



## NOTE

**DESTINATAIRE :** Monsieur Michel Mailhot  
Direction des évaluations environnementales

**EXPÉDITRICE :** Anne-Marie Lafortune  
Division Écotoxicologie et évaluation

**DATE :** Le 18 juillet 2006

**OBJET :** Programme décennal d'épandage de phytocides par voie aérienne en milieu forestier sur les terrains privés de Smurfit-Stone inc. sur le territoire de La Tuque et de la MRC du Domaine-du-Roy – Risque écotoxicologique chez l'orignal

---

Lors de la première partie des séances publiques concernant le Programme décennal d'épandage de phytocides, la commission du BAPE s'est tout d'abord intéressée à un article scientifique mentionnant que le glyphosate pouvait avoir des effets sur les fonctions cardiaques des chiens à la suite d'injections intraveineuses. La commission vous a alors demandé s'il pouvait y avoir un risque pour l'orignal associé au Programme décennal d'épandage de glyphosate à l'étude.

La présente note résume les grandes lignes de l'évaluation du risque que nous avons réalisé pour répondre à cette question. Les effets potentiels du glyphosate sur la fonction cardiaque de l'orignal sont aussi abordés dans cette évaluation. Les détails de cette évaluation du risque vous sont présentés dans l'avis technique en annexe. L'avis comporte cinq sections : la première décrit tout d'abord la problématique, la seconde précise la démarche d'évaluation, la troisième présente les résultats obtenus, la quatrième discute des incertitudes associées à l'évaluation et la cinquième présente notre conclusion sur le risque pour l'orignal.

...2

## 1. Problématique

L'analyse des activités à réaliser sur le terrain, du devenir environnemental des formulations utilisées et de l'écosystème potentiellement exposé, permet de situer la problématique dans un contexte écotoxicologique en termes de contamination et de récepteurs. Le tableau 1 de l'avis technique résume l'ensemble de ces éléments. Cette analyse logique permet ainsi l'élaboration des scénarii d'exposition représentatifs de la problématique et pertinents pour une évaluation du risque écotoxicologique.

Selon les renseignements présentés au BAPE, Smurfit-Stone possède 323 546 ha productifs et les besoins globaux de dégagement de conifères s'élèvent environ à 1 000 hectares par année. Les besoins, en termes de préparation de terrain, s'élèvent à 770 hectares par année. La majorité de ces terrains présentent de grandes superficies forestières où l'habitat est favorable à l'orignal. Ces secteurs sont visés par un seul épandage, soit à la fin printemps-été pour les activités de préparation ou fin été-automne pour l'ensemble des activités. Selon la végétation à contrôler ou à supprimer, trois niveaux d'application sont recommandés pour les formulations commerciales qui seront utilisées (Vision® ou Glyphos®) : un taux minimal de 3-4 l/ha, un taux moyen de 5-6 l/ha et un taux maximal de 7-12 l/ha (Smurfit-Stone et CERFO, 2005). Ces formulations contiennent toutes deux non seulement du glyphosate sous forme de sel d'isopropylamine comme phytocide mais aussi d'autres substances (additifs, impuretés). Parmi ces autres substances, celle que l'on trouve en quantité appréciable est l'agent tensio-actif, le polyoxyéthylène amine (ou POEA) à 15 %. Les données de toxicité répertoriées concernent essentiellement le glyphosate. La présente évaluation touche donc plus spécifiquement le glyphosate. Toutefois, le risque lié à la formulation commerciale sera abordé à la section 4 lors de l'analyse de l'incertitude.

La présente évaluation est concentrée sur le risque associé à l'ingestion de nourriture, d'eau et de sol contaminés au glyphosate puisque la voie d'ingestion représente vraisemblablement la principale source d'exposition. Par ailleurs, compte tenu de la dissipation rapide du glyphosate dans la végétation et de la dégradation rapide du couvert végétal qui suit une application, les deux premières semaines suivant l'épandage ont été considérées comme étant la période où l'exposition par ingestion serait maximale. À partir de ces prémisses, seul le risque d'une exposition à court terme, soit pendant les premières 24 heures suivant l'application, ainsi que celui d'une exposition à moyen terme, pendant les premiers 15 jours, ont été évalués.

## 2. Démarche d'évaluation du risque écotoxicologique

La présente évaluation ne porte que sur le risque pour l'orignal. L'évaluation du risque réalisée pour répondre à la question posée est une évaluation dite « *préliminaire* ». Elle a pour objectif de vérifier l'absence de risque et vise donc particulièrement à minimiser l'erreur de conclure en l'absence de risque alors qu'en réalité il y en a un. Par conséquent, le niveau de précision d'une telle évaluation se définit par son degré de conservatisme. Nonobstant ce qui précède, l'analyse de l'incertitude effectuée dans la présente évaluation du risque a permis d'augmenter le niveau de confiance entourant chacun des éléments

caractérisant l'évaluation du risque : l'estimation de l'exposition et la détermination de la valeur de référence.

Puisque l'ingestion est jugée comme étant la principale source d'exposition, l'évaluation du risque porte sur le risque associé à l'ingestion de glyphosate. Comme c'est une évaluation dite « *préliminaire* », le risque sera estimé par le calcul du quotient entre l'exposition estimée et la valeur de référence retenue :

$$IR = DI_t/VR$$

où            IR = indice de risque (sans unité);  
               DI<sub>t</sub> = dose d'ingestion totale (mg/kg poids corporel /j ou mg/kg poids corporel);  
               VR = valeur de référence (mg/kg poids corporel /j ou mg/kg poids corporel).

La valeur de référence correspond à la dose (ou la concentration) à laquelle on considère que les récepteurs peuvent être exposés sans conséquences néfastes sur leur santé ou sur la santé de leur population. La valeur de référence se calcul à partir de données issues de relations doses/réponses provenant d'études de toxicité. Le choix des données à utiliser dépend de la problématique, des récepteurs à protéger, de la voie et de la durée de leur exposition. Différentes études de toxicité par ingestion ont été répertoriées pour le glyphosate. Les différents seuils de toxicité sont présentés au tableau 2 de l'avis technique puis commentés lors de l'analyse de l'incertitude. Cette analyse révèle que les femelles gestantes sont les récepteurs les plus sensibles à l'ingestion de glyphosate : plus sensibles que la population en général, que les fœtus et les nouveaux-nés. Les lapines gestantes sont par ailleurs plus sensibles que les rates gestantes. Aussi, les données de toxicité obtenues à partir des lapines gestantes ont été utilisées pour établir les valeurs de référence. La valeur de référence utilisée pour évaluer le risque à court terme (exposition d'une journée) est de 175 mg de glyphosate/kg de poids corporel (pc). Pour le risque à moyen terme, elle est de 61 mg de glyphosate/kg pc/j.

Pour estimer la dose d'ingestion totale, il faut connaître les paramètres d'exposition des récepteurs exposés (poids corporel et taux d'ingestion de nourriture, d'eau et de sol). Il faut aussi faire certaines hypothèses quand à leur fréquentation du site et au pourcentage du site qui est contaminé puis estimer les concentrations environnementales dans les différents compartiments ingérés. L'ensemble de ces éléments sert à établir les scénarii d'exposition permettant de calculer les doses auxquelles sont confrontés les récepteurs en fonction des voies et de la durée d'exposition associées à la problématique.

Pour connaître l'étendue du risque différents scénarii d'exposition ont été utilisés en fonction de différents niveaux de contamination environnementale et différentes hypothèses de fréquentation du site impliquant différents niveaux de conservatisme.

Pour le risque à court terme, les scénarii sont :

- le scénario intitulé « *supérieur* » correspond à la limite supérieure du risque puisque les concentrations utilisées correspondent soit au maximum ou au 90<sup>e</sup> centile de la

distribution des valeurs de glyphosate mesurées dans les différents compartiments environnementaux et implique que les jeunes femelles de 250 kg fréquentent le site traité 100 % du temps;

- le scénario intitulé « *mitoyen* » correspond à la tendance centrale du risque puisque les concentrations utilisées correspondent aux moyennes de ces distributions et implique que les jeunes femelles de 250 kg fréquentent le site traité 100 % du temps;
- le scénario intitulé « *inférieur* » correspond à la limite inférieure du risque puisque les concentrations utilisées correspondent aux valeurs minimales de ces distributions et implique que les jeunes femelles de 250 kg fréquentent le site traité 100 % du temps.

Pour le risque à moyen terme, les niveaux de concentrations environnementales sont les mêmes mais les niveaux de fréquentation du site diffèrent : pour le scénario « *supérieur* », les femelles gestantes fréquentent le site 70 % du temps; pour le scénario « *mitoyen* », les femelles gestantes fréquentent le site 50 % du temps et pour le scénario « *inférieur* », les femelles gestantes fréquentent le site 30 % du temps.

Les données mesurées de glyphosate dans différents milieux environnementaux sur le territoire québécois (feuilles, ramilles, eau, sol) ont été utilisées pour estimer les doses d'ingestion associées aux différents taux d'application. Pour le risque à court terme, les concentrations environnementales utilisées dans le calcul de la dose d'exposition sont issues des mesures effectuées, sur le territoire québécois, dans les 24 heures suivant l'épandage. Pour le risque à moyen terme, les données mesurées durant les deux premières semaines suivant l'épandage ont été utilisées. Les concentrations minimales, moyennes et maximales sont respectivement présentées aux tableaux 3 et 4 de l'avis technique pour le risque à court et à moyen terme.

### 3. Résultats

Le tableau 5 de l'avis technique présente les indices du risque obtenus en fonction des équations précédentes et des différents paramètres d'évaluation présentés aux tableaux 3 et 4. Il appert que le risque écotoxicologique associé à l'ingestion de glyphosate pour l'original est en deçà de l'unité en ce qui concerne les taux d'application « *minimal* » et « *moyen* », et ce, indépendamment de la durée d'exposition. Par contre, pour ce qui est du taux d'application « *maximal* », l'indice du risque du scénario « *supérieur* » dépasse l'unité que ce soit pour l'exposition à court ou à moyen terme. Ainsi, il semble qu'à ce taux d'application, il y ait un potentiel de risque écotoxicologique.

Toutefois, pour évaluer le risque, il faut non seulement tenir compte de la valeur numérique des estimations mais aussi des incertitudes associées à chacun d'eux. Comme il y a plusieurs scénarii et donc plusieurs estimations, seules les principales incertitudes associées aux estimations de tendance centrale sont présentées dans l'avis technique. Ce scénario étant mitoyen, il apparaît plus opportun de focaliser la discussion sur ces estimations de tendance centrale et d'évaluer l'impact de ces incertitudes sur le risque écotoxicologique.

#### 4. Incertitudes

L'analyse de l'incertitude s'intéresse tant à l'estimation de la valeur de référence qu'à celle de l'exposition. Parmi les valeurs de référence possibles, celle retenue à partir des données sur les lapines gestantes apparaît pour les besoins d'une évaluation du risque préliminaire, et par rapport à la problématique évaluée, celle ayant le niveau de confiance le plus élevé.

Les principales incertitudes associées aux scénarii d'exposition concernent : le faible nombre de données que comportent certaines des distributions de concentrations environnementales, l'absence des autres voies d'exposition dans l'estimation et la présence d'autres substances (additifs, contaminants) dans les formulations commerciales utilisées. Pour tenir compte de ces incertitudes, différents calculs ont été réalisés afin de connaître leur impact sur les indices de risque. Suite aux nouveaux calculs effectués, les estimations de tendance centrale associées au taux d'application « *maximal* » dépassent maintenant l'unité. Il quadruple lorsque l'on considère les valeurs de dépôts foliaires résiduels, publiées par Thompson et ses collaborateurs, plutôt que les valeurs mesurées sur le territoire québécois. Il peut doubler ou quadrupler, lorsque l'on considère la présence de surfactant dans la formulation commerciale plutôt que la seule présence de glyphosate. Par ailleurs, il semble que la dépression cardiaque soit attribuable aux effets du surfactant puisque le glyphosate en lui-même ne cause pas de dépression cardiaque. Seules les doses d'ingestion associées au taux d'application « *maximal* » se situent dans l'intervalle des doses ayant causées de la dépression cardiaque chez le beagle.

#### 5. Conclusion

En fonction des différents éléments caractérisant la problématique et des résultats de l'évaluation du risque écotoxicologique préliminaire, il y a absence de risque pour les taux d'application « *minimal* » et « *moyen* », et ce, quelque soit le scénario d'exposition considéré. Pour le taux d'application « *maximal* », l'absence de risque ne peut être confirmée. Non seulement les indices de risque dépassent l'unité, mais ils pourraient être associés à des défaillances cardiaques et à de la mortalité accrue suite à l'épandage du mélange. Par ailleurs, l'analyse de l'incertitude révèle que le risque, à ce dernier taux d'application, est potentiellement sous-estimé, entre autres, par l'absence de données mesurées dans l'environnement et par l'absence d'études de toxicité du mélange sur le développement des mammifères. Conséquemment, sur la base de la présente évaluation du risque écotoxicologique préliminaire, le taux d'application « *maximal* » présente un risque de défaillance cardiaque et de mortalité pour l'original.



Anne-Marie Lafortune  
Division Écotoxicologie et évaluation

## **AVIS TECHNIQUE**

**Programme décennal d'épandage de phytocides par voie aérienne  
en milieu forestier sur les terrains privés de Smurfit-Stone inc.**

### **RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE POUR L'ORIGNAL**

**Par**

**Anne-Marie Lafortune  
Division écotoxicologie et évaluation  
Direction de l'analyse et de l'étude de la qualité du milieu  
Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec  
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs**

**Juillet 2006**

Lors de la première partie des séances publiques concernant le Programme décennal d'épandage de phytocides, la commission du BAPE s'est tout d'abord intéressée à un article scientifique (Cox, 2000) mentionnant que le glyphosate pouvait avoir des effets sur les fonctions cardiaques des chiens à la suite d'injections intraveineuses. La commission a alors demandé s'il pouvait y avoir un risque pour l'original associé à l'épandage de glyphosate. Le présent avis technique détaille l'évaluation du risque que nous avons réalisé pour répondre à cette question tout en abordant les effets potentiels du glyphosate sur la fonction cardiaque de l'original, lors de l'analyse de l'incertitude.

L'évaluation du risque réalisée pour répondre à cette question est une évaluation dite « *préliminaire* ». Elle a pour objectif de vérifier l'absence de risque et vise donc particulièrement à minimiser l'erreur de conclure en l'absence de risque alors qu'en réalité il y en a un. Par conséquent, le niveau de précision d'une telle évaluation se définit par son degré de conservatisme. Nonobstant ce qui précède, l'analyse de l'incertitude effectuée dans la présente évaluation du risque a permis d'augmenter le niveau de confiance entourant chacun des éléments caractérisant l'évaluation du risque : l'estimation de l'exposition et la détermination de la valeur de référence. Cet avis technique comporte cinq sections : la première décrit tout d'abord la problématique, la seconde précise la démarche d'évaluation, la troisième présente les résultats obtenus, la quatrième discute des incertitudes associées à l'évaluation et la cinquième présente notre conclusion sur le risque pour l'original.

## **1. PROBLÉMATIQUE**

L'évaluation du risque écotoxicologique préliminaire réalisée a considéré la problématique dans son ensemble en fonction d'une analyse de la source de stress et de l'écosystème ciblé. L'analyse de ces différents éléments permet de situer la problématique dans un contexte écotoxicologique en termes de contamination et de récepteurs. Cette analyse logique permet ainsi l'élaboration des scénarii d'exposition représentatifs de la problématique et pertinents pour une évaluation du risque écotoxicologique préliminaire.

### **1.1. Analyse de la source de la source de stress**

L'analyse de la source de stress décrit la contamination et les mécanismes de transport et de transformation dans les différents compartiments environnementaux de manière à déterminer les concentrations environnementales auxquelles seront exposés les récepteurs à protéger de l'écosystème ciblé ainsi que les voies et la durée de leur exposition. Pour cela, différents éléments de la problématique doivent être analysés en fonction :

- (a) des activités à réaliser sur le terrain visé (ex. : activité de préparation/épandage fin printemps-été, activité de dégagement des conifères/épandage en automne, taux d'application, territoire couvert);
- (b) du devenir environnemental des formulations utilisées (ex. : caractéristiques physicochimiques, quantités, transport et transformation).

**(a) Les activités** - Smurfit-Stone désire épandre du glyphosate sur ses territoires privés. Le territoire visé par le projet d'arrosage aérien de phytocides est localisé sur deux MRC : celle du Domaine-du-Roy et celle du Haut-St-Maurice. L'ensemble de ces terrains privés implique 323 546 hectares productifs et il semble que la majorité d'entre eux présentent de grandes superficies forestières où l'habitat est favorable à l'original (Smurfit-Stone et CERFO, 2005).

Smurfit-Stone estime que les besoins globaux de dégagement de la régénération résineuse (plantation et régénération naturelle) s'élèvent environ à 2 000 hectares par année, pour une période de 10 ans. De ce nombre, ce sont 1 000 ha – répartis en dégagement de plantation (20 %) et dégagement de peuplement naturel résineux (80 %) – qui doivent être traités par arrosage aérien. Plus environ 370 ha/an en préparation de terrain dans les secteurs touchés par des feux et 400 ha/an dans les vieux bûchers. Le tableau 1 présente les différents éléments qui caractérisent la problématique. Il spécifie, entre autres, les quatre secteurs visés et les superficies correspondantes. Pour chacun de ces secteurs, la superficie impliquée lors d'un traitement n'étant pas connue, c'est la totalité des superficies à traiter annuellement qui a été retenue comme territoire visé. Bien que chaque secteur traité puisse être subdivisé en plus petites superficies de plantation, le choix d'utiliser la totalité du secteur augmente le degré de conservatisme de l'évaluation. S'il n'y a pas de risque en considérant la totalité, il n'y en aura pas davantage en considérant de plus petites superficies.

**(b) Le devenir environnemental** – Dans le cadre de ce projet, les formulations utilisées sont le Vision® ou le Glyphos®. Les taux d'application recommandés varient de 3- 4 l/ha, 5-6 l/ha et 7-12 l de Vision® ou de Glyphos®/ha. Par ailleurs, le dosage maximal prescrit par les manufacturiers est de 19,8 l/ha (Smurfit-Stone et CERFO, 2005). L'évaluation de risque préliminaire pourrait ne se faire qu'à partir du taux d'application « *maximal* ». S'il n'y a pas de problème à ce taux, il n'est pas nécessaire de calculer le risque pour des taux d'application moins élevés. Toutefois, compte tenu des résultats des études réalisées par le MRN au taux de 4 l/ha (MRN, 1995) et de celle de l'USDA au taux de 6 et de 19,8 l/ha (USDA, 2003), il a été jugé préférable de faire l'évaluation du risque en fonction de trois taux d'application, soit 4 l/ha comme taux d'application « *minimal* », 6 l/ha comme taux d'application « *moyen* » et 12 l/ha comme taux d'application « *maximal* ». Ceci permettra d'évaluer le risque associé à ce projet d'épandage pour chacun des taux d'application qui sont utilisés tant pour les activités de préparation de terrain que pour celles de dégagement des conifères. Pour les activités de préparation de terrain, l'épandage peut se faire à deux périodes : fin printemps-été et fin été-automne. Pour celles du dégagement des conifères, l'épandage se fait à une période : fin été-automne (Smurfit-Stone et CERFO, 2005).

Ces formulations contiennent toutes deux 41 % de glyphosate sous forme de sel d'isopropylamine, comme matière active phytocide. Elles contiennent aussi d'autres substances comme des additifs et des contaminants (Smurfit-Stone et CERFO, 2005). Parmi celles-ci, on trouve un agent tensio-actif comme additif, le polyoxyéthylène amine (ou POEA) à 15 % et de l'eau à 44 %. On peut aussi trouver dans la formulation certaines impuretés comme : de l'acide aminométhylphosphonique ou AMPA (à l'état de traces, principal métabolite de la matière active), de la formaldéhyde (<<1 %, produit par la dégradation microbienne du glyphosate), du 1,4-dioxane (< LD de 0,5 ppm, produit lors de la fabrication du surfactant), du N-nitrosoglyphosate (<LD de 0,05 ppm, microcontaminant de la matière active) (MRN, 1995). Le tableau 1 présente les substances impliquées ainsi que les quantités susceptibles d'être trouvées dans ces formulations. Parmi ces substances, c'est le surfactant, le polyoxyéthylène amine (ou POEA), qui est en plus grande quantité. Aussi, la présente évaluation de risque tiendra compte plus particulièrement de ce dernier lors de l'analyse de l'incertitude.

Le glyphosate, quant à lui, a une très faible pression de vapeur et une très courte demi-vie dans l'air (MRN, 1995; USDA, 2003). Le glyphosate et ses sels sont donc considérés non volatils. Ils ne se décomposent pas sous l'effet de la lumière. Durant une application, le glyphosate est sous forme d'aérosol et il se dépose sur le sol sous l'effet gravitationnel. Dans le sol, le glyphosate a une demi-vie moyenne de 60 jours. Il est fortement adsorbé dans plusieurs types de sol. Dans l'eau, le glyphosate s'absorbe aux solides en suspension et aux sédiments. Le glyphosate ne se bioaccumule pas dans les



organismes vivants du fait de sa très grande solubilité dans l'eau. En ce qui concerne le feuillage, le glyphosate qui n'a pas été lessivé est rapidement absorbé et métabolisé. Les résidus foliaires diminuent donc très rapidement dès la première semaine et de faibles quantités persistent jusqu'à la chute du feuillage (MRN, 1995). Étant donné la très faible pression de vapeur et la très courte demi-vie du glyphosate, la voie d'exposition par inhalation a été considérée négligeable. Étant donné la densité du pelage d'un orignal et le très faible niveau d'absorption du glyphosate par la peau, la voie d'exposition par contact cutané a aussi été considérée comme négligeable. En fait, il semble que pour l'orignal, l'ingestion représente la principale voie d'exposition. Pour ce dernier, l'ingestion de nourriture peut représenter de 94 % (Hydro-Québec, 1992) à 99 % (MRN, 1995) de la dose d'exposition totale (inhalation exclue). Ainsi, l'USDA (2003) n'a tenu compte, dans son évaluation du risque écotoxicologique pour les gros mammifères, que de l'exposition par ingestion de nourriture contaminée. Par ailleurs, compte tenu de la dissipation rapide du glyphosate dans la végétation (15 jours selon le MRN, 1995) et de la dégradation rapide du couvert végétal qui suit une application (de 1 à 2 semaines selon le MRN, 1995), les deux premières semaines suivant l'épandage ont été considérées comme étant la période où l'exposition par ingestion est maximale.

## 1.2. Analyse de l'écosystème ciblé

Cette analyse identifie les récepteurs potentiellement exposés ainsi que les réponses écotoxicologiques appréhendées. Pour cela, différents éléments de la problématique doivent être analysés :

- (a) récepteurs écologiques y incluant les sous-groupes sensibles (ex. : poids, taux d'ingestion, comportement);
- (b) effets directs et indirects à court, moyen ou long terme (ex. : type, durée, réversibilité, latence) des formulations utilisées (y incluant les matières actives, les contaminants, les métabolites, les additifs).

**(a) Les récepteurs écologiques** – Pour les besoins de la demande, la présente évaluation ne s'intéresse qu'à l'orignal. Une population d'originaux est caractérisée par différentes catégories de récepteurs écologiques en fonction de la période de l'année. À la fin du printemps, la population d'originaux compte des nouveaux-nés, des faons ainsi que des adultes. Alors qu'à l'automne, elle compte des faons ainsi que des adultes dont des femelles gestantes. Les périodes d'activités d'épandage correspondent à des périodes où l'on trouve des stades de vie généralement plus sensibles, par exemple, des nouveaux-nés (printemps) ou des femelles gestantes (automne). Par ailleurs, l'orignal a un domaine vital, ou aire d'activités journalières, de 500 à 1 000 hectares selon la saison. Pendant la saison estivale, l'aire du domaine vital est la plus grande, soit 1 000 hectares (Prescott et Richard, 1996). Ce qui signifie que les superficies à traiter sont plus petites que le domaine vital. Ainsi, l'orignal se déplacera vraisemblablement à l'extérieur de la zone traitée pendant les périodes d'épandage.

**(b) Les effets directs et indirects à court, moyen ou long terme** – Les conséquences d'un épandage de phytocides sur la faune peuvent se manifester sous deux aspects : les effets directs liés à la toxicité de la substance chimique et les effets indirects qui résultent des modifications amenées par le produit dans le milieu. Bien que l'épandage de glyphosate modifie significativement l'habitat faunique, la présente évaluation n'abordera pas les effets indirects associés à l'épandage du glyphosate. D'une part, la dimension des superficies à traiter est inférieure au domaine vital de l'orignal. D'autre part, l'orignal peut modifier l'utilisation de son territoire et se déplacer vers les zones non traitées et s'y alimenter lorsque les modifications du couvert végétal dans la zone traitée sont apparentes. Pour la plupart des

herbes annuelles, les effets sont visibles après 2 à 4 jours alors que pour les espèces vivaces, les arbres et les broussailles ligneuses, le délai peut être de 7 à 14 jours (MRN, 1995).

Quant aux effets directs du glyphosate, différentes études réalisées en laboratoire principalement chez les rats et les souris, les lapins et les chiens ont été répertoriées. Le glyphosate est faiblement absorbé et rapidement excrété principalement dans les fèces (68-80 %). Pour l'ingestion, le taux d'adsorption se situe entre 15 à 36 %. Par inhalation, le taux est encore moindre et il est inférieur 2 % lors d'un contact cutané. Selon les études animales, le glyphosate est excrété sous sa forme inchangée. Une seule étude rapporte des traces ( $\leq 0,4$  %) de son principal métabolite, l'acide aminoéthylphosphonique (ou AMPA), dans les fèces, et aucune étude ne mentionne la présence de ce métabolite dans l'urine. La demi-vie d'excrétion du glyphosate est courte, lors d'une étude chez des rats, 95 % de la dose radioactive fut excrétée dans les 48 heures suivant l'administration. Chez les autres espèces que les rongeurs, l'absorption et la rétention tissulaire du glyphosate sont faibles. L'AMPA est aussi faiblement absorbé et rapidement excrété dans l'urine (Williams *et al.*, 2000). Suite à son absorption, le glyphosate peut causer de l'intoxication dont les symptômes varient en fonction des doses et de la durée de l'exposition. Les études de toxicité réalisées sur une période de 24 heures avec des mammifères indiquent que le glyphosate de grade technique, son métabolite ou sa formulation commerciale utilisée en agriculture, le Rounup® (équivalent du Vision® ou du Glyphos® utilisés en sylviculture), sont considérés comme faiblement toxique que ce soit par voie orale, par inhalation ou par contact cutané. Le glyphosate n'est pas un irritant cutané ni un agent photosensibilisant mais il peut produire une légère irritation des yeux chez le lapin. Les formulations commerciales contenant un surfactant sont toutefois plus irritantes pour la peau et les yeux. L'ingestion de larges doses de ces produits peut provoquer des symptômes tels que des ulcérations et des érosions des muqueuses, des vomissements et autres effets à différents organes. À plus long terme, le glyphosate n'est pas considéré cancérigène, tératogène, mutagène ou neurotoxique. Par ailleurs, il peut provoquer divers effets systémiques sans toutefois démontrer une toxicité spécifique. On peut noter, par exemple, de la perte de poids ainsi que des problèmes d'irritation (Williams *et al.*, 2000; WHO, 1994). Cette toxicité non spécifique du glyphosate ne semble pas liée à la durée de l'exposition. C'est souvent le cas pour les substances qui sont éliminées rapidement et qui ne cause pas de dommages cumulatifs, comme le glyphosate (USDA, 2003).

## 2. DÉMARCHE D'ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE

Puisque l'ingestion représente vraisemblablement la principale source d'exposition, la présente évaluation du risque a évalué le risque associé à l'ingestion de glyphosate. Comme c'est une évaluation dite « préliminaire » en conformité avec la *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés* (ou PÉRÉ) (CEAEQ, 1998), le risque a été estimé par le calcul d'un quotient comparant la dose d'ingestion totale à la valeur de référence :

$$IR = DI_t / VR$$

où IR = indice de risque (sans unité)  
DI<sub>t</sub> = dose d'ingestion totale (mg/kg pc/j ou mg/kg pc)  
VR = valeur de référence (mg/kg pc/j ou mg/kg pc)

**Valeur de référence** – La valeur de référence correspond à la dose (ou la concentration) à laquelle on considère que les récepteurs peuvent être exposés sans conséquences néfastes sur leur santé ou sur la santé de leur population. La valeur de référence se calcule à partir de données de toxicité issues de la

relation doses/réponses provenant d'études de toxicité. Il existe des études où la substance à tester est administrée une seule fois et les animaux sont observés pendant 24 heures. Dans d'autres études, la substance est administrée à plusieurs reprises sur des périodes allant de 2 semaines à 2 ans. Ces études fournissent différentes données de toxicité à partir desquelles la valeur de référence peut être calculée. Les données de toxicité provenant d'études réalisées sur 24 heures sont généralement exprimées en doses létales, soit les doses qui tuent 50 % des organismes exposés (ou DL50 %). Les données de toxicité provenant d'études réalisées sur une période plus longue sont généralement exprimées en termes de seuils statistiques. Pour cela, l'étude doit rapporter la plus petite dose où l'on observe une différence statistique entre les groupes exposés et le groupe témoin. Cette dose seuil représente la dose minimale d'effets nocifs observés (DMENO ou seuil de toxicité). La dose qui précède la DMENO correspond donc à la plus haute dose sans effets nocifs observés (ou DSENO, soit la dose où il n'y a pas de différence statistique entre le groupe exposé et le groupe témoin). Pour une même substance, plusieurs DMENO, DSENO ou DL50 % sont obtenues. Parmi ces valeurs, celle qui est la plus pertinente et la plus sensible, en regard de la problématique, est retenue puis divisée par des facteurs d'extrapolation qui tiennent compte de certaines différences entre les récepteurs testés et ceux à protéger (ex. : variabilité intra-espèce, interspèces). Un facteur de 10 est généralement utilisé pour tenir compte de ces différences. Pour une problématique donnée, il peut y avoir plusieurs valeurs de référence chacune correspondant à une combinaison représentative de la problématique en termes d'effets (cancer ou autres), de durée d'exposition (à court, à moyen ou à long terme) et de catégorie de récepteurs à protéger (ex. : mammifères, oiseaux). L'équation pour la valeur de référence est donc la suivante :

$$VR = (DMENO \text{ ou } DSENO \text{ ou } DL50 \%) / FE$$

où VR = valeur de référence (mg/kg de poids corporel par jour ou mg/ kg de poids corporel);  
 DMENO = dose minimale d'effets nocifs observés (mg / kg de poids corporel par jour);  
 DSENO = dose sans effets nocifs observés (mg / kg de poids corporel par jour);  
 DL50 % = dose létale qui tue 50 % de la population testés (mg / kg de poids corporel);  
 FE = Facteur d'extrapolation pour tenir compte de certaines différences ou incertitudes (sans unité).

Le choix des données à utiliser dépend de la problématique, des récepteurs à protéger, de la voie et de la durée de leur exposition. Plus les données choisies sont pertinentes par rapport à ces éléments, plus le niveau de confiance est élevé et plus la valeur du FE est faible. Les récepteurs à protéger, en regard de la problématique évaluée, implique tant les fœtus, les nouveaux-nés, les adultes que les femelles gestantes puisqu'il y a une correspondance temporelle entre la période d'épandage (fin printemps-été ou fin été-automne) et la période de mise bas (printemps) ou de rut chez l'original (mi-septembre à novembre) (Prescott et Richard, 1996).

Différentes études de toxicité par ingestion ont été réalisées et répertoriées pour le glyphosate (MRN, 1995; USDA, 2003; Williams *et al.*, 2000). Le tableau 2 présente les seuils de toxicité des études répertoriées. L'analyse de ces différents seuils (voir la section 4 – analyse de l'incertitude) révèle que les femelles gestantes sont les récepteurs les plus sensibles à l'ingestion de glyphosate : plus sensibles que la population en général, que les fœtus ou que les nouveaux-nés. Par conséquent, les données sur les femelles gestantes apparaissent comme celles ayant, pour les besoins d'une évaluation du risque préliminaire, et par rapport à la problématique évaluée, le niveau de confiance le plus élevé. Ce choix peut se justifier par ailleurs sur l'hypothèse qu'en protégeant les femelles gestantes, la survie de la population d'original est protégée puisqu'elles sont les récepteurs les plus sensibles de la population. Ainsi, il n'est pas nécessaire de diviser le seuil de toxicité par un facteur d'extrapolation qui tienne

compte d'une différence de sensibilité intra-espèce. Cette analyse des seuils révèle aussi que les lapines gestantes semblent près de 10 fois plus sensibles que les rates gestantes. Leur utilisation confère donc le niveau de conservatisme voulu à la présente évaluation.

Comme cette différence de sensibilité entre les lapins et les rats pourrait tout aussi bien exister entre les lapins et les orignaux, il faut en tenir compte. Pour cela, la dose obtenue chez l'espèce la plus sensible est retenue puis convertie en dose équivalente pour l'espèce à protéger. Il est reconnu que plusieurs fonctions physiologiques liées à la réponse toxicologique, tel le taux métabolique, sont liées au poids corporel. Les plus petits animaux ont un taux métabolique plus élevé et sont généralement plus résistants aux substances chimiques puisqu'ils ont un taux de détoxification plus rapide (ce qui peut ne pas être vrai si la substance agit principalement par l'intermédiaire d'un métabolite) (ORNL, 1996). Chez les mammifères, cette relation est exprimée comme suit :

$$DSENO_f = DSENO_t * (pc_t / pc_f)^{1/4}$$

où  $DSENO_f$  = dose sans effets nocifs observés chez l'espèce faunique à protéger (mg/kg pc/j ou mg/kg pc);  
 $DSENO_t$  = dose sans effets nocifs observés chez l'espèce testée (mg/kg pc/j ou mg/kg pc);  
 $pc_t$  = poids de l'espèce testée (kg);  
 $pc_f$  = poids de l'espèce faunique à protéger (kg).

Dans l'étude portant sur les lapines gestantes, les groupes de 16 femelles ont reçu 0; 75; 175 et 350 mg de glyphosate/kg pc/j, par gavage, du sixième au vingt-septième jour de la gestation. La toxicité maternelle était évidente tant chez les animaux soumis aux doses moyennes que chez ceux soumis à des doses élevées (diarrhée, écoulement nasal, réduction occasionnelle du poids corporel et mort de deux et de dix femelles des groupes recevant des doses moyennes et élevées, respectivement). On a observé des effets liés au traitement sur le nombre de fœtus viables et sur les résorptions fœtales précoces ou tardives et une incidence accrue d'effets variables sur le squelette dans le groupe auquel on administrait des doses élevées. À 175 mg/kg pc/j, 2 des 16 femelles gestantes n'ont pas survécu, soit un taux de mortalité de 12,5 %. À la dose de 350 mg/kg pc/j, 10 des 16 femelles gestantes n'ont pas survécu, soit un taux de mortalité de 62,5 % (Tasker, 1980b cité dans Williams *et al.*, 2000). La DMENO pour la toxicité maternelle et fœtale est, respectivement, de 175 et de 350 mg/kg pc/j. Certaines de ces mortalités n'étant pas associées à l'exposition, les taux impliqués sont plutôt de 6 % et de 44 % de mortalité, respectivement (Williams *et al.*, 2000). La DMENO de 175 mg/kg pc/j devient donc une DSENO (où la plus haute dose testée sans différence statistique avec le groupe témoin). Ce qui est conforme aux observations faites par ces mêmes auteurs alors qu'ils n'ont observé aucune mortalité à 250 mg/kg pc/j lors de l'étude préliminaire. Cette donnée de toxicité de 175 mg/kg pc/j est donc considérée sans mortalité associée et a été choisie pour le calcul de la valeur de référence. Ce qui fait en dose équivalente pour l'original, selon l'équation précédente, 61 mg/kg pc/j, en considérant un poids de 250 kg pour une jeune femelle original (Prescott et Richard, 1996) et de 3,8 kg pour le lapin (ORNL, 1996). La valeur de référence (VR) pour les femelles gestantes exposées sur une période de 15 jours est donc de 61 mg de glyphosate/kg pc/j.

Pour une exposition de plus courte durée, soit sur 24 heures, la VR utilisée est de 175 mg/kg de poids corporel. Nous avons retenue la même donnée de toxicité obtenue à partir des données de lapines gestantes sans toutefois la convertir en dose équivalente. En fait, il semble, selon l'analyse faite par l'USDA (2003), ne pas y avoir de variations interspèces chez les mammifères lors d'une exposition à court terme en regard du glyphosate ou de ses formulations.

**Dose d'exposition** - Puisque la voie d'ingestion représente vraisemblablement la principale source d'exposition pour l'original, la dose d'exposition a été calculée comme suit :

$$DI_t = \sum_{c1}^{cx} \sum_{s1}^{sy} (T * C * P_f)$$

où  $DI_t$  = dose d'ingestion totale (mg/kg pc/j);

$\sum_{c1}^{cx}$  = sommation pour chaque compartiment environnemental ingéré;

$\sum_{s1}^{sy}$  = sommation pour chaque site fréquenté;

T = taux d'ingestion pour un compartiment donné par kg de poids corporel (l ou mg/kg pc/j);

C = concentration initiale ou résiduelle du phytocide pour un compartiment donné (mg/l ou kg);

$P_f$  = pourcentage de fréquentation du site (%).

Ainsi, pour estimer la dose d'ingestion totale, il faut :

- (a) connaître les paramètres d'exposition des récepteurs exposés (poids corporel et taux d'ingestion de nourriture, d'eau et de sol);
- (b) faire certaines hypothèses d'exposition quand à leur fréquentation du site;
- (c) estimer les concentrations environnementales dans les différents compartiments ingérés;
- (d) établir les scénarii d'exposition permettant de calculer les doses auxquelles sont confrontés les récepteurs en fonction des voies et de la durée d'exposition associées à la problématique.

**(a) Les paramètres d'exposition** – Tel qu'il est mentionné dans les sections précédentes, les femelles gestantes représentent potentiellement le sous-groupe le plus à risque de la population d'originaux. Les femelles sont en âge de procréer vers l'âge d'un an et demi. À cet âge, les jeunes femelles pèsent environ 250 kg (Prescott et Richard, 1996). Les taux d'ingestion de nourriture, d'eau et de sol ont donc été estimés à partir de ce poids corporel par des équations allométriques (USEPA, 1003), tels que présentés au tableau 3. Selon les documents consultés, le régime alimentaire des originaux est composé essentiellement de feuilles et de ramilles (Prescott et Richard, 1996; MRN, 1995; USDA, 2003).

La période maximale d'exposition par ingestion pour ces femelles gestantes est estimée à 2 semaines. D'une part, les données du MRN (1995) révèlent que cette durée correspond à la demi-vie du glyphosate dans la végétation et à la chute du couvert végétal suite à son application. D'autre part, selon les données répertoriées par l'USDA (2003), 15 jours d'exposition pendant la gestation suffisent pour provoquer des effets néfastes chez les femelles gestantes.

**(b) Les hypothèses d'exposition** – À partir de ces prémisses, le risque d'une exposition à court terme, soit pendant les premières 24 heures suivant l'application, ainsi que celui d'une exposition à moyen terme, pendant les premiers 15 jours, ont été évalués à l'aide de différentes hypothèses d'exposition.

Pour le risque à court terme, il a été considéré que les jeunes femelles fréquenteraient et s'alimenteraient à 100 % sur le site traité. Par contre, pour le risque à moyen terme, étant donné que le domaine vital est plus grand que les superficies visées par l'épandage, il a été considéré que les jeunes femelles fréquenteraient et s'alimenteraient aussi sur les sites adjacents aux sites traités. Ces sites sont considérés contaminés, par le transport aéroporté, à un taux de 1 % (*i.e.* 10 g de glyphosate est aéroporté pour chaque kg de formulation utilisé pour traiter un hectare (MRN, 1995; USDA, 2003). Outre le régime alimentaire et les quantités ingérées de nourriture, de sol et d'eau, de même que les

proportions d'aliments contaminés, il faut connaître les concentrations environnementales auxquelles sont exposées les jeunes femelles par l'alimentation.

**(c) Les concentrations environnementales** – Pour le risque à court terme, les concentrations environnementales utilisées dans le calcul de la dose d'exposition sont issues des mesures effectuées sur le territoire québécois dans les 24 heures suivant l'épandage. Pour le risque à moyen terme, les données mesurées durant les deux premières semaines suivant l'épandage ont été utilisées. Ces données résultaient d'un taux d'application « *minimal* », soit de 4 l/ha (MRN, 1995). À ce taux d'application, les concentrations minimales, moyennes et maximales trouvées dans la végétation, de 0 à 24 heures suivant l'application, sont respectivement de 350; 451 et 829 mg/kg de feuillage frais. Dans l'eau des mares, elles sont respectivement de 0,03; 0,64 et 1,4 mg/l. Alors que dans le sol, elles sont respectivement de 0,96; 1,17 et 1,33 mg/kg de sol. Les concentrations minimales, moyennes et maximales trouvées dans la végétation, de 1 à 15 jours suivant l'application, sont respectivement de 1,88; 89 et 343 mg/kg de feuillage frais. Dans l'eau des mares, elles sont respectivement de 0,00012; 0,29 et 0,55 g/l. Alors que dans le sol, elles sont respectivement de 0,03; 0,61 et 1,45 mg/ kg de sol.

La problématique peut impliquer d'autres taux d'application que le taux « *minimal* » de 4 l/ha. Nous avons estimé, avec la règle de trois, les concentrations environnementales pouvant résulter des taux d'application plus élevés, soit les taux d'application « *moyen* » et « *maximal* ». En fait, les résultats obtenus, sur le territoire du Nouveau-Brunswick, par Thompson et ses collaborateurs (1994, cité dans MRN, 1995) semble confirmer que le taux de dépôt de résidus foliaires initial est fortement corrélé au taux d'application utilisé pour l'épandage. Cette prémisse a aussi été utilisée par l'USDA (2003) lors de son évaluation du risque écotoxicologique. Une relation linéaire a donc été utilisée pour estimer les taux de résidus initiaux dans l'environnement associés aux taux d'application « *moyen* » et « *maximal* ». Ainsi, pour ces taux d'application, l'exposition et le risque ont été calculés en utilisant les concentrations environnementales mesurées au taux d'application « *minimal* » et en appliquant la règle de trois.

Les concentrations environnementales retrouvées sur les sites adjacents aux sites traités ont été calculées de la même manière. Au taux d'application « *minimal* », les concentrations minimales, moyennes et maximales trouvées dans la végétation adjacentes au site traité, de 1 à 15 jours suivant l'application, sont respectivement de 0,01; 0,59 et 2,29 mg/kg de feuillage frais. Dans l'eau des mares, elles sont respectivement de 0,000001; 0,002 et 0,004 mg/l. Alors que dans le sol, elles sont respectivement de 0,0002; 0,004 et 0,01 mg/ kg de sol. Elles n'ont pas été calculées pour le risque à court terme puisqu'en 24 heures, il a été considéré que les jeunes femelles ne fréquenteraient que le site traité à 100 % du temps.

**(d) Les scénarii d'exposition** – Pour connaître l'étendue du risque différents scénarii d'exposition ont été utilisés en fonction de différents niveaux de contamination environnementale et différentes hypothèses de fréquentation du site impliquant différents niveaux de conservatisme.

Pour le risque à court terme, les scénarii sont :

- le scénario intitulé « *supérieur* » correspond à la limite supérieure du risque puisque les concentrations utilisées correspondent soit au maximum ou au 90<sup>e</sup> centile de la distribution des valeurs de glyphosate mesurées dans les différents compartiments environnementaux et implique que les jeunes femelles de 250 kg fréquentent le site traité 100 % du temps;

- le scénario intitulé « *mitoyen* » correspond à la tendance centrale du risque puisque les concentrations utilisées correspondent aux moyennes de ces distributions et implique que les jeunes femelles de 250 kg fréquentent le site traité 100 % du temps;
- le scénario intitulé « *inférieur* » correspond à la limite inférieure du risque puisque les concentrations utilisées correspondent aux valeurs minimales de ces distributions et implique que les jeunes femelles de 250 kg fréquentent le site traité 100 % du temps.

Pour le risque à moyen terme, les niveaux de concentrations environnementales sont les mêmes mais les niveaux de fréquentation du site diffèrent : pour le scénario « *supérieur* », les femelles gestantes fréquentent le site 70 % du temps; pour le scénario « *mitoyen* », les femelles gestantes fréquentent le site 50 % du temps et pour le scénario « *inférieur* », les femelles gestantes fréquentent le site 30 % du temps.

Ces scénarii représentent ainsi différents niveaux de conservatisme et résultent en différentes doses d'exposition : une dose minimale, moyenne et maximale pour une période de 24 heures ainsi qu'une dose minimale, moyenne et maximale pour une période de 15 jours. Pour évaluer le risque, ces doses doivent être comparées à la valeur de référence correspondante. Le tableau 3 présente l'ensemble des paramètres nécessaires à l'évaluation du risque à court terme. Le tableau 4 présente ceux nécessaires à l'évaluation du risque à moyen terme.

### 3. RÉSULTATS

Le risque, qu'il soit à court ou à moyen terme, a été estimé selon l'équation suivante :

$$IR = DI_t / VR$$

où IR = indice de risque (sans unité);

DI<sub>t</sub> = dose d'ingestion totale (mg/kg pc/j ou mg/kg pc);

VR = valeur de référence (mg/kg pc/j ou mg/kg pc).

Le tableau 5 présente les indices de risque obtenus en fonction des équations précédentes et des différents paramètres présentés aux tableaux 3 et 4. Il appert donc que le risque écotoxicologique associé à l'ingestion de glyphosate pour l'original est en deçà de l'unité en ce qui concerne les taux d'application « *minimal* » et « *moyen* », et ce, indépendamment du temps d'exposition. Or, pour ce qui est du taux d'application « *maximal* », l'indice de risque du scénario supérieur dépasse l'unité que ce soit pour l'exposition à court ou à moyen terme. Ainsi, il semble qu'à ce taux d'application « *maximal* » il y ait un potentiel de risque écotoxicologique.

Toutefois, pour évaluer le risque, il faut non seulement tenir compte de la valeur numérique des indices mais aussi des incertitudes associées à chacun d'eux. Comme il y a plusieurs scénarii et donc plusieurs estimations, seules les principales incertitudes associées aux estimations de tendance centrale sont présentées. Ce scénario étant mitoyen, il apparaît plus opportun de focaliser la discussion sur ces estimations de tendance centrale et d'évaluer l'impact de ces incertitudes sur le risque écotoxicologique.

#### 4. ANALYSE DE L'INCERTITUDE

**Incertitudes liées à l'estimation de la valeur de référence** - Comme les femelles gestantes représentent les récepteurs les plus sensibles, les données de toxicité sur la reproduction sont tout autant pertinentes que les données issues d'études sur le développement. Parmi les études de reproduction répertoriées, la première concerne une exposition sur trois générations de rats. Aucun effet ne fut observé sur les paramètres de la reproduction à la dose la plus haute testée, soit 30 mg/kg pc/j (Farmer *et al.*, 2000a, cité dans USDA, 2003). Cette étude ne fournit pas de seuil d'effets, soit de DMENO ou la plus petite dose où l'on observe une différence statistique entre les groupes exposés et le groupe témoin. On ne sait donc pas où se situe cette dose par rapport à la relation doses/réponses. Est-ce que la dose subséquente, qui aurait été testée, aurait été une DMENO ? On l'ignore. Aussi, l'utilisation de cette donnée de toxicité pourrait surestimer le risque. Il n'est pas possible de l'utiliser sans augmenter l'incertitude associée à l'estimation de la valeur de référence. Une deuxième étude démontre des effets sur la qualité et la quantité de sperme des lapins à la plus faible dose testée estimée à 38 mg/kg pc/j (Yousef *et al.*, 1995, cité dans USDA, 2003). Toutefois, l'utilisation de cette donnée augmenterait l'incertitude associée à l'estimation de la valeur de référence. D'une part, le seuil sans effets, ou la plus haute dose où l'on n'observe pas de différence statistique entre les groupes exposés et le groupe témoin, n'a pas été déterminé lors de cette étude. D'autre part, l'impact de ces effets sur l'ensemble des paramètres de la reproduction, notamment la fertilité, n'a pu être démontré chez le lapin puisque aucune étude à cet effet n'a été répertoriée dans la littérature consultée. Par ailleurs, cette dose avec effets n'est pas supportée par d'autres études bien documentées chez le rat (USDA, 2003). Bien que le lapin pourrait être plus sensible que le rat, on ignore quand même si ces effets au niveau du sperme se répercutent, par exemple, sur le nombre de petits par portée et si cela a un impact sur la survie de la population. Ces deux études sur la reproduction des rats dénotent des doses sans effets inférieures à la dose sans effets notée chez les lapines gestantes. L'utilisation de ces données de reproduction représenterait un choix plus conservateur mais accompagné d'une plus grande incertitude. Dans la troisième étude sur la reproduction, l'absence d'effets sur la grosseur de la portée des rats a été notée à 740 mg/kg pc/j. Contrairement aux deux autres études sur la reproduction, l'utilisation de cette dose représenterait un choix moins conservateur. Aussi, parmi les valeurs de référence possibles, celle retenue à partir des données sur les lapines gestantes apparaît comme celle ayant, pour les besoins d'une évaluation du risque préliminaire, et par rapport à la problématique évaluée, le niveau de confiance le plus élevé.

**Incertitudes liées à l'estimation de l'exposition** – Plusieurs scénarii ont été utilisés pour situer le risque avec un plus grand niveau de confiance. Toutefois, certaines incertitudes sont associées à ces scénarii : (1) le faible nombre de données que comporte certaines des distributions de concentrations environnementales; (2) l'absence des autres voies d'exposition dans l'estimation; (3) la présence de d'autres substances (additifs, contaminants) dans les formulations commerciales utilisées (Vision® ou Glyphos®).

- (1) En ce qui concerne le faible nombre de données dans certaines des distributions, celui des distributions de concentration de glyphosate dans la nourriture (feuilles et ramilles) est plus préoccupant. D'une part, ce sont les distributions comptant le plus faible nombre de données (n = 6 pour l'exposition à court terme et n = 12 pour l'exposition à moyen terme – réf. tableaux 3 et 4). D'autre part, l'ingestion de nourriture semble la variable dominante dans le calcul de l'exposition au glyphosate. Les valeurs utilisées pourraient donc de ce fait sous-estimer l'exposition. Toutefois, ces valeurs mesurées correspondent à un dépôt résiduel initial de 301 mg de glyphosate/kg de feuillage frais pour chaque kg de formulation utilisé pour traiter



un hectare, pour l'exposition à court terme, et a un dépôt résiduel global de 59 mg de glyphosate /kg de feuillage frais pour chaque kg de formulation utilisé pour traiter un hectare, pour l'exposition à moyen terme. Or, cette valeur de 301 mg/kg calculée pour l'exposition à court terme se situe près de la limite supérieure de l'intervalle mesuré par Thompson et ses collaborateurs : 233 à 313 mg de glyphosate / kg de feuillage frais pour chaque kg de formulation utilisé pour traiter un hectare (Thompson *et al.*, 1994, cité dans MRN, 1995). Il se situe aussi près de la limite supérieure de l'intervalle mesuré par Newton et ses collaborateurs : 97 à 344 mg de glyphosate/kg de feuillage frais pour chaque kg de formulation utilisé pour traiter un hectare (Newton *et al.*, 1994, cité dans USDA, 2003). Aussi, pour l'exposition à court terme, les estimations de tendance centrale obtenues sont considérées conservatrices bien qu'elles aient été calculées à partir d'un faible nombre de données mesurées de concentrations environnementales dans le feuillage et les ramilles. En ce qui concerne l'exposition à moyen terme, le taux de résidu initial de 59 mg/kg calculé correspond à la limite inférieure de l'intervalle de 61 à 76 mg d'ingrédients actifs/kg de feuillage frais pour chaque kg de formulation utilisé pour traiter un hectare, tels que calculés à partir des feuilles de travail de l'USDA (2003). Ces valeurs d'intervalle sont obtenues en pondérant le taux de dépôt résiduel moyen initial de 85 mg de glyphosate/kg de feuillage frais pour chaque kg de formulation utilisé pour traiter un hectare inscrit dans les feuilles de travail de l'USDA en fonction (1) de la durée d'exposition considérée comme représentative de la problématique (15 jours); (2) d'une cinétique de dissipation de premier ordre pour le glyphosate; et (3) d'une demi-vie pour le glyphosate dans le feuillage variant de 15 jours (MRN, 1995) à 46 jours (USDA, 2003). Pour tenir compte de cette incertitude, les estimations de tendance centrale ont été recalculées en utilisant la limite supérieure de ce taux de dépôt théorique, soit 76 mg/kg. Par contre, cette estimation a le désavantage, d'une part, d'être issue d'une relation théorique qui n'a pas été mesurée spécifiquement pour des résidus de glyphosate dans le feuillage de la végétation forestière. Ce taux est en fait issu de données de concentrations résiduelles pour 121 pesticides (dont 27 herbicides) et 118 espèces de plantes (majoritairement des plantes de cultures) (Fletcher *et al.*, 1994). D'autre part, l'étendue des taux d'application auxquels fait référence cette relation linéaire n'est pas connue. Aussi, les estimations de tendance centrale ont donc été recalculées en utilisant des taux moyens de résidus mesurés spécifiquement pour le glyphosate dans le feuillage : ceux de Thompson et de ses collaborateurs ainsi que ceux de Newton et de ses collaborateurs. La distribution de ces derniers auteurs implique des taux d'application minimaux (4 l/ha) aussi bien que des taux moyens (ex. : 6 l/ha) ou élevés (notamment, un taux de 8 l/ha). Pour l'exposition à moyen terme, les résidus foliaires ont été estimés en fonction d'une durée d'exposition de 15 jours, d'une cinétique de dissipation de premier ordre et d'une demi-vie pour le glyphosate de 15 ou de 46 jours dans le feuillage. Même en augmentant les niveaux de résidus foliaires, les indices de risque à moyen terme demeurent sous l'unité pour les taux d'application « *minimal* » et « *moyen* ». Toutefois, pour le taux d'application « *maximal* », l'estimation de tendance centrale avoisine maintenant l'unité. Toutefois, ces dernières estimations pourraient être sous-évalués. D'une part, il n'y a pas dans la littérature consultée de mesure des concentrations environnementales à ces taux élevés d'application. D'autre part, ignorant si la relation linéaire utilisée inclut aussi des données mesurées lors d'application « *maximal* », l'estimation faite par régression linéaire de ces mesures environnementales demeure hypothétique, tout comme les doses d'exposition résultantes. Ainsi, il semble qu'à ce taux d'application « *maximal* » il y ait un potentiel de risque écotoxicologique.

- (2) En ce qui concerne la non prise en compte des autres voies d'exposition, bien que leur apport ait été jugé négligeable, leur omission dans l'évaluation pourrait sous-estimer le risque. Pour tenir compte de cette incertitude, les estimations de tendance centrale ont été recalculées avec des doses d'exposition majorées de 10 % pour tenir compte de ces autres voies. Ce pourcentage est suffisamment conservateur, si l'on considère que le Conseil canadien des ministres en environnement (CCME) considère que l'ingestion représente 95 % de l'exposition totale. Même en considérant ces autres voies d'exposition, les indices de risque pour les taux d'application « *minimal* » et « *moyen* » demeurent toujours sous l'unité.
- (3) En ce qui concerne l'exposition aux autres substances présentes dans les formulations commerciales utilisées, additifs et contaminants, il est difficile d'en évaluer l'impact. En fait, il n'y a pas de données de toxicité sur le développement dans la littérature consultée en ce qui concerne les formulations. L'évaluation de cette incertitude s'est donc faite en considérant chacune des substances présente dans les formulations commerciales utilisées. En ce qui concerne les contaminants (le N-nitrosoglyphosate ou NNG et le 1,4-Dioxane), ils sont présents à de très faibles concentrations, comme le souligne le tableau 1. Toutefois, l'omission de ces substances dans l'évaluation, en dépit de leur faible quantité, pourrait sous-estimer le risque s'il s'avère que ces substances provoquent aussi de la mortalité aux niveaux d'exposition estimés. Or, selon les calculs effectués, en considérant les très faibles quantités présentes et un plus faible niveau de toxicité orale que le glyphosate (Hydro-Québec, 1992; MRN, 1995), la sous-estimation n'est pas significative. Les indices de risque pour les taux d'application « *minimal* » et « *moyen* » demeurent toujours sous l'unité. En ce qui concerne l'additif utilisé, le surfactant (le polyoxyéthylène amine ou POEA), les formulations utilisées en contiennent 15 %. Par contre, le surfactant semble plus toxique que ne l'est le glyphosate. En fonction de la littérature consultée, il semble qu'à court terme le surfactant soit 5 fois plus toxique que ne l'est le glyphosate. Alors qu'à moyen terme, lors d'études sur le développement, il semble être 20 fois plus toxique que ce dernier. Or, selon les calculs de risque effectués, en considérant la faible quantité présente et ces niveaux de toxicité orale plus élevés (MRN, 1995; USDA, 2003; Williams *et al.*, 2000), les indices de risque pour le POEA dépassent l'unité en ce qui concerne le taux d'application « *maximal* », et ce peu importe le temps d'exposition. Ainsi, parmi les autres substances présentes dans le mélange, seul le POEA implique des indices de risque dépassant l'unité lorsque considéré séparément. Or, comme il s'agit d'un mélange, il se pourrait que ces substances interagissent et provoquent de l'additivité ou du synergisme, sous-estimant ainsi le risque écotoxicologique. Aussi, pour tenir compte du mélange en lui-même les différents indices de risque liés à chacune de ces incertitudes ont été additionnés. Les indices de risque résultants en ce qui concerne les taux d'application « *minimal* » et « *moyen* » demeurent sous l'unité. Pour le taux d'application « *maximal* », par contre, l'estimation de tendance centrale dépasse maintenant l'unité, que ce soit pour l'exposition à court ou à moyen terme. Par conséquent, parmi ces incertitudes, c'est la présence de surfactant dans le mélange qui a le plus d'impact sur la valeur numérique des indices de risque. D'ailleurs, il semble que les effets des formulations, notamment la dépression cardiaque observée par Tai et ses collaborateurs (1990) chez le beagle, soit selon ces derniers principalement attribuable aux effets du surfactant puisque le glyphosate en lui-même ne cause pas de dépression cardiaque. Ils ont observés, entres autres, une diminution de 66 % du débit cardiaque, moins d'une heure après l'administration de Roundup® par perfusion intraveineuse, au taux plasmatique de glyphosate de 763 mg/l de plasma. Aussi, l'impact de l'épandage des formulations utilisées sur la fonction cardiaque de l'original, a été évalué en transformant ce taux plasmatique observé chez le beagle en dose d'exposition pour l'original.

La transformation a été effectuée en considérant que l'original a un volume plasmatique de 58 ml/kg de poids corporel et qu'il absorbe le glyphosate par voie orale à un taux similaire aux autres mammifères, soit de 15 à 36 %. Les doses de référence ainsi calculées varient, selon le taux d'absorption utilisé, de 122 à 293 mg glyphosate/kg de poids corporel. Or, la dose de référence retenue pour évaluer le risque à court terme du glyphosate, soit 175 mg/kg pc, se situe dans cet intervalle. Ces doses de référence ne sont pas directement comparable – la première chez le beagle implique le mélange et la seconde chez les lapines implique seulement du glyphosate. Nonobstant ce qui précède, les estimations de tendance centrale ont été recalculées avec une valeur de référence de 75 mg/kg – valeur qui se situe en deçà de l'intervalle où la dépression cardiaque est observée. Cette valeur correspond à la dose testée qui précède la DSENO retenue à partir des données de lapines gestantes comme valeur de référence, soit : 175 mg/kg. Les estimations de tendance centrale pour les taux d'application « *minimal* » et « *moyen* » augmentent mais demeurent toujours sous l'unité. Tandis que pour le taux d'application « *maximal* » l'estimation de tendance centrale dépasse maintenant l'unité signifiant un risque de dépression cardiaque.

À ce taux d'application « *maximal* » la dose d'ingestion associée à l'estimation de tendance centrale est de 131 mg/kg pc. Selon la relation doses/réponses obtenues, cette dose pourrait respectivement provoquer 3 % de mortalité. Toutefois, ce taux de mortalité pourrait être sous-estimé puisque l'évaluation n'implique pas les autres substances présentes dans le mélange, notamment le POEA. N'ayant pas de renseignements sur la relation doses/réponses concernant le mélange ou le surfactant, le pourcentage de mortalité associé à ces derniers ne peut être estimé qu'à partir de la relation doses/réponses obtenues pour le glyphosate. Ce taux serait plutôt de 8 % de mortalité suite à l'ingestion du mélange. Cette estimation sous-tend que le mélange a la même toxicité que le glyphosate. Or, il semble que le mélange soit légèrement plus toxique que le glyphosate lors d'une exposition à court terme, alors que le POEA l'est nettement plus. À plus long terme, on peut présupposer que le mélange est plus toxique que le glyphosate puisque le POEA est davantage toxique à long terme qu'à court terme. Aussi, si l'on considère que le POEA a une toxicité accrue tout en ayant la même relation doses/réponses, ce pourcentage de mortalité associé au taux d'application « *maximal* » augmente considérablement. Il serait plutôt de 35 % de mortalité. Par ailleurs, si on considère toutes les voies d'exposition, il serait alors de 44 %.

## 5. CONCLUSION

En fonction des différents éléments caractérisant la problématique et des résultats de l'évaluation du risque écotoxicologique préliminaire, il y a absence de risque pour les taux d'application « *minimal* » et « *moyen* », et ce, quelque soit le scénario d'exposition considéré. Pour le taux d'application « *maximal* », l'absence de risque n'a pu être confirmée. Non seulement les indices de risque dépassent l'unité, mais ils pourraient être associés à des défaillances cardiaques et à de la mortalité accrue suite à l'épandage du mélange. Par ailleurs, l'analyse de l'incertitude révèle que le risque, à ce dernier taux d'application, est potentiellement sous-estimé, entre autres, par l'absence de données mesurées dans l'environnement et par l'absence d'études de toxicité du mélange sur le développement des mammifères. Conséquemment, sur la base de la présente évaluation du risque écotoxicologique préliminaire, le taux d'application « *maximal* » présente un risque de défaillance cardiaque et de mortalité pour l'original.

**Tableau 1 : Éléments caractérisant la problématique d'épandage de Smurfit-Stone inc.**

Élément	Type	Considération
Activité	Préparation de terrain	Épandage fin printemps - Été Épandage fin Été - Automne
	Dégagement des conifères	Épandage fin Été - Automne
Taux d'application – une seule application sera réalisée pour chaque secteur à être traité	Minimal	3 à 4 l/ha
	Moyen	5 à 6 l/ha
	Maximal	12 à 19,8 l/ha
Formulation : Vision® Glyphos®	41 % Glyphosate (principe actif)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 356 g/l d'acide équivalent ou 480 g/l de sel d'isopropylamine (Vision®)</li> <li>- 360 g/l d'acide équivalent ou 480 g/l de sel d'isopropylamine (Glyphos®)</li> <li>- Acide aminométhylphosphonique (traces, métabolite)</li> <li>- Formaldéhyde (&lt;&lt;1 %, impureté de dégradation microbienne)</li> <li>- N-nitrosoglyphosate (&lt;LD de 0,05 ppm, microcontaminant)</li> </ul>
	15 % POEA (surfactant)	- 1,4-Dioxane (< LQ de 0,5 ppm, résidu de fabrication)
Glyphosate	½ vies environnementales	Feuillage : <1 semaine et 2 semaines pour les fruits
		Eau : < 12 heures
		Sol : < 2 mois
		Air : non volatil
Territoires visés	Secteurs plantés depuis 1978	200 ha/an
	Secteur à peuplements matures	800 ha/an
	Sites perturbés : sites brûlés	370 ha/an
	Sites perturbés : vieux bûchés	400 ha/an
Effets	Toxicité à court terme (24 heures)	Mortalité de femelles gestantes
	Toxicité à moyen terme (< une saison)	Mortalité de femelles gestantes
	Toxicité à long terme (plus d'une saison)	s.o. <sup>1</sup> – non persistant (½ vies courtes); non bioaccumulable (log Koc < 5); un seul épandage par secteur à traiter
Récepteurs	Femelles gestantes	Mature sexuellement à l'âge de 16 à 18 mois.  La période de rut commence à la mi-septembre et se poursuit au début d'octobre parfois s'allonge jusqu'en novembre.
	Domaine vital	1 000 hectares

<sup>1</sup> Sans objet.

**Tableau 2 : Seuils de toxicité répertoriés par l'USDA (2003) pour le glyphosate**

Seuil en mg/kg/j	Type d'étude de toxicité	Organismes	Effets nocifs
30	Étude sur la reproduction	Rats nouveaux-nés de 3 <sup>e</sup> génération	Dilatation des tubules rénaux
38	Étude de toxicité systémique	Lapins	Diminution du compte et de la qualité du sperme
175	Étude sur le développement	Lapines gestantes	6 % de mortalité (Williams <i>et al.</i> 2000)
350	Étude sur le développement	Lapines gestantes	44 % de mortalité (Williams <i>et al.</i> 2000)
350	Étude sur le développement	Fœtus de lapins	Diminution du poids et ossification des sternèbres
500	Étude de toxicité systémique de 90 jours	Chiens	Augmentation de l'incidence de nodules lymphoïdes dans l'épididyme
811	Étude de toxicité systémique de 90 jours	Rats	Augmentation de la phosphatase alcaline reflétant une légère toxicité hépatique
940	Étude de toxicité systémique de 2 ans	Rats	Diminution du poids
2268	Étude sur la reproduction	Rats	Diminution du poids des adultes et des petits de première génération
3500	Étude sur le développement	Rates gestantes	24 % de mortalité
3500	Étude sur le développement	Fœtus de rats	Diminution du poids et ossification des sternèbres
4776	Étude de toxicité systémique de 90 jours	Souris	Diminution du poids, augmentation du poids relatifs de certains organes

**Tableau 3 : Paramètres d'évaluation du risque écotoxicologique à court terme lié au Glyphosate<sup>2</sup>**

Paramètres d'équation pour l'évaluation du risque à court terme	Scénario supérieur <sup>3</sup>	Scénario mitoyen <sup>4</sup>	Commentaires
<b>Paramètre d'exposition</b>			
Poids (kg)	250		Poids d'une femelle de 1,5 an <sup>5</sup>
Ingestion de végétation (kg frais/kg pc/j)	0,097		Pour les herbivores, l'équation est la suivante : Kg nourriture sèche /kg pc/j = 0,0875*(pc) <sup>0,727</sup> /pc (Nagy, 1987 cité dans USEPA, 1993) en divisant par 20 % pour obtenir le poids frais (80 % d'humidité)
Ingestion d'eau de la mare (l/kg pc/j)	0,057		Pour les mammifères, l'équation est la suivante : Litres d'eau/kg pc/j = 0,099*(pc) <sup>0,90</sup> /pc (Calder et Braun, 1981 cité dans USDA, 1993)
Ingestion de sol (kg sec/kg pc/j)	3,876E <sup>-4</sup>		Équivaut à 2 % de la diète sur base sèche (USEPA, 1993)
<b>Valeur de référence</b>			
Dose sans effets nocifs observés chez les lapines gestantes (DSENO)	175 mg/kg		Équivaut à la dose où 6 % de mortalité a été observée chez les lapines gestantes, lors d'une étude de toxicité sur le développement (administration du Glyphosate du 6 <sup>e</sup> au 27 <sup>e</sup> jour de gestation). À 350 mg/kg/j, dose testée la plus élevée, le taux de mortalité observé fut de 44 %. À 75 mg/kg/j aucune mortalité ne fut observée.
<b>Concentration environnementale sur le site</b>			
Feuillage (mg/kg frais)	829	451	Valeur maximale et moyenne de la distribution (n = 6) des concentrations mesurées dans les feuilles pendant les 24 heures premières heures suivant des épandages aériens - Aucune précipitation lors de l'échantillonnage (MRN, 1994 cité dans MRN, 1995).
Eau de la mare (mg/l)	1,40	0,64	90 <sup>e</sup> centile et moyenne de la distribution (n = 16) des concentrations mesurées dans l'eau de mares durant les 24 heures premières heures suivant des épandages aériens ou terrestres - Aucune précipitation lors de l'échantillonnage (Legris et Couture 1987; 1989a et 1990).
Sol (mg/kg en poids sec)	1,33	1,17	Valeur maximale et moyenne (n = 2) des concentrations mesurées dans les sols pendant les 24 heures premières heures suivant l'épandage terrestre (Legris et Couture, 1988).
<b>Hypothèse d'exposition</b>			
Pourcentage de fréquentation du site pour une exposition à court terme	100 %		L'original se nourrit et s'abreuve exclusivement sur le site traité.

<sup>2</sup> Afin d'alléger le tableau, le scénario « inférieur » n'a pas été présenté.

<sup>3</sup> Valeur maximale ou 90<sup>e</sup> centile de la distribution des données de concentration.

<sup>4</sup> Valeur moyenne de la distribution des données de concentration.

<sup>5</sup> <http://www.csaffluents.qc.ca/animalier/orignal.htm>; Mammifères du Québec et de l'est du Canada, 1996.

**Tableau 4 : Paramètres d'évaluation du risque écotoxicologique à moyen terme lié au Glyphosate<sup>6</sup>**

Paramètres d'équation pour l'évaluation du risque à moyen terme	Scénario supérieur <sup>7</sup>	Scénario mitoyen <sup>8</sup>	Commentaires
<b>Paramètre d'exposition</b>			
Les mêmes que pour une exposition à court terme.			
<b>Valeur de référence</b>			
Dose équivalente sans effets néfastes observés chez l'original - Contrairement à l'exposition à court terme, il semble qu'il y ait une différence de sensibilité interspèces lors d'exposition à moyen terme.	61 mg/kg pc/j		Dose calculée à partir de la DSENO à court terme (175 mg/kg/j). Cette dose équivalente a été calculée en fonction de la relation physiologique qui existe entre le taux métabolique et le poids corporel chez les mammifères (ORNL, 1996).
<b>Concentration environnementale sur le site</b>			
Feuillage (mg/kg frais)	343	89	90° centile et moyenne de la distribution (n = 12) des concentrations mesurées dans les feuilles et les ramilles pendant les 15 premiers jours suivant des épandages aériens et terrestres - Avec ou sans précipitation lors de l'échantillonnage (Legris et Couture, 1989a et 1990; MRN, 1994 cité dans MRN, 1995).
Eau de la mare (mg/l)	0,55	0,29	90° centile et moyenne de la distribution (n = 42) des concentrations mesurées dans l'eau de mares pendant les 15 premiers jours suivant des épandages aériens et terrestres - Avec ou sans précipitation lors de l'échantillonnage (Legris, 1989 cité dans MRN, 1995; Legris et Couture, 1987; 1989b et 1990).
Sol (mg/kg en poids sec)	1,45	0,61	90° centile et moyenne de la distribution (n = 38) des concentrations mesurées dans les sols pendant les 15 premiers jours suivant des épandages aériens et terrestres - Avec ou sans précipitation lors de l'échantillonnage (Legris, 1989 cité MRN, 1995; Legris et Couture, 1988 et 1990; Léveillé <i>et al.</i> , 1993; MRN, 1989 cité dans MRN, 1995)
<b>Concentration environnementale dans les environs du site (zones adjacentes aux sites traités)</b>			
Feuillage (mg/kg frais)	2,29	0,59	Calculée en tenant compte que le dépôt de phytocide à l'extérieur de la zone tampon est $\leq 0,01$ kg d'ingrédients actifs/ha) et de l'hypothèse d'une relation linéaire entre les résidus et le taux d'application sur le site.
Eau de la mare hors site (mg/l)	0,004	0,002	
Sol (mg/kg en poids sec)	0,01	0,004	
<b>Hypothèse d'exposition</b>			
Pourcentage de fréquentation du site et de ses environs pour une exposition à moyen terme	70 % site 30 % hors	50 % site 50 % hors	L'original se nourrit et s'abreuve sur le site traité et dans ses environs. Le pourcentage de fréquentation varie selon le scénario utilisé.

<sup>6</sup> Afin d'alléger le tableau, le scénario « inférieur » n'a pas été présenté.

<sup>7</sup> Valeur maximale ou 90° centile de la distribution des données de concentration.

<sup>8</sup> Valeur moyenne de l » n'a pas été présenté.s de concentration.

**Tableau 5 : Indice de risque écotoxicologique pour les différents scénarii d'exposition au Glyphosate**

Évaluation du risque	Scénario supérieur ou limite supérieure	Scénario mitoyen ou tendance centrale	Scénario inférieur ou limite inférieure
<b>À court terme</b>	<b>Concentrations maximales et 100 % du temps sur le site</b>	<b>Concentrations moyennes et 100 % du temps sur le site</b>	<b>Concentrations minimales et 100 % du temps sur le site</b>
Taux d'application « <i>minimal</i> » ou 4 l/ha	< 1	< 1	< 1
Taux d'application « <i>moyen</i> » ou 6 l/ha	< 1	< 1	< 1
Taux d'application « <i>maximal</i> » ou 12 l/ha	> 1	< 1*	< 1*
<b>À moyen terme</b>	<b>Concentrations maximales et 70 % du temps sur le site</b>	<b>Concentrations moyennes et 50 % du temps sur le site</b>	<b>Concentrations minimales et 30 % du temps sur le site</b>
Taux d'application « <i>minimal</i> » ou 4 l/ha	< 1	<< 1	<<< 1
Taux d'application « <i>moyen</i> » ou 6 l/ha	< 1	<< 1	<<< 1
Taux d'application « <i>maximal</i> » ou 12 l/ha	> 1	< 1*	<<< 1

\* Suite à l'analyse de l'incertitude effectuée sur les estimations de tendance centrale, celui du taux d'application « *maximal* » devient > 1. Pour le risque à court terme, l'estimation de tendance centrale est 2,5 fois plus élevée lorsque l'on considère en plus la présence du surfactant, le POEA dans le mélange commercial plutôt que la seule présence de glyphosate. En appliquant ce niveau d'augmentation au scénario inférieur, l'indice de risque pour ce scénario devient maintenant supérieur à l'unité. En ce qui concerne les autres taux d'application, les indices de risque de ces deux scénarii demeurent sous l'unité. Pour le risque à moyen terme, l'estimation de tendance centrale quadruple lorsque l'on considère les valeurs de dépôts foliaires résiduels de Thompson et ses collaborateurs plutôt que les valeurs mesurées sur le territoire québécois (MRN, 1995). Il quadruple encore lorsque l'on considère, en plus la présence du surfactant, le POEA dans le mélange commercial plutôt que la seule présence de glyphosate. En appliquant ce niveau d'augmentation au scénario inférieur, l'indice de risque pour ce scénario demeure sous l'unité. Le taux d'application « *maximal* » est le seul taux pour lequel les indices de risque dépassent l'unité, et ce peu importe le taux de dépôts foliaires résiduels utilisé que ce soit celui de l'USDA (2003), de Newton et de ses collaborateurs (1994, cité dans l'USDA, 2003) ou de Thompson et de ses collaborateurs (1994, cité dans l'USDA, 2003).



## RÉFÉRENCES

- Centre d'expertise en analyses environnementales du Québec. 1998. *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, gouvernement du Québec, 139 pages.
- Centre d'expertise en analyses environnementales du Québec. 2006. *Paramètres d'exposition chez les mammifères – Cerf de Virginie*. Fiche descriptive. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 27 pages.
- CCME. 1996. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. Conseil canadien des ministres en environnement. Le Programme national d'assainissement des lieux contaminés CCME-EPC-101F, 186 pages.
- Courtois, R. 1993. *Description d'un indice de qualité d'habitats pour l'orignal (Alces alces) au Québec*. Société de la faune et des parcs du Québec. Doc. tech. 93/1.
- Cox C. 2000. *Glyphosate Factsheet*. Pesticides Reform. 108 (3), part 1 and 2 - [Glyphosate Factsheet \(part 1 of 2\) Caroline Cox / Journal of Pesticide Reform v.108, n.3 Fall98 rev.Oct00](#)
- Daigle, C., Lefort, S. et Gignac, L. 2005. *Gros gibier au Québec, 1<sup>er</sup> mai 2003 au 30 avril 2004, Exploitation par la chasse et mortalité par des causes diverses*. Direction du développement de la faune. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune.
- Derelanko, M.J. et Hollinger, M.A. 1995. *CRC Handbook of toxicology*, CRC Press Inc.
- Fletcher, J.S. et al. 1994. *Litterature Review and Evaluation of the EPA Food-Chain (Kenaga) Nomogram, an Instrument for Estimating Pesticide Residues on Plants*. Environmental Toxicology and Chemistry. 13(9): 1383-1391.
- Santé Canada. 2004. *Guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé – Volume 4 : Impacts sur la santé par secteur industriel*. Rapport du Comité fédéral-provincial-territorial de l'hygiène du milieu de travail. ISBN 0-662-77729-8.
- Hydro-Québec. 1992. Pulvérisation aérienne de phytocides : programme d'entretien des emprises 1993-1997. Volumes 1 et 2.
- Lefort, S., Gignac, L. et Lamontagne, G. 2004. *Gros gibier au Québec en 2001, Exploitation par la chasse et mortalité par des causes diverses*. Direction du développement de la faune. Société de la faune et des parcs du Québec, 74 pages.
- Lefort, S., Gignac, L. et Lamontagne, G. 2005. *Gros gibier au Québec en 2002, Exploitation par la chasse et mortalité par des causes diverses*. Direction du développement de la faune. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 75 pages.
- Legris, J., Couture, G., Laberge, L. et Mamarbachi, G. 1987. *Concentrations résiduelles de glyphosate dans l'eau de surface en milieu forestier, suite à des pulvérisations terrestres, 1985*. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources, Service des études environnementales, publ. n° 3315, 35 pages.

- Legris, J., Couture, G. 1988. *Résidus de glyphosate dans le sol forestier après des pulvérisations terrestres en 1985-1986*. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la conservation, Service des études environnementales, publ. n° 3318, 22 pages.
- Legris, J., Couture, G. 1989a. *Résidus de glyphosate dans le feuillage, les ramilles et les fruits sauvages suite à des pulvérisations terrestres en milieu forestier en 1985 et 1986*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la conservation, Service des études environnementales, publ. n° 3321, 27 pages.
- Legris, J., Couture, G. 1989b. *Résidus de glyphosate dans l'eau et les sédiments suite à des pulvérisations terrestres au Québec en 1986*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la conservation, Service des études environnementales, publ. n° 3322, 27 pages.
- Legris, J., Couture, G. 1990. *Résidus de glyphosate dans un écosystème forestier suite à des pulvérisations aériennes au Québec en 1987*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la conservation, Service des études environnementales, publ. n° ER90-3085, 35 pages.
- Léveillé, P., 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*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, Direction de l'environnement, Service du suivi environnemental, publ. n° FQ92-3032, 25 pages.
- Léveillé, P., Legris, J. et Couture, G. 1993. *Représentativité d'un échantillon de sol à la suite de pulvérisations aériennes et terrestres de glyphosate en milieu forestier*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, Service du suivi environnemental, publ. n° FQ93-3029, 20 pages.
- MENV. 2002. *Répertoire des principaux pesticides utilisés au Québec*. Direction des politiques du secteur agricole, Service des pesticides, Ministère de l'Environnement, 486 pages.
- MRN. 1995. *Évaluation des impacts du Glyphosate utilisé dans le milieu forestier*. Direction de l'environnement forestier, Service du suivi environnemental. Ministères des Ressources naturelles, 199 pages.
- ORNL. 1996. *Toxicological Benchmarks for Wildlife : 1996 Revision*. Oak Ridge National Laboratory, US Department of Energy, ES/ER/TM-86/R3, 217 pages.
- Prescott, J. et Richard, P. 1996. *Mammifères du Québec et de l'Est du Canada*. Guide Nature Quintin. Éditions Michel Quintin, p. 249-251.
- Smurfit-Stone et CERFO. 2005. *Évaluation de l'épandage de phytocides par voie aérienne en milieu forestier sur les terrains privés de Smurfit-Stone*. Rapport principal, 284 pages.
- Tai, T., Yamashita, M. et Wakimori, H. 1990. *Hemodynamic Effects of Roundup, Glyphosate and Surfactant in Dogs*. Jpn. J. Toxicol. 3(1):63-68.
- USDA, 2003. *Glyphosate – Human Health and Ecological Risk Assessment, Final Report*. SERA TR 02-43-09-04a.

USEPA. 1993. *Wildlife Exposure Factor Handbook*. Vol. 1 et 2. EPA/600/R-93/187a.

Williams, G.M. *et al.* 2000. *Safety Evaluation and Risk Assessment oh the Herbicide Roundup and Its Active Ingredien, Glyphosate, for Humans*. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. 31: 117-165.

WHO. 1994. International Programme on Chemical Safety, Environmental Health Criteria 159. Glyphosate, First draft. Prepared by Dr H. Mensink and Dr. P. Janssen, National Institute of Public Health and Environmental Hygiene, Bilthoven, The Netherlands Published under the joint sponsorship of the United Nations Environment Programme, the International Labour Organisation, and the World Health Organization World Health Orgnization, Geneva, 1994.  
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc159.htm>