:10.1111/j.1600-0587.2011.06847.x
- Seidl, R., Donato, D.C., Raffa, K.F., et Turner, M.G., 2016. Spatial variability in tree regeneration after wildfire delays and dampens future bark beetle outbreaks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(46): 13075–13080. doi:10.1073/pnas.1615263113
- Shepherd, R.F. 1966. Factors influencing the orientation and rates of activity of *Dendroctonus ponderosae* Hopkins (Coleoptera: Scolytidae). *The Canadian Entomologist*, 98(5): 507–518. doi:10.4039/Ent98507-5
- Shore, T., et Safranyik, L. 1992. Susceptibility and risk rating systems for the mountain pine beetle in lodgepole pine stands. Rapport d'information BC-X-336. Forêts Canada, Centre de foresterie du Pacifique, Victoria, Colombie-Britannique, Canada. En ligne : <https://cfs.nrcan.gc.ca/publications/download-pdf/3155>
- Shore, T.L., Safranyik, L., et Lemieux J.P. 2000. Susceptibility of lodgepole pine stands to the mountain pine beetle: testing of a rating system. *Canadian Journal of Forest Research*, 30(1): 44–49. doi:10.1139/x99-182
- Simard, M., Romme, W., Griffin, J., et Turner, M. 2011. Do mountain pine beetle outbreaks change the probability of active crown fire in lodgepole pine forests? *Ecological Monographs*, 81(1): 3–24. doi:10.1890/10-1176.1
- Six, D.L., Biber, E., et Long, E. 2014. Management for mountain pine beetle outbreak suppression: does relevant science support current policy? *Forests*, 5(1):103–133 doi:10.3390/f5010103
- Six, D.L., Vergobbi, C., et Cutter, M. 2018. Are survivors different? Genetic-based selection of trees by mountain pine beetle during a climate change-driven outbreak in a high-elevation pine forest. *Frontiers in Plant Science*, 9: 1–11. doi:10.3389/fpls.2018.00993

- Smith, R.H. 1983. Monoterpenes of lodgepole pine xylem resin: a regional study in western United States. *Forest Science*, 29(2): 333–340.
- Smith, R.H., Cramer, J.P., et Carpender, E.J. 1981. New record of introduced hosts for the mountain pine beetle in California. United States Forest Service Research Note PSW-354.
- Stinson, G., Kurz, W.A., Smyth, C.E., Neilson, E.T., Dymond, C.C., Metsaranta, J.M., Boisvenue, C., Rampley, G.J., Li, Q., White, T.M., et Blain, D., 2011. An inventory-based analysis of Canada's managed forest carbon dynamics, 1990 to 2008. *Global Change Biology*, 17(6): 2227–2244. doi:10.1111/j.1365-2486.2010.02369.x
- Stinson, G., Magnussen, S., Boudewyn, P., Eichel, F., Russo, G., Cranny, M., et Song, A. 2016. Canada. Dans *National forest inventories: assessment of wood availability and use*. Édité par C. Vidal, I Alberdi, L. Hernández Mateo., et J. Springer Redmond. Springer, Cham, Suisse. Pp. 233–247. doi:10.1007/978-3-319-44015-6_12
- Strohm, S., Reid M.L., et Tyson, R.C. 2016. Impacts of management on mountain pine beetle spread and damage: a process-rich model. *Ecological Modelling*, 337:241–252. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2016.07.010
- Sturgeon, K.B. 1979. Monoterpene variation in ponderosa pine xylem resin related to western pine beetle predation. *Evolution*, 33(3): 803–814. doi:10.1111/j.1558-5646.1979.tb04736.x
- Taft, S., Najar, A., Godbout, J., Bousquet, J., et Erbilgin, N. 2015. Variations in foliar monoterpenes across the range of jack pine reveal three widespread chemotypes: implications to host expansion of invasive mountain pine beetle. *Frontiers in Plant Science*, 6: 342. doi:10.3389/fpls.2015.00342
- Thornes, J.E. 2002. Climate change 2001: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Édité par McCarthy, J.J., Canziani, O.F., Leary, N. A., Dokken, D.J., et White, K.S. *International Journal of Climatology*, 22(10), 1285–1286. doi:10.1002/joc.775
- Trzcinski, M.K., et Reid, M.L., 2008. Effect of management on the spatial spread of mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*) in Banff National Park. *Forest Ecology and Management*, 256(6): 1418–1426. doi:10.1016/j.foreco.2008.07.003
- Troy, A. et Bagstad, K. 2009. Estimating ecosystem service values in southern Ontario. Préparé pour le ministère des Ressources naturelles de l'Ontario. Spatial Informatics Group, Pleasanton, États-Unis. En ligne : <http://longpointbiosphere.com/download/Environment/estimation-of-ecosystem.pdf>
- Tyler, S., et Moench, M. 2012. A framework for urban climate resilience. *Climate and Development*, 4(4): 311–326. doi:10.1080/17565529.2012.745389
- Yan, Z., Sun, J., Owen, D., et Zhang, Z. 2005. The red turpentine beetle, *Dendroctonus valens* LeConte (Scolytidae): an exotic invasive pest of pine in China. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1735–1760. doi: 10.1007/s10531-004-0697-9
- Von Rudloff, E., et Lapp, M.S. 1987. Chemosystematic studies in the genus *Pinus*. VI. General survey of the leaf oil terpene composition of lodgepole pine. *Canadian Journal of Forest Research*, 17(9): 1013–1025. doi:10.1139/x87-157

- Walker, B., Holling, C., Carpenter, S., et Kinzig, A. 2004. Resilience, adaptability and trans-formability in social-ecological systems [en ligne]. *Ecology and Society*, 9(2): 5.
En ligne : <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5/>
- West, D.R., Briggs, J.S., Jacobi, W.R., et Negrón, J.F. 2016. Mountain pine beetle host selection between lodgepole and ponderosa pines in the southern Rocky Mountains. *Environmental Entomology*, 45(1): 127–141. doi:10.1093/ee/nwv167
- Williamson, T.B., Price, D.T., Beverly, J.L., Bothwell, P.M., Parkins, J.R., Patriquin, M.N., Pearce, C.V., Stedman, R.C., et Volney, W.J.A. 2007. Cadre d'évaluation de la vulnérabilité des communautés forestières au changement climatique. Rapport d'information NORX414. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord.
- Wood, D.L. 1982. The role of pheromones, kairomones and allomones in the host selection and colonization behavior of bark beetles. *Annual Review of Entomology*, 27(1): 411–446.
doi:10.1146/annurev.en.27.010182.002211
- Wood, S.L. 1963. A revision of bark beetle genus *Dendroctonus* Erichson (Coleoptera: Scolytidae). *Great Basin Naturalist*, 23: 1–117. doi:10.5962/bhl.part.22188
- Wulder, M.A.; Ortlepp, S.M.; White, J.C.; Coops, N.C.; Coggins, S.B. 2009a. Monitoring the impacts of mountain pine beetle mitigation. *Forest Ecology and Management*, 258(7): 1181–1187.
- Wulder, M.A., White, J.C., Carroll, A.L., Coops, N.C., 2009b. Challenges for the operational detection of mountain pine beetle green attack with remote sensing. *The Forestry Chronicle*, 85(1): 32–38. doi: 0.5558/tfc85032-1
- Yemshanov, D., McKenney, D.W., et Pedlar, J.H. 2011. Mapping forest composition from the Canadian National Forest Inventory and land cover classification maps. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(8): 4655–4669. doi:10.1007/s10661-011-2293-2