

**ÉVALUATION DES IMPACTS
DU GLYPHOSATE
UTILISÉ
DANS LE MILIEU FORESTIER**

Gisèle Couture, tech. de la faune,
Jean Legris, biol. M. Sc.
Robert Langevin, biol. M. Sc.

coordonnateur
Luc Laberge, biol.

**Ministère des Ressources naturelles
Direction de l'environnement forestier
Service du suivi environnemental**

Québec, septembre 1995

© Gouvernement du Québec
Ministère des Ressources naturelles
Dépôt légal, Bibliothèque nationale du Québec, 1995
ISBN 2-550-24870-8
Code de diffusion : RN95-3082

NOTE AU LECTEUR

Nous tenons à aviser le lecteur que certaines citations et sections de ce document proviennent du document : “ Évaluation de risques à la santé humaine attribuables à l'utilisation de glyphosate en milieu forestier (résumé) ” réalisé par M. Onil Samuel, conseiller en prévention, M^{mes} Louise Houde et Denise Phaneuf, toxicologues, tous membres du Centre de toxicologie du Québec (CTQ). Ce document a été produit en 1994 à la demande du ministère des Ressources naturelles du Québec.

Afin d'aider le lecteur à repérer ces extraits, les citations courtes ont été insérées en retrait du texte du présent document et à interligne simple. Lorsque des sections entières ont été intégrées, la présentation et la forme ont été uniformisées à celles du présent document. Essentiellement, ces sections se réfèrent aux additifs et impuretés retrouvés dans la formulation, à la toxicité du glyphosate chez les mammifères ainsi qu'à l'évaluation des impacts chez l'humain. Les références citées dans le document du CTQ ont été insérées à la bibliographie du présent document.

Les auteurs tiennent à remercier particulièrement les personnes suivantes du ministère des Ressources naturelles pour leur participation à la réalisation de ce document : M^{mes} Lise Deschênes, tech. de la faune, Louise Richard, tech. en foresterie et M. Pierre Léveillé, biologiste. Des remerciements sont aussi adressés aux nombreuses personnes qui ont, de près ou de loin, contribué à la réalisation de ce travail.

ÉVALUATION DES IMPACTS DU GLYPHOSATE UTILISÉ DANS LE MILIEU FORESTIER

SOMMAIRE

Le glyphosate est un phytocide homologué au Canada pour des usages forestiers depuis 1984 et utilisé au Québec depuis 1985. Sa formulation commerciale Vision^{MD} est principalement utilisée lors du dégagement de la régénération résineuse par des applications foliaires généralisées soit par voie aérienne ou terrestre. Le ministère des Ressources naturelles a effectué un suivi environnemental de ce phytocide lors de son utilisation en conditions opérationnelles. Le glyphosate se présente également sous la forme de pâte hydrosoluble en capsule, commercialisée sous les noms de Ezject^{MD} et de Gel Cap^{MD}-G. Cette forme est administrée par injection aux tiges et aux souches. Elle est toutefois peu utilisée au Québec.

- Composantes physiques

Le glyphosate est un produit non volatil. On le retrouve temporairement dans l'air (sous forme de gouttelettes plus ou moins fines) lors des pulvérisations. Il n'est pas considéré comme un herbicide persistant dans le sol et il est relativement immobile (5 cm verticalement). Il est rapidement inactivé dans le sol à cause de sa forte adsorption aux particules de sol. Il est également peu sujet au lessivage et au ruissellement. Les micro-organismes du sol le transforment rapidement en acide aminométhylphosphonique (AMPA) qui se décompose ensuite en phosphates, carbonates et CO₂. Sa demi-vie est inférieure à deux mois dans le sol et il n'est généralement plus détecté après une période de 12 à 15 mois à la suite de son application. Au taux d'application de 1,5 kg i.a./ha utilisé au Québec, les résidus moyens initiaux, dans le sol, sont de 1 ppm.

Dans l'eau, la disparition du glyphosate est surtout attribuable à l'action des microbes qui le dégradent en AMPA et en CO₂, tel que mentionné précédemment, et à l'adsorption aux particules de sédiments. Généralement, les cours d'eau ne renferment aucun résidu détectable, que le traitement soit effectué par voie aérienne (bande de protection de 60 mètres) ou par voie terrestre (bande de protection de 25 mètres). Des résidus peuvent être détectés, si l'on ne respecte pas les normes établies ou si des particules de sol ou de végétation contaminées se retrouvent dans le

cours d'eau. Les concentrations maxima retrouvées dans de tels cas ont été de 11 µg/l, une heure après une pulvérisation aérienne, et de 4 µg/l après une application terrestre. Ces concentrations résiduelles sont inférieures aux critères provisoires de qualité de l'eau retenus pour l'eau potable (0,280 mg/l) et la vie aquatique (0,065 mg/l) (MENVIQ, 1990). Le glyphosate se dégrade plus lentement dans les sédiments que dans le sol.

- Composantes biologiques

Le glyphosate est principalement absorbé par le feuillage des plantes. Il est extensivement métabolisé par certaines espèces alors que d'autres le laissent virtuellement intact. Des études effectuées au Québec, dans des conditions opérationnelles (1,5 kg i.a./ha), indiquent que les résidus maximum de glyphosate se retrouvent dans le feuillage du couvert supérieur et atteignent une valeur moyenne de l'ordre de 500 µg/g (poids frais) peu de temps après l'application (< 12 h). Une valeur maximum de 829 µg/g a été détectée dans le feuillage de framboisiers. Ces niveaux de résidus diminuent très rapidement à l'intérieur de la première semaine et de faibles quantités (de l'ordre de 1 µg/g) persistent jusqu'à la chute du feuillage. En ce qui a trait aux fruits sauvages, la concentration maximale de glyphosate a été mesurée dans les framboises (44,2 µg/g); elle diminue de moitié dans la deuxième semaine suivant le traitement.

Le glyphosate n'agit principalement que sur un mécanisme spécifique aux plantes. Chez les mammifères, il n'est que légèrement toxique s'il est ingéré et pratiquement non toxique s'il est absorbé par voie cutanée. Les doses orale et cutanée quotidiennes qui entraînent une mortalité importante (DL_{50}) chez la majorité des espèces sont supérieures respectivement à 3 800 mg/kg et 5 000 mg/kg de poids corporel.

L'analyse préliminaire du risque d'intoxication des espèces animales qui fréquentent le site traité à l'aide de glyphosate ou le milieu adjacent a été effectuée selon le scénario du pire cas raisonnable. Elle s'appuie, de façon générale, sur les résidus de phytocide trouvés dans l'environnement après une application généralisée, par voie aérienne ou au sol. Cette analyse révèle que, dans le contexte forestier québécois, le glyphosate ne présente aucun risque significatif pour la faune.

Les résidus (90^e percentile) trouvés dans l'eau correspondent, au plus, à 0,3 % des concentrations qui entraînent une mortalité importante à court terme chez les organismes aquatiques. Même l'exposition prolongée de la faune aquatique est jugée sécuritaire à ces doses. L'exposition, ou la dose quotidienne absorbée par les organismes terrestres qui vivent sur le site traité, est au moins 2 fois moindre que celle qui déclenche un début de mortalité à court terme, et est également inférieure à la plus élevée de celles qui n'entraînent aucun effet à plus long terme. La dose quotidienne absorbée par les organismes terrestres qui vivent dans les aires adjacentes au site traité est donc négligeable. Enfin, le risque d'intoxication associé aux additifs, aux impuretés et aux métabolites du Vision^{MD}, du Ezject^{MD} et du Gel Cap^{MD}-G est jugé faible.

Les symptômes de phytotoxicité du glyphosate apparaissent après une dizaine de jours. L'année suivant le traitement, le couvert végétal renferme de 10 % à 30 % de végétation de compétition (surtout composée de plantes herbacées). Deux ans après le traitement, il en renferme de 50 % à 60 % et, après trois ans, le site est comparable à un secteur équivalent non traité. La réduction de la végétation de compétition dans les secteurs traités a des effets indirects à court terme (jusqu'à 3 ans) sur la faune (abri et nourriture). Les espèces de milieux ouverts ou perturbés sont avantagées comparativement à celles qui privilégient les zones plus denses. À moyen terme, l'augmentation du brout et du couvert résineux favorise les communautés aviennes et les gros herbivores.

- Composantes sociales

La concentration de glyphosate dans l'urine du travailleur est proportionnelle à son exposition totale au phytocide. La mesure de cette concentration chez les travailleurs québécois qui ont fait un traitement en plein au glyphosate, depuis le sol, révèle que le risque qu'ils courent est faible. Chez le préposé au mélange, qui est généralement le plus exposé, la concentration correspond au plus à 18 % de la plus haute concentration urinaire qu'il aurait été possible de mesurer à la suite de l'absorption de la dose acceptable à long terme. Lorsque les consignes de sécurité sont respectées, le produit est rarement décelable. Le respect de ces consignes lors des pulvérisations aériennes de phytocide devrait mener aux mêmes résultats. Enfin, le risque d'intoxication associé aux additifs, aux impuretés et aux métabolites du Vision^{MD}, du Ezject^{MD} et du Gel Cap^{MD}-G est jugé faible.

L'analyse préliminaire du risque d'intoxication de la population a été réalisée selon le scénario du pire cas réaliste. La dose quotidienne absorbée par le résidant et le chasseur-pêcheur qui fréquentent le site traité serait inférieure à la dose acceptable à court terme. Ces doses demeurent respectivement 53 et 158 fois moindres que la dose acceptable à moyen terme. Le risque d'intoxication de la population est donc faible, tout comme celui associé aux additifs, aux impuretés et aux métabolites du Vision^{MD}, du Ezject^{MD} et du Gel Cap^{MD}-G.

COUTURE, G., J. LEGRIS et R. LANGEVIN, 1995. *Évaluation des impacts du glyphosate utilisé dans le milieu forestier*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, Service du suivi environnemental, publ. n° RN95-3082, 187 p.

Mots-clés : glyphosate, toxicologie, résidus, impact, environnement, évaluation de risque, travailleur, population.

TABLE DES MATIÈRES

NOTE AU LECTEUR	iii
SOMMAIRE	v
TABLE DES MATIÈRES	ix
LISTE DES TABLEAUX	xi
LISTE DES FIGURES	xv
1. DESCRIPTION DU PRODUIT	1
1.1 Généralités	1
1.2 Mode d'action et sélectivité	1
1.3 Propriétés physico-chimiques	3
1.4 Formulations	4
1.5 Additifs	4
1.6 Impuretés	7
2. TOXICOLOGIE	13
2.1 Microorganismes	13
2.2 Végétation	15
2.3 Invertébrés	16
2.4 Poissons	17
2.5 Oiseaux	17
2.6 Mammifères	18
2.6.1 Toxicité aiguë	19
2.6.2 Toxicité subchronique	21
2.6.3 Toxicité chronique et oncogénicité	23
2.6.4 Effets sur le développement et sur la reproduction	25
2.6.5 Génotoxicité	26
2.7 Synthèse	26
3. DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT	31
3.1 Air	31
3.2 Sol	32
3.2.1 Dégradation	32
3.2.2 Dissipation	33
3.2.3 Études en milieu naturel	34

3.3	Eau et sédiments	37
3.3.1	Dégradation	37
3.3.2	Dissipation	38
3.3.3	Études en milieu naturel	39
3.4	Végétation	46
3.4.1	Dégradation	46
3.4.2	Dissipation	46
3.4.3	Études en milieu naturel	47
3.5	Faune	56
3.5.1	Faune aquatique	57
3.5.2	Faune terrestre	57
3.6	Humain	60
3.7	Synthèse	61
4.	ÉVALUATION DES IMPACTS	63
4.1	Végétation	63
4.2	Faune	65
4.2.1	Analyse préliminaire du risque toxicologique encouru par la faune	65
4.2.1.1	Identification des organismes potentiellement exposés au phytocide	67
4.2.1.2	Évaluation des seuils de toxicité du glyphosate	68
4.2.1.3	Évaluation des niveaux d'exposition et des doses quotidiennes absorbées par la faune	71
4.2.1.4	Estimation du risque toxicologique encouru par la faune	83
4.2.1.5	Évaluation des risque toxicologique encouru par la faune	90
4.2.2	Effets indirects reliés au phytocide	94
4.2.2.1	Les oiseaux	95
4.2.2.2	Les petits mammifères	98
4.2.2.3	Les gros mammifères	101
4.2.2.4	La faune aquatique	105
4.2.2.5	Conclusion	105
4.3	Humain	106
4.3.1	Évaluation de l'exposition de la population	107
4.3.1.1	Scénario du pire cas réaliste	108
4.3.1.2	Exposition en bruit de fond	120
4.3.1.3	Estimation de l'exposition totale au glyphosate	121
4.3.1.4	Évaluation de l'exposition à court terme	123
4.3.1.5	Évaluation de l'exposition attribuable à un accident	131
4.3.2	Évaluation de l'exposition des travailleurs	133
4.3.2.1	Méthodes d'application terrestre et aérienne	133
4.3.2.2	Méthodes d'application manuelle	144
4.3.3	Caractérisation des risques pour la santé humaine	148
4.3.3.1	La population	148
4.3.3.2	Les travailleurs	160
4.3.4	Recommandations	164
	GLOSSAIRE	167
	BIBLIOGRAPHIE	171

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1.	Sensibilité des espèces végétales au phytocide glyphosate.....	2
TABLEAU 2.	Caractéristiques physico-chimiques du glyphosate	3
TABLEAU 3.	Formulations à base de glyphosate homologuées pour usages forestiers au Canada	4
TABLEAU 4.	Toxicité du surfactant POEA	5
TABLEAU 5.	Estimation de l'ingestion quotidienne de 1,4-dioxane	10
TABLEAU 6.	Évaluation du risque cancérigène pour les travailleurs exposés au 1,4-dioxane dans la formulation de Roundup ^{MD}	11
TABLEAU 7.	Critères de catégories de toxicité	18
TABLEAU 8.	Classification de la toxicité aiguë du glyphosate selon les voies d'exposition.....	20
TABLEAU 9.	NOEL des études de toxicité subchronique du glyphosate et les effets toxiques correspondants	22
TABLEAU 10.	NOEL des études de toxicité chronique du glyphosate et les effets toxiques correspondants	23
TABLEAU 11.	NOEL des études sur le développement et la reproduction pour le glyphosate et les effets toxiques correspondants	25
TABLEAU 12.	Toxicité du glyphosate et de ses formulations	27
TABLEAU 13.	Devenir du glyphosate dans le sol	36
TABLEAU 14.	Devenir du glyphosate en milieu lentique.....	43
TABLEAU 15.	Devenir du glyphosate en milieu lotique.....	44
TABLEAU 16.	Résidus de glyphosate trouvés dans le pollen à la suite de pulvérisations de 1,9 kg i.a./ha en forêt privée	53
TABLEAU 17.	Devenir du glyphosate dans la végétation	54
TABLEAU 18.	Devenir du glyphosate dans la faune	59
TABLEAU 19.	Synthèse du devenir du glyphosate dans l'environnement québécois.....	62
TABLEAU 20.	Groupes biologiques et espèces représentatives retenus pouvant être exposés au glyphosate.....	68
TABLEAU 21.	Seuils de toxicité du glyphosate.....	69

TABLEAU 22. Concentrations résiduelles de glyphosate retenues pour divers compartiments environnementaux.....	73
TABLEAU 23. Caractéristiques physiques et comportementales des espèces fauniques représentatives.....	75
TABLEAU 24. Niveaux quotidiens d'exposition cutanée au glyphosate des espèces fauniques représentatives	78
TABLEAU 25. Doses quotidiennes de glyphosate absorbées par voies cutanée et orale et doses quotidiennes totales chez les espèces fauniques représentatives	82
TABLEAU 26. Critères d'estimation du potentiel de risque toxicologique aigu encouru par la faune terrestre	84
TABLEAU 27. Critères d'estimation du potentiel de risque toxicologique subchronique ou chronique encouru par la faune terrestre	85
TABLEAU 28. Estimation du potentiel de risque toxicologique aigu, subchronique ou chronique encouru par la faune terrestre à la suite d'une application de glyphosate	86
TABLEAU 29. Critères d'estimation du potentiel de risque toxicologique aigu encouru par la faune aquatique	87
TABLEAU 30. Estimation du potentiel de risque toxicologique aigu, subchronique ou chronique encouru par la faune aquatique à la suite d'une application de glyphosate	89
TABLEAU 31. Effets indirects observés chez les oiseaux à la suite de pulvérisations de glyphosate en milieu forestier	96
TABLEAU 32. Effets indirects observés chez les petits mammifères à la suite de pulvérisations de glyphosate en milieu forestier	99
TABLEAU 33. Effets indirects observés chez les gros mammifères à la suite de pulvérisations de glyphosate en milieu forestier	103
TABLEAU 34. Concentrations résiduelles de glyphosate dans les différents milieux.....	111
TABLEAU 35. Taux d'absorption du glyphosate pour les différentes voies d'exposition.....	114
TABLEAU 36. Dose quotidienne totale de glyphosate ingérée (DOE) par une personne résidant à proximité du site traité	117
TABLEAU 37. Dose d'exposition quotidienne totale de glyphosate absorbée (DTA) par une personne résidant à proximité du site traité	117
TABLEAU 38. Dose quotidienne totale de glyphosate ingérée (DOE) par un chasseur-pêcheur	118

TABLEAU 39. Dose d'exposition quotidienne totale de glyphosate absorbée (DTA) par un chasseur-pêcheur	118
TABLEAU 40. Dose totale d'exposition au glyphosate par voie orale.....	122
TABLEAU 41. Dose totale absorbée attribuable à l'exposition au glyphosate	122
TABLEAU 42. Dose totale de glyphosate ingérée (DOE _C) par une personne selon un scénario d'exposition à court terme	124
TABLEAU 43. Quantité de framboises qui devrait être consommée par une personne pour atteindre des taux d'exposition au glyphosate équivalents aux D _{rf} chronique et subchronique et à la dose avec effet chez l'humain, soit 153 mg/kg.....	126
TABLEAU 44. Concentrations résiduelles de glyphosate mesurées dans les mares directement arrosées.....	126
TABLEAU 45. Quantité d'eau qui devrait être bue par une personne pour obtenir des taux d'exposition au glyphosate équivalents aux D _{rf}	127
TABLEAU 46. Doses absorbées d'exposition cutanée (DCA _C) d'une personne par contact cutané avec une végétation contaminée au glyphosate selon un scénario à court terme	128
TABLEAU 47. Dose d'exposition au glyphosate par voie respiratoire (DRA _C) selon le scénario d'exposition à court terme.....	130
TABLEAU 48. Dose totale de glyphosate absorbée (DTA _C) par une personne selon le scénario à court terme.....	131
TABLEAU 49. Dose d'exposition potentielle pour un promeneur arrosé accidentellement par du glyphosate	133
TABLEAU 50. Évaluation du risque lors de l'utilisation d'un pulvérisateur manuel (USDA, 1988a)	144
TABLEAU 51. Comparaison des doses quotidiennes totales de glyphosate ingérées (DOE) avec les D _{rf} pour une personne résidant à proximité du site traité.....	150
TABLEAU 52. Comparaison des doses quotidiennes totales de glyphosate absorbées (DTA) avec les D _{rf} absorbées pour une personne résidant à proximité du site traité	150
TABLEAU 53. Comparaison des doses quotidiennes totales de glyphosate ingérées (DOE) avec les D _{rf} pour un chasseur-pêcheur.....	151
TABLEAU 54. Comparaison des doses quotidiennes totales de glyphosate absorbées (DTA) avec les D _{rf} absorbées pour un chasseur-pêcheur.....	151
TABLEAU 55. Dose d'exposition au glyphosate par voie cutanée (DCE) comparée à la dose avec effet d'irritation chez le lapin	152

TABLEAU 56. Comparaison de la dose totale d'exposition au glyphosate par voie orale avec la D _{rf} chronique.....	155
TABLEAU 57. Comparaison de la dose totale absorbée de glyphosate avec la D _{rf} chronique absorbée.....	155
TABLEAU 58. Comparaison de la dose totale de glyphosate ingérée (DOE _C) avec la D _{rf} subchronique.....	156
TABLEAU 59. Comparaison de la dose totale de glyphosate absorbée (DTA _C) avec la D _{rf} subchronique absorbée.....	158
TABLEAU 60. Comparaison des doses cutanées totales d'une personne arrosée accidentellement au glyphosate avec la D _{rf} subchronique cutanée et la D _{rf} subchronique absorbée par voie orale.....	160
TABLEAU 61. Comparaison de la dose de glyphosate absorbée avec les différentes doses de référence (scénario A).....	163
TABLEAU 62. Comparaison de la dose de glyphosate absorbée avec les différentes doses de référence (scénario B).....	163

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1.	Processus de dégradation du glyphosate par les microorganismes du sol	32
FIGURE 2.	Résidus de glyphosate dans les feuillages et les ramilles après une pulvérisation de 1,5 kg i.a./ha.....	49
FIGURE 3.	Comportement du glyphosate dans les fruits sauvages (framboises) après une pulvérisation de 1,5 kg i.a./ha.....	50
FIGURE 4.	Concentrations moyennes de glyphosate dans l'urine des travailleurs selon les postes de travail lors d'une pulvérisation de 1,5 kg i.a./ha.....	61
FIGURE 5.	Détection du glyphosate dans l'urine de travailleurs selon leur catégorie de travail; résultats pour l'été 1986.....	138
FIGURE 6.	Détection du glyphosate dans l'urine de travailleurs selon leur catégorie de travail et leur lien d'emploi; résultats pour l'été 1987	139

1. DESCRIPTION DU PRODUIT

1.1 Généralités

Le glyphosate ou N-(phosphonométhyl) glycine est l'ingrédient actif du phytocide commercialisé sous le nom de Vision^{MD} par Monsanto Canada inc. Le Vision^{MD} contient le glyphosate sous la forme du sel d'isopropylamine à raison de 480 g/l (équivalent de 356 g/l de la forme acide). Le Roundup^{MD} est un phytocide homologué au Canada en 1976 pour des fins d'agriculture et pour usages domestique et industriel. En 1984, il a été homologué pour les travaux forestiers. Depuis 1987, un phytocide de même formulation que le Roundup^{MD}, le Vision^{MD}, est homologué uniquement pour la foresterie alors que le Roundup^{MD} conserve les autres usages. Le Vision^{MD} est un liquide clair, visqueux de couleur ambrée. C'est un phytocide non sélectif à action systémique utilisé en période de post-émergence pour contrôler la végétation indésirable lors de la préparation de terrain ou pour dégager la régénération forestière. Selon l'homologation, il peut être appliqué par voie aérienne ou terrestre. Le glyphosate se présente également sous la forme de pâte hydrosoluble en capsule, commercialisée sous les noms de Ezject^{MD} et de Gel Cap^{MD}-G, fabriquée par Monsanto Canada inc. et par Pace Chemicals Ltd., respectivement. Cette forme est administrée par injection aux tiges et aux souches.

1.2 Mode d'action et sélectivité

Le glyphosate est un phytocide relativement non sélectif, à action étendue. Il est utilisé en post-émergence. Le glyphosate pulvérisé est absorbé par les feuilles. Il se déplace alors rapidement dans les tissus de la plante jusqu'aux racines, sans affecter les tissus qui reçoivent directement le produit s'il est appliqué selon les concentrations recommandées. Le glyphosate peut aussi être injecté dans le tronc et, alors, le déplacement du produit se fera vers les feuilles, pour le produit atteignant le xylème, puis vers les racines. Le produit atteignant le phloème ira directement aux racines. Le glyphosate inhibe la synthèse des acides aminés aromatiques essentiels aux plantes, provoquant un dérèglement du métabolisme, puis la mort. Le glyphosate n'est pas absorbé au niveau du sol (Hollander et Amrhein, 1980 dans ACPP, 1993).

Pour contrôler ou supprimer la plupart des plantes herbacées, des broussailles et des arbres, des doses de 3 à 6 l/ha de Vision^{MD} sont recommandées, selon la sensibilité des espèces à contrôler. Le tableau ci-dessous présente une liste partielle des espèces affectées par le glyphosate, selon leur sensibilité. Les données de ce tableau sont tirées des étiquettes des produits concernés et de feuillets d'information fournis par le fabricant.

TABLEAU 1
SENSIBILITÉ DES ESPÈCES VÉGÉTALES AU PHYTOCIDE GLYPHOSATE

VÉGÉTATION (liste partielle)	SENSIBILITÉ SELON LA FORMULATION		
	Vision ^{MD}	Ezject ^{MD}	Gel Cap ^{MD} -G
Graminées	Sensible	-	-
Framboisier/ronce	Sensible	-	-
Aulne sp.	Sensible	sensible	Sensible
Cerisier sp.	Sensible	sensible	Sensible
Érable sp.	sensible/intermédiaire	sensible/intermédiaire	Sensible
Saule sp.	sensible/intermédiaire	sensible	Sensible
Peuplier sp.	sensible	sensible	-
Bouleau sp.	sensible	sensible	sensible
Épinette sp.	tolérant ^(a)	-	-
Pin sp.	tolérant ^(a)	sensible	-
Sapin sp.	tolérant ^(a)	-	-
Pruche sp.	tolérant ^(a)	sensible	sensible
Thuya sp.	tolérant ^(a)	sensible	-
	-		

a. Après aoûtement

1.3 Propriétés physico-chimiques

Le tableau 2 décrit les principales caractéristiques physiques et chimiques du glyphosate.

TABLEAU 2
CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DU GLYPHOSATE

CARACTÉRISTIQUES	IDENTIFICATION/VALEURS	RÉFÉRENCES
Nom chimique	N-(phosphonométhyl) glycine	Doliner, 1991
Formule chimique	C ₃ H ₈ NO ₅ P	Doliner, 1991
Structure moléculaire	$ \begin{array}{c} \text{O} & & \text{O} \\ \parallel & & \parallel \\ \text{HO}-\text{C}-\text{CH}_2-\text{N}-\text{CH}_2-\text{P}-\text{OH} \\ & & \\ \text{H} & & \text{OH} \end{array} $	US EPA, 1989c
Aspect physique	cristaux solides blancs	Doliner, 1991
Masse moléculaire (g/mole)	169,1	Doliner, 1991
Densité (g/ml)	1,74	Hydro-Québec, 1992
Point de fusion (°C)	200	Doliner, 1991
Point d'ébullition (°C)	non pertinent	---
Point d'éclair (°C)	> 93 (Vision ^{MD})	Monsanto, 1990
Pression de vapeur (mm Hg à 25°C)	< 7,5 X 10 ⁻⁸	Doliner, 1991
Solubilité dans l'eau (mg/l à 25°C)	12 000	Budavari <i>et al.</i> , 1989
Solubilité dans les solvants organiques	insoluble dans la plupart des solvants organiques	Worthing et Walker, 1983
Coefficient d'adsorption (K _d)	16,5	Sprankle <i>et al.</i> , 1975 dans USDA, 1989
Coefficient partage octanol/eau (K _{oe})	0,0006 à 0,0017	Doliner, 1991
Coefficient partage carbone organique (K _{oc})	2 660 à 12 930	Doliner, 1991
Constante de dissociation (pKa)	< 2; 2,6; 5,6 et 10,6	Doliner, 1991

1.4 Formulations

Le tableau 3 présente la composition des différentes formulations de glyphosate homologuées pour usages forestiers au Canada.

TABLEAU 3
FORMULATIONS À BASE DE GLYPHOSATE HOMOLOGUÉES POUR USAGES FORESTIERS AU CANADA

Nom Commercial	Fabricant	N° homologation	Classe ^(a)	Composition	Concentration (i.a.)	Forme
Vision ^{MD}	Monsanto Canada inc.	19899	3 ^(b)	41 % sel isopropylamine de N-(phosphonométhyl) glycine 15 % polyoxyéthylène amine (agent tensio-actif) 44 % eau	480 g/l	Liquide limpide, visqueux et ambré
Ezject ^{MD}	Monsanto Canada inc.	21262	3	83,5 % sel isopropylamine de N-(phosphonométhyl) glycine 16,5 % eau, agent gélifiant (sucre)	0,15g/capsule	Capsule
Gel Cap ^{MD-G}	Pace Chemicals Ltd.	21992	3	80 % sel isopropylamine de N-(phosphonométhyl) glycine 20 % eau, agent épaississant (type alimentaire)	0,18g/capsule	Capsule

- a. Classification selon la Loi sur les pesticides du Québec.
b. Classe 3 (usage commercial) depuis 1992. Auparavant, classe 2.

1.5 Additifs

Polyoxyéthylène amine (POEA)

Le POEA est un agent tensio-actif anionique utilisé dans la formulation du Vision^{MD} et du Roundup^{MD} dans une proportion de 15 % qui favorise la pénétration du glyphosate dans la plante. Ce produit est un dérivé de gras animal connu chimiquement comme étant un amine gras polyoxyéthylène (Monsanto Company, s.d.).

Le POEA est rapidement biodégradé par les micro-organismes du sol. Des études réalisées par la compagnie Monsanto ont démontré que la demi-vie du POEA est inférieure à une semaine sous des conditions non stériles pour trois types de sol représentatifs. Dans l'eau, le temps de dissipation de 50 % des résidus est inférieur à 3 - 4 semaines et plus de 90 % des résidus sont disparus après 14 semaines. Ces études ont été réalisées avec de l'eau provenant de lac (pH 4,6), de mare (pH 7,4) et de rivière (pH 7,8).

Le tableau 4 est tiré d'une étude réalisée par Folmar *et al.* (1979) où les auteurs ont vérifié la toxicité du surfactant (POEA) chez les organismes aquatiques.

TABLEAU 4
TOXICITÉ DU SURFACTANT POEA

ORGANISMES	TEMPÉRATURE (°C)	EXPOSITION	EFFETS
<i>Chironomus plumosus</i> (Chironomides)	22° C	13 ppm (48 h)	CE ₅₀
<i>Salmo gardneri</i> (Truite arc-en-ciel)	12° C	2,1 ppm (24 h)	CL ₅₀
		2,0 ppm (96 h)	CL ₅₀
<i>Pimephales promelas</i> (Tête de boule)	22° C	1,4 ppm (24 h)	CL ₅₀
		1,0 ppm (96 h)	CL ₅₀
<i>Ictalurus punctatus</i> (Barbue de rivière)	22° C	18 ppm (24 h)	CL ₅₀
		13 ppm (96 h)	CL ₅₀
<i>Lepomis macrochirus</i> (Crapet arlequin)	22° C	3,0 ppm (24 h)	CL ₅₀
		3,0 ppm (96 h)	CL ₅₀

Dans une étude produite par le Centre de toxicologie du Québec (CTQ), Samuel *et al.* (1994a) rapportent qu'il existe peu de données spécifiques au POEA; les bases de données toxicologiques réfèrent à la classe des surfactants ou des détergents anioniques sans faire de distinction. Le texte suivant, tiré intégralement du document de Samuel *et al.* (1994a), présente l'analyse des données disponibles réalisée par ces auteurs.

« Le POEA serait classé dans la liste 3 des ingrédients inertes de US EPA (USDA, 1988b). Cette liste contient environ 800 ingrédients inertes jugés non prioritaires en terme d'action réglementaire. Afin de mieux situer ces produits, voici une description des produits classés dans les listes 1, 2, 3 et 4.

Liste 1 : Produits inertes ayant démontré un potentiel cancérigène, des effets sur le développement, des effets neurotoxiques ou présentant des risques écologiques et qui sont prioritaires en matière d'action réglementaire.

Liste 2 : Produits hautement prioritaires parce que les données de toxicité sont subjectives mais non concluantes, parce que des effets chroniques sur la santé sont possibles ou parce qu'ils ont une structure similaire aux produits de la liste 1.

Liste 3 : Produits jugés non prioritaires en terme d'action réglementaire parce que les données de toxicité ou l'évaluation de leurs structures chimiques n'entreprendraient pas d'inquiétude quant à la toxicité ou les risques d'utilisation des produits.

Liste 4 : Ingrédients inertes généralement reconnus comme sécuritaires.

Les DL_{50} orale et cutanée chez les rats sont respectivement de 1 200 et supérieure à 1 260 mg/kg pour le POEA. Une solution de POEA à 30 % n'aurait pas produit d'irritation ou de sensibilisation cutanée chez l'humain (USDA, 1988a). La toxicité aiguë du POEA semble être plus importante que celle du glyphosate technique ($DL_{50} > 4\ 000$ mg/kg chez les rats).

Dans des cas d'ingestion intentionnelle de la formulation commerciale de Roundup^{MD}, les résultats cliniques suggèrent que le surfactant pourrait être la cause de la toxicité de la formulation, même si dans plusieurs des cas d'intoxication on a décelé la présence de médicaments et d'alcool (Smith et Oehme, 1992). Il est en effet connu qu'une consommation d'alcool excessive peut provoquer la suppression des réflexes et amener des troubles respiratoires graves. Il est donc difficile de connaître l'impact réel du surfactant sur la toxicité de la formulation commerciale.

Sawada et Nagai (1987) rapportent cependant deux cas cliniques pour lesquels les effets observés étaient extrêmement similaires à des cas d'empoisonnement au Roundup^{MD}, soit un cas avec un shampoing et un autre avec un dispersant. Dans les deux cas on observa de l'hypervolémie, une leucophlegmasie, de l'oedème pulmonaire, des symptômes de la voie digestive, de la stupeur et une hémolyse. Une diminution importante du coefficient d'efficacité du ventricule gauche du coeur ainsi que du système vasculaire périphérique fut aussi observée.

Il est difficile d'évaluer l'importance du POEA dans la toxicité de la formulation de Roundup^{MD} ou de Vision^{MD}. La formulation commerciale présente une faible toxicité aiguë (DL₅₀ = 5 400 mg/kg chez les rats) et lorsque l'on a soulevé l'hypothèse que les effets observés lors d'ingestion volontaire pourraient être attribuables aux surfactants, on n'a pas tenu compte de variables confondantes comme la consommation d'alcool ou de médicaments.

Comme le produit présente une toxicité supérieure au glyphosate technique nous ne pouvons éliminer l'hypothèse d'un lien entre ce produit et les effets observés lors de l'ingestion de la formulation commerciale. Il est probable que le POEA soit responsable des irritations de la voie gastro-intestinale lors de l'ingestion. Les études animales n'ont cependant pas démontré de différence significative entre la toxicité du produit technique et la toxicité de la formulation commerciale ce qui laisse supposer que l'humain pourrait être plus sensible. ”

Une étude effectuée par Martinez et Brown (1991) avait pour but de déterminer si les effets toxiques sur les poumons des rats (effets observés lors d'une étude antérieure) étaient causés par le surfactant seulement ou si la combinaison du glyphosate et du POEA influençait leur toxicité respective. Les résultats ont démontré que le Roundup^{MD} (glyphosate + POEA) présentait des effets toxiques plus sévères sur les poumons que le POEA seul. En effet, des doses de POEA allant jusqu'à 1,03 g/kg, administrées par voie orale, n'ont pas entraîné de “blessures” pulmonaires significatives ni de morts, alors que l'administration de Roundup^{MD} contenant des quantités égales de POEA a causé la mort des sujets (100 %) dans un délai de 24 heures. Les auteurs concluent qu'il y aurait “synergie” entre le POEA et le glyphosate en ce qui regarde les effets toxiques pulmonaires.

1.6 Impuretés

Formaldéhyde

Le formaldéhyde est un gaz incolore à odeur très marquée. Certains croient que la dégradation du Vision^{MD} entraînerait la formation de ce gaz.

Monsanto, à ce sujet, cite une étude de Rueppel *et al.*, (1977 dans Monsanto Canada inc., 1991b) où il est indiqué clairement que “ le formaldéhyde n'est formé qu'en très faibles quantités

(<< 1 %) et uniquement par les microorganismes qui dégradent le glyphosate; de plus, ces mêmes micro-organismes utilisent le formaldéhyde produit pour le transformer en produits naturels. Le peu de formaldéhyde produit n'est donc pas du tout disponible, sauf aux micro-organismes mêmes qui le produisent au départ”.

D'autre part, voici ce qu'a répondu le Centre de toxicologie du Québec (Guillot, 1990) à la question suivante : Est-il possible que la dégradation du glyphosate aboutisse à la formation de formaldéhyde ?

“ À la limite, la réponse à cette question pourrait être oui mais, comme vous le verrez dans le développement ultérieur, les concentrations attendues devraient théoriquement être inférieures aux limites de détection des méthodes analytiques usuelles qui sont de l'ordre de 100 µg/l (réaction colorimétrique du formaldéhyde avec l'acide chromotrope).

Le glyphosate est d'une part un composé chimique qui devrait être peu métabolisé compte tenu de sa grande solubilité dans l'eau. Il a donc tendance à se diluer rapidement plutôt qu'à être métabolisé. Lors de son métabolisme, les produits formés sont en fonction de la force des liaisons chimiques, les liens les plus faibles sont d'abord brisés pour produire les premiers produits de dégradation qui conduiront ultimement à la formation du dioxyde de carbone (CO₂), d'ammoniac (NH₃) et d'eau (H₂O).

La liaison la plus faible sur la molécule de glyphosate est la liaison phosphore-carbone (~ 60 kcal/mole). C'est cette liaison qui théoriquement devrait se briser en premier pour produire des phosphates et de la sarcosine.

La deuxième liaison la plus faible est la liaison C-N (~ 75 kcal/mol) qui lorsqu'elle est brisée devrait donner les métabolites suivants :

- a) l'acide méthylphosphorique
- b) l'aminométhylphosphonate
- c) l'acide acétique
- d) la glycine

La dégradation de la glycine et de l'acide acétique est possible en brisant des liaisons carbone-carbone (85 kcal/mole) pour produire la méthylamine et l'acide formique qui par réduction aboutirait au formaldéhyde.

Cette réduction de l'acide formique en formaldéhyde est défavorisée au profit de la formation du CO₂ et d'eau plus stable thermodynamiquement que le formaldéhyde. Parmi tous les métabolites mentionnés, seul l'aminométhylphosphonate (AMPA) a été décelé à l'état de traces. Malgré que la formation de formaldéhyde soit très peu probable, cette hypothèse pourrait être vérifiée en laboratoire suite à l'élaboration d'un protocole d'étude axé sur cet aspect. ”

1,4-dioxane

Le 1,4-dioxane est un solvant commun utilisé en laboratoire et dans des applications industrielles. On le trouve entre autres comme ingrédient dans les adhésifs et les encres. Il est formé lors de la condensation de deux molécules d'éthylène glycol et l'on peut en trouver des traces dans presque tous les produits impliquant de l'éthylène glycol ou de l'oxyde d'éthylène dans leur fabrication (Monsanto Canada inc., 1989). Le 1,4-dioxane a été reconnu comme un contaminant important de certains types de surfactants éthoxylés utilisés dans des détergents, des shampoings ou des produits cosmétiques (Hartung, 1989).

Le 1,4-dioxane était un résidu de fabrication de l'agent tensio-actif et pouvait être trouvé à des concentrations de 0,03 % par volume de Vision^{MD}. Depuis 1991, il n'est plus détecté dans la formulation (limite de détection quantifiable de 0,5 ppm) (Monsanto Canada inc., 1991c).

Le CTQ a effectué une recherche sur la toxicité du 1,4-dioxane et en a évalué les impacts possibles sur la santé humaine à la suite de l'utilisation du Vision^{MD}. Le texte suivant est tiré du document produit par Samuel *et al.* (1994a).

“ Le 1,4-dioxane présente une faible toxicité aiguë. Il ne semble pas y avoir de différence de toxicité entre les voies orales et intrapéritonéales pour le 1,4-dioxane. Pour la voie orale, les DL₅₀ rapportées pour les souris, les rats, les cobayes et les lapins sont respectivement de 5 900, 5 400 - 7 300, 3 300 - 4 000 et 2 000 mg/kg (Hartung, 1989). La DL₅₀ cutanée chez les lapins serait de 7 600 mg/kg et il n'y aurait aucune évidence d'irritation cutanée suite à l'application de 8,3 g/kg de 1,4-dioxane sur la peau rasée de rats (Hartung, 1989). L'exposition cutanée de cobayes sur une période de 49 à 101 jours n'a pas produit d'irritation de la peau. Lors d'exposition par voie orale, cutanée ou respiratoire, le foie et les reins ont été les principaux organes atteints (Hartung, 1989).

Bien que des effets foetotoxiques modérés aient été observés chez les rats, aucun signe de tératogénicité ne fut noté. Il faut spécifier que les effets foetotoxiques n'ont été observés qu'à des doses toxiques pour les mères (Hartung, 1989).

Le 1,4-dioxane n'est pas mutagène selon les résultats d'étude sur la mutation génique avec la bactérie *Salmonella typhimurium*, les drosophiles ou les levures (Hartung, 1989). Il augmente cependant les bris et la fréquence de réparation de l'ADN dans les hépatocytes de rats (Hartung, 1989).

Lors d'essais d'initiation/promotion pour lesquels des initiateurs connus furent utilisés avec le 1,4-dioxane comme promoteur on observa une réponse positive. En contrepartie, lorsque le 1,4-dioxane est utilisé comme initiateur, les résultats sont négatifs (Hartung, 1989).

Des taux élevés de 1,4-dioxane (0,5 à 1 %) dans l'eau ont été associés à l'apparition de tumeurs nasales et hépatiques chez les rats ainsi qu'à des tumeurs du foie chez les souris (Buffler *et al.*, 1978). On n'a pas observé de lien entre l'apparition de ces tumeurs et l'exposition par inhalation. La démonstration du potentiel cancérigène du 1,4-dioxane à fortes doses est claire et le produit agirait principalement comme promoteur.

Deux études épidémiologiques relatives à des travailleurs exposés au 1,4-dioxane n'indiquent aucune augmentation de cas de cancer au-delà du nombre attendu (Hartung, 1989; Buffler *et al.*, 1978). Il faut cependant spécifier que l'échantillon était relativement petit pour ces deux études. Dans une des études, on a vérifié les altérations chromosomiques chez les travailleurs exposés. On n'observa aucune différence entre le groupe exposé et les sujets témoins.

Il est peu probable que le 1,4-dioxane puisse augmenter les risques à la santé suite à l'utilisation de la formulation commerciale du Roundup^{MD} ou du Vision^{MD}. D'une part, les résidus de 1,4-dioxane seraient inférieurs à 0,5 ppm dans l'agent tensio-actif non dilué utilisé par Monsanto depuis 1991 alors qu'il est officiellement autorisé pour une exposition de 25 ppm/8 h/jr en milieu professionnel aux États-Unis (NIOSH, 1990; ACGIH, 1993-1994). D'autre part, les quelques données épidémiologiques n'ont pas démontré d'excès de risque de cancer chez les travailleurs exposés à des doses typiques comprises entre 1,5 et 32 ppm. Dans certains cas, les doses atteignaient même 800 ppm.

Si l'on considère qu'un litre de la formulation commerciale contient au maximum 0,5 mg/l de 1,4-dioxane (limite de détection quantifiable) et 356 g de glyphosate, nous pouvons supposer que pour chaque milligramme d'ingrédient actif nous avons $1,4 \times 10^{-6}$ milligramme de 1,4-dioxane. En se référant à la dose quotidienne totale ingérée par une personne résidant à proximité du site traité et par un chasseur-pêcheur telle que déterminée à la section 4.3.1.1 c, nous pouvons estimer la quantité de 1,4-dioxane qui pourrait être ingérée pour les deux scénarios. Le tableau 5 présente les résultats de l'estimation.

TABLEAU 5
ESTIMATION DE L'INGESTION QUOTIDIENNE DE 1,4-DIOXANE

SCÉNARIO	Dose quotidienne de glyphosate (mg/kg/jr)	Dose quotidienne de 1,4-dioxane (mg/kg/jr)	Dose quotidienne de 1,4-dioxane (ig/kg/jr)	Dose quotidienne pour une personne de 70 kg (ig/jr)
Personne résidant près du site	3×10^{-4}	$4,2 \times 10^{-10}$	$4,2 \times 10^{-7}$	$2,9 \times 10^{-5}$
Chasseur-pêcheur	3×10^{-4}	$4,2 \times 10^{-10}$	$4,2 \times 10^{-7}$	$2,9 \times 10^{-5}$

L'unité de risque (q_1^*) estimée par US EPA (IRIS, 1994) est de $1,1 \times 10^{-2}(\text{mg/kg/jr})^{-1}$. En multipliant la dose possible d'exposition par l'unité de risque, nous obtenons 4,6 excès de cancer par 10^{12} de population. Lorsque l'on parle d'exposition environnementale, plusieurs organismes (US EPA, OMS, SBSC) considèrent que le risque est négligeable lorsque l'exposition à une substance n'occasionne pas plus d'un excès de cancer par 10^5 ou 10^6 de la population. Nous pouvons donc conclure que la faible contamination commerciale de Vision^{MD} par le 1,4-dioxane ne constitue pas un risque pour la population.

Les données d'exposition des travailleurs au glyphosate que nous possédons ne peuvent être utilisées pour l'analyse du risque cancérigène des travailleurs. Par contre, un comité d'évaluation de US EPA a évalué le risque cancérigène pour les travailleurs qui appliquent du Roundup^{MD} contaminé au 1,4-dioxane à l'aide d'un applicateur à barillet (OPTS, 1991). Les taux d'exposition des responsables du mélange et du chargement ainsi que de l'application ont été estimés en supposant qu'ils appliqueraient des pesticides 200 jours par année pendant 40 ans. Le taux d'exposition a ensuite été multiplié par le q_1^* afin de déterminer le risque cancérigène pour les travailleurs. Le tableau 6 présente les résultats obtenus. Pour son évaluation, le comité a supposé une absorption cutanée de 100 % pour le 1,4-dioxane.

TABLEAU 6

**ÉVALUATION DU RISQUE CANCÉRIGÈNE POUR LES TRAVAILLEURS EXPOSÉS AU
1,4-DIOXANE DANS LA FORMULATION DE ROUNDUP^{MD}**

CATÉGORIE DE TRAVAIL	DOSE ESTIMÉE (mg/kg/jr)	RISQUE
Mélangeur/chargeur	$2,4 \times 10^{-3}$	$2,64 \times 10^{-5}$
Applicateur	4×10^{-3}	$4,4 \times 10^{-5}$
Combiné	$6,4 \times 10^{-3}$	$7,04 \times 10^{-5}$

Comme les travailleurs québécois appliquent le Vision^{MD} sur une période approximative de 10 semaines et que le 1,4-dioxane n'est plus décelable dans la formulation commerciale depuis 1991, nous pouvons supposer que le risque pour les travailleurs québécois sera inférieur aux estimations du comité d'évaluation d'US EPA. Par ailleurs, comme nous pouvons le voir à la section 4.3.2.1 a et b, les travailleurs oeuvrant dans le contexte québécois sont peu exposés lorsque les pratiques sécuritaires de travail sont respectées ce qui nous amène à conclure que le risque d'une atteinte à la santé à cause du 1,4-dioxane devrait être négligeable. ”

N-Nitrosoglyphosate (NNG)

Le CTQ a également évalué les risques pour la santé humaine de ce contaminant. Selon Samuel *et al.* (1994a) :

“ Le N-nitrosoglyphosate (NNG) a été reconnu comme un micro-contaminant de la matière active technique et les concentrations trouvées seraient de l'ordre de 0,1 à 0,4 ppm (la limite de détection était de 0,1 à 0,2 ppm). Cependant, selon Agriculture Canada, la concentration réelle de ce contaminant dans le produit formulé serait inférieure au seuil de détection de 0,05 ppm (Doliner, 1991).

US EPA a établi que le glyphosate technique contenait 0,1 ppm ou moins de NNG, l'agence n'a donc pas exigé de recherche supplémentaire pour ce contaminant de type nitrosamine (USDA, 1988a). Elle considère de plus que le NNG comme contaminant du glyphosate technique ne constitue pas un risque pour la santé humaine.

Bien que les bases de données sur le contaminant NNG ne soient pas complètes, Santé Bien-être social Canada considère que les données sur l'exposition aiguë ou à court terme sont suffisantes pour affirmer que le NNG n'est pas plus toxique que le glyphosate sous forme d'acide (Doliner, 1991).

Par ailleurs, il a été impossible de déceler des traces de NNG dans les formulations commerciales de Vision^{MD} ou de Roundup^{MD} et il est peu probable que l'utilisation forestière de ces produits amène à la formation de NNG dans le sol.

Selon les données disponibles, le NNG ne serait pas tératogène, mutagène ou oncogène (Doliner, 1991). Nous n'avons cependant pas les détails de ces études.

Pour toutes ces considérations, nous croyons que le NNG comme contaminant du glyphosate technique ne constitue pas un risque pour la santé humaine. ”

2. TOXICOLOGIE

Les données présentées proviennent en partie d'une revue de littérature déjà effectuée au Ministère (Choquette, 1987). Ces données ont été mises à jour à l'aide des études plus récentes disponibles.

2.1 Microorganismes

Selon une revue de la documentation effectuée par Choquette (1987), le seuil d'effet retenu pour les micro-organismes du sol en général est de 50 ppm. Cette dose influence la croissance des colonies sans toutefois détruire les populations. Le seuil létal retenu est de 500 ppm. Ces données proviennent toutefois d'essais sur des cultures pures en laboratoire, techniques qui sont largement critiquées puisque ces organismes isolés peuvent être atypiques de leur forme dans le sol. De plus, ils sont stimulés à de hauts taux métaboliques artificiels par la croissance en milieu de laboratoire et sont séparés de leurs associations écologiques normales. L'interprétation des résultats est difficile et l'extrapolation aux situations en milieu naturel est impossible (Greaves *et al.*, 1980 dans Grossbard, 1985). Les essais réalisés en milieu naturel démontrent plutôt que les micro-organismes augmentent dans les sols traités au glyphosate, même à des taux aussi élevés que 500 µg e.a./g (champignons) et 1 000 µg i.a./g (actinomycètes et bactéries), suggérant ainsi l'utilisation du glyphosate comme substrat (Quilty et Geoghegan, 1976 et Roslyky, 1982 dans Grossbard, 1985).

Selon les études effectuées en laboratoire, Doliner (1991) conclut que le glyphosate a un impact limité sur les micro-organismes du sol, d'après les observations sur la respiration du sol et la nitrification du sol. Grossbard (1985) conclut que, bien que le glyphosate puisse avoir un effet inhibiteur en laboratoire, cet effet est sélectif, variable en amplitude et relatif à une dose qui est bien supérieure à celle utilisée en agriculture. De plus, la proportion de glyphosate qui atteint le sol est inférieure à la dose appliquée puisqu'une partie est retenue par la végétation. Le glyphosate au sol est adsorbé aux particules et dégradé, ce qui serait une raison pour laquelle les micro-organismes tolèrent généralement mieux le glyphosate dans le sol qu'en culture pure en laboratoire.

Un seuil d'effet de 2 ppm a été retenu pour les microorganismes aquatiques. Les études effectuées en laboratoire ont démontré que les différents types d'algues ne réagissaient pas tous de la même façon. Les cyanobactéries semblent généralement plus sensibles au glyphosate, quoique cette sensibilité varie beaucoup d'une espèce à l'autre. La croissance d'une espèce appartenant au genre *Aphanocapsa* était inhibée de 50 % en présence de 2 mg/l alors que pour obtenir une réaction analogue chez une autre espèce appartenant au même genre, il fallait 100 mg/l. La croissance était inhibée de 100 % à des concentrations de 10 mg/l pour les espèces les plus sensibles (Hutber *et al.*, 1979; Trotter *et al.*, 1990). Trotter *et al.* (1990) rapportent également les travaux de Blanck *et al.* (1984) où une valeur médiane de 11 mg/l de glyphosate inhibait totalement la croissance après une étude chez 13 espèces d'algues (2,8 à 23 mg/l). Goldsborough et Brown (1988) ont exposé des communautés d'algues périphytiques sur des substrats artificiels à différentes doses de glyphosate et ont conclu que la CE_{50} était supérieure à 8,9 mg/l. À la suite d'une revue de la documentation, Tooby (1985) conclut qu'il est difficile d'évaluer les risques à partir des expériences de laboratoire puisque, en général, les effets ne sont pas observés en milieu naturel aux niveaux de doses qui peuvent être préjudiciables en laboratoire à cause de la disparition rapide du glyphosate dans l'eau. L'adsorption du produit aux sédiments réduit rapidement la disponibilité biologique du glyphosate en solution. En milieu naturel, aucun effet attribuable au glyphosate n'a pu être décelé chez des communautés de diatomées, à la suite d'une pulvérisation directe de 2,2 kg i.a./ha dans deux cours d'eau et une mare en milieu forestier. Les changements observés dans les densités de population étaient plutôt attribués aux différences de l'habitat et aux variations saisonnières (Sullivan *et al.*, 1981; Trotter *et al.*, 1990; Grossbard, 1985; Tooby, 1985). En Nouvelle-Écosse, Ernst *et al.* (1987) n'ont observé aucun effet néfaste chez le périphyton qui avait colonisé des substrats artificiels dans un cours d'eau après une pulvérisation directe de 2,0 kg i.a./ha. Ces auteurs ont cependant noté la faible quantité de glyphosate détectée dans l'eau (maximum de 39 µg/l) par rapport au taux d'application (33 fois inférieure à la dose calculée de 1,3 mg/l pour une colonne d'eau de 15 cm).

2.2 Végétation

À la suite d'une revue de la documentation, un seuil létal de 10 g i.a./ha a été estimé pour la végétation terrestre et de 0,1 ppm pour la végétation aquatique. Les références citées dans cette section se rapportent au document de Choquette (1987).

Chez les ptéridophytes, les fougères semblent les plus sensibles avec un seuil sans effet de 20 g i.a./ha et un seuil létal de 180 g i.a./ha (Ahrens, 1979; Al-Jaff *et al.*, 1982). Chez les gymnospermes, la tolérance varie considérablement selon certains paramètres. Les premiers dommages chez les conifères apparaissent à un taux d'environ 0,6 kg i.a./ha avant l'aoûtement (lignification des bourgeons terminaux) alors qu'un taux d'environ 1 kg i.a./ha affecterait les espèces les plus sensibles (sapins et pins) après l'aoûtement (Schepens, 1978; Campbell, 1977). Les jeunes plants mal établis (< 1 an) seraient moins tolérants au glyphosate (Alm, 1981). Des températures élevées lors de l'application et des quelques jours qui suivent le traitement augmenteraient également la phytotoxicité (Lund-Hoie, 1983). Les feuillus, en général, sont très sensibles pendant la saison de végétation. La plupart des études consultées démontrent des effets aux plus faibles doses testées et le seuil létal serait inférieur à 0,5 kg i.a./ha (Schepens, 1978). En ce qui concerne la strate herbacée, les espèces cultivées sont les plus sensibles à un traitement au glyphosate. La dose de 1 g i.a./ha serait la dose la plus faible ayant provoqué des effets phytotoxiques pour l'ensemble des espèces étudiées et est trouvée chez le blé (*Triticum aestivum*) (Yates *et al.*, 1978; Ghassemi *et al.*, 1981). Selon Choquette (1987), le seuil létal pourrait être estimé à 10 g i.a./ha.

Chez les plantes aquatiques, les seuils phytotoxiques sont de 0,56 et 0,6 kg i.a./ha respectivement pour les plantes flottantes et émergées alors que ce seuil varie de 0,1 à 10 ppm pour les plantes submergées (Welker et Rieher, 1983; Keeley *et al.*, 1986; Peverly et Crawford, 1975). Le seuil retenu est donc de 0,1 ppm. Ce dernier est l'équivalent de 100 g i.a./ha qui se mélangeraient uniformément à travers une couche de 10 cm d'eau.

2.3 Invertébrés

Peu d'études traitent de la toxicité du glyphosate pour les invertébrés terrestres puisque le glyphosate est rapidement adsorbé aux particules de sol et n'est plus disponible biologiquement. Doliner (1991) rapporte que, lors d'une étude en laboratoire, aucun effet important n'a été observé sur la croissance des vers de terre (*Allolobophora caliginosa*) exposés à des concentrations allant jusqu'à 100 mg/kg dans un sol de Nouvelle-Zélande. Choquette (1987) rapporte un seuil létal de 6,7 kg i.a./ha d'après une étude en laboratoire chez *Geocoris pallens* (ordre des hémiptères). Étant donné leur importance économique, les abeilles ont été considérées séparément. La majorité des études consultées rapportent une DL₅₀ supérieure à 100 µg/abeille, tant pour le Roundup^{MD} que pour le glyphosate technique (Ghassemi *et al.*, 1981; USDA, 1984; USDA, 1989).

Plusieurs études ont démontré que le surfactant utilisé dans la préparation du Vision^{MD} (ou Roundup^{MD}) est plus toxique pour les organismes aquatiques que le glyphosate technique. Les valeurs de CL₅₀ du Roundup^{MD} sont généralement inférieures d'un ordre de grandeur aux valeurs de CL₅₀ du glyphosate technique (Trotter *et al.*, 1990). Le niveau sans effet observable (NSEO) le plus bas est retrouvé chez les cladocères (*Daphnia magna*) et est de 1,9 mg/l pour le Roundup^{MD} (Doliner, 1991) alors que la CL₅₀ est de 3,0 mg/l (48 h) (Folmar *et al.*, 1979). Ces derniers auteurs ont remarqué une augmentation significative de la dérive des larves de moucheron (*Chironomus plumosus*) suivant une exposition de 12 heures au Roundup^{MD} à une concentration de 2,0 mg/l, mais pas à la même concentration de glyphosate (Hydro-Québec, 1992). Bien que l'on considère généralement que l'adsorption du glyphosate sur les particules en suspension dans la colonne d'eau réduise sa biodisponibilité (et sa toxicité) pour les organismes aquatiques, c'est l'inverse qui semble se produire lors des essais effectués avec *Daphnia pulex* (Trotter *et al.*, 1990). Hartman et Martin (1984) ont étudié l'effet de sédiments inorganiques en suspension (bentonite) sur la toxicité aiguë du Roundup^{MD} pour ces organismes. Ils ont trouvé une CE₅₀ (48 h) de 3,2 mg/l en présence de sédiments en suspension et de 7,9 mg/l en l'absence de ces derniers. Les auteurs avançaient l'hypothèse que le glyphosate adsorbé aux particules pouvait être ingéré par ces organismes filtreurs et être plus toxique par cette voie. Trotter *et al.* (1990) mentionne toutefois que les auteurs n'ont pas pris en considération la présence du surfactant ni la possibilité que la toxicité combinée du glyphosate et du surfactant ait des effets antagonistes. Si c'était le cas, l'élimination du glyphosate de la solution par adsorption sur la suspension d'argile expliquerait les effets toxiques accrus observés chez l'organisme testé (Trotter *et al.*, 1990).

2.4 Poissons

Le Roundup^{MD} est modérément toxique pour les poissons avec des valeurs de CL₅₀ généralement inférieures à 10 ppm pour une exposition de 96 heures, alors que le glyphosate est légèrement à pratiquement non toxique avec des CL₅₀ supérieures à 10 ppm et 100 ppm (USDA, 1989; Hydro-Québec, 1992). Folmar *et al.* (1979) rapportent les plus faibles valeurs de CL₅₀ trouvées dans la littérature. Pour le Roundup^{MD}, les CL₅₀ variaient de 2,3 à 13 mg/l, selon l'espèce, pour une exposition de 96 heures. Leurs travaux indiquent que c'est au stade de l'oeuf que les poissons étaient le moins sensible et que la toxicité du Roundup^{MD} augmentait quand ils atteignaient les stades d'alevin vésiculé et d'alevin libre. Les alevins de truites arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) ont démontré une plus grande susceptibilité avec une CL₅₀ de 1,3 mg/l (96 h). Pour le glyphosate, les CL₅₀ ont varié de 97 à 140 mg/l pour les mêmes espèces. Aucun changement de la fécondité et du développement des gonades chez les truites arc-en-ciel exposées pendant 12 heures à 2 mg/l de glyphosate ou de Roundup^{MD} n'a été observé. Aucun comportement d'évitement n'a été observé chez la truite arc-en-ciel à la suite d'une concentration de 10 mg/l de glyphosate. Les auteurs ont conclu que le surfactant avait une toxicité équivalente à celle de la formulation commerciale (Roundup^{MD}) alors que le glyphosate technique était moins toxique dans une mesure d'environ un ordre de grandeur (Hydro-Québec, 1992; USDA, 1989). Nous estimerons donc le seuil létal à 1,0 mg/l, compte tenu que la plus faible valeur de CL₅₀ de Roundup^{MD} trouvée est de 1,3 mg/l pour le stade le plus sensible.

2.5 Oiseaux

Le glyphosate est légèrement toxique pour l'avifaune (US EPA, 1986 dans USDA, 1989). Choquette (1987) avait noté un seuil de non-effet de 3 000 mg/kg à partir d'une revue de la documentation. La plupart des études sur la toxicité ont été effectuées en laboratoire, soit par l'incorporation du produit dans la diète d'oiseaux adultes ou de poussins, soit par l'injection des oeufs. Selon certaines études (USDA, 1988b; US EPA, 1986 dans USDA, 1989; US EPA, 1990), la DL₅₀ aiguë chez la caille (*Colinus virginianus*) serait supérieure à 2 000 mg/kg, alors que selon

Doliner (1991), elle serait supérieure à 3 851 mg/kg . À la suite d'une diète de huit jours (toxicité subchronique), la CL₅₀ serait supérieure à 4 640 ppm pour la caille et le canard colvert (*Anas platyrhynchos*). Les études sur la reproduction n'ont révélé aucun effet à des niveaux d'exposition jusqu'à 1 000 ppm dans la diète chez ces mêmes espèces (USDA, 1988b; USDA, 1989; US EPA, 1990). Evans et Batty (1986) n'ont observé aucun effet chez des pinsons adultes (*Poephila guttata*) après une diète de cinq jours à des concentrations de 2 500 ppm de Roundup^{MD}.

2.6 Mammifères

Pour les mammifères, différentes études ont été réalisées en laboratoire principalement chez les rongeurs, les lagomorphes et les chiens. Une synthèse des différents seuils trouvés dans la littérature est présentée au tableau 12. Les critères de catégories de toxicité élaborés par l'US EPA sont présentés au tableau suivant .

TABLEAU 7
CRITÈRES DE CATÉGORIES DE TOXICITÉ

INDICATEUR DE RISQUE	CATÉGORIE I	CATÉGORIE II	CATÉGORIE III	CATÉGORIE IV
DL ₅₀ orale	jusqu'à 50 mg/kg	> 50 jusqu'à 500 mg/kg	> 500 jusqu'à 5 000 mg/kg	> 5 000 mg/kg
DL ₅₀ dermale	jusqu'à 200 mg/kg	> 200 jusqu'à 2 000 mg/kg	> 2 000 jusqu'à 5 000 mg/kg	> 5 000 mg/kg
CL ₅₀ inhalation	jusqu'à 0,05 mg/l	> 0,05 jusqu'à 0,5 mg/l	> 0,5 jusqu'à 5 mg/l	> 5 mg/l
Effets sur les yeux	Corrosif (destruction irréversible des tissus oculaires) ou complication cornéenne ou irritation persistant plus de 21 jours	complication cornéenne ou irritation se résorbant en 8-21 jours	complication cornéenne ou irritation se résorbant en 7 jours ou moins	effets minima se résorbant en moins de 24 h
Effets sur la peau	Corrosif (destruction des tissus du derme et/ou cicatrice)	irritation sévère à 72 h (érythème ou oedème sévère)	irritation modérée à 72 h (érythème modéré)	irritation légère (pas d'irritation ou érythème léger)

Traduit de : US EPA (1984 dans CTQ, 1988a)

Les sections suivantes (2.6.1 à 2.6.5 inclusivement) sont tirées intégralement du document de Samuel et al. (1994a) du Centre de toxicologie du Québec. Le lecteur qui désire plus d'information sur le sujet pourra consulter Samuel *et al.* (1994b).

2.6.1 Toxicité aiguë

Les études de toxicité aiguë par voie orale chez les mammifères indiquent que le glyphosate technique possède une faible toxicité. La formulation commerciale de Roundup^{MD} présente également une faible toxicité aiguë chez les rats (USDA, 1984; Doliner, 1991).

Une seule étude traite de la neurotoxicité du glyphosate. Aucune manifestation clinique de toxicité ni aucune lésion histopathologique du tissu nerveux n'a été observé chez les poules traitées (Doliner, 1991).

La toxicité du glyphosate technique administré par voie intrapéritonéale semble plus importante que celle observée pour la voie orale (Bababunmi *et al.*, 1978; Smith et Oehme, 1992).

Selon les données disponibles sur la toxicité aiguë par voie cutanée, le produit technique et la formulation de Roundup^{MD} sont respectivement considérés comme très peu toxique et légèrement toxique.

Le glyphosate technique n'a pas produit d'irritation de la peau chez les lapins, mais des irritations variant de modérées à sévères ont été observées chez le cobaye lors d'applications répétées. Chez l'humain, aucune irritation primaire n'a été observée à la suite d'application cutanée unique ou répétée de glyphosate (Doliner, 1991).

La formulation commerciale de Roundup^{MD} est un irritant modéré pour la peau (Smith et Oehme, 1992; Doliner, 1991). Les résultats suggèrent d'ailleurs que le potentiel irritant du Roundup^{MD} serait plutôt relié au surfactant présent dans la formulation commerciale. Chez l'humain, le Roundup^{MD} ne s'est pas avéré plus irritant qu'un nettoyeur tout usage, un shampoing pour bébé ou un détergent de lave-vaisselle (Maibach, 1986). La formulation commerciale n'a pas démontré d'évidence d'induction de photoirritation, de dermatite allergique ou photoallergique ni de sensibilisation cutanée.

Le glyphosate technique est légèrement irritant pour l'oeil chez les lapins (USDA, 1984). La formulation de Roundup^{MD} est par contre considérée comme un irritant modéré.

Lors d'une étude d'exposition par inhalation à la formulation commerciale (12,2 mg/l) pendant 4 h, aucun rat n'est décédé et aucune réaction anormale n'a été observée. Ces résultats indiquent que la CL₅₀ serait supérieure à 12,2 mg/l (Monsanto, 1983a).

Le tableau 8 présente un résumé des valeurs létales du glyphosate pour les différentes voies d'exposition.

TABLEAU 8
CLASSIFICATION DE LA TOXICITÉ AIGUË DU GLYPHOSATE SELON LES VOIES D'EXPOSITION

VOIE D'EXPOSITION DES PRODUITS	CATÉGORIE	DOSE OU CONCENTRATION LÉTALE MÉDIANE (DL ₅₀ ou CL ₅₀)	RÉFÉRENCE
Orale			
. Glyphosate	très peu toxique à légèrement toxique	4 320-5 600 mg/kg chez le rat	USDA, 1984; Bababunmi <i>et al</i> , 1978
		1 568 mg/kg chez la souris	Bababunmi <i>et al</i> , 1978
		> 3 800 mg/kg chez le lapin	USDA, 1984; Doliner, 1991
. Roundup ^{MD}	très peu toxique	5 400 mg/kg chez le rat	Doliner, 1991
Intrapéritonéale			
. Glyphosate		238 mg/kg chez le rat	Bababunmi <i>et al.</i> , 1978
		134 mg/kg chez la souris	Bababunmi <i>et al.</i> , 1978
Cutanée			
. Glyphosate	très peu toxique	> 5 000 mg/kg chez le lapin	US EPA, 1993; USDA, 1984
. Roundup ^{MD}	légèrement toxique	> 17 000 mg/kg chez le rat	Smith et Oehme, 1992
		> 7 940 mg/kg chez le lapin	USDA, 1984
Respiratoire			
. Roundup ^{MD}	Légèrement toxique	3,18 mg/l chez le rat	Monsanto, 1983a

Le Centre anti-poison du Québec a dénombré de 3 à 8 cas d'intoxication au glyphosate par année de 1988 à 1991 et 23 cas en 1993. La majorité des cas présentant des symptômes font référence à des expositions par voie cutanée et les effets observés étaient principalement des irritations. Pour quelques cas d'exposition involontaire par voie orale, on n'a observé une atteinte gastro-intestinale sans gravité. Il est difficile de connaître la portée véritable de ces cas d'intoxication car les renseignements disponibles ne nous permettent pas toujours de faire un lien entre les symptômes décrits et l'exposition au glyphosate.

2.6.2 Toxicité subchronique

Un résumé des valeurs de NOEL (dose sans effet observé) des études de toxicité subchronique du glyphosate et des effets systémiques correspondants est présenté au tableau 9.

Les différents résultats des études de toxicité subchronique par voie orale chez les rats n'ont pas démontré de lien entre le glyphosate et une toxicité spécifique (USDA, 1984; Doliner, 1991). Dans une autre étude où 0, 200, 2 000, 5 000 ou 12 500 ppm de glyphosate ont été ajoutés à la nourriture de rats pendant 90 jours, on a observé une augmentation du poids relatif et absolu des poumons aux plus fortes doses (USDA, 1988a). Le seul effet observé chez des souris nourries à des concentrations de 0, 5 000, 10 000 ou 50 000 ppm de glyphosate pendant 3 mois a été une diminution de la croissance à la plus forte dose.

Dans une étude chez des chiens Beagle exposés pendant 90 jours à des concentrations de 0, 200, 600 ou 2 000 ppm, aucun effet important n'a été noté (USDA, 1984; Doliner, 1991).

À la suite d'une exposition cutanée de glyphosate (0, 100, 1 000 ou 5 000 mg/kg/jr) pendant 3 semaines, des lapins ont présenté un léger oedème et un érythème de la peau à 5 000 mg/kg/jr (USDA, 1988a; Doliner, 1991). Chez les lapins exposés à la formulation commerciale de Roundup^{MD} à des doses de 0, 76 et 114 mg/kg/jr (6 h/jr, 5 jours/semaine pendant 3 semaines), on a observé un épaissement cutané et un érythème léger à modéré dans tous les groupes, ainsi qu'une augmentation statistiquement significative du poids des testicules dans le groupe exposé à 114 mg/kg/jr. L'examen histopathologique des testicules a cependant démontré que les sujets traités étaient comparables à ceux du groupe témoin (Doliner, 1991; Killeen, 1975).

Lors d'une étude de toxicité subchronique par inhalation, des rats ont été exposés 6 h/jr, 5 jours/semaine pendant 22 jours à des concentrations de 0; 0,05; 0,16 ou 0,36 mg/l d'une solution aqueuse de Roundup^{MD} (33_ %). On n'a pas observé de signe de toxicité au cours de l'exposition. L'examen microscopique montrait des problèmes d'irritation au niveau des poumons (infiltration), du nez (inflammation) et de la trachée. Les constatations faites lors de la nécropsie et de l'examen histopathologique n'ont pas révélé de différence entre les témoins et les sujets traités (Monsanto, 1983b).

TABLEAU 9
NOEL DES ÉTUDES DE TOXICITÉ SUBCHRONIQUE DU
GLYPHOSATE ET LES EFFETS TOXIQUES CORRESPONDANTS

ÉTUDES DE TOXICITÉ SUBCHRONIQUE	NOEL mg/kg/jr	EFFETS	RÉFÉRENCES
<u>Glyphosate</u>			
. Voie orale			
. Chez le rat (13 semaines)	> 100	aucun effet noté	Doliner, 1991
. Chez le rat (90 jours)	135	augmentation du poids relatif et absolu des poumons	USDA, 1988a
. Chez la souris (3 mois)	2 305	diminution de la croissance à 50 000 ppm	USDA, 1988a
. Chez le chien (90 jours)	> 50	aucun effet observé	Doliner, 1991
. Chez le chien (1 an)	100 (NOAEL)	augmentation de l'incidence de nodules lymphoïdes dans l'épidyme à 500 mg/kg	Doliner, 1991
. Voie cutanée			
. Chez le lapin (3 semaines)	5 000	pas d'autre effet qu'une légère irritation cutanée	Doliner, 1991
<u>Roundup^{MD}</u>			
. Voie cutanée			
. Chez le lapin (3 semaines)	> 114	pas de toxicité systémique, érythème léger	Doliner, 1991; Killeen, 1975
. Inhalation			
. Chez le rat (22 jours)	> 0,36 (mg/l)	pas de signe de toxicité significativement différent entre le groupe témoin et le groupe contrôle	Monsanto, 1983b

2.6.3 Toxicité chronique et oncogénicité

Un résumé des valeurs de NOEL des études de toxicité chronique du glyphosate et des effets systémiques correspondants est présenté au tableau 10.

TABLEAU 10
NOEL DES ÉTUDES DE TOXICITÉ CHRONIQUE DU GLYPHOSATE
ET LES EFFETS TOXIQUES CORRESPONDANTS

ÉTUDES CHRONIQUES	NOEL mg/kg/jr	EFFETS	RÉFÉRENCES
Voie orale			
. Chez le rat (26 mois)	31	pas de différence entre le groupe contrôle et le groupe témoin en ce qui concerne les tumeurs interstitielles des testicules et l'apparition de tumeurs de la thyroïde	US EPA, 1992a
. Chez le rat (24 mois)	362	légère irritation de l'estomac, diminution du poids corporel et du gain pondéral (F), diminution du pH urinaire, augmentation de l'incidence des cataractes et des effets testiculaires à 1 000 mg/kg/jr	Doliner, 1991
. Chez la souris (2 ans)	714	réduction du poids corporel (M,F) et de la numérotation de leucocytes (M) ainsi qu'une augmentation de l'incidence de la nécrose hépatique (M) pas d'augmentation importante des lésions néoplasiques	Doliner, 1991; Stout et Ruecker, 1990 dans US EPA, 1992a
. Chez le chien (1 an)	> 500	diminution des concentrations du sodium et du potassium sérique	US EPA, 1992a

La compagnie Monsanto a présenté une étude de toxicité chronique et d'oncogénicité dans laquelle des rats ont été exposés par voie alimentaire à des concentrations de 0, 3, 10 et 31 mg/kg/jr de glyphosate pendant 26 mois. Aucune différence significative n'a été observée entre les groupes exposés et le groupe témoin. L'incidence des tumeurs interstitielles observées au niveau des testicules n'était pas liée à la dose et il est peu probable qu'elle soit liée au traitement. La possibilité d'un lien entre le traitement et l'apparition des tumeurs à cellule C de la thyroïde a aussi été écartée car les tumeurs ont également été observées chez les témoins.

Des souris ont été exposées par voie alimentaire à des concentrations de 0, 1 000, 5 000 ou 30 000 ppm de glyphosate. À la plus forte dose, on a observé une réduction du poids corporel

(2 sexes) et de la numération des leucocytes chez les mâles (à 12 mois seulement). L'examen histopathologique montra une légère augmentation de l'incidence de nécrose hépatique chez les mâles à 30 000 ppm. Les autres changements non néoplasiques observés à fortes doses incluaient une hypertrophie centrolobulaire ainsi qu'une néphrite interstitielle (mâles) et une basophilie et hypertrophie des cellules épithéliales des tubules proximaux (femelles) (Doliner, 1991; Stout et Ruecker, 1990 dans US EPA, 1992a).

US EPA a recommandé de reprendre cette étude d'oncogénicité avec un plus grand nombre de souris, mais l'a acceptée comme étude de toxicité chronique. Lors d'une première évaluation des résultats de l'étude, on a cru noter une légère augmentation de l'incidence des adénomes tubulaires rénaux à la dose la plus élevée, mais des examens complémentaires ont révélé la présence de ces adénomes chez le groupe contrôle. US EPA considère que la réponse oncogène est au mieux une réponse marginale, étant donné la forte dose utilisée, qu'il n'y a pas eu d'augmentation importante des lésions néoplasiques et que les tests de mutagénicité étaient négatifs (USDA, 1988a).

Dans une étude avec des chiens Beagle, on a administré par voie orale des doses de 0, 20, 100 ou 500 mg/kg/jr de glyphosate sous forme de capsules de gélatine pendant 1 an. Une légère diminution des concentrations du sodium et du potassium sérique chez les mâles à 100 et 500 mg/kg et chez les femelles à 500 mg/kg fut observée au 3^e mois. Une diminution apparente des poids absolus et relatifs des glandes pituitaires a aussi été observée aux 2 plus fortes doses mais ces effets n'étaient corrélés avec aucun effet histopathologique. Selon Santé et Bien-Être social Canada (SBSC), une dégénérescence des tubules rénaux dont la signification clinique est discutable a été observée dans tous les groupes. Cet organisme précise qu'une augmentation de l'incidence de nodules lymphoïdes dans l'épidyme fut observée à la dose de 500 mg/kg/jr (Doliner, 1991).

À la suite des découvertes équivoques faites lors des études chez les rats et les souris, le glyphosate avait été classé dans le groupe D pour ce qui est des effets cancérigènes. Cette catégorie est utilisée pour les produits pour lesquels il y a une preuve insuffisante de cancérogénicité chez l'humain et l'animal ou pour lesquels il n'y a pas suffisamment de données disponibles.

Afin de lever l'incertitude entourant le pouvoir tumorigène du glyphosate, une nouvelle étude de toxicité chronique-cancérogénicité a donc été effectuée chez les rats. À la plus forte dose, on a observé une diminution du poids corporel et du gain pondéral chez les femelles, une diminution du pH urinaire et une augmentation de l'incidence des cataractes et des effets testiculaires chez les rats mâles vieillissants, ainsi qu'une augmentation de l'irritation de l'estomac chez les 2 sexes. Cette étude n'a indiqué aucune activité tumorigène liée à l'exposition au glyphosate.

Cette étude et l'ensemble des autres données toxicologiques ont été évaluées par un comité de pairs. Ce comité, qui devait mettre particulièrement l'emphase sur l'évaluation du potentiel cancérigène du glyphosate, décida de classer ce produit dans le groupe E (évidence de non-cancérogénicité chez l'humain) en raison du manque d'évidence de cancérogénicité convaincante dans des études adéquates chez deux espèces animales (US EPA, 1993).

2.6.4 Effets sur le développement et sur la reproduction

Un résumé des valeurs de NOEL des études sur le développement et la reproduction du glyphosate et les effets toxiques correspondants est présenté au tableau 11.

TABLEAU 11
NOEL DES ÉTUDES SUR LE DÉVELOPPEMENT ET LA REPRODUCTION
POUR LE GLYPHOSATE ET LES EFFETS TOXIQUES CORRESPONDANTS

ÉTUDES CHRONIQUES	NOEL mg/kg/jr	EFFETS	RÉFÉRENCES
Reproduction			
. Chez le rat (3 générations)	10	dilatation des tubules rénaux de la génération F _{3b} à des doses maternelles de 30 mg/kg/jr	Bio/Dynamics, 1981 dans US EPA, 1992a
. Chez le rat (2 générations)	100 (SBSC) 500 (US EPA)	diminution de poids des petits et des adultes à 500 mg/kg/jr. Réduction du poids maternel chez les femelles F, et les petits F _{2a} à 500 mg/kg/jr	Doliner, 1991; Reyna, 1990 dans US EPA, 1992a
Tératogénicité			
. Chez le rat (entre les jours 6 à 19 de la gestation)	1 000	non-ossification du sternum à la dose toxique pour la mère (3500 mg/kg/jr)	Doliner, 1991
. Chez le lapin (entre les jours 7 à 27 de la gestation)	350 (foe) 175 (mat)	réduction passagère du poids corporel chez les mères. Pas d'effet tératogène	Monsanto, 1980 dans US EPA, 1993

Dans une étude chez des rats gravides exposés par gavage entre le 6^e et le 19^e jour de gestation, on a observé une absence d'ossification chez les foetus dont la mère avait reçu une dose de 3 500 mg/kg/jr (Doliner, 1991).

Chez les lapins gravides exposés par gavage à des doses de 0, 75, 175 ou 350 mg/kg/jr entre le 7^e et le 27^e jour de la gestation, on rapporte des signes cliniques de toxicité et une réduction passagère du poids corporel est apparue aux deux plus fortes doses. Des malformations ont été observées mais elles n'étaient pas liées à la dose et leur nombre n'excédait pas les valeurs pour les témoins (Monsanto, 1980 dans US EPA, 1993).

Lors d'une étude de reproduction portant sur 3 générations, on a exposé des rats par voie alimentaire. Aucun effet lié à la fertilité ou à la reproduction n'a été observé. On a cependant constaté une dilatation accrue des tubules rénaux chez les rejetons mâles de la génération F₃b lorsque les mères recevaient des doses de 30 mg/kg/jr (Bio/Dynamics, 1981 dans US EPA, 1992a). Cependant, dans une autre étude chez les rats exposés sur deux générations à des concentrations de 0, 100, 500 et 1 500 mg/kg/jr, il n'y a pas eu d'atteinte rénale liée au traitement et décelable à l'examen histopathologique (Reyna, 1990 dans US EPA, 1992a).

2.6.5 Génotoxicité

Le glyphosate technique s'est avéré négatif lors d'une multitude de tests de mutation génique (*in vitro*), de modification chromosomique (*in vitro*) et de dommage à l'ADN (*in vivo* et *in vitro*). L'US EPA considère par ailleurs que les études soumises par la compagnie sont satisfaisantes. La formulation de Roundup^{MD} s'est révélée faiblement génotoxique à des doses variant de 0,25 à 25 mg/ml lors d'un test fondé sur l'échange de chromatides soeurs (Vigfusson et Vyse, 1980).

2.7 Synthèse

Le tableau 12 présente un résumé des niveaux de toxicité trouvés dans la littérature pour chacun des différents groupes d'organismes.

TABLEAU 12

TOXICITÉ DU GLYPHOSATE ET DE SES FORMULATIONS

ORGANISME	FORMULATION	NATURE DE L'EXPOSITION	EFFETS OBSERVÉS	COMMENTAIRES	RÉFÉRENCES		
THALLOPHYTES							
Champignons	général	Roundup	50 ppm	inhibition de la croissance	sol traité en laboratoire	Choquette, 1987	
	général	Roundup	500 ppm	seuil létal		Choquette, 1987	
	général	Glyphosate	1 000 ppm	ralentissement de la respiration		Roslycky, 1982	
	plusieurs espèces	Roundup	49 à 320 ug/g	DE50		Grossbard, 1985	
	<i>Fusarium nivale</i>	Roundup	12 ug/g	DE50 (espèce pathogène)	Grossbard, 1985		
Bactéries	général	Roundup	50 ppm	inhibition de la croissance	sol traité en laboratoire	Choquette, 1987	
	général	Glyphosate	50 ppm	ralentissement de la respiration		Roslycky, 1982	
	général	Glyphosate	50 ppm	inhibition de la croissance 50%		Roslycky, 1982	
	actinomycoles	Glyphosate	50 ppm	ralentissement de la respiration		sol traité en laboratoire	Roslycky, 1982
	saprophytes	Glyphosate	625 ppm	DL50		sol naturel	Grossbard, 1985
	celluloliques	Glyphosate	625 ppm	DL50		sol naturel	Grossbard, 1985
	aquatiques	Roundup	1 500 ppm	seuil létal		étang en milieu naturel	Chan et Leung, 1986
aquatiques	Roundup	50 ppm	inhibition de la croissance	étang en milieu naturel	Chan et Leung, 1986		
Algues aquatiques							
	4 espèces	Glyphosate	0,64 à 24,9 mg/l	CE50	valeur médiane = 11 mg/l selon l'espèce	Doliner, 1991	
	13 espèces	Glyphosate	2,8 à 23 mg/l	inhibition de la croissance 100%		Blanck <i>et al.</i> , 1984 dans Trotter <i>et al.</i> , 1990	
	cyanobactéries	Glyphosate	2 à 100 mg/l	inhibition de la croissance 50%		Hutber <i>et al.</i> , 1979 dans Doliner, 1991	
	cyanobactéries	Glyphosate	10 à > 100 mg/l	inhibition de la croissance 100%		Hutber <i>et al.</i> , 1979	
	diatomées	Roundup	2,2 kg l.a./ha	stimulation		Sullivan <i>et al.</i> , 1981	
	périphyton	Roundup	> 8,9 mg/l	CE50		colonies sur substrats artificiels	Goldsborough et Brown, 1988
	périphyton	Roundup	2,0 kg/ha	aucun effet néfaste		jusqu'à 37 jours dans un cours d'eau arrosé, colonies sur substrats artificiels	Ernst <i>et al.</i> , 1987; Trotter <i>et al.</i> , 1990
BRYOPHYTES							
				aucune donnée		Choquette, 1987	
PTÉRIDOPHYTES							
Fougères	Roundup	0,02 kg/ha	seuil sans effets			Choquette, 1987	
	Roundup	0,18 kg/ha	seuil létal			Choquette, 1987	
Prêles	Roundup	1,0 kg/ha	seuil sans effets			Choquette, 1987	
	Roundup	2,0 kg/ha	seuil létal			Choquette, 1987	
SPERMATOPHYTES							
Gymnospermes	Roundup	1,0 kg/ha	dommages observés	traitement après l'aotement		Choquette, 1987	
	Roundup	0,6 kg/ha	dommages observés	traitement avant l'aotement		Choquette, 1987	
Angiospermes - ligneuses	Roundup	0,54 kg/ha	seuil phytotoxique	estimation		Choquette, 1987	
Angiospermes - herbacées	Roundup	0,1 kg/ha	seuil phytotoxique			Choquette, 1987	
Angiospermes - cultivées	Roundup	0,14 kg/ha	seuil phytotoxique			Choquette, 1987	
	Roundup	10 g/ha	seuil létal			Choquette, 1987	
Angiospermes - aquatiques							
	plantes émergées	Roundup	0,6 kg/ha	seuil phytotoxique	glyphosate dissous dans l'eau	Choquette, 1987	
	plantes flottantes	Roundup	0,56 kg/ha	seuil phytotoxique		Choquette, 1987	
	(<i>Lemna minor</i>)	Glyphosate	2 mg/l (14 jours)	DE50		Hartman et Martin, 1984 dans Trotter <i>et al.</i> , 1990	
	(<i>Lemna gibba</i>)	Glyphosate	25,5 mg/l (14 jours)	CE50		Doliner, 1991	
	plantes submergées	Roundup	0,1 à 10 ppm	seuil phytotoxique		Choquette, 1987	

TABLEAU 12

TOXICITÉ DU GLYPHOSATE ET DE SES FORMULATIONS (suite -1)

ORGANISME	FORMULATION	NATURE DE L'EXPOSITION	EFFETS OBSERVÉS	COMMENTAIRES	RÉFÉRENCES
INVERTÉBRÉS					
Mollusques (Huître de l'Atlantique)	Glyphosate	10 mg/l (48 h)	NSEO		Doliner, 1991; Trotter <i>et al.</i> , 1990; US EPA, 1990; Hydro-Québec, 1992
Annélides (Allolobophora caliginosa)	Glyphosate	100 ppm (7 jrs)	aucun effet important sur la croissance	en laboratoire - sol de Nouvelle-Zélande	Doliner, 1991
Arthropodes					
Insectes terrestres	Roundup	6,7 kg/ha	seuil léthal		Choquette, 1987
Insectes pollinisateurs	Roundup	> 100 µg/labellée (48 h)	DL ₅₀		Choquette, 1987; USDA, 1989
Insectes aquatiques (Chironomus plumosus)	Roundup	0,2 mg/l	seuil sans effets		Choquette, 1987
	Roundup	18 mg/l (48 h)	CE ₅₀		Folmar <i>et al.</i> , 1979
	Glyphosate	55 mg/l (48 h)	CE ₅₀		Folmar <i>et al.</i> , 1979
Crustacés					
(Daphnia magna)	Roundup	> 0,75 mg/l	seuil léthal		Hartman et Martin, 1964
" "	Roundup	1,9 mg/l	NSEO		Doliner, 1991
" "	Roundup	3,0 mg/l (48 h)	CL ₅₀		Choquette, 1987; USDA, 1989; Hydro-Québec, 1992
" "	Roundup	5,3 mg/l (48 h)	CL ₅₀		Doliner, 1991
" "	Roundup	100 X dose recommandée	effets négligeables sur les populations	mare expérimentale	Bulkema <i>et al.</i> , 1981 dans Tooby, 1985
(Daphnia pulex)	Roundup	25,5 mg/l (48 h)	CE ₅₀		Servizi <i>et al.</i> , 1987 dans Trotter <i>et al.</i> , 1990
(Daphnia sp.)	Glyphosate	780 mg/l (48 h)	CL ₅₀		Trotter <i>et al.</i> , 1990; US EPA, 1990; Doliner, 1991; USDA, 1989
(Daphnia magna)	Glyphosate	50 mg/l (21 jours)	NSEO	toxicité chronique	US EPA, 1990; Doliner, 1991; USDA, 1989
Crevette (Paleomonetes sp.)	Glyphosate	210mg/l (96 h)	NSEO		Monsanto Cie., 1982; USDA, 1981 dans Trotter <i>et al.</i> , 1990; Doliner, 1991; Hydro-Québec, 1992
" "	Glyphosate	281mg/l (96 h)	CL ₅₀		Monsanto Cie., 1982; USDA, 1981 dans Trotter <i>et al.</i> , 1990; Doliner, 1991; Hydro-Québec, 1992
" "	Glyphosate	650 mg/l (96 h)	NSEO		US EPA, 1990; Doliner, 1991; Trotter <i>et al.</i> , 1990; Hydro-Québec, 1992
Crabe appelant	Glyphosate	934 mg/l (96 h)	CL ₅₀		US EPA, 1990; Doliner, 1991; Trotter <i>et al.</i> , 1990; Hydro-Québec, 1992
VERTÉBRÉS					
Poissons					
Truite arc-en-ciel	Roundup	1,0 mg/l	seuil léthal	valeur estimée	Choquette, 1987
Tête-de-boule	Roundup	1,3 mg/l (96 h)	CL ₅₀	alevins (1 g)	Folmar <i>et al.</i> , 1979; USDA, 1989; Hydro-Québec, 1992
Crapet arlequin	Roundup	2,3 mg/l (96 h)	CL ₅₀		Folmar <i>et al.</i> , 1979; Hydro-Québec, 1992
Truite arc-en-ciel	Roundup	5,0 mg/l (96 h)	CL ₅₀		Folmar <i>et al.</i> , 1979; Hydro-Québec, 1992
Barbus de rivière	Roundup	8,3 mg/l (96 h)	CL ₅₀		Folmar <i>et al.</i> , 1979; Hydro-Québec, 1992
Tête-de-boule	Roundup	13 mg/l (96 h)	CL ₅₀		Folmar <i>et al.</i> , 1979; Hydro-Québec, 1992
Barbus de rivière	Glyphosate	97 mg/l (96 h)	CL ₅₀		Folmar <i>et al.</i> , 1979; Hydro-Québec, 1992
Truite arc-en-ciel	Glyphosate	130 mg/l (96 h)	CL ₅₀		Folmar <i>et al.</i> , 1979; Hydro-Québec, 1992
Crapet arlequin	Glyphosate	140 mg/l (96 h)	CL ₅₀		Folmar <i>et al.</i> , 1979; Hydro-Québec, 1992
Truite arc-en-ciel	Glyphosate	140 mg/l (96 h)	CL ₅₀		Folmar <i>et al.</i> , 1979; Hydro-Québec, 1992
" "	Vision	27 ppm (96 h)	CL ₅₀		Folmar <i>et al.</i> , 1979; Hydro-Québec, 1992
" "	"	13,5ppm (96 h)	LOEC	comportement	Morgan <i>et al.</i> , 1991
" "	Vision	54 ppm (96 h)	LOEC	évitement	Morgan <i>et al.</i> , 1991
Amphibiens			aucune donnée		
Reptiles			aucune donnée		

TABLEAU 12

TOXICITÉ DU GLYPHOSATE ET DE SES FORMULATIONS (suite -2)

ORGANISME	FORMULATION	NATURE DE L'EXPOSITION	EFFETS OBSERVÉS	COMMENTAIRES	RÉFÉRENCES			
Oiseaux	Caille	Glyphosate	3 000 mg/kg (4 sem.)	seul sans effets	taux de croissance des poussins	Choquette, 1987		
		Glyphosate	> 3 851 mg/kg	DL ₅₀		Doliner, 1991		
	Caille, colvert	Glyphosate	> 2 000 mg/kg	DL ₅₀		US EPA, 1990; US EPA, 1986 dans USDA, 1989		
		Glyphosate	> 4 640 ppm (diète - 8 jours)	CL ₅₀		USDA, 1994; USDA, 1989; US EPA, 1990; Hydro-Québec, 1992		
	Poulet domestique	Roundup	> 1 000 ppm (diète)		reproduction	Doliner, 1991; US EPA, 1990; USDA, 1989		
		Roundup	immersion des oeufs (solution 5% - 5 sec.)	aucun effet sur l'éclosion ou temps de couvée	immersion à 0, 6, 12 ou 18 jrs	Batt <i>et al.</i> , 1980 dans USDA, 1984; Hydro-Québec, 1992		
Pinson	Roundup	2 500 µg/g (diète - 5 jours)	aucun effet		Evans et Batty, 1986; Hydro-Québec, 1992			
Lagomorphes	Lapin	Glyphosate	3 800 mg/kg	DL ₅₀ (orale)		Doliner, 1991; WSSA, 1983 dans Duke, 1988; CTQ, 1988; Hydro-Québec, 1992		
		Glyphosate	> 7 940 mg/kg PC	DL ₅₀ (cutanée)		Choquette, 1987		
		Glyphosate	> 5 000 mg/kg	DL ₅₀ (cutanée)		US EPA, 1989c; USDA, 1988b; CTQ, 1988		
		Glyphosate	> 5 000 mg/kg PC/jr	NSEO (cutané)	6h/jr, 5jr/sem., 3 sem.	Doliner, 1991		
		Glyphosate	1 000 mg/kg/jr (21 jours)	NSEO (cutané)		US EPA, 1990; USDA, 1989; Hydro-Québec, 1992		
		Glyphosate	30 mg/kg PC/jr	sans effet tératogène	plus haute dose testée (HDT)	Choquette, 1987		
		Glyphosate	< = 350 mg/kg/jr	sans effet tératogène		US EPA, 1990		
		Glyphosate	75 mg/kg PC/jr	NSEO (toxicité maternelle)		Doliner, 1991; Hydro-Québec, 1992		
		Glyphosate	175 mg/kg/jr	NSENO (tératogène)		US EPA, 1989c		
		Glyphosate	175 mg/kg/jr	NSEO (toxicité maternelle)		US EPA, 1990; USDA, 1989; US EPA, 1993; USDA, 1988b; Hydro-Québec, 1992		
		Glyphosate	> 350 mg/kg/jr	NSEO (foetotoxicité)	plus haute dose testée (HDT)	US EPA, 1993c; USDA, 1989; USDA, 1988b; CTQ, 1988; Hydro-Québec, 1992		
		Glyphosate	> 175 mg/kg/jr	NSEO (foetotoxicité)		Doliner, 1991 dans Hydro-Québec, 1992		
		Roundup	> 114 mg/kg PC/jr (3 sem.)	NSEO (toxicité généralisée)	exposition demale (6 h/jr, 5jr/sem.)	Doliner, 1991		
		Roundup	> 7 940 mg/kg PC	DL ₅₀ (cutanée)	fémmes (USDA, 1989)	Choquette, 1987; USDA, 1989		
		Roundup	> 5 000 mg/kg PC	DL ₅₀ (cutanée)	mâles (USDA, 1989)	US EPA, 1989c; Stevens et Sumner, 1991; Doliner, 1991; USDA, 1989; USDA, 1988b		
		Roundup	1 000 mg/kg/jr	NSEO (subchronique cutané)		USDA, 1989; US EPA, 1990		
		Rongeurs	Rat	Glyphosate	4 320 à 5 600 mg/kg	DL ₅₀ (orale)		CTQ, 1988
				Glyphosate	4 873 mg/kg	DL ₅₀ (orale)		Bababunmi <i>et al.</i> , 1978
				Glyphosate	4 320 mg/kg	DL ₅₀ (orale)		US EPA, 1990; USDA, 1989; Hydro-Québec, 1992
Glyphosate	5 600 mg/kg			DL ₅₀ (orale)	mâles et femelles	Doliner, 1991; Stevens et Sumner, 1991; Monsanto Canada inc., 1991a; US EPA, 1989c		
Glyphosate	250 mg/kg			DL ₅₀ (intrapéritonéale)		Choquette, 1987		
Glyphosate	238 mg/kg			DL ₅₀ (intrapéritonéale)		Smith et Oehme, 1992; CTQ, 1988		
Glyphosate	> 2 000 ppm ou 100 mg/kg PC/jr			NSEO	diète 13 sem.	Doliner, 1991		
Glyphosate	135 mg/kg/jr			NSEO	diète 90 jours	USDA, 1988a		
Glyphosate	10 mg/kg/jr			NSEO (systémique)	"developmental NOEL" (US EPA, 1993)	US EPA, 1990; US EPA, 1989c		
Glyphosate	> 31 mg/kg/jr			NSEO (systémique)	plus haute dose testée	USDA, 1989; USDA, 1988b; CTQ, 1988; Hydro-Québec, 1992		
Glyphosate	400 mg/kg/jr (diète oncog.)			NSEO (systémique)	pas cancer à 1 000 mg/kg/jr (HDT)	US EPA, 1993		
Glyphosate	1 000 mg/kg PC/jr			NSEO (tératogénicité)	jour 6 à 19 de la gestation	Doliner, 1991		
Glyphosate	3 500 mg/kg/jr (HDT)			aucune évidence de tératogénicité	foetotoxicité observée (Doliner, 1991)	US EPA, 1990; US EPA, 1989c		
Glyphosate	1 000 mg/kg/jr			NSEO ("developmental effects")	même expérience que précédemment	US EPA, 1993; US EPA, 1986; CTQ, 1988		
					pas ossification sternbraeae foetus			
Glyphosate	500 mg/kg/jr			developmental NOEL (reproduction)		US EPA, 1993		
Glyphosate	10 mg/kg/jr			NSEO (foetotoxicité)		USDA, 1989; CTQ, 1988; Hydro-Québec, 1992		
Glyphosate	1000 mg/kg/jr			NSEO (foetotoxicité)	toxicité maternelle	US EPA, 1990; USDA, 1989; US EPA, 1993; USDA, 1988b; Hydro-Québec, 1992		
Glyphosate	100 mg/kg PC/jr (diète) (globale)			NSEO (reproduction)		Doliner, 1991; Hydro-Québec, 1992		
Glyphosate	30 mg/kg/jr			aucun effet sur la fertilité et la reproduction		US EPA, 1990; US EPA, 1989c		
Glyphosate	30 mg/kg/jr	sans effet (orale)		Choquette, 1987				
Glyphosate	8 000 ppm ou 362 mg/kg PC/jr	NSEO		Doliner, 1991				

TABLEAU 12

TOXICITÉ DU GLYPHOSATE ET DE SES FORMULATIONS (*suite -3*)

ORGANISME	FORMULATION	NATURE DE L'EXPOSITION	EFFETS OBSERVÉS	COMMENTAIRES	RÉFÉRENCES
Rongeurs (suite)					
•	Roundup	5 400 mg/kg	DL ₅₀ (orale)		Choquette, 1987; WSSA, 1983 dans Duke, 1986; Doliner, 1991; Monsanto Canada nc., 1991a
•	Roundup	= > 17 000	DL ₅₀ (dermale)		Smith et Oehme, 1992
•	Roundup	0,36 mg/l d'air	sans effet (inhalation)		Choquette, 1987; Doliner, 1991
•	Roundup	3,18 mg/l (4 h)	CL ₅₀ (inhalation)		Choquette, 1987; CTQ, 1988; Smith et Oehme, 1992
•	Roundup	12,2 mg/l d'air (4 h)	sans effet (inhalation)		WSSA, 1983 dans Duke, 1988; Stevens et Sumner, 1991
•	Roundup	3,28 mg/l d'air (4 h)	CL ₅₀ (inhalation)		Doliner, 1991
•	Roundup	> 0,36 mg/l	NSEO (inhalation)	mâles et femelles combinés 6 h/jr; 5 jrs/sem; 4 sem.	Doliner, 1991
Souris	Glyphosate	1 588 mg/kg PC	DL ₅₀ (orale)		Babunmi <i>et al.</i> , 1978
•	Glyphosate	1 538 mg/kg PC	DL ₅₀ (orale)		Monsanto dans FAO/WHO, 1986 dans Smith et Oehme, 1992
•	Glyphosate	6 250 mg/kg (mâles), 7 810 mg/kg (fem.)	DL ₅₀ (subcutanée)		Monsanto dans FAO/WHO, 1986 dans Smith et Oehme, 1992
•	Glyphosate	134 mg/kg PC	DL ₅₀ (intrapéritonéale)		Monsanto dans FAO/WHO, 1986 dans Smith et Oehme, 1992
•	Glyphosate	10 000 ppm ou 1 900 mg/kg PC/jr	NSEO (oral)	diète 3 mois	US EPA, 1989c; Doliner, 1991
•	Glyphosate	5 000 ppm ou 714 mg/kg PC/jr	NSEO	diète 2 ans	Doliner, 1991; CTQ, 1988
•	Glyphosate	750 mg/kg/jr (diète/oncogén. 2 ans)	NSEO	effets sur cellules du foie à 4 500 mg/kg/jr	USDA, 1989; USDA, 1988b
•	Glyphosate	4 500 mg/kg/jr (diète 2 ans)	pas d'effet cancérigène	même expérience que précédemment plus haute dose testée	US EPA, 1993
Carnivores					
Beagle	Glyphosate	> 2 000 ppm ou 50 mg/kg PC/jr	NSEO	90 jours	USDA, 1984; Doliner, 1991
•	Glyphosate	100 mg/kg PC/jr (diète 1 an)	NSENO		Doliner, 1991
•	Glyphosate	300 mg/kg PC/jr (diète 2 ans)	NSEO		USDA, 1984; Doliner, 1991
Chien	Glyphosate	500 mg/kg/jr (HDT) (diète 1 an)	NSEO	plus haute dose testée	US EPA, 1987 dans USDA, 1989; US EPA, 1993; USDA, 1988b
Artiodactyles					
Chèvre (Capra hircus)	Glyphosate	4 860 mg/kg	DL ₅₀ (orale)		Monsanto, 1987 dans Lemire, 1988; Monsanto Canada Inc., 1991a
•	Glyphosate	> 3 500 mg/kg	DL ₅₀ (orale)		Smith et Oehme, 1992
•	Roundup	> 3 500 mg/kg	DL ₅₀ (orale)		Smith et Oehme, 1992
•	Roundup	4 860 mg/kg	DL ₅₀ (orale)		Monsanto, 1985 dans USDA, 1989
Vache laitière	Vision	400 mg/kg/jr (diète 7 jours)	sans effet systémique		Monsanto Canada Inc., 1991a
Primates					
Homme	Glyphosate	5 mg/m ³	sans effet (inhalation)	(OSHA)	Monsanto Company, 1982 dans Choquette, 1987
•	Glyphosate	dilué 1/45; contact répété; 2 semaines	pas de réaction d'irritation	15 applications, 3 X par sem.	Doliner, 1991
•	Roundup	(1 et 21 jours)	irritant comme nettoyant, liquide à vaisselle	346 volontaires	Maibach, 1986
•	Roundup	22 litres	seuil légal estimé	dilué pour utilisation normale	Monsanto Canada Inc., 1984 dans Choquette, 1987
	Glyphosate	DJA 0,05 mg/kg PC/jr	seuil sans effet	États-Unis	US EPA, s.d. dans Choquette, 1987
	Glyphosate	DJA 0,3 mg/kg PC/jr			FAO/OMS, 1986 dans Hydro-Québec, 1992
	Glyphosate	DJA 0,1 mg/kg/jr		États-Unis	US EPA, 1986 dans USDA, 1989; CTQ, 1988
	Glyphosate	DJA 0,75 mg/kg PC/jr		Canada	Doliner, 1991; Hydro-Québec, 1992
	Glyphosate	dose de référence 2 mg/kg PC/jr		États-Unis	US EPA, 1993
	Glyphosate	aliments : résidus maxima 0,1 mg/kg			Choquette, 1987
	Glyphosate	eau : résidus maxima 65 ug/l		biote aquatique	Trotter <i>et al.</i> , 1990
	Glyphosate	eau : résidus maxima 280 ug/l		eau potable	Santé et Bien-Être Social Canada, 1989 dans Trotter <i>et al.</i> , 1990
	Glyphosate	eau : résidus maxima 280 ug/l		abreuvement des animaux d'élevage	Trotter <i>et al.</i> , 1990
	Roundup	eau : résidus maxima 130 ug/l		biote aquatique	Corcoran <i>et al.</i> , 1984 dans Trotter <i>et al.</i> , 1990
	Glyphosate		non mutagène	classe "E"	USDA, 1989; US EPA, 1993; USDA, 1988b; CTQ, 1988; Hydro-Québec, 1992
	Glyphosate		non cancérigène		US EPA, 1993

3. DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT

Une revue de la documentation portant sur la dissipation du glyphosate dans l'environnement est présentée dans cette section sous forme de textes synthèses et de tableaux. L'air, le sol, l'eau et les sédiments, la végétation, la faune et l'homme constituent les compartiments traités. Pour chacune de ces composantes, nous présentons quelques renseignements sur la dégradation du glyphosate, sa dissipation dans la matrice étudiée et un résumé des études en milieu naturel.

Une emphase a été mise sur les études en milieu naturel réalisées par le MRN afin de tenir compte des conditions opérationnelles et des particularités trouvées au Québec. Les suivis environnementaux réalisés par le MRN visent à évaluer le comportement et la persistance du produit dans chacun des substrats étudiés. Des vérifications ponctuelles effectuées un peu partout dans la province visent ensuite à valider le comportement de base identifié ou, encore à quantifier les niveaux de résidus lors de situations particulières. Pour ne pas sous-estimer les niveaux de résidus trouvés dans les divers substrats étudiés, les prélèvements sont généralement faits dans les conditions et aux endroits favorisant une exposition importante au phytocide.

3.1 Air

Le glyphosate est un produit non volatil, c'est-à-dire qu'il ne se dissipe pas en vapeur (Monsanto Canada inc., 1985). La constante de la loi de Henry ($< 1,669 \times 10^{-12} \text{ atm}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$) indique que le glyphosate n'est pas susceptible de se volatiliser à partir de l'eau ou des surfaces humides puisque sa pression de vapeur est faible ($< 7,5 \times 10^{-8} \text{ mm de Hg à } 25 \text{ }^\circ\text{C}$) et que sa solubilité dans l'eau est élevée (Doliner, 1991).

Major et Mamarbachi (1987) ont étudié les concentrations de glyphosate présentes dans la zone respiratoire des travailleurs affectés aux travaux de pulvérisation lors d'une application terrestre en milieu forestier. Les durées des prélèvements effectués étaient égales aux périodes de travail et ont varié de 54 à 400 minutes. Des concentrations moyennes d'environ $1 \text{ à } 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ont été détectées selon les postes de travail. Une concentration maximale de $10,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été observée chez un mélangeur.

3.2 Sol

3.2.1 Dégradation

Il a été clairement démontré que la dégradation du glyphosate par les microorganismes du sol est la principale voie de dégradation du glyphosate dans l'environnement (Rueppel *et al.*, 1977, Sprankle *et al.*, 1975b et Torstensson et Aamisepp, 1977 dans Malik *et al.*, 1989). Des études ont été réalisées avec plusieurs types de sol, du sol sableux léger au sol loameux argileux. En conditions non stériles aérobiques et anaérobiques, le glyphosate est très rapidement dégradé par les microorganismes (Malik *et al.*, 1989). Le contenu en matière organique et le pH d'un sol ont très peu d'effet sur le taux de dégradation du glyphosate (Mosher et Penner, 1978, Torstensson et Stark, 1981 et Stark, 1982 dans Malik *et al.*, 1989). L'addition de phosphate à certains sols a augmenté le taux de dégradation du glyphosate alors que l'addition de Fe^{3+} et de Al^{3+} a significativement diminué le taux de dégradation du glyphosate (Sprankle *et al.*, 1975b et Mosher et Penner, 1978 dans Malik *et al.*, 1989). Le taux de dégradation du glyphosate est principalement influencé par l'effet de/s ions qui influencent la disponibilité de l'herbicide pour la dégradation en diminuant l'adsorption au sol dans le cas du phosphate et la précipitation en sels de métaux dans le cas du Fe^{3+} et du Al^{3+} (Malik *et al.*, 1989; Torstensson, 1985).

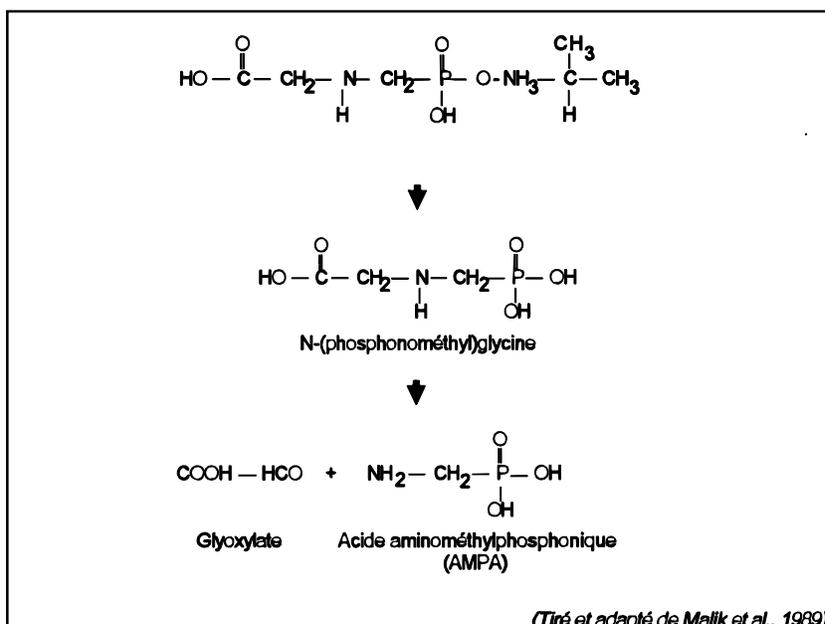


Figure 1. Processus de dégradation du glyphosate par les microorganismes du sol

Le principal métabolite du glyphosate dans le sol a été identifié comme étant l'acide aminométhylphosphonique (AMPA) après incubation de sol contenant du glyphosate marqué au ^{14}C . Le métabolite a également montré une rapide dégradation en CO_2 marqué au ^{14}C , mais à un taux légèrement plus lent que celui du glyphosate. La dégradation du glyphosate dans le sol amène la formation de phosphate, de CO_2 , et de deux molécules de carbone qui peuvent être rapidement incorporées dans une variété de produits naturels (Malik *et al.*, 1989).

3.2.2 Dissipation

Le glyphosate est pratiquement immobile dans le sol. D'après les résultats obtenus dans différents types de sol loameux, le glyphosate est considéré comme immobile et est classé 2 dans le système de classification de la mobilité des pesticides de Helling et Turner (Doliner, 1991). Ce système présente 5 classes avec aucune mobilité dans la classe 1. La mobilité augmente légèrement à un pH élevé et à de hauts niveaux de phosphate inorganique dans le sol. Son principal métabolite (AMPA) est classé comme légèrement mobile (Torstensson, 1985). Selon un modèle de simulation (sans tenir compte d'aucune forme de dégradation du produit), le glyphosate ne se trouve que dans les cinq premiers centimètres de sol dans un loam sableux en simulant 6 cm d'eaux de percolation (USDA, 1989).

Le glyphosate est rapidement inactivé dans le sol en raison de sa forte adsorption aux particules de sol (Torstensson, 1985). La configuration électronique et le comportement du glyphosate sont presque entièrement dirigés par le pH de l'environnement où il se trouve. À des niveaux de pH trouvés dans l'environnement (5-8), le glyphosate apparaît principalement comme une molécule avec trois charges négatives et une charge positive (Thompson, 1992b). Sprankle *et al.* (1975b dans Torstensson, 1985) ont trouvé que le glyphosate est lié aux particules de sol par sa portion acide phosphonique. Les phosphates inorganiques sont en compétition pour les sites d'adsorption. Les liens du glyphosate avec de la matière organique saturée en cations augmentent de la façon suivante : $\text{Na}^+ = \text{Mg}^{2+} < \text{Zn}^{2+} < \text{Ca}^{2+} = \text{Mn}^{2+} = \text{Fe}^{3+} = \text{Al}^{3+}$, alors que dans des argiles saturées en cations, les liens augmentent de la façon suivante : $\text{Ca}^{2+} < \text{Mn}^{2+} < \text{Zn}^{2+}$

$\text{Mg}^{2+} < \text{Fe}^{3+} < \text{Al}^{3+}$. La forte adsorption aux ions Fe^{3+} et Al^{3+} indique que le phosphate peut être impliqué dans l'adsorption. La sorption du glyphosate n'est pas corrélée avec la capacité de sorption totale d'un sol en phosphate, mais avec sa capacité de sorption inoccupée en phosphate (Hance, 1976 dans Torstensson, 1985). Le contenu en matière organique et le pH du sol ont peu d'effets sur l'adsorption, mais l'addition de phosphate diminue l'adsorption sur les sols qui ont une capacité de sorption inoccupée en phosphate. L'adsorption du glyphosate est réversible (Torstensson, 1985).

3.2.3 Études en milieu naturel

Plusieurs études ont été réalisées lors de conditions opérationnelles au Québec (tableau 13). Elles présentent les quantités de glyphosate effectivement trouvées dans le sol (litière, fractions organique et minérale) après des travaux de pulvérisation (1,5 kg i.a./ha) en intégrant les variables (naturelles ou autres) inhérentes à de tels travaux. Bien que les échantillons analysés soient composés de dix carottes de sol, les résultats présentent une certaine variabilité due à la variation du dépôt et aux conditions environnementales du milieu. Ils représentent néanmoins l'ordre de grandeur des niveaux de résidus présents (Léveillé *et al.*, 1993a). De façon générale, les résidus se trouvent principalement dans la portion supérieure de la strate 0-10 cm et la valeur moyenne initiale se situerait autour de 1 µg/g (poids sec). La valeur maximale de résidus trouvée dans cette strate est de 2,10 µg/g. Le temps de dissipation de 50 % des résidus est inférieur à deux mois alors que généralement les résidus sont disparus après une période de 12 à 15 mois. La dégradation microbienne serait le principal facteur de disparition des résidus. Rapide au début, le processus serait plus lent par la suite, les résidus étant fortement adsorbés aux particules de sol (Legris, 1989; Legris et Couture, 1988; Legris et Couture, 1990; Léveillé *et al.*, 1993a; MRN, données non publiées).

Ces résultats s'apparentent à ceux d'autres études réalisées au Canada. En Colombie-Britannique, Feng et Thompson (1990) ont trouvé plus de 90 % des résidus dans la strate 0-5 cm d'un sol forestier après une pulvérisation aérienne de 2 kg i.a./ha. Ils ont estimé que

la demi-vie du glyphosate variait de 45 à 60 jours. De faibles quantités de glyphosate persistaient également 1 an après le traitement. En Ontario, Roy *et al.* (1989a) ont calculé une demi-vie de 24 jours dans un sol forestier boréal après une application manuelle de 2,0 kg i.a./ha. Plus de 90 % des résidus étaient disparus après une période de 78 jours.

Après une application aérienne de 3,3 kg i.a./ha en Oregon, Newton *et al.* (1984) ont trouvé des concentrations initiales variant de 0,2 à 1,24 mg/kg pour un sol sans litière et de 0,12 à 3,05 mg/kg pour un sol avec litière. La demi-vie du glyphosate a été calculée à 40,2 jours et à 29,2 jours respectivement pour ces deux milieux.

TABLEAU 13

DEVENIR DU GLYPHOSATE DANS LE SOL

MILIEU	MODE D'APPLICATION	DOSE UTILISÉE	RÉSIDUS DÉTECTÉS	TEMPS APRÈS TRAITEMENT	LIMITE DE DÉTECTION	REMARQUES	RÉFÉRENCE
Loam (strate 0-5 cm)	hélicoptère	1,5 kg i.a./ha	0,130 ug/g 0,301 ug/g [max] nd (a)	1 sem. 12 sem. 10 mois	0,050 ug/g (poids sec)	durée de l'étude : 15 mois	Legris et Couture, 1990 (Québec)
Loam (strate 0-10 cm)	hélicoptère	1,5 kg i.a./ha	0,151 ug/g nd	1 sem. 2 sem.	0,050 ug/g (poids sec)	durée de l'étude : 12 sem. (même site que 0-5 cm)	Legris et Couture, 1990 (Québec)
Loams (strate 0-10 cm)	barillet	1,5 kg i.a./ha	1,37 ug/g [max] 0,856 ug/g [moy] (n=8) 0,201 ug/g [moy] (n=4) 0,154 ug/g [moy] (n=4)	1 jr 1 à 6 jrs 2 mois 3 mois	0,050 ug/g (poids sec)	disparition de > 50 % des résidus	Legris et Couture, 1988 (Québec)
Loam argileux (strate organique)	barillet	1,5 kg i.a./ha	0,563 ug/g [max] 0,193 ug/g nd	3 jrs 48 jrs 15 mois	0,050 ug/g (poids sec)	disparition de > 50 % des résidus	Legris et Couture, 1988 (Québec)
(strate minérale)			nd	3 jrs à 15 mois			
Loam sableux (strate 0-10 cm)	barillet	1,5 kg i.a./ha	0,514 ug/g [max] 0,195 ug/g nd	4 jrs 2 mois 15 mois	0,050 ug/g (poids sec)	disparition de > 50 % des résidus	Legris et Couture, 1988 (Québec)
Sol forestier (strate 0-10 cm)	barillet	1,5 kg i.a./ha	0,943 ug/g 0,236 ug/g 0,138 ug/g 0,278 ug/g 0,170 ug/g 0,104 ug/g 0,161 ug/g nd	1 sem. 2 sem. 5 sem. 9 sem. 9 mois 11 mois 14 mois 25 mois	0,050 ug/g (poids sec)	disparition de > 50 % des résidus	MRN, 1989 (Québec)
Sols forestiers (strate 0-10 cm)	barillet	1,5 kg i.a./ha	1,64 ug/g [max] nd à 0,756 ug/g	4 à 10 jrs 1 an	0,050 ug/g (poids sec)	(7 échantillons récoltés) (2 échantillons non détectés sur 5 récoltés)	Legris, 1989 (Québec)
Loams (strate 0-10 cm)	barillet et avion	1,5 kg i.a./ha	2,10 ug/g [max] 0,568 ug/g [moy] (n=20) 0,292 ug/g [moy] (n=15) 0,188 ug/g [moy] (n=15)	1 sem. 1 sem. 6 sem. 15 mois	0,050 ug/g (poids sec)	coefficient de variation élevé, méthode valable pour obtenir l'ordre de grandeur des résidus (6 échantillons non détectés sur 15 récoltés)	Léveillé <i>et al.</i> , 1993a (Québec)
Sol forestier (strate 0-5 cm)	hélicoptère	2,0 kg i.a./ha				TD ₅₀ = 45 à 60 jrs (6 à 18 % des résidus initiaux)	Feng et Thompson, 1990 (Colombie-Britannique)
Sol sableux (strate organique)	terrestre manuel	2,0 kg i.a./ha				TD ₅₀ = 24 jours TD ₉₀ = 78 jours	Roy <i>et al.</i> , 1989a (Ontario)
Loam	hélicoptère	3,0 kg i.a./ha				TD ₅₀ = 40,2 jrs (sol exposé) TD ₅₀ = 29,2 jrs (sol recouvert de litière)	Newton <i>et al.</i> , 1984 (Oregon)

a. Non détecté

3.3 Eau et sédiments

3.3.1 Dégradation

Il est peu probable que l'hydrolyse chimique constitue un mode de dégradation important du glyphosate dans l'environnement. D'après des données obtenues en laboratoire, le glyphosate est stable dans des solutions stériles, tamponnées, de pH 3, 6 et 9, à des températures de 5 et 35 °C, maintenues à l'obscurité pendant 32 jours (Doliner, 1991).

Les résultats d'une étude effectuée avec des solutions aqueuses ont montré que la photolyse du glyphosate dans l'eau sous l'action de la lumière naturelle ne constituait pas un processus important (Doliner, 1991). Trotter *et al.* (1990) rapportent que le glyphosate peut se photodégrader dans les eaux naturelles. Ils citent les travaux de Bronstad et Friestad (1985 dans Trotter *et al.*, 1990) dans lesquels on a transformé respectivement 18,4 % et 86,7 % du glyphosate en AMPA en irradiant une solution de glyphosate dans de l'eau naturelle stérilisée (1,0 mg/l) pendant 1 et 14 jours. Le glyphosate est cependant resté stable dans des solutions témoins conservées à l'obscurité. Lund-Hoie et Friestad (1986) ont également signalé que l'exposition à la lumière ultra-violette provoquait la photodégradation du glyphosate en solution dans de l'eau déionisée. Les auteurs rapportent des demi-vies de 4 jours et de 3 à 4 semaines, respectivement, pour des concentrations de 1,0 et de 2 000 mg/l. Trotter *et al.* (1990) ne croient cependant pas que ces données sont concluantes. Ils déduisent tout de même de l'information disponible que la photolyse joue un rôle mineur dans la dégradation du glyphosate dans l'environnement.

La dégradation microbienne est la cause majeure de décomposition du glyphosate dans le sol (US EPA, 1990) et dans le milieu aquatique (US EPA, 1989c). Le glyphosate est biologiquement dégradé autant en conditions aérobiques qu'anaérobiques par les microorganismes présents dans le sol, l'eau, les sols hydromorphes et les boues activées (US EPA, 1989c). Une étude réalisée en laboratoire dans un système aquatique en conditions aérobiques a démontré que le glyphosate est non persistant ($TD_{50} = 14,4$ jours) à une température de 25 °C. En conditions anaérobiques, à la même température, le glyphosate a présenté un TD_{50} de 208 jours. Dans les deux cas, la plus grande partie du glyphosate passait de l'eau aux sédiments. La transformation du glyphosate se faisait principalement sous l'action des microorganismes et produisait surtout de

l'acide aminométhylphosphonique (AMPA) et du gaz carbonique. À la fin de l'essai en conditions anaérobiques (365 jours), la quantité de AMPA correspondait à 20 % de la quantité initiale de glyphosate, indiquant une transformation plus lente dans ces conditions (Doliner, 1991). Le taux de dégradation du glyphosate dans l'eau est généralement plus lent que dans la plupart des types de sol puisqu'il y a moins de micro-organismes dans l'eau que dans la plupart des sols (Ghassemi *et al.*, 1981 dans USDA, 1984; Trotter *et al.*, 1990).

3.3.2 Dissipation

À la suite d'une revue des données existantes, deux mécanismes probables de dissipation du glyphosate dans l'eau sont proposés par Tooby (1985 dans Trotter *et al.*, 1990). Il s'agit de sa dégradation microbienne en AMPA et en CO₂, tel que mentionné précédemment, et de son adsorption sur les sédiments, suivie de la dégradation microbienne des résidus fixés dans des conditions anaérobiques. Le glyphosate s'adsorbe très rapidement aux particules de sol (organique ou minéral) dans la première heure, puis plus lentement par la suite (Hydro-Québec, 1992). Une fois adsorbé sur les particules de matières, le glyphosate n'est plus disponible pour les plantes et les animaux et il est rapidement minéralisé (Malik *et al.*, 1989). Malgré sa solubilité élevée, le glyphosate ne se lessive presque pas en raison de son fort potentiel d'adsorption sur les sols (Hydro-Québec, 1992; US EPA, 1990).

Des études en laboratoire ont montré que le potentiel de lessivage du glyphosate était faible. Une étude réalisée dans une colonne de sol traité avec du glyphosate marqué au ¹⁴C a montré que le lessivage du principal métabolite (AMPA) était également faible, représentant moins de 1 % de la quantité initiale après 1 mois (Doliner, 1991).

Rueppel *et al.* (1977 dans USDA, 1984) ont étudié le potentiel de ruissellement du glyphosate après une application de 1,12 kg/ha de glyphosate marqué au ¹⁴C. Ils ont ensuite simulé des pluies 1, 3 et 7 jours après l'application. Les résultats ont indiqué un taux maximum de ruissellement de moins de 0,0002 kg/ha, confirmant que le glyphosate est fortement lié aux particules de sol. En milieu naturel, Doliner (1991) mentionne que les averses qui se produisent 24 heures après le traitement ne causent probablement aucun mouvement appréciable du

glyphosate solubilisé au taux d'application proposé. Dans une étude en milieu agricole, Edwards *et al.* (1980) concluent que moins de 1 % du glyphosate appliqué se trouvait dans les eaux de ruissellement à la suite du premier orage suivant un traitement de 1,12 et 3,36 kg i.a./ha. Le glyphosate disparaissait des eaux de ruissellement à l'intérieur de deux mois après le traitement. À un taux anormalement élevé de 8,96 kg i.a./ha, ils ont trouvé 1,85 % du glyphosate appliqué et ce, principalement après le premier orage survenu 24 heures après le traitement. Le glyphosate était détecté jusqu'à quatre mois après le traitement.

Le glyphosate est considéré comme ayant un faible potentiel pour contaminer les eaux souterraines puisqu'il est fortement lié aux particules de sol par l'adsorption (US EPA, 1990).

3.3.3 Études en milieu naturel

Le glyphosate peut entrer dans le milieu aquatique de façon directe (pulvérisation directe accidentelle, déplacement hors-cible de la bande de pulvérisation, dérive) ou indirecte (lessivage du feuillage traité, ruissellement de particules auxquelles il est adsorbé, chute du feuillage) (Thompson, 1992a).

Les études réalisées en milieu lentique (mare stagnante) directement pulvérisé permettent de mieux cerner le comportement du glyphosate en milieu aquatique. À cette fin, de petites mares (généralement stagnantes) ont été directement pulvérisées lors des opérations en milieu forestier au Québec (1,5 kg i.a./ha) (tableau 14). Dans l'eau, la concentration initiale moyenne est d'environ 1 500 µg/l alors que la valeur maximale détectée est de 2 808 µg/l. Ces valeurs sont trouvées 1 heure après l'application du produit. Par la suite, ces concentrations diminuent très rapidement et, généralement, près de 50 % des résidus sont disparus après environ 12 heures et 90 % après moins de 24 heures. Le fort potentiel d'adsorption du glyphosate aux particules de sédiments expliquerait cette disparition rapide du glyphosate dans l'eau (Legris *et al.*, 1987; Legris et Couture, 1989b).

Le comportement du glyphosate dans les sédiments est plutôt variable. Les valeurs maximales n'apparaissent pas nécessairement peu de temps après l'application du produit. En moyenne, les

résidus avoisinent 1 µg/g (poids sec) à l'intérieur de la première semaine après le traitement. La valeur maximale absolue a été de 1,61 µg/g après une semaine. Cependant, selon les mares échantillonnées, les résidus peuvent fluctuer, ce qui suggère des apports indirects de produit (lessivage du feuillage, eaux de ruissellement, chute du feuillage). Les résidus varient également selon le type de sédiments échantillonnés (matière organique ou minérale) reflétant ainsi le degré d'adsorption du glyphosate aux particules et sa disponibilité pour la dégradation microbienne. À titre d'exemple, l'une des mares, considérée comme étant sous-exposée dans l'étude des résidus dans l'eau et présentant des résidus initiaux de 0,116 µg/g (1 jour après le traitement), atteint une valeur maximum de 1,58 µg/g, 21 mois après le traitement (Legris et Couture, 1990). Compte tenu de cette variabilité dans les résultats, il est impossible d'estimer un temps de disparition valable des résidus dans ce substrat. Un suivi à long terme des résidus, dans deux de ces mares, permet cependant d'affirmer que le produit n'est plus détecté (< 0,050 µg/g) après 57 mois (MRN, 1992).

Peu d'auteurs rapportent des études en milieu lentique. Au Manitoba, Beck (1987) a noté une concentration maximale dans l'eau de 1 088 µg/l 1,5 heure après une pulvérisation aérienne de 1,08 kg i.a./ha. Près de 90 % de ces résidus étaient disparus 2 jours après le traitement. Dans une autre étude, Goldsborough et Beck (1989) ont noté une variation spatiale des concentrations de glyphosate à l'intérieur des mares. La concentration maximale trouvée dans l'eau a été de 141 µg/l après un traitement aérien de 0,89 kg i.a./ha. Ils ont estimé que la demi-vie du glyphosate variait de 1,5 à 3,5 jours. Goldsborough et Brown (1993) ont trouvé des concentrations similaires (maximum de 119,6 µg/l) dans l'eau de trois mares pulvérisées au taux de 2,1 kg i.a./ha. Ils ont obtenu des demi-vies variant de 3,5 à 11,2 jours, suggérant l'hypothèse que l'alcalinité des mares pouvait influencer le temps de dissipation du glyphosate. Dans les sédiments, les résidus ont augmenté pour atteindre un maximum de 0,94 µg/g 36 jours après l'application.

En milieu lotique, plusieurs ruisseaux ont été échantillonnés lors des opérations réalisées au Québec (tableau 15). La plupart des cours d'eau échantillonnés se trouvent à la tête des bassins de drainage et représentent, de ce fait, des cours d'eau à faible débit où les concentrations devraient être maximales. En général, l'échantillonnage est réalisé lorsqu'au moins 10 ha ont été traités. Les stations d'échantillonnage sont situées directement en aval des limites des blocs

traités (0 km) et certaines peuvent être localisées le long du cours d'eau (ex. : 0,5 et 1,0 km) pour vérifier le déplacement du produit. Les prélèvements se font généralement peu de temps après l'application et, si possible après une précipitation, afin d'augmenter les possibilités de trouver des résidus.

Règle générale, les cours d'eau échantillonnés ne présentent aucun résidu détectable, qu'ils soient traités par voie aérienne (bande de protection de 60 mètres) ou par voie terrestre (bande de protection de 25 ou de 30 mètres). Lors des opérations terrestres, seulement 4 échantillons sur 133 récoltés dans 35 ruisseaux différents ont présenté des résidus détectables, à l'intérieur de la première semaine après le traitement. À la suite de travaux effectués par voie aérienne, 11 échantillons étaient positifs sur les 52 récoltés dans 8 ruisseaux différents. Ces quelques résultats positifs ont été attribués à une contamination par ruissellement à la suite de période de précipitations ou à une dérive excessive lors des opérations aériennes. La concentration maximale trouvée a été de 11 µg/l et a été observée 1 heure après un traitement aérien. (Legris *et al.*, 1987; Legris, 1989; Legris et Couture, 1989b; Legris et Couture, 1990; Léveillé *et al.*, 1993b).

Dans les sédiments des cours d'eau, on n'a trouvé aucun résidu détectable dans 26 des 35 ruisseaux échantillonnés qui avaient fait l'objet d'un traitement par voie terrestre (bande de protection de 25 ou de 30 mètres). Lorsque des résidus sont détectés, ils sont généralement faibles (en deçà de 0,500 µg/g) et apparaissent sporadiquement dans le cours d'eau. La valeur maximale détectée a été de 3,08 µg/g (poids sec) 12 mois après le traitement, ce qui suggère un apport de particules contaminées provenant du site traité. Dans les secteurs traités par voie aérienne, 1 ruisseau sur 4 ruisseaux échantillonnés a révélé la présence de résidus. Les résidus maximum ont été de 0,788 µg/g 2 mois après le traitement. La présence de résidus peut être due soit à un manquement au respect intégral des procédures d'application ou, encore, à la contamination indirecte par l'apport dans le cours d'eau de particules de sol ou de végétation ayant reçu du produit (Legris, 1989; Legris et Couture, 1989b; Léveillé *et al.*, 1993b).

Mentionnons que des échantillons d'eau et de sédiments ont également été récoltés lors de l'utilisation d'une rampe agricole avec des bandes de protection de 5 et de 10 mètres. Aucun résidu de glyphosate n'a été décelé dans les cours d'eau, que ce soit immédiatement après

l'application jusqu'à une période de 48 heures, ou après les premières précipitations importantes (MRN, 1991).

Au Canada, les études réalisées en milieu lotique sans bande de protection ont montré une concentration maximale de glyphosate de 162 µg/l dans l'eau, 2 heures après une pulvérisation aérienne de 2,0 kg i.a./ha (Feng *et al.*, 1990). Les résidus dans les sédiments ont atteint une valeur maximale de 6,8 µg/g dans ce même cours d'eau après des précipitations et de faibles valeurs ont persisté jusqu'à 1 an. Dans cette même étude, un cours d'eau protégé par une zone tampon de 10 mètres a présenté des concentrations autour de 1 µg/l après des précipitations (maximum 2,47 µg/l) et aucun résidu n'a été détecté dans les sédiments durant la période d'étude (171 jours). À la suite d'un traitement aérien de 3 kg i.a./ha, Wan (1986) a trouvé une concentration maximale de 100 µg/l dans un ruisseau non protégé et de 25 µg/l dans un ruisseau protégé (60-100 mètres) après des précipitations. Lorsque les cours d'eau étaient protégés par une zone tampon, les résidus de glyphosate dans les sédiments ne sont apparus qu'après des précipitations et ont atteint un maximum de 0,200 mg/kg.

En Oregon, Newton *et al.* (1984) ont trouvé une concentration maximale de 0,270 mg/l dans les premières heures suivant une application aérienne directe de 3,3 kg i.a./ha. Ces résidus diminuaient rapidement par la suite. Dans les sédiments, les concentrations ont été d'environ 0,55 mg/kg et ont persisté plus longtemps.

Aucune application directe de produit dans un ruisseau n'est permise au Québec. Cependant, nous jugeons pertinent de conclure sur quelques expériences effectuées en Amérique du Nord, afin de connaître les concentrations susceptibles de se trouver dans un ruisseau lors d'une pulvérisation accidentelle. Mentionnons toutefois que les études citées ont été effectuées à des taux d'application supérieurs à ceux utilisés au Québec (2 à 3 kg i.a./ha). Les concentrations initiales trouvées dans l'eau sont variables selon les diverses expériences (1,5 à 162 µg/l) et la valeur maximale obtenue est de 270 µg/l. Généralement, les concentrations déclinent rapidement et les auteurs observent une augmentation des résidus après les premières précipitations pour se situer près de la limite de détection après environ 1 semaine. Dans les sédiments, les résidus se situent autour de 0,500 µg/g et une valeur maximale de 6,8 µg/g a été trouvée après de fortes précipitations près de 1 mois après le traitement (tableau 15).

TABLEAU 14

DEVENIR DU GLYPHOSATE EN MILIEU LENTIQUE

MILIEU	BANDE DE PROTECTION	MODE D'APPLICATION	DOSE UTILISÉE	RÉSIDUS DÉTECTÉS	TEMPS APRÈS TRAITEMENT	LIMITE DE DÉTECTION	REMARQUES	RÉFÉRENCE
Mare	aucune	barillet	1,5 kg i.a./ha	eau : 1 543 ug/l [max] 363 ug/l 28,8 ug/l 9,84 ug/l	1 h 13 h 20 h 86 h	1,00 ug/l	durée de l'étude : 86 h disparition de > 90 % des résidus	Legris <i>et al.</i> , 1987 (Québec)
Mare avec écoulement	aucune	barillet	1,5 kg i.a./ha	eau : 373 ug/l [max] 175 ug/l 30,9 ug/l nd ^(a)	1 h 13 h 20 h 45 h	1,00 ug/l	durée de l'étude : 86 h disparition de > 90 % des résidus	Legris <i>et al.</i> , 1987 (Québec)
Mares (3) ^(b)	aucune	barillet	1,5 kg i.a./ha	eau : 2 808 ug/l [max] 288 ug/l [moy]	1 h 24 h	1,00 ug/l	durée de l'étude : 76 h	Legris et Couture, 1989b (Québec)
				sédiments : 1,61 ug/g [max] 0,4 ug/g [moy]	1 sem. 11 sem.	0,050 ug/g (poids sec)	durée de l'étude : 11 sem.	
Mares (3)	aucune	hélicoptère	1,5 kg i.a./ha	eau : 44 à 439 ug/l [max] nd à 62 ug/l nd à 17 ug/l	1 h 48 h 1 sem.	2 ug/l	durée de l'étude : 1 sem.	Legris et Couture, 1990 (Québec)
				sédiments : nd à 1,20 ug/g 0,117 à 1,58 ug/g [max] nd à 1,45 ug/g	1 jour 21 mois 27 mois	0,050 ug/g (poids sec)	comportement variable dans 2 des 3 mares	
Mares (6)	indéterminée	barillet	1,5 kg i.a./ha	eau : nd à 0,124 ug/l [max]	3 à 72 h	2 ug/l	(4 échantillons non détectés sur 6 récoltés)	Legris, 1989 (Québec)
Mare	aucune	aérien	1,08 kg i.a./ha	eau : 1 088 ug/l 149 ug/l 55 ug/l nd	1,5 h 2 jours 5 jours 30 jours	2,2 ug/l	AMPA = 10,9 ug/l [max] (L.D. = 9,05 ug/l) ^(c) AMPA = nd	Beck, 1987 (Manitoba)
	10 mètres	aérien	1,44 kg i.a./ha	eau : 11,3 ug/l	2 jours			
	45 mètres	aérien	1,8 kg i.a./ha	eau : 18,8 ug/l 33,0 ug/l 32,5 ug/l	1,5 h 2 jours 5 jours		AMPA = 44,7 ug/l [max]	
Mares (4)	aucune	avion et hélico.	0,89 kg i.a./ha	eau : 141 ug/l [max] 105 ug/l [moy max] < 3 ug/l	0,5 h 11 jours	0,50 ug/l	variation spatiale des concentrations à l'intérieur de la mare, TD ₅₀ = 1,5 à 3,5 jours AMPA < 2,2 ug/l en tout temps (L.D. = 0,50 ug/l) ^(c)	Goldsborough et Beck, 1989 (Manitoba)
Mares (3)	aucune	avion	2,1 kg i.a./ha	eau : 119,6 ug/l [max]	2,5 h	0,50 ug/l	TD ₅₀ = 3,5 à 11,2 jours dissipation plus lente dans les mares alcalines	Goldsborough et Brown, 1993 (Manitoba)
				sédiments : 0,94 ug/g [max] 0,18 à 0,26 ug/g	36 jours 63 jours	0,01 ug/g (poids sec)		

a. Non détecté

b. Nombre de mares échantillonnées

c. L.D. : Limite de détection

TABLEAU 15

DEVENIR DU GLYPHOSATE EN MILIEU LOTIQUE

MILIEU	BANDE DE PROTECTION	MODE D'APPLICATION	DOSE UTILISÉE	RÉSIDUS DÉTECTÉS	TEMPS APRÈS TRAITEMENT	LIMITE DE DÉTECTION	REMARQUES	RÉFÉRENCE
Ruisseaux (1/2) (a)	60 mètres	barillet	1,5 kg i.a./ha	eau (0 km) (b) : nd (c) eau (0,5 km) : nd eau (1 km) : 3,50 ug/l [max]	6 à 92 h 6 à 92 h 85 h	1,00 ug/l	durée de l'étude : 92 h (31 échantillons non détectés sur 34 récoltés)	Legris <i>et al.</i> , 1987 (Québec)
(0/1)	30 mètres	barillet	1,5 kg i.a./ha	eau (0 km) : nd eau (0,5 km) : nd eau (1 km) : 4,74 ug/l [max]	6 à 48 h 6 à 48 h 24 h	1,00 ug/l	durée de l'étude : 48 h (19 échantillons non détectés sur 20 récoltés)	
Ruisseaux (8/8)	30 mètres	barillet	1,5 kg i.a./ha	eau (0 km) : nd eau (0,5 km) : nd eau (1 km) : nd	12 à 132 h 12 à 72 h 12 à 72 h	1,00 ug/l	durée de l'étude : variable selon les stations (60 échantillons non détectés sur 60 récoltés)	Legris et Couture, 1989b (Québec)
(1/2)				sédiments (0 km) : nd 0,100 ug/g	2 jours à 7 sem. 10 sem.	0,050 ug/g (poids sec)	durée de l'étude : 10 semaines (9 échantillons non détectés sur 10 récoltés)	
Ruisseaux (2/4)	60 mètres	hélicoptère	1,5 kg i.a./ha	eau (0 km) : nd 4 ug/l nd	1 h 12 h (pluies) 24 à 72 h (pluies ou non)	2 ug/l	échantillonnage aux 12 heures (27 échantillons non détectés sur 31 récoltés)	Legris et Couture, 1990 (Québec)
				eau (0 km) : 11 ug/l 7 ug/l 4 ug/l 2 ug/l nd	1 h 12 h (pluies) 24 h (pluies) 36 h 48 à 72 h (pluies ou non)			
(0/2)				eau (1 km) : nd 3 ug/l nd	1 h 12 h (pluies) 24 à 72 h (pluies ou non)	2 ug/l	reçoit les eaux des deux ruisseaux précédents (15 échantillons non détectés sur 17 récoltés)	
				eau (1 km) : nd 2 ug/l nd nd	1 à 48 h 60 h (pluies) 72 h 5,5 à 6,5 jours (pluies ou non)			
Ruisseaux (14/14)	30 mètres	barillet	1,5 kg i.a./ha	eau : nd	2 h à 6 jours	2 ug/l	précipitations ou non (14 échantillons non détectés sur 14 récoltés)	Legris, 1989 (Québec)
(1/2)				sédiments : 0,163 ug/g	36 h	0,050 ug/g (poids sec)	précipitations avant l'échantillonnage (1 échantillon non détecté sur 2 récoltés)	
Ruisseaux (8/8)	25 mètres	barillet	1,5 kg i.a./ha	eau : nd	1 à 18 jours	1,0 ug/l	précipitations < 24 h avant l'échantillonnage (9 échantillons non détectés sur 9 récoltés)	Léveillé <i>et al.</i> , 1993b (Québec)
(24/32)				sédiments : 3,08 ug/g [max]	12 mois	0,050 ug/g (poids sec)	(37 échantillons non détectés sur 54 récoltés)	
(3/4)	60 mètres	avion et hélico.	1,5 kg i.a./ha	sédiments : 0,788 ug/g	2 mois	0,050 ug/g (poids sec)	(3 échantillons non détectés sur 4 récoltés)	

TABLEAU 15

DEVENIR DU GLYPHOSATE EN MILIEU LOTIQUE (suite)

MILIEU	BANDE DE PROTECTION	MODE D'APPLICATION	DOSE UTILISÉE	RÉSIDUS DÉTECTÉS	TEMPS APRÈS TRAITEMENT	LIMITE DE DÉTECTION	REMARQUES	RÉFÉRENCE
Ruisseau	aucune	hélicoptère	2,0 kg i.a./ha	eau : 162 ug/l 54,4 ug/l 36,5 ug/l 109 ug/l 1,3 ug/l	< 2 h 7 h 16 h 1 ^{er} orage (27 h) 96 h	0,1 ug/l (LOQ) ^(d)	AMPA : environ 2 % des concentrations de glyphosate (ruisseau #1600)	Feng <i>et al.</i> , 1990 (Colombie-Britannique)
				sédiments : 6,8 ug/g [max] -0,2 ug/g < 0,2 ug/g	24 jours 171 jours 364 jours	0,050 ug/g (LOQ)		
	aucune	hélicoptère	2,0 kg i.a./ha	eau : 1,5 ug/l nd 144 ug/l 2,2 ug/l 1,3 ug/l nd	< 2 h 6 h 1 ^{er} orage (27 h) 36 h 72 h 96 h	0,1 ug/l (LOQ)	AMPA : environ 2 % des concentrations de glyphosate (ruisseau #750)	
	10 mètres	hélicoptère	2,0 kg i.a./ha	eau : 0,75 ug/l nd 2,47 ug/l [max] nd 0,64 ug/l nd	1 h 2 à 7,5 h 10 h 16 h 1 ^{er} orage (27 h) 47 h	0,1 ug/l (LOQ)	(ruisseau #1450) possibilité d'application directe sur une portion du ruisseau et délai de transport	
				sédiments : 0,58 ug/g [max] nd	57 jours 23 à 171 jours	0,050 ug/g	échantillonnage après de fortes précipitations	
	aucune	aérien	3 kg i.a./ha	eau : 0,023 mg/l 0,100 mg/l [max] nd	2-3 h 8 jours (orage) 18 jours (orage)	0,005 mg/l	durée de l'étude : 57 jours AMPA = < 0,005 mg/l en tout temps (L.D.) ^(e) (7 échantillons non détectés sur 12 récoltés)	Wan, 1986 (Colombie-Britannique)
60-100 mètres	aérien	3 kg i.a./ha	sédiments : 0,100 mg/kg 0,400 mg/kg [max] 0,400 mg/kg [max] 0,040 mg/kg	8 jours (orage) 20 jours 90 jours 574 jours	0,100 mg/kg	AMPA = 0,100 mg/kg (L.D.) AMPA = 0,200 mg/kg AMPA = 0,400 mg/kg [max] (2 échantillons non détectés sur 14 récoltés)		
			eau : 0,013 mg/l 0,025 mg/l [max] sédiments : 0,200 mg/kg [max] 0,100 mg/kg nd nd	7 jours (orage) 21 jours (orage) 7 jours (orage) 15 jours (orage) 28 jours 600 jours	0,005 mg/l 0,100 mg/kg 0,040 mg/kg	AMPA = < 0,005 mg/l en tout temps (L.D.) (6 échantillons non-détectés sur 8 récoltés) AMPA = < 0,100 mg/kg (L.D.) AMPA = 0,100 mg/kg AMPA = < 0,100 mg/kg (L.D.) (7 échantillons non détectés sur 9 récoltés)		
10 mètres	pulvérisateur à dos	0,5 à 1,5 kg i.a./ha	eau : nd sédiments : 0,050 mg/kg	0 à 190 jours 76 jours (orage)	0,005 mg/l 0,100 mg/kg 0,040 mg/kg	(12 échantillons non détectés sur 12 récoltés) (11 échantillons non détectés sur 12 récoltés)		
Ruisseau	aucune	hélicoptère	2 kg i.a./ha	eau : 39 ug/l [max]	30 h		durée de l'étude : 30 h (0 échantillon non détecté sur 7 récoltés)	Ernst <i>et al.</i> , 1987 (Nouvelle-Écosse)
Ruisseau	aucune	hélicoptère	3 kg i.a./ha	eau : 0,27 mg/l [max] sédiments : 0,55 mg/kg [max] 0,125 mg/kg	0 à 2 h 14 jours 55 jours		les concentrations ont diminué rapidement par la suite	Newton <i>et al.</i> , 1984 (Orégon)

- a. Indique le nombre de ruisseaux où le produit n'a pas été détecté sur le nombre de ruisseaux échantillonnés lors de l'étude
b. Distance de la station par rapport au secteur traité
c. Non détecté
d. LOQ : Limite de quantification
e. L.D. : Limite de détection

3.4 Végétation

3.4.1 Dégradation

Coupland (1985) mentionne qu'il y a très peu d'information dans la documentation concernant le métabolisme du glyphosate dans les plantes, probablement à cause des difficultés d'analyse du glyphosate et de ses métabolites dans les tissus végétaux. Selon les données existantes, l'auteur conclut que le glyphosate a été extensivement métabolisé dans certaines plantes alors qu'il restait virtuellement intact dans d'autres. Plusieurs facteurs peuvent influencer l'activité et le métabolisme du glyphosate. Il est bien connu que les conditions environnementales affectent l'efficacité du glyphosate, mais il y a peu d'observations concernant leurs effets sur le métabolisme de l'herbicide. Plusieurs études réalisées avec du glyphosate marqué au ^{14}C en différentes positions ont permis de suggérer un modèle de disparition. Premièrement, le glyphosate serait dégradé en acide aminométhylphosphonique (AMPA) et en un produit naturel à deux carbones (probablement glyoxylate). L'AMPA serait ensuite dégradé en formyl phosphonate qui se décomposerait en formaldéhyde et en phosphate inorganique. Le formaldéhyde peut alors être incorporé directement dans des métabolites naturels ou par une décomposition additionnelle en dioxyde de carbone. Le glyoxylate subit une autre transformation avant de se décomposer en acides aminés, hydrates de carbone et autres produits naturels. Cette voie de disparition n'est cependant pas confirmée ni quantifiée par les données existantes. L'auteur mentionne le besoin de recherches supplémentaires à l'aide de techniques d'analyse valables afin de vérifier si, effectivement, il y a différentes voies de métabolisme du glyphosate dans les plantes.

3.4.2 Dissipation

Dans la plupart des cas, le glyphosate pénètre dans la plante par diffusion à travers la cuticule du feuillage. Certains facteurs peuvent influencer l'absorption du glyphosate, dont la température, la formulation, la structure, la composition chimique et l'épaisseur de la cuticule, et la présence ou le type de cire épicuticulaire (Caseley et Coupland, 1985). Sous des conditions favorables, le

glyphosate pénètre rapidement le feuillage. L'entrée du glyphosate serait rapide au début, suivie par une phase de pénétration lente. La durée de ces phases dépend d'un nombre de facteurs y compris l'espèce, l'âge, les conditions environnementales et la concentration de glyphosate et de surfactant (Caseley et Coupland, 1985). Sprankle *et al.* (1975 dans Caseley et Coupland, 1985) ont trouvé que 34 % de glyphosate marqué au ¹⁴C (concentration de 4,4 g/l contenant 0,8 % de surfactant) avait pénétré une feuille de *Agropyron repens* à l'intérieur d'un délai de 4 heures. La pénétration était beaucoup plus lente pour les 44 heures suivantes.

Le glyphosate est ensuite transporté par translocation dans la plante. Le glyphosate doit être transporté à travers les membranes cellulaires pour lui permettre d'atteindre le phloème. Il s'accumule ensuite dans les méristèmes où il exerce son influence phytotoxique (Caseley et Coupland, 1985). À cette fin, la plante doit être en croissance active pour permettre la pénétration et la translocation du glyphosate. Ce transport est considérablement diminué ou annihilé lorsque la plante est à un stade dormant (Malik *et al.*, 1989).

Plusieurs études ont porté sur le mode d'action du glyphosate dans les plantes. Le glyphosate inhibe la synthèse enzymatique de l'acide 5-enolpyruvylshikimic-3-phosphate (EPSP) bloquant ainsi la biosynthèse des acides aminés aromatiques dans la plante (Malik *et al.*, 1989).

3.4.3 Études en milieu naturel

Puisque les résidus de glyphosate trouvés dans la végétation sont variables, il apparaît pertinent de décrire quelques mécanismes qui peuvent influencer ces résultats. Il est évident que la partie la plus importante des résidus trouvés provient d'une application directe du phytocide. Le déplacement hors-cible d'une bande de pulvérisation et le dépôt de la dérive peuvent être des entrées indirectes de produit. Il est important de noter qu'il y a également une distribution verticale du produit qui varie selon la structure du feuillage, les strates supérieures interceptant la plus grande partie du nuage de pulvérisation. Toutefois, même sur un feuillage dense, relativement uniforme, on a observé une grande variation du dépôt (30-60 %) sur le site traité. L'imprégnation des gouttelettes du phytocide sur la feuille elle-même dépend de la méthode d'application, de la distance entre l'appareil de pulvérisation et la cible, des conditions

environnementales et de la nature de la surface du feuillage. En général, l'imprégnation est maximisée avec de petites gouttelettes (< 350 µm) libérées près du feuillage sous des conditions de légères turbulences du mouvement d'air. Une surface de feuillage sèche et rugueuse ou velue possédera une rétention maximale. Une fois imprégnés sur la surface de la feuille, le lessivage du feuillage est le processus le plus important qui peut affecter les résidus foliaires, particulièrement peu de temps après l'application. Des données récentes indiquent que même après une période de 36-72 heures sans pluie, une pluie simulée de 5 mm peut lessiver plus de 50 % du glyphosate appliqué (Thompson, 1992a).

Les études réalisées par le MRN lors de pulvérisations opérationnelles (1,5 kg i.a./ha) en milieu forestier au Québec sont présentées au tableau 17. Les échantillons analysés ont été récoltés de façon composite pour être représentatifs de l'ensemble du secteur de pulvérisation et les prélèvements ont toujours été effectués dans le tiers supérieur des tiges afin de maximiser la détection du produit. La persistance du glyphosate dans le feuillage de framboisiers (*Rubus idaeus*) a été vérifiée par Legris et Couture (1989a) à la suite d'une application terrestre. Les résidus trouvés étaient de 45,3, 6,59 et 2,57 µg/g (p. f.)¹ respectivement 6, 27 et 48 jours après le traitement. Aucune pluie n'avait lessivé le produit du feuillage avant le premier prélèvement et aucune strate végétale supérieure ne pouvait intercepter la pulvérisation. À titre indicatif, des résidus moyens de 10 µg/g dans des feuillages de framboisiers et de cerisiers (*Prunus pensylvanica*) ont été trouvés à la suite d'une pluie, 5 jours après le traitement. Ces résidus diminuaient par la suite pour se situer autour de 1 µg/g après 6 semaines (Legris et Couture, 1990). Plus récemment, le MRN a prélevé des échantillons peu de temps après le traitement (< 12 h) afin de quantifier les niveaux de résidus initiaux susceptibles de se trouver dans le feuillage. Des échantillons de framboisiers et de bouleaux (*Betula spp.*) ont été récoltés dans divers secteurs traités par voie aérienne. Une valeur moyenne de 498 µg/g (p. f.) a été calculée alors qu'un maximum de 829 µg/g a été mesuré dans le feuillage de framboisier 2 heures après l'application (MRN, 1994). Il semble donc qu'il y ait une diminution très rapide des résidus à l'intérieur de la première semaine et que de faibles quantités persistent jusqu'à la chute du feuillage.

¹ Résultats exprimés en µg/g de poids frais

Des ramilles de bouleaux et de cerisiers ont été prélevées afin d'évaluer la persistance et de quantifier les niveaux de résidus susceptibles d'être broutés par la faune. Legris et Couture (1989a) rapportent des résidus de 9,88, 3,54, 5,28, 4,93 et 1,30 $\mu\text{g/g}$ (p. f.), dans des ramilles de bouleaux, 3, 11, 18, 22 et 49 jours respectivement après une application terrestre. Des résidus inférieurs ont été trouvés dans des ramilles de cerisiers à la suite d'une pulvérisation aérienne et se situaient également autour de 1 $\mu\text{g/g}$ de 4 à 8 semaines après l'application (Legris et Couture, 1990). Une pluie avait toutefois affecté ces deux sites d'étude avant le premier prélèvement. Plus récemment, une valeur initiale de 71,1 $\mu\text{g/g}$ a été trouvée dans des ramilles de bouleaux 2 heures après l'application (MRN, 1994). Le comportement semble donc similaire à celui trouvé dans le feuillage, bien que les quantités initiales soient plus faibles, c'est-à-dire une diminution rapide au début suivie d'une phase plus lente de dissipation des résidus.

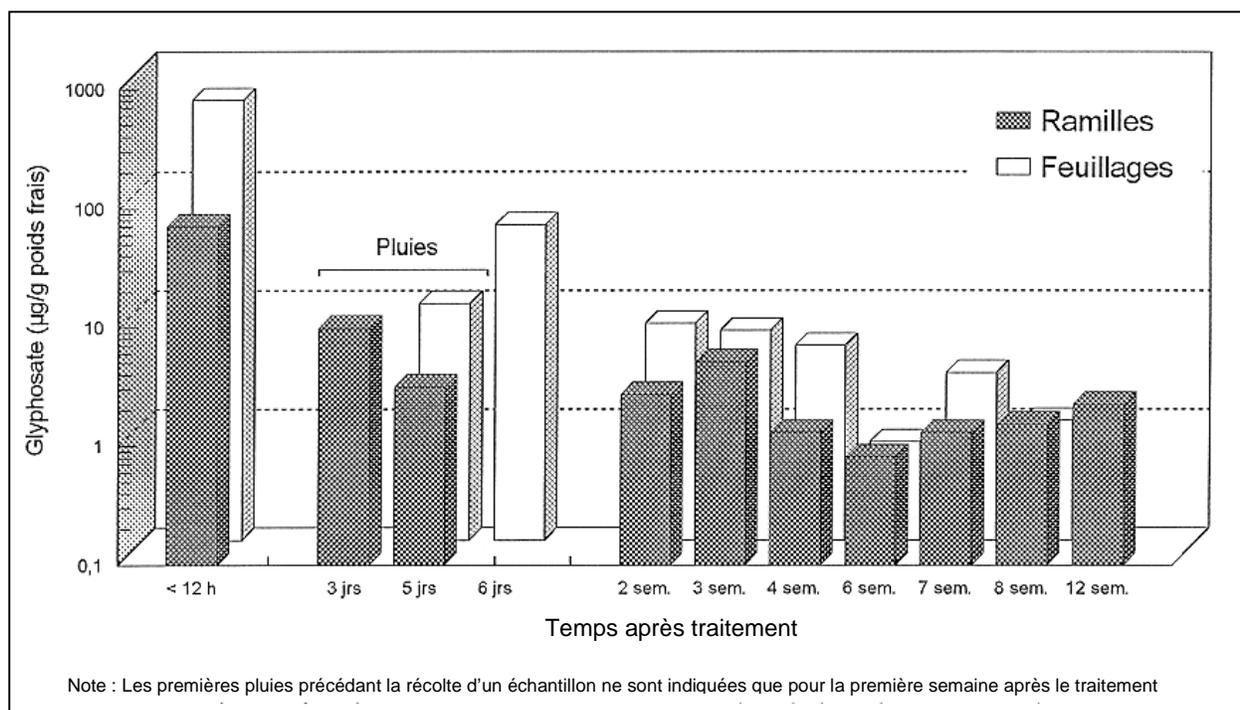


Figure 2. Résidus de glyphosate dans les feuillages et les ramilles après une pulvérisation de 1,5 kg i.a./ha.

Dans les secteurs traités, les principaux fruits rencontrés sont les framboises et les bleuets. Comme la majorité des travaux est effectuée au mois d'août, ces fruits sont susceptibles d'être directement exposés aux applications de glyphosate. Mentionnons qu'à cette période de l'année les fruits ne restent disponibles que pour une période de 2 à 3 semaines.

Dans les framboises, les résidus initiaux se situent généralement de 5 à 10 µg/g (p.f.) peu de temps après le traitement (figure 3). Toutefois, les concentrations augmentent pendant la première semaine pour atteindre une valeur maximale moyenne d'environ 30 µg/g. Le maximum absolu trouvé est de 44,2 µg/g. Compte tenu du stade physiologique de la plante (alors que les fruits sont en pleine croissance), le glyphosate serait absorbé et transloqué, provoquant ainsi l'accumulation dans les méristèmes de la plante. Mentionnons que de fortes précipitations n'empêchent pas cette augmentation des résidus dans les fruits. Ces résidus diminuent rapidement par la suite et, lorsque les fruits sont encore disponibles après trois semaines, on trouve des valeurs inférieures à 0,500 µg/g.

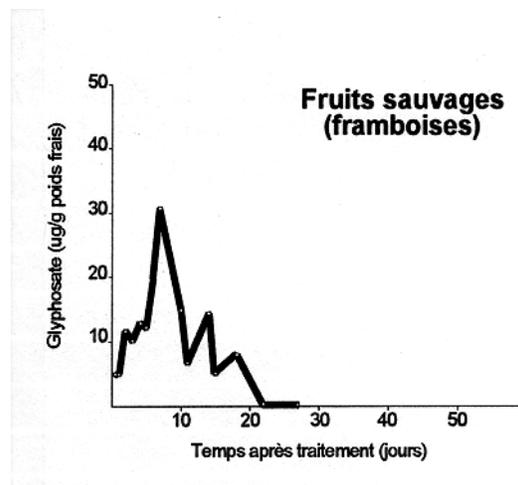


Figure 3. Comportement du glyphosate dans les fruits sauvages (framboises) après une pulvérisation de 1,5 kg i.a./ha.

Dans les bleuets, les résidus initiaux se situent également de 5 à 10 µg/g 1 jour après le traitement. Aucune augmentation n'est toutefois notée par la suite et les résidus ont diminué de moitié 2 semaines après le traitement (Legris, 1989; Legris et Couture, 1989a et 1990; Léveillé *et al.*, 1992).

En Ontario, Roy *et al.* (1989b) ont trouvé des concentrations assez similaires dans les framboises et les bleuets. Comme aucun échantillon n'avait été récolté entre 2 et 13 jour, on ne peut confirmer l'augmentation des résidus pendant la première semaine perçue dans les études réalisées au Québec. À partir des concentrations initiales obtenues, les auteurs ont calculé une demi-vie inférieure à 20 jours pour les bleuets et inférieure à 13 jours pour les framboises.

En Nouvelle-Écosse, Ernst *et al.* (1987) ont analysé différents types de feuillage (érable rouge (*Acer rubrum*), sapin baumier (*Abies balsamea*), framboisier (*Rubus spp.*) et végétation herbacée (*Poaceae*, *Cyperaceae*)) après une application aérienne de 1,14 et 1,67 kg i.a./ha. Dans tous les

cas, les résidus initiaux (1 jour après le traitement) étaient inférieurs à ceux trouvés au Québec (maximum de 13 µg/g poids sec). Les résidus avaient diminué à près de 1 µg/g après de fortes pluies, 8 jours après l'application. Les auteurs ont également analysé des échantillons de litière et ont trouvé une concentration initiale de 2,6 µg/g (p. s.) qui diminuait également à près de 1 µg/g, 8 jours après le traitement.

Au Nouveau-Brunswick, Thompson *et al.* (1994) ont étudié le dépôt initial et la persistance des résidus de différentes formulations de glyphosate dans le feuillage d'érable à sucre (*Acer saccharum*). Les résultats de leur étude indiquent que les résidus foliaires initiaux sont fortement corrélés avec les taux d'application et augmentent d'un facteur approximatif de 233 à 313 mg/kg pour chaque kg/ha d'ingrédient actif appliqué, peu importe le type de formulation. Pour une application de Vision^{MD} à un taux de 1,67 kg i.a./ha, les résidus moyens initiaux étaient de 495 mg/kg (p. s.) avec un coefficient de variation de 23,53 %. Les temps moyens de dissipation de 50 % et de 90 % des résidus étaient respectivement de 2 jours et de 13,2 jours pour la formulation Vision^{MD}.

En Colombie-Britannique, Feng et Thompson (1990) ont trouvé des résidus initiaux de 261 et de 448 µg/g (poids sec) respectivement dans des feuillages d'aulnes et de framboisiers après une application aérienne de 2 kg i.a./ha. Ces résidus ont diminué rapidement (probablement en raison du lessivage par une pluie de 39 mm, 23 heures après l'application) et moins de 5 % des concentrations initiales étaient trouvées dans la litière (chute du feuillage) 15 jours après l'application.

En Oregon, Newton *et al.* (1984) ont des résultats équivalents avec des résidus variant de 84 à 489 µg/g pour différentes strates de végétation (arbustive, intermédiaire et cime des arbres) après une application aérienne de 3,3 kg e.a./ha. La demi-vie du glyphosate variait de 10,4 à 26,6 jours pour les différentes strates de feuillage échantillonné de même que pour la litière. Newton *et al.* (1994) ont analysé les résidus foliaires d'espèces décidues dans différentes régions des États-Unis. Après une application aérienne de 4,12 kg e.a./ha, les résidus initiaux de la strate supérieure étaient de 652 mg/kg en Oregon, 760 mg/kg en Géorgie et de 1 283 mg/kg au Michigan (exprimés en poids frais). Un jour après le traitement, près de 20, 80 et 85 %

respectivement des résidus étaient dissipés aux mêmes sites. Trente jours après l'application, plus de 96 % des résidus étaient dissipés à tous les sites.

Une étude sur les résidus susceptibles de se trouver dans le miel de ruchers situés à proximité des travaux de pulvérisation a été effectuée au Québec en 1990 par le ministère des Ressources naturelles. Aucun résidu de glyphosate n'avait alors été détecté ($< 0,050 \mu\text{g/g}$) dans les 7 échantillons analysés. La majorité des échantillons analysés avaient été récoltés dans les cuves d'extraction et représentaient le miel recueilli peu de temps après l'application du glyphosate. Mentionnons cependant qu'à la phase d'extraction, tous les rayons de plusieurs ruchers sont intégrés ensemble dans la cuve, ce qui peut amener une dilution importante de tout contaminant qui pourrait être présent dans l'environnement immédiat des ruchers. Des recommandations avaient alors été émises pour effectuer l'analyse d'échantillons de pollen qui devraient présenter un facteur de dilution moins important que le miel, puisque la récolte peut se faire quotidiennement (Couture, 1992).

Une étude préliminaire fut donc réalisée en 1991 avec la collaboration d'un producteur de pollen qui possédait des ruchers à proximité de travaux de pulvérisation. Deux des 8 échantillons de pollen analysés ont présenté des résidus détectables de 1,62 et de 0,136 $\mu\text{g/g}$ poids frais, 13 et 14 jours respectivement après le traitement. Quelques échantillons de pollen commercialisé ont été analysés parallèlement et un résultat positif de 0,280 $\mu\text{g/g}$ fut détecté sur les 8 échantillons analysés (Couture, 1992).

Une étude plus approfondie a donc été menée l'année suivante, en collaboration avec le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). Des ruchers ont été placés à l'intérieur (0 km), 0,5 et 1 km d'un secteur de pulvérisation à 3 sites différents. Des échantillons de pollen ont été récoltés 2 fois/semaine pendant le premier mois suivant les travaux et 1 échantillon de miel a été récolté avant, puis à la fin de la période d'échantillonnage. Des résidus maximum de 8,2 $\mu\text{g/g}$ ont été détectés dans le pollen d'un rucher situé à l'intérieur du secteur traité, 3 jours après le traitement. De faibles résidus étaient détectables jusqu'à 1 km et jusqu'à 35 jours dans le cas de certains ruchers, mais en quantités négligeables. Trois des

9 échantillons de miel récoltés ont présenté des résidus détectables (0 et 0,5 km des sites traités) avec un maximum de 1,33 µg/g. Mentionnons cependant qu'il est possible que les résidus détectés ne proviennent pas uniquement d'un usage forestier du glyphosate puisque certains échantillons témoins (miel et pollen), récoltés avant la pulvérisation, contenaient du glyphosate et que l'étude était réalisée en milieu agro-forestier (Legris *et al.*, s.d.). Le tableau suivant présente la moyenne des quantités de résidus trouvées dans le pollen des trois secteurs étudiés.

TABLEAU 16

**RÉSIDUS DE GLYPHOSATE (µg/g) TROUVÉS DANS LE POLLEN
À LA SUITE DE PULVÉRISATIONS DE 1,9 KG I.A./HA EN FORÊT PRIVÉE**

TEMPS APRÈS LE TRAITEMENT	DISTANCE DE LA ZONE TRAITÉE								
	0 km			0,5 km			1 km		
	MAXIMUM	MOYENNE	n ^(a)	MAXIMUM	MOYENNE	n	MAXIMUM	MOYENNE	n
Témoin	0,17	0,06	3	nd ^(b)	nd	3	nd	nd	3
< 1 sem.	8,2	3,54	5	4,32	0,70	7	0,23	0,06	7
1 à 2 sem.	0,33	0,20	6	nd	nd	6	0,14	0,03	6
2 à 3 sem.	1,44	0,46	6	0,21	0,06	5	0,44	0,07	6
3 à 5 sem.	0,40	0,20	5	0,06	0,01	5	0,07	0,01	6

a. Nombre d'échantillons

b. Non détecté : < 0,050 µg/g de poids frais

TABLEAU 17

DEVENIR DU GLYPHOSATE DANS LA VÉGÉTATION

MILIEU	BANDE DE PROTECTION	MODE D'APPLICATION	DOSE UTILISÉE	RÉSIDUS DÉTECTÉS	TEMPS APRÈS TRAITEMENT	LIMITE DE DÉTECTION	REMARQUES	RÉFÉRENCE
Feuillages	aucune	hélicoptère	1,5 kg i.a./ha	framboisiers et cerisiers : 10,5 et 9,24 ug/g 11,4 [max] et 3,16 ug/g framboisiers : 1,01 ug/g	1 sem. 3 sem. 8 sem.	0,050 ug/g (poids frais)	précipitations avant l'échantillonnage	Legris et Couture, 1990 (Québec)
	aucune	barillet	1,5 kg i.a./ha	framboisiers : 45,3 ug/g [max] 2,57 ug/g bouleaux : 2,85 ug/g	6 jours 48 jours 23 jours	0,050 ug/g (poids frais)	aucune précipitation un seul échantillon récolté	Legris et Couture, 1989a (Québec)
	aucune	hélicoptère et avion	1,5 kg i.a./ha	framboisiers : 529 ug/g [moy] 829 ug/g [max] bouleaux : 373 ug/g	2 à 10 h 2 h 2 h	0,050 ug/g (poids frais)	aucune précipitation un seul échantillon récolté	MRN, 1994 (Québec)
Ramilles	aucune	hélicoptère	1,5 kg i.a./ha	cerisiers : 3,15 ug/g [max] 2,25 ug/g	1 sem. 12 sem.	0,050 ug/g (poids frais)	précipitations avant l'échantillonnage	Legris et Couture, 1990 (Québec)
	aucune	barillet	1,5 kg i.a./ha	bouleaux : 9,88 ug/g [max] 4,93 ug/g 1,30 ug/g	3 jours 22 jours 49 jours	0,050 ug/g (poids frais)		Legris et Couture, 1989a (Québec)
	aucune	hélicoptère	1,5 kg i.a./ha	bouleaux : 71,1 ug/g	2 h	0,050 ug/g (poids frais)	un seul échantillon récolté	MRN, 1994 (Québec)
Fruits	aucune	hélicoptère	1,5 kg i.a./ha	framboises : 4,29 à 28,7 ug/g [max] 14,7 à 18,6 ug/g	1 sem. 2 sem.	0,050 ug/g (poids frais)	précipitations avant l'échantillonnage	Legris et Couture, 1990 (Québec)
	aucune	barillet	1,5 kg i.a./ha	framboises : 3,54 à 27,1 ug/g [max] 12,2 ug/g [moy] bleuets : 7,62 ug/g [max] 1,64 ug/g	3 h à 1 sem. 2 sem. 5 jours 25 jours	0,050 ug/g (poids frais)	résidus augmentent pendant la 1 ^{re} sem.	Léveillé <i>et al.</i> , 1992 (Québec)
	aucune	barillet	1,5 kg i.a./ha	framboises : 36,5 ug/g [max] 0,139 ug/g bleuets : 7,90 ug/g [max] 2,09 ug/g	1 sem. 4 sem. 1 jour 3 sem.	0,050 ug/g (poids frais)		Legris et Couture, 1989a (Québec)
	aucune	barillet	1,5 kg i.a./ha	framboises : 44,2 ug/g [max] nd ^(a) bleuets : nd	1 sem. 1 an 1 an	0,050 ug/g (poids frais)	aucune précipitation	Legris, 1989 (Québec)
Fruits	aucune	pulvérisateur à dos	2,0 kg i.a./ha	bleuets : 7,94 ug/g [moy] 3,73 ug/g [moy] 1,23 ug/g [moy]	immédiatement 13 jours 33 jours	0,025 ug/g (poids frais)	TD ₅₀ < 20 jours AMPA : moins de 2% des concentrations de glyphosate	Roy <i>et al.</i> , 1989b (Ontario)
				framboises : 19,49 ug/g [moy] 5,55 ug/g [moy] 1,22 ug/g [moy]	immédiatement 13 jours 33 jours		TD ₅₀ < 13 jours	

TABLEAU 17

DEVENIR DU GLYPHOSATE DANS LA VÉGÉTATION (suite)

MILIEU	BANDE DE PROTECTION	MODE D'APPLICATION	DOSE UTILISÉE	RÉSIDUS DÉTECTÉS	TEMPS APRÈS TRAITEMENT	LIMITE DE DÉTECTION	REMARQUES	RÉFÉRENCE
Feuillages	aucune	hélicoptère	1,67 kg i.a./ha	érable rouge : 5,2 ug/g [max] 0,45 ug/g	1 jour 8 jours	0,1 ug/g (poids sec)	précipitations : 14 mm (4 à 7 jours) (sous couvert)	Ernst <i>et al.</i> , 1987 (Nouvelle-Écosse)
				sapin beaumier : 0,09 ug/g [max] 0,04 ug/g	1 jour 8 jours			
				litière : 2,6 ug/g [max] 1,1 ug/g	1 jour 8 jours			
Feuillages	aucune	hélicoptère	1,14 kg i.a./ha	framboisiers : 13 ug/g [max] 0,35 ug/g	1 jour 8 jours	0,1 ug/g (poids sec)	précipitations : 28 mm (5 à 7 jours)	
				herbacées : 12 ug/g [max] 1,4 ug/g	1 jour 8 jours			
Feuillages	aucune	pulvérisateur manuel	1,67 kg i.a./ha	érable à sucre : 495,11 ug/g [moy] 529 ug/g [max]	< 6 h	0,10 ug/g (poids sec)	TD ₅₀ = 2 jours; TD ₉₀ = 13,2 jours	Thompson <i>et al.</i> , 1994 (Nouveau-Brunswick)
Feuillages et litières	aucune	hélicoptère	2,0 kg i.a./ha	aulnes : 261,0 ug/g 12,5 ug/g (litière)	immédiatement 15 jours	0,10 ug/g (poids sec)	AMPA : moins de 2 % des concentrations de glyphosate TD ₅₀ < 14 jours (litière)	Feng et Thompson, 1989 Feng et Thompson, 1990 (Colombie-Britannique)
				1,2 ug/g "	29 jours			
				0,5 ug/g "	45 jours			
				0,2 ug/g "	58 jours			
				0,2 ug/g "	75 jours			
				framboisiers : 447,6 ug/g 19,2 ug/g (litière)	immédiatement 15 jours			
				1,9 ug/g "	29 jours			
				0,9 ug/g "	45 jours			
				0,3 ug/g "	58 jours			
				0,3 ug/g "	75 jours			
Feuillages	aucune	hélicoptère	3,3 kg i.a./ha	couronne : 489 mg/kg [max] mi-couronne : 84,0 et 257 mg/kg arbustes : 89,0 et 181 mg/kg herbacées : 20,4 et 28,5 mg/kg litière : 5,0 mg/kg	immédiatement	non spécifié	TD ₅₀ = 14,4 jours TD ₉₀ = 26,6 jours TD ₅₀ = 10,4 jours TD ₉₀ = 14,0 jours	Newton <i>et al.</i> , 1984 (Oregon)
Feuillages	aucune	hélicoptère	4,12 kg e.a./ha	strate supérieure : 652 mg/kg (Oregon) 760 mg/kg (Géorgie) 1 273 mg/kg (Michigan) herbacées : 27 mg/kg (Oregon) 360 mg/kg (Géorgie) 629 mg/kg (Michigan)	< 10 h	0,05 mg/kg (poids frais)	Diminution de 96 % des résidus à 30 jours	Newton <i>et al.</i> , 1994 (Oregon, Géorgie, Michigan)
Feuillages	aucune	avion	2,1 kg i.a./ha	bouleaux : 102 ug/g aulnes : 66,3 et 80,1 ug/g trembles : 35,5 et 36,2 ug/g	< 2,5 h	0,01 ug/g (poids sec)	végétation non visée, possibilité de pulvérisation directe ou de dérive du produit	Goldsborough et Brown, 1993 (Manitoba)

a. Non détecté

3.5 Faune

Le métabolisme du glyphosate chez les animaux a principalement été étudié chez le rat par 3 voies différentes d'administration : intubation orale, injection intrapéritonéale et administration chronique dans la diète. Dans tous les cas, plus de 90 % de la dose était excrétée à l'intérieur de 6 jours après l'administration. La majorité de la dose était excrétée dans les fèces et une faible partie dans l'urine. Moins de 1 % de la dose était retenue dans les tissus 6 jours après l'administration. Aucune évidence de métabolisme du glyphosate n'a été observée. Des résultats similaires ont été obtenus chez le lapin après l'administration d'une dose orale de glyphosate marqué au ^{14}C (Malik *et al.*, 1989).

Selon les études chez les animaux, le glyphosate est excrété sous sa forme inchangée. Une seule étude rapporte des traces ($\leq 0,4$ %) de l'acide aminométhylphosphonique (AMPA) dans les fèces et aucune étude ne mentionne la présence de métabolite dans l'urine (US EPA, 1992a dans Samuel *et al.*, 1994a). Le glyphosate est principalement excrété dans les fèces (68-80 %) et, à un niveau moindre, dans l'urine (7-31 %) (Doliner, 1991 dans Samuel *et al.*, 1994a).

La demi-vie d'excrétion est courte; lors d'une étude chez des rats, 95 % de la dose radioactive a été excrétée dans les 48 heures après l'administration. Chez les rats, l'absorption a été de 14 à 35 % après l'ingestion de doses variant de 6,7 à 1 000 mg/kg de glyphosate (Doliner, 1991 dans Samuel *et al.*, 1994a). L'absorption serait plus faible pour les doses orales les plus élevées (US EPA, 1992a dans Samuel *et al.*, 1994a).

Puisque le glyphosate possède une solubilité élevée dans l'eau et faible dans les graisses, il ne devrait pas se bioaccumuler dans les tissus. Plusieurs études ont clairement démontré que le glyphosate est très peu absorbé à travers la membrane gastro-intestinale et qu'il y a une rétention minimale dans les tissus, de même qu'une élimination rapide chez plusieurs espèces animales (Malik *et al.*, 1989). Ainsi, on n'a pu déceler de résidus dans les muscles et la graisse de poulets, de vaches et de porcs auxquels on avait fait ingérer jusqu'à 75 ppm de glyphosate. Aucune détection de résidus n'est observée dans le lait de vaches laitières auxquelles on a fait ingérer des quantités réalistes de glyphosate; les résidus étaient pratiquement non décelables dans le cas de l'ingestion de très grandes quantités (Monsanto Company, s.d.). Des études chez les

poissons ont montré des résultats similaires. Les résultats indiquaient clairement que le glyphosate (composé hydrosoluble polaire) ne se bioconcentrait pas dans les tissus de poissons (facteur de bioconcentration de 0,1 et de 0,3 pour une exposition de 10 et de 14 jours respectivement). Le transfert des poissons dans une eau sans glyphosate éliminait complètement les résidus de glyphosate des poissons (Malik *et al.*, 1989).

3.5.1 Faune aquatique

Aucun suivi de résidus dans la faune aquatique n'a été entrepris au MRN lors de conditions normales d'opération. Ceci s'explique par l'absence généralisée du glyphosate dans le milieu aquatique. Tout de même, afin d'appuyer quantitativement notre position, nous citons les travaux de Newton *et al.* (1984) où aucun résidu n'a été trouvé chez des alevins de saumons exposés à des concentrations détectables de glyphosate pendant 3 jours dans l'eau (maximum de 0,27 mg/l) et pendant 55 jours dans les sédiments (maximum de 0,55 mg/kg) (tableau 18).

3.5.2 Faune terrestre

Newton *et al.* (1984) ont présenté des résultats des niveaux de résidus trouvés dans les viscères et carcasses de petits mammifères à la suite d'une application aérienne de 3,3 kg i.a./ha. Les résidus détectés dans les viscères étaient généralement équivalents à, ou moindres, que ceux trouvés dans la litière du sol. La valeur maximale trouvée était de 5,08 mg/kg chez les souris. Les résidus demeuraient au-dessus de 1 mg/kg pendant les 2 premières semaines puis diminuaient jusqu'à la limite de détection (0,10 mg/kg) 55 jours après l'application. Les résidus dans les viscères (1 à 2 mg/kg) étaient en tout temps supérieurs à ceux trouvés dans les carcasses restantes des animaux (< 0,010 à 0,40 mg/kg). De plus, les résidus corporels deviennent non détectables alors que le glyphosate est toujours détecté dans les viscères. Les auteurs émettent l'hypothèse que les animaux testés avaient un système d'élimination suffisamment actif pour purger le glyphosate plusieurs fois plus rapidement qu'il peut être absorbé à ce niveau d'exposition.

Le MRN a réalisé une étude pour quantifier les résidus de glyphosate susceptibles de se retrouver dans le gibier en période de chasse (environ 2 mois après le traitement). Pour le petit gibier, aucun résidu de glyphosate ne fut détecté dans la chair et le foie ($< 0,050 \mu\text{g/g}$ poids frais) des 19 lièvres capturés. Des résidus n'ont été détectés que dans les contenus stomacaux (maximum de $0,262 \mu\text{g/g}$) et les voies d'élimination, c'est-à-dire l'urine et les fèces (maxima respectifs de $142 \mu\text{g/l}$ et de $3,52 \mu\text{g/g}$). Un seul échantillon de rein a présenté des résidus détectables de $0,208 \mu\text{g/g}$ (limite de détection de $0,100 \mu\text{g/g}$). Ces résultats confirment bien que le glyphosate ne s'accumule pas et qu'il est éliminé rapidement par les voies naturelles. Des prélèvements effectués chez 16 orignaux et 1 cerf de Virginie n'ont démontré aucun résidu détectable dans la chair, le foie ou les reins. Un seul échantillon de chair d'original présentait des résidus détectables ($0,146 \mu\text{g/g}$), probablement causés par une contamination accidentelle lors du prélèvement (Legris et Couture, 1991).

Certaines études ont porté sur la consommation et les préférences alimentaires du cerf à queue noire (*Odocoileus hemionus columbianus*) versus différents types de végétation traités au glyphosate (Campbell *et al.*, 1981; Sullivan et Sullivan, 1979). Les auteurs concluaient que les cerfs n'avaient aucune aversion à consommer de la végétation traitée à des doses semblables à celles que nous utilisons au Québec.

TABLEAU 18

DEVENIR DU GLYPHOSATE DANS LA FAUNE

MILIEU	MODE D'APPLICATION	DOSE UTILISÉE	RÉSIDUS DÉTECTÉS	TEMPS APRÈS TRAITEMENT	LIMITE DE DÉTECTION	REMARQUES	RÉFÉRENCE
FAUNE TERRESTRE :							
Lièvres	barillet	1,5 kg i.a./ha	cont. stomacal : 0,262 ug/g [max] chair : nd ^(a) foie : nd rein : 0,208 ug/g [max] urine : 142 ug/l [max] fèces : 3,52 ug/g [max]	2 mois	0,050 ug/g (poids frais) 0,100 ug/g 100 ug/l 0,050 ug/g	(11 échantillons non détectés sur 17 récoltés) (19 échantillons non détectés sur 19 récoltés) (18 échantillons non détectés sur 18 récoltés) (18 échantillons non détectés sur 19 récoltés) (5 échantillons non détectés sur 7 récoltés) (2 échantillons non détectés sur 15 récoltés)	Legris et Couture, 1991 (Québec)
Orignaux	barillet	1,5 kg i.a./ha	chair : 0,146 ug/g [max] foie : nd rein : nd	2 mois	0,050 ug/g (poids frais)	(11 échantillons non détectés sur 12 récoltés) (16 échantillons non détectés sur 16 récoltés) (9 échantillons non détectés sur 9 récoltés)	Legris et Couture, 1991 (Québec)
Cerf de Virginie	barillet	1,5 kg i.a./ha	chair : nd	2 mois	0,050 ug/g (poids frais)	(un seul échantillon récolté)	Legris et Couture, 1991 (Québec)
Petits mammifères (carnivores)	hélicoptère	3,3 kg i.a./ha	viscères : 1,69 mg/kg [max] 0,45 mg/kg nd	immédiatement 1 jour 55 jours	0,10 mg/kg	1 à 7 spécimens / échantillon	Newton <i>et al.</i> , 1984 (Oregon)
(omnivores)			corps : 0,41 mg/kg [max] 0,37 mg/kg nd	immédiatement 1 jour 7 jours			
			viscères : 5,08 mg/kg [max] 1,00 mg/kg nd	immédiatement 1 jour 28 jours			
			corps : 0,35 mg/kg 0,40 mg/kg [max] nd	immédiatement 1 jour 14 jours			
(herbivores)			viscères : 0,37 mg/kg 1,70 mg/kg [max] 0,44 mg/kg 0,12 mg/kg	1 jour 7 jours 28 jours 55 jours			
			corps : 0,13 mg/kg nd 0,23 mg/kg [max] nd	1 jour 7 jours 28 jours 55 jours			
FAUNE AQUATIQUE :							
Poissons (saumon coho)	hélicoptère	3,3 kg i.a./ha	alevins : nd	0 à 55 jours	0,05 mg/kg	eau : 0,27 mg/l [max] sédiments : 0,55 mg/kg [max]	Newton <i>et al.</i> , 1984 (Oregon)

a. Non détecté

3.6 Humain

Wester *et al.* (1991) ont évalué l'absorption percutanée du glyphosate *in vitro* chez l'épiderme humain et *in vivo* chez le singe rhésus. La capacité de décontaminer la peau a également été déterminée *in vivo* chez le singe. Les essais ont été effectués avec du Roundup^{MD} non dilué, dilué 1:20 et dilué 1:32. L'absorption percutanée, à travers la peau humaine dans du plasma humain comme récepteur, n'était pas plus de 2 % de la dose appliquée pour des concentrations de 0,5 à 154 µg/cm² et des volumes variant de 0,014 à 0,14 ml/cm². Le glyphosate administré, à des doses intraveineuses de 93 et 9 µg, à des singes rhésus était principalement trouvé dans l'urine (95 % et 99 % respectivement après 7 jours). La majeure partie était trouvée après 24 heures. L'absorption percutanée chez les singes rhésus était de 0,8 % pour la plus basse dose (25 µg/cm²) et de 2,2 % pour la plus haute dose (270 µg/cm²). La plus grande partie des résidus était également trouvée dans l'urine dans les 24 premières heures. Aucun résidu de ¹⁴C marqué n'était trouvé dans les organes des singes euthanasiés 7 jours après l'application. Un lavage de la peau à l'eau et au savon a enlevé 90 % de la dose appliquée et un lavage avec de l'eau seulement en a enlevé 84 %.

Le Centre de toxicologie du Québec a réalisé un suivi de l'exposition des travailleurs forestiers au glyphosate lors de travaux réalisés au Québec en conditions opérationnelles (CTQ, 1988b). Puisque la surveillance biologique donne une évaluation plus réaliste de l'exposition que la mesure des concentrations de glyphosate dans l'air respiré par les travailleurs, le CTQ a utilisé les taux de glyphosate trouvés dans l'urine des travailleurs comme indicateur de l'exposition. Le tableau 19 présente la synthèse des résultats moyens obtenus lors de ce suivi. Il ne s'agit pas de concentrations initiales et maxima telles qu'utilisées pour les autres composantes, mais plutôt de concentrations urinaires moyennes lorsque des pratiques sécuritaires étaient respectées (employés du MER¹) et plus ou moins respectées (travailleurs à contrat), puisque l'étude avait révélé des différences notables quel que soit le poste de travail. Les travailleurs à contrats étaient moins bien informés des risques que les employés du MER, utilisaient moins les équipements de protection individuelle et ne disposaient pas toujours d'installations sanitaires appropriées. Chez les employés du MER, les concentrations ont varié de la non-détection jusqu'à 2,08 µg/l (poste de mélangeur) alors que, chez les travailleurs à contrat, elles étaient détectables à tous les postes de travail (1,04 à 17,5 µg/l), le poste de mélangeur étant également le plus exposé. Il semble donc

²

Maintenant MRN

que la pratique de mesures sécuritaires lors de l'utilisation du glyphosate, tel que recommandé par le MER, diminuerait significativement l'exposition au phytocide (figure 4).

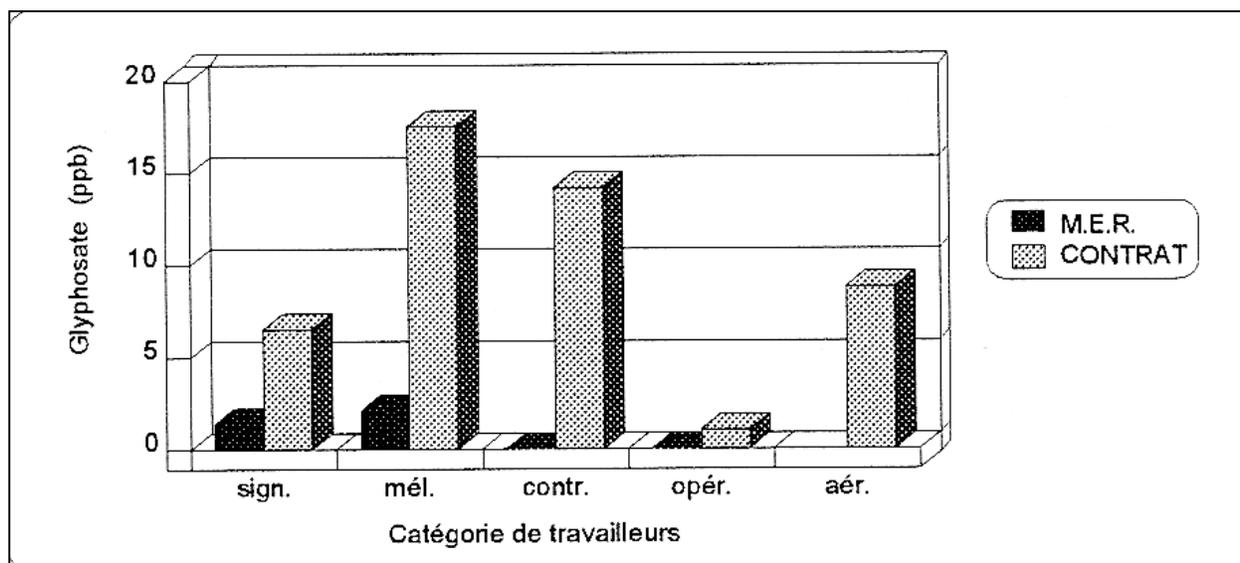


Figure 4. Concentrations moyennes de glyphosate dans l'urine des travailleurs selon les postes de travail lors d'une pulvérisation de 1,5 kg i.a./ha

3.7 Synthèse

Nous avons retenu les données provenant de suivis environnementaux réalisés au Québec pour établir une synthèse du comportement du glyphosate dans l'environnement, dans le but de tenir compte, le plus possible, des conditions et des particularités trouvées au Québec. Lorsque des données québécoises n'étaient pas disponibles pour un type de milieu, les résultats les plus représentatifs trouvés dans la documentation ont été intégrés afin de compléter cette synthèse. Le fait de prioriser ces données (récoltées par le MRN) permet une évaluation lors des conditions d'opérations et selon les techniques d'application utilisées au Québec. Une meilleure interprétation des données est également possible puisque nous connaissons bien les circonstances entourant l'échantillonnage. Gardons à l'esprit que les valeurs ou les tendances observées au Québec respectent, en général, les observations rapportées dans la documentation et que le MRN est à l'avant-garde dans ce type de suivi environnemental en conditions opérationnelles.

Le tableau 19 regroupe, pour chacun des milieux échantillonnés, une estimation de la concentration initiale moyenne, la concentration maximale absolue ainsi que le temps de disparition approximatif de 50 % et de 90 % des résidus (lorsque disponibles). Cette synthèse découle des données trouvées dans les différents tableaux de la section 3 ou, encore, des différentes études rapportées.

TABLEAU 19

SYNTHÈSE DU DEVENIR DU GLYPHOSATE DANS L'ENVIRONNEMENT QUÉBÉCOIS ^(a)

MILIEU		RÉSIDUS DÉTECTÉS		TEMPS DE DISSIPATION APPROXIMATIF		
		[INIT.] ^(b)	[MAX] ^(c)	50 %	90 %	
AIR :	zone respiratoire des travailleurs	1,00 à 5,00 ug/m ³ ^(d)	10,50 ug/m ³	---	---	
SOL ^(e) :	strate 0-10 cm	1 ug/g	2,10 ug/g	< 2 mois	< 15 mois	
EAU :	milieu lentique ^(f)	directement pulvérisé	1 500 ug/l	2 808 ug/l	12 h	< 24 h
	milieu lotique	B.P. 60 mètres - aérien	< 1,00 ug/l	11 ug/l	---	---
		B.P. 25-30 mètres - terrestre	< 1,00 ug/l	4,74 ug/l	---	---
		directement pulvérisé	1,5 à 162 ug/l [*]	270 ug/l [*]	---	---
SÉDIMENTS ^(e) :	milieu lentique ^(f)	directement pulvérisé	1 ug/g	1,81 ug/g	---	---
	milieu lotique	B.P. 60 mètres - aérien	< 0,050 ug/g	0,788 ug/g	---	---
		B.P. 25-30 mètres - terrestre	< 0,050 ug/g	3,08 ug/g	---	---
		directement pulvérisé	0,100 à 0,400 ug/g [*]	6,8 ug/g	---	---
VÉGÉTATION ^(h) :	feuillages	500 ug/g	829 ug/g	< 1 sem.	< 30 jours	
	ramilles	71,1 ug/g	71,1 ug/g	< 1 sem.	< 30 jours	
	fruits	5 à 10 ug/g	44,2 ug/g	< 2 sem.	---	
FAUNE AQUATIQUE :	poissons	< 0,05 mg/kg [*]	< 0,05 mg/kg [*]	---	---	
FAUNE TERRESTRE ^(h) :	petits mammifères	viscères	1 à 2 mg/kg [*]	5,08 mg/kg [*]	---	---
		carcasses	< 0,10 à 0,40 mg/kg [*]	0,41 mg/kg [*]	---	---
	petits gibiers (lièvres)	contenus stomacaux	0,100 à 0,200 ug/g ⁽ⁱ⁾	0,262 ug/g ⁽ⁱ⁾	---	---
		féces	0,70 à 1,50 ug/g	3,52 ug/g	---	---
		chair	< 0,050 ug/g	< 0,050 ug/g	---	---
		foie	< 0,050 ug/g	< 0,050 ug/g	---	---
		reins	---	0,208 ug/g	---	---
		urine	125 ug/l	142 ug/l	---	---
	gros gibiers (orignaux)	chair	< 0,050 ug/g ⁽ⁱ⁾	< 0,050 ug/g ⁽ⁱ⁾	---	---
		foie	< 0,050 ug/g	< 0,050 ug/g	---	---
reins		< 0,050 ug/g	< 0,050 ug/g	---	---	
HOMME :	travailleurs forestiers (urine)	signaleur	1,39 ug/l ^(k)	6,50 ug/l ^(l)	---	---
		mélangeur	2,08 ug/l	17,5 ug/l	---	---
		contremaître	0,00 ug/l	14,17 ug/l	---	---
		opérateur	0,00 ug/l	1,04 ug/l	---	---

- a. Toutes les données proviennent d'études réalisées au Québec sauf celles indiquées avec un astérisque
b. Concentration initiale moyenne estimée
c. Concentration maximum absolue
d. Concentrations moyennes durant les périodes de travail lors d'applications terrestres
e. Résidus exprimés en poids sec
f. Petites mares stagnantes
g. Non calculé en raison d'un apport externe de produit à la suite de précipitations
h. Résidus exprimés en poids frais
i. Résidus moyens observés 2 mois après le traitement
j. Résidus maximum observés 2 mois après le traitement
k. Concentrations moyennes quand des pratiques sécuritaires sont observées lors d'applications terrestres
l. Concentrations moyennes quand les pratiques sécuritaires sont ± observées lors d'applications terrestres

4. ÉVALUATION DES IMPACTS

4.1 Végétation

Le glyphosate est généralement utilisé pour dégager la régénération de conifères par application foliaire généralisée soit par voie terrestre ou par voie aérienne. L'absorption du phytocide se fait alors par le feuillage. Ce produit est relativement non sélectif et il a une action sur plusieurs espèces d'herbacées, de plantes à larges feuilles et à tiges ligneuses. Le glyphosate doit être appliqué après l'aoûtement des conifères (lignification des bourgeons terminaux) sinon il peut les affecter. La sensibilité de quelques-unes des espèces rencontrées dans la province a déjà été présentée au tableau 1 (section 1.2).

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. Les premiers effets visibles sont le flétrissement et le jaunissement graduels de la plante. Par la suite, ces effets s'accroissent jusqu'au brunissement complet des organes aériens et à la détérioration des organes souterrains de la plante (Monsanto Canada inc., 1993).

L'objectif du traitement est de maîtriser la végétation indésirable afin de favoriser le développement des essences désirées. Il est entendu que l'effet recherché occasionnera des modifications du couvert végétal. Toutefois, le but visé n'est pas d'éliminer toute la végétation. Au contraire, le fait de conserver une certaine quantité de végétation évitera certains problèmes comme le gel des plants ou, encore, une trop grande évapotranspiration par ceux-ci. Pour l'épinette noire (*Picea mariana*), l'ouverture nécessaire à son développement correspond à un minimum de 60 % de lumière (par rapport au plein ensoleillement) (Jobidon, 1992 et 1994). Le traitement visera donc à créer une fenêtre favorable, le temps requis pour lui permettre d'occuper une position dominante sur le site.

Il restera toujours une certaine biomasse vivante, en plus des tiges désirées que l'on trouve à tous les 2 mètres sur le terrain. Cette biomasse est représentée principalement par les plantes basses (15 cm et moins) et les tiges qui n'ont pas été affectées en raison de contraintes d'opération. En règle générale, nous considérons qu'un recouvrement résiduel de l'ordre de 10 à 15 % constituerait le seuil minimal peu de temps après le traitement. La première année qui suit le

traitement, le recouvrement peut varier d'environ 10 à 35 % selon les secteurs. Deux ans après la pulvérisation, le secteur présente une végétation plus importante avec un recouvrement de l'ordre d'environ 70 %. À partir de la troisième année suivant le traitement, il devient parfois difficile de distinguer une zone traitée d'une zone non traitée, si ce n'est de la prédominance des résineux dans le secteur dégagé.

Des observations semblables ont été rapportées à divers endroits où le glyphosate a été utilisé en milieu forestier. Ainsi, une étude en Oregon indique qu'environ 23 % de la couverture totale de la végétation demeure après une application aérienne de glyphosate. Deux ans après le traitement, la couverture observée s'approche de ce qu'il y avait avant le traitement (Morrison et Meslow, 1984).

Dans une sapinière à bouleau blanc du Québec, un inventaire de la végétation réalisé dans une plantation 1 an après un dégagement chimique au glyphosate indique une baisse importante de la présence des feuillus et des espèces arbustives, en particulier chez le bouleau blanc (*Betula papyrifera*) et le framboisier (*Rubus idaeus*). Le bouleau blanc est passé de près de 13 000 tiges/ha avant le traitement à seulement 580 tiges/ha l'année après l'application et le framboisier est passé de près de 408 000 tiges/ha à 100 000 tiges/ha. Une diminution d'environ 50 % du recouvrement des classes arbustive, herbacée et ligneuse de 25 cm et plus est aussi observée (Déry *et al.*, 1994).

Dans une étude effectuée en Ontario sur les effets du glyphosate sur la disponibilité du brouet pour l'original, on rapporte qu'une application de 1,60 kg a.e./ha de glyphosate par voie aérienne a réduit de 42 % la densité des tiges de feuillus intolérants après le premier hiver, par rapport aux secteurs contrôles où la densité a augmenté de 13 %. Du côté de la strate herbacée, la couverture était réduite d'environ 20 % la saison suivant l'application, puis elle était équivalente à celle des secteurs contrôles l'année subséquente (Kelly, 1993).

Santillo *et al.* (1989a) constatent que le dégagement de secteurs avec du glyphosate dans le centre-nord du Maine réduit la complexité de la végétation durant 3 ans après le traitement par rapport à un secteur non traité.

À moyen terme, Hardy et Desgranges (1990) constatent qu'après 7 saisons de croissance suivant une pulvérisation de phytocide, la diversité de la stratification et l'indice de recouvrement étaient inférieurs dans les plantations de la région de la Gaspésie et du Bas Saint-Laurent comparativement à ceux de la régénération naturelle. Dans les plantations dégagées, la strate arbustive basse était moins présente alors qu'il en était autrement pour la strate arbustive haute et la strate herbacée. Aussi, le milieu était beaucoup plus ouvert que dans la régénération naturelle non traitée.

Freedman (1991), qui a travaillé en Nouvelle-Écosse, résume en disant que dans l'ensemble, le glyphosate affecte directement la productivité des plantes et change la distribution de la biomasse dans l'espace.

Bien que le glyphosate puisse contrôler la végétation par injection et par traitement de souche, ces techniques, beaucoup plus localisées, sont peu utilisées au Québec et l'étendue des effets sur la végétation est moindre. La mortalité des tiges ainsi traitées peut prendre jusqu'à un 1 après le traitement à se manifester. Lors du traitement par injection, on laisse parfois 40 % des tiges intactes. Les impacts sur le milieu sont alors moins significatifs.

4.2 Faune

4.2.1 Analyse préliminaire du risque toxicologique encouru par la faune

La présente étude constitue une analyse préliminaire du risque toxicologique encouru par la faune lors des opérations de dégagement de la régénération forestière menées au Québec, à l'aide du glyphosate, à un taux de 1,5 kg i.a./ha. Tel que défini dans les lignes directrices du ministère de l'Environnement du Québec (Mimeault, 1993), l'analyse préliminaire a pour objectif de vérifier l'absence ou l'existence d'un potentiel de risque significatif, dans le but d'orienter la réalisation subséquente d'une analyse détaillée, dans ce dernier cas. Cette analyse consiste essentiellement à identifier les substances susceptibles de causer des effets toxiques, à estimer l'ordre de grandeur de la dose potentielle d'exposition à ces substances, et à vérifier si ce potentiel d'exposition peut entraîner la manifestation d'effets toxiques. En raison des objectifs de

l'analyse de risque préliminaire, l'approche utilisée pour conduire une telle analyse est celle du « pire scénario raisonnable ». L'analyse préliminaire du risque ne peut que confirmer l'absence de risque significatif pour une substance donnée. Elle ne peut en aucun cas être retenue comme une caractérisation, même sommaire, du risque associé à une situation donnée, qu'elle tendrait plutôt à surestimer. La méthodologie d'analyse préliminaire du risque toxicologique utilisée dans la présente étude s'appuie sur la méthodologie préconisée par USDA (1988) et Hydro-Québec (1992) lors d'études similaires et, plus récemment, recommandée par US EPA (1992).

La première partie de l'étude (4.2.1.1) porte sur l'identification des groupes biologiques qui sont potentiellement exposés au phytocide. On y retient les micro-organismes et les invertébrés terrestres et aquatiques, de même que les oiseaux, les mammifères terrestres, les amphibiens et les poissons. Parmi les oiseaux, de même que les mammifères terrestres et les amphibiens, on retient plus particulièrement certaines espèces représentatives du milieu forestier québécois.

La deuxième partie de l'étude (4.2.1.2) porte sur l'évaluation des seuils de toxicité du phytocide chez chacun des groupes biologiques et des espèces représentatives retenus précédemment. Ces seuils de toxicité sont estimés à partir de l'ensemble des données toxicologiques recensées dans la documentation scientifique et présentées à la section 2. Les seuils de toxicité aiguë sont d'abord retenus. Ils seront utilisés pour l'évaluation du risque toxicologique encouru par la faune à court terme, après l'application du phytocide. Le temps de séjour du glyphosate dans certains compartiments environnementaux pouvant cependant atteindre plusieurs mois, les seuils de toxicité chronique sont aussi retenus. Ils seront utilisés pour l'évaluation préliminaire du risque toxicologique encouru par la faune à plus long terme.

La troisième partie (4.2.1.3) porte sur l'évaluation du niveau d'exposition de chacun des groupes biologiques et des espèces représentatives retenus, selon le scénario du pire cas raisonnable. Cette approche consiste à estimer l'exposition la plus élevée (généralement le 90^e percentile) à laquelle un organisme peut être soumis, dans des conditions normales d'opération. Le niveau d'exposition des organismes est fonction des concentrations résiduelles de glyphosate dans chacun des compartiments environnementaux avec lequel l'organisme entre en contact, de même que de certaines caractéristiques physiques et comportementales de l'animal. Les concentrations environnementales de glyphosate retenues sont généralement estimées à partir de mesures effectuées par le MRN, peu de temps après l'application du produit en conditions opérationnelles.

La quatrième partie (4.2.1.4) porte sur l'estimation des risques toxicologiques aigus et chroniques encourus par les groupes biologiques et les espèces potentiellement exposés au phytocide. Ces risques sont estimés en comparant les seuils de toxicité aiguë et chronique au niveau d'exposition propre à chacun des groupes biologiques ou des espèces à l'étude.

Enfin, la cinquième partie (4.2.1.5) porte sur l'évaluation des risques toxicologiques aigus et chroniques estimés précédemment, en fonction des incertitudes qui entourent l'estimation préalable des seuils de toxicité et des niveaux d'exposition.

4.2.1.1 Identification des organismes potentiellement exposés au phytocide

Lors du dégagement de la régénération forestière à l'aide de phytocide, les organismes terrestres et aquatiques vivant sur le site traité ou à proximité de ce site présentent un risque de contamination. Aux fins de la présente étude, ces organismes sont représentés par les groupes biologiques que constituent les micro-organismes et les invertébrés terrestres et aquatiques, de même que les poissons, et par certaines espèces d'oiseaux, de mammifères terrestres et d'amphibiens représentatives du milieu forestier québécois (tableau 20).

La sélection des espèces aviaires, mammifères terrestres et amphibiennes a été faite de façon à couvrir prioritairement les organismes qui semblent être soumis aux plus fortes doses de phytocide, considérant entre autres que celles-ci sont généralement inversement proportionnelles au poids corporel de l'animal. Ainsi, la faune amphibienne est représentée par la grenouille léopard (*Rana pipiens*), organisme de petite taille. Pour leur part, les espèces qui représentent la faune mammifère terrestre du milieu forestier québécois couvrent une gamme étendue de tailles corporelles. Il s'agit plus particulièrement du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), du renard roux (*Vulpes vulpes*), de l'orignal d'Amérique (*Alces alces*) et du campagnol à dos roux (*Clethrionomys gapperi*). De tous les mammifères terrestres considérés par USDA (1988b) lors d'une analyse de risque toxicologique similaire à la présente, ce dernier figure parmi ceux qui sont soumis aux plus fortes doses de glyphosate. Parmi les oiseaux, la crécerelle d'Amérique (*Falco sparverius*), qui figure parmi ceux qui sont soumis aux plus fortes doses de glyphosate dans l'étude de USDA (1988b), a été retenue. Enfin, la poule et la vache ont été retenues comme espèces animales représentatives du milieu agro-forestier.

TABLEAU 20

GROUPES BIOLOGIQUES ET ESPÈCES REPRÉSENTATIVES RETENUS POUVANT ÊTRE EXPOSÉS AU GLYPHOSATE	
GROUPE BIOLOGIQUE	ESPÈCE REPRÉSENTATIVE
Micro-organismes terrestres	
Invertébrés terrestres	
Oiseaux	Crécerelle d'Amérique Poule
Mammifères terrestres	Campagnol à dos roux Lièvre d'Amérique Renard roux Orignal d'Amérique Vache
Amphibiens	Grenouille léopard
Micro-organismes aquatiques	
Invertébrés aquatiques	
Poissons	

4.2.1.2 Évaluation des seuils de toxicité du glyphosate

Après son application, le temps de séjour du glyphosate dans l'environnement varie de < 1 jour à plusieurs mois (section 3). Ayant une durée de vie généralement égale ou inférieure au temps de séjour du glyphosate dans l'environnement, les micro-organismes et invertébrés seront donc potentiellement soumis à une exposition chronique au phytocide. Ayant, quant à eux, une durée de vie supérieure au temps de séjour du glyphosate dans l'environnement, les vertébrés seront potentiellement soumis à une exposition subchronique. La présente analyse de risque requiert donc que les seuils de toxicité chronique du phytocide chez les micro-organismes et les invertébrés terrestres et aquatiques soient déterminés, de même que les seuils de toxicité subchronique chez les espèces vertébrées à l'étude. De plus, afin d'évaluer le risque toxicologique encouru par la faune à très court terme après l'application du phytocide, alors que l'exposition à ce dernier est potentiellement la plus élevée, les seuils de toxicité aiguë du phytocide chez l'ensemble des organismes à l'étude doivent également être déterminés (tableau 21)

TABLEAU 21
SEUILS DE TOXICITÉ DU GLYPHOSATE (a)

ORGANISMES TERRESTRES	CL₅₀ ou CE₅₀ AIGUË (µg/g sol sec)	ORGANISME REPRÉSENTATIF (b)	SEUIL D'EFFET CHRONIQUE (c) (µg/g sol sec)	ORGANISME REPRÉSENTATIF
Microorganismes	nd (d)	nd	50 (e) respiration du sol	général
Invertébrés	nd	nd	100 (f) croissance	annélide
	DL₅₀ ORALE AIGUË (mg/kg pc)	ORGANISME REPRÉSENTATIF	NSEO SUBCHRONIQUE (c) (mg/kg pc/jr)	ORGANISME REPRÉSENTATIF
Crécerelle	> 3 851	caille	200 reproduction	caille
Campagnol	1 538	souris	135 systémique reproduction	rat
Lièvre	3 800	lapin	75 toxicité maternelle	lapin
Renard	4 320	rat	50 systémique	chien
Orignal	4 860	chèvre	135 systémique reproduction	rat
Grenouille	> 3 851	caille	200 reproduction	caille
Poule	> 3 851	caille	200 reproduction	caille
Vache	4 860	chèvre	135 systémique reproduction	rat
ORGANISMES AQUATIQUES	CL₅₀ ou CE₅₀ AIGUË (mg/l eau) (e)	ORGANISME REPRÉSENTATIF	NSEO CHRONIQUE ET SUBCHRONIQUE (g) (mg/l eau)	ORGANISME REPRÉSENTATIF
Microorganismes	2 croissance	algue	nd	nd
Invertébrés	3*	daphnie	nd	nd
Poissons	1,3*	truite	nd	nd

- a. Les seuils de toxicité se rapportent au glyphosate technique; lorsqu'annotés d'un astérisque (*), ils se rapportent cependant à la formulation Roundup[®], dont la composition est équivalente à celle du Vision[®] et sont exprimés en termes d'ingrédient actif.
- b. Organisme auquel est associé le seuil de toxicité retenu pour le groupe biologique ou l'espèce potentiellement exposé.
- c. La fonction biologique cible associée au seuil de toxicité apparaît sous ce dernier.
- d. Donnée non disponible
- e. Concentration qui entraîne un effet observable minimum.
- f. Concentration qui n'entraîne pas d'effet important.
- g. Seuil de toxicité chronique chez les microorganismes et invertébrés et subchronique chez les poissons

Les seuils de toxicité ont été déterminés à partir des données toxicologiques recensées dans la documentation scientifique sur le glyphosate technique, de même qu'aux formulations commerciales Vision^{MD} et Roundup^{MD}, qui sont de composition identique (section 2). Dans la mesure où les données étaient disponibles, tant pour le produit technique que pour la formulation commerciale, c'est le seuil de toxicité de la substance la plus nocive des deux qui a été retenu.

En ce qui concerne les micro-organismes et invertébrés terrestres et aquatiques, de même que les poissons, les seuils de toxicité aiguë représentent la plus faible concentration de phytocide, dans le milieu ambiant (sol ou eau) de l'organisme, qui entraîne la mort de 50 % des individus (CL₅₀) ou tout autre effet néfaste important (CE₅₀) au niveau d'une population, principalement l'inhibition de croissance ou de photosynthèse, après une exposition de courte durée. Chez les micro-organismes, il est cependant plus approprié d'identifier, lorsque les données sont disponibles, la concentration ambiante de phytocide (CE₅₀) qui entraîne une diminution importante du pouvoir de la communauté à accomplir une fonction écosystémique essentielle telle que la nitrification, la respiration ou la décomposition. En ce qui concerne les espèces aviaires, les mammifères terrestres et les amphibiens, les seuils de toxicité aiguë représentent la plus faible dose orale aiguë administrée qui entraîne la mort de 50 % des individus (DL₅₀).

Chez les micro-organismes et invertébrés terrestres et aquatiques, de même que chez les poissons, les seuils de toxicité subchronique et chronique représentent, lorsque les données sont disponibles, la concentration de phytocide dans le milieu ambiant de l'organisme (sol ou eau) qui n'entraîne aucun effet néfaste observable (NSEO) chez l'ensemble des organismes testés, à la suite d'une exposition prolongée. Chez les espèces aviaires, les mammifères terrestres et les amphibiens, les seuils de toxicité subchronique représentent la dose orale maximum administrée quotidiennement qui n'entraîne aucun effet observable (NSEO) chez l'ensemble des organismes testés, à la suite d'une exposition prolongée de près de 90 jours, similaire au temps de séjour du glyphosate dans les divers compartiments environnementaux avec lesquels ces organismes sont en contact. La documentation consultée couvre les effets systémiques, tératogènes, génotoxiques, mutagènes et cancérigènes, de même que les effets sur la reproduction et la foetotoxicité. Tel que démontré aux sections 1.5, 1.6 et 2.6, le glyphosate technique et ses métabolites, de même que les additifs et impuretés contenus dans la formulation commerciale Vision^{MD} présentent des risques génotoxique, mutagène et cancérigène négligeables.

Chez les micro-organismes et les invertébrés terrestres et aquatiques, de même que chez les poissons, les seuils de toxicité retenus sont ceux de l'espèce la plus sensible de chaque groupe biologique.

Lorsque le seuil de toxicité des espèces aviaires, des mammifères et des amphibiens sélectionnés n'a pu être recensé dans la documentation scientifique, on a retenu celui de l'espèce la plus sensible parmi les espèces phylogénétiquement les plus rapprochées, pour lesquelles il existe des données toxicologiques. La toxicité des phytocides étant similaire chez les amphibiens et les oiseaux, les seuils de toxicité qui ont été retenus pour les amphibiens sont ceux de l'espèce aviaire la plus sensible (Hudson *et al.*, 1984 dans USDA, 1988b).

4.2.1.3 Évaluation des niveaux d'exposition et des doses quotidiennes absorbées par la faune

Chez les micro-organismes et invertébrés terrestres et aquatiques, de même que chez les poissons, le niveau d'exposition au phytocide correspond à la concentration résiduelle de ce dernier dans le milieu ambiant de l'organisme, soit le sol ou l'eau (section 4.2.1.3a et tableau 22). Dans le cadre de la présente étude, le niveau d'exposition des micro-organismes et des invertébrés aquatiques correspond plus précisément à la concentration résiduelle de glyphosate dans l'eau de ruisseaux, par opposition à l'eau de mares. En effet, ces dernières étant peu fréquentes ou intermittentes sur le site traité, elles ne constituent pas un milieu de vie important.

Chez les oiseaux, les mammifères terrestres et les amphibiens, l'évaluation de la dose quotidienne de phytocide absorbé requiert tout d'abord que soient identifiées les voies d'entrée dans l'organisme du contaminant. Dans le cadre de la présente étude, seules les voies d'exposition cutanée et orale seront considérées. La pression de vapeur du glyphosate étant très faible (section 1.3), la présence de ce dernier dans l'atmosphère est de très courte durée. L'exposition par inhalation est donc négligeable (USDA, 1988b). Par ailleurs, les doses quotidiennes de phytocide absorbé par voie cutanée et orale sont fortement reliées aux concentrations résiduelles de glyphosate qui se trouvent dans divers compartiments environnementaux, tels que l'eau, la végétation et les insectes, de même qu'à certaines caractéristiques physiques et comportementales propres à chaque espèce à l'étude. Ces

concentrations résiduelles sont estimées ci-dessous à la section “ a ”. Les caractéristiques physiques et comportementales des espèces sont, quant à elles, présentées à la section “ b ”. L'estimation proprement dite des doses quotidiennes absorbées par les espèces aviaire, les mammifères terrestres et les amphibiens est présentée à la section “ c ”.

a) Concentrations résiduelles de glyphosate dans divers compartiments environnementaux

Les divers compartiments environnementaux à partir desquels les espèces fauniques sélectionnées sont exposées au glyphosate sont le sol, l'eau, la végétation, les insectes et le petit gibier. Le sol sert d'habitat aux micro-organismes et invertébrés terrestres, en plus de constituer une surface de contact contaminée pour les espèces vertébrées à l'étude. L'eau, généralement celle d'un ruisseau, mais occasionnellement celle d'une mare intermittente, sert d'habitat aux micro-organismes et invertébrés aquatiques, de même qu'aux poissons et aux amphibiens. Elle sert de plus à abreuver les espèces vertébrées à l'étude. Ces dernières, enfin, se nourrissent d'insectes et de petit gibier, mais aussi de végétation (herbes, feuilles, ramilles, fruits ou graines), qui constitue également une surface de contact contaminée. Les concentrations résiduelles de glyphosate retenues dans le cadre de la présente étude pour chaque compartiment environnemental apparaissent au tableau 22. Dans le cadre de la présente étude, la concentration résiduelle de glyphosate de petits mammifères dont se nourrissent certaines espèces fauniques est celle du campagnol. Elle est estimée ci-dessous, à la section “ c ”.

De manière générale, les concentrations résiduelles de glyphosate présentes dans ces divers compartiments environnementaux, après l'application du phytocide, ont été estimées de façon réaliste et conservatrice, à partir des résultats d'analyse des échantillons récoltés par le MRN depuis 1985, lors d'opérations régulières (section 3). On ne tient pas compte, ici, de la dégradation et de la dissipation progressive du phytocide dans l'environnement et l'on considère que les concentrations estimées seront maintenues dans l'environnement tout au long de la période d'exposition des organismes.

TABLEAU 22
CONCENTRATIONS RÉSIDUELLES DE GLYPHOSATE RETENUES
POUR DIVERS COMPARTIMENTS ENVIRONNEMENTAUX

Compartiment environnemental	Concentration résiduelle au site traité	N ^(a)	Intervalle De confiance (95 %)	Concentration résiduelle en milieu adjacent au site traité
Sol	1,37 µg/g sec (90 ^e percentile)	37	1,01 - 2,1	non considéré
Mare	1,043 mg/l (90 ^e percentile)	33	0,363 - 2,808	0,007 mg/l (90 ^e percentile)
Ruisseau	0,004 mg/l (90 ^e percentile)	39	0,001 - 0,011	non considéré
Feuille	829 µg/g frais (maximum)	na ^(b)	Na	5,5 µg/g humide (maximum)
Fruit	28,7 µg/g frais (90 ^e percentile)	51	22,4 - 38,2	non considéré
Graine	Non considéré	na	Na	5,5 µg/g humide (maximum)
Insecte	8,1 µg/g frais (moyenne des maximum)	nd ^(c)	Nd	non considéré
Petit mammifère	168,74 mg/kg pc	na	Na	non considéré

a. Nombre d'échantillons considérés pour l'estimation de la concentration résiduelle

b. Non applicable

c. Non disponible

À l'exception des herbes et du feuillage, les concentrations résiduelles retenues à partir des données du MRN représentent le 90^e percentile de mesures effectuées au cours de la période suivant la pulvérisation de 1.5 kg i.a./ha de phytocide, pendant laquelle ces concentrations étaient maintenues parmi les plus élevées (sol : ≤ 1 semaine; mares : ≤ 32 heures; ruisseaux : ≤ 60 heures; fruits : ≤ 18 jours). Dans le cas des fruits, l'on n'a considéré, par conservatisme, que les échantillons de framboises, les résidus contenus dans ces derniers étant supérieurs aux résidus contenus dans les bleuets. Dans le cas du sol (strate 0-10 cm), des mares et des fruits, les échantillons prélevés à la suite d'applications terrestres et aériennes ont été considérés. Pour ce qui est des ruisseaux, cependant, une approche encore plus conservatrice a été suivie. En effet, seuls les échantillons récoltés à la suite d'une application aérienne du phytocide ont été considérés, ces derniers étant les seuls à contenir, à l'occasion, un résidu de glyphosate. Dans le cadre de la présente étude, la concentration résiduelle de

phytocide dans l'herbe, le feuillage en général et les ramilles est considérée comme étant égale à la concentration résiduelle qui est présente dans le feuillage de la strate arbustive échantillonnée par le MRN. Cette approche paraît conservatrice, car la documentation scientifique sur les résidus de glyphosate dans la végétation (section 3) révèle que c'est le feuillage de la strate végétale supérieure, en l'occurrence la strate arbustive échantillonnée par le MRN, qui est le plus exposé. L'échantillonnage du feuillage de la strate arbustive réalisé par le MRN démontre que les concentrations de phytocide les plus élevées ne demeurent présentes qu'au cours des 24 premières heures après l'application. Le nombre de mesures effectuées au cours de cette période étant restreint ($n = 5$), il est statistiquement impossible d'en calculer le 90^e percentile. Par conséquent, c'est la valeur maximum mesurée qui a été retenue. Cette dernière se situe d'ailleurs dans la gamme des valeurs maxima relevées dans la documentation, en ce qui concerne la végétation. Enfin, la concentration résiduelle de glyphosate dans les insectes provient de la seule donnée trouvée et est tirée de USDA (1988b).

Les concentrations résiduelles de glyphosate dans les mares et la végétation qui se trouvent en milieu adjacent au site traité ont été estimées en prenant pour hypothèse que la concentration résiduelle est proportionnelle au dépôt de phytocide sur une surface donnée. Ainsi, connaissant, d'une part, les concentrations résiduelles de glyphosate qui ont été retenues pour les mares et la végétation (feuillage) présentes sur le site traité, et, d'autre part, sachant que ces concentrations sont associées à un dépôt de 1,5 kg i.a./ha et, enfin, considérant que la largeur de la zone tampon qui protège le milieu adjacent au site traité d'une contamination par le glyphosate a été définie de façon à ce que le dépôt de phytocide à la limite extérieure de cette zone soit ≤ 10 g i.a./ha, les concentrations résiduelles maxima de glyphosate dans les mares et la végétation qui se trouvent en milieu adjacent au site traité ont pu être calculées à l'aide d'une règle de trois. Il importe de souligner, ici, que la concentration résiduelle de glyphosate qui s'applique aux mares du milieu adjacent au site traité, vaut aussi pour tout abreuvoir extérieur utilisé par les animaux de la ferme, qui serait contaminé par la dérive de phytocide. Enfin, la concentration résiduelle de glyphosate présente dans les graines commerciales dont se nourrissent les animaux de la ferme, à la suite de leur contamination lors d'une application de phytocide, est considérée comme étant égale à la concentration résiduelle de glyphosate présente dans la végétation du milieu adjacent au site traité.

b) *Détermination des caractéristiques physiques et comportementales des espèces fauniques représentatives*

Pour les espèces représentatives de la faune aviaire, des mammifères terrestres et des amphibiens, la dose quotidienne de phytocide absorbé est exprimée en fonction du poids corporel de l'animal. De plus, dans le cadre de la présente étude, divers paramètres, servant d'une part à l'évaluation de la dose quotidienne absorbée par voie cutanée et, d'autre part, à l'évaluation de la dose quotidienne absorbée par voie orale, sont estimés en fonction du poids corporel de l'animal tels que le pourcentage de contact de l'animal avec la végétation, le pourcentage de la surface corporelle de l'animal qui est nettoyé par léchage et le pourcentage de la nourriture et de l'eau ingérées par l'animal qui est contaminé par le phytocide. Par ailleurs, la dose quotidienne absorbée par voie cutanée est également reliée à la surface corporelle de l'animal. Enfin, la dose quotidienne absorbée par voie orale est fortement fonction du régime alimentaire, c'est-à-dire des quantités de nourriture et d'eau ingérées. Il importe donc que ces caractéristiques physiques et comportementales des espèces aviaires, des mammifères terrestres et des amphibiens, qui font l'objet de la présente étude, soient déterminées (tableau 23).

TABLEAU 23

CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES ET COMPORTEMENTALES ^(a) DES ESPÈCES FAUNIQUES REPRÉSENTATIVES

ESPÈCE REPRÉSENTATIVE	POIDS CORPOREL (g)	SURFACE CORPORELLE (cm²)	EAU BUE PAR JOUR (l)	DIÈTE PAR JOUR (g)
Crécerelle	112	233	0,05	26 (petit gibier)
Campagnol	26	88	0,03	9 (végétaux)
Lièvre	2 000	1 591	0,5	200 (végétaux)
Renard	5 670	3 189	0,5	175 (fruits) 300 (petit gibier)
Orignal	453 000	59 240	24	22 650 (végétaux)
Grenouille	22	79	0,02	5 (insectes)
Poule	2 000	1 591	0,07	300 (graines)
Vache	453 590	59 292	58	(végétaux)

a. Les caractéristiques physiques et comportementales sont tirées de USDA (1988b) et de Hydro-Québec (1992).

c) Calcul des niveaux quotidiens d'exposition et des doses quotidiennes absorbées par les espèces fauniques représentatives

L'exposition par voie cutanée survient de façon directe, lorsque l'animal est arrosé de phytocide et, de façon indirecte, lorsque la surface corporelle externe de l'animal vient en contact avec la végétation, le sol ou l'eau contaminés. Le niveau quotidien d'exposition cutanée totale représente la somme des niveaux quotidiens d'exposition cutanée directe et indirecte. La dose quotidienne totale absorbée par voie cutanée représente la fraction du niveau quotidien d'exposition cutanée totale qui traverse la membrane cutanée de l'animal.

Niveaux quotidiens d'exposition par voie cutanée

Le niveau d'exposition cutanée directe est fonction du taux de déposition du phytocide sur l'animal, de la surface corporelle de ce dernier qui est en contact avec le phytocide pulvérisé et du poids corporel de l'animal. Le dépôt de phytocide sur l'animal est estimé, selon USDA (1984), à un tiers du taux d'application du phytocide sur le site traité même, soit 0,005 mg de glyphosate/cm², quantité qui atteint le sol après avoir traversé le couvert végétal. Pour ce qui est du milieu adjacent au site traité, le dépôt de phytocide, sur l'animal d'élevage à la suite de la dérive, est estimé à 0,0001 mg de glyphosate/cm², soit le dépôt total atteignant par définition la zone qui est à la limite extérieure de la zone tampon qui protège les cultures et les pâturages. La portion de la surface corporelle atteinte par le phytocide est estimée de façon raisonnable à 75 %, compte tenu que l'animal ne peut être arrosé de tous les côtés à la fois.

Le niveau d'exposition cutanée directe (tableau 24) est estimé à l'aide de l'équation suivante (adaptée de USDA, 1988b) :

$$ECD = (D Sc ScA) / P$$

où ECD = niveau quotidien d'exposition cutanée directe (mg/kg pc)

D = dépôt du phytocide sur l'animal (mg/cm²)

Sc = surface corporelle de l'animal (cm²)

ScA = surface corporelle atteinte (%)

P = poids corporel (kg)

Selon USDA (1988b), le niveau quotidien d'exposition cutanée indirecte par contact avec la végétation et le sol contaminés est relié au niveau quotidien d'exposition cutanée directe de l'animal, où 100 % de la surface corporelle de ce dernier est atteinte, de même qu'au pourcentage de contact de l'animal avec la végétation et au facteur de mouvement de l'animal. Dans un cas extrême, un animal dont la morphologie se prête à un contact maximum avec la végétation et qui se déplace de façon importante se verrait ainsi exposé chaque jour sensiblement de la même façon que s'il avait été exposé directement au phytocide pulvérisé. Cette hypothèse tient compte du fait que la quantité de phytocide déposée sur la végétation ne sera jamais totalement transférée à l'animal qui, de son côté, transférera à la végétation une partie du phytocide accumulé précédemment sur lui (Sczerzenie, 1994).

Le niveau quotidien d'exposition cutanée indirecte (tableau 24) est obtenu à l'aide de l'équation suivante (adaptée de USDA, 1988b) :

$$ECI = ECD \text{ PCV FMV } (100 \% / \text{ScA})$$

où ECI = niveau quotidien d'exposition cutanée indirecte (mg/kg pc/jr)
 ECD = niveau quotidien d'exposition cutanée directe (mg/kg pc)
 PCV = pourcentage de contact de l'animal avec la végétation (%)
 FMV = facteur de mouvement de la classe à laquelle l'animal appartient
 ScA = surface corporelle atteinte lors de l'exposition cutanée directe (%)

Le pourcentage de contact de l'animal avec la végétation est estimé à l'aide de l'équation suivante (adaptée de USDA, 1988b) :

$$PCV = 289 (P)^{-0,3775}$$

où PCV = pourcentage de contact de l'animal avec la végétation (%)
 P = poids corporel de l'animal (g)

Ainsi, plus l'animal est petit, plus la portion de sa surface corporelle totale, qui sera en contact avec la végétation, sera grande.

TABLEAU 24
NIVEAUX QUOTIDIENS D'EXPOSITION CUTANÉE
AU GLYPHOSATE DES ESPÈCES FAUNIQUES REPRÉSENTATIVES

ESPÈCE REPRÉSENTATIVE	NIVEAU QUOTIDIEN D'EXPOSITION CUTANÉE DIRECTE (mg/kg pc/jr)	NIVEAU QUOTIDIEN D'EXPOSITION CUTANÉE INDIRECTE (mg/kg pc/jr)	NIVEAU QUOTIDIEN D'EXPOSITION CUTANÉE TOTALE (mg/kg pc/jr)
Crécerelle	7,80	6,47	14,27
Campagnol	12,69	15,19	27,88
Lièvre	2,98	2,25	5,23
Renard	2,11	1,43	3,54
Orignal	0,49	0,21	0,70
Grenouille	13,47	6,59	20,06
Poule	0,06	0,05	0,11
Vache	0,009	0,004	0,01

Les facteurs de mouvement des diverses classes animales sont (USDA, 1988b) :

Amphibiens	=	0,4
Oiseaux	=	0,8
Mammifères	=	1

Ces facteurs de mouvement se veulent représentatifs de la distance parcourue par chaque classe animale à travers la végétation au cours d'une période donnée et, par conséquent, proportionnels à la quantité de végétation à laquelle ces classes animales seront exposées, au cours de cette même période. Ainsi, les amphibiens, qui se déplacent relativement peu et qui séjournent régulièrement en milieu aquatique, auront un facteur de mouvement nettement inférieur à celui des mammifères. Les oiseaux qui, pour leur part, se déplacent davantage, mais souvent au-dessus de la strate végétale, auront, par rapport aux mammifères, un facteur de mouvement légèrement plus faible.

Enfin, le niveau quotidien d'exposition cutanée totale (ECT) (tableau 24) est obtenu en additionnant les niveaux quotidiens d'expositions cutanées directe et indirecte.

Doses quotidiennes absorbées par voie cutanée

La dose quotidienne absorbée par voie cutanée représente la fraction du niveau quotidien d'exposition cutanée totale qui traverse la membrane cutanée de l'animal. Elle est fonction du taux d'absorption cutanée du glyphosate qui est propre à l'animal. Le taux maximum d'absorption cutanée du glyphosate chez les mammifères est estimé à 2,2 %, selon une étude réalisée sur des singes rhésus par Wester *et al.* (1991). Dans le cadre de la présente étude, on retiendra un taux d'absorption légèrement plus élevé, soit 3 %. Pour ce qui est des oiseaux et des amphibiens, ce taux sera respectivement multiplié par des facteurs de 0,75 et de 5 (USDA, 1988b), afin de tenir compte de la protection supplémentaire qu'offre le plumage chez les premiers et de la perméabilité cutanée accrue de la peau des amphibiens, qui constitue chez eux un organe respiratoire. Il est à souligner que la quantité de contaminant ingérée quotidiennement par l'animal, lorsque ce dernier effectue la toilette de sa fourrure ou de son plumage, n'est pas disponible pour traverser la membrane cutanée de l'animal. Par conséquent, elle doit préalablement être soustraite du niveau quotidien d'exposition cutanée totale.

La dose quotidienne absorbée par voie cutanée (tableau 25) est estimée à l'aide de l'équation suivante (adaptée de USDA, 1988b) :

$$DCT = (ECT - DOT) TAcM$$

- où DCT = dose quotidienne absorbée par voie cutanée (mg/kg pc/jr)
 ECT = niveau quotidien d'exposition cutanée totale (mg/kg pc/jr)
 DOT = dose quotidienne absorbée oralement, lors de la toilette (mg/kg pc/jr)
 (estimée selon la méthode décrite ci-après à la sous-section intitulée " Doses quotidiennes absorbées par voie orale ")
 TAcM= taux d'absorption cutanée du glyphosate (%)

En ce qui concerne les amphibiens, la dose quotidienne absorbée par voie cutanée inclut aussi la dose absorbée par l'animal, lors de son immersion dans une mare contaminée. Le facteur de bioconcentration (FBC) du glyphosate chez les organismes aquatiques variant de 0,03 à 1,6 (Trotter *et al.*, 1990), cette dose est estimée en fonction d'un FBC moyen de 1 à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{DIM} = \text{CM FBC}$$

où DIM = dose quotidienne absorbée par voie cutanée, lors de l'immersion dans une mare contaminée (mg/kg pc/jr)

CM = concentration résiduelle de glyphosate dans la mare (mg/l)

FBC = facteur de bioconcentration du glyphosate

Doses quotidiennes absorbées par voie orale

L'exposition par voie orale survient lorsque l'animal ingère de la nourriture ou de l'eau contaminée par le phytocide, de même que lorsqu'il effectue la toilette de sa fourrure ou de son plumage, préalablement contaminé par arrosage direct ou contact avec la végétation. Le niveau quotidien d'exposition orale totale représente la somme des niveaux quotidiens d'exposition par ingestion de nourriture et d'eau et d'exposition par la toilette. La dose quotidienne totale absorbée par voie orale correspond au niveau quotidien d'exposition orale totale, car on assume que la quantité totale de contaminant, à laquelle l'animal est exposé par cette voie, traverse la paroi intestinale.

La dose quotidienne absorbée par voie orale, par l'ingestion d'eau et de nourriture, est fonction de la quantité d'eau et de nourriture consommée et du pourcentage contaminé par le phytocide.

La dose quotidienne absorbée par voie orale à la suite de la consommation d'eau (tableau 25) est estimée à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{DOE} = (\text{QE CE PENC}) / \text{P}$$

où DOE = dose orale absorbée quotidiennement à la suite de la consommation d'eau contaminée (mg/kg pc/jr)

QE = quantité quotidienne d'eau consommée (l/jr)

CE = concentration résiduelle de phytocide dans l'eau consommée (mg/l)

PENC = pourcentage de l'eau consommée, qui est contaminé (%)

P = poids corporel de l'animal (kg)

On considère ici que 50 % de la quantité totale d'eau consommée par la faune provient de mares et 50 % de ruisseaux présents sur le site traité ou en périphérie immédiate.

La dose quotidienne absorbée par voie orale à la suite de l'ingestion de nourriture (tableau 25) est estimée à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{DON} = (\text{QN CN PENC}) / \text{P}$$

- où DON = dose quotidienne absorbée par voie orale à la suite de l'ingestion de nourriture contaminée (mg/kg pc/jr)
- QN = quantité quotidienne de nourriture ingérée (g/jr)
- CN = concentration résiduelle de phytocide dans la nourriture consommée (ppm)
- PENC = pourcentage de la nourriture totale consommée, qui est contaminé (%)
- P = poids corporel de l'animal (kg)

En ce qui concerne la consommation de petit gibier par la crécerelle et le renard, on utilise la dose quotidienne totale de glyphosate absorbée par le campagnol comme concentration résiduelle de phytocide dans le petit gibier (tableaux 22 et 25).

Pour ce qui est de la faune qui fréquente le milieu forestier, le pourcentage de la quantité totale d'eau ou de nourriture ingérée par l'animal, qui est contaminé est estimé à l'aide de l'équation suivante (USDA, 1988b) :

$$\text{PENC} = 100 (1 / (\text{P})^{0,2})$$

- où PENC = pourcentage de la nourriture et de l'eau totale consommées, qui est contaminé (%)
- P = poids corporel de l'animal (g)

Ainsi, plus l'animal est petit, plus il consommera de nourriture et d'eau contaminées, se déplaçant moins à l'extérieur du site traité.

Pour ce qui est des animaux d'élevage qui vivent en milieu adjacent au site traité et contaminé par le phytocide, on considère que 100 % de l'eau et de la nourriture consommées sont contaminés par la dérive du produit, les organismes étant confinés au milieu contaminé.

TABLEAU 25

**DOSES QUOTIDIENNES DE GLYPHOSATE ABSORBÉES PAR VOIES CUTANÉE ET ORALE ET DOSES QUOTIDIENNES
TOTALES CHEZ LES ESPÈCES FAUNIQUES REPRÉSENTATIVES**

ESPÈCE REPRÉSENTATIVE	DOSE QUOTIDIENNE CUTANÉE (mg/kg pc/jr)	DOSE QUOTIDIENNE ORALE (mg/kg pc/jr)			DOSE QUOTIDIENNE TOTALE (mg/kg pc/jr)
		TOILETTE	EAU	NOURRITURE	
Crécerelle	0,18	6,28	0,22	15,26	21,94
Campagnol	0,28	18,67	0,58	149,21	168,74
Lièvre	0,13	0,93	0,13	18,23	19,42
Renard	0,09	0,49	0,04	1,76	2,38
Orignal	0,02	0,03	0,03	2,95	3,03
Grenouille	4,05 ^(a)	Na ^(b)	0,45	0,61	5,11
Poule	0,002	0,02	0,0002	0,92	0,94
Vache	0,0003	0,0005	0,0009	0,146	0,15

a. Comprend la dose quotidienne absorbée lors de l'immersion de l'animal dans une mare contaminée.

b. Non applicable

La dose quotidienne absorbée par voie orale, lorsque l'animal effectue la toilette de sa fourrure ou de son plumage, est fonction du niveau quotidien d'exposition cutanée et du pourcentage de la surface corporelle de l'animal qui est léché. Elle est estimée (tableau 25) à l'aide de l'équation suivante (USDA, 1988b) :

$$\text{DOL} = \text{ECT PScL}$$

où DOL = dose quotidienne absorbée par voie orale, lors de la toilette (mg/kg pc/jr)
 ECT = niveau quotidien d'exposition cutanée totale (mg/kg pc/jr)
 PScL = pourcentage de la surface corporelle de l'animal léché lors de sa toilette quotidienne (%)

La dose absorbée par léchage ne s'applique pas dans le cas des amphibiens.

La portion de la surface corporelle de l'animal, et donc du niveau quotidien total d'exposition cutanée, qui est léchée par l'animal lors de sa toilette quotidienne, est estimée à l'aide de l'équation suivante (adaptée de USDA, 1988b) :

$$\text{PScL} = 172 (P)^{-0,29}$$

où PScL = pourcentage de la surface corporelle de l'animal léché lors de sa toilette quotidienne (%)
 P = poids corporel de l'animal (g)

Ainsi, plus l'animal est gros, plus la portion de sa surface corporelle totale qui sera léchée sera petite.

4.2.1.4 Estimation du risque toxicologique encouru par la faune

Le risque toxicologique que présente pour la faune l'utilisation de phytocide pour maîtriser la régénération forestière est fonction de la toxicité inhérente du phytocide envers les divers organismes qui la constituent et de la quantité de phytocide à laquelle ces derniers sont exposés, à la suite de l'application. Ces risques sont estimés, plus précisément, en comparant les seuils de toxicité du glyphosate chez les organismes à l'exposition propre à chaque groupe biologique ou à

la dose quotidienne absorbée par chaque espèce représentative. L'estimation des risques toxicologiques encourus par les faunes terrestre et aquatique et les critères d'analyse sur lesquels elle s'appuie sont présentés respectivement aux sections " a " et " b " suivantes.

a) Estimation du risque toxicologique encouru par la faune terrestre

Estimation du risque toxicologique aigu

Chez les micro-organismes et les invertébrés terrestres, le risque toxicologique aigu encouru à la suite de l'application du phytocide est lié au facteur de sécurité (FS) que constitue le ratio du 1/5 de la CL_{50} aiguë de l'organisme et de son niveau d'exposition, qui correspond ici à la concentration résiduelle (CRM) de phytocide qui se retrouve dans son milieu ambiant, soit le sol. Chez les espèces aviaires, les mammifères et les amphibiens à l'étude, le risque toxicologique aigu encouru est lié au facteur de sécurité (FS) que constitue le ratio du 1/5 de la DL_{50} orale aiguë de l'espèce et de la dose quotidienne totale (DQT) de phytocide absorbée par cette dernière (adapté de US EPA, 1986 dans USDA, 1988b). Lorsque la CRM ou la DQT est égale ou excède respectivement le 1/5 de la CL_{50} ou de la DL_{50} ($FS \leq 1$), on considère être en présence d'un potentiel de risque aigu significatif. Enfin, lorsque la CRM ou la DQT est inférieure respectivement au 1/5 de la CL_{50} ou de la DL_{50} ($FS > 1$), on considère qu'il y a absence de potentiel de risque significatif aigu (tableau 26).

TABLEAU 26

CRITÈRES D'ESTIMATION DU POTENTIEL DE RISQUE TOXICOLOGIQUE AIGU ENCOURU PAR LA FAUNE TERRESTRE

GROUPES BIOLOGIQUES/ ESPÈCES REPRÉSENTATIVES	CRITÈRES D'ESTIMATION DU RISQUE	FACTEURS DE SÉCURITÉ (FS)	POTENTIEL DE RISQUE ENCOURU
Micro-organismes et Invertébrés terrestres	$CRM^{(a)} \geq (1/5 CL_{50})$	$FS \leq 1$	Significatif
	$CRM < (1/5 CL_{50})$	$FS > 1$	non significatif
Espèces aviaires, mammifères et amphibiens représentatifs	$DQT^{(b)} \geq (1/5 DL_{50})$	$FS \leq 1$	Significatif
	$DQT < (1/5 DL_{50})$	$FS > 1$	non significatif

a. CRM : concentration résiduelle de phytocide dans le milieu ambiant, soit le sol

b. DQT : dose quotidienne totale de phytocide absorbée

Le tableau 28 présente les résultats de l'estimation. Les facteurs de sécurité variant de 2 à 6 480, on conclut que, de façon générale, il y a absence de potentiel de risque significatif d'effet néfaste aigu pour la faune terrestre qui fréquente le site traité ou le milieu adjacent à ce dernier, à la suite de l'application du glyphosate pour le dégagement de la régénération forestière au Québec. Bien qu'il n'existe pas de données concernant le seuil de toxicité aiguë chez les micro-organismes et les invertébrés, ces derniers n'encourent vraisemblablement qu'un faible risque d'effet aigu, leur marge de sécurité vis-à-vis d'un effet chronique étant appréciable.

Estimation du risque toxicologique subchronique ou chronique

Le risque toxicologique subchronique ou chronique, pour sa part, est lié au facteur de sécurité (FS) que constitue le ratio du seuil de toxicité subchronique ou chronique (STC) de l'animal et de la concentration résiduelle de glyphosate dans le sol (CRM), en ce qui concerne les micro-organismes et les invertébrés, ou de la dose quotidienne totale (DQT) absorbée par les espèces aviaires, les mammifères et les amphibiens. Lorsque la CRM ou la DQT excède le STC ($FS < 1$), on considère être en présence d'un potentiel de risque significatif, bien que ce dernier sera diminué du fait que l'on n'a pas tenu compte de la dégradation et de la dissipation du phytocide avec le temps. Lorsque la CRM ou la DQT est inférieure ou égale au STC ($FS \geq 1$), on considère qu'il y a absence de potentiel de risque significatif d'effet néfaste subchronique ou chronique (tableau 27).

TABLEAU 27

CRITÈRES D'ESTIMATION DU POTENTIEL DE RISQUE TOXICOLOGIQUE SUBCHRONIQUE OU CHRONIQUE ENCOURU PAR LA FAUNE TERRESTRE

GROUPES BIOLOGIQUES/ ESPÈCES REPRÉSENTATIVES	CRITÈRES D'ESTIMATION DU RISQUE	FACTEURS DE SÉCURITÉ (FS)	POTENTIEL DE RISQUE ENCOURU
Micro-organismes et Invertébrés terrestres	CRM ^(a) > STC ^(b)	FS < 1	significatif
	CRM ≤ STC	FS ≥ 1	non significatif
Espèces aviaires, mammifères et amphibiens représentatifs	DQT ^(c) > STC	FS < 1	significatif
	DQT ≤ STC	FS ≥ 1	non significatif

a. CRM : concentration résiduelle de phytocide dans le milieu ambiant, soit le sol

b. STC : seuil de toxicité subchronique ou chronique

c. DQT : dose quotidienne totale de phytocide absorbée

TABLEAU 28

ESTIMATION DU POTENTIEL DE RISQUE TOXICOLOGIQUE AIGU, SUBCHRONIQUE OU CHRONIQUE ENCOURU PAR LA FAUNE TERRESTRE À LA SUITE D'UNE APPLICATION DE GLYPHOSATE

GROUPE BIOLOGIQUE/ ESPÈCE REPRÉSENTATIVE	EXPOSITION	SEUIL DE TOXICITÉ AIGUË	RISQUE AIGU	SEUIL DE TOXICITÉ (SUB)CHRONIQUE	RISQUE (SUB)CHRONIQUE
	Concentration Résiduelle du milieu (CRM) (µg/g sol sec)	1/5 CL₅₀ (µg/g sol sec)	Facteur de sécurité (FS)	Seuil de toxicité chronique (µg/g sol sec)	Facteur de sécurité (FS)
Micro-organismes	1,37	nd ^(a)	nd	50 ^(b)	36
Invertébrés	1,37	Nd	nd	100 ^(b)	73
	Dose quotidienne totale absorbée (DQT) (mg/kg pc/jr)	1/5 DL₅₀ (mg/kg pc/jr)	Facteur de sécurité (FS)	NSEO ^(c) subchronique (mg/kg pc/jr)	Facteur de sécurité (FS)
Crécerelle	21,94	> 770	> 35	200	9
Campagnol	168,74	307	2	135	0,8
Lièvre	19,42	760	39	75	4
Renard	2,38	864	363	50	21
Orignal	3,03	972	321	135	45
Grenouille	5,15	> 770	> 149	200	39
Poule	0,94	> 770	> 819	200	213
Vache	0,15	972	6 480	135	900

a. Donnée non disponible

b. NIEO : niveau inférieur d'effet observé (concentration ambiante)

c. NSEO : niveau sans effet observé (dose quotidienne absorbée)

Le tableau 28 présente les résultats de l'estimation. Les facteurs de sécurité variant de 0,8 à 900, on conclut que, de façon générale, il y a absence de potentiel de risque significatif d'effet néfaste subchronique ou chronique, selon le cas, pour l'ensemble de la faune terrestre qui fréquente le site traité ou le milieu adjacent à ce dernier à la suite de l'application du glyphosate pour le dégagement de la régénération forestière au Québec. Cette conclusion se voit d'ailleurs renforcée par le fait que les facteurs de sécurité, dont celui du campagnol qui n'est que de 0,8, sont calculés sur la base de concentrations résiduelles environnementales conservatrices, ne tenant de surcroît pas compte de la dégradation et de la dissipation subséquentes du phytocide (section 3). Enfin, de nombreuses études démontrent que le glyphosate ne se bioaccumule pas dans les tissus biologiques, éliminant la possibilité de persistance à long terme dans la chaîne alimentaire et les effets subséquents (section 3.5 et USDA, 1988b).

b) Estimation du risque toxicologique encouru par la faune aquatique

Estimation du risque toxicologique aigu

Les résultats de l'estimation du risque toxicologique aigu encouru par la faune aquatique sont présentés au tableau 31. Le risque toxicologique encouru par la faune aquatique à la suite de l'application du phytocide est lié à la valeur Q (Q value) que constitue le ratio de la concentration résiduelle (CRM) de glyphosate dans l'eau et de la CL₅₀ aiguë de l'organisme (adapté de US EPA, 1986 dans USDA, 1988b). Lorsque la CRM est égale ou supérieure au 1/10 de la CL₅₀ (valeur $Q \geq 0,1$), on considère être en présence d'un potentiel de risque aigu significatif. Lorsque la CRM est inférieure au 1/10 de la CL₅₀ (valeur $Q < 0,1$), on considère qu'il y a absence de potentiel de risque significatif aigu (tableau 29).

TABLEAU 29

CRITÈRES D'ESTIMATION DU POTENTIEL DE RISQUE TOXICOLOGIQUE AIGU ENCOURU PAR LA FAUNE AQUATIQUE

GROUPES BIOLOGIQUES	CRITÈRES D'ESTIMATION DU RISQUE	VALEUR Q	POTENTIEL DE RISQUE ENCOURU
Micro-organismes, invertébrés Et poissons	CRM ^(a) $\geq (1/10 CL_{50})$ CRM $< (1/10 CL_{50})$	$Q \geq 0,1$ $Q < 0,1$	significatif non significatif

a. CRM : concentration résiduelle de phytocide dans le milieu ambiant, soit l'eau

Le tableau 30 présente les résultats de l'estimation du risque toxicologique aigu encouru par la faune aquatique. Les valeurs Q des divers groupes d'organismes variant de 0,001 à 0,003, on peut conclure qu'il y a absence de potentiel de risque significatif d'effet néfaste aigu pour l'ensemble de la faune aquatique qui fréquente le site traité ou le milieu adjacent à la suite de l'application du glyphosate pour le dégagement de la régénération forestière au Québec.

Estimation du risque toxicologique subchronique ou chronique

Le risque toxicologique subchronique ou chronique, pour sa part, est considéré comme non significatif lorsque la valeur Q, que constitue le ratio de la concentration résiduelle (CRM) dans l'eau et du seuil de toxicité subchronique ou chronique (NSEO), est inférieure à 1 (adapté de US EPA, 1986 dans USDA, 1988b). La littérature scientifique ne contient cependant, à notre connaissance, aucune donnée concernant les seuils de toxicité chronique et subchronique du glyphosate ou de sa formulation commerciale se rapportant, d'une part, aux micro-organismes et invertébrés aquatiques et, d'autre part, aux poissons (tableau 30). Sachant néanmoins d'une part que, pour un organisme aquatique, la concentration maximum acceptable d'un contaminant qui n'entraîne aucun effet chronique est généralement de 10 à 100 fois inférieure à la CL_{50} se rapportant à ce même organisme (Cairns *et al.*, 1978) et que, d'autre part, la concentration résiduelle de glyphosate ou de sa formulation commerciale dans l'eau est plus de 100 fois inférieure à la CL_{50} des organismes aquatiques à l'étude, on peut conclure qu'il y a absence de potentiel de risque significatif d'effet subchronique ou chronique pour l'ensemble de la faune aquatique qui fréquente le site traité ou le milieu adjacent à la suite de l'application du glyphosate pour le dégagement de la régénération forestière au Québec. Cette conclusion se voit d'ailleurs renforcée par le fait que la concentration résiduelle de glyphosate qui a été retenue pour l'eau ne tient pas compte de la dégradation et de la dissipation relativement rapides du phytocide (section 3). Enfin, de nombreuses études démontrent que le glyphosate ne se bioaccumule pas dans les tissus biologiques, éliminant la possibilité de persistance à long terme dans la chaîne alimentaire et les effets subséquents (section 3.5 et USDA, 1988b).

TABLEAU 30

ESTIMATION DU POTENTIEL DE RISQUE TOXICOLOGIQUE AIGU, SUBCHRONIQUE OU CHRONIQUE ENCOURU PAR LA FAUNE AQUATIQUE À LA SUITE D'UNE APPLICATION DE GLYPHOSATE

GROUPE BIOLOGIQUE	EXPOSITION	SEUIL DE TOXICITÉ AIGÜE	RISQUE AIGU	SEUIL DE TOXICITÉ (SUB)CHRONIQUE	RISQUE (SUB)CHRONIQUE
	Concentration résiduelle du milieu (CRM) (mg/l eau)	CL₅₀ aiguë (mg/l eau)	Valeur Q	(mg/l eau)	Valeur Q
Micro-organismes	0,004	2	0,002	nd ^(b)	nd
	0,004				
	0,004				
Invertébrés		3 ^(a)	0,001	nd	nd
Poissons		1,3 ^(a)	0,003	nd	nd

a.Roundup^{MD} ou Vision^{MD}, mais exprimé en termes d'ingrédient actif

b.Donnée non disponible

4.2.1.5 Évaluation du risque toxicologique encouru par la faune

a) Incertitudes reliées à l'estimation des seuils de toxicité

Dans la présente étude, les seuils de toxicité retenus pour l'ensemble des organismes terrestres, y compris les amphibiens, se rapportent à l'ingrédient actif de la formulation commerciale Vision^{MD}, soit le glyphosate technique (tableau 21). La revue de la documentation scientifique (tableau 12) révèle que, en ce qui a trait aux organismes terrestres, la toxicité du Vision^{MD} (ou son équivalent Roundup^{MD}) est en général légèrement inférieure à celle du glyphosate technique. En conséquence, l'utilisation des seuils de toxicité reliés au glyphosate technique ne devrait pas sous-estimer la toxicité de l'ensemble des composantes (additifs, impuretés et métabolites compris) de la formulation Vision^{MD} et de tout effet synergétique ou antagoniste entre ces dernières. Par ailleurs, la revue de la documentation révèle qu'en ce qui concerne les organismes aquatiques, le Vision^{MD} (ou son équivalent Roundup^{MD}) est plus toxique que le glyphosate technique seul. Les seuils de toxicité retenus pour les organismes aquatiques se rapportent par conséquent à la formulation complète du Vision^{MD}, sauf pour les micro-organismes, qui n'ont pas été testés avec ce dernier. Ceci ne devrait cependant pas faire problème, puisque la valeur Q associée aux micro-organismes aquatiques (tableau 30) est extrêmement faible, offrant ainsi une marge de manoeuvre considérable pour pallier au fait que le seuil retenu pour l'ingrédient actif est possiblement plus élevé que le seuil qui serait associé à la formulation.

En ce qui concerne plus particulièrement les additifs et les impuretés contenus dans la formulation commerciale Vision^{MD}, de même que les métabolites, ils ne présentent, selon le cas, qu'un risque négligeable ou aucun risque génotoxique, mutagène et cancérigène. De plus, considérés individuellement, leur faible présence, leur dégradation rapide ou leur faible toxicité font qu'ils constituent vraisemblablement un risque négligeable pour la faune (sections 1.5 et 1.6).

Par ailleurs, les seuils de toxicité retenus sont les plus bas qui se rapportent à l'espèce la plus sensible (lorsque plusieurs études ont été réalisées sur cette même espèce) se rapprochant le plus phylogénétiquement de chacun des groupes biologiques ou espèces représentatives à l'étude (tableau 21). Pour ce qui est des oiseaux et des mammifères terrestres, l'espèce à laquelle le seuil de toxicité retenu est associé a généralement un lien phylogénétique évident avec

l'espèce qu'elle représente. Dans les autres cas, on a utilisé le rat comme espèce substitut. Les seuils de toxicité qui se rapportent à ce dernier étant du même ordre de grandeur que l'ensemble des seuils de toxicité se rapportant aux autres espèces aviaires et mammifères terrestres dont la sensibilité au glyphosate a été testée, cette substitution paraît donc acceptable et raisonnable. Chez les amphibiens, pour lesquels aucune donnée de toxicité n'a pu être recensée, le seuil de toxicité retenu se rapporte aux oiseaux, tel que suggéré par Hudson *et al.* (1984 dans USDA 1988b), qui rapportent que ces deux groupes ont une sensibilité similaire aux phytocides. Enfin, les reptiles, pour lesquels aucune donnée de toxicité n'a également pu être recensée, n'ont pas été considérés dans la présente étude. Cependant, la toxicité du glyphosate envers ces derniers est probablement similaire à celle envers les oiseaux. En effet, Hall (1980 dans USDA, 1988b) a démontré que le potentiel de risque toxicologique qu'ils encourent lors du dégagement de la régénération forestière à l'aide de glyphosate est similaire à celui qu'encourent les espèces aviaires, les mammifères et les amphibiens, c'est-à-dire qu'il n'est pas significatif.

Enfin, on remarque que, pour chacune des espèces dont la sensibilité au glyphosate ou au Vision^{MD} a été testée plus d'une fois en laboratoire, les résultats (seuil de toxicité) demeurent généralement constants (tableau 12). Ceci est considéré comme une indication de la qualité et de la fiabilité des études toxicologiques sur lesquelles s'appuie l'estimation des seuils de toxicité. Ces derniers sont par ailleurs similaires à ceux qui ont été retenus dans l'étude de USDA (1988b) portant sur les oiseaux, les mammifères terrestres et les amphibiens, où la qualité et la pertinence des données de toxicité utilisées ont fait l'objet d'une attention particulière.

b) Incertitudes reliées à l'estimation de l'exposition de la faune

Le niveau d'exposition des micro-organismes et des invertébrés terrestres et aquatiques, de même que celui des poissons et la dose absorbée quotidiennement par les espèces aviaires, les mammifères terrestres et les amphibiens sont étroitement reliés aux concentrations résiduelles de glyphosate présentes dans l'environnement forestier. L'estimation de ces concentrations résiduelles paraît réaliste, puisqu'elle s'appuie en majeure partie sur des mesures effectuées par le MRN sur le terrain, dans les conditions réelles d'opération au Québec (section 3). En outre, ce sont la strate supérieure du sol, la partie des ruisseaux adjacente au site traité et ayant le plus

faible débit, les mares directement pulvérisées et la strate supérieure de la végétation qui ont été échantillonnées. Enfin, seule la période suivant l'application à laquelle sont associés les résidus maxima a été considérée et c'est le 90^e percentile de ces valeurs qui a généralement été retenu. En ce qui concerne la concentration résiduelle de glyphosate dans les feuilles, celle-ci étant basée sur un faible échantillonnage, on a retenu la valeur maximum. Celle-ci se situe d'ailleurs parmi la gamme des concentrations maxima retrouvées en général dans la végétation, tel que relevé dans la documentation.

La dose absorbée par les espèces aviaires, les mammifères terrestres et les amphibiens par contact avec la végétation est, quant à elle, considérée comme étant proportionnelle à la dose absorbée par l'animal, si ce dernier était arrosé directement à l'aide du phytocide. On assume, par ailleurs, que lors d'un arrosage direct de l'animal, un tiers du dépôt original du phytocide (soit la fraction du dépôt original de phytocide qui atteint le sol) atteindrait ce dernier. Ces deux hypothèses sur lesquelles repose l'estimation de la dose absorbée par contact avec la végétation paraissent raisonnables. En effet, les études réalisées par USDA (1984) et Newton *et al.* (1984) confirment, d'une part, que le taux de déposition au sol est de l'ordre d'un tiers du dépôt original. D'autre part, considérant que la quantité de phytocide déposée sur la végétation ne sera jamais totalement transférée à l'animal, qui de son côté transférera à la végétation une partie du phytocide accumulé précédemment sur lui, on peut difficilement envisager que la dose quotidienne absorbée par contact avec la végétation soit supérieure à celle absorbée lors d'une pulvérisation directe (Sczerzenie, 1994).

Enfin, il importe de souligner clairement que les facteurs de sécurité associés à une exposition subchronique ou chronique de la faune sont basés sur des concentrations résiduelles de l'ingrédient actif qui ne tiennent aucunement compte de la dégradation et de la dissipation relativement rapides du phytocide (section 3), de même que sur des doses quotidiennes absorbées qui incluent un arrosage quotidien direct de l'animal à l'aide du phytocide, ce qui surestime grandement la réalité. De plus, de nombreuses études démontrent que le glyphosate ne se bioaccumule pas dans les tissus biologiques, éliminant la possibilité de persistance à long terme dans la chaîne alimentaire et les effets subséquents (section 3.5 et USDA, 1988b). Enfin, une étude du MRN réalisée en conditions opérationnelles suggère que la concentration résiduelle de glyphosate qui se retrouve dans l'homogénat de petits mammifères entiers, à la suite de

l'application aérienne du phytocide à un taux de 1,78 kg i.a./ha, est généralement inférieure à 1,5 µg/g pc, au cours des 44 premiers jours après l'application du phytocide (Deschênes et Legris, s.d.). Cette valeur est nettement inférieure à la concentration résiduelle de 168,74 µg/g pc retenue pour le campagnol dans la présente étude.

c) Incertitudes reliées à l'estimation du risque toxicologique encouru par la faune

La présente estimation du potentiel de risque encouru par la faune terrestre repose sur les concentrations résiduelles de l'ingrédient actif dans l'environnement. Sachant que les seuils de toxicité aiguë associés à ce dernier sont sensiblement les mêmes que ceux de la formulation, on peut faire valoir qu'il serait plus pertinent que l'estimation du potentiel de risque aigu encouru par la faune terrestre repose sur les concentrations résiduelles de la formulation Vision^{MD}, de façon à couvrir la présence de l'ensemble des composantes du phytocide. La réestimation du potentiel de risque aigu encouru par la faune terrestre sur la base des concentrations résiduelles de la formulation, qui devraient être 3,3 fois plus élevées que celles de l'ingrédient actif (356 g d'ingrédient actif sous forme acide par litre de formulation dont le poids est de 1,17 kg), permet de conclure cependant à l'absence de potentiel de risque aigu significatif pour l'ensemble de la faune terrestre à l'exception des mammifères de petite taille comme le campagnol. En ce qui concerne ce dernier, il apparaît cependant qu'il n'encourt pas de risque réel. En effet, tel qu'énoncé plus haut, plusieurs des paramètres qui ont servi à la présente analyse mènent à une nette surestimation du risque encouru par les petits mammifères. Il suffit de considérer en particulier que le seuil de toxicité aiguë retenu pour ces derniers est celui de la souris. Ce seuil est nettement plus bas que celui qui est associé au rat, pourtant tout autant apparenté au campagnol que la souris. Dans le cadre de l'étude de USDA (1988b), c'est d'ailleurs le seuil de toxicité associé au rat qui a été retenu. Par ailleurs, on a retenu la concentration résiduelle maximum de glyphosate mesuré par le MRN dans la végétation. Cette concentration est nettement supérieure à toutes autres valeurs équivalentes relevées dans la documentation. Par conséquent, compte tenu du caractère conservateur de la méthodologie propre à la présente analyse préliminaire de risque, il apparaît que le risque toxicologique encouru par les petits mammifères comme le campagnol lors de travaux d'aménagement forestier à l'aide de glyphosate au Québec, de même que le risque encouru par la faune en général est négligeable.

4.2.2 Effets indirects reliés au phytocide

Les conséquences d'un traitement chimique sur la faune peuvent se manifester sous deux aspects : les effets directs (effets toxiques) reliés aux propriétés mêmes de la substance chimique et les effets indirects qui résultent des modifications amenées par le produit dans le milieu. Les effets directs ont été évalués précédemment. Ici, nous nous attarderons plutôt aux répercussions de la modification des habitats sur les populations fauniques. La perte ou la réduction de végétation entraîne des modifications dans le mode d'utilisation du milieu (abri et nourriture) par la faune.

Dans une étude portant sur les effets environnementaux occasionnés par l'utilisation de phytocides en aménagement forestier en Ontario, Jones *et al.* (1988) mentionnent que les effets associés aux modifications d'habitats sont, en fait, plutôt reliés aux objectifs visés par ces interventions qu'à l'impact des phytocides eux-mêmes, puisque ces derniers présentent une toxicité généralement faible pour la faune.

Les impacts sur l'habitat de l'utilisation du glyphosate en dégagement de plantation sont difficiles à isoler des effets souvent plus importants occasionnés par les activités forestières précédentes (ex. : coupe, préparation de terrain, reboisement). Pour la faune, il est indéniable que la coupe de la forêt mature, quelques années auparavant, a été l'intervention forestière la plus importante. De plus, les effets reliés au phytocide seront limités dans l'espace et le temps puisque d'autres interventions succéderont à son utilisation (ex. : coupe pré-commerciale).

La modification de la végétation dans le secteur traité et ainsi, de la succession végétale, affectera plus ou moins les organismes vivants, selon leur capacité à se déplacer et les dimensions de leur domaine vital.

Plusieurs études sur les effets indirects des pulvérisations de glyphosate sur la faune ont été réalisées. Les oiseaux, les petits mammifères, le cerf de Virginie, l'orignal et la faune aquatique sont les organismes les plus souvent étudiés. Les sections suivantes présentent une synthèse des observations rapportées pour chacun de ces grands groupes. Plusieurs des études citées proviennent des revues de la documentation réalisées par Sullivan et Sullivan (1993) et Lautenschlager (1993) et concernent généralement des pulvérisations de glyphosate appliquées sur toute la végétation.

4.2.2.1 Les oiseaux

Milton et Towers (1990) indiquent que le plus grand impact sur les communautés aviaires apparaît lors de la coupe de la forêt mature. Selon ces auteurs, la densité de bosquets et la présence de tiges mortes sur pied constituent des variables importantes qui influencent l'établissement des communautés ultérieures. En se référant aux études citées au tableau 31, on constate que la densité des oiseaux nicheurs demeure inchangée ou peut être réduite à court terme à la suite d'un dégagement de plantation. Les espèces qui préfèrent une couverture arbustive décidue sont généralement défavorisées au détriment des espèces qui privilégient les milieux ouverts (Lautenschlager, 1991; MacKinnon et Freedman, 1993; Santillo *et al.*, 1989a). Cette observation s'estompera au fur et à mesure que la structure de la végétation se complexifiera.

Dans le cas des traitements par injection qui visent à maîtriser les tiges d'un diamètre supérieur à 8 cm, la principale modification sur la végétation correspond à une diminution, de façon plus ou moins importante, du recouvrement occasionné par la strate arborescente. Le milieu sera alors plus ouvert, provoquant ainsi une substitution d'espèces d'oiseaux qui privilégient les strates végétales plus basses. Les espèces qui utilisent les arbres en perte de vitalité ou morts (pour nicher ou se percher) seront, quant à elles, favorisées (Keisker, 1987 dans Bancroft, 1989).

À moyen terme (7 à 9 ans), Hardy et Desgranges (1990) rapportent que les plantations traitées avec un phytocide possèdent un recouvrement en conifères supérieur à celui des peuplements témoins. Les zones traitées présentent un couvert végétal plus dégagé que les zones non traitées qui sont envahies par des essences feuillues qui ont une voûte foliacée dense. Dans les plantations traitées, on note une augmentation significative de la densité de plusieurs espèces d'oiseaux nicheurs, de même qu'une élévation de la diversité, principalement à cause du caractère mixte des plantations obtenu après un délai de 7 à 9 ans. Ces auteurs concluent que l'utilisation de phytocide semble bénéfique, à moyen terme, pour les communautés aviaires.

TABLEAU 31
EFFETS INDIRECTS OBSERVÉS CHEZ LES OISEAUX
À LA SUITE DE PULVÉRISATIONS DE GLYPHOSATE EN MILIEU FORESTIER

THÈME ABORDÉ	OBSERVATIONS	RÉFÉRENCE
Oiseaux - Effets à court terme	La densité totale des oiseaux est réduite significativement par les traitements de dégagement de conifères. La densité des espèces qui préfèrent une couverture arbustive décidue, telles que la paruline masquée (<i>Geothlypis trichas</i>) et la paruline à calotte noire (<i>Wilsonia pusilla</i>), est réduite alors que celle des espèces qui évitent les milieux couverts, telles que le bruant à gorge blanche (<i>Zonotrichia albicollis</i>) et le bruant à couronne blanche (<i>Zonotrichia leucophrys</i>), augmente.	Lautenschlager, 1991 (Maine, É.-U.)
Oiseaux - Effets à court terme	À la suite d'une application aérienne de glyphosate en Nouvelle-Écosse, on observe une diminution de la densité de la plupart des espèces nicheuses dans tous les secteurs traités, 1 an après le traitement par rapport à l'année précédant la pulvérisation. Les auteurs mentionnent toutefois un comportement semblable dans les zones références (non traitées). La deuxième année après le traitement, l'abondance des oiseaux dans les zones références a augmenté et se compare à l'avant traitement alors que pour les secteurs traités, les populations sont demeurées semblables à celles observées après 1 an. Ces auteurs observent que les espèces varient selon le stade évolutif de la végétation.	MacKinnon et Freedman, 1993 (Nouvelle-Écosse)
Oiseaux - Effets à court terme	À la suite d'une application aérienne de glyphosate, on ne constate pas de différence dans la densité globale de la communauté aviaire entre un secteur traité et non traité, au cours des 2 années qu'a duré l'étude. Toutefois, les densités de chacune des espèces ont été modifiées. Un an après le traitement, plusieurs espèces ont réduit l'utilisation de la couverture arbustive décidue pour augmenter l'utilisation des conifères. Les auteurs concluent que les applications de glyphosate peuvent modifier la densité et l'utilisation de l'habitat par les oiseaux.	Morrison et Meslow, 1984 (Oregon, É.-U.)
Oiseaux - Effets à court terme	Les auteurs constatent que la densité totale des oiseaux est moindre dans les secteurs dégagés avec du glyphosate que dans les secteurs non traités. La densité des oiseaux est corrélée avec la complexité de l'habitat et celle-ci est réduite au cours des 3 années qui suivent le traitement. Ils suggèrent de conserver une aire de végétation non traitée dans les grands secteurs qui doivent être dégagés pour maintenir une densité des populations d'oiseaux similaire aux zones non traitées.	Santillo <i>et al.</i> , 1989a (Maine, É.-U.)

Oiseaux - Effets à court terme et incidence sur la prédation des oeufs	Les résultats des inventaires d'oiseaux réalisés lors de dégagements de plantations effectués dans la sapinière à bouleau à papier indiquent que ces interventions n'ont pas affecté, à court terme (1 an), le profil de la communauté aviaire. L'hypothèse de la fidélité au site de nidification pourrait avoir un rôle important dans ce résultat. Les espèces les plus abondantes sont associées aux milieux ouverts; ce sont le bruant à gorge blanche (<i>Zonotrichia albicollis</i>), le junco ardoisé (<i>Junco hyemalis</i>) et le bruant de Lincoln (<i>Melospiza lincoln</i>). On a vérifié, à l'aide de nids artificiels contenant des oeufs de cailles, si le dégagement des plantations ou des régénérations naturelles (avec le glyphosate ou de façon mécanique) pouvait influencer le taux de prédation sur les nids. Les résultats n'indiquent aucune différence significative entre les plantations et les régénérations naturelles ni entre les plantations dégagées chimiquement ou mécaniquement.	Déry <i>et al.</i> , 1994 (Québec)
Oiseaux - Effets après 3-5 ans	La structure de la végétation est différente entre une plantation traitée et une régénération naturelle non traitée après un délai de 3-5 ans. Bien que les sites étudiés présentent une composition spécifique semblable, l'abondance relative des espèces diffère.	Milton et Towers, 1990 (Nouvelle- Écosse)
Oiseaux - Effets à moyen terme (7 à 9 ans)	Une étude a été réalisée afin d'évaluer les effets du dégagement de plantations (glyphosate et phénoxy) sur les communautés aviaires. L'évaluation a été faite en période de nidification, 7 à 9 ans après les traitements. À partir de 4 secteurs (2 contrôles, 2 traités), les auteurs constatent que les peuplements végétaux traités avec un phytocide montrent un recouvrement en conifères supérieur à celui des peuplements témoins et un dégagement du milieu plus grand, alors que la plantation non traitée est envahie par des essences feuillues et que la voûte foliacée est dense. Ces modifications de l'habitat provoquent une augmentation significative de la densité de plusieurs espèces d'oiseaux nicheurs, de même qu'une élévation de la diversité, principalement à cause du caractère mixte des peuplements dégagés. À moyen terme, l'utilisation de phytocides semble donc bénéfique pour les communautés aviaires.	Hardy et Desgranges, 1990 (Québec)

4.2.2.2 Les petits mammifères

Chez les petits mammifères, diverses études tendent à démontrer que, peu de temps après une application de glyphosate, on n'observe pas ou peu d'effets chez ces organismes (D'Anieri *et al.*, 1987; Déry *et al.*, 1994) (tableau 32). Par la suite, il y aurait une diminution de certaines espèces de petits mammifères (ex. : campagnol à dos roux de Gapper (*Clethrionomys gapperi*)) qui vivent en milieu plus fermé présentant une strate arbustive. Par contre, les petits mammifères fréquemment trouvés dans les sites récemment perturbés sont avantagés (ex. : souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus*)) (Lautenschlager, 1991). Selon le site de l'étude, la méthodologie utilisée et la période d'inventaire des petits mammifères, les résultats des études peuvent varier quelque peu, mais les impacts trouvés sont plutôt reliés aux modifications de la structure de l'habitat et des interactions entre les espèces qu'à la présence du glyphosate (Sullivan, 1985).

En Colombie-Britannique, Sullivan (1993) rapporte que le glyphosate ne provoque probablement pas d'effets adverses sur les paramètres démographiques des populations de lièvres (*Lepus americanus*). Au Québec, dans la sapinière à bouleau à papier, les impacts à court terme (1 an) de dégagements de plantations semblent minimes sur la faible utilisation que font les lièvres de ces secteurs. Le manque de couvert protecteur (résineux de plus de 1 mètre) en serait la cause principale. De plus, la très forte densité de framboisiers dans les sites, qui oblige le lièvre à entretenir un réseau de sentiers plus facilement repérables par les prédateurs, pourrait être un autre facteur déterminant. Les 2 lièvres suivis par télémétrie ont des domaines vitaux de 7,2 et de 5,7 ha et ils sont toujours demeurés en marge de la plantation dégagée chimiquement (Déry *et al.*, 1994). Ces auteurs mentionnent que les traitements de dégagement, en favorisant la croissance des résineux, pourraient agir favorablement sur la structure de la végétation pour les besoins du lièvre. En Norvège, Hjeljord *et al.* (1988) indiquent que le lièvre des montagnes (*Lepus timidus*) a moins utilisé les secteurs traités au glyphosate que les zones non traitées, l'année suivant le traitement. Cette différence s'est atténuée grandement pendant la seconde année. Ces observations pourraient appuyer celles rapportées par Lautenschlager (1993) à l'effet que l'on note généralement une diminution du problème de broutage des plants de résineux dans les plantations lorsqu'on diminue l'importance de la végétation compagne.

TABLEAU 32

**EFFETS INDIRECTS OBSERVÉS CHEZ LES PETITS MAMMIFÈRES
À LA SUITE DE PULVÉRISATIONS DE GLYPHOSATE EN MILIEU FORESTIER**

THÈME ABORDÉ	OBSERVATIONS	RÉFÉRENCE
Petits mammifères - effets à court terme	La diversité, l'abondance et la biomasse des populations de petits mammifères augmentent 1 an après l'année du traitement, par rapport aux sites contrôles. Ces résultats s'expliquent entre autres par l'augmentation de la population du campagnol d'Orégon (<i>Microtus oregoni</i>) dans le secteur traité. Ces changements sont éphémères et l'on retrouve des valeurs d'avant traitement, 2 ans après l'application.	Anthony et Morrison, 1985 dans Lautenschlager, 1993 (Oregon, É.-U.)
Petits mammifères - effets à court terme	Il n'y a pas de changements à court terme (2 mois après le traitement) dans les populations de petits mammifères après une pulvérisation de glyphosate. Seul le campagnol à dos roux a été moins abondant dans une zone traitée par rapport au secteur contrôle, 1 an après le traitement.	D'Anieri <i>et al.</i> , 1987 (Maine, É.-U.)
Petits mammifères - effets à court terme	Les traitements de dégagement de conifères réduisent la densité du campagnol à dos roux et de quelques musaraignes (<i>Sorex spp.</i>) associées à une couverture arbustive. À l'inverse, les petits mammifères fréquemment trouvés dans les sites récemment perturbés sont avantagés (ex. : souris sylvestre). Cet auteur souligne le fait que seules les études utilisant des techniques de capture qui provoquent la mort des individus (trappe et piège-fosse) ont rapporté une réduction de la densité des petits mammifères.	Lautenschlager, 1991 (Maine, É.-U.)
Petits mammifères - effets à court terme	La souris sylvestre a été utilisée pour évaluer les impacts des herbicides sur les petits mammifères. Les spécimens capturés dans les zones traitées et non traitées étaient de tailles identiques et le nombre de cicatrices placentaires était similaire. Le nombre de souris était plus abondant dans les zones non traitées que dans les zones traitées, mais moins abondant que dans les zones de forêts matures environnantes. L'utilisation du glyphosate provoque un effet indirect sur cette espèce puisqu'il réduit sa densité durant les étapes d'établissement de la végétation.	Ritchie <i>et al.</i> , 1987 dans Lautenschlager, 1993
Petits mammifères - effets à court terme	Dans une étude sur les populations de souris sylvestre retrouvées dans des secteurs traités en Colombie-Britannique, on n'a observé aucun effet adverse sur la reproduction, la croissance et la survie de cette espèce, 1 an après le traitement.	Sullivan et Sullivan, 1981 dans Lautenschlager, 1993 (Colombie-Britannique)

TABLEAU 32
EFFETS INDIRECTS OBSERVÉS CHEZ LES PETITS MAMMIFÈRES
À LA SUITE DE PULVÉRISATIONS DE GLYPHOSATE EN MILIEU FORESTIER (suite)

Petits mammifères - effets à court terme	D'après les résultats d'une étude sur les petits mammifères qui fréquentent des plantations dégagées dans la sapinière à bouleau à papier, il semble que les applications de glyphosate ont occasionné peu de changements à court terme (1 an) au sein des populations de petits mammifères. On note une légère tendance à la hausse des populations de souris sylvestre alors que pour le campagnol à dos roux de Gapper et la musaraigne cendrée (<i>Sorex cinereus</i>), il y aurait une légère diminution.	Déry <i>et al.</i> , 1994 (Québec)
Petits mammifères - effets à court terme	Un an après le traitement d'une plantation avec phytocide, on constate une diversité et une richesse des petits mammifères semblables à un site non traité. L'abondance de la musaraigne cendrée et de la souris sylvestre est à peu près équivalente entre les deux sites et l'on rapporte une plus faible densité de campagnol à dos roux de Gapper dans la zone traitée.	Clough, 1987 dans Lautenschlager, 1993 (Maine, É.-U.)
Petits mammifères - effets à court et moyen terme	Moins de petits mammifères sont capturés dans les zones traitées avec du glyphosate par rapport aux zones non traitées pendant les 3 premières années après la pulvérisation du phytocide. Les insectivores (<i>Soricidae</i>) comptent pour 72 % des petits mammifères capturés et ils sont moins abondants durant ces 3 années. Les herbivores (<i>Microtinae</i>) sont moins abondants les 2 premières années après le traitement. Les omnivores (<i>Cricetinae</i> et <i>Zapodidae</i>) présentent une abondance équivalente entre les deux zones. Les variations d'abondance de petits mammifères dans les secteurs traités pourraient être induites par la diminution de nourriture (ex. : invertébrés, plantes) et d'abri, occasionnée par l'action du phytocide.	Santillo <i>et al.</i> , 1989b dans Lautenschlager, 1993 (Maine, É.-U.)
Petits mammifères - effets à moyen terme	Les effets sur les petits mammifères ont été évalués lors de traitement au glyphosate en entretien de plantation dans le centre-nord de l'Ontario. Les chercheurs ont observé une augmentation de la souris sylvestre, 2 et 3 ans après le traitement tandis qu'il y avait une baisse du campagnol à dos roux de Gapper les 3 premières années après l'application. Ces variations ont été reliées aux changements de végétation.	McMillan <i>et al.</i> , 1990 (Ontario)
Petits mammifères - effets à moyen terme	La richesse et la densité globale des petits mammifères sont semblables pour une forêt mature, une régénération naturelle et une plantation de conifères traitée ou non avec du glyphosate. Le campagnol à dos roux de Gapper est moins commun dans les plantations traitées que dans la régénération naturelle alors que la souris sylvestre, la souris sauteuse des bois (<i>Napaeozapus insignis</i>) et le campagnol des champs (<i>Microtus pennsylvanicus</i>) sont plus communs dans la plantation traitée avec du phytocide.	Milton et Towers, 1990 dans Lautenschlager, 1993 (Nouvelle-Écosse)

4.2.2.3 Les gros mammifères

Le tableau 33 présente une synthèse des études disponibles sur les effets indirects pour les gros mammifères comme l'orignal et le cerf.

Sullivan (1985 dans Lautenschlager, 1993) constate que des traitements effectués dans des plantations en juin et juillet n'ont pas réduit l'utilisation de ces secteurs par les cerfs durant le reste de l'année. Sullivan et Sullivan (1979) et Campbell *et al.* (1981) ont réalisé des études sur les préférences alimentaires du cerf à queue noire (*Odocoileus hemionus columbianus*). Les résultats démontrent que ces cervidés n'ont aucune aversion à consommer de la végétation traitée au glyphosate, en autant que celle-ci ne présente pas d'effets phytotoxiques trop sévères. Jones et Forbes (1984) n'ont également constaté aucun effet sur la palatabilité du foin chez les moutons qui pourraient consommer de la végétation traitée. Indiquons que certaines études tendraient à démontrer que la "qualité alimentaire" de la végétation traitée serait supérieure à la végétation non traitée (Lautenschlager, 1993).

Diverses études soulignent la réduction de la disponibilité du brouet lors des premières saisons (jusqu'à 4 ans) après un dégagement de plantation (Connor, 1992; Hjeljord et Gronvold, 1988; Kelly, 1993; Lautenschlager, 1991; Cumming, 1989; Eschholz *et al.*, 1992 dans Lautenschlager, 1993). Toutefois, cette situation ne se répercute pas toujours de la même façon chez l'orignal (*Alces alces*). Dans certaines études (Connor et McMillan, 1990; Eschholz *et al.*, 1992 dans Lautenschlager, 1993), aucune modification dans l'utilisation des secteurs traités n'est observée, tandis que dans d'autres études (Connor, 1992; Hjeljord et Gronvold, 1988; Kelly, 1993; Lloyd, 1989, 1990a et b dans Lautenschlager, 1993) on constate une diminution de l'utilisation à court terme. Comme le mentionne Kelly (1993), les résultats suggèrent que les orignaux se déplacent toujours dans les secteurs traités, mais qu'ils ne s'y arrêtent pas pour s'alimenter. L'auteur n'anticipe pas d'impacts sur les populations d'orignaux, compte tenu de leur faible densité dans les aires d'étude et du fait que la nourriture n'est pas un facteur limitant pour ces mammifères.

À moyen terme (entre 4 et 8 ans après le traitement), on rapporte une augmentation de la disponibilité du brouet dans les aires traitées par rapport aux zones non traitées en raison de l'inaccessibilité croissante (de plus en plus haute) des tiges les plus intéressantes pour ces

mammifères dans les zones non traitées (Lautenschlager, 1991 et 1992). Une utilisation accrue par les orignaux des zones traitées est également observée durant cette période (Lautenschlager, 1991; Eschholz *et al.*, 1992 dans Lautenschlager, 1993). Dans une perspective plus lointaine, la prédominance des résineux qui peuvent servir d'abris devrait particulièrement être utile en hiver. D'ailleurs, à la suite d'une revue bibliographique sur l'impact de l'utilisation du glyphosate sur la faune et son habitat au Québec, Lemire (1988) suggère d'utiliser ce produit pour favoriser la régénération de conifères dans des parties de ravages de cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*) ou d'aires de confinement de l'orignal (*Alces alces*) où le couvert forestier est déficient.

Lorsqu'on évalue les effets d'un dégagement d'une plantation avec un phytocide sur une population de gros mammifères qui ont un domaine vital étendu, l'influence du milieu environnant (du paysage) prend toute son importance. La disponibilité des couverts d'abri et d'alimentation est un facteur important pour le maintien de ces populations. Toutefois, très peu de données sont disponibles sur le sujet dans la documentation. Notons qu'en général, les dimensions restreintes et les configurations irrégulières des blocs traités ne devraient pas modifier de façon significative la qualité de leur habitat.

Dans les études citées précédemment, nous faisons référence généralement à des applications foliaires généralisées. Cependant, le glyphosate peut être appliqué également par injection dans les tiges à contrôler. Dans ces circonstances, la quantité de végétation affectée sera moindre et il devrait en résulter moins d'effets indirects sur la faune que ceux identifiés précédemment. Nous n'avons pu retrouver de données spécifiques aux effets de cette technique d'application sur la faune. Cette technique est beaucoup moins utilisée actuellement dans le secteur forestier.

TABLEAU 33
EFFETS INDIRECTS OBSERVÉS CHEZ LES GROS MAMMIFÈRES
À LA SUITE DE PULVÉRISATIONS DE GLYPHOSATE EN MILIEU FORESTIER

THÈME ABORDÉ	OBSERVATIONS	RÉFÉRENCE
<p>Cerf à queue noire - consommation de végétation traitée - effets à court terme</p>	<p>À la suite d'une étude sur les préférences alimentaires du cerf à queue noire, les auteurs concluent que les cerfs n'ont aucune aversion à consommer de la végétation traitée au glyphosate.</p>	<p>Sullivan et Sullivan, 1979 (Colombie-Britannique)</p>
<p>Cerf à queue noire - consommation de végétation traitée - effets à court terme</p>	<p>Ces auteurs ont observé le comportement de broutage du cerf à queue noire en captivité en présence de végétation traitée au glyphosate. Aucune aversion n'est observée peu de temps après le traitement sauf pour la végétation traitée à des taux de 2,4 et de 4,5 kg/ha et qui présente des effets phytotoxiques.</p>	<p>Campbell <i>et al.</i>, 1981 (Oregon, É.-U.)</p>
<p>Cerf à queue noire - utilisation des secteurs traités - effets à court terme</p>	<p>Des traitements effectués dans des plantations en juin et juillet n'ont pas réduit l'utilisation de ces secteurs par le cerf durant la saison suivant la pulvérisation.</p>	<p>Sullivan, 1985 dans Lautenschlager, 1993 (Colombie-Britannique)</p>
<p>Orignal - utilisation des secteurs traités - effets à court terme</p>	<p>L'application de glyphosate a réduit de 42 % la densité de tiges de feuillus intolérants après le premier hiver par rapport aux secteurs contrôles où la densité a augmenté de 13 %. La couverture de la strate herbacée est réduite d'environ 20 % 1 an après le traitement. Deux hivers après le traitement, la densité des tiges était réduite de 61 % tandis qu'elle augmentait de 19 % dans les secteurs contrôles (par rapport à l'avant traitement). Le broutage hivernal par l'orignal a diminué dans les secteurs traités par rapport aux zones non traitées. Le relevé des pistes n'indique aucune différence entre les zones non traitées et celles traitées. Ces résultats suggèrent que les orignaux se déplacent toujours dans les secteurs traités, mais qu'ils n'arrêtent pas pour s'alimenter. L'auteur n'anticipe pas d'effets sur les populations d'orignaux compte tenu de leur faible densité dans l'aire d'étude et du fait que la nourriture n'est pas un facteur limitant.</p>	<p>Kelly, 1993 (Ontario)</p>
<p>Orignal - production de brouit - effets à court terme</p>	<p>Un an après une application aérienne de glyphosate (1,07 kg/ha) en entretien de plantation, l'auteur constate une réduction variant de 5 à 41 % du brouit disponible dans le secteur traité. Lors d'une application terrestre de 2,7 kg/ha en préparation de terrain, 63 à 92 % du brouit est affecté.</p>	<p>Cumming, 1989 (Ontario)</p>
<p>Orignal - utilisation des secteurs traités - effets à court et moyen terme</p>	<p>Selon une étude des pistes, aucune différence significative sur l'utilisation hivernale par l'orignal de territoires traités au glyphosate n'est notée 7 et 19 mois après le traitement, mais après 31 et 43 mois, une préférence est observée pour les sites non traités.</p>	<p>Connor et McMillan, 1990 (Ontario)</p>
<p>Orignal - utilisation des secteurs traités - effets à court et moyen terme</p>	<p>Les orignaux ont préféré les zones non traitées aux zones traitées lors des 3 années qui suivent le traitement.</p>	<p>Lloyd, 1989, 1990a et b dans Lautenschlager, 1993 (Colombie-Britannique)</p>

TABLEAU 33
EFFETS INDIRECTS OBSERVÉS CHEZ LES GROS MAMMIFÈRES
À LA SUITE DE PULVÉRISATIONS DE GLYPHOSATE EN MILIEU FORESTIER (suite)

Original - production de brout - utilisation des secteurs traités - effets à court et moyen terme	L'application de glyphosate par voie aérienne modifie l'utilisation du territoire par les orignaux. Ceci se manifeste par un nombre plus important de crottins et de pistes dans les secteurs témoins que dans les secteurs traités. Les données relatives aux pistes reflètent la même tendance jusqu'à 3 ans après le traitement. Au niveau de la disponibilité de la végétation pour le broutage, les secteurs témoins sont significativement avantagés par rapports aux secteurs traités 2 ans après le traitement. Toutefois, en regard de l'aire d'agrégation des pistes qui est identique dans les deux situations, les données indiquent une période équivalente de recherche pour le broutage.	Connor, 1992 (Ontario)
Original - production de brout - utilisation des secteurs traités - effets à court et moyen terme	La production de brout, 2 saisons de croissance suivant une application de glyphosate, était inférieure à 1 % de la production avant le traitement. L'utilisation de ces territoires par l'original a diminué durant la première et la troisième années après les applications de phytocide.	Hjeljord et Gronvold, 1988 dans Lautenschlager, 1993 (Norvège)
Original et cerf de Virginie - utilisation des secteurs traités - effets à court et moyen terme	Pour les orignaux, le dégagement de plantation réduit la disponibilité de brout pour plus de 3 saisons de croissance après le traitement. L'utilisation des secteurs traités par le cerf de Virginie demeure inchangée ou augmente durant la première année de croissance après le traitement. Ces 2 ongulés seraient favorisés par le processus de succession végétale, 2 à 8 ans après les traitements, et possiblement plus longtemps.	Lautenschlager, 1991 (Maine, É.-U.)
Original - production de brout - utilisation des secteurs traités - effets à court et moyen terme	Approximativement 25 % du brout disponible pour l'original est réduit durant le premier hiver après le traitement. Cependant, cette modification n'a pas affecté les activités des orignaux dans ces secteurs. Après 7 - 10 ans, les secteurs traités tendent à être plus utilisés que les sites contrôles.	Eschholz <i>et al.</i> , 1992 dans Lautenschlager, 1993 (Maine, É.-U.)
Original - production de brout - effets à moyen terme	Une étude à long terme dans une régénération naturelle traitée au glyphosate, démontre qu'il y a une plus grande production de brout par rapport aux contrôles, 8 ans après le traitement.	Lautenschlager, 1992 (Ontario)
Production de brout - effets à moyen terme	L'étude indique qu'une application de glyphosate réduit la couverture de grands feuillus intolérants et augmente de 4 à 8 fois la disponibilité du brout. Pratiquement toutes les espèces végétales présentes avant le traitement (lorsque la pulvérisation a lieu 10 ans et plus après la coupe) ont pu être retrouvées 9 ans et plus après l'application. Le brout disponible après le traitement incluait une plus grande proportion d'espèces de lumière.	Newton <i>et al.</i> , 1989 (Maine, É.-U.)

4.2.2.4 La faune aquatique

Comme une bande de protection est respectée le long des cours d'eau et des lacs lors des applications de glyphosate, ce phytocide ne devrait pas occasionner de modifications significatives des milieux aquatiques et des poissons qui y vivent. De plus, la protection accordée évitera l'entrée accrue de litière, de matières nutritives ou de particules de sol dans les cours d'eau. Cette bande de végétation riveraine devrait aussi permettre de maintenir intactes les conditions physico-chimiques de l'eau. Dans l'hypothèse qu'un cours d'eau serait exposé à la pulvérisation, Holtby (1989) présente des données qui peuvent être intéressantes. Cet auteur a suivi, durant 2 ans, les changements de température d'un cours d'eau ayant reçu une application aérienne de glyphosate à une dose de 2 kg i.a./ha. Cette étude réalisée en Colombie-Britannique indique une augmentation significative de la moyenne journalière de la température de l'eau de 0,7 °C durant l'été suivant le traitement. La température journalière maximale a augmenté de 2,7 °C le premier été après la pulvérisation et de 1,4 °C le deuxième été. Ces variations ont été associées à la défoliation d'aulnes en bordure du cours d'eau. Aucun effet négatif dû à ces changements n'a été observé sur les populations de salmonidés utilisant ce cours d'eau. Outre la température, la conductivité et l'importance des nitrates ont augmenté sur ce site d'étude qui a fait l'objet d'investigations par plusieurs chercheurs de différents domaines d'études (Reynolds, 1989). Des observations effectuées sur des alevins de saumon coho en captivité indiquent d'ailleurs des comportements de stress mineurs et temporaires pouvant être occasionnés par le phytocide.

4.2.2.5 Conclusion

L'application généralisée du glyphosate ramène le couvert végétal à un stade pionnier ou à une strate végétale basse durant 1 ou 2 années après le traitement. Les secteurs traités qui présentent une végétation de transition sont généralement de petites dimensions par rapport à la couverture forestière globale. Les changements du couvert végétal affecteront temporairement les organismes peu mobiles ou possédant un domaine vital restreint. Les espèces de milieux ouverts ou perturbés seront avantagées par rapport aux espèces qui privilégient les zones denses. Durant les premières années après une pulvérisation, on observe une réduction importante des tiges qui peuvent servir d'aliment à certaines espèces animales (ex. : lièvre, cerf, orignal). Cependant, le recours au glyphosate ne provoquerait pas d'effets significatifs importants sur les paramètres démographiques de ces populations.

À moyen terme, la structure de la végétation devient plus complexe. On note une augmentation de la disponibilité du brout et du recouvrement en conifères. Ces conditions favoriseraient les communautés aviaires et les gros herbivores (cerf, orignal).

En milieu aquatique, la présence d'une bande de protection le long des plans d'eau prévient l'apparition d'effets indirects sur ce milieu.

Bien que nous ayons peu de données spécifiques sur des applications plus localisées, les effets devraient être moindres que ceux obtenus à la suite d'une pulvérisation sur toute la végétation.

4.3 Humain

L'évaluation des impacts des pulvérisations de glyphosate sur la santé humaine a été réalisée par le Centre de toxicologie du Québec, à la demande du ministère des Ressources naturelles. Cette section vient du document produit par Samuel *et al.*, (1994a). Afin de situer le lecteur, nous jugeons pertinent de citer l'avant-propos des auteurs.

“ Selon l'entente négociée entre le Centre de toxicologie du Québec (CTQ) et le ministère des Ressources naturelles (MRN), l'étude d'évaluation de risques attribuables à l'utilisation de phytocides en milieu forestier devait être basée sur les données fournies par ce dernier de façon à refléter la réalité de leurs travaux. Plus particulièrement, l'exposition de la population devait être estimée à partir des taux résiduels de phytocides qui étaient soit mesurés lors de campagnes d'échantillonnage effectuées par le MRN ou estimés par celui-ci.

Dans ce contexte, les résultats de l'évaluation du risque ainsi que les conclusions qui en découlent ne sont valables que pour l'analyse que nous avons faite des données fournies par le MRN. De toute évidence, puisqu'il y a une relation entre le taux d'exposition à un phytocide et l'effet potentiel qu'il peut entraîner sur la santé humaine, nous considérons que toute nouvelle donnée environnementale devrait faire l'objet d'une nouvelle analyse. Par conséquent, les conclusions de notre analyse devraient également être révisées en fonction de ces nouvelles données.

Nous tenons à souligner que n'ayant pas le contrôle sur la procédure d'échantillonnage effectuée par le MRN, nous n'avons pu faire l'analyse des incertitudes associées à l'échantillonnage et à l'analyse chimique des phytocides dans les différents milieux

environnementaux. Notre implication s'est limitée à s'assurer, lorsque possible, de l'utilisation de valeurs supérieures correspondant au 90^e percentile des concentrations résiduelles initiales.

Malgré certaines incertitudes, et en fonction des données actuellement disponibles, les doses d'exposition présentées dans ce rapport nous donnent tout de même un ordre de grandeur réaliste des niveaux de risque à considérer pour des scénarios du pire cas réaliste. Selon cette dernière approche, nous avons toujours utilisé des valeurs résiduelles extrêmes d'où la faible probabilité que la population soit exposée aux doses estimées.

4.3.1 Évaluation de l'exposition de la population

Ce chapitre traite de l'exposition potentielle de la population attribuable à l'utilisation du glyphosate en milieu forestier. L'approche utilisée pour estimer l'exposition de la population est celle suggérée par US EPA (1989b). Cette approche considère toutes les voies potentielles d'exposition et prend en compte les variations saisonnières dues aux différentes activités humaines.

Dans notre étude, nous avons choisi d'estimer l'exposition de la population selon le scénario du pire cas réaliste. Cette approche suggérée par US EPA (1989a et b) permet d'estimer l'exposition la plus élevée qu'il soit réaliste d'estimer pour une personne. Les hypothèses émises dans ce scénario d'exposition s'appuient sur des valeurs supérieures extrêmes.

Ce chapitre sera subdivisé en 5 sections. La première section est consacrée au scénario du pire cas réaliste. Les hypothèses développées dans ce scénario visent à estimer une dose d'exposition à long terme pour une personne qui demeure ou se trouve à proximité des lieux d'une intervention de routine avec du glyphosate. Nous aborderons, dans la deuxième section, l'exposition de la population en bruit de fond en ce qui a trait au glyphosate. À la troisième section, nous présenterons les résultats obtenus dans les sections précédentes afin d'estimer l'exposition totale de la population au glyphosate. L'évaluation de l'exposition de la population au glyphosate sur une période de courte durée sera traitée à la section suivante. Finalement, l'exposition d'une personne en situation accidentelle sera abordée.

4.3.1.1 Scénario du pire cas réaliste

Notre étude d'évaluation du risque ne s'adresse pas à une population spécifique. Dans ce contexte, l'approche utilisée pour évaluer le risque de la population s'appuiera sur l'exposition potentielle d'une personne selon un scénario bien défini.

Les groupes de population qui pourraient être exposés au glyphosate utilisé en milieu forestier sont les résidants habitant à proximité des sites traités et les utilisateurs du milieu forestier. Toutefois, il n'existe pas de données d'exposition pour ces groupes de population, ce qui nous oblige à formuler des hypothèses d'exposition pour estimer la dose d'exposition probable.

Ainsi, les deux groupes de population potentiellement à risque sont identifiés d'après deux scénarios d'exposition : le scénario du *résidant* représente une personne habitant à proximité du site traité et le scénario du *chasseur-pêcheur* fait intervenir une personne qui dépend en partie, pour son alimentation, des denrées provenant de la forêt.

Pour chaque scénario, des doses d'exposition quotidienne sont estimées à partir de deux paramètres : les concentrations résiduelles de glyphosate mesurées ou estimées selon les différents milieux environnementaux et la quantité de glyphosate potentiellement en contact avec une personne.

a) Choix du mode d'application

Les modes d'application du glyphosate proposés par le MRN sont les suivants :

Voie terrestre : applicateur à barillet, rampe à jet et méthodes d'application manuelle

Voie aérienne : avion ou hélicoptère

Dans nos scénarios d'exposition, nous avons retenu le mode d'application aérien à cause de son potentiel de dérive qui est plus important que celui de la voie terrestre. Toutefois, la présence de bandes de protection ne devrait pas rendre un mode d'application plus risqué qu'un autre pour la population. Pour la consommation de petits fruits sauvages directement arrosés, nous avons utilisé les données résiduelles provenant de la voie aérienne et de la voie terrestre.

b)Description des scénarios d'exposition à long terme

Nous avons décrit deux scénarios d'exposition afin de mieux représenter les groupes de la population potentiellement à risque. Le scénario du *résidant* simule une personne qui habite à proximité du site et utilise la forêt uniquement pour la consommation de petits fruits sauvages et d'eau potable. Le scénario du *chasseur-pêcheur* simule une personne qui s'approvisionne en denrées alimentaires provenant de la forêt et fréquente le site, pendant les 18 jours après le traitement, pour s'adonner à ses activités de chasse et de pêche. Cette période de 18 jours correspond à la durée pour laquelle les concentrations résiduelles les plus élevées sont trouvées dans l'environnement.

Les voies potentielles d'exposition d'une personne au glyphosate en fonction des scénarios sont présentées ci-dessous :

Résidant	Chasseur-pêcheur
Inhalation	Inhalation
Ingestion de produits provenant de la forêt Et des zones avoisinantes : petits fruits sauvages eau potable légumes du potager viande de bovin produits laitiers	Ingestion de produits provenant de la forêt : petits fruits sauvages eau potable poisson gibier de grande taille gibier de petite taille
Exposition cutanée : contact avec la végétation contaminée au moment de la cueillette des petits fruits sauvages	Exposition cutanée : contact avec la végétation contaminée au moment de la cueillette des petits fruits sauvages et lors des activités de chasse ou de pêche

Dans le scénario d'exposition du résidant nous n'avons pas considéré l'exposition par inhalation. En effet, la concentration (90^e percentile) du glyphosate dans la zone respiratoire d'un contremaître pendant la période effective d'exposition étant de seulement 2,65 µg/m³ (Major et Mamarbachi, 1987), nous présumons qu'au-delà de la bande de protection de 100 m, la concentration du glyphosate dans l'air ambiant sera très faible et que sa contribution sera négligeable par rapport à la dose quotidienne totale.

c) Description des paramètres d'exposition

Le calcul de la dose d'exposition quotidienne d'une personne tient compte du temps réel d'exposition pour une vie entière, des taux d'exposition, des taux résiduels de glyphosate dans les milieux environnementaux, des paramètres physiologiques et des paramètres toxicocinétiques du glyphosate. Les valeurs retenues pour ces différents paramètres d'exposition correspondent, lorsque possible, au 90^e percentile. Cette approche est fortement recommandée par US EPA (1989a) pour estimer l'exposition selon le scénario du pire cas réaliste.

Fréquence d'exposition

Dans la présente étude, le nombre d'années d'exposition d'une personne, pendant sa vie entière, correspond à la fréquence probable d'intervention sur un site donné. Ainsi, lorsque le MRN doit intervenir deux fois sur un site, nous présumons qu'une personne sera exposée durant 2 ans par rapport à sa vie entière.

Le glyphosate ne peut être utilisé que 2 fois en 50 ans au maximum sur un même site. Dans ce contexte, nous présumons qu'un individu peut être exposé au glyphosate durant 2 ans pendant sa vie entière.

Généralement, la vie entière est estimée à 70 ans. D'autre part, le temps de résidence à un endroit est de 9 à 30 ans pour la population en général (US EPA, 1989a). US EPA (1989a) suggère, pour un scénario du pire cas réaliste, d'utiliser un temps de résidence de 40 ans.

Dans le cadre de notre étude, nous présumons qu'un individu ne passera pas plus de 40 ans près d'un site particulier. Cette hypothèse justifie la fréquence d'exposition choisie dans nos scénarios d'exposition.

Taux résiduels

Dans cette sous-section, nous présenterons les concentrations résiduelles de glyphosate utilisées pour estimer la dose quotidienne d'exposition. Les concentrations résiduelles ont été soit mesurées soit estimées par le MRN (Langevin, 1994). Le tableau 34 indique les concentrations résiduelles de glyphosate dans les différents milieux.

TABEAU 34
CONCENTRATIONS RÉSIDUELLES DE GLYPHOSATE DANS LES DIFFÉRENTS MILIEUX

COMPOSANTES DU MILIEU	CONCENTRATION MESURÉE			CONCENTRATION ESTIMÉE	COMMENTAIRES
	90 ^e percentile	I.C. 95 %	Période*		
Fruits sauvages	28,7 mg/kg	22,4-38,2	18 jours		Concentration résiduelle mesurée dans les framboises.
Eau potable	4 ìg/l	1-11	60 h		Concentration résiduelle mesurée dans un petit ruisseau.
Légumes du potager				0,3 mg/kg	Nous présumons que le taux de phytocides au-delà de la bande de protection est de 10 g/ha. La concentration de glyphosate dans les légumes est estimée à partir du taux maximum mesuré dans la végétation directement arrosée (45,3 ppm) (Langevin, 1994) et du taux d'application de 1,5 kg/ha de glyphosate.
Viande de boeuf				0,0001 mg/kg	La dose totale d'exposition est estimée par Langevin (1994) sur la base que le taux de phytocides au-delà de la bande de protection est de 10 g/ha. Le taux de rétention de la dose totale d'exposition du boeuf est de 1 %.
Produit laitiers				< 0,00003 mg/kg	Selon la formule de Kenaga (1980, cité dans Concorde Sc, 1990) : $C_1 = F_1 (Q_1 / C_v)$ C_1 : Concentration de glyphosate dans le lait (mg/kg) F_1 : Fraction de glyphosate retenue dans le lait (j/kg) Q_1 : Quantité de végétation consommée (kg/jr) C_v : Concentration de glyphosate dans la végétation (mg/kg) $\log F_1 = 6,13 + 0,5 (\log Koe)$ (Koe de 0,0006 à 100 mg/l)
Gros gibier				0,002 mg/kg	La dose totale d'exposition est estimée par Langevin (1994). Le taux de rétention de la dose totale d'exposition du gibier est de 1 %.
Petit gibier				0,021 mg/kg	
Poissons				0,004 mg/kg	Nous présumons que le facteur de bioconcentration est de 1 (Samuel <i>et al</i> , 1994b).
Résidus foliaires délogeables				9,9 ìg/cm ²	Les _ du taux appliqué correspondent aux résidus délogeables (Langevin, 1994). Dans le scénario du chasseur-pêcheur, ce taux de résidus délogeables est constant pendant 18 jours.
Air ambiant	2,65 ìg/m ³		69 à 329 min/ demi-journée		Nous présumons que la concentration de glyphosate dans l'air ambiant est la même que celle mesurée dans la zone respiratoire d'un contremaître pendant la période effective d'exposition (Major et Mamarbachi, 1987). Nous présumons également que ce taux est constant pendant 18 jours pour le scénario du chasseur-pêcheur.

* période d'échantillonnage après le traitement
I.C.intervalle de confiance

Taux de consommation quotidienne

Les quantités quotidiennes de denrées alimentaires et d'eau consommées par le résidant ou le chasseur-pêcheur proviennent en partie des valeurs suggérées par US EPA (1989a).

Une description détaillée des hypothèses émises pour estimer les taux d'exposition sont présentées dans le document sur l'évaluation du risque (Samuel *et al.*, 1994b). En général, la dose quotidienne de glyphosate ingéré est estimée sur la base d'une famille de trois enfants qui fait des réserves de ses denrées alimentaires. Un résumé des hypothèses émises est présenté ci-dessous.

2 l d'eau potable	Taux correspondant au 90 ^e percentile (US EPA, 1989a). La fréquence de consommation d'eau potable contaminée au glyphosate est de 3 jours par année, après cette période, les concentrations résiduelles dans les ruisseaux sont non détectables.
105 g de poisson	Taux correspondant au 90 ^e percentile (US EPA, 1989a). Nous présumons que notre chasseur-pêcheur consomme quotidiennement pendant toute l'année du poisson provenant du même ruisseau.
21 g-26 g de framboises	Nous présumons une consommation pendant 18 jours, de framboises fraîches au taux de 42 g par jour pour le résidant (90 ^e percentile pour la consommation de fruits du jardin, US EPA, 1989a) et de 140 g par jour pour notre chasseur-pêcheur (taux moyen de consommation de fruits apprêtés sous différentes formes, US EPA, 1989a). Pendant tout le reste de l'année, nous présumons, pour les deux scénarios une consommation de 20 g par jour de framboises congelées ou en confiture (taux moyen de consommation de fraises pendant la saison de croissance, US EPA, 1989a). Nous présumons qu'il n'y a pas de dégradation du glyphosate et que les framboises sont consommées pendant tout le reste de l'année aux taux résiduels initiaux.
80 g de légumes	Un taux moyen de consommation quotidienne de légumes est estimé à 200 g et le pourcentage moyen de légumes provenant du jardin personnel est estimé à 25 % (US EPA, 1989a). Pour le pire cas réaliste c'est un pourcentage de 40 % qui est suggéré, soit 80 g par jour.

75 g de viande de bovin	Selon US EPA (1989a), le taux moyen de consommation de boeuf <i>per capita</i> est de 100 g par jour tandis que le pourcentage moyen de consommation de boeuf par les fermiers producteurs est de 44 %. Pour le scénario du pire cas réaliste, une fraction de 75 % est suggérée, soit 75 g par jour.
74 g de produits laitiers	Pour les produits laitiers consommés par les fermiers producteurs, un pourcentage de 40 % est estimé pour une consommation <i>per capita</i> de 400 g par jour (US EPA, 1989a). Pour le scénario du pire cas réaliste, une fraction de 75 % est suggérée, soit 300 g sur une période de 90 jours, ce qui donne 74 g par jour pendant toute l'année.
55 g de gibier de grande taille	La partie comestible moyenne d'un orignal pèse environ 182 kg. Après partage entre trois chasseurs (d'après la réglementation sur la chasse), il reste environ 60 kg de chair d'orignal par chasseur. Nous présumons que le produit de la chasse sera consommé par une famille de trois personnes, ce qui donne une consommation annuelle d'environ 20 kg par personne. Un taux de consommation annuelle de 20 kg par personne donne un taux journalier de 55 g par personne pendant toute l'année.
20 g de gibier de petite taille	Nous présumons une consommation de 20 g par jour par personne pour le gibier de petite taille ce qui représente, pour une famille de trois, environ 21 lièvres de 1 kg chassés exclusivement sur le site.

Paramètres physiologiques

Vie entière	D'après des données statistiques récentes, la valeur moyenne de l'espérance de vie de la population est de 75 ans (US EPA, 1989a). Dans notre étude, nous avons choisi d'utiliser la période normalement utilisée pour estimer l'exposition d'une personne pendant sa vie entière, soit 70 ans.
Poids corporel	La valeur moyenne du poids corporel des hommes et des femmes âgés de 18 à 75 ans est de 71,8 kg (US EPA, 1989a). Cette dernière valeur est du même ordre de grandeur que la valeur normalement utilisée pour l'exposition d'un adulte, soit 70 kg.
Taux d'inhalation	Pour notre scénario du chasseur-pêcheur, nous présumons que notre individu exerce ses activités à proximité du site traité, au moment de l'application des phytocides. Il passe 50 % de son temps à exercer une activité légère et 50 % de son temps en activité modérée, ce qui donne un taux moyen d'inhalation de 1,4 m ³ /h (US EPA, 1989a).

Paramètres toxicocinétiques

- Taux d'absorption du glyphosate pour les différentes voies d'exposition

En l'absence de données humaines, nous présumons que le taux d'absorption chez l'humain est le même que celui observé chez l'animal. La valeur choisie pour estimer l'exposition humaine au glyphosate correspond à la valeur maximum observée chez l'animal. Le tableau ci-après présente les taux d'absorption du glyphosate utilisés dans le cadre de l'analyse de l'exposition d'une personne.

TABLEAU 35

TAUX D'ABSORPTION DU GLYPHOSATE POUR LES DIFFÉRENTES VOIES D'EXPOSITION

VOIE ORALE		VOIE CUTANÉE		VOIE RESPIRATOIRE	
TAUX D'ABSORPTION	RÉFÉRENCE	TAUX D'ABSORPTION	RÉFÉRENCE	TAUX D'ABSORPTION	RÉFÉRENCE
35 % (animal) (14 à 35 %)	Doliner, 1991; Smith et Oehme, 1992	3 % (tissus humains)	Wester <i>et al.</i> , 1991	100 %	Taux utilisé par défaut

- Taux de rétention tissulaire du glyphosate

Le taux de rétention tissulaire utilisé dans notre étude est de 1 %. Ce taux a été obtenu à partir d'une étude d'exposition par voie intrapéritonéale au glyphosate (Doliner, 1991). Ce taux est utilisé pour estimer l'exposition d'une personne par la consommation de viande de bovin et de gibier.

Coefficient de transfert

Dans notre scénario d'exposition, nous avons choisi le coefficient de transfert estimé par Zweig *et al.* (1985) pour estimer le taux d'exposition cutanée des cueilleurs de framboises sauvages et du chasseur-pêcheur. Nous présumons une exposition de 6 heures pour la journée de la cueillette par le résidant et de 6 heures par jour, pendant 18 jours, pour le chasseur-pêcheur qui se

promène en forêt. Le taux d'exposition cutanée d'un individu en contact avec la végétation est calculé à l'aide de l'équation suivante :

Taux d'exposition cutanée (mg/h) = $5 \text{ cm}^2/\text{h} \times \text{concentration foliaire de phytocide délogeable (ig/cm}^2\text{)}$

Les résidus foliaires délogeables comprennent les résidus absorbés ou adsorbés sur les feuilles ou les particules de poussières qui se trouvent à la surface des feuilles. La fraction de ces résidus potentiellement transférable sur la peau ou les habits du cueilleur est attribuable soit au contact direct avec le feuillage soit au contact avec les particules de sol remis en suspension par le travailleur (Zweig *et al.*, 1985).

d) Formules générales pour le calcul de la dose d'exposition à long terme

Les formules générales qui permettent d'estimer la dose quotidienne d'exposition par les différentes voies d'absorption sont les suivantes :

- Dose quotidienne ingérée par une personne (non absorbée ou externe)

$$\text{DOE} = (\text{Rp Q F}) / \text{P}$$

où DOE = Dose externe quotidienne d'exposition par la voie orale (mg/kg/jr)
 Rp = Taux résiduel de phytocide dans le produit consommé (mg/kg ou mg/l)
 Q = Quantité quotidienne de produit consommé (kg/jr ou l/jr)
 F = Fraction d'exposition (jours/année x n^{bre} d'année x 1/jr)
 P = Poids corporel (kg)

- Dose quotidienne absorbée par la voie orale par une personne

$$\text{DOA} = \text{DOE Ao}$$

où DOA = Dose quotidienne absorbée par la voie orale (mg/kg/jr)
 DOE = Dose externe quotidienne d'exposition par la voie orale (mg/kg/jr)
 Ao = Taux d'absorption par la voie orale (%)

- Dose quotidienne absorbée par la voie cutanée par une personne

$$DCA = (Co) (Rv H F Ac) (1/P)$$

- où DCA = Dose quotidienne absorbée par la voie cutanée (mg/kg/jr)
 Co = Coefficient de transfert de 5 (cm²/h)
 Rv = Taux résiduel de phytocide dans la végétation (ig/cm²)
 H = Nombre d'heures d'exposition par jour
 F = Fraction d'exposition (jours/année x n^{bre} d'année x 1/jr)
 Ac = Taux d'absorption par la voie cutanée (%)
 P = Poids corporel (kg)

- Dose quotidienne absorbée par la voie respiratoire par une personne

$$DRA = (Ra I F Ar)(1/P)$$

- où DRA = Dose quotidienne absorbée par la voie respiratoire (mg/kg/jr)
 Ra = Taux résiduel de phytocide dans l'atmosphère (mg/m³)
 I = Taux d'inhalation (m³/h)
 F = Fraction d'exposition (jours/année x n^{bre} d'année x 1/jr)
 Ar = Taux d'absorption par la voie respiratoire (%)
 P = Poids corporel (kg)

Dans la présente étude, la dose d'exposition est calculée pour la vie entière d'une personne et, également, pour une période correspondant à la durée d'exposition évaluée dans nos scénarios, soit une exposition de 2 ans. Le calcul de la fraction d'exposition (F) pour ces périodes de temps se fait de la façon suivante :

Pour la vie entière : $F = n^{bre} \text{ de jours/année} \times n^{bre} \text{ d'années} \times 1/(365 \text{ jrs/année} \times 70 \text{ ans})$
 Pour 2 ans : $F = n^{bre} \text{ de jours/année} \times n^{bre} \text{ d'années} \times 1/(365 \text{ jrs/année} \times 2 \text{ ans})$

e) *Estimation de l'exposition individuelle à long terme*

Dans notre étude, nous avons estimé la dose totale d'exposition par voie orale ainsi que la dose totale absorbée attribuable à toutes les voies d'exposition.

Scénario d'une personne résidant à proximité du site traité

La dose totale ingérée (DOE totale) fait intervenir une personne qui s'approvisionne en fruits sauvages provenant du site traité ainsi qu'en denrées alimentaires et en eau potable contaminées par la dérive. On note que la consommation de fruits sauvages est la principale source d'exposition par ingestion.

TABLEAU 36

**DOSE QUOTIDIENNE TOTALE DE GLYPHOSATE INGÉRÉE (DOE)
PAR UNE PERSONNE RÉSIDANT À PROXIMITÉ DU SITE TRAITÉ**

EXPOSITION	FRUITS (10 ⁻³ mg/kg/jr)	EAU POTABLE (10 ⁻³ mg/kg/jr)	LÉGUMES (10 ⁻³ mg/kg/jr)	BOEUF (10 ⁻³ mg/kg/jr)	DOE TOTALE (mg/kg/jr)
70 ans	0,246	Négligeable	0,0098	Négligeable	0,0003
2 ans	8,61	0,0009	0,343	0,0001	0,01

DOE totale = fruits + eau potable + légumes + boeuf

Dose négligeable = dose < 10⁻⁷ mg/kg/jr

La dose totale d'exposition individuelle au glyphosate (DTA) est égale à la somme de la dose totale absorbée par la consommation de denrées alimentaires et d'eau potable (DOA) plus la dose absorbée par contact cutané avec la végétation arrosée (DCA) et la dose absorbée par inhalation (DRA) de glyphosate présent dans l'air ambiant au moment de l'application du phytocide. D'après le tableau 37, nous notons que la principale voie d'exposition de notre résidant est l'ingestion. En effet, les doses estimées par les voies cutanée et respiratoire sont négligeables par rapport à la voie orale.

TABLEAU 37

**DOSE D'EXPOSITION QUOTIDIENNE TOTALE DE GLYPHOSATE ABSORBÉE (DTA)
PAR UNE PERSONNE RÉSIDANT À PROXIMITÉ DU SITE TRAITÉ**

EXPOSITION	DOA (mg/kg/jr)	DCA (mg/kg/jr)	DRA (mg/kg/jr)	DTA (mg/kg/jr)
70 ans	0,0001	0,00001	négligeable	0,0001
2 ans	0,003	0,0003	négligeable	0,003

Dose négligeable = dose < 10⁻⁷ mg/kg/jr

Scénario d'un chasseur-pêcheur

La dose totale ingérée (DOE) fait intervenir une personne qui s'approvisionne en denrées alimentaires provenant du site traité et en eau potable contaminée par la dérive. La principale source d'exposition au glyphosate, pour notre chasseur-pêcheur, provient de la consommation de fruits sauvages.

TABLEAU 38

DOSE QUOTIDIENNE TOTALE DE GLYPHOSATE INGÉRÉE (DOE) PAR UN CHASSEUR-PÊCHEUR

EXPOSITION	FRUITS (10 ⁻³ mg/kg/jr)	EAU POTABLE (10 ⁻³ mg/kg/jr)	GROS GIBIER (10 ⁻³ mg/kg/jr)	PETIT GIBIER (10 ⁻³ mg/kg/jr)	POISSON (10 ⁻³ mg/kg/jr)	DOE TOTALE (mg/kg/jr)
70 ans	0,300	Négligeable	0,00004	0,0002	0,0002	0,0003
2 ans	10,70	0,0009	0,002	0,006	0,006	0,01

DOE totale = fruits + eau potable + gros gibier + petit gibier + poisson

Dose négligeable = dose < 10⁻⁷ mg/kg/jr

La dose totale d'exposition individuelle au glyphosate (DTA) est égale à la somme de la dose absorbée par la consommation de denrées alimentaires et d'eau potable (DOA), plus la dose absorbée par contact cutané avec la végétation arrosée (DCA) et la dose absorbée par inhalation (DRA) de glyphosate présent dans l'air ambiant au moment de l'application du phytocide. La dose d'exposition par voie cutanée est importante pour le chasseur-pêcheur parce que, d'après notre scénario, nous présumons que celui-ci est en contact, pendant 18 jours, avec une végétation contaminée à des taux équivalents aux concentrations initiales. Malgré des hypothèses conservatrices (voir tableau 34), la dose estimée par inhalation (DRA) est négligeable.

TABLEAU 39

**DOSE D'EXPOSITION QUOTIDIENNE TOTALE DE GLYPHOSATE ABSORBÉE (DTA)
PAR UN CHASSEUR-PÊCHEUR**

EXPOSITION	DOA (mg/kg/jr)	DCA (mg/kg/jr)	DRA (mg/kg/jr)	DTA (mg/kg/jr)
70 ans	0,0001	0,0002	négligeable	0,0003
2 ans	0,004	0,006	0,00002	0,01

Dose négligeable = dose < 10⁻⁷ mg/kg/jr

f) *Analyse des incertitudes associées à l'exposition à long terme*

Les hypothèses émises dans les scénarios d'exposition sont conservatrices et simulent l'exposition d'une personne qui :

- ingère quotidiennement, pendant toute l'année, des denrées alimentaires contaminées par du glyphosate à des taux correspondant aux concentrations initiales;
- est exposée par contact cutané avec la végétation fraîchement arrosée, pendant 18 jours pour le chasseur-pêcheur et pendant 1 journée pour le résidant;
- respire, pendant 18 jours pour le chasseur-pêcheur, et pendant 1 journée pour le résidant, une atmosphère contaminée par du glyphosate à des concentrations équivalentes à celles mesurées dans la zone respiratoire d'un contremaître au moment de la pulvérisation.

Les données environnementales ayant servi à estimer l'exposition de la population proviennent d'échantillonnages réalisés peu de temps après le traitement afin d'obtenir les concentrations les plus élevées. Ces données environnementales sont en général représentatives des pires situations.

Une analyse détaillée des incertitudes associées à l'exposition est présentée dans le document sur l'évaluation du risque (Samuel *et al.*, 1994b). L'analyse consiste à évaluer l'influence des modifications des paramètres d'exposition sur l'exposition totale. Nous présentons ci-dessous un résumé de notre analyse concernant la consommation des denrées alimentaires et d'eau potable et l'exposition au glyphosate par voie cutanée.

- La dose totale d'ingestion (DOE totale) attribuable à l'eau potable, au poisson et aux fruits sauvages (framboises) n'est pas modifiée, même si nous utilisons une concentration résiduelle correspondant soit au 90^e percentile soit à la valeur qui représente, avec un niveau de confiance de 95 %, la limite supérieure de l'intervalle de confiance du 90^e percentile.

- Les taux résiduels estimés dans la viande de bovin, les produits laitiers, le gibier et les légumes du potager s'appuient sur des hypothèses conservatrices.
- Les taux de consommation ont été estimés soit à partir du 90^e percentile soit de valeurs supérieures extrêmes.
- À cause de toutes les incertitudes inhérentes aux paramètres d'exposition cutanée il devient très difficile d'évaluer jusqu'à quel point la valeur estimée de la DCA est représentative de la réalité. D'autant plus que, d'une façon générale, nous avons surestimé les données d'exposition tout au long du processus d'évaluation de la DCA. Nous notons que l'apport de la DCA par rapport à la dose totale (DTA) est importante chez le chasseur-pêcheur qui, pourtant, est exposé seulement 18 jours dans une année. Par conséquent, nous présumons que la DCA serait évaluée à un niveau qui, probablement, ne sera jamais atteint par la population.

4.3.1.2 Exposition en bruit de fond

La source d'exposition de la population attribuable au glyphosate proviendrait en grande partie du milieu agricole. En effet, environ 85 % des phytocides sont utilisés en milieu agricole. La dose d'exposition de la population en bruit de fond attribuable au glyphosate sera donc estimée à partir des concentrations résiduelles de glyphosate provenant de la diète quotidienne d'une personne.

Pour établir le taux de glyphosate dans la diète, il faut d'abord identifier les produits agricoles traités par le glyphosate, puis mesurer ce phytocide dans les produits identifiés et, finalement, connaître les habitudes alimentaires de la population pour les produits agricoles concernés. En général, les enquêtes sur les habitudes alimentaires permettent d'estimer les taux de consommation des denrées alimentaires. Par ailleurs, les taux résiduels dans les aliments du panier à provision sont difficiles à estimer à partir des concentrations mesurées dans les aliments non transformés. En effet, les taux résiduels de phytocides dans les aliments sont influencés par les pratiques d'application en agriculture, par le transport et l'entreposage des aliments, ainsi que par les procédés de transformation industrielle.

Au Canada, le glyphosate est homologué en agriculture dans les cultures de blé, d'orge, de soja, de pois, de lentilles, de colza canola et de lin. Agriculture Canada (Doliner,1991) rapporte que le glyphosate n'est pas détruit au cours de la mouture des céréales; cependant, la concentration résiduelle de glyphosate se trouve diluée par la distribution dans des sous-produits de la transformation. Agriculture Canada (Doliner,1991) estime un taux résiduel maximum de 0,02 mg/kg de glyphosate dans la bière produite à partir d'orge traitée. En réalité, nous pouvons présumer que ce taux est surestimé dans les bières commerciales à cause du phénomène de dilution du glyphosate lors de la fabrication.

Agriculture Canada (Doliner,1991) estime pour la population adulte une consommation quotidienne maximale de 0,0224 mg/kg de glyphosate attribuable aux différentes céréales et à la bière. Ce taux augmente à 0,0232 mg/kg (de poids corporel) si le calcul tient compte uniquement des consommateurs de bière. Agriculture Canada (Doliner,1991) estime que l'apport de glyphosate provenant de l'eau potable est négligeable.

4.3.1.3 Estimation de l'exposition totale au glyphosate

L'estimation de la dose totale d'exposition de la population au glyphosate est obtenue à partir de la dose totale estimée dans nos scénarios d'exposition et de la dose en bruit de fond estimée par Agriculture Canada (Doliner, 1991). Dans notre analyse, nous traitons de la dose totale d'exposition par voie orale ainsi que de la dose totale absorbée attribuable aux différentes voies d'exposition.

Notre approche consiste à choisir les valeurs d'exposition les plus élevées afin de déterminer la dose d'exposition la plus élevée pouvant découler de l'utilisation du glyphosate. Dans ce contexte, nous avons tenu compte uniquement des doses estimées dans nos scénarios d'exposition sur une courte période, soit sur 2 ans (voir tableaux 36 à 39). La dose en bruit de fond la plus élevée pour le glyphosate correspond à celle estimée pour un consommateur de bière, soit 0,0232 mg/kg/jr (Doliner, 1991).

Selon les hypothèses décrites dans notre analyse, les doses totales d'exposition de la population au glyphosate sont présentées aux tableaux 40 et 41.

TABLEAU 40
DOSE TOTALE D'EXPOSITION AU GLYPHOSATE PAR VOIE ORALE

SCÉNARIO D'EXPOSITION	DOE TOTALE (mg/kg/jr)	DOSE EN BRUIT DE FOND (mg/kg/jr)	DOSE TOTALE (mg/kg/jr)
Résidant	0,01	0,0232	0,03
Chasseur-pêcheur	0,01	0,0232	0,03

La dose estimée en bruit de fond pour l'exposition de la population au glyphosate est deux fois plus élevée que la dose potentielle d'exposition attribuable à l'application du glyphosate en milieu forestier.

TABLEAU 41
DOSE TOTALE ABSORBÉE ATTRIBUABLE À L'EXPOSITION AU GLYPHOSATE

SCÉNARIO D'EXPOSITION	DTA (mg/kg/jr)	DOSE ABSORBÉE EN BRUIT DE FOND (mg/kg/jr)	DOSE TOTALE ABSORBÉE (mg/kg/jr)
Résidant	0,003	0,008	0,01
Chasseur-pêcheur	0,01	0,008	0,02

D'après les données du tableau 41, nous notons que l'utilisation du glyphosate en milieu forestier devient un apport important d'exposition de la population. Ceci serait attribuable à l'exposition par voie cutanée représentant un apport important dans l'estimation de la DTA du chasseur-pêcheur. En effet, nous avons présumé dans nos scénarios une exposition par contact cutané, pendant 18 jours pour notre chasseur-pêcheur et pendant 1 journée pour notre résidant, avec une végétation contaminée aux concentrations initiales.

4.3.1.4 Évaluation de l'exposition au glyphosate à court terme

Les scénarios d'exposition décrits dans les sections précédentes ont permis d'estimer l'exposition de la population au glyphosate sur une longue période. Or, pour évaluer le risque potentiel de toxicité aiguë attribuable à l'utilisation de glyphosate en milieu forestier, nous avons besoin d'estimer l'exposition potentielle sur une courte période. Cette section traitera donc d'une exposition à court terme, selon un scénario simulant une personne qui fréquente, pendant 1 journée, un site récemment traité au glyphosate.

Ainsi, dans le cadre d'un scénario d'exposition à court terme, nous présumons que la personne concernée exercera les mêmes activités que celles décrites dans le scénario du chasseur-pêcheur (voir section 4.3.1.1 b). Par conséquent, les paramètres d'exposition à court terme seront, en partie, les mêmes que ceux décrits à la section 4.3.1.1 c concernant le chasseur-pêcheur et l'analyse des incertitudes associées à ces paramètres (voir section 4.3.1.1 f) s'appliquera ainsi aux paramètres de l'exposition à court terme.

Dans les sections qui suivent, nous présenterons les hypothèses d'exposition ainsi que l'évaluation des doses d'exposition des voies orale, cutanée et respiratoire.

a) Exposition à court terme par voie orale

Le scénario d'exposition à court terme simule une personne qui se promène en forêt dans une zone récemment traitée avec du glyphosate et qui consomme des denrées alimentaires et de l'eau provenant du site traité.

La formule utilisée pour estimer la dose ingérée par une personne, selon un scénario d'exposition à court terme (DOE_c), est indiquée à la section 4.3.1.1 d (DOE).

Dans le cadre d'un scénario d'exposition de 1 journée, la fraction d'exposition est de 100 %.

Les taux résiduels de glyphosate (R_p) utilisés pour le calcul de la DOE_c sont les mêmes que ceux estimés lors de l'exposition à long terme (voir tableau 34). Nous avons choisi les mêmes valeurs étant donné que, dans le cas du scénario à long terme, les taux résiduels estimés correspondent aux concentrations initiales mesurées.

La composition de la diète (voir section 4.3.1.1 c) est également semblable à celle présumée dans le scénario du chasseur-pêcheur, elle comprend :

- 140 g de framboises sauvages arrosées directement, non lavées et cueillies dans les 18 jours après le traitement;
- 2 l d'eau provenant d'un petit ruisseau situé sur le site traité ou à proximité et protégé par une bande de protection;
- 55 g de gros gibier provenant du site traité;
- 20 g de petit gibier provenant du site traité;
- 105 g de poisson pêché dans un petit ruisseau situé sur le site traité ou à proximité et protégé par une bande de protection.

La dose totale ingérée (DOE_c) par une personne exposée pendant une journée est égale à la somme des doses estimées par l'ingestion de fruits, d'eau, de gibier et de poisson. Le tableau 42 indique, pour le glyphosate, les doses estimées par l'ingestion des denrées alimentaires et de l'eau ainsi que la dose totale d'exposition par voie orale (DOE_c), selon le scénario d'exposition à court terme.

TABLEAU 42

**DOSE TOTALE DE GLYPHOSATE INGÉRÉE (DOE_c) PAR UNE PERSONNE
SELON UN SCÉNARIO D'EXPOSITION À COURT TERME**

FRUITS (mg/kg)	EAU POTABLE (mg/kg)	GROS GIBIER (mg/kg)	PETIT GIBIER (mg/kg)	POISSON (mg/kg)	DOE_c TOTALE (mg/kg)
0,0574	0,0001	2×10^{-6}	6×10^{-6}	6×10^{-6}	0,06

b) Consommation de fruits sauvages et d'eau directement arrosés par le glyphosate

D'après notre exemple d'exposition à court terme (voir tableau 42), la consommation de fruits sauvages et d'eau potable pourrait représenter des voies importantes d'exposition aiguë.

Ainsi, pour mieux évaluer si la consommation de fruits sauvages ou d'eau contaminés à des taux élevés de glyphosate présente un risque pour la population, nous avons estimé la quantité de framboises ou d'eau qui devrait être ingérée pour atteindre des taux d'exposition équivalents aux doses références de risque (Drf).

Pour apprécier le risque d'une surexposition accidentelle, on devrait, normalement, se référer à une Drf obtenue à partir des études de toxicité aiguë. Cependant, les études de toxicité aiguë chez les animaux ne nous permettent pas d'établir un NOEL. D'autre part, les données humaines ne sont pas toujours disponibles; elles proviennent soit de cas de surexposition accidentelle, soit de cas de suicide ou d'exposition de volontaires qui ingèrent des phytocides afin d'obtenir des données de toxicocinétique. Lorsque des données humaines sont disponibles et bien documentées, nous pouvons les utiliser pour évaluer le risque potentiel d'une surexposition accidentelle.

Kawamura *et al.* (1987) rapportent le cas d'une personne qui, après avoir ingéré de 30 à 60 ml de la formulation de Roundup^{MD}, a présenté une pharyngalgie, des vomissements, des nausées immédiatement après l'ingestion ainsi qu'une diarrhée qui s'est prolongée jusqu'à une semaine après l'ingestion. Une quantité de 30 ml de Roundup^{MD} équivaut à 153 mg/kg de glyphosate pour un adulte de 70 kg. Dans notre analyse, nous utiliserons donc les Drf chronique et subchronique ainsi que la valeur de 153 mg/kg pour apprécier les risque d'une surexposition au glyphosate.

Les Drf utilisées dans notre analyse sont les suivantes :

Drf chronique par voie orale : 0,1 mg/kg/jr (10 mg/kg/jr/100)

Drf subchronique par voie orale : 1,35 mg/kg/jr (135 mg/kg/jr/100)

- Consommation de framboises

Nous présumons qu'une personne de 70 kg ingère des framboises contaminées par le glyphosate à la concentration maximum mesurée (44,2 mg/kg) ou à la concentration correspondant au 90^e percentile (28,7 mg/kg) (Langevin, 1994).

Le tableau 43 présente les taux estimés pour la consommation de framboises contaminées par le glyphosate.

TABLEAU 43

QUANTITÉ DE FRAMBOISES QUI DEVRAIT ÊTRE CONSOMMÉE PAR UNE PERSONNE POUR ATTEINDRE DES TAUX D'EXPOSITION AU GLYPHOSATE ÉQUIVALENTS AUX D_{rf} CHRONIQUE ET SUBCHRONIQUE ET À LA DOSE AVEC EFFET CHEZ L'HUMAIN, SOIT 153 MG/KG

90 ^e PERCENTILE			CONCENTRATION MAXIMALE		
D _{rf} Chronique	D _{rf} Subchronique	Dose avec effet (153 mg/kg)	D _{rf} Chronique	D _{rf} Subchronique	Dose avec effet (153 mg/kg)
243 g	3 293 g	373 171 g	158 g	2 138 g	242 307 g

- Consommation d'eau

Nous présumons qu'une personne puisse boire de l'eau provenant d'une petite mare directement arrosée par le glyphosate. Les concentrations résiduelles (Langevin, 1994) utilisées pour le calcul de la dose d'exposition sont présentées dans le tableau ci-dessous.

TABLEAU 44

CONCENTRATIONS RÉSIDUELLES DE GLYPHOSATE MESURÉES DANS LES MARES DIRECTEMENT ARROSÉES

90 ^e PERCENTILE		CONCENTRATION MAXIMALE	
CONCENTRATION	ÉCHANTILLONNAGE		
	NOMBRE	PÉRIODE *	
1 043 µg/l	33	32 h	2 808 µg/l

* période après le traitement

À partir des concentrations résiduelles mentionnées au tableau 44, nous estimons la quantité d'eau qu'une personne de 70 kg devrait boire pour atteindre des taux d'exposition équivalents aux D_{rf} chronique et subchronique. Le tableau 45 présente les taux estimés pour la consommation accidentelle d'eau contaminée par le glyphosate.

TABLEAU 45

QUANTITÉ D'EAU QUI DEVRAIT ÊTRE BUE PAR UNE PERSONNE POUR OBTENIR DES TAUX D'EXPOSITION AU GLYPHOSATE ÉQUIVALENTS AUX D_{rf}

90 ^e PERCENTILE		CONCENTRATION MAXIMALE	
D _{rf} chronique	D _{rf} subchronique	D _{rf} chronique	D _{rf} subchronique
6,7 litres	90,6 litres	2,5 litres	33,7 litres

c) Exposition cutanée à court terme

Pour le cas d'une personne qui fréquente un site traité récemment au glyphosate, la question qui nous préoccupe, est de savoir si la voie cutanée représente un voie importante d'exposition. Si l'on se réfère aux conclusions de l'analyse des incertitudes de la voie cutanée présentées à la section 3.1.7 dans le document de Samuel *et al.* (1994b), il nous sera difficile de prédire une dose cutanée réaliste puisque cette voie d'exposition renferme trop d'inconnus. Intuitivement, nous pouvons affirmer que l'impact des incertitudes liées à l'exposition cutanée sera moindre pour le cas d'une exposition cutanée de 18 jours estimée sur un an que lorsque celle-ci est estimée pour une journée seulement. C'est pourquoi nous considérons que l'approche la plus appropriée pour évaluer l'exposition cutanée à court terme est d'estimer au moins deux doses cutanées correspondant à des valeurs extrêmes. Ces doses cutanées sont obtenues en modifiant les valeurs du coefficient de transfert et du taux résiduel de glyphosate délogeable dans la végétation. Les valeurs estimées pour ces deux paramètres proviennent des données fournies aux sections 4.3.1.1 c et 4.3.1.1 f.

La formule utilisée pour estimer la dose d'exposition cutanée d'une personne est indiquée à la section 4.3.1.1 d (DCA). Dans le cadre d'un scénario d'exposition d'une journée, la fraction d'exposition est de 100 %.

TABLEAU 46

DOSES ABSORBÉES D'EXPOSITION CUTANÉE (DCA_c) D'UNE PERSONNE PAR CONTACT CUTANÉ AVEC UNE VÉGÉTATION CONTAMINÉE AU GLYPHOSATE SELON UN SCÉNARIO À COURT TERME

COEFFICIENT DE TRANSFERT (cm²/h)	TAUX RÉSIDUEL DE GLYPHOSATE (µg/cm²)	DURÉE D'EXPOSITION (h/jr)	TAUX D'ABSORPTION (%)	DCA_c (mg/kg)
1,4	9,9	6	3	0,04
10	15,0	6	3	0,39

Ainsi, selon la valeur du taux résiduel, établie sur la base du jugement et du coefficient de transfert estimé pour les cueilleurs professionnels, nous obtenons un écart de 875 % entre les doses cutanées. On sait, par ailleurs, que les doses d'exposition cutanée estimées dans notre analyse sont émaillées d'un nombre si important d'incertitudes que nous ne pouvons confirmer avec certitude que la dose d'exposition cutanée probable de la population se situera entre les deux valeurs estimées pour le glyphosate.

Cependant, d'après les hypothèses émises dans le calcul de la DCA_c et les taux d'exposition estimés chez les travailleurs (voir section 4.3.2), nous pensons que la dose d'exposition cutanée de 0,04 mg/kg, estimée pour le glyphosate, serait plus près de la réalité que la valeur supérieure correspondante. En effet, cette valeur supérieure provient d'hypothèses très conservatrices :

- 100 % du taux d'application du glyphosate correspond au taux résiduel délogeable;
 - Un coefficient de transfert de 10;
- Même en supposant une végétation dense, ce taux ne peut être atteint.
- Coefficient correspondant à la valeur maximale de 8,6 µg/cm² de Captan^{MD} chez des cueilleurs qui n'utilisent pas de mesures de protection particulières et qui sont en contact étroit avec la végétation et les poussières de sol en suspension ou, quelquefois, directement en contact avec le sol (assis entre les plants de fraises lors de la cueillette).

Si, en plus, nous tenons compte des données obtenues lors de la surveillance biologique des travailleurs exposés au glyphosate (voir section 4.3.2), nous pouvons présumer que le taux d'exposition cutanée de la population approchera plutôt le taux le plus faible estimé par la DCA_c que la valeur supérieure correspondante. Notre présomption est valable, en autant que l'exposition cutanée de la population ne soit pas supérieure à l'exposition totale des travailleurs tels les signaleurs, l'opérateur et le contremaître. En effet, ceux-ci se trouvent en contact avec les phytocides au moment de l'application par l'inhalation des fines gouttelettes en suspension, par le contact cutané avec la végétation fraîchement traitée et par l'absorption orale due au contact des mains avec la bouche.

Il faut mentionner que le contact étroit des travailleurs avec les phytocides est de beaucoup diminué par le port d'équipement de protection. On se demande, sans réponse, jusqu'à quel point le contact étroit des travailleurs avec les phytocides, lors de l'application, représente une exposition supérieure ou inférieure à celle d'une personne pouvant éventuellement fréquenter un site récemment traité aux phytocides.

Dans l'exemple des groupes de travailleurs employés par le ministère de l'Énergie et des Ressources tels les signaleurs, l'opérateur et le contremaître, les concentrations urinaires de glyphosate varient de non détectables ($< 10 \mu\text{g/l}$) à détectables non quantifiables ($< 30 \mu\text{g/l}$) dans 99 % des échantillons (Samuel *et al.*, 1994b). D'après les résultats obtenus chez les travailleurs contractuels au cours de la campagne d'échantillonnage de 1987, nous notons que ces travailleurs étaient plus exposés au glyphosate que les employés du Ministère. Cette observation serait probablement due au fait que les contractuels ne respectent pas bien les mesures de protection. Néanmoins, seulement 14 % des échantillons prélevés chez des groupes de travailleurs identiques à ceux mentionnées ci-haut étaient positifs. Ainsi, malgré les incertitudes reliées aux simulations d'excrétion urinaire du glyphosate, effectuées à la section 4.3.2 de ce document, et à celles reliées aux résultats d'échantillonnage lors de la surveillance biologique, nous pouvons présumer que la probabilité est faible que la dose interne totale soit supérieure à $0,025 \text{ mg/kg/jr}$ chez les travailleurs en contact avec le glyphosate par les voies orale, respiratoire et cutanée.

Par conséquent, nous pouvons présumer, pour le cas de notre promeneur en forêt, que la dose d'exposition cutanée au glyphosate se rapproche plus de la valeur de 0,04 mg/kg que de celle de 0,39 mg/kg. Cependant, seule une étude de l'exposition cutanée des randonneurs et des cueilleurs nous permettra de confirmer cette hypothèse hors de tout doute.

d) *Exposition à court terme par inhalation*

Dans le scénario d'exposition à court terme, nous présumons que la personne qui se promène en forêt respire une quantité de glyphosate équivalente à celle du contremaître présent au moment de la pulvérisation. La formule utilisée pour le calcul de la dose d'exposition par voie respiratoire est indiquée à la section 4.3.1.1 d (DRA_c).

Le tableau 47 indique la dose estimée par voie respiratoire selon le scénario d'exposition à court terme (DRA_c).

TABLEAU 47

**DOSE D'EXPOSITION AU GLYPHOSATE PAR VOIE RESPIRATOIRE (DRA_c)
SELON LE SCÉNARIO D'EXPOSITION À COURT TERME**

CONCENTRATION DE GLYPHOSATE DANS L'AIR AMBIANT	DURÉE D'EXPOSITION	TAUX D'INHALATION (exercice léger)	DRA_c
2,65 µg/m ³ (voir tableau 34)	6 h	0,8 m ³ /h (US EPA, 1989a)	0,002 mg/kg

e) *Exposition totale à court terme*

Selon le scénario à court terme, l'exposition totale d'un promeneur en forêt est égale à la somme des doses absorbées par les voies orale, cutanée et respiratoire. Nous notons que la dose d'exposition cutanée (DCA_c), présente un apport important par rapport à la dose totale estimée (DTA_c).

Le tableau 48 indique les doses absorbées par les voies orale, cutanée et respiratoire et la dose totale d'une personne exposée selon le scénario à court terme.

TABLEAU 48

DOSE TOTALE DE GLYPHOSATE ABSORBÉE (DTA_c) PAR UNE PERSONNE SELON LE SCÉNARIO À COURT TERME			
DOA_c (mg/kg)	DCA_c (mg/kg)	DRA_c (mg/kg)	DTA_c (mg/kg)
0,02	0,04 0,39	0,0002	0,06 0,41

4.3.1.5 Évaluation de l'exposition attribuable à un accident

Le cas accidentel analysé dans cette étude fait intervenir une personne arrosée accidentellement par du glyphosate lors d'une pulvérisation aérienne. Le scénario d'accident simule une exposition à des concentrations élevées de phytocides durant une courte période.

Les cas de déversements accidentels ne sont pas traités dans notre étude. Ces situations devraient être rapidement contrôlées si le plan des mesures d'urgence émis par le MRN (MFO, 1992) est bien respecté. Ces mesures visent à restreindre le plus possible les conséquences d'un déversement et à procéder rapidement à la récupération du phytocide déversé. De plus, lors des déversements, le MRN effectue un suivi des taux résiduels de phytocide dans le temps et l'espace, ce qui devrait permettre de bien informer la population du risque potentiel d'exposition.

L'évaluation des données du bilan des déversements accidentels de phytocides survenus en milieu forestier et des données résiduelles obtenues par le suivi environnemental permettra d'estimer l'exposition de la population aux phytocides. Cette évaluation qui doit être effectuée par le MRN, n'est pas terminée pour le moment, ce qui nous oblige à reporter ultérieurement l'analyse

des cas de déversements accidentels de glyphosate. L'évaluation de l'impact des cas de déversements accidentels de glyphosate sur la santé de la population fera éventuellement l'objet d'une analyse particulière qui sera traitée dans un autre document.

Pour notre scénario d'exposition accidentelle nous présumons donc qu'une personne se trouve sous la rampe d'arrosage d'un aéronef et qu'elle est exposée au glyphosate par voies cutanée et respiratoire. Les hypothèses émises pour ce scénario sont les suivantes :

- notre promeneur est un homme adulte de 70 kg;
- il porte un short, un t-shirt et des chaussures; la surface totale recouverte est estimée à 0,910 m² (US EPA, 1989a) ce qui correspond au tronc, à la partie supérieure des bras et des cuisses;
- les surfaces exposées sont la tête, les avant-bras et les jambes, ce qui correspond à une surface totale de 0,53 m² (US EPA, 1989a);
- nous présumons que le phytocide couvre également toute la surface exposée;
- nous présumons que le glyphosate passe à travers les habits mouillés. USDA (1988b) estime que 20 % du phytocide peut traverser des habits de travail en jeans. Si notre promeneur porte des habits de texture plus mince, nous présumons que le taux de pénétration du glyphosate est deux fois plus élevé, soit 40 %;
- notre promeneur est arrosé au taux de 2,13 kg/ha de glyphosate, ce qui correspond au taux d'application le plus élevé qu'il est permis d'utiliser selon les indications de l'étiquette;
- nous présumons que la concentration du glyphosate dans l'air ambiant est la même que la concentration maximale mesurée dans la zone respiratoire d'un travailleur pendant le mélange de la bouillie de glyphosate, soit 10,5 µg/m³ (Major et Mamarbachi, 1987);
- le temps passé sous la rampe de pulvérisation de l'aéronef est de quelques secondes, toutefois, nous présumons que notre promeneur respire pendant une heure un taux de 10,5 µg/m³ de glyphosate dans l'air ambiant;
- la promenade en forêt est un exercice léger, ce qui représente un taux d'inhalation de 0,8 m³/h (US EPA, 1989a);
- l'absorption cutanée du glyphosate est de 3 % et l'absorption respiratoire est de 100 % (voir tableau 35).

La dose d'exposition estimée à partir des hypothèses émises dans le scénario d'arrosage accidentel est présentée dans le tableau 49.

TABLEAU 49

DOSE D'EXPOSITION POTENTIELLE POUR UN PROMENEUR ARROSÉ ACCIDENTELLEMENT
PAR DU GLYPHOSATE

Exposition cutanée	
Dose totale (surface exposée + surface couverte) :	2,72 mg/kg
Dose totale absorbée :	0,08 mg/kg
Exposition respiratoire	
Dose absorbée :	0,0002 mg/kg
Dose totale absorbée	0,08 mg/kg

4.3.2 Évaluation de l'exposition des travailleurs

4.3.2.1 Méthodes d'application terrestre et aérienne

Dans le cas du glyphosate, il existe peu d'études traitant de l'exposition des travailleurs au glyphosate. Une première étude visant à évaluer les concentrations de glyphosate dans l'air ambiant et l'exposition des travailleurs lors de pulvérisations terrestres a été effectuée par le Service des études environnementales du ministère de l'Énergie et des Ressources en 1986 (Major et Mamarbachi, 1987). Simultanément à cette étude, le Centre de toxicologie du Québec a effectué des mesures en milieu biologique (urine) afin de mieux cerner l'exposition des travailleurs en tenant compte de toutes les voies possibles d'absorption du glyphosate (CTQ, 1988). Pour cette dernière étude, l'évaluation des pratiques sécuritaires de travail a aussi été effectuée afin de pouvoir identifier les correctifs à apporter et de mieux orienter la démarche préventive en matière d'utilisation de phytocides.

USDA (1988a) a présenté une étude où l'exposition des travailleurs au glyphosate fut estimée pour différents scénarios. Dans cette étude, les estimations ont été faites à partir de doses d'exposition mesurées pour le 2,4-D.

Il est pertinent de mentionner qu'aucune des trois approches que nous avons mentionnées (concentration dans l'atmosphère de travail, concentration urinaire et approche de l'USDA) ne nous permet de quantifier précisément la dose d'exposition des travailleurs. En effet, le manque

d'études chez l'humain, en particulier l'absence de données pharmacocinétiques, rendent impossible la quantification précise de la dose de glyphosate reçue par les travailleurs. Dans les sous-sections qui suivent, nous allons reprendre chacune des approches et essayer de nous donner un ordre de grandeur de la dose reçue par des simulations dans lesquelles on aura supposé des paramètres (ex. : rythme respiratoire, volume urinaire, etc.).

La section suivante résume les résultats de chacune des études et l'évaluation du risque en fonction de ces résultats. Les détails de ces études sont présentés dans le rapport global sur l'évaluation des risques pour la population et les travailleurs (Samuel *et al*, 1994b).

a) Mesures de concentrations dans l'air et exposition des travailleurs

Pour cette étude, la concentration de glyphosate dans l'air, aux différents postes de travail, a été mesurée à l'aide de moniteurs personnels lors d'opérations réalisées par voie terrestre (barillet). Les résultats de cette étude ont démontré que le mélangeur était le plus exposé avec une concentration de 10,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Concentrations dans l'air ambiant et quantification du risque

Dans le cas du glyphosate, il n'existe pas de concentration permise dans l'atmosphère de travail (CPA). Cependant, plusieurs techniques ont récemment été mises de l'avant pour déterminer ce type de standard.

Certains auteurs croient que les méthodologies développées devraient tenir compte, entre autres, de l'ensemble des données toxicologiques existantes comme cela se fait lors de la détermination des critères environnementaux. Ainsi, selon cette approche, les standards en milieu de travail devraient être établis à partir du NOEL déterminé lors des études animales ou humaines (Galer *et al.*, 1992; Leung et Paustenbach, 1989).

Calabrese et Kenyon (1991) présentent une méthode pour déterminer une CPA à partir d'un NOEL obtenu lors d'une étude animale autre qu'une étude par inhalation. Bien que cette approche ait été développée pour les contaminants environnementaux, nous croyons qu'elle peut s'appliquer au milieu de travail et nous la retiendrons pour déterminer une CPA afin d'évaluer le risque associé aux concentrations dans l'air ambiant des utilisateurs de glyphosate.

Pour les produits non cancérigènes, Calabrese et Kenyon (1991) proposent d'utiliser le NOEL retenu d'une étude animale et de le convertir en NOEL humain équivalent (NOEL_{HE}) en mg/m³ selon la formule suivante :

$$\text{NOEL}_{\text{HE}} = \frac{\text{NOEL (mg/kg/jr)} \times \text{PCH (kg)}}{\text{TRH (m}^3\text{/jr)}}$$

où PCH = Poids corporel humain (en kg)
TRH = Taux respiratoire (en m³/jr)

soit $\frac{10 \text{ mg/kg/jr} \times 70 \text{ kg}}{20 \text{ m}^3\text{/jr}} = 35 \text{ mg/m}^3\text{/jr}$

Il faut ensuite calculer une concentration permise dans l'air estimée (CPAE) en divisant le NOEL_{HE} par un facteur de sécurité approprié (FS) et ajuster la valeur obtenue pour tenir compte des sources d'exposition autres que par la voie respiratoire. Le facteur de sécurité retenu est le même que le facteur de sécurité utilisé par US EPA lors de la détermination de la Drf, soit 100 (US EPA, 1992a). Nous estimons que l'apport du contaminant pourrait représenter environ 10 % de l'exposition totale. Calabrese et Kenyon (1991) recommandent d'utiliser une valeur de 20 % lorsque le produit présente des caractéristiques physiques qui ne favorisent pas la présence du produit dans l'air ambiant (faible volatilité, forte solubilité dans l'eau, faible présence de poussière). Si nous avons choisi la valeur de 10 %, c'est que nous avons observé que le port du masque respiratoire pouvait avoir un effet considérable sur l'exposition des travailleurs qui appliquent du Velpar^{MD} L avec des équipements similaires à ceux utilisés par les applicateurs de glyphosate (Samuel *et al.*, 1992). Par ailleurs USDA (1988a) rapporte des études qui indiquent que l'exposition par inhalation serait inférieure à 2 % de l'exposition cutanée. La valeur retenue de 10 % est aussi plus conservatrice que la valeur de 20 % recommandée par Calabrese et Kenyon (1991).

La CPAE est calculée à partir de la formule suivante :

$$\text{CPAE} = \frac{\text{NOEL}_{\text{HE}} (\text{mg}/\text{m}^3) \times \text{CREI} (10 \%) }{\text{FS}}$$

où CREI = Concentration relative de l'exposition par inhalation
 FS = Facteur de sécurité

soit $\frac{35 \text{ mg}/\text{m}^3 \times 0,10}{100} = 0,035 \text{ mg}/\text{m}^3$ ou $35 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$

La valeur obtenue représente la quantité qui pourrait être inhalée tous les jours pendant une vie entière. Leung et Paustenbach (1989) suggèrent de pondérer cette valeur sur la période potentielle de travail. En supposant qu'un travailleur appliquerait des pesticides 8 h/jr, 220 jours/année, pendant 40 ans, nous obtenons la concentration permise acceptable pondérée (CPAP) suivante :

$$\text{CPAP} = \frac{0,035 \text{ mg}}{\text{m}^3} \times \frac{70}{40} \times \frac{365}{220} \times \frac{24}{8} = 0,305 \text{ mg}/\text{m}^3 \text{ ou } 305 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$$

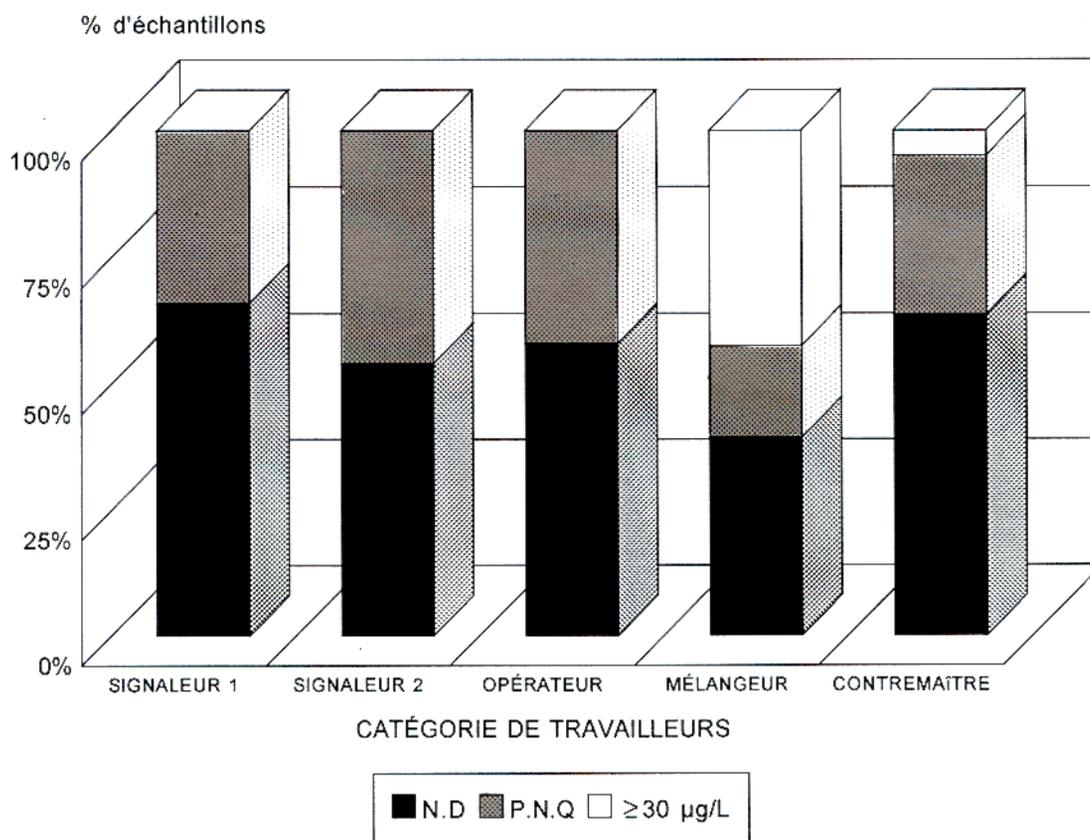
Les résultats de l'étude indiquent qu'aucun travailleur n'a été exposé à la concentration permise acceptable pondérée telle qu'estimée à la section précédente. Dans le pire des cas, une concentration de $10,5 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été mesurée dans la zone respiratoire d'un mélangeur. Nous pouvons calculer un facteur de sécurité de 30 pour la catégorie de travailleurs qui semble être la plus exposée. Il est à noter que 64 % des travailleurs ont été exposés à des concentrations ambiantes inférieures à $2 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur offrirait un facteur relatif de sécurité de 153.

En ne considérant que l'exposition par inhalation, il est raisonnable de croire que les concentrations mesurées lors de cette étude ne représentent qu'un très faible risque pour les travailleurs exposés.

b) Mesure de concentrations urinaires et exposition des travailleurs

Plusieurs études indiquent que l'exposition par inhalation ne représente qu'un faible pourcentage de l'exposition totale lorsqu'il s'agit d'utilisation de phytocides. D'autres voies (cutanée ou orale) pourraient également contribuer à l'exposition. C'est pourquoi le Centre de toxicologie du Québec a été mandaté par le MRN (à l'époque ministère de l'Énergie et des Ressources) pour évaluer l'exposition des travailleurs forestiers, en utilisant les mesures urinaires comme indicateur de l'exposition. Cette étude a été effectuée en 2 phases au cours des années 1986 et 1987 (CTQ, 1988b). Au cours de la première année, les prélèvements urinaires ont été faits par 5 travailleurs sur une période approximative de 1 mois. Les prélèvements ont été effectués le matin et à la fin de la journée de travail. Au total, 178 échantillons d'urine ont été analysés dans cette phase du projet. L'année suivante, 39 travailleurs ont récolté leur première miction du matin suivant une journée d'exposition et ce, sur une période d'environ 6 jours. Au total, 246 échantillons d'urine ont été analysés pour cette seconde phase du projet. Une analyse des pratiques sécuritaires de travail a aussi été effectuée au cours de la seconde année d'échantillonnage afin de déterminer les facteurs de risque associés aux pratiques de travail et, ainsi, mieux déterminer les priorités en matière de prévention.

La figure 5 présente le pourcentage des échantillons de l'été 1986 pour lesquels des concentrations étaient non détectables, détectables mais non quantifiables, ou supérieures à la limite de quantification de 30 µg/l. Ces résultats indiquent que plus de 50 % des échantillons étaient non détectables pour toutes les catégories de travailleurs à l'exception du mélangeur. Par ailleurs, 42 % des échantillons de ce travailleur étaient au-dessus de la limite de quantification (concentrations maximales de 55 µg/l). Le seul autre travailleur qui a présenté des résultats supérieurs à la limite de détection est le contremaître avec 5 % des échantillons (concentrations maximales de 42 µg/l).



N.D.= non détectable, P.N.Q.= détectable, non quantifiable

Figure 5. Détection du glyphosate dans l'urine de travailleurs selon leur catégorie de travail; résultats pour l'été 1986

La figure 6 présente le pourcentage des échantillons de l'été 1987 pour lesquels des concentrations étaient non détectables ou supérieures à la limite de détection de 15 µg/l, pour différentes catégories de travailleurs selon leur lien d'emploi (contractuel ou en régie). Des résultats positifs ont été trouvés pour les signaleurs terrestres (concentration maximale de 25µg/l) et les mélangeurs terrestres en régie (concentration entre 20-25µg/l) dans 5 et 6 % des échantillons respectivement. Dans le cas des travailleurs contractuels, on a retrouvé des échantillons positifs pour les chargeurs aériens (33 %), les signaleurs (17 %), les opérateurs terrestres (3 %), les mélangeurs terrestres (43 %) et les contremaîtres (75 %). Les concentrations urinaires maximales respectives pour ces travailleurs contractuels étaient de 65, 45, 25, 65 et 95 µg/l. Ces résultats indiquent que la majorité des échantillons des travailleurs en régie (95-100 %) ne contenaient pas de glyphosate. Par contre, les travailleurs contractuels semblaient plus exposés que leurs homologues en régie.

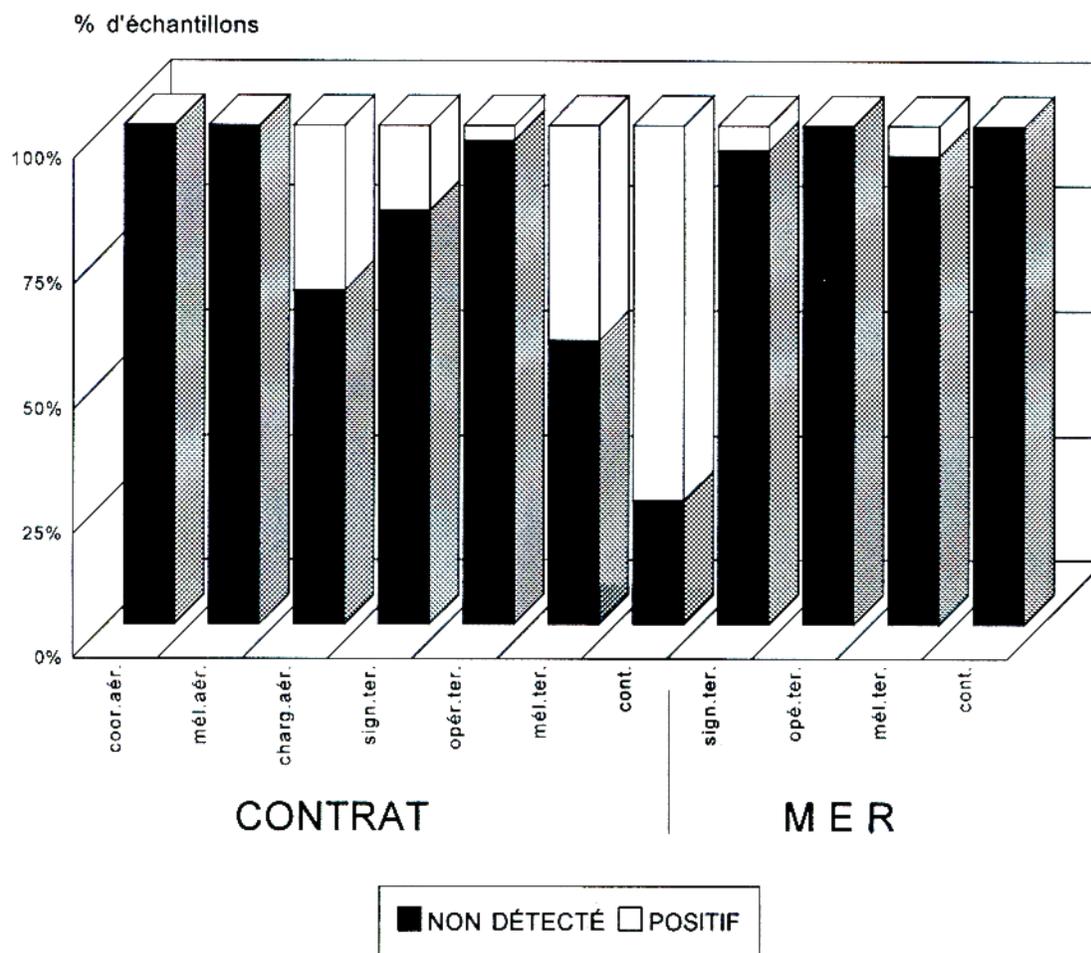


Figure 6. Détection du glyphosate dans l'urine de travailleurs selon leur catégorie de travail et leur lien d'emploi; résultats pour l'été 1987

Les résultats de l'évaluation des pratiques de travail des participants nous ont permis de constater des différences notables entre les travailleurs contractuels et les employés du ministère. Les travailleurs à contrat étaient en effet moins bien informés des risques, utilisaient moins les équipements de protection individuelle et ne disposaient pas toujours d'installations sanitaires appropriées. Le contrôle en matière de respect des règles de sécurité était aussi moins important chez les contractuels.

Concentrations urinaires et quantification du risque

Il est difficile d'estimer la charge corporelle des travailleurs à partir des données urinaires disponibles, à cause du manque de connaissances par rapport aux paramètres pharmacocinétiques du glyphosate chez l'humain. En effet, la demi-vie, le volume de distribution et le métabolisme ne sont pas connus chez l'humain. Chez l'animal, des informations limitées indiquent que le glyphosate serait excrété sous forme inchangée et que la demi-vie du produit serait inférieure à 48 heures (Doliner, 1991). Lorsque l'on observe la diminution des concentrations urinaires des travailleurs, tout semble indiquer que la demi-vie du glyphosate chez l'humain serait aussi inférieure à 48 heures.

Comme toutes les mictions n'ont pas été récoltées pour toute la période de travail, il devient impossible d'évaluer la charge corporelle des travailleurs. Par contre, il est possible, à l'aide d'un modèle unicompartmental, d'évaluer la concentration urinaire qui serait excrétée à un temps donné en supposant que 25 % de la dose journalière acceptable (ou Drf) est absorbé, que le produit n'est pas métabolisé et qu'il est éliminé dans l'urine. Les résultats des études chez l'animal indiquant une absorption orale de 14 à 35 % pour le glyphosate, nous retenons la valeur moyenne de 25 % pour notre évaluation. En comparant les concentrations obtenues avec les résultats des travailleurs, selon différents scénarios, il est possible d'estimer le niveau de risque relatif pour les travailleurs. Le modèle unicompartmental utilisé répond à l'équation suivante :

$$Q_u = Q_{u_{\infty}} (1 - e^{-K_{el}t})$$

- où
- Q_u = Quantité totale du produit excrété au temps t
 - $Q_{u_{\infty}}$ = Quantité totale du produit excrété une fois l'élimination terminée (ici la Drf)
 - K_{el} = Constante d'élimination correspondant à $0,693/t_{1/2}$ où $t_{1/2}$ est la demi-vie
 - t = Temps écoulé depuis la fin de l'exposition

En retenant une valeur de demi-vie inférieure ou égale à 48 heures (3, 10 ou 48 heures) et en faisant varier la durée de la nuit de sommeil des travailleurs (8 ou 6 heures) ainsi que le volume urinaire des prélèvements (200 et 250 ml) nous obtenons différents scénarios pour lesquels nous pouvons estimer les différentes concentrations urinaires excrétées dans le temps à la suite de l'absorption de 25 % de la Drf. Il est plus conservateur d'utiliser des volumes urinaires de 200 ou

de 250 ml plutôt que des volumes plus petits. Par ailleurs, ces valeurs correspondent mieux au volume urinaire du matin.

Ces simulations, en faisant varier les différents paramètres, ont pour but de vérifier si les concentrations urinaires trouvées chez nos travailleurs peuvent représenter une dose reçue supérieure à la D_{rf}.

Les différentes concentrations urinaires théoriques obtenues tiennent compte de multiples possibilités dont le fait d'uriner ou non à différentes heures de la nuit, la durée de la nuit de sommeil et les volumes urinaires. La plus faible concentration trouvée provient du scénario voulant que la demi-vie du glyphosate soit de 48 heures, que le travailleur ait eu une nuit de sommeil de 6 heures. Cette concentration urinaire est de 517 µg/l. Cette concentration obtenue ne représente qu'un ordre de grandeur. Bien que les paramètres utilisés pour réaliser les simulations nous semblent les plus réalistes, on aurait pu utiliser des valeurs différentes et obtenir des concentrations différentes. Par exemple, si nous avons considéré une absorption de 10 %, la concentration urinaire aurait été de l'ordre de 200 µg/l au lieu de 517 µg/l.

Si nous nous référons aux données qui proviennent du suivi de travailleurs forestiers au cours de 2 étés consécutifs, nous pouvons constater que la valeur la plus élevée a été de 95 µg/l. Considérant la valeur de concentration urinaire la plus faible trouvée dans nos simulations, soit 517 µg/l, et tenant compte des limites de nos simulations, il apparaît que nos travailleurs forestiers ont peu de chance d'avoir absorbé une dose de glyphosate supérieure à la D_{rf}. Cependant, étant donné les lacunes dans les données sur la toxicocinétique, nous ne pouvons avoir la certitude que la D_{rf} n'est pas dépassée, en particulier dans les pires cas rencontrés chez les travailleurs.

Plusieurs facteurs nous amènent à considérer que les risques d'une atteinte à la santé sont faibles si les conditions d'utilisation sécuritaires sont respectées :

- les résultats indiquent que le glyphosate est rarement décelable lorsque les travailleurs respectent les pratiques sécuritaires de travail;

- même dans les cas où le respect des pratiques sécuritaires laissait à désirer (travailleurs contractuels), les concentrations urinaires mesurées étaient assez faibles et offraient un bon facteur relatif de sécurité;
- le fait d'avoir utilisé les concentrations urinaires comme mesure d'évaluation de l'exposition donne une bonne idée de l'exposition totale en tenant compte de toutes les voies d'entrée possibles (cutanée, respiratoire et orale);
- l'évaluation des concentrations urinaires a été faite en utilisant la Drf, soit une norme environnementale. De plus, le fait de retenir un taux d'absorption de 25 % par le tube digestif rend notre approche encore plus sécuritaire;
- depuis 1987, un meilleur contrôle des pratiques de travail est effectué ce qui, globalement, devrait permettre de diminuer les niveaux d'exposition ou, du moins, les maintenir à des niveaux très faibles.

c) Estimation de l'exposition au glyphosate par USDA

USDA (1988a) a estimé l'exposition professionnelle au glyphosate pour des scénarios de routine ou d'exposition accidentelle à partir de résultats provenant d'études effectuées sur le 2,4-D. Les résultats de cette étude sont d'une utilité limitée compte tenu que l'estimation de la dose d'exposition a été faite par surveillance biologique et que l'on n'a pas démontré que le 2,4-D avait le même comportement pharmacocinétique que le glyphosate chez l'humain.

Malgré ces limites, les conclusions de cette étude vont dans le même sens que les conclusions de l'étude du CTQ, à savoir que lorsque les travailleurs respectent les pratiques sécuritaires recommandées, il est peu probable qu'ils soient exposés à des doses pouvant présenter des risques pour la santé.

d) Évaluation de l'exposition des travailleurs attribuable à un accident

Les données d'exposition dont nous disposons ne nous permettent pas de prédire le niveau d'exposition d'un travailleur dans le cas d'un scénario d'exposition accidentelle. Cependant, il est possible d'estimer ce niveau de risque à l'aide d'un modèle d'exposition. Deux types de scénarios d'exposition accidentelle seront retenus :

- une personne est directement arrosée par une solution contenant le plus haut taux d'application par hectare recommandé;
- une personne est directement exposée à la suite d'un renversement accidentel de 0,5 litre de la solution concentrée.

Exposition cutanée à une solution contenant le plus haut taux d'application recommandé

Comme le taux d'application maximal permis pour le Vision^{MD} est de 6 l/ha (ou 2,136 kg d'ingrédient actif (i.a.) par hectare), le dépôt estimé sera de 213 mg i.a./m². Nous considérons que 0,2 m² de peau sera exposée au maximum si le travailleur porte les équipements de protection individuelle recommandés (US EPA, 1989a). Le dépôt cutané serait alors de 42,6 mg. En retenant le taux d'absorption cutanée de 3 % estimé lors des études chez le singe et sur la peau humaine, la dose absorbée de glyphosate serait de 0,018 mg pour un travailleur soumis à un tel scénario.

Exposition accidentelle à une solution concentrée de Vision^{MD}

Pour le second scénario, nous supposons qu'un travailleur qui porte une combinaison de toile (jeans) est aspergé d'un demi-litre de concentré de Vision^{MD}. Nous considérons que tout le produit renversé se déposera sur la combinaison.

Comme le Vision^{MD} contient 356 grammes d'ingrédient actif par litre de produit, la quantité d'ingrédient actif dans la solution renversée sera de 178 grammes. Selon USDA (1988a), 80 % du produit est généralement retenu par un vêtement de toile et 20 % entre en contact avec la peau. En considérant un taux d'absorption cutanée de 3 %, une personne de 70 kg, pourrait absorber une dose de 15 mg/kg si elle ne peut se laver avant plusieurs heures.

4.3.2.2 Méthodes d'application manuelle

Il n'existe malheureusement pas d'étude d'exposition professionnelle au glyphosate pour la majorité des techniques d'application manuelle. Au Québec, ces techniques ne sont utilisées que de façon marginale et nous possédons peu de données d'exposition pouvant nous permettre de quantifier le risque associé à ces techniques d'application.

a) Pulvérisateurs individuels

Les seules données disponibles sur l'exposition professionnelle relative à l'utilisation de pulvérisateurs individuels pour l'application de glyphosate (Vision^{MD}) proviennent d'estimations faites à partir de mesures d'exposition avec le 2,4-D (USDA, 1988a).

Malgré les limites de ces estimations, nous croyons tout de même que les résultats peuvent servir d'indicateur du niveau de risque associé à l'utilisation d'un pulvérisateur individuel. Le fait que les conclusions de USDA sur l'estimation de l'exposition des méthodes terrestres et aériennes vont dans le même sens que nos propres évaluations nous amène à considérer leurs estimations pour les méthodes manuelles. Le tableau 50 résume l'évaluation du risque faite par USDA (1988a).

TABLEAU 50
ÉVALUATION DU RISQUE LORS DE L'UTILISATION D'UN PULVÉRISATEUR MANUEL
(USDA, 1988a)

SCÉNARIO	DOSES ESTIMÉES (mg/kg)	FACTEUR DE SÉCURITÉ (NOEL systémique)	FACTEUR DE SÉCURITÉ CORRIGÉ EN FONCTION DU PORT D'ÉQUIPEMENT DE PROTECTION
Routine réaliste	0,2473	130	400
Routine pire-cas	3,0978	10	32

Nous considérons que le NOEL systémique observé chez l'animal devrait être divisé par un facteur d'incertitude de 100 pour être extrapolé à l'humain. Ainsi, lorsque le rapport NOEL systémique/dose est inférieur à 100, nous pouvons conclure que la marge relative de sécurité est faible. Ceci n'implique pas nécessairement qu'il y aura une atteinte à la santé du travailleur, mais démontre que la technique de travail comporte plus de risques. Ainsi, nous pouvons observer que cette technique est moins sécuritaire que les techniques d'applications aériennes ou terrestres (rampe et barillet).

b) Débroussailleuse munie d'un gicleur

Une étude finlandaise a évalué l'exposition professionnelle de travailleurs forestiers qui utilisaient ce type d'équipement (Jauhainen *et al.*, 1991). Des mesures ont été effectuées dans la zone respiratoire et dans l'urine des travailleurs. Selon les auteurs, les concentrations mesurées dans la zone respiratoire des travailleurs étaient faibles, la plus haute étant de $15,7 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$. Si nous comparons cette valeur à la concentration permise acceptable pondérée (CPAP) telle que déterminée à la section 4.3.2.1 a, soit $305 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$, nous obtenons un facteur relatif de sécurité de 19. Les concentrations urinaires mesurées chez les travailleurs exposés étaient toutes en deçà de la limite de détection de $1,0 \text{ } \mu\text{mol}/\text{l}$ ($169,07 \text{ } \mu\text{g}/\text{l}$). À la section 4.3.2.1 b, nous avons estimé que la valeur minimale possible de concentration urinaire pour un travailleur de 70 kg qui avait absorbé l'équivalent de 25 % de la D_{rf} pourrait être de $517 \text{ } \mu\text{g}/\text{l}$. En se référant à cette valeur, nous obtenons un facteur relatif de sécurité de 3, si nous supposons que les travailleurs ont absorbé au moins une concentration équivalente à la limite de détection.

Nous croyons cependant que cette technique ne devrait pas produire d'exposition importante au phytocide si le travail est effectué dans le respect des pratiques sécuritaires de travail. Par contre, le travailleur serait aussi exposé à certains gaz d'échappement (Phaneuf et Samuel, 1994) et il nous est impossible de savoir s'il peut y avoir des interactions entre le phytocide et ces gaz d'échappement. Par ailleurs, il ne faudrait pas négliger le fait de la double exposition avant d'envisager d'utiliser cet outil pour l'entretien des plantations.

c) Technique d'injection et encoche

À notre connaissance, il n'existe pas de données d'exposition professionnelle relative à l'utilisation de la technique " injection et encoche " pour entretenir la régénération forestière. L'évaluation du risque ne pourra donc être que qualitative.

Les outils de la technique " injection et encoche " peuvent être divisés en 3 catégories distinctes. Dans la première catégorie, nous retrouvons la " hache et distributeur " ainsi que la hache de type " Punch and fill ". Dans les deux cas, une entaille sera faite dans la tige de l'arbre et le produit sera appliqué à l'aide d'une pissette (petit contenant que l'on presse dans la main pour faire jaillir le produit). Bien que le traitement soit local et que les risques de dérive devraient être faibles, nous croyons que l'utilisation d'une pissette pourrait favoriser l'exposition du travailleur qui ne se protège pas de façon appropriée. En effet, même s'il est rare qu'il se produise des écoulements avec ce type de contenant, des éclaboussures sont toujours possibles, selon la pression exercée sur celui-ci. Par ailleurs, comme il s'agit d'un contenant relativement petit, des remplissages fréquents devraient être nécessaires, ce qui pourrait augmenter le risque d'exposition. Nous croyons que cette technique peut être utilisée de façon sécuritaire, mais à la seule condition que le travailleur soit bien protégé contre l'exposition cutanée toujours possible en raison des nombreuses manipulations. Celui-ci devrait d'ailleurs être bien informé sur les pratiques sécuritaires à respecter avec cet outil.

La seconde catégorie d'outils pour la technique " injection et encoche " comprend la hypohachette et la lance injecteur de liquide. La principale caractéristique de ces outils est que le réservoir de phytocide est directement relié à l'instrument qui sert à faire une encoche dans la tige. Ainsi, le risque d'exposition devrait se limiter à l'activité de remplissage si le dispositif utilisé n'a pas de fuite. Le travailleur ne devrait généralement pas être exposé lors du traitement, car le produit est libéré dans l'encoche produite lors de l'impact entre l'outil et la tige. Compte tenu des caractéristiques de ces outils, l'exposition du travailleur devrait être faible en autant que les pratiques sécuritaires de travail soient respectées.

La dernière catégorie comprend la lance injecteur de douille et le visseur de capsule " Gel Cap ". Ces deux outils nous paraissent être les plus sécuritaires, car ils n'impliquent pas de manipulation

de produits liquides. Dans le premier cas, il s'agit d'une pâte introduite dans une douille du même genre que celles qui servent à faire les balles de calibre 0,22 et, dans le second, il s'agit d'une capsule. Ces deux outils ne devraient pas exposer le travailleur car il n'y a généralement pas de contact direct avec le produit. Il est toutefois important de noter que la pâte contenue dans les capsules, fortement hygroscopique, a tendance à gonfler et à couler hors de la capsule lorsque ces dernières ne sont pas entreposées dans un contenant scellé. De plus, selon l'étiquette, les capsules doivent être entreposées debout, l'ouverture vers le haut, à une température inférieure à 35 °C. Il est donc très important que les travailleurs soient informés de ce fait et qu'ils prennent les mesures de protection nécessaires si cette situation se présentait.

d) Technique de badigeonnage

Le pinceau, la pissette et le pulvérisateur individuel sont les outils utilisés pour effectuer le badigeonnage. Les deux derniers outils ont déjà fait l'objet d'une discussion aux sections 4.3.2.2 a et c.

Il existe deux types de systèmes pour les travaux de badigeonnage avec un pinceau. Dans le premier cas, un réservoir maintenu en bandoulière à la taille de l'opérateur est relié au manche creux du pinceau par un tuyau, ce qui permet au produit de se rendre au faisceau de poils du pinceau. Dans le second cas, l'opérateur doit tremper le pinceau dans un contenant qu'il doit transporter. Le second système nous paraît comporter beaucoup plus de risques car le produit risque de couler le long du manche de l'outil, d'une part, et des éclaboussures pourraient se produire, d'autre part. Par ailleurs, comme le pinceau doit être trempé dans le récipient, nous pouvons supposer que celui-ci possède une ouverture assez grande et que le risque d'un renversement est toujours possible. Il n'est pas évident non plus que le travailleur fermera toujours le contenant lors de ses déplacements. Encore une fois, il nous faut rappeler l'importance de prendre les précautions d'usage lors du remplissage des contenants, afin d'éviter des expositions inutiles. Lorsque le pinceau sera relié à un contenant par un tuyau, il faudra s'assurer qu'il n'y ait aucune fuite dans les systèmes de raccordement.

e) *Technique d'humectation*

Le balai (ou brosse, ou éponge) peut être raccordé à un réservoir porté en bandoulière ou la bouillie peut être contenue dans le manche de l'outil. L'utilisation principale de cet outil se limite généralement à traiter des surfaces précises autour des plants cultivés. En plus d'une possibilité d'exposition au produit lors du remplissage des réservoirs, il est important de noter que le travailleur pourrait être exposé s'il circule dans les secteurs traités. Tout comme pour les autres techniques manuelles, l'entretien préventif des outils d'humectation est très important pour éviter toute fuite inutile qui pourrait favoriser un contact cutané.

4.3.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

4.3.3.1 La population

Les doses quotidiennes totales ingérées (DOE totale) que nous avons estimées dans les deux scénarios d'exposition pour la vie entière d'un individu sont négligeables. Il est normal qu'une exposition d'une durée de 2 ans ne donne pas des taux élevés lorsque les doses sont estimées sur 70 ans. C'est pourquoi nous avons également estimé une dose d'exposition sur une durée correspondant à la période réelle de nos scénarios d'exposition.

L'approche normalement utilisée pour l'appréciation du risque à la santé attribuable à des produits non cancérigènes s'appuie sur le principe qu'il existe une dose seuil sous laquelle le produit chimique ne présente pas de danger pour la santé humaine. Cette approche consiste à comparer les doses d'exposition estimées avec la dose référence de risque (Drf). Rappelons que la Drf est la dose estimée pour une personne, y compris les personnes sensibles, exposée quotidiennement au produit concerné pendant sa vie entière (70 ans) sans entraîner de risques appréciables à la santé.

Dans notre analyse, l'exposition étant sur une courte période, on devrait plutôt comparer nos doses d'exposition à des doses sécuritaires établies pour de courtes périodes. Selon US EPA (1989b) des Drf subchroniques devraient être utilisées pour évaluer les effets possibles des

produits non cancérigènes lorsque les périodes d'exposition varient de 2 semaines à 7 ans. C'est pourquoi nous introduisons dans notre analyse le concept de la D_{rf} chronique et de la D_{rf} subchronique. La méthode utilisée pour estimer ces D_{rf} est la même, excepté dans le cas de la D_{rf} chronique où nous utilisons un NOEL qui provient des études d'exposition chronique, tandis que la D_{rf} subchronique est estimée à partir d'un NOEL provenant d'une étude d'exposition subchronique. Nous choisissons le NOEL de l'espèce la plus sensible et appliquons, dans les 2 cas, le même facteur d'incertitude.

Dans notre étude, nous distinguons les doses d'exposition externe des doses absorbées d'exposition. Le glyphosate étant très peu absorbé par voie orale, nous devons tenir compte de son absorption par cette voie avant de l'additionner aux doses d'exposition des voies cutanée et respiratoire, afin d'obtenir la dose d'exposition totale absorbée (DTA). Par ailleurs, les D_{rf} sont établies à partir de doses non absorbées. Nos discussions porteront donc sur la comparaison de la dose totale ingérée (DOE totale) avec les D_{rf} et de la dose totale absorbée (DTA) avec les D_{rf} absorbées. Le taux d'absorption appliqué aux D_{rf} est celui obtenu expérimentalement par voie orale, soit 35 %.

Les doses références de risque pour le glyphosate sont les suivantes :

D _{rf} chronique par voie orale :	0,1 mg/kg/jr	(10 mg/kg/jr/100)
D _{rf} subchronique par voie orale :	1,35 mg/kg/jr	(135 mg/kg/jr/100)
D _{rf} subchronique par voie cutanée :	50 mg/kg/jr	(5 000 mg/kg/jr/100)

La D_{rf} chronique du glyphosate est établie à partir du NOEL qui provient d'une étude évaluant les effets du glyphosate sur la reproduction. Pour les effets systémiques et les effets sur le développement, les valeurs de NOEL sont plus élevées. Ainsi, si la dose d'exposition est inférieure à la D_{rf} chronique, nous pouvons déduire que les risques pour les effets systémiques et les effets sur le développement seront également négligeables.

a) *Scénarios du pire cas réaliste*

Nous utilisons différentes approches pour évaluer le risque attribuable au glyphosate. Les tableaux présentés dans cette section indiquent les ratios entre les doses références de risque (Drf) et les doses d'exposition estimées selon les scénarios d'exposition à long terme. La comparaison des doses estimées avec les Drf chroniques est mentionnée à titre indicatif parce que, normalement, pour une exposition d'une durée inférieure à 7 ans, c'est la comparaison avec la Drf subchronique qui est l'approche la plus appropriée.

Scénario d'une personne résidant à proximité du site traité

Peu importe l'approche utilisée, les doses d'exposition estimées pour le scénario du résidant sont toutes inférieures, d'au moins un ordre de grandeur, aux Drf chroniques et subchroniques. Nous pouvons donc conclure que, sous les conditions décrites dans notre scénario du résidant, le glyphosate présente un risque négligeable pour ce qui concerne les effets systémiques, les effets sur la reproduction et le développement.

TABLEAU 51

**COMPARAISON DES DOSES QUOTIDIENNES TOTALES DE GLYPHOSATE INGÉRÉES (DOE)
AVEC LES Drf POUR UNE PERSONNE RÉSIDANT À PROXIMITÉ DU SITE TRAITÉ**

PÉRIODE D'EXPOSITION	DOE TOTALE (mg/kg/jr)	Drf CHRONIQUE/ DOE	Drf SUBCHRONIQUE/ DOE
70 ans	0,0003	333	4 500
2 ans	0,01	10	135

TABLEAU 52

**COMPARAISON DES DOSES QUOTIDIENNES TOTALES DE GLYPHOSATE ABSORBÉES (DTA)
AVEC LES Drf ABSORBÉES POUR UNE PERSONNE RÉSIDANT À PROXIMITÉ DU SITE TRAITÉ**

PÉRIODE D'EXPOSITION	DTA (mg/kg/jr)	Drf CHRONIQUE ABSORBÉE/ DTA	Drf SUBCHRONIQUE ABSORBÉE/ DTA
70 ans	0,0001	350	4 753
2 ans	0,003	12	158

Scénario du chasseur-pêcheur

Quelle que soit l'approche utilisée, les doses d'exposition estimées pour le scénario du chasseur-pêcheur sont toutes inférieures aux D_{rf}. Nous pouvons donc conclure que, sous les conditions décrites dans notre scénario du chasseur-pêcheur, le glyphosate présente un risque négligeable en ce qui concerne les effets systémiques, les effets sur la reproduction et le développement.

TABLEAU 53

**COMPARAISON DES DOSES QUOTIDIENNES TOTALES DE GLYPHOSATE INGÉRÉES (DOE)
AVEC LES D_{rf} POUR UN CHASSEUR-PÊCHEUR**

PÉRIODE D'EXPOSITION	DOE TOTALE (mg/kg/jr)	D_{rf} CHRONIQUE/ DOE	D_{rf} SUBCHRONIQUE/ DOE
70 ans	0,0003	333	4 500
2 ans	0,01	10	135

TABLEAU 54

**COMPARAISON DES DOSES QUOTIDIENNES TOTALES DE GLYPHOSATE ABSORBÉES (DTA)
AVEC LES D_{rf} ABSORBÉES POUR UN CHASSEUR-PÊCHEUR**

PÉRIODE D'EXPOSITION	DTA (mg/kg/jr)	D_{rf} CHRONIQUE ABSORBÉE/ DTA	D_{rf} SUBCHRONIQUE ABSORBÉE/ DTA
70 ans	0,0003	167	1 575
2 ans	0,009	4	53

Dans le scénario du chasseur-pêcheur, la contribution de la dose d'exposition par voie cutanée est importante par rapport à la dose totale absorbée (DTA). En effet, nous présumons dans ce scénario qu'une personne est en contact, 6 heures par jour, pendant 18 jours, avec une végétation contaminée à des taux équivalents aux concentrations initiales. Le fait d'être en contact avec de la végétation fraîchement arrosée pourrait entraîner des problèmes d'irritation cutanée. Pour mieux apprécier ce risque, nous avons estimé une dose pour une personne exposée pendant 1 journée, par voie cutanée, à une végétation fraîchement arrosée. Cette dose d'exposition externe, c'est-à-dire une dose à laquelle nous n'avons pas tenu compte de l'absorption du phytocide, est comparée à une dose avec effet d'irritation obtenue dans les études de toxicité subchronique. Le tableau 55 présente la dose d'exposition au glyphosate et le rapport

entre la dose avec effet d'irritation cutanée et la dose estimée. Les seules données disponibles pour le glyphosate sont des doses avec effet d'irritation.

TABLEAU 55

**DOSE D'EXPOSITION AU GLYPHOSATE PAR VOIE CUTANÉE (DCE)
COMPARÉE À LA DOSE AVEC EFFET D'IRRITATION CHEZ LE LAPIN**

DCE (mg/kg/jr)	Dose (D₂) avec effet : érythème chez le lapin exposé au Roundup^{MD} (mg/kg/jr)	D₂/DCE
4,2	76	18

Le ratio obtenu nous indique que le risque d'entraîner des problèmes d'irritation cutanée est peu probable pour notre chasseur-pêcheur exposé à une végétation fraîchement arrosée. Le risque demeure toutefois possible pour des personnes plus sensibles.

b) Analyse des incertitudes associées aux risques potentiels du glyphosate pour la santé de la population

À la section 4.3.1 de l'étude, nous avons présenté les algorithmes et les paramètres utilisés pour estimer l'exposition de la population selon deux scénarios représentant le pire cas réaliste. Les incertitudes associées aux paramètres d'exposition ont été évaluées à la section 3.1.6 du document sur l'évaluation du risque (Samuel *et al*, 1994b). L'analyse a porté sur la justification des paramètres, mais également sur les conséquences de leur variabilité sur les doses d'exposition estimées. Les paramètres en cause étaient essentiellement les concentrations résiduelles mesurées ou estimées et les paramètres toxicocinétiques. Cette analyse a donc permis de déterminer que l'intervalle de stabilité des doses estimées était grand.

Les hypothèses émises dans les scénarios d'exposition s'appuient principalement sur des valeurs extrêmes, telles le 90^e percentile pour les données connues. Pour estimer les valeurs des données non disponibles, nous nous appuyons sur des hypothèses conservatrices. Cette approche nous permet donc de conclure à la forte probabilité que les doses d'exposition réelles de la population soient inférieures aux doses estimées dans nos scénarios.

Une analyse détaillée sur l'évaluation de l'influence de la variabilité des paramètres d'exposition sur les doses totales d'exposition a été traitée dans le document sur l'évaluation du risque (Samuel *et al.*, 1994b). L'objectif de cette analyse était de déterminer l'intervalle de stabilité des doses d'exposition totales et d'évaluer leur influence sur le potentiel de risque du glyphosate pour la population. Une discussion a également porté sur l'incertitude associée à l'extrapolation des données animales à l'humain pour l'établissement des Df.

Nous ne présentons dans cette section que les conclusions qui résultent de l'analyse réalisée dans le document sur l'évaluation du risque (Samuel *et al.*, 1994b).

- Exposition au glyphosate

La consommation de framboises contaminées par le glyphosate représente la principale voie d'exposition du résidant, tandis que pour le chasseur-pêcheur cette voie représente un apport important de glyphosate. L'évaluation de la sensibilité de la dose d'exposition du résidant et du chasseur-pêcheur a été effectuée par l'analyse des incertitudes associées à la consommation des framboises. Cette analyse consistait à évaluer l'influence des modifications des paramètres d'exposition sur la dose estimée.

Les résultats obtenus indiquent que l'intervalle de stabilité de la dose estimée pour un adulte exposé au glyphosate par voie orale est grand. L'impact de la variabilité des paramètres d'entrée sur la dose d'exposition étant faible nous pouvons donc déduire que les conclusions de l'estimation du risque potentiel sur la santé ne seront pas modifiées.

À cause de l'incertitude associée à l'exposition par voie cutanée et de l'importance de son apport à la dose totale d'exposition (DTA) du chasseur-pêcheur, nous avons évalué l'impact des modifications des paramètres d'exposition sur la dose totale estimée (DTA) (Samuel *et al.*, 1994b). Les résultats obtenus indiquent que l'intervalle de stabilité de la dose estimée pour un adulte exposé au glyphosate par voie cutanée est grand. L'impact de la variabilité des paramètres d'entrée sur la dose d'exposition étant faible nous pouvons donc en déduire que les conclusions de l'estimation du risque potentiel sur la santé ne seront pas modifiées.

- Toxicité du glyphosate

Les études de toxicité chronique chez le rat, la souris et le chien n'ont pu démontrer que le glyphosate est un cancérigène. Selon US EPA (1993), le glyphosate est classé dans le groupe E, ce qui signifie que le glyphosate n'est pas un cancérigène humain.

La D_{rf} chronique du glyphosate est obtenue à partir du NOEL de 10 mg/kg par jour pour des effets sur la reproduction. L'utilisation des effets sur la reproduction pour estimer la D_{rf} chronique fait que le risque d'entraîner des effets systémiques est surestimé. En effet, le NOEL de l'espèce la plus sensible pour les effets systémiques est de 31 mg/kg par jour.

L'estimation de la D_{rf} à partir d'un NOEL obtenu expérimentalement s'appuie sur le principe que les humains sont 10 fois plus sensibles que l'animal le plus sensible des études chroniques et que les personnes les plus sensibles sont 10 fois plus sensibles que la moyenne des individus de la population. Cette approche pourrait conduire à surestimer l'appréciation du risque que présente le glyphosate pour la santé humaine si l'humain est moins sensible au glyphosate que l'animal (le plus sensible). Par ailleurs, nous ne possédons pas de preuve épidémiologique qui permette de confirmer ces présomptions.

Les ratios obtenus entre la D_{rf} subchronique et les doses d'exposition sont suffisamment élevés pour que l'incertitude associée à l'extrapolation des données animales à l'humain ne puisse influencer l'appréciation des risques potentiels que représente le glyphosate pour la santé humaine.

Les données de toxicité chronique de la formulation Vision^{MD} ne sont pas disponibles. L'évaluation s'appuie généralement sur l'analyse de la toxicité du glyphosate, des additifs et des impuretés. Ainsi, le fait d'étudier séparément les différents produits qui composent la formulation commerciale nous empêche de prédire leur effet possible de synergie ou d'inhibition.

Lorsque les données épidémiologiques chez les travailleurs ou tout autre personne exposée aux phytocides sont disponibles, il est possible d'évaluer la toxicité de la formulation commerciale. Cependant, ces données humaines ne sont pas disponibles pour la formulation Vision^{MD}. Toutefois, nous pouvons présumer que l'impact de cette incertitude, associé à la toxicité de la formulation commerciale, sera faible en raison du faible potentiel d'exposition de la population au phytocide Vision^{MD}.

c) *Exposition totale au glyphosate*

À la section 4.3.1.4, nous avons estimé la dose totale d'exposition de la population qui est attribuable à l'utilisation de glyphosate en milieu forestier ainsi qu'à son exposition en bruit de fond pour le glyphosate.

Les tableaux 56 et 57 indiquent, respectivement, les ratios entre la D_{rf} chronique et la dose totale d'exposition, et la D_{rf} absorbée et la dose totale de glyphosate absorbée. D'après les résultats, les doses totales d'exposition sont toutes inférieures aux D_{rf} chroniques. Nous pouvons donc conclure que l'apport de glyphosate attribuable aux travaux d'entretien forestier par le MRN ne contribue pas à augmenter la dose d'exposition de la population à un taux qui pourrait représenter un risque à la santé.

TABLEAU 56

**COMPARAISON DE LA DOSE TOTALE D'EXPOSITION AU GLYPHOSATE PAR VOIE ORALE
AVEC LA D_{rf} CHRONIQUE**

SCÉNARIO D'EXPOSITION	DOE TOTALE (mg/kg/jr)	DOSE EN BRUIT DE FOND (mg/kg/jr)	DOSE TOTALE (mg/kg/jr)	D_{rf} CHRONIQUE/ DOSE TOTALE
Résidant	0,01	0,0232	0,03	3
Chasseur-pêcheur	0,01	0,0232	0,03	3

TABLEAU 57

**COMPARAISON DE LA DOSE TOTALE ABSORBÉE DE GLYPHOSATE AVEC LA D_{rf} CHRONIQUE
ABSORBÉE**

SCÉNARIO D'EXPOSITION	DTA (mg/kg/jr)	DOSE ABSORBÉE EN BRUIT DE FOND (mg/kg/jr)	DOSE TOTALE ABSORBÉE (mg/kg/jr)	D_{rf} CHRONIQUE ABSORBÉE/DOSE TOTALE ABSORBÉE
Résidant	0,003	0,008	0,01	4
Chasseur- pêcheur	0,01	0,008	0,02	2

d) *Scénario d'une exposition à court terme*

Tel que mentionné auparavant, les D_{rf} de toxicité aiguë n'étant pas disponibles, notre analyse s'appuiera donc sur la comparaison des doses estimées, selon le scénario d'exposition à court terme (voir section 4.3.1.4), avec les D_{rf} subchroniques.

Exposition par voie orale

La dose DOE_c a été estimée à partir d'un scénario d'exposition similaire à celui du chasseur-pêcheur. L'approche conservatrice, utilisée tout au long du processus d'analyse de l'exposition à court terme, nous conduit à déterminer une exposition correspondant au niveau le plus élevé qui pourrait découler de l'utilisation du glyphosate en milieu forestier. Malgré la démarche conservatrice, nous avons obtenu une dose d'exposition inférieure à la D_{rf} subchronique. Par conséquent, nous pouvons conclure que, sous les conditions décrites dans le scénario à court terme, l'ingestion de glyphosate présente un risque négligeable en ce qui concerne les effets toxiques aigus. Le tableau 58 indique le rapport entre la D_{rf} subchronique et la dose totale ingérée (DOE_c).

TABLEAU 58
COMPARAISON DE LA DOSE TOTALE DE GLYPHOSATE INGÉRÉE (DOE_c)
AVEC LA D_{rf} SUBCHRONIQUE

DOE _c TOTALE (mg/kg)	D _{rf} SUBCHRONIQUE/ DOE _c TOTALE
0,06	23

Une autre approche est présentée à la section 4.3.1.4 b afin d'évaluer le risque d'une intoxication attribuable à une consommation accidentelle d'eau ou de fruits sauvages fortement contaminés.

- Consommation de fruits sauvages

Les taux de consommation de fruits sauvages estimés pour obtenir une dose équivalente à la D_{rf} subchronique ou à la dose avec effet représentent des quantités improbables de consommation par une personne pour 1 journée d'exposition. Il n'est pas surprenant d'obtenir de tels résultats en raison de la faible toxicité du glyphosate. Nous pouvons donc conclure que le risque d'entraîner des effets toxiques aigus est négligeable pour une personne qui consomme accidentellement des fruits directement arrosés au glyphosate.

Les taux de consommation de fruits estimés pour obtenir une dose équivalente à la D_{rf} chronique représentent des quantités probables de consommation par une personne pour 1 journée d'exposition. Toutefois, vu que la D_{rf} chronique est une dose quotidienne estimée pour l'exposition pendant la vie entière, nous pouvons également conclure que la consommation de fruits arrosés directement pendant 1 seule journée présente un risque négligeable pour la santé de la population.

- Consommation d'eau

Les taux de consommation d'eau estimés pour obtenir une dose équivalente à la D_{rf} subchronique représentent des quantités improbables de consommation par une personne pour 1 journée d'exposition. Nous pouvons donc conclure que, si une personne boit accidentellement de l'eau directement arrosée au glyphosate, le risque d'entraîner des effets toxiques aigus sera négligeable.

Les taux de consommation d'eau estimés pour obtenir une dose équivalente à la D_{rf} chronique représentent des quantités probables de consommation par une personne pour 1 journée d'exposition. Toutefois, vu que la D_{rf} chronique est une dose quotidienne estimée pour l'exposition pendant la vie entière, nous pouvons donc conclure que, la consommation d'eau arrosée directement pendant 1 seule journée présente un risque négligeable pour la santé de la population.

Exposition totale à court terme

D'après les résultats de l'analyse de l'exposition à court terme (tableau 48), nous notons que la voie cutanée représente le principal apport à la dose totale d'exposition. Toutefois, malgré l'approche conservatrice qui a servi à estimer la dose d'exposition cutanée, nous obtenons pour le glyphosate une dose totale absorbée (DTA_c) inférieure ou égale à la D_{rf} subchronique absorbée.

Ainsi, l'exposition de 1 seule journée au glyphosate devrait présenter un risque négligeable concernant les effets nocifs aigus.

TABLEAU 59

**COMPARAISON DE LA DOSE TOTALE DE GLYPHOSATE
ABSORBÉE (DTA_c) AVEC LA D_{rf}
SUBCHRONIQUE ABSORBÉE**

DTA_c (mg/kg)	D_{rf} SUBCHRONIQUE/ DTA_c
0,06	8
0,41	1

e) Conclusion

Les deux scénarios d'exposition analysés dans notre étude ont permis d'étudier deux groupes de la population ayant des habitudes différentes. Ainsi, le résidant utilise très peu le milieu forestier; par contre, le fait d'habiter à proximité de ce milieu pourrait entraîner une contamination de son environnement due à la dérive du glyphosate au moment de l'arrosage. La présence de bandes de protection est normalement suffisante pour protéger ce résidant de toutes formes de dérive provenant par voie aérienne ou par ruissellement. Le scénario du chasseur-pêcheur simule une personne qui utilise le milieu forestier pour la consommation alimentaire et fréquente le milieu au moment du traitement pour s'adonner à des activités de chasse et de pêche.

Selon les hypothèses émises dans le scénario d'exposition au glyphosate du résidant, ce sont les légumes du potager, le bétail qui broute la végétation du pâturage et l'eau potable dont la source d'approvisionnement provient d'un ruisseau situé à proximité, qui risquent d'être contaminés par la dérive. Si l'on se réfère aux doses quotidiennes de glyphosate ingérées (tableau 36) et à la dose

totale absorbée (DTA) (tableau 37), nous notons que la principale source d'exposition de notre résidant ne provient pas de son environnement immédiat, mais plutôt du milieu forestier. En effet, la dose totale d'exposition (DTA) est attribuable à la consommation quotidienne, pendant 2 ans, de framboises qui proviennent uniquement du site traité et qui sont contaminées aux concentrations initiales. La dose estimée pour le résidant exposé au glyphosate est, par ailleurs, très faible et inférieure aux D_{rf}.

La dose totale d'exposition au glyphosate estimée pour le chasseur-pêcheur (tableaux 38 et 39) est principalement attribuable à la consommation quotidienne, pendant 2 ans, de framboises qui proviennent uniquement du site traité et qui sont contaminées aux concentrations initiales et, également, au contact cutané pendant 18 jours avec une végétation contaminée aux concentrations initiales. Toutefois, la dose estimée pour le chasseur-pêcheur exposé au glyphosate est très faible et inférieure aux D_{rf}.

L'analyse des incertitudes liées à l'exposition démontre que les modifications des paramètres d'exposition n'ont pas d'incidences sur la dose totale estimée (DTA) pour le glyphosate. Malgré les hypothèses conservatrices qui ont servi à estimer les doses d'exposition du résidant et du chasseur-pêcheur, l'utilisation du glyphosate en milieu forestier, selon les bonnes pratiques d'application comme le respect des directives de l'étiquette et le respect des bandes de protection, présente un risque négligeable pour la population en ce qui concerne les effets systémiques ainsi que les effets sur la reproduction et le développement.

Le risque d'entraîner des effets de toxicité aiguë est également négligeable pour toute personne exposée selon le scénario à court terme. Plus particulièrement, la consommation de framboises ou d'eau directement arrosées présente un risque négligeable pour le promeneur qui se trouve sur les lieux la journée du traitement. En effet, la toxicité du glyphosate étant faible, les taux de consommation estimés pour atteindre la D_{rf} subchronique sont très élevés, voire improbables.

Toutefois, la formulation du glyphosate étant potentiellement irritante, il est possible qu'une personne en contact avec une végétation fraîchement arrosée puisse manifester des problèmes cutanés. Ce potentiel irritant pourrait éventuellement se manifester lors de l'ingestion de grandes quantités de fruits sauvages contaminés à des taux élevés de glyphosate.

f) *Scénario d'un cas accidentel*

Le scénario d'un promeneur exposé accidentellement au glyphosate est décrit à la section 4.3.1.5. Tel que déjà mentionné, l'appréciation du risque attribuable à l'exposition à des concentrations élevées de produit, durant une courte période, est réalisable si nous possédons des données sur la dose-réponse en toxicité aiguë. A défaut de ces données, nous utilisons des D_{rf} subchroniques.

D'après les ratios obtenus en comparant les D_{rf} subchroniques, par voie cutanée et par voie orale, aux doses totales d'exposition, nous pouvons conclure que l'arrosage accidentel d'une personne exposée selon le scénario décrit dans notre étude ne présente pas de risque appréciable pour la santé.

TABLEAU 60

**COMPARAISON DES DOSES CUTANÉES TOTALES D'UNE PERSONNE ARROSÉE
ACCIDENTELLEMENT AU GLYPHOSATE AVEC LA D_{rf} SUBCHRONIQUE
CUTANÉE ET LA D_{rf} SUBCHRONIQUE ABSORBÉE PAR VOIE ORALE**

DOSE CUTANÉE TOTALE (mg/kg/jr)	DOSE CUTANÉE TOTALE ABSORBÉE (mg/kg/jr)	D_{rf} CUTANÉE/ DOSE CUTANÉE TOTALE	D_{rf} SUBCHRONIQUE ABSORBÉE PAR VOIE ORALE/ DOSE CUTANÉE TOTALE ABSORBÉE
2,72	0,08	18	5,9

Cependant, à cause du potentiel irritant de la formulation Roundup^{MD} nous pouvons présumer qu'une personne arrosée accidentellement avec ce phytocide peut manifester des problèmes d'irritation cutanée, si cette personne ne prend pas le soin de se laver immédiatement après l'incident.

4.3.3.2 Les travailleurs

L'estimation des risques à la santé des travailleurs lors de l'utilisation de routine des phytocides a fait l'objet d'une première discussion dans la section 4.3.2. Compte tenu de la nature des données disponibles et des approches retenues pour la quantification du risque, nous avons jugé qu'il était effectivement difficile de séparer complètement ces sections. Dans la présente section,

nous faisons un bilan des données déjà traitées pour les situations de routine et nous présentons l'estimation des risques accidentels pour les travailleurs.

a) *Méthodes d'application terrestre et aérienne*

Lorsque l'on compare les concentrations mesurées dans l'air ambiant des travailleurs qui effectuent des applications de glyphosate à la concentration permise acceptable pondérée (CPAP) qui est déterminée dans cette étude, nous constatons que tous les travailleurs se situent à un niveau sécuritaire.

Les mesures de concentrations urinaire indiquent aussi un faible niveau de risque pour les travailleurs. Les données disponibles montrent en effet que, lorsque les recommandations en matière de sécurité sont respectées, le glyphosate est rarement décelable dans l'urine des travailleurs. Même dans les cas où le respect des pratiques sécuritaires laisse à désirer (travailleurs contractuels), les concentrations urinaires mesurées sont généralement faibles et offrent un bon facteur de sécurité lorsqu'on les compare à la concentration qui aurait été excrétée à la suite de l'ingestion de la dose interne qui correspond à la D_{rf} chronique.

Plusieurs considérations nous amènent à conclure que les risques d'atteinte à la santé des travailleurs sont faibles dans des conditions normales d'opération :

- le glyphosate présente une faible toxicité, tant aiguë que chronique;
- les études chez l'animal n'ont pas démontré de différence significative entre la toxicité du produit technique et la toxicité de la formulation commerciale, à l'exception du potentiel irritant de cette dernière;
- les impuretés du produit se retrouvent à des taux très en deçà des taux qui peuvent entraîner des risques à la santé;
- dans la majorité des cas, le glyphosate n'est pas détecté dans l'urine des travailleurs et, quand l'analyse d'urine est positive, les concentrations mesurées offrent une bonne marge de sécurité lorsque comparées à la quantité absorbée des D_{rf} chroniques ou subchroniques;
- le glyphosate n'est pas un cancérigène.

b) *Méthodes d'application manuelle*

La plupart des techniques manuelles ont le désavantage de nécessiter de fréquentes manipulations directes du produit. Bien que nous possédions peu de données d'exposition pour les travailleurs qui utilisent ces techniques avec le glyphosate, nous pouvons supposer qu'il y a quand même des risques d'exposition pour ceux-ci. Les résultats de l'étude de l'exposition à l'hexazinone par les utilisateurs d'un pistolet applicateur (Samuel *et al.*, 1991) donnent un bon exemple des possibilités d'exposition pour une méthode manuelle.

Comme pour n'importe quelle technique, il est possible de limiter les niveaux d'exposition en respectant rigoureusement les pratiques sécuritaires de travail, principalement :

- port effectif des équipements de protection,
- décontamination régulière de ces équipements,
- entretien préventif des outils,
- abstention de boire, de manger ou de fumer pendant les opérations,
- attention particulière aux activités de remplissage des réservoirs.

Comme nous ne pouvons quantifier l'exposition des travailleurs pour ces techniques d'application, nous ne pouvons tirer de conclusion ferme sur le niveau de risque que représente chaque technique. Cette constatation nous amène par ailleurs à recommander au MRN d'assurer un contrôle efficace des pratiques sécuritaires de travail. De plus, dans l'éventualité qu'une des techniques manuelles soit retenue pour l'entretien de la régénération, il serait important d'évaluer l'exposition des travailleurs de façon à apporter des correctifs, si nécessaire.

c) *Exposition accidentelle*

Le tableau 61 compare aux différentes doses de référence la dose qui pourrait potentiellement être absorbée lors d'une exposition accidentelle à une solution de Vision^{MD} contenant le plus haut taux d'application recommandé.

TABLEAU 61

COMPARAISON DE LA DOSE DE GLYPHOSATE ABSORBÉE AVEC LES DIFFÉRENTES DOSES DE RÉFÉRENCE (SCÉNARIO A)

DOSE CUTANÉE ABSORBÉE PAR LE TRAVAILLEUR (mg/kg)	DOSE DE RÉFÉRENCE ABSORBÉE (mg/kg/jr)	D_{rf} ABSORBÉE/ DOSE ABSORBÉE
0,018	Orale chronique (US EPA) : 0,035	2
0,018	Orale chronique (SBSC) : 0,262	15
0,018	Cutanée subchronique : 1,5	83

Le tableau 62 présente les mêmes comparaisons pour le second scénario d'exposition accidentelle soit une exposition à un solution concentrée de Vision^{MD}.

TABLEAU 62

COMPARAISON DE LA DOSE DE GLYPHOSATE ABSORBÉE AVEC LES DIFFÉRENTES DOSES DE RÉFÉRENCE (SCÉNARIO B)

DOSE CUTANÉE ABSORBÉE PAR LE TRAVAILLEUR (mg/kg)	DOSE DE RÉFÉRENCE ABSORBÉE (mg/kg/jr)	D_{rf} ABSORBÉE/ DOSE ABSORBÉE
15	Orale chronique (US EPA) : 0,035	0,002
15	Orale chronique (SBSC) : 0,262	0,02
15	Cutanée subchronique : 1,5	0,1

Il est difficile de prédire les effets systémiques qui pourraient survenir lors d'une exposition accidentelle au glyphosate. Bien que le produit présente une faible toxicité, les taux d'exposition estimés pour les scénarios d'exposition accidentelle peuvent dépasser les doses de référence internes considérées comme sécuritaires. Le niveau de risque est beaucoup plus important dans le cas d'une exposition accidentelle à la formulation commerciale non diluée que dans le cas de l'exposition à la bouillie qui contient le plus haut taux d'application recommandé.

Kawamura *et al.* (1987) notent que, lors de l'ingestion de 30 à 60 ml de la formulation commerciale de Roundup^{MD}, on a observé des vomissements, une pharyngalgie, des nausées immédiatement après l'ingestion, ainsi qu'une diarrhée qui avait commencé de 6 à 8 heures après

et qui pouvait durer jusqu'à 1 semaine. Généralement, une quantité inférieure à 100 ml n'affecte que les organes digestifs et produit une inflammation du pharynx. Une quantité de 30 ml de Roundup^{MD} équivaut à 10,68 g de glyphosate (ou 153 mg/kg pour un adulte de 70 kg). En supposant que 35 % de la dose ingérée soit absorbée, nous obtenons une dose interne de 46 mg/kg, ce qui est de beaucoup supérieur à la dose cutanée qui pourrait être absorbée pour le second scénario d'exposition accidentelle. Par ailleurs, il semble être admis que l'atteinte du système digestif soit attribuable à l'action locale du surfactant et rien n'indique que l'absorption cutanée de 15 mg/kg pourrait produire des effets adverses pour la santé.

Nous croyons, à la lumière des données toxicologiques, que les effets autres que les problèmes d'irritation cutanée seraient peu importants si le travailleur avait la possibilité de se laver immédiatement sur les lieux mêmes du travail. La faible absorption cutanée du glyphosate permet d'appuyer cette affirmation. Par ailleurs, les doses internes estimées pour les travailleurs ont été comparées à des doses de référence internes, chroniques et subchroniques, et comme l'exposition est ponctuelle dans le cas d'un accident nous pouvons considérer que le niveau de risque calculé est surestimé dans cette étude.

4.3.4 Recommandations

L'ensemble des analyses effectuées dans le cadre de ce rapport indique que les risques à la santé devraient être faibles pour les travailleurs et la population. Cependant, plusieurs incertitudes ont été identifiées lors de l'exercice, c'est pourquoi nous croyons qu'il est important de faire les recommandations suivantes :

- Avant tout épandage de phytocide, le MRN devrait continuer à avertir la population locale du lieu et de la date des applications.
- Le MRN devrait aussi continuer à émettre des avis à l'effet qu'il est préférable de ne pas consommer les fruits sauvages à la suite d'une application de glyphosate.

- Afin de valider et de préciser les conclusions sur l'exposition cutanée des randonneurs, il faudrait déterminer les coefficients de transfert et évaluer l'exposition (dose) en conditions de terrain représentatives.
- Le MRN devrait orienter sa stratégie d'échantillonnage environnemental en fonction des exigences des nouvelles méthodes d'évaluation de risque.

GLOSSAIRE

- Cancérogénicité** : capacité d'une substance à produire des tumeurs malignes (cancérogènes).
- CE₅₀** : concentration effective médiane. Concentration d'un produit à laquelle un effet est observé chez 50% des organismes exposés. Souvent utilisé lorsque la mortalité est difficile à observer (ex. : colonie de bactérie).
- CL₅₀** : concentration létale médiane. Concentration d'un produit qui produira 50% de mortalité chez les organismes exposés dans une période de temps défini.
- Demi-vie** : temps requis par une substance introduite dans un milieu vivant ou non vivant pour que sa quantité initiale soit réduite de moitié par excrétion, décomposition métabolique ou autres procédés naturels.
- DE₅₀** : dose effective médiane. Dose à laquelle un effet est observé chez 50% des organismes exposés.
- DJA** : dose journalière acceptable (voir D_{rf}).
- DL₅₀** : dose létale médiane. Quantité de produit administrée, généralement en dose unique, qui causera la mort de 50% des organismes dans un temps défini (généralement moins de 24 heures).
- D_{rf}** : dose de référence. Quantité de produit qui peut être ingérée chaque jour, durant toute la vie, sans poser de risque pour la santé humaine.
- E.a.** : équivalent acide. Quantité d'ingrédient actif (i.a.) d'une formulation exprimée en terme de parent acide.
- Embryotoxicité** : effet toxique d'un produit sur un embryon à la suite du traitement des femelles gravides pendant la période de la différenciation des tissus et de l'organogénèse.
- Exposition par voie cutanée** : administration d'une substance par des applications sur la peau.
- Exposition par voie orale** : administration d'une substance par gavage ou par ingestion d'une diète.
- Exposition par voie parentérale** : administration d'une substance par injection sous-cutanée, intrapéritonéale ou intraveineuse.

Feototoxicité : propriété d'une substance qui altère le fonctionnement ou le développement du feotus.

Génotoxicité : capacité d'une substance à produire des effets néfastes sur le matériel génétique.

I.a. : ingrédient actif. Composé chimique qui est effectivement responsable de l'effet que doit avoir le produit.

LEL : « lowest effect level » (voir NIEO).

LOAEL : « lowest observed adverse effect Level » (voir NIENO).

LOEC : « Lowest observed effect concentration » (voir NSEO).

LOEL : « lowest observed effect level » (voir NIEO).

Microgramme (µg) : un millionième de gramme (10^{-6} g).

Mutagénéicité : capacité d'une substance à produire des changements dans le matériel génétique.

NIENO : niveau inférieur d'effet nocif observé. Le plus bas niveau d'exposition à une substance ou la dose la plus faible qui cause un effet nocif observé chez les organismes étudiés.

NIEO : niveau inférieur d'effet observé. Le plus bas niveau d'exposition à une substance ou la dose la plus faible qui cause un effet observé chez les organismes étudiés.

NOAEL : « No observed adverse effect level » (voir NSENO).

NOEL : « No observed effect level » (voir NSEO).

NSENO : niveau sans effet nocif observé. Le plus haut niveau d'exposition à une substance ou la dose la plus forte qui ne produit pas d'effet nocif observé chez les organismes étudiés.

NSEO : niveau sans effet observé. Le plus haut niveau d'exposition à une substance ou la dose la plus forte qui ne produit pas d'effet observé chez les organismes étudiés.

Oncogénéicité : propriété d'une substance de produire ou d'induire des tumeurs malignes (cancérogènes) ou bénignes (non cancérogènes).

Parties par milliard (ppb) : « parts per billion ». Nombre de parties d'une substance par milliard de parties d'un matériel donné. Ex. : une goutte de phytocide diluée dans un milliard (10^9) de gouttes d'eau. 1 ppb = 1 µg/litre.

Parties par million (ppm) : nombre de parties d'une substance par million de parties d'un matériel donné. Ex.: une goutte de phytocide diluée dans un million (10^6) de gouttes d'eau. 1 ppm = 1 µg/g ou 1 mg/kg ou 1 mg/litre

Synergie : action de deux agents produisant un effet qui ne pourrait se produire avec un seul d'entre eux ou un effet qui est plus grand que le total des effets de chacun de ces agents.

TD₅₀ : temps de dissipation 50 %. Temps nécessaire à la dissipation de la moitié des résidus initiaux, soit par dégradation chimique ou biologique, soit par dispersion dans le milieu.

TD₉₀ : temps de dissipation 90 %. Temps nécessaire à la dissipation de 90 % des résidus initiaux, soit par dégradation chimique ou biologique, soit par dispersion dans le milieu.

Tératogénéicité : capacité d'une substance à produire des malformations ou des anomalies anatomiques, physiologiques ou comportementales chez les animaux exposés durant leur développement embryonnaire.

Toxicité aiguë : effets de l'exposition continue à une substance, d'une dose unique ou de doses multiples sur une courte période (24 h ou moins chez les vertébrés terrestres; 96 h ou moins chez les microorganismes et les invertébrés terrestres, de même que chez les organismes aquatiques).

Toxicité chronique : effets de l'exposition continue à une substance, de doses multiples ou continues administrées sur une longue période (18 à 24 mois chez les vertébrés terrestres).

Toxicité subchronique : effets de l'exposition continue à une substance, de doses multiples ou continues administrées sur une période intermédiaire, période généralement moins longue que la moitié de la vie de l'animal utilisé pour l'étude (3 mois chez les vertébrés terrestres).

BIBLIOGRAPHIE

- ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienist), 1993-1994. *Threshold Limit Values for Chemical Substance and Physical Agents and Biological Exposure Indices*, Cincinnati, Ohio.
- ACPP (Association canadienne des pâtes et papiers), 1993. *Fiche technique phytocide : glyphosate*, Montréal, Environnement forestier, s.p.
- AHRENS, J.F., 1979. «Update on Chemical Control of Brush and Weeds in Christmas Tree Plantings» dans *American Christmas Tree Journal*, August, p. 28-31.
- AL-JAFF, D.M.A., G.T. COOK, N.H. STEPHEN, T.C. ATCHISON et H.J. DUNCAN, 1982. «The Effects of Glyphosate on Frond Regeneration, Bud Development and Survival, and Storage Rhizome Starch Content in Bracken» dans *Annals of Applied Biology*, 101(2), p. 323-329.
- ALM, A.A., 1981. *Glyphosate and 2,4-D Application Over Red Pine Seedlings With Hand-held Equipment*, St-Paul, School of Forestry, University of Minnesota, Minnesota Forestry Research Notes N° 276, s.p.
- ANTHONY, R.G. et M.L. MORRISON, 1985 dans LAUTENSCHLAGER, R.A., 1993.
- BABABUNMI, E.A., O.O. OLORUNSOGO et O. BASSIR, 1978. «Toxicology of Glyphosate in Rats and Mice» dans *Toxicology and Applied Pharmacology*, 45(1), p. 319-320.
- BANCROFT, B., 1989. *Response of Aspen Suckering to Pre-harvest Stem Treatments : A Literature Review*, Victoria, B.C., publication conjointe Forestry Canada et British Columbia Ministry of Forests, FRDA Report 087, 55 p.
- BATT, B.D.J., J.A. BLACK et W.F. COWAN, 1980 dans USDA, 1984.
- BECK, A.E., 1987. *Glyphosate Residues in Surface Water Following Initial Menfor Ltd. Field Trials, 1985*, Manitoba Environment and Workplace Safety and Health, Water Standards and Studies Report n° 87-4, 31 p.
- BIO/DYNAMICS, 1981 dans US EPA, 1992a.
- BLANCK, H., G. WALLIN et S.-A. WANGBERG, 1984 dans TROTTER, D.M., M.P. WONG et R.A. KENT, 1990.
- BRONSTAD, J.O. et H.O. FRIESTAD, 1985 dans TROTTER, D.M., M.P. WONG et R.A. KENT, 1990.
- BUDAVARI, S., M.J. O'NEIL, A. SMITH et P.E. HECKELMAN (eds), 1989. *The Merck Index*, Rahway, N.J., Eleventh Edition, Merck and Co. inc., pag. mult.

- BUFFLER, P.A., S.M. WOOD, L. SUAREZ et D.J. KILLIAN, 1978. «Mortality follow-up of Workers Exposed to 1,4-Dioxane» dans *Journal of Occupational Medicine*, vol. 20, p. 255-259.
- BUIKEMA, A.L., E.F. BENFIELD et B.R. NIEDER LEHNER, 1981 dans TOOBY, T.E., 1985.
- CAIRNS, Jr., J., K.L. DICKSON et A.W. MAKI(eds), 1978. *Estimating the Hazard of Chemical Substances to Aquatic Life*, American Society for Testing and Materials, Special Technical Publication 657, 278 p.
- CALABRESE, E.J. et E.M. KENYON, 1991. *Air Toxics and Risk Assessment*, Michigan, Lewis Publishers inc., 662 p.
- CAMPBELL, D.L., J. EVANS, G.D. LINDSEY et W.E. DUSENBERRY, 1981. *Acceptance by Blacktailed Deer of Foliage Treated with Herbicides*, USDA Forest Service, Portland, Ore., Pacific Northwest Experiment Station, Research Paper PNW-290, 31 p.
- CAMPBELL, R., 1977. «Roundup^{MD} Potential in Canadian Forestry» dans *Roundup^{MD} Forestry Seminar*, Seattle, Washington, Monsanto Co., p. 6-7.
- CASELEY, J.C. et D. COUPLAND, 1985. «Environmental and Plant Factors Affecting Glyphosate Uptake Activity» dans *The Herbicide Glyphosate*, E. Grossbard et D. Atkinson (eds), Toronto, Butterworths and Co. (Publishers) Ltd, p. 92-123.
- CHAN, K.Y. et S.C. LEUNG, 1986. «Effects of Paraquat and Glyphosate on Growth, Respiration, and Enzyme-Activity of Aquatic Bacteria» dans *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 36(1), p. 52-59.
- CHOQUETTE, L., 1987. *Toxicité du glyphosate sur les composantes vivantes du milieu (revue de la littérature)*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la conservation, Service des études environnementales, 64 p.
- CLOUGH, G.C., 1987 dans LAUTENSCHLAGER, R.A., 1993.
- CONCORDE SCIENTIFIQUE CORPORATION, 1990. *Health Risk Assessment*, Becancour Gas Turbine Project, CEC File : J2323, Concord Environmental Corporation, Ontario.
- CONNOR, J.F., 1992. «Impacts of the Herbicide Glyphosate on Moose Browse and Moose Use of Four Paired Treated-Control Cutovers Near Thunder Bay, Ontario» dans *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts*, Colombie-Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 5.
- CONNOR, J.F. et L.M. McMILLAN, 1990. «Winter Utilization by Moose of Glyphosate-Treated Cutovers» dans *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts*, Colombie-Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 5-6.

- CORCORAN, D.P., D.B. COHEN et G.W. BOWES, 1984 dans TROTTER, D.M., M.P. WONG et R.A. KENT, 1990.
- COUPLAND, D., 1985. «Metabolism of Glyphosate in Plants» dans *The Herbicide Glyphosate*, E. Grossbard et D. Atkinson (eds), Toronto, Butterworths and Co. (Publishers) Ltd, p. 25-34.
- COUTURE, G., 1992. *Glyphosate. Résidus dans le pollen (problématique)*, Charlesbourg, gouvernement du Québec, ministère des Forêts, Direction de l'environnement, Service du suivi environnemental, s.p.
- CTQ (Centre de Toxicologie du Québec), 1988a. *Étude de l'exposition professionnelle des travailleurs forestiers exposés au glyphosate : rapport final*, Sainte-Foy, Centre hospitalier de l'Université Laval pour gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la conservation, Service des études environnementales, 79 p., annexes.
- CTQ (Centre de Toxicologie du Québec), 1988b. *Étude de l'exposition professionnelle des travailleurs forestiers exposés au glyphosate*, Sainte-Foy, Centre hospitalier de l'Université Laval pour le ministère de l'Énergie et des Ressources, 27 p., annexes.
- CUMMING, H.C., 1989. «First Year Effects on Moose Browse from Two Silvicultural Applications of Glyphosate in Ontario» dans *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts*, Colombie-Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 6.
- D'ANIERI, P., M.D. LESLIE, Jr., et M.L. McCORMACK, Jr., 1987. «Small Mammals in Glyphosate-Treated Clearcuts in Northern Maine U.S.A.» dans *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts*, Colombie Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 7.
- DÉRY, S., N. GAGNÉ ET É.MÉLANCON, 1994. *Effets de différents modes de régénération de la sapinière à bouleau blanc sur la faune, terrestre et aviaire : Rapport synthèse 1991-1993*, Québec, Université Laval, Département des sciences forestières et de biologie pour le ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier, 71 p.
- DESCHÊNES, L. et J. LEGRIS, s.d. *Étude préliminaire sur les résidus de glyphosate retrouvés dans les petits mammifères à la suite de pulvérisations en milieu forestier (titre provisoire)*, Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, Service du suivi environnemental, document en préparation.
- DOLINER, L.H., 1991. *Emploi avant récolte du glyphosate (Roundup^{MD}) : Document de travail*, Agriculture Canada, Direction des pesticides, 107 p.
- DOLINER, L.H., 1991 dans HYDRO-QUÉBEC, 1992.
- DOLINER, L.H., 1991 dans SAMUEL, O., L. HOUDE et D. PHANEUF, 1994a.

- DUKE, S.O., 1988. «Glyphosate» dans *Herbicides : Chemistry, Degradation and Mode of Action, Volume 3*, P.C. Kearny et D.D. Kaufman (eds), Marcel Dekker inc., p. 1-70.
- EDWARDS, W.M., G.B. TRIPLETT, Jr. et R.M. KRAMER, 1980. «A Watershed Study of Glyphosate in Runoff» dans *Journal of Environmental Quality*, 9(4), p. 661-665.
- ERNST, W.R., R. MORASH, W. FREEDMAND, K. FLETCHER, G. JULIEN et P. HENNIGAR, 1987. *Measurement of the Environmental Effects Associated with Forestry Use of Roundup^{MD}*, Environment Canada, Conservation and Protection, Environmental Protection, Atlantic Region, Surveillance Report EP-5-AR-87-8, 45 p.
- ESCHHOLZ, W., K. RAYMOND et F. SERVELLO, 1992 dans LAUTENSCHLAGER, R.A., 1993.
- EVANS, D.D. et M.J. BATTY, 1986. «Effects of High Dietary Concentrations of Glyphosate (Roundup^{MD}) on a Species of Bird, Marsupial and Rodent Indigenous to Australia» dans *Environnemental Toxicology and Chemistry*, 5(4), p. 399-401.
- FAO/OMS, 1986 dans HYDRO-QUÉBEC, 1992.
- FENG, J.C. et D.G. THOMPSON, 1989. «Persistence and Dissipation of Glyphosate in Foliage and Soils of a Canadian Coastal Forest Watershed» dans *Proceedings of the Carnation Creek Herbicide Workshop*, Victoria, B.C., P.E. Reynolds (ed), publication conjointe Forestry Canada et B.C. Ministry of Forests, FRDA Report 063, p. 65-87.
- FENG, J.C. et D.G. THOMPSON, 1990. «Fate of Glyphosate in a Canadian Forest Watershed. 2. Persistence in Foliage and Soils» dans *Journal of Agricultural Food Chemistry*, 38(4), p. 1118-1125.
- FENG, J.C., D.G. THOMPSON et P.E. REYNOLDS, 1990. «Fate of Glyphosate in a Canadian Forest Watershed. 1. Aquatic Residues and Off-Target Deposit Assessment» dans *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 38(4), p. 1110-1118.
- FOLMAR, L.C., H.O. SANDERS et A.M. JULIN, 1979. «Toxicity of the Herbicide Glyphosate and Several of its Formulations to Fish and Aquatic Invertebrates» dans *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 8(3), p. 269-278.
- FREEDMAN, B., 1991. «Controversy over the Use of Herbicides in Forestry, with Particular Reference to Glyphosate Usage» dans *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts*, Colombie-Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 7-8.
- GALER, D.M., H.W. LEUNG, R.G. SUSSMAN et R.J. TRZOS, 1992. «Scientific and Practical Considerations for the Development of Occupational Exposure Limits (OELs) for Chemical Substances» dans *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, vol. 15, p. 291-306.
- GHASSEMI, M., L. FARGO, P. PAINTER, P. PAINTER, S. QUINLIVAN, R. SCOFIELD et A. TAKATA, 1981. *Environmental Fates and Impacts of Major Forest Use Pesticides*, Washington, D.C., US Environmental Protection Agency, Office of Pesticides and Toxic Substances, p. A169-A194.

- GHASSEMI, M., L. FARGO, P. PAINTER, P. PAINTER, S. QUINLIVAN, R. SCOFIELD et A. TAKATA, 1981 dans USDA, 1984.
- GOLDSBOROUGH, L.G. et A.E. BECK, 1989. «Rapid Dissipation of Glyphosate in Small Forest Ponds» dans *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 18(4), p. 537-544.
- GOLDSBOROUGH, L.G. et D.J. BROWN, 1988. «Effect of Glyphosate (Roundup^{MD} formulation) on Periphytic Algal Photosynthesis» dans *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 41, p. 253-260.
- GOLDSBOROUGH, L.G. et D.J. BROWN, 1993. «Dissipation of Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid in Water and Sediments of Boreal Forest Ponds» dans *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12(7), p. 1139-1147.
- GREAVES, M.P., N.J. POOLE, K.H. DOMSCH, G. JAGNOW et W. VERSTRAETE, 1980 dans GROSSBARD, E., 1985.
- GROSSBARD, E., 1985. «Effects of Glyphosate on the Microflora : With Reference to the Decomposition of Treated Vegetation and Interactions With Some Plant Pathogens» dans *The Herbicide Glyphosate*, E. Grossbard et D. Atkinson (eds), Toronto, Butterworths and Co. (Publishers) Ltd, p. 159-185.
- GUILLOT, J.G., 1990. *Évaluation de la possibilité de retrouver du formaldéhyde comme produit de dégradation du glyphosate, à la demande de Luc Laberge (MER), Sainte-Foy, Centre de Toxicologie du Québec*, 2 p.
- HALL, R.J., 1980 dans USDA, 1988b.
- HANCE, R.J., 1976 dans TORSTENSSON, L., 1985.
- HARDY, B. et J.L. DESGRANGES, 1990. *Évaluation des effets à moyen terme sur les communautés aviennes de l'entretien des plantations d'épinettes noires (Picea mariana) aux phénoxy (Etaprop) et au glyphosate (Roundup)*, Environnement Illimité inc. pour Environnement Canada, série de rapports techniques n° 101, Service canadien de la faune, région de Québec, 34 p., annexes.
- HARTMAN, W.A. et D.B. MARTIN, 1984. «Effect of Suspended Bentonite Clay on the Acute Toxicity of Glyphosate to *Daphnia pulex* and *Lemna minor*» dans *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 33, p. 355-361.
- HARTMAN, W.A. et D.B. MARTIN, 1984 dans TROTTER, D.M., M.P. WONG et R.A. KENT, 1990.
- HARTUNG, R., 1989. *Health and Environmental Effects Assessment for 1,4-Dioxane*, Ann Harbour, MN, Gelman Sciences inc., 124 p.
- HJELJORD, O. et S. GRONVOLD, 1988. «Glyphosate Application in Forest-Ecological Aspects. VI. Browsing by Moose (*Alces alces*) in Relation to Chemical and Mechanical Brush Control» dans *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts*, Colombie-Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 9.

HJELJORD, O. et S. GRONVOLD, 1988 dans LAUTENSCHLAGER, R.A., 1993.

HJELJORD, O., V. SAHLGAARD, E. ENGE, M. EGGESTAD et S. GRONVOLD, 1988. «Glyphosate Application in Forest-Ecological Aspects. VII. The Effect on Mountain Hare (*Lepus timidus*) Use of a Forest Plantation» dans *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts*, Colombie-Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 9.

HOERGER, F. et E.E. KENAGA, 1972 dans USDA, 1988b.

HOLLANDER, H. et W. AMRHEIN, 1980 dans ACPP, 1993.

HOLTBY, L.B., 1989. «Changes in the Temperature Regime of a Valley-Bottom Tributary of Carnation Creek, British Columbia, Over-Sprayed with the Herbicide Glyphosate» dans *Proceedings of the Carnation Creek Herbicide Workshop*, Victoria, B.C., publication conjointe Forestry Canada et British Columbia Ministry of Forests, FRDA Report 063, p. 212-223.

HUDON, R.H., R.K. TUCKER et M.A. HAEGLE, 1984 dans USDA, 1988b.

HUTBER, G.N., L.J. ROGERS et A.J. SMITH, 1979. «Influence of Pesticides on the Growth of Cyanobacteria» dans *Zeitschrift für Allgemeine Mikrobiologie*, vol. 19, p. 397-402.

HUTBER, G.N., L.J. ROGERS et A.J. SMITH, 1979 dans DOLINER, L.H., 1991.

HYDRO-QUÉBEC, 1992. *Pulvérisation aérienne de phytocides : programme d'entretien des emprises 1993-1997*, volumes 1 et 2.

IRIS (Integrated Risk Information System), 1994. *1,4-Dioxane*, US Environmental Protection Agency.

JAUHIAINEN, A., K. RÄSÄNEN, R. SARANTILA, J. NUUTINEN et J. KANGAS, 1991. «Occupational Exposure of Forest Workers to Glyphosate during Brush Saw-Spraying Work» dans *American Industrial Hygiene Association Journal*, 52(2), p. 61-64.

JOBIDON, R., 1992. «Measurement of Light Transmission in Young Conifer Plantations : A New Technique for Assessing Herbicide Efficacy» dans *Northern Journal of Applied Forestry*, vol. 9, p. 112-115.

JOBIDON, R., 1994. «Light Threshold for Optimal Black Spruce (*Picea mariana*) Seedling Growth and Development Under Brush Competition» dans *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 24, p. 1629-1635.

JONES, M.L., L.P. RATTIE, C.H.R. WEDELES et L.A. GREIG, 1988. *Environmental Effects of Pesticide Use for Timber Management in Ontario : Final Report*, Toronto, ESSA Environmental and Social Systems Analysts Ltd. pour Ontario Ministry of Natural Resources, 143 p.

- JONES, R. et J.M. FORBES, 1984. «A Note on Effects of Glyphosate and Quinine on the Palatability of Hay for Sheep» dans *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts*, Colombie-Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 9-10.
- KAWAMURA, K., H. NOBUHARA, K. TRUDA, A. TANAKA, Y. MATSUBARA et N. YAMAU CHI, 1987. «Two Cases of Glyphosate (Roundup^{MD}) Poisoning» dans *Pharmaceuticals Monthly*, vol. 29 (en japonais).
- KEELEY, P.E., C.H. CARTER et R.J. THULLEN, 1986. «Influence of Glyphosate on Resprouting of Parent Tubers of *Cyperus esculentus*» dans *Weed Science*, 34(1), p. 25-29.
- KEISKER, 1987 dans BANCROFT, B., 1989.
- KELLY, C.P., 1993. «Effects of Variable Rate Aerial Application of Vision^{MD} on Moose (*Alces alces*) Browse and Conifer Crop Tree Performance» dans *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts*, Colombie-Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 10-11.
- KENAGA, E.E., 1980 dans CONCORDE SCIENTIFIQUE CORPORATION, 1990.
- KILLEEN, J.C., 1975. *A Twenty-One Day Dermal Toxicity Study of MON 2134 (Roundup^{MD} Formulation) in Male Rabbits*, New Jersey, Bio/Dynamics inc., rapport non publié, projet N° 1245/75.
- LANGÉVIN, R., 1994. (Communication personnelle), ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier.
- LAUTENSCHLAGER, R.A., 1991. «Response of Wildlife in Northern Ecosystems to Conifer Release with Herbicides» dans *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts*, Colombie-Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 12-13.
- LAUTENSCHLAGER, R.A., 1992. «Effects of Conifer Release with Herbicides on Moose : Browse Production, Habitat Use, and Residues in Meat» dans *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts*, Colombie-Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 13.
- LAUTENSCHLAGER, R.A., 1993. *Effects of Conifer Release with Herbicides on Wildlife (A Review with an Emphasis on Ontario's Forests)*, Sault Ste-Marie, Ont., Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario Forest Research Institute, Forest Research Information Paper N° 111, 23 p.
- LEGRIS, J., 1989. *Bilan des contrôles environnementaux suite à des pulvérisations de glyphosate en milieu forestier sur les terres publiques québécoises*, Charlesbourg, gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service des études environnementales, 22 p., annexes.

- LEGRIS, J. et G. COUTURE, 1988. *Résidus de glyphosate dans le sol forestier après des pulvérisations terrestres en 1985-1986*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la conservation, Service des études environnementales, publ. n° 3318, 22 p.
- LEGRIS, J. et G. COUTURE, 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*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la conservation, Service des études environnementales, publ. n° 3321, 27 p.
- LEGRIS, J. et G. COUTURE, 1989b. *Résidus de glyphosate dans l'eau et les sédiments suite à des pulvérisations terrestres au Québec en 1986*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la conservation, Service des études environnementales, publ. n° 3322, 27 p.
- LEGRIS, J. et G. COUTURE, 1990. *Résidus de glyphosate dans un écosystème forestier suite à des pulvérisations aériennes au Québec en 1987*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la conservation, Service des études environnementales, publ. n° ER90-3085, 35 p.
- LEGRIS, J. et G. COUTURE, 1991. *Résidus de glyphosate dans le gibier (lièvre, orignal et cerf de Virginie) suite à des pulvérisations en milieu forestier en 1988*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Forêts, Service des analyses environnementales, publ. n° FQ91-3016, 24 p.
- LEGRIS, J., G. COUTURE, L. LABERGE et G. MAMARBACHI, 1987. *Concentrations résiduelles de glyphosate dans l'eau de surface en milieu forestier, suite à des pulvérisations terrestres, 1985*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la conservation, Service des études environnementales, publ. n° 3315, 35 p.
- LEGRIS, J., L. RICHARD et B. SARRAZIN, s.d. *Résidus de glyphosate et de quelques autres pesticides dans le pollen et le miel en milieu agro-forestier (titre provisoire)*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement, Service du suivi environnemental, document en préparation.
- LEMIRE, R., 1988. *Revue bibliographique sur l'impact de l'utilisation du glyphosate (phytocide) sur la faune et son habitat*, Québec, gouvernement du Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et habitats, Service des études écologiques, 58 p.
- LEUNG, H.W. et D.J. PAUSTENBACH, 1989. *The Risk Assessment of Environmental on Human Health Hazards : A Textbook of Case Studies*, D.J. Paustenbach (ed.), Wiley-Interscience Publication, chap. 20.

- LÉVEILLÉ, P., J. LEGRIS et G. COUTURE, 1992. *Résidus de glyphosate dans les fruits sauvages à la suite de pulvérisations terrestres en milieu forestier en 1989 et 1990*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Forêts, Direction de l'environnement, Service du suivi environnemental, publ. n° FQ92-3032, 25 p., annexes.
- LÉVEILLÉ, P., J. LEGRIS et G. COUTURE, 1993a. *Représentativité d'un échantillon de sol à la suite de pulvérisations aériennes et terrestres de glyphosate en milieu forestier*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Forêts, Service du suivi environnemental, publ. n° FQ92-3129, 19 p.
- LÉVEILLÉ, P., J. LEGRIS et G. COUTURE, 1993b. *Bilan des vérifications ponctuelles en milieu lotique à la suite de pulvérisations de glyphosate en milieu forestier de 1989 à 1991*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Forêts, Service du suivi environnemental, publ. n° FQ92-3130, 21 p.
- LLOYD, R.A., 1989 dans LAUTENSCHLAGER, R.A., 1993.
- LLOYD, R.A., 1990a dans LAUTENSCHLAGER, R.A., 1993.
- LLOYD, R.A., 1990b dans LAUTENSCHLAGER, R.A., 1993.
- LUND-HOIE, K., 1983. «The Influence of Temperature on the Phytotoxic Effect of Glyphosate on Norway Spruce» dans *Crop Protection*, 2(4), p. 409-416.
- LUND-HOIE, K. et H.O. FRIESTAD, 1986. «Photodegradation of the Herbicide Glyphosate in Water» dans *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 36(5), p. 723-729.
- MackINNON, D.S. et B. FREEDMAN, 1993. «Effects of Silvicultural Use of the Herbicide Glyphosate on Breeding Birds of Regeneration Clearcuts in Nova Scotia, Canada» dans *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A compendium of References and Abstracts*, Colombie-Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 34-35.
- MAIBACH, H.I., 1986. «Irritation, Sensitization, Photoirritation and Photosensitization Assays with a Glyphosate Herbicide» dans *Contact Dermatitis*, 15(3), p. 152-156.
- MAJOR, L. et G. MAMARBACHI, 1987. *Concentrations de glyphosate dans l'air et exposition des travailleurs lors de certaines pulvérisations terrestres de phytocides en 1986*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la conservation, Service des études environnementales, publ. n° 3316, 10 p.
- MALIK, J., G. BARRY et G. KISHORE, 1989. «The Herbicide Glyphosate» dans *Biofactors*, 2(1), p. 17-25.
- MARTINEZ, T.T. et K. BROWN, 1991. «Oral and Pulmonary Toxicology of the Surfactant Used in Roundup^{MD} Herbicide» dans *Proceedings Western Pharmacology Society*, vol. 34, p. 43-46.

- McMILLAN, L.M., J.F. CONNOR, H.R. TIMMERMANN, J.G. McNICOL et C.S. KRISHKA, 1990. «Small Mammal and Lesser Vegetation Response to Glyphosate Tending in North Central Ontario» dans *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts*, Colombie-Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 10.
- MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec), 1990. *Critères de qualité de l'eau potable*, Québec, Service d'évaluation des rejets toxiques et Direction de la qualité des cours d'eau, 423 p.
- MFO (Ministère des Forêts), 1992. *Programme d'aide à la mise en valeur des forêts privées. Cahier d'instructions 1992-1993*, Service de mise en valeur des forêts privées.
- MILTON, G.R. et J. TOWERS, 1990. *Relationships of Songbirds and Small Mammals to Habitat Features on Plantation and Natural Regeneration Sites*, Nova Scotia, Canadian Institute of Forestry pour The St. Mary's River Forestry-Wildlife Project Steering Committee, report no 7, 57 p.
- MIMEAULT, J., 1993. *Lignes directrices d'analyse de risque toxicologique du MENVIQ - Version révisée et applications*, Ministère de l'Environnement du Québec, Service d'analyse de risque, communication présentée à l'Association pour la Prévention de la Contamination de l'Air et du Sol (APCAS), Québec, 14 p.
- MONSANTO, 1980 dans US EPA, 1993.
- MONSANTO, 1983a. *Acute Inhalation Study With Rats*, ML-81-201, EHL N° 810093.
- MONSANTO, 1983b. *Roundup^{MD} (33_ %) Use-Dilution : 28-Day Inhalation Study in Rats*, ML-83-015, EHL N° 8300025.
- MONSANTO, 1985 dans USDA, 1989.
- MONSANTO, 1987 dans LEMIRE, R., 1988.
- MONSANTO CANADA INC., 1984 dans CHOQUETTE, L., 1987.
- MONSANTO CANADA INC., 1985. «Étude sur Roundup^{MD} : un herbicide inoffensif pour la santé et l'environnement» dans *Roundup^{MD} : Bulletin sur l'herbicide*, Mississauga, Ont., s.p.
- MONSANTO CANADA INC., 1989. *1,4-Dioxane : Questions and Answers*, October, 3 p.
- MONSANTO CANADA INC., 1990. *Fiche signalétique du VISION^{MD}*, Mississauga, 7 p.
- MONSANTO CANADA INC., 1991a. *Lettre de Guy Paquette à Jean Legris*, Montréal, 13 mars 1991, 3 p.
- MONSANTO CANADA INC., 1991b. *Lettre de Guy Paquette à Gisèle Couture*, Montréal, 29 mars 1991.
- MONSANTO CANADA INC., 1991c. *Lettre de Guy Paquette à André Delisle*, Montréal, 25 juin 1991, 4 p.

- MONSANTO CANADA INC., 1993. *VISION^{MD} : sylvicide forestier de Monsanto*, Mississauga (Ont.), étiquette du produit, dépliant, s.p.
- MONSANTO COMPANY, s.d. *Questions et réponses au sujet de l'herbicide sylvicole VISION^{MD}*, 32 p.
- MONSANTO COMPANY, 1982. *Glyphosate Technical*, St-Louis, MO, Material Safety Data, 4 p.
- MONSANTO COMPANY, 1982 dans CHOQUETTE, L., 1987.
- MONSANTO dans FAO/WHO, 1986 dans SMITH, E.A. et F.W. OEHME, 1992.
- MORGAN, J.D., G.A. VIGERS, A.P. FARRELL, D.M. JANG et J.F. MANVILLE, 1991. «Acute Avoidance Reactions and Behavioral Responses of Juvenile Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) to Garlon 4, Garlon 3A and Vision^{MD} Herbicides» dans *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10(1), p. 73-79.
- MORRISON, M.L. et E.C. MESLOW, 1984. «Effects of the Herbicide Glyphosate on Bird Community Structure in Western Oregon» dans *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts*, Colombie Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 35.
- MOSHER, L.J. et D. PENNER, 1978 dans MALIK J., G. BARRY et G. KISHORE, 1989.
- MRN (Ministère des Ressources naturelles), 1989. *Glyphosate - Suivi sol 1987/89 : Résultats d'analyses dans le sol après une pulvérisation terrestre de 1,5 kg i.a./ha dans les cantons Varin-Laroche*, Direction de l'environnement forestier, Service du suivi environnemental, données brutes non publiées.
- MRN (Ministère des Ressources naturelles), 1991. *Échantillons glyphosate 1990 : Résultats d'analyses dans l'eau et les sédiments de cours d'eau protégés par des bandes de protection de 5 et 10 mètres à la suite de pulvérisation à l'aide de rampes agricoles*, Direction de l'environnement forestier, Service du suivi environnemental, données brutes non publiées.
- MRN (Ministère des Ressources naturelles), 1992. *Glyphosate - Suivi aérien 1987/92 : Résultats d'analyses dans les sédiments de milieux lentières à la suite de pulvérisations aériennes de 1,5 kg i.a./ha*, Direction de l'environnement forestier, Service du suivi environnemental, données brutes non publiées.
- MRN (Ministère des Ressources naturelles), 1994. *Compilation échantillons glyphosate 1994 : Résultats d'analyses dans les feuillages et les ramilles immédiatement après des pulvérisations aériennes de 1,5 kg i.a./ha*, Direction de l'environnement forestier, Service du suivi environnemental, données brutes non publiées.

- NEWTON, M., E.C. COLE, R.A. LAUTENSCHLAGER, D.E. WHITE et M.L. McCORMACK Jr., 1989. «Browse Availability after Conifer Release in Maine's Spruce-Fir Forest» dans *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate: A Compendium of References and Abstracts*, Colombie-Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 20.
- NEWTON, M., K.M. HOWARD, B.R. KELPSAS, R. DANHAUS, C.M. LOTTMAN et S. DUBELMAN, 1984. «Fate of Glyphosate in an Oregon Forest Ecosystem» dans *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 32(5), p. 1144-1151.
- NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health), 1990. *Pocket Guide to Chemical Hazards*, US Department of Health and Human Services, Publication n° 90-117.
- OPTS (Office of Pesticides and Toxic Substances), 1991. *US EPA, Memorandum*, US Environmental Protection Agency, Project # 0-1696.
- PEVERLY, J.H. et T.W. CRAWFORD, Jr., 1975. «Glyphosate as an Herbicide for Two Submerged Aquatic Species» dans *Proceeding Northeastern Weed Control Conference*, vol. 29, p. 102-107.
- PHANEUF, D. et O. SAMUEL, 1994. *Évaluation du risque toxicologique associé au dégagement manuel des plantations*, Sainte-Foy, Centre de Toxicologie du Québec, pour le ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier, 48 p., annexe.
- QUILTY, S.P. et M.J. GEOGHEGAN, 1976 dans GROSSBARD, E., 1985.
- REYNA, M.S., 1990 dans US EPA, 1992a.
- REYNOLDS, P.E. (ed.), 1989. *Proceedings of the Carnation Creek Herbicide Workshop*, Victoria, B.C., publication conjointe Forestry Canada et British Columbia Ministry of Forests, FRDA Report 063, 349 p.
- RITCHIE, D.C., A.S. HARESTAD et R. ARCHIBAL, 1987 dans LAUTENSCHLAGER, R.A., 1993.
- ROSLYCKY, E.B., 1982. «Glyphosate and the Response of the Soil Microbiota» dans *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 14, p. 87-92.
- ROSLYCKY, E.B., 1982 dans GROSSBARD, E., 1985.
- ROY, D.N., S.K. KONAR, S. BANERJEE, D.A. CHARLES, D.G. THOMPSON et R. PRASAD, 1989a. «Persistence, Movement and Degradation of Glyphosate in Selected Canadian Boreal Forest Soils» dans *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 37(2), p. 437-440.
- ROY, D.N., S.K. KONAR, S. BANERJEE, D.A. CHARLES, D.G. THOMPSON et R. PRASAD, 1989b. «Uptake and Persistence of the Herbicide Glyphosate (VISION^{MD}) in Fruit of Wild Blueberry and Red Raspberry» dans *Canadian Journal of Forest Research*, 19(7), p. 842-847.

- RUEPPEL, M.L., B.B. BRIGHTWELL, J. SCHAFFER et J.J. MARVEL, 1977 dans MALIK, J., G. BARRY et G. KISHORE, 1989.
- RUEPPEL, M.L., B.B. BRIGHTWELL, J. SCHAFFER et J.J. MARVEL, 1977 dans MONSANTO CANADA INC., 1991.
- RUEPPEL, M.L., B.B. BRIGHTWELL, J. SCHAFFER et J.J. MARVEL, 1977 dans USDA, 1984.
- SAMUEL, O., A. LEBLANC, J.-G. GUILLOT, D. PHANEUF et J.-P. WEBER, 1991. *Étude de l'exposition professionnelle des travailleurs forestiers à l'hexazinone*, Sainte-Foy, Centre de Toxicologie du Québec pour le gouvernement du Québec, ministère des Forêts, Direction de l'environnement, Service du suivi environnemental, publ. n° FQ91-3101, 55 p., annexes.
- SAMUEL, O., D. PHANEUF et A. LEBLANC, 1992. *Étude de l'exposition professionnelle des travailleurs forestiers à l'hexazinone : rapport synthèse*, Sainte-Foy, Centre de Toxicologie du Québec pour le gouvernement du Québec, ministère des Forêts, Service du suivi environnemental, publ. n° FQ92-3113, 32 p.
- SAMUEL, O., L. HOUDE et D. PHANEUF, 1994a. *Évaluation de risques à la santé humaine attribuables à l'utilisation de glyphosate en milieu forestier (Résumé)*, Sainte-Foy, Centre de Toxicologie du Québec pour le ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier, publ. n° RN95-3029, 72 p.
- SAMUEL, O., L. HOUDE et D. PHANEUF, 1994b. *Évaluation de risques à la santé humaine attribuables à l'utilisation de phytocides en milieu forestier*, Sainte-Foy, Centre de Toxicologie du Québec pour le ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier, 181 p., annexes.
- SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA, 1989 dans TROTTER, D.M., M.P. WONG et R.A. KENT, 1990.
- SANTILLO, D.J., P.W. BROWN et D.M. LESLIE, Jr., 1989a. «Response of Songbirds to Glyphosate-Induced Habitat Changes on Clearcuts» dans *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate: A Compendium of References and Abstracts*, Colombie-Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 35.
- SANTILLO, D.J., D.M. LESLIE Jr. ET P.W. BROWN, 1989b dans LAUTENSCHLAGER, R.A. 1993.
- SAWADA, Y. et Y. NAGAI, 1987. «Roundup^{MD} Poisoning - Its Clinical Observation Possible Involvement of Surfactant» dans *Journal of Clinical and Experiment Medicine*, 143 (1), p. 25-27.
- SCHEPENS, G.R., 1978. «Glyphosate : A Potent Herbicide and Brushkiller Which Solves Most Problems in Forestry» dans *Proceedings, Roundup^{MD} Seminar*, Madrid, p. 152-169.

- SCZERZENIE, P., 1994. (Communication personnelle), consultant en écotoxicologie, Virginie, É.-U.
- SERVIZI, J.A., R.W. GORDON et D.W. MARTENS, 1987 dans TROTTER, D.M., M.P. WONG et R.A. KENT, 1990.
- SMITH, E.A. et F.W. OEHME, 1992. «The Biological Activity of Glyphosate to Plants and Animals : A Litterature Review» dans *Veterinary and Human Toxicology*, 34(6), p. 541-543.
- SPRANKLE, P., W.F. MEGGIT et D. PENNER, 1975. «Absorption, Action and Translocation of Glyphosate» dans *Weed Science*, 23(3), p. 235-240.
- SPRANKLE, P., W.F. MEGGIT et D. PENNER, 1975 dans USDA, 1989.
- SPRANKLE, P., W.F. MEGGIT et D. PENNER, 1975b dans MALIK, J., G. BARRY et G. KISHORE, 1989.
- SPRANKLE, P., W.F. MEGGIT et D. PENNER, 1975b dans TORSTENSSON, L., 1985.
- STARK, J., 1982 dans MALIK J., G. BARRY et G. KISHORE, 1989.
- STEVENS, J.T. et D.D. SUMNER, 1991. «Herbicides» dans *Handbook of Pesticide Toxicology, Volume 3 : Classes of Pesticides*, Toronto, W.J. Hayes, Jr., et E.R. Laws, Jr., (eds), Academic Press inc., p. 1339-1340.
- STOUT, L.D. et F.A. RUECKER, 1990 dans US EPA, 1992a.
- SULLIVAN, T.P., 1985. «Effects of Glyphosate on Selected Species of Wildlife» dans *The Herbicide Glyphosate*, Toronto, E. Grossbard et D. Atkinson (eds), Butterworths and Co. (Publishers) Ltd., p. 186-199.
- SULLIVAN, T.P., 1985 dans LAUTENSCHLAGER, R.A., 1993.
- SULLIVAN, T.P., 1993. «Responses of Snowshoe Hare Populations to Forest Herbicide Application : Reproduction, Growth and Survival» dans *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts*, Colombie-Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 23.
- SULLIVAN, T.P. et D.S. SULLIVAN, 1979. «The Effects of Glyphosate Herbicide on Food Preference and Consumption in Black Tailed Deer» dans *Canadian Journal of Zoology*, 57(1), p. 1407-1412.
- SULLIVAN, T.P. et D.S. SULLIVAN, 1981 dans LAUTENSCHLAGER, R.A., 1993.
- SULLIVAN, D.S. et T.P. SULLIVAN, 1993. *Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts*, Colombie-Britannique, 3^e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., 138 p.

- SULLIVAN, D.S., T.P. SULLIVAN et T. BISALPUTRA, 1981. «Effects of Roundup^{MD} Herbicide on Diatom Populations in the Aquatic Environment of Coastal Forest» dans *Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 26, p. 91-96.
- THOMPSON, D.G., 1992a. «Quantifying Exposure» dans *Advanced Forest Herbicide Course*, September 1992, Sault Ste. Marie, Ont.
- THOMPSON, D.G., 1992b. «Herbicide Chemistry and Degradation» dans *Advanced Forest Herbicide Course*, September 1992, Sault Ste. Marie, Ont.
- THOMPSON, D.G., D.G. PITT, T. BUSCARINI, B. STAZNIK et D.R. THOMAS, 1994. «Initial Deposits and Persistence of Forest Herbicide Residues in Sugar Maple (*Acer saccharum*) Foliage» dans *Canadian Journal of Forestry Research*, 24, p. 2251-2262.
- TOOBY, T.E., 1985. «Fate and Biological Consequences of Glyphosate in the Aquatic Environment» dans *The Herbicide Glyphosate*, Toronto, E. Grossbard et D. Atkinson (eds), Butterworths and Co. (Publishers) Ltd, p. 206-217.
- TOOBY, T.E., 1985 dans TROTTER, D.M., M.P. WONG et R.A. KENT, 1990.
- TORSTENSSON, L., 1985. «Behaviour of Glyphosate in Soils and its Degradation» dans *The Herbicide Glyphosate*, Toronto, E. Grossbard et D. Atkinson (eds), Butterworths and Co. (Publishers) Ltd, p. 137-150.
- TORSTENSSON, L. et J. STARK, 1981 dans MALIK J., G. BARRY et G. KISHORE, 1989.
- TORSTENSSON, N.T.L. et A. AAMISEPP, 1977 dans MALIK J., G. BARRY et G. KISHORE, 1989.
- TROTTER, D.M., M.P. WONG et R.A. KENT, 1990. *Recommandations sur la qualité de l'eau pour le glyphosate au Canada*, Ottawa, Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Étude n° 170, série scientifique, 36 p.
- USDA (US Department of Agriculture), 1981 dans TROTTER, D.M., M.P. WONG et R.A. KENT, 1990.
- USDA (US Department of Agriculture), 1984. *Pesticide Background Statements : Volume I Herbicides*, Forest Service, Agriculture Handbook n° 633.
- USDA (US Department of Agriculture), 1988a. *Managing Competing and Unwanted Vegetation, Final Environmental Impact Statement, Appendices D & H*, Forest Service, Pacific Northwest Region.
- USDA (US Department of Agriculture), 1988b. *Vegetation Management in the Appalachian Mountains, Draft Environmental Impact Statement, Appendices : Volume II*, Forest Service, Southern Region, Management Bulletin, R8-MB24.
- USDA (US Department of Agriculture), 1989. *Vegetation Management in the Ozark/Ouachita Mountains, Draft Environmental Impact Statement, Appendices, Volume II*, Forest Service, Southern Region, Management Bulletin R8-MB23.

- US EPA (US Environmental Protection Agency), s.d. dans CHOQUETTE, L., 1987.
- US EPA (US Environmental Protection Agency). 1984 dans CTQ (Centre de toxicologie du Québec), 1988a.
- US EPA (US Environmental Protection Agency), 1986. *Guidance for the Reregistration of Pesticide Products Containing Glyphosate as the Active Ingredient*, Washington, D.C., Office of Pesticide Programs, EPA-540/RS-86-155, 212 p.
- US EPA (US Environmental Protection Agency), 1986 dans USDA, 1988b.
- US EPA (US Environmental Protection Agency), 1986 dans USDA, 1989.
- US EPA (US Environmental Protection Agency), 1987 dans USDA, 1989.
- US EPA (US Environmental Protection Agency), 1989a. «Exposure Factors Handbook, US Department of Commerce, National Technical Information Service, PB90-106774.
- US EPA (US Environmental Protection Agency), 1989b. *Risk Assessment Guidance for Superfund. Vol. 1 : Human Health Evaluation Manual (Part A)*, Office of Emergency and Remedial Response, Interim Final.
- US EPA (US Environmental Protection Agency), 1989c. *Drinking Water Health Advisory : Pesticides*, Chelsea, MN, Office of Drinking Water Health Advisories, Lewis Publishers inc., 819 p.
- US EPA (US Environmental Protection Agency), 1990. *Pesticide Fact Handbook, Volume 2*, New-Jersey, Noyes Data Corporation, 666 p.
- US EPA (US Environmental Protection Agency), 1992a. *Drinking Water Criteria Document for Glyphosate*, Washington, D.C., PB92-173392, 65 p.
- US EPA (US Environmental Protection Agency), 1992a dans SAMUEL, O., L. HOUDE et D. PHANEUF, 1994a.
- US EPA (US Environmental Protection Agency), 1992b. *Framework for Ecological Risk Assessment*, Washington, D.C., Risk Assessment Forum, EPA/630/R-92/001, 41 p.
- US EPA (US Environmental Protection Agency), 1993. «Pesticide Tolerances for Glyphosate» dans *Federal Register*, 58(85), p. 26725-26727.
- VIGFUSSON, N.V. et E.R. VYSE, 1980. «The Effect of the Pesticides, Dexon, Captan and Roundup^{MD}, on Sister-Chromatid Exchanges in Human Lymphocytes in Vitro» dans *Mutation Research*, 79(1), p. 53-57.
- WAN, M.T.K., 1986. *The Persistence of Glyphosate and its Metabolite Aminomethylphosphonic Acid in Some Coastal British-Columbia Streams*, Department of the Environment, Conservation and Protection, Environmental Protection Service, Pacific and Yukon Region, Regional Program Report 85-01, 18 p.

- WELKER, W.V. Jr. et D. RIEHER, 1983. «Control of Spatterdock as Influenced by Time of Glyphosate Treatment» dans *Journal of Aquatic Plant Management*, 21(2), p. 104-105.
- WESTER, R.C., J. MELENDRES, R. SARASON, J. MCMASTER et H.I. MAIBACH, 1991. «Glyphosate Skin Binding, Absorption, Residual Tissue Distribution and Skin Decontamination» dans *Fundamental and Applied Toxicology*, 16(4), p. 725-732.
- WORTHING, C.R. et S.B. WALKER (eds), 1983. *The Pesticide Manual, A World Compendium*, Thornton Heath, U.K., 7^e éd., The British Crop Protection Council, p. 303.
- WSSA (Weed Science Society of America), 1983 dans DUKE, S.O., 1988.
- YATES, W.E., N.B. AKESSON et D.E. BAYER, 1978. «Drift of Glyphosate Sprays Applied With Aerial and Ground Equipment» dans *Weed Science*, 26(6), p. 597-604.
- ZWEIG, G., J.T. LEFFINGWELL et W.M. POPENDORF, 1985. «The Relationship between Dermal Pesticide Exposure by Fruit Harvesters and Dislozeable Foliar Residues» dans *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 20(1), p. 27-59.