



Santé Canada Health Canada



English
Spécialement
pour vous

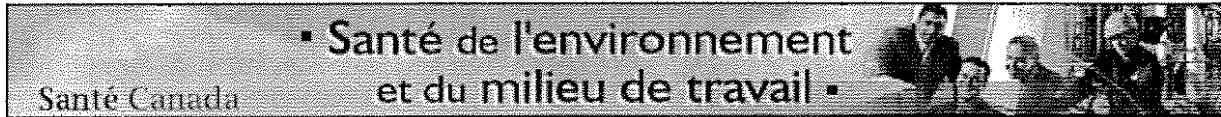
Contactez-nous
Votre santé
et vous

Aide
Salle des
médiat

Recherche
index A-Z

Site du Canada
Accueil

229
Programme decennal d'épandage de phytocides par
voie aérienne en milieu forestier sur des terrains privés
de Spruitt-Stone inc. sur le territoire de La Tuque et de
la MRC du Domaine-du-Roy
Mauricie
6211-13-011
DA11



- Santé Canada
- À propos de Santé Canada
- Aliments et nutrition
- Maladies et affections
- Médicaments et produits de santé
- Santé de l'environnement et du milieu de travail
 - Bruit
 - Changement climatique et santé
 - Contaminants environnementaux
 - Évaluation de la santé environnementale
 - Qualité de l'air
 - Qualité de l'eau
 - Radiation
 - Santé et sécurité au travail
 - Sites contaminés
 - Législation et directives
 - Rapports et publications
- Santé des Premières nations et des Inuits
- Science et recherche
- Sécurité des produits de consommation
- Système de soins de santé
- Urgences et désastres
- Vie saine

Accueil > Santé de l'environnement et du milieu du travail > Rapports et publications > Évaluation de la santé environnementale > Guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé - Volume 4 : Impacts sur la santé par secteur industriel

Guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé - Volume 4 : Impacts sur la santé par secteur industriel

[Page précédente](#) [Table des matières](#) [Page suivante](#)

Chapitre 4 : Les forêts

4.1 Perspective canadienne

Le Canada est un pays couvert de forêts dont la coupe engendre des retombées importantes comme en témoignent les données suivantes :

Le pays compte quelque 418 millions d'hectares de terres forestières, soit 42 % de la superficie totale du pays, dont 244 millions d'hectares de forêts dites productives; la productivité des 173 autres millions d'hectares est non déterminée, n'ayant pas été évaluée.

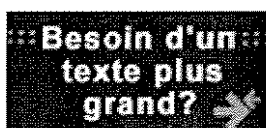
Les gouvernements provinciaux sont propriétaires de 77 % des forêts productives (189 millions d'hectares) alors que 450 000 propriétaires privés se partagent 24 millions d'hectares (10 %); le reste est constitué de terres fédérales (3 millions d'hectares) ou de territoires amérindiens (19 millions d'hectares).

Les résineux constituent 67 % de la forêt alors que les feuillus représentent 15 %; les peuplements mixtes comptent pour 18 % de la surface forestière.

La possibilité annuelle de coupe (PAC) est le volume de bois qui peut être coupé chaque année pendant une période donnée. Elle permet de régulariser la récolte de manière à assurer l'approvisionnement continu en bois en tenant compte de la vitesse de régénération, naturelle ou par plantation, de la forêt. De 1990 à 1997, la PAC a légèrement diminué, passant de 253 à 237 millions de mètres cubes, dont 176 millions de mètres cubes en résineux et 61 millions de mètres cubes en feuillus. En 1997, 187,7 millions de mètres cubes de bois rond (morceau de tronc d'arbre avec ou sans écorce) ont été produits, dont 148,5 millions de mètres cubes pour la construction (bois d'œuvre, contreplaqué, bardeaux, etc.) et 31,5 millions de mètres cubes pour la production de pâte à papier. Quelque 5 millions de mètres cubes, composés à 75 % de bois de feuillus, ont été utilisés comme bois de chauffage et de foyer.

En 1999, les activités liées à la forêt ont contribué pour 19,4 milliards de dollars au PIB du Canada, soit environ 1,9 % du PIB. L'exportation des produits

Partenaires
gouvernementaux
en matière de santé



forestiers a rapporté 44,2 milliards de dollars; sans cette contribution, la balance commerciale canadienne aurait été déficitaire. Toujours en 1999, le secteur forestier procurait du travail à 352 000 personnes; 154 000 dans l'industrie du bois, 118 000 dans le secteur des pâtes et papiers, 58 000 pour l'exploitation des forêts et 22 000 dans les services forestiers divers. L'ensemble des salaires versés à toutes ces personnes représentait une somme de 11,8 milliards de dollars.

4.2 Préoccupations relatives à la santé au travail

4.2.1 Dangers et effets relatifs à la santé physique

Il n'est pas étonnant de constater que l'abattage des arbres figure parmi les emplois les plus dangereux dans l'industrie forestière, en raison des gros efforts physiques requis par ce travail, du matériel utilisé (p. ex. les scies à chaîne), du comportement parfois imprévisible des arbres à abattre (particulièrement des arbres « encroués » souvent appelés « faiseurs de veuves »), des conditions environnementales (p. ex. les sous-bois, la pluie, la chaleur et le froid) dans lesquelles ce travail est effectué. La scie à chaîne a été reconnue « sans le moindre doute comme le plus dangereux outil utilisé dans l'industrie forestière » (Poschen 1998), et aucun élément de solution ne laisse présager de solution à ce grave problème. En plus des coupures (particulièrement aux jambes, aux pieds, au dos et aux mains), les blessures courantes comprennent les fractures et luxations. L'exécution de ce travail en toute sécurité exige une formation adéquate, un bon jugement et le respect de certaines règles (concernant la façon d'abattre les arbres « encroués ou accrochés par exemple); on a souvent constaté que le nombre d'accidents chez les travailleurs à plein temps du secteur forestier est de deux à quatre fois moins élevé que chez les travailleurs saisonniers. On a observé une mécanisation accrue, qui a contribué à la réduction des accidents (et aussi du nombre d'emplois); à quantité égale d'arbres récoltés, les opérateurs de machinerie ont peut-être été victimes de seulement un cinquième du nombre d'accidents subis par les opérateurs de scies à chaîne (Poschen 1998).

Le nombre d'occurrences de maladies professionnelles n'a toutefois cessé d'augmenter dans le secteur forestier. Tandis que persistent les problèmes de pertes d'audition et de blessures ou de douleurs au dos, les plaintes de douleurs dans le haut du corps sont de plus en plus fréquentes parmi les opérateurs de machine.

Les problèmes aux mains et aux bras causés par les vibrations (entraînant diverses conditions telles que les « doigts morts ») ont été réduits grâce à une meilleure conception du matériel et à un enseignement approprié.

En plus de l'utilisation d'herbicides et des travaux de coupe manuels, une autre question mérite que l'on s'y arrête : le reboisement; cette question en englobe aussi une autre, soit la situation des « jeunes travailleurs ». La bande vidéo de 18 minutes intitulée « Survival of the Fittest », présentée à l'adresse http://www.ofswa.on.ca/new_products/survival.html (et un matériel connexe) donne un aperçu de la question :

« Chaque année en Ontario, plus de 5 000 travailleurs sont embauchés pour ce que certains vétérans expérimentés appellent le travail le plus exigeant de toute leur existence, soit planter des arbres. Cette bande vidéo présente certains des plus grands risques de foulures et d'entorses, et elle décrit, grâce aux observations recueillies auprès de planteurs d'expérience, les principaux moyens de prévenir les blessures.» (Traduction libre)

4.2.2 Impact psychosocial

En plus de la configuration des terrains et des peuplements, de l'infrastructure, des conditions climatiques, de la technologie, des méthodes de travail, de l'organisation du travail, de la situation économique, des ententes contractuelles, du logement des travailleurs, ainsi que de la formation et de l'enseignement fournis aux travailleurs, les caractéristiques psychosociales des travailleurs sont un important déterminant des résultats obtenus par les travailleurs du secteur forestier.

4.3 Utilisation de phytocides et de moyens mécaniques pour le dégagement en régénération forestière

4.3.1 Contexte

La régénération des jeunes arbres (p. ex. les conifères) après la récolte des arbres matures est un aspect important de la foresterie commerciale. Les jeunes arbres, dont la croissance est relativement lente, doivent affronter la concurrence d'autres espèces de valeur nettement moins grande. Celles-ci ne sont pas nuisibles, mais il s'agit d'opportunistes à croissance rapide, tels que l'épilobe à feuilles étroites, le framboisier sauvage, diverses graminées, le bouleau blanc et l'aulne. Ce type de végétation se développe rapidement après une perturbation telle que l'abattage, le feu, le vent ou les insectes ravageurs. En interceptant la lumière, l'eau et les éléments nutritifs ainsi qu'en occupant une grande partie de l'espace, ces plantes peuvent étouffer les jeunes conifères. Compte tenu de l'importance des espèces de conifères pour l'industrie forestière canadienne, le retrait de la végétation concurrente est crucial pour les entreprises d'exploitation forestière.

4.3.2 Techniques d'élimination de la végétation concurrente

Il existe un ensemble de techniques qui permettent de détruire la végétation concurrente. Elles sont regroupées selon leur mode d'action :

- biologique (l'utilisation d'animaux brouteurs en pâturage, comme les moutons ou les chèvres),
- biomécanique (p. ex. l'utilisation de paillis pour limiter la croissance de la végétation compétitrice),
- mécanique,
- chimique.

Ces deux dernières méthodes sont les plus fréquemment utilisées. Le *dégagement mécanique* implique l'emploi de divers outils (les faucheuses motorisées ou manuelles, les machettes, les scies circulaires, etc.) permettant la coupe de la végétation concurrente alors que le *dégagement chimique* implique l'emploi de phytocides (herbicides).

La destruction de la végétation compétitrice ne se fait cependant pas sur toutes les surfaces forestières coupées. En fait, cette destruction ne se fait que dans le cas où la protection de la régénération (la croissance de jeunes arbres) est nécessaire et, de plus, les interventions sont habituellement limitées aux zones de plantations. Habituellement les interventions mécaniques dominent largement.

Les *phytocides* sont utilisés en foresterie de même qu'en agriculture. Les phytocides sont habituellement utilisés afin d'assurer la régénération des jeunes résineux après la coupe des arbres mûrs. L'application de phytocides

peut se faire par voie aérienne, c'est-à-dire par pulvérisation d'un produit à l'aide de rampes portées par des avions ou des hélicoptères. On peut également appliquer le phytocide par voie terrestre à l'aide d'une machinerie lourde ou par des systèmes, motorisés ou non, portés par l'humain (le pulvérisateur portatif). Dans le cas d'un épandage terrestre motorisé, on doit aussi tenir compte des impacts sur la santé des travailleurs causés par les gaz de combustion.

4.3.3 Effets des équipements motorisés portatifs sur la santé humaine

Tel qu'il a été mentionné précédemment, le dégagement mécanique, et parfois la pulvérisation locale, se fait souvent par l'emploi d'un équipement portatif motorisé que les travailleurs portent à bout de bras ou sur leur dos. Dans ce contexte, ils sont exposés aux émanations toxiques provenant des gaz de combustion de l'essence. La section 3.1 (la construction de projets routiers) fait état des principaux polluants résultant de cette combustion.

Par ailleurs, le bruit constant d'un moteur, même de petite dimension, peut entraîner des problèmes tels qu'une perte auditive et être une source de stress. Le bruit peut influencer sur le rythme cardiaque tout en affectant le système immunitaire. On trouvera à la fin de la section 3.3 une discussion plus élaborée sur les effets du bruit.

4.3.4 Phytocides : glyphosate

Une même substance phytocide peut d'ailleurs être vendue pour l'une ou l'autre utilisation sous un nom commercial différent; c'est le cas du glyphosate qui est habituellement vendu sous le nom de « Vision® » en foresterie et de « Roundup® » en agriculture.

4.3.4.1 Nature et mode d'action du glyphosate

Le glyphosate est l'un des seuls phytocides utilisés en milieu forestier où les autres phytocides, sans être bannis, ne peuvent être utilisés que dans des situations exceptionnelles. Développé dans les années 1960, le glyphosate est un phytocide non sélectif, efficace contre les plantes herbacées, les broussailles et les arbres. Il inhibe la synthèse des acides aminés aromatiques essentiels, provoquant ainsi le dérèglement du métabolisme, puis la mort. C'est un produit non volatil que l'on retrouve temporairement dans l'air sous forme de gouttelettes lors de la pulvérisation. Toutes les formulations commerciales comprennent le même ingrédient actif (i.a.) un sel d'isopropylamine de glyphosate, auquel on ajoute un surfactant (habituellement moins de 15 % de la formulation) et de l'eau pour favoriser sa dispersion et sa pénétration dans le feuillage. Le surfactant le plus utilisé est un composé connu sous le nom de polyéthoxylate de tallowamine (Chemical Abstract Service No. 61791-26-2), ou POEA, qui est dérivé d'acides gras d'origine animale.

Encadré 4.1 Toxicité du glyphosate

Les animaux et les oiseaux ne sont habituellement pas affectés par le glyphosate à cause de sa faible toxicité. En laboratoire, la CL_{50} (concentration létale à 50 % des animaux testés) aiguë par voie orale est de l'ordre de 5 500 mg/kg chez le rat. Chez les poissons, la dose sans effet nocif observée (DSENO), pour évaluer la toxicité aiguë, varie de 2 à plus de 1 000 mg/L, selon les espèces, alors qu'elle varie de 2,4 à 52 mg/L pour une exposition chronique d'une durée de 21 à 255 jours. Sur la base de ces études, une valeur de référence de toxicologie de 0,74 mg d'ingrédient actif (i.a.)/L (reconnue comme concentration sans danger de glyphosate se retrouvant dans les lacs et les cours d'eau) a

été choisie afin de protéger les poissons contre des risques d'effets à la suite d'une exposition chronique.

Les mêmes calculs ont été effectués chez les oiseaux et les mammifères. Dans le premier cas, une valeur de référence de toxicité de 523 mg i.a./kg de poids corporel (p.c.) par jour a été choisie pour prévenir une intoxication aiguë et de 93 mg i.a./kg p.c. par jour pour prévenir une intoxication chronique. Pour les mammifères, cette valeur de référence est de 410 mg i.a./kg p.c. par jour pour prévenir une intoxication chronique. Puisqu'un seul épandage est habituellement effectué dans un secteur donné, les risques de toxicité chronique sont très faibles pour la faune. Il faut cependant noter que, pour les espèces herbivores, la défoliation représente un problème qui les force à se déplacer pour trouver ailleurs leur nourriture.

Par ailleurs, la toxicité des surfactants doit également être prise en compte; ainsi, celle du POEA est plus élevée que celle du glyphosate. À titre d'exemple, la valeur de référence de toxicité du POEA pour prévenir une intoxication chronique chez les mammifères est de 16,5 mg/kg poids corporel par jour, ce qui correspond à 1/25^e de la VRT du glyphosate pur. Cette situation n'est pas exceptionnelle dans le cas d'utilisation de pesticides peu toxiques où les adjuvants peuvent s'avérer plus nocifs que l'ingrédient actif.

Les micro-organismes de l'environnement naturel dégradent rapidement le glyphosate en acide aminométhyl phosphorique (AMPA) qui se décompose ensuite en phosphates et en CO₂. Sa demi-vie est inférieure à deux mois et l'on ne le détecte plus après une période de 12 à 15 mois. On l'emploie habituellement à raison de 1,5 kg d'ingrédient actif par hectare. On a retrouvé des résidus moyens de 500 mg/g (poids humide) sur le feuillage et une contamination de l'ordre de 35 µg/g (poids frais) dans un fruit comme la framboise sauvage dans les jours suivant l'épandage.

4.3.4.2 Effets sur l'environnement

Selon l'ensemble des données et des renseignements colligés par divers organismes, le glyphosate a peu d'effets notables sur l'environnement (voir l'encadré 4.1). Il n'affecte pas les conifères, dont on veut favoriser la croissance, puisqu'il est généralement épandu après la mi-août. À partir de cette période, les bourgeons des conifères entrent en dormance pour la période hivernale et, conséquemment, le glyphosate n'est pas métabolisé dans ces arbres. Par contre, les feuillus de petite taille qui nuisent aux résineux continuent d'avoir un métabolisme actif au-delà de cette période, ce qui les rend vulnérables au phytocide.

4.3.4.3 Effets chez l'humain

Chez l'humain, on peut détecter le glyphosate dans l'urine où sa concentration est directement proportionnelle à l'exposition. Tous les modes de contamination sont possibles, soit l'ingestion, l'inhalation et l'absorption cutanée. Selon les modèles proposés, une personne vivant près du site recevrait une dose journalière d'environ 0,0004 mg/kg poids corporel. Dans le cas d'un chasseur ou d'un pêcheur fréquentant un secteur récemment traité, cette dose serait de 0,0006 mg/kg poids corporel. Ces concentrations sont cependant inférieures à celles que la population adulte ingère par le biais de la consommation de divers aliments provenant de cultures traitées au glyphosate (Roundup®); dans ce cas on parle de 0,023 mg/kg poids corporel. Selon l'EPA américain la dose journalière acceptable de glyphosate serait de l'ordre de 0,1 mg/kg poids corporel. Mentionnons que l'on n'a jamais décelé d'effets tératogènes, mutagènes ou cancérigènes attribuables à une exposition

chronique au glyphosate. De plus, des tests d'effets cutanés, effectués chez des volontaires, n'ont pas permis de mettre en évidence une réaction ou une sensibilité notable.

Tableau 4.1 (a) Épandage de phytocides (glyphosate)¹ ou dégagement mécanique pour favoriser la régénération forestière : matrice des impacts sur la santé : volet environnement biophysique

Tableau 4.1 (b) Épandage de phytocides (glyphosate)¹ ou dégagement mécanique pour favoriser la régénération forestière : matrice des impacts sur la santé : volet santé

4.4 Utilisation de l'insecticide *Bacillus thuringiensis* (B.t.)

4.4.1 Contexte

Depuis les années 1980, l'insecticide bactérien *Bacillus thuringiensis* (B.t.) est largement utilisé en foresterie pour lutter contre certains insectes ravageurs, notamment la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Noter que, malgré le nom de l'insecte, le sapin baumier est le conifère le plus vulnérable. En outre, depuis le début des années 1990, on utilise aussi le B.t. pour lutter contre divers insectes piqueurs (tels que les moustiques et les mouches noires) qui s'avèrent de véritables nuisances ou qui transmettent des maladies.

4.4.1.1 La tordeuse des bourgeons de l'épinette

La tordeuse des bourgeons de l'épinette, un lépidoptère, cause de graves dommages aux forêts résineuses dans l'ensemble du Canada, depuis le Yukon jusqu'à Terre-Neuve et Labrador. Ses infestations sont cycliques et reviennent en moyenne tous les 30 ans balayer le pays d'ouest en est. Elle s'attaque principalement au sapin baumier et à l'épinette blanche dont la mortalité peut atteindre 65 % lors des pires infestations.

Dans l'Est canadien, la tordeuse constitue le parasite le plus nuisible. Intégré à l'écosystème depuis 10 000 ans, cet insecte a contribué à créer de nouveaux peuplements en accélérant le déclin des forêts surannées. La première présence documentée d'une infestation par cet insecte remonte à 1704, alors qu'une demi-douzaine d'autres infestations, pouvant durer jusqu'à 10 ans, se sont produites entre cette date et la fin du XIX^e siècle. Dans les années 1920, une importante épidémie est survenue dans l'Est du Canada, notamment au Nouveau-Brunswick où certaines entreprises forestières furent acculées à la faillite.

Pour diverses raisons, dont l'intervention humaine en milieu forestier, la fréquence et la durée des infestations se sont accrues au cours du XX^e siècle. Au Canada, la dernière infestation majeure a débuté dans les années 1960 et 1970 (d'ouest en est), pour se terminer vers 1987, bien qu'au début des années 1990 des foyers résiduels d'infestations étaient encore notés dans l'est du pays (au Québec et au Nouveau-Brunswick). Depuis 1990, la superficie des aires défoliées par la tordeuse au Canada a grandement diminué, passant de 10 millions d'hectares (ha) en 1991 à moins de 900 000 ha en 1998.

4.4.1.2 Les insectes piqueurs

Les insectes piqueurs (surtout les moustiques et les mouches noires) représentent une source de nuisance pour les humains et les animaux domestiques ou sauvages. Au Canada, leur impact principal est de rendre la vie désagréable au point de limiter les activités extérieures durant la période où

ces insectes sont les plus actifs, soit du début juin jusqu'à la fin de juillet. En conséquence, ces insectes peuvent constituer une nuisance économique (la cause de pertes économiques) pour les activités touristiques. Au Canada, les insectes piqueurs ne sont toutefois pas des vecteurs de maladies; en termes de santé publique, on parle alors d'une nuisance plutôt que d'un véritable problème.

4.4.1.3 Les insecticides employés au Canada avant le *Bacillus thuringiensis*

Les premiers épandages aériens intensifs contre la tordeuse furent effectués dans les années 1950 au Nouveau-Brunswick et dans l'est québécois. Jusqu'en 1962, le DDT fut le seul pesticide employé. Après son bannissement, au début des années 1970, le fénitrothion (un organophosphoré), l'aminocarbe et le mexacarbate (deux carbamates) furent utilisés. En 1977, le mexacarbate a été abandonné et le B.t. a été employé pour la première fois en 1978. Depuis 1990, le B.t. a aussi été mis à l'essai pour lutter contre trois autres ravageurs forestiers, soit l'arpenteuse de la pruche, la tordeuse du pin gris et le diprion de Swaine.

4.4.2 Nature et mode d'action du *Bacillus thuringiensis*

Le B.t. est une bactérie aérobie en forme de bâtonnet, omniprésente sur la planète et découverte au Japon au début des années 1900; dans les années 1920, on a reconnu son pouvoir insecticide. On dénombre actuellement près de 70 sous-espèces de B.t., la plus employée au Canada étant le *B. thuringiensis kurstaki* (B.t.k) que l'on utilise en milieu forestier par pulvérisation aérienne. En ce qui concerne la lutte contre les insectes piqueurs, c'est la souche B.t. sous-espèce, *israelensis* (B.t.i) que l'on utilise le plus souvent; le produit est habituellement injecté directement dans l'eau, afin qu'il puisse s'attaquer aux larves.

Les formulations d'insecticides contiennent l'endospore du bacille ainsi qu'un corps parasporal appelé cristal. Lorsque ce dernier se dissout dans le tractus digestif alcalin de certaines larves d'insectes, il libère diverses protéines appelées protoxines ou endotoxines-d. Dans le tractus digestif des insectes, ces endotoxines sont transformées en toxines actives (holotoxines) qui déforment les cellules intestinales, provoquent une perforation épithéliale ainsi qu'un déséquilibre osmotique. Quelques minutes après l'ingestion des cristaux, les larves cessent de s'alimenter puis, au bout de quelques heures, elles meurent. Les toxines des diverses sous-espèces ou variétés (sérotypes) sont relativement sélectives, le spectre d'action de chacune étant restreint à certains groupes d'insectes.

4.4.3 Mobilité et persistance du *Bacillus thuringiensis* dans l'environnement

La dispersion des spores de B.t. dans l'air est évidemment tributaire de la vitesse et de la direction du vent, du degré d'humidité ainsi que de la dimension des particules de l'insecticide lors de l'épandage. La concentration atmosphérique des spores de B.t. diminue rapidement puisque, deux heures après l'épandage, moins de 2 % de la concentration totale est détectée. Dans les municipalités situées près des secteurs traités, la majorité des échantillons prélevés ont des concentrations bactériennes inférieures à une bactérie par mètre cube.

Sur les végétaux, les spores de B.t.k. peuvent persister quelques semaines, bien qu'ils ne soient pas nécessairement viables. Cette persistance peut s'expliquer par les spores qui se situent dans les crevasses et les plis des feuilles, des cônes ou de l'écorce rugueuse des arbres et ne sont donc pas exposés aux rayons UV du soleil qui sont reconnus pour leur pouvoir bactéricide.

La persistance environnementale du B.t. dans l'eau est similaire à sa persistance dans l'air. On observe une rapide diminution de la viabilité au cours des premières heures et une présence à moyen terme (quelques semaines ou mois) à des concentrations très faibles (moins de 1 % du maximum enregistré dans les premières heures). Après un séjour de quelques semaines dans l'eau, le B.t. se retrouve surtout dans les sédiments aquatiques où il peut subir une certaine inactivation.

C'est dans le sol que le B.t. persiste le plus longtemps, pouvant y demeurer plusieurs années. Une étude a démontré que la dégradation des spores et des cristaux est nulle ou faible après plus de huit semaines dans les sols forestiers et agricoles alors qu'une autre étude a permis de constater que la concentration du B.t. se maintient jusqu'à un an après l'arrosage. Il faut cependant noter que la percolation verticale du B.t. dans le sol est très faible, 90 à 99 % des spores demeurant dans les cinq premiers centimètres; il y a donc peu de chances que le B.t. atteigne la nappe phréatique. De plus, des études ont démontré que la germination des spores dans un sol acide est peu probable; or, ce sont de tels sols que l'on retrouve sous la forêt résineuse boréale, celle qui fait habituellement l'objet d'arrosages.

4.4.4 Effets du *Bacillus thuringiensis* chez les humains

L'exposition expérimentale de mammifères et d'humains au B.t. par voies orale, respiratoire, sous-cutanée ou oculaire n'a pas provoqué d'effets secondaires. On a cependant constaté la présence du B.t. dans l'ensemble de la flore intestinale des travailleurs forestiers exposés, trois mois après la période d'arrosage. Il semble aussi que la transmission du bacille pourrait se faire de personne à personne ou par des expositions indirectes (par les vêtements).

Dans certains cas, on mentionne que le bacille pourrait agir de manière opportuniste et contribuer à l'aggravation d'une maladie ou agir comme copathogène ou agent synergique. On possède cependant peu d'information à ce sujet et, dans les quelques cas documentés, le rôle du B.t. serait mineur.

On sait également que le B.t. peut persister dans les systèmes sanguin et digestif ainsi que dans divers organes tels que les yeux, le nez, les poumons, le foie, la rate, les reins et le cerveau. Cette persistance peut être de quelques heures à plusieurs mois, selon l'organe atteint et la concentration initiale de la bactérie. On a aussi constaté la formation d'anticorps contre le B.t.. Ces réactions immunologiques sont surtout engendrées par la présence de cellules végétatives, plutôt que par la présence de spores ou de cristaux. Ces anticorps ne persistent que quelques mois et aucun problème de santé a été noté chez les travailleurs et les personnes chez qui ces anticorps se sont développés.

Une vaste étude épidémiologique a été effectuée en Orégon à la fin des années 1980, dans une région habitée par 120 000 personnes, où le B.t.k. fut utilisé pour lutter contre la spongieuse asiatique (un papillon). On a mis en évidence trois cas où le rôle du B.t. n'a pas été parfaitement élucidé. Les trois personnes en question souffraient toutefois de problèmes de santé bien avant les pulvérisations, étant immunosupprimées. Il n'a pas été possible d'attribuer les problèmes de nature infectieuse au B.t.k., ou d'exclure avec certitude le rôle étiologique du B.t.

Vers le milieu des années 1990, on a mis en évidence la présence d'une entérotoxine diarrhéique, produite par certaines souches de B.t., qui serait en mesure de provoquer un empoisonnement alimentaire. On rapporte également avoir retrouvé du B.t. dans plusieurs aliments d'origine végétale, à la suite de son utilisation en agriculture. Par ailleurs, dans un cas d'empoisonnement alimentaire survenu dans une résidence pour personnes âgées au Canada, on a rapporté la présence de B.t. chez quelques malades; il a toutefois été

impossible d'en préciser le rôle étiologique. Précisons enfin que des tests de sensibilisation cutanée n'ont pas permis de mettre en évidence une réaction allergique au B.t. sur une peau intacte.

Il importe de noter que, dans tous ces cas d'infection présumée, une caractérisation poussée a été nécessaire afin de différencier *B. thuringiensis* de *B. cereus*, ce dernier étant reconnu comme un organisme pathogène chez les humains. Les deux micro-organismes sont en effet génétiquement proches et, compte tenu de l'implication de *B. cereus* dans plusieurs infections, notamment les gastro-entérites, on comprend l'importance de bien les différencier.

4.4.5 Effets des adjuvants ajoutés aux préparations de *Bacillus thuringiensis*

Les formulations commerciales de B.t. contiennent essentiellement les cristaux de la toxine, des spores et des débris cellulaires auxquels on ajoute divers adjuvants destinés à accroître l'efficacité de l'insecticide. Ces adjuvants sont des diluants (tels que l'eau, l'huile ou la poudre d'argile), des agents émulsifiants, épaississants, humidifiants et antimoussants, des substances favorisant la consommation des cristaux par les insectes (comme du sucre) ainsi que des produits stabilisateurs (agents antioxydants, antibactériens et antiévaporants). La nature et la composition chimique des adjuvants étant protégées par le secret industriel, il est par conséquent impossible de connaître la toxicité réelle des formulations commerciales de B.t..

On possède toutefois suffisamment d'information pour affirmer que certains de ces adjuvants ont des propriétés légèrement irritantes, comme le confirment les mises en garde apparaissant sur les fiches signalétiques des formulations commerciales. Le système respiratoire et les yeux seraient les organes les plus sensibles aux adjuvants. Ainsi, des irritations oculaires et une congestion conjonctivale notées chez des lapins résulteraient de la nature abrasive de certains adjuvants. Un ulcère cornéen diagnostiqué chez un homme ayant reçu une formulation insecticide dans l'œil serait également le résultat de l'effet des adjuvants. Finalement, la fréquence plus grande d'irritations des yeux, du nez et de la gorge, ainsi que des gerçures aux lèvres et des assèchements cutanés chez des travailleurs exposés au B.t.k., comparativement à un groupe témoin, pourrait être une conséquence de la présence de produits autres que les bactéries. Ces symptômes ont cependant été observés surtout chez des personnes ayant des antécédents allergiques (l'asthme, l'eczéma et les allergies saisonnières)


Tableau 4.2 (a) Épandage de *Bacillus thuringiensis* (B.t.) pour lutter contre certains insectes ravageurs en forêt et les insectes piqueurs : matrice des impacts sur la santé : volet environnement biophysique

Tableau 4.2 (b) Épandage de *Bacillus thuringiensis* (B.t.) pour lutter contre certains insectes ravageurs en forêt et les insectes piqueurs : matrice des impacts sur la santé : volet santé

4.5 Sources bibliographiques

Sections 4.1 et 4.2

CCMF (1998). National forestry database – summary. Dépliant produit par le Conseil canadien des ministres des forêts.

RNCan (2000). L'état des forêts au Canada, 1999-2000. Service canadien des forêts, ministère des Ressources naturelles, gouvernement du Canada; 121 p. [disponible à :  <http://www.nrcan.gc.ca/cfs-scf/national/what->

[quoi/sof/sof00/index_f.html](#)]

Poschen P (1998). Forestry. Extrait de : Stellman JM (éd.) ILO Encyclopaedia of Occupational Health and Safety, 4^e édition, volume 3. Chapitre 68. *International Labour Organization*, Genève; p. 68.6-68.11.

Section 4.3

BAPE (1997). *Programme de dégagement de la régénération forestière*. Bureau d'audiences publiques sur l'environnement, gouvernement du Québec; 133 p.

Couture G, Legris J et Langevin R (1995). *Étude comparative des modes de dégagement de la régénération forestière. Annexe E, Évaluation des impacts du glyphosate utilisé dans le milieu forestier*. Ministère des Ressources naturelles, gouvernement du Québec; 187 p.

Dostie R (1991). *Dépôt du glyphosate à l'extérieur des aires traitées par voie terrestres en 1989*. Ministère des Forêts, gouvernement du Québec; 14 p.

Giesy JP, Dobson S et Solomon KR (2000). Ecotoxicological Risk Assessment for Roundup Herbicide. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 167: 35-120.

Legris J et Couture G (1992). *Résidus de glyphosate dans les fruits sauvages à la suite de pulvérisations terrestres en milieu forestier en 1989 et 1990*. Ministère des Forêts, gouvernement du Québec; 25 p.

Section 4.4

Calamari D, Yamego L, Hougard J-M et Lévêque C (1998). Environmental assessment of larvicide use in the onchocerciasis control program. *Parasitology. Today* 14: 485-489.

Damgaard PH (1995). Diarrhoeal enterotoxin production by strains of *Bacillus thuringiensis* isolated from commercial *Bacillus thuringiensis*-based insecticides. *FEMS Immunology and Medical Microbiology* 12: 245-250.

Damgaard PH, Larsen HD, Hansen BN, Bresciani J et Jorgensen K (1996). Enterotoxin-producing strains of *Bacillus thuringiensis* isolated from food. *Letters in Applied Microbiology* 23: 146-150.

Damgaard PH, Granum PE, Bresciani J, Torregrossa MV, Eilenberg J et Valentino L (1997a). Characterization of *Bacillus thuringiensis* isolated from infections in burn wounds. *FEMS Immunology and Medical Microbiology* 18: 47-53.

Damgaard PH, Hansen BM, Pedersen JC et Eilenberg J (1997b). Natural occurrence of *B. thuringiensis* on cabbage foliage and in insects associated with cabbage crops. *Journal of Applied Bacteriology* 28: 253-258.

Dorais L, Auger M, Pelletier M, Chabot M, Bordeleau C et Cabana J (1991). *Pulvérisations aériennes d'insecticides réalisées au Québec de 1974 à 1987 pour lutter contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette*. Ministère des Ressources naturelles, gouvernement du Québec; document non paginé.

Giffel MC, Beumer RR, Klijin N, Wagendrop A et Rombouts FM (1997). Discrimination between *Bacillus cereus* and *Bacillus thuringiensis* using

specific DNA probes based on variable regions of 16S rRNA. *FEMS Microbiology Letters* 146: 47-51.

Green M, Hehmann M, Sokolow R, Foster LR, Bryant R et Skeels M (1990). Public health implications of the microbial pesticide *Bacillus thuringiensis*; an epidemiological study, Oregon, 1985-86. *American Journal of Public Health* 80: 848-852.

Hendriksen NB et Hendriksen BM (1998). Phylogenetic relations of *Bacillus thuringiensis* implications for risks associated to its use as a microbial pest control agent. *IOBC Bulletin* 21: 5-8.

Hernandez E, Ramisse F, Ducoureau J-P, Cruel T et Cavallo J-D (1998). *Bacillus thuringiensis* subsp. *konkukian* (serotype H34) superinfection; case report and experimental evidence of pathogenicity in immunosuppressed mice. *Journal of Clinical Microbiology* 36: 2138-2139.

Jackson SG, Goodbrand RB, Ahmed R et Kasatiya S (1995). *Bacillus cereus* and *Bacillus thuringiensis* isolated in a gastroenteritis outbreak investigation. *Letters in Applied Microbiology* 21: 103-105.

Kim HS, Lee DW, Woo SD, Yu YM et Kang SK (1998). Seasonal distribution and characterization of *Bacillus thuringiensis* isolated from sericultural environments in Korea. *Journal of General Applied Microbiology* 44: 133-138.

Lessard S et Bolduc DG (1996). *L'insecticide Bacillus thuringiensis et la santé publique*. Comité de santé environnementale du Québec, Centre de santé publique du Québec, Beauport; 70 p.

Lund T et Granum PE (1997). Comparison of biological effect of the two different enterotoxin complexes isolated from three different strains of *Bacillus cereus*. *Microbiology* 143: 3329-3336.

Nielsen-LeRoux C, Hansen BM et Henriksen NB (1998). Safety of *Bacillus thuringiensis*. *IOBC Bulletin* 21: 269-272.


Noble MA, Riben PD et Cook GJ (1992). *Microbiological and epidemiological surveillance programme to monitor the health effects of Foray 48B B.T.K. spray*. British Columbia Ministry of Forest; p. 1-63.

OMS (1999). *Bacillus thuringiensis*. Environmental Health Criteria 217. International Programme on Chemical Safety, Organisation mondiale de la santé, Genève; 105 p.

SOPFIM (1992). *Programme quinquennal (1993-1997) de pulvérisations aériennes d'insecticides pour lutter contre certains insectes forestiers*. Tome 1, tordeuse des bourgeons de l'épinette, résumé. Société de protection des forêts contre les insectes et maladies. Gouvernement du Québec, SNC-Lavallin, dossier n° 25255.

Van Frankenhuisen K (1990). Development and current status of *Bacillus thuringiensis* for control of defoliating forest insects. *The Forestry Chronicle* (octobre): 498-507.

Sources Internet

Conseil canadien des ministres des forêts (mise à jour de toutes les données concernant le secteur forestier canadien) :  <http://nfdp.ccfm.org>

[Page précédente](#)

[Table des matières](#)

[Page suivante](#)

Mise à jour : 2005-11-16



[Avis importants](#)