

4 ÉVALUATION DE L'EXPOSITION DES TRAVAILLEURS

4.1 ÉVALUATION DE L'EXPOSITION AU GLYPHOSATE (méthodes d'application terrestres et aériennes)

Plusieurs méthodes sont disponibles pour effectuer les traitements de la végétation avec le Vision^{MD}. Nous pouvons les classer en trois grandes catégories soit les méthodes terrestres, aériennes et manuelles. Les méthodes terrestres (rampes et barillets) et aériennes (avions et hélicoptères) sont généralement les plus utilisées pour les travaux de préparation de terrain ou d'entretien des plantations avec le Vision^{MD}. La présente section traitera de l'exposition des travailleurs qui utilisent ces deux méthodes d'application. Les techniques manuelles font l'objet d'une utilisation beaucoup plus marginale et l'évaluation de l'exposition des travailleurs pour ces techniques sera faite dans une section subséquente.

Dans le cas du glyphosate, il existe peu d'études traitant de l'exposition des travailleurs au phytocide concerné. Une première étude visant à évaluer les concentrations de glyphosate dans l'air ambiant et l'exposition des travailleurs lors de pulvérisations terrestres (applicateur à barillet) 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). Cette dernière étude nous fournit aussi quelques informations sur l'exposition de travailleurs assignés aux travaux d'application de phytocides par voie aérienne. La première phase d'échantillonnage devait d'une part permettre de valider la méthode analytique développée par le CTQ et de s'assurer de la faisabilité du projet en suivant un groupe restreint de travailleurs. Des mesures furent aussi effectuées l'année suivante chez un groupe plus important de travailleurs. Lors de cette seconde partie de l'étude, une évaluation des pratiques sécuritaires de travail fut 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 rend 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.).

4.1.1 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. Les résultats de cette étude sont présentés dans le tableau 4.1.

4.1.1.1 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 été mises de l'avant pour déterminer ce type de standard. Les approches proposées sont le résultat d'une remise en question des méthodologies traditionnellement utilisées pour déterminer les standards d'exposition. Plusieurs auteurs notent l'importance d'établir une approche plus consistante et plus valable scientifiquement (Galer *et al.*, 1992; Leung et Paustenbach, 1989; Zielhuis et Wibowo, 1989).

Certains auteurs croient que les méthodologies développées devraient entre autres tenir compte 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 si disponibles (Galer *et al.*, 1992; Leung et Paustenbach, 1989). Une approche basée sur ce principe a récemment été utilisée pour proposer une TLV pour l'atrazine, un herbicide pour lequel il n'existe pas de donnée sur la toxicité humaine (ACGIH, 1993-1994).

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 fut 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 par voie terrestre.

Le NOEL retenu pour déterminer la CPA provient d'une étude de reproduction sur trois générations de rats. Le NOEL pour cette étude était de 10 mg/kg/ jour et fut retenu par U.S. EPA (1992a) pour déterminer la dose de référence (Drf) pour la vie entière pour le glyphosate.

Tableau 4.1 Concentrations de glyphosate mesurées dans l'air ambiant aux sites de travail lors des pulvérisations terrestres de phytocides en 1986 (Sources: Major et Mamarbachi, 1987)

Date	Durée (mn)	Signaleur ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Durée (mn)	Opérateur ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Durée (mn)	Contremaître ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Durée (mn)	Mélangeur ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
86-08-04 am	132	1,13	132	N.D. ¹	88	0,56	216	1,89
06 am	141	0,89	136	0,32	369	0,53	352	5,67
07 am	392	0,33	391	0,68	335	1,36	400	2,79
09 am	132	0,34	129	1,07	166	0,21	110	6,59
10 am	323	0,14	324	0,55	321	0,11	366	0,83
11 am	184	0,22	181	0,91	166	1,80	206	10,30
13 am	274	0,47	283	1,48	247	N.D. ¹	319	2,64
14 am	304	1,53	292	6,39	329	2,07	288	10,50
X ²		0,63		1,43		0,84		5,15
86-08-05 pm	57	1,78	-	-	69	0,98	102	6,04
09 pm	156	1,54	168	8,26	119	4,18	182	7,74
10 pm	173	4,47	165	8,31	158	1,84	216	6,37
13 pm	96	1,22	69	2,90	87	2,65	54	1,76
X		2,25		6,49		2,41		5,48

¹N.D.: < 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

²Dans le cas des valeurs N.D., la moitié de la limite de détection a été utilisée

Pour les produits non cancérogènes, Calabrese et Kenyon (1991) proposent de convertir 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)

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

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 voie respiratoire. Le facteur de sécurité retenu est le même que le facteur de sécurité utilisé par U.S. EPA lors de la détermination de la D_{rf} soit 100 (U.S. 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). Cependant, USDA (1988a) rapporte que l'exposition par inhalation ne représente qu'une faible part de l'exposition totale. Lors d'une étude avec le 2,4-d, l'exposition par inhalation n'aurait été que de 0,17% de l'exposition cutanée pendant une application terrestre. 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). 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:

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

où CREI = Concentration relative de l'exposition par inhalation

FS = Facteur de sécurité

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

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

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

Il faut ici préciser qu'il s'agit du pire scénario compte tenu qu'il est improbable qu'un travailleur applique des pesticides pendant toute la période utilisée pour l'estimation.

Lorsque l'on observe les données du tableau 4.2, on peut facilement constater 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 $10,5 \mu\text{g/m}^3$ a été mesurée dans la zone respiratoire d'un mélangeur. Nous pouvons calculer un facteur relatif de sécurité de 30 pour la catégorie de travailleur qui semble être la plus exposée. Il est à noter que 64% des travailleurs ont été exposés à des concentrations ambiantes inférieures à $2 \mu\text{g/m}^3$. Cette valeur offrirait un facteur relatif de sécurité de 153.

En ne considérant que l'exposition par inhalation, il est réaliste de croire que les concentrations mesurées lors de cette étude ne représentent qu'un très faible risque pour les travailleurs exposés et ce pour les raisons suivantes:

- La période de travail utilisée pour pondérer la CPAP est surestimée par rapport à la réalité. Selon les informations obtenues du ministère des Ressources naturelles (Laberge, 1994), les travailleurs appliquent des phytocides par voie terrestre pendant environ 2 heures/jr pendant une cinquantaine de jours/année. Il est de plus improbable qu'un travailleur effectue ces tâches pendant 40 ans.
- Les concentrations mesurées sont bien en deçà du NOEL de 360 mg/m^3 ($0,36 \text{ mg/l}$) déterminé lors d'une étude de toxicité subchronique par inhalation avec des rats (Monsanto, 1983c).
- La CPAP que nous avons estimée est beaucoup plus conservatrice que le NOEL déterminé lors de l'étude animale par inhalation compte tenu de l'utilisation de facteurs de sécurité lors de l'extrapolation à l'humain.
- Les travailleurs les plus exposés (mélangeurs) doivent porter un masque respiratoire lors des opérations.

4.1.2 Mesure de concentrations urinaires et exposition des travailleurs

L'évaluation de l'exposition des travailleurs à partir des concentrations mesurées dans l'air ambiant situé près de la zone respiratoire nous indique que les risques d'atteinte à la santé suite à une exposition par inhalation sont faibles. Or, 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. C'est pourquoi le Centre de Toxicologie du Québec fut mandaté par le MRN (ministère de l'Énergie et des Ressources à l'époque) pour évaluer l'exposition des travailleurs forestiers en utilisant les mesures urinaires comme indicateur de l'exposition. Cette étude fut effectuée en 2 phases au cours des années 1986 et 1987 (CTQ, 1988). Au cours de la première année, une méthode analytique fut développée pour analyser le glyphosate dans l'urine et la méthode de mesure en milieu biologique fut appliquée simultanément à la mesure des taux de glyphosate dans l'air. Les prélèvements urinaires ont été faits sur cinq travailleurs sur une période approximative d'un mois. Seule la technique d'application avec un barillet (boom jet) fut utilisée cette première année de l'étude.

Les prélèvements ont été effectués le matin et à la fin de la journée de travail. Au total, 178 échantillons d'urine furent analysés pour cette phase du projet. Les résultats des mesures effectuées la première année sont présentés au tableau 4.2. L'analyse d'échantillons d'urine fut répétée l'année suivante sur un plus grand nombre de travailleurs. Lors de la seconde phase, 39 travailleurs ont récolté leur première miction du matin suivant une journée d'exposition et ce sur une période d'environ 6 jours. Trois travailleurs aériens ont participé à la seconde phase de l'étude, les autres travailleurs utilisaient le barillet comme technique d'application. Au total, 246 échantillons d'urine furent analysés pour cette seconde phase du projet. Une analyse des pratiques sécuritaires de travail fut aussi effectuée au cours de la seconde année d'échantillonnage afin de pouvoir déterminer les facteurs de risque associés aux pratiques de travail et ainsi mieux déterminer les priorités en matière de prévention. Les résultats de la seconde phase d'échantillonnage sont présentés au tableau 4.3.

Pour la première année, la limite de quantification était de 30 $\mu\text{g/l}$. Dans certains cas, il était possible de détecter des traces de glyphosate, mais non de les quantifier avec précision. Ces résultats qui se situent entre 10 et 30 $\mu\text{g/l}$, sont indiqués comme positifs dans le tableau 4.2. La méthode analytique a été améliorée au cours de la seconde année et la limite de quantification a pu être abaissée à 15 $\mu\text{g/l}$.

Tableau 4.2 Taux urinaires chez les travailleurs ($\mu\text{g/l}$) (été 1986)

No.	Date	Heure	Signaleur (1)	Signaleur (2)	Opérateur	Mélangeur	Contremaître
0	86-08-04	matin	+	+	+	30	N.D.
1	86-08-04	soir	N.D.	+	+	N.D.	N.D.
2	86-08-05	matin	N.D.	+	N.D.	31	N.D.
3	86-08-05	soir	N.D.	+	N.D.	+	+
4	86-08-06	matin	+	N.D.	N.D.	43	43
5	86-08-06	soir	+	N.D.	+	N.D.	N.D.
6	86-08-07	matin	+	+	+	N.D.	+
7	86-08-07	soir	N.D.	+	N.D.	46	+
8	86-08-09	matin	N.D.	N.D.	--	51	+
9	86-08-09	soir	--	--	--	41	+
10	86-08-10	matin	+	+	+	N.D.	--
11	86-08-10	soir	N.D.	N.D.	+	--	N.D.
12	86-08-11	matin	+	N.D.	N.D.	+	+
13	86-08-11	soir	N.D.	+	+	55	N.D.
14	86-08-12	matin	N.D.	+	N.D.	52	N.D.
15	86-08-13	matin	N.D.	N.D.	+	--	+
16	86-08-13	soir	--	--	N.D.	--	--
17	86-08-14	matin	+	N.D.	--	N.D.	N.D.
18	86.08.15	matin	--	--	+	N.D.	N.D.
19	86-08-19	soir	+	N.D.	N.D.	33	+
20	86-08-20	matin	N.D.	+	N.D.	+	32
21	86-08-27	matin	+	N.D.	--	N.D.	N.D.
22	86-08-27	soir	N.D.	--	N.D.	N.D.	N.D.
23	86-09-02	soir	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	+
24	86-09-03	matin	N.D.	N.D.	N.D.	30	N.D.
25	86-09-03	soir	--	N.D.	N.D.	+	+
26	86-09-04	matin	N.D.	+	N.D.	32	N.D.
27	86-09-04	soir	+	+	N.D.	--	N.D.
28	86-09-05	matin	N.D.	N.D.	N.D.	+	N.D.
29	86-09-05	soir	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
30	86-9-06	matin	N.D.	N.D.	+	N.D.	N.D.
31	86-09-08	matin	N.D.	N.D.	N.D.	--	N.D.
32	86-09-08	soir	+	+	+	--	N.D.
33	86-09-09	matin	+	N.D.	N.D.	36	N.D.
34	86-09-09	soir	N.D.	--	+	42	+
35	86-09-10	matin	N.D.	+	N.D.	N.D.	+
36	86-09-10	soir	N.D.	N.D.	+	N.D.	N.D.
37	86-09-11	matin	N.D.	+	+	+	N.D.
38	86-09-11	soir	N.D.	N.D.	N.D.	--	N.D.
39	86-09-12	matin	+	+	+	39	N.D.

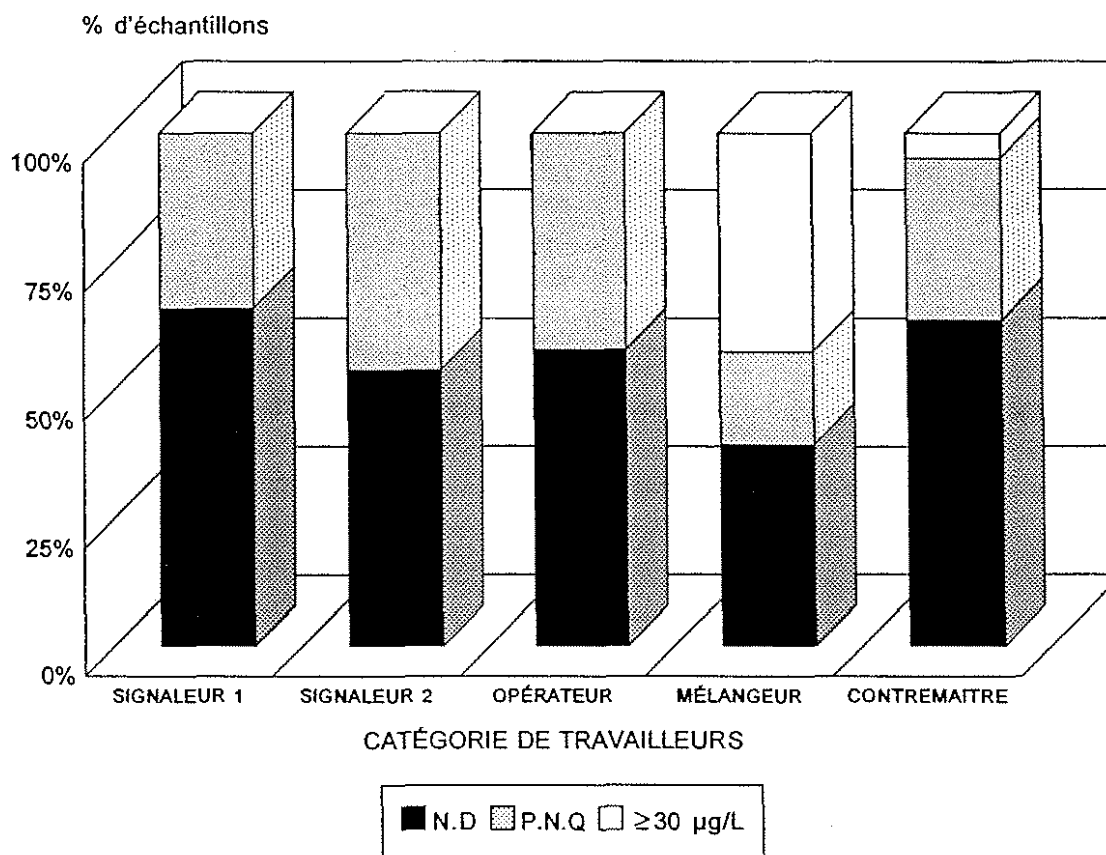
Note: N.D. = $< 10 \mu\text{g/l}$
 + = détectable, non quantifiable
 - = échantillon non analysé (ou pas de prélèvement)

Tableau 4.3 Taux urinaires chez les travailleurs ($\mu\text{g/l}$) (été 1987)

Code	Emploi	Affiliation	Taux urinaires de glyphosate ($\mu\text{g/l}$)								
			Jour du prélèvement								
			1	2	3	4	5	6	7	8	
1	Coordon. aérien	Contrat	ND	ND	ND	ND	ND				
2	Signaleur	Régie	ND	ND	ND	ND					
3	Opérateur	Contrat	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
3*	Opérateur	Contrat	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
4	Mélangeur	Régie	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
4*	Mélangeur	Régie	ND	20	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
5	Opérateur	Contrat	ND	ND	ND	25	ND	ND			
6	Mélangeur	Contrat	ND	ND	60	ND	40	ND			
7	Mélangeur	Régie	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
7*	Mélangeur	Régie	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
8	Mélangeur	Régie	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
8*	Mélangeur	Régie	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
9	Contremaître	Contrat	30	30	95	25	35	35			
10	Inconnu	Inconnu	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
11	Mélangeur	Contrat	25	20	25	25	25	ND			
11*	Mélangeur	Contrat	ND								
12	Signaleur	Contrat	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
13	Mélangeur	Régie	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
13*	Mélangeur	Régie	ND	25	ND	20	ND	ND			
14	Opérateur	Contrat	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
15	Mélangeur	Régie	ND	ND	20	ND	ND	ND			
16	Signaleur	Régie	ND	ND	ND	25	ND	ND			
17	Mélangeur aérien	Contrat	ND	ND	ND	ND	ND				
18	Signaleur	Régie	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
19	Opérateur	Contrat	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
20	Signaleur	Régie	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
21	Mélangeur	Contrat	ND	ND	ND	ND	ND				
22	Inconnu	Inconnu	25								
23	Chargeur aérien	Contrat	ND	ND	ND	65	40	ND			
24	Mélangeur	Régie	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
25	Mélangeur	Inconnu	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
25*	Mélangeur	Inconnu	30								
26	Inconnu	Inconnu	ND	ND	ND	ND	20	ND			
26*	Inconnu	Inconnu	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
27	Opérateur	Régie	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
28	Mélangeur	Contrat	65	25	ND	35	45	ND			
29	Contremaître	Régie	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
30	Mélangeur	Régie	ND	ND	ND	ND	ND				
31	Signaleur	Inconnu	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
32	Contremaître	Contrat	ND	25	ND	ND	30	30			
33	Signaleur	Contrat	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
34	Signaleur	Contrat	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
35	Signaleur	Contrat	ND	35	ND	ND	ND	45			
36	Inconnu	Inconnu	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
37	Mélangeur	Contrat	ND	ND	ND	40	25	ND			
38	Mélangeur	Régie	ND	ND	ND	ND	ND	ND			
39	Signaleur	Contrat	35	30	ND	ND	35	ND			
40	Contremaître	Régie	ND	ND	ND	ND	ND				

Note: Code = code d'identification du travailleur
 * = suite des résultats pour un même travailleur
 ND = non quantifiable

La figure 4.1 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 $\mu\text{g/l}$. Ces résultats nous indiquent que plus de 50% des échantillons étaient non détectables pour toutes les catégories de travailleurs à l'exception du mélangeur. Ce dernier travailleur avait par ailleurs 42% de ses échantillons au-dessus de la limite de quantification. Le seul autre travailleur qui a présenté des résultats supérieurs à la limite de quantification est le contremaître avec 5% des échantillons.



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

Figure 4.1 Résultats pour l'été 1986

La figure 4.2 présente le pourcentage des échantillons de l'été 1987 pour lesquels des concentrations étaient non détectables ou supérieures à la limite de quantification de 15 $\mu\text{g/l}$ pour différentes catégories de travailleurs selon leur lien d'emploi (contractuel ou en régie). Des résultats positifs ont été trouvés pour les signaleurs (terrestre) et les mélangeurs (terrestre) en régie dans respectivement 5 et 6 % des échantillons. 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%). 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.

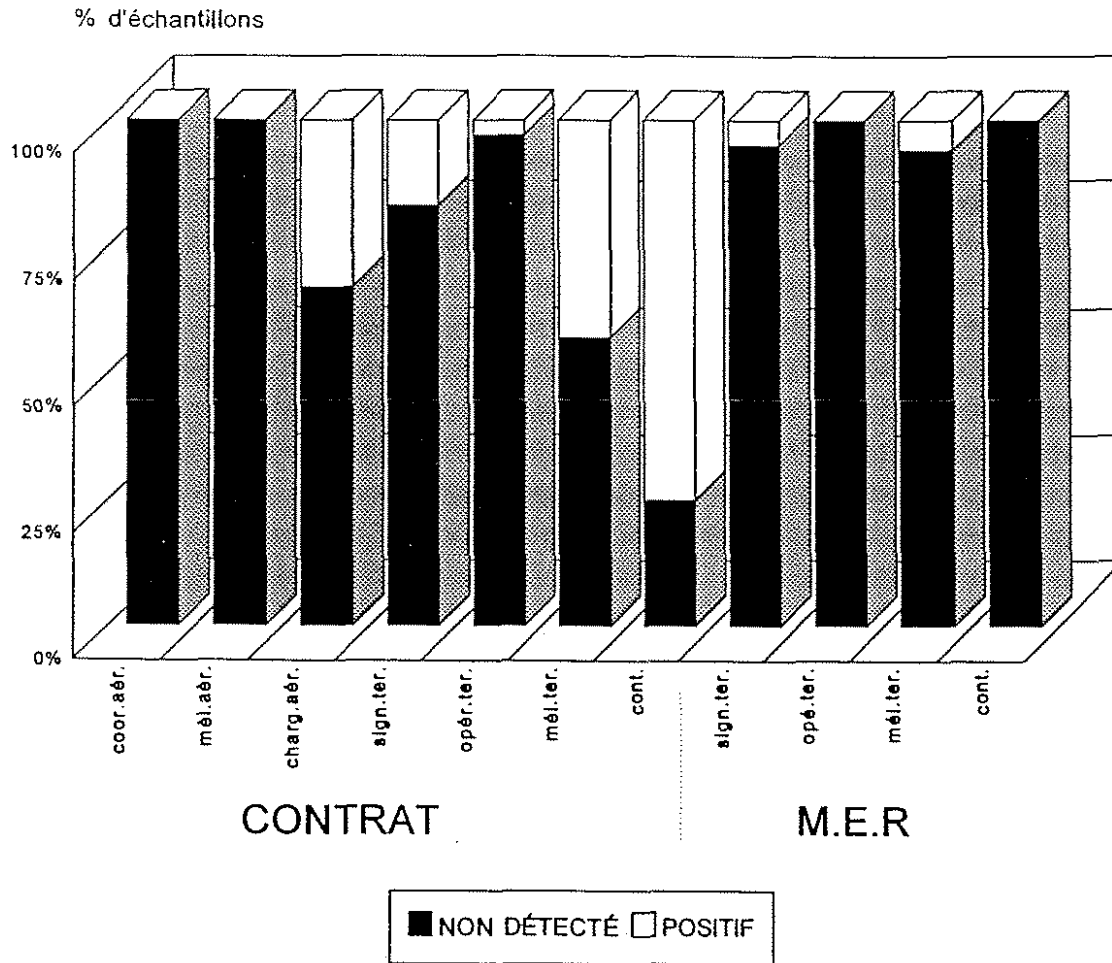


Figure 4.2 Résultats pour l'été 1987

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 adéquates. Le contrôle en matière de respect des règles de sécurité était aussi moins important chez les contractuels.

4.1.2.1 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 connaissance 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 la demi-vie du produit serait inférieure à 48 heures (Doliner, 1991). Lorsque l'on observe la diminution des con-

centrations 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 en se servant d'un modèle unicompartmental, d'évaluer la concentration urinaire qui serait excrétée à un temps donné en supposant l'absorption de 25% de la dose journalière acceptable (ou Drf), que le produit n'est pas métabolisé et qu'il est éliminé dans l'urine. Les résultats des études animales 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 selon différents scénarios avec les résultats des travailleurs, il est possible d'estimer le niveau de risque relatif pour les travailleurs. Le modèle unicompartmental utilisé répond à l'équation suivante, (Welling, 1986):

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

- 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), le temps écoulé entre la fin de la journée de travail et le début de la nuit de sommeil 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 suite à l'absorption de 25% de la Drf. Il est plus conservateur d'utiliser des volumes urinaires de 200 ou 250 ml plutôt que des volumes plus petits. Par ailleurs, ces valeurs correspondent mieux au volume urinaire du matin. Les simulations en faisant varier les différents paramètres ont pour but de vérifier si les concentrations urinaires retrouvées chez nos travailleurs peuvent représenter une dose reçue supérieure à la Drf.

Les tableaux 4.4, 4.5 et 4.6 présentent les résultats obtenus pour les différents scénarios.

Tableau 4.4 Excrétion urinaire suite à l'absorption de 25% de la Drf¹ (1750 µg pour un homme de 70 kg), T_{1/2} = 3 heures

t (hre)	Qu (cumulatif) (µg)	Durée de la nuit de sommeil					
		8 heures			6 heures		
		Quantité excrétée (µg)	Concentrations (µg/l)		Quantité excrétée (µg)	Concentrations (µg/l)	
			Volume urinaire (ml)			Volume urinaire (ml)	
	200	250		200	250		
0		1474.284	7371.42	5897.136	1312.371	6561.856	5249.485
1	360.9559	1170.197	5850.987	4680.79	1041.681	5208.404	4166.723
2	647.4609	928.8319	4644.16	3716.328	826.8232	4134.116	3307.293
3	874.8712	737.2505	3686.253	2949.002	656.2822	3281.411	2625.129
4	1055.376	585.1848	2925.924	2340.739	520.9171	2604.585	2083.668
5	1198.649	464.4843	2322.422	1857.937	413.4724	2067.362	1653.89
6	1312.371	368.6795	1843.398	1474.718	328.1894	1640.947	1312.758
7	1402.637				260.4969	1302.484	1041.987
8	1474.284				206.7666	1033.833	827.0666
9	1531.153						
10	1576.293						
11	1612.122						
12	1640.561						
13	1663.134						
14	1681.051						

¹Drf. proposée par U.S. EPA. Cette valeur est plus conservatrice que la DJA proposée par SBSC, soit 52500 µg pour un homme de 70 kg

Tableau 4.5 Excrétion urinaire suite à l'absorption de 25% de la Drf (1750 μg pour un homme de 70 kg), $T_{1/2} = 10$ heures

t (hre)	Qu (cumulatif) (μg)	Durée de la nuit de sommeil					
		8 heures			6 heures		
		Quantité excrétée (μg)	Concentrations ($\mu\text{g/l}$)		Quantité excrétée (μg)	Concentrations ($\mu\text{g/l}$)	
			Volume urinaire (ml)			Volume urinaire (ml)	
	200	250		200	250		
0		744.7706	3723.853	2979.082	595.3286	2976.643	2381.314
1	117.1682	694.9058	3474.529	2779.623	555.4694	2777.347	2221.878
2	226.4917	648.3795	3241.898	2593.518	518.2789	2591.395	2073.116
3	328.4955	605.9684	3024.842	2419.874	483.5784	2471.892	1934.314
4	423.6699	564.4638	2822.319	2257.955	451.2013	2256.006	1804.805
5	512.4721	526.6711	2633.355	2106.684	420.9919	2104.959	1683.968
6	595.3286	491.4087	2457.044	1965.635	392.8051	1964.025	1571.22
7	672.6376				366.5055	1832.528	1466.022
8	744.7706				341.9668	1709.834	1367.867
9	812.074						
10	874.8712						
11	933.4639						
12	988.1337						
13	1039.143						
14	1086.737						

Tableau 4.6 Excrétion urinaire suite à l'absorption de 25% de la Drf (1750 µg pour un homme de 70 kg), T_{1/2} = 48 heures

t (hre)	Qu (cumulatif) (µg)	Durée de la nuit de sommeil					
		8 heures			6 heures		
		Quantité excrétée (µg)	Concentrations (µg/l)		Quantité excrétée (µg)	Concentrations (µg/l)	
			Volume urinaire (ml)			Volume urinaire (ml)	
	200	250		200	250		
0		190.889	954.445	763.556	145.2134	726.067	580.8536
1	25.08411	188.1528	940.7642	752.6114	143.1319	715.6597	572.5278
2	49.80868	185.4559	927.2795	741.8236	141.0803	705.4016	564.3213
3	74.17884	182.7976	913.9881	731.1905	139.0581	695.2905	556.2324
4	98.19969	180.1774	900.8872	720.7097	137.0649	685.3244	548.2595
5	121.8762	177.5948	887.974	710.3792	135.1002	675.5011	540.4009
6	145.2134	175.0492	875.246	700.1968	133.1637	665.8186	532.6549
7	168.2161				131.255	656.2749	525.0199
8	190.889				129.3736	646.868	517.4944
9	213.237						
10	235.2646						
11	256.9765						
12	278.3771						
13	299.471						
14	320.2626						

Les différentes concentrations urinaires théoriques obtenues tiennent compte de multiples possibilités tels le temps écoulé entre la fin de la journée de travail et le début de la nuit de sommeil, la durée de la nuit de sommeil et les volumes urinaires. La plus faible concentration retrouvée 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 $517 \mu\text{g/l}$. Cette concentration obtenue ne représente qu'un ordre de grandeur. Bien que les paramètres utilisés pour réaliser les simulations nous semble 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 $200 \mu\text{g/l}$ au lieu du $517 \mu\text{g/l}$.

Si nous nous référons aux données provenant du suivi de travailleurs forestiers au cours de 2 étés consécutifs, nous pouvons constater que la valeur la plus élevée a été de $95 \mu\text{g/l}$. En considérant la valeur de concentration urinaire la plus faible retrouvée dans nos simulations, soit $517 \mu\text{g/l}$, et en tenant compte des limites de nos simulations, il nous apparaît que nos travailleurs forestiers ont peu de chance d'avoir absorbé une dose de glyphosate supérieure à la Drf. Cependant, étant donné les lacunes dans les données sur la toxicocinétique, nous ne pouvons avoir la certitude que la Drf 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 nous 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 nous 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 le 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. De plus la Drf est une mesure pour tous les jours de la vie entière et les concentrations urinaires simulées n'ont pas été pondérées pour une période de travail (5 jrs/sem, 10 sem/an pendant 40 ans).

- 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.

4.1.3 Estimation de l'exposition au glyphosate par USDA

USDA (1988a) a estimé l'exposition professionnelle au glyphosate pour des scénarios de routine ou accidentels 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 fut faite par surveillance biologique et qu'on n'a pas démontré que le 2,4-D avait le même comportement pharmacocinétique que le glyphosate chez l'humain. Le tableau 4.9 présente une synthèse des résultats et des conclusions de cette étude.

Pour déterminer l'exposition des travailleurs pour les scénarios de routine "réalistes", USDA (1988a) a estimé les doses d'exposition à partir des doses moyennes mesurées lors de différentes études sur le 2,4-D pour des techniques d'expositions similaires à celles utilisées pour les autres produits. Les doses nominales pour les travailleurs de chaque catégorie furent obtenues en tenant compte de la surface traitée et du taux d'application. Pour les scénarios de routine "pire cas", les doses nominales ont été calculées de la même façon sauf que l'on a fait varier les paramètres tels la grandeur du site et le taux d'application en retenant les valeurs les plus élevées qu'il était possible de rencontrer dans des situations de routine. Le tableau 4.7 présente les valeurs retenues pour les paramètres des différents scénarios de routine.

Tableau 4.7 Valeurs retenues pour le calcul des doses nominales d'exposition au glyphosate pour les scénarios de routine

Paramètres	Technique d'application			
	Aérienne		Terrestre (barillet)	
	Scénario			
	Réaliste	Pire-cas	Réaliste	Pire-cas
Taux d'application (livre d'ingrédient actif/acre)	2.00	5.00	2.00	5.00
Taille du site (acre)	40	400	12	40

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 présenté est inférieur à 100, nous pouvons conclure que la marge relative de sécurité est faible. Si nous ne retenons que les facteurs de sécurité corrigés en fonction du port d'équipement de protection individuelle, ce qui correspond le mieux à la réalité du ter-

rain, les résultats indiquent qu'en situation de routine, seuls les pilotes et les mélangeurs/chargeurs d'aéronefs (voir tableau 4.8) seraient exposés à des niveaux importants dans le scénario du pire cas. Les résultats du scénario d'un renversement accidentel de produit concentré sur la peau nous indique par ailleurs qu'il ne faut pas sous-estimer ce type de situation. Les auteurs indiquent cependant à plusieurs reprises que les résultats présentés ne tiennent généralement pas compte des règles de sécurité obligatoires sur les sites de pulvérisations de phytocides.

Malgré les limites de l'étude de USDA (absence de données spécifiques aux glyphosates), nous pouvons constater que les conclusions 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.

4.1.4 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 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 suite au renversement accidentel de 0,5 litre de la solution concentrée (Valeur proposée par USDA (1988a)).

Les probabilités qu'un accident survienne sont généralement plus élevées pour le premier scénario. En effet, à cause des accidents de terrain, il est possible que survienne un renversement de la bouillie même si on doit éviter de faire des applications terrestres sur des sites trop accidentés. Le tableau 4.9 présente le nombre de renversements accidentels survenus depuis 1986.

Tableau 4.8 Résultats de l'étude de USDA, 1988a

Scénarios	Technique d'application	Catégorie de travailleurs	Doses estimées (mg/kg)	Facteur de sécurité (NOEL systémique)	Facteur de sécurité corrigée en fonction du port d'équipement de protection
Routine-réaliste	Aérien	Pilote	0.0403	770	1800
		Mélangeur/chargeur	0.0578	540	740
		Superviseur	0.0062	5000	12000
		Observateur	0.0013	2400	57000
	Terrestre (applicateur à barillet)	Applicateur	0.0069	4500	14000
		Mélangeur/chargeur	0.0070	4400	6100
Mélangeur/chargeur/applicateur		0.0096	3200	6200	
Routine pire cas	Aérien	Pilote	0.8370	37	88
		Mélangeur/chargeur	1.0670	29	40
		Superviseur	0.1450	210	510
		Observateur	0.0258	1200	2900
	Terrestre (applicateur à barillet)	Applicateur	0.2652	120	370
		Mélangeur/chargeur	0.1530	200	280
Mélangeur/chargeur/applicateur		0.1787	170	330	
Pulvérisation accidentelle (taux d'application recommandée)	Aérien ou terrestre	Tous	30	1	
Renversement accidentel de 0.5 L de concentré sur la peau	—	Tous	180.000	- 5.8	

Tableau 4.9 Bilan des renversements accidentels survenus lors de pulvérisations de glyphosate en forêt publique (excluant les CAAF)

Année de réalisation des travaux	Nombre de renversements	Quantité de bouillie (litres)	Superficie traitée (hectares)
1986	7	6075	5 080
1987	9	6235	9 229
1988	11	9025	12 806
1989	4	1900	5 108
1990	5	5140	9 095
1991	12	7775	11 851
1992	3	3825	10 512
1993	4	3635	10 511

Source: MRN, 1994

Note: Les renversements sans déversement de produit ne sont pas comptabilisés

Bien que le plan de mesure d'urgence du MRN comprenne plusieurs mesures visant à limiter au maximum les répercussions d'un renversement sur l'environnement, il est toujours possible qu'un travailleur puisse être exposé lors d'un tel accident.

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

Pour calculer la dose d'exposition pour une personne directement arrosée (scénario A), nous devons convertir le taux d'application en mg/m². Compte tenu que le travailleur doit porter des équipements de protection individuelle, nous considérons que 0,2 m² de peau sera exposé au maximum. Cette valeur fut estimée par U.S. EPA (1989b) pour un travailleur qui porte une chemise à manche longue, des pantalons et des chaussures. Les zones exposées seraient alors la tête et les mains. Nous considérons cependant cette valeur très conservatrice car les travailleurs forestiers doivent porter des gants de matière imperméable et un casque de sécurité muni d'une visière amovible. Pour ce scénario, nous considérons que le travailleur ne porte pas ces équipements mais qu'il porte une combinaison imperméable.

Le taux d'application maximum permis lors de l'utilisation du Vision^{MD} en milieu forestier est de 6 l/hectare. Comme la formulation commerciale contient 356 grammes de glyphosate par litre de produit, le taux d'application sera de 2,136 kg d'ingrédient actif par hectare ce qui correspond à un dépôt de 213 mg i.a./m².

En considérant que 0,2 m² de peau serait exposée, le dépôt cutané serait alors de 42,6 mg. Pour calculer la dose absorbée, nous retenons le taux d'absorption cutanée de 3% tel que déterminé lors des études chez le singe et sur la peau humaine (Wester et al, 1991). Ainsi un travailleur exposé accidentellement lors de pulvérisation opérationnelle pourrait absorber un maximum de 1,28 mg de glyphosate. En supposant que le poids moyen d'un travailleur est de 70 kg, la dose absorbée serait de 0,018 mg/kg de poids corporel.

Ce scénario n'est valable que dans le cas d'un travailleur qui aurait omis de porter son casque de sécurité muni d'une visière ainsi que ses gants. La probabilité qu'un travailleur absorbe la dose de 0,018 mg/kg est faible si on considère qu'il y a obligation pour le travailleur de porter une combinaison imperméable, des bottes de sécurité et des gants en caoutchouc ainsi qu'un casque de sécurité muni d'une visière amovible (MFO, 1992).

Si nous comparons la dose probable absorbée de 0,018 mg/kg à la quantité absorbée de la dose de référence orale chronique (0,35 x 0,1 mg/kg/jr) soit 0,035 mg/kg/jr, nous obtenons un ratio de 2. Pour déterminer une dose de référence, U.S. EPA a utilisé le plus bas NOEL observé pour une étude sur trois générations de rats (10 mg/kg/jr). Il est à noter que Santé et Bien-être Social Canada (SBSC) détermine sa dose journalière acceptable à partir du NOEL de 75 mg/kg/jr observé pour la toxicité maternelle lors d'une étude de tératogénicité réalisée chez le lapin (Doliner, 1991). En appliquant un facteur de sécurité de 100, la DJA obtenue est de 0,75 mg/kg/jr. Si nous considérons une absorption orale de 35%, la DJA absorbée sera de 0,262 mg/kg/jr. En comparant la dose absorbée par le travailleur pour ce scénario avec cette DJA orale interne, nous obtenons un ratio de 15. Comme la dose de référence correspond à la dose quotidienne que pourrait ingérer une personne pendant une vie entière, le risque d'une atteinte systémique est improbable pour le travailleur qui serait soumis à un tel scénario. Il serait donc logique de comparer la dose cutanée absorbée par le travailleur avec une dose sans effet aiguë puisqu'il s'agit d'un cas accidentel. Or, comme il n'existe pas de NOEL aiguë pour le glyphosate, nous pouvons retenir le NOEL de 5000 mg/kg/jr tel que déterminé lors d'une étude de toxicité cutanée subchronique avec des lapins (Doliner, 1991). Pour extrapoler cette valeur à l'humain, nous divisons par le même facteur de sécurité utilisé pour la détermination de la D_{rf} orale soit 100 pour obtenir une dose de référence cutanée subchronique de 50 mg/kg/jr. Si nous considérons que 3% de cette dose cutanée sera absorbée, nous obtenons une dose de référence cutanée subchronique absorbée de 1,5 mg/kg/jr. Si on compare cette dose avec la dose probable qui serait absorbée par voie cutanée par le travailleur (0,018 mg/kg/jr), nous obtenons un ratio de 83. Le tableau 4.10 résume les différentes comparaisons pour ce scénario accidentel.

Tableau 4.10 Facteurs de sécurité en fonction de différentes doses de référence

Dose cutanée absorbée par le travailleur (mg/kg)	Dose de référence absorbée (mg/kg/jr)	D _{rf} absorbée/Dose absorbée
0,018	Orale chronique (U.S. EPA): 0,035	2
0,018	Orale chronique (SBSC): 0,262	15
0,018	Cutanée subchronique: 1,5	83

Bien que le risque d'atteinte systémique soit faible pour un tel scénario, il ne faut pas négliger le risque d'irritation cutanée ou oculaire. Les études animales ont démontré que la formulation commerciale pure était un irritant modéré. Chez le lapin, l'application de Roundup^{MD} (76 mg/kg/jr d'ingrédient actif) pendant 3 semaines a produit un épaissement cutané et un érythème léger à modéré au cours de la deuxième semaine. Il faut aussi préciser que dans le cas des travailleurs, tous les sites de pulvérisation doivent être équipés d'une douche d'urgence, d'une douche oculaire, de savon et d'essuie-tout (MFO, 1992). Si ces règles sont bien respectées, les conséquences d'une exposition accidentelle devraient être faibles. Après une exposition accidentelle, les vêtements contaminés doivent être lavés avant d'être réutilisés (MFO, 1992), ce qui minimise le risque d'une exposition suite au port d'un vêtement contaminé. L'efficacité du lavage des vêtements a d'ailleurs été démontrée lors d'une étude où l'on utilisait le glyphosate (Samuel et Guillot, 1989). Chez l'humain, les études ont démontré que le Roundup^{MD} ne serait pas plus irritant qu'un nettoyeur tout usage, un shampoing pour bébé ou un détergent à lave-vaisselle (Maibach, 1986).

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

Pour le second scénario, nous supposons qu'un travailleur utilisant une combinaison de toile (denim) soit 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 denim et 20% entrera 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.

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 accidentels peuvent dépasser les doses de référence internes considérées comme sécuritaires (Tableau 4.11).

Tableau 4.11 Comparaison de la dose absorbée avec les différentes doses de référence scénario B)

Dose cutanée absorbée par le travailleur (mg/kg)	Dose de référence absorbée (mg/kg/jr)	Drf absorbée/ Dose absorbée
15	Orale chronique (U.S. EPA): 0,035	0.002
15	Orale chronique (SBSC): 0,262	0.01
15	Cutanée subchronique: 1,5	0.1

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 commença entre 6 et 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 accidentel. 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 nous permet de supporter 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. Le risque est cependant possible et seule la présence d'équipement adéquat de décontamination permettra d'éviter des conséquences fâcheuses.

4.2 ÉVALUATION DE L'EXPOSITION AU GLYPHOSATE (MÉTHODES D'APPLICATION MANUELLE)

Plusieurs techniques d'application manuelles sont disponibles pour effectuer des travaux d'entretien de plantation. Le tableau 4.12 présente ces différentes techniques ainsi que les outils utilisés.

Il n'existe malheureusement pas d'étude d'exposition professionnelle au glyphosate pour la majorité de ces 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.

Les seules techniques pour lesquelles nous possédons quelques données sont celles du pulvérisateur individuel et de la débroussailleuse avec gicleur. Dans le cas de la première technique, la dose d'exposition fut estimée par USDA (1988a) à partir de mesures d'exposition au 2,4-D pour des travailleurs qui utilisaient la même technique d'application. Dans le cas de la débroussailleuse-gicleur, les données nous proviennent d'une étude finlandaise (Jauhiainen *et al.*, 1991). Les données relatives à ces deux techniques sont présentées aux sections suivantes. Pour ce qui est des autres techniques, nous ne pouvons faire qu'une évaluation subjective du risque en tenant compte des caractéristiques des différents outils. L'absence de don-

née d'exposition des travailleurs pour ces mêmes outils ne nous permet donc pas de tirer des conclusions fermes sur le niveau de risque.

Tableau 4.12 Techniques d'application manuelles disponibles pour effectuer des travaux d'entretien avec le Vision^{MD}

Techniques	Outils
Pulvérisation	Pulvérisateurs individuels ou motorisés (grosses gouttes)
Injection et encoche	Hache et distributeur de produits Hache du type "Punch and fill" Hypohachette Lance injecteur liquide Lance injecteur douille Visseur de capsule "Gel Cap"
Badigeonnage	Pinceau Pissette Débroussailleuse avec gicleur Pulvérisateurs individuels
Humectation	Balai Éponge Brosse

4.2.1 Pulvérisateurs individuels

Tel que déjà mentionné, les seules données disponibles sur l'exposition professionnelle relatives à l'utilisation de pulvérisateurs individuels pour l'application de glyphosate (Vision^{MD}) nous 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 pour l'estimation de l'exposition des méthodes terrestres et aériennes vont dans le même sens que nos propres évaluations nous amènent à considérer leurs estimations pour les méthodes manuelles. Le tableau 4.12 résume l'évaluation du risque faite par USDA (1988a).

Tableau 4.13 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

La méthodologie utilisée par USDA pour estimer les doses d'exposition a déjà été décrite à la section 4.1.3. Tel que spécifié à cette section, 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 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 est plus à risque. Ainsi, nous pouvons observer que cette technique est moins sécuritaire que les techniques d'applications aériennes ou terrestres (rampe et barillet) si on compare les données du tableau 4.13 avec celles du tableau de la section 4.1.3.

Nous voulons exprimer certaines réticences face aux pulvérisateurs individuels. Une étude effectuée chez les applicateurs d'hexazinone (Velpar^{MD} L) a en effet démontré que les utilisateurs d'un pistolet applicateur étaient beaucoup trop exposés (Samuel *et al.*, 1991). Plusieurs facteurs peuvent expliquer les niveaux d'exposition avec ce type d'appareil. Parmi les plus importants nous pouvons identifier les fuites produites au niveau du trou de ventilation situé dans le bouchon du réservoir, le contact cutané lorsque le travailleur circule sur une surface déjà traitée et la dérive qui est toujours possible si le pulvérisateur produit de fines gouttelettes à cause d'un mauvais ajustement.

4.2.2 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 $15,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Si nous comparons cette valeur à la concentration permise acceptable pondérée (CPAP) déterminée à la section 4.1.1.1 soit $305 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nous obtenons un facteur relatif de sécurité de 19. Les concentrations urinaires mesurées chez les travailleurs exposés étaient toutes en deça de la limite de détection de $1,0 \mu\text{mol}/\text{l}$ ($169,07 \mu\text{g}/\text{l}$). À la section 4.1.2.1, 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 $517 \mu\text{g}/\text{l}$. En se référant à cette valeur, nous obtenons un facteur relatif de sécurité de 3 si nous supposons

que les travailleurs ont au moins absorbé une concentration équivalente à la limite de détection.

Selon les résultats de cette étude, l'exposition surviendrait principalement lors du remplissage du réservoir ou lors des réparations de la débroussailleuse.

Il est important de noter que l'échantillon de travailleurs était petit pour cette étude avec 5 travailleurs exposés et 5 témoins. De plus, la limite de détection nous apparaît élevée pour les mesures urinaires.

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.

4.2.3 Les techniques d'injection et encoche

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

Les outils de la technique "injection et encoche" peuvent être divisés en trois 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 protégerait pas de façon adéquate. 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 à cause 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 dispo-

sitif 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 des travailleurs devrait être faible en autant que ces derniers respectent les pratiques sécuritaires de travail.

La dernière catégorie comprend la lance injecteur de douille et le visseur de capsule "Gel Cap". Ces deux outils nous apparaissent être les plus sécuritaires car ils n'impliquent pas de manipulation de produits sous forme de liquide. 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 cas, il s'agit d'une capsule. Ces deux outils ne devraient pas exposer les travailleurs car il n'y a généralement pas de contact direct avec le produit. Il est toutefois important de noter que dans certains cas la pâte hydrosoluble contenue dans la douille a tendance à fondre et à couler dans la lance lorsque la température dépasse 20 °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.

4.2.4 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 4.2.1 et 4.2.3.

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 apparaît être beaucoup plus à risque 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.

4.2.5 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 et qui pourrait favoriser un contact cutané.

4.2.6 Conclusion sur les techniques manuelles

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 pour les utilisateurs d'un pistolet applicateur (Samuel *et al.*, 1991) nous 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 ayant de la rigueur dans le respect des pratiques sécuritaires de travail et ce, principalement au niveau des variables suivantes:

- Port effectif des équipements de protection
- Décontamination régulière de ces équipements
- Entretien préventif des outils
- Éviter de boire, manger ou fumer lors des opérations
- Porter une 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 chacune des techniques. 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.

4.3 ÉVALUATION DE L'EXPOSITION À L'HEXAZINONE

4.3.1 Exposition des travailleurs lors des travaux de routine

Il n'existe qu'une seule étude d'exposition professionnelle à l'hexazinone. Celle-ci fut effectuée par le CTQ pour le compte du MRN (ministère des Forêts à l'époque) (Samuel *et al.*, 1991, Samuel *et al.*, 1992). Les principaux objectifs de cette étude étaient les suivants:

- Fournir un outil d'évaluation de l'exposition à l'hexazinone afin de pouvoir valider les choix en matière de prévention
- Mettre au point une méthode d'évaluation de l'exposition à l'hexazinone qui permettrait d'estimer la dose interne en intégrant l'ensemble des voies d'exposition
- Estimer une dose de référence sécuritaire pour les utilisateurs afin de palier à l'absence de normes
- Évaluer le caractère sécuritaire des différentes techniques de travail et l'efficacité des équipements de protection individuelle

La méthode d'évaluation retenue fut celle de la surveillance biologique car elle permettait d'atteindre l'ensemble de nos objectifs.

La connaissance des paramètres pharmacocinétiques chez l'humain était essentielle pour pouvoir estimer une dose interne et suggérer un bioindicateur d'exposition. Pour tenter de palier partiellement à l'absence de données chez l'humain, une étude sur l'élimination de l'hexazinone fut réalisée avec deux sujets volontaires.

Deux sujets de sexe masculin ont ingéré respectivement 0,5 et 1,0 mg d'hexazinone. Ces doses correspondent à 25% et 50% de la dose de référence (D_{rf}) estimée à 2,1 mg pour un homme de 70 kg. Les urines ont été recueillies pendant 96 heures suivant l'ingestion. L'heure de chaque miction et les volumes urinaires ont été notés précisément et les métabolites A, B et C et le produit mère ont été dosés dans les urines.

L'évaluation des paramètres pharmacocinétiques fut faite à l'aide d'un modèle ouvert uni-compartimental exprimé par l'équation mathématique suivante:

$$Mu_{\infty} - Mu = \frac{Mu_{\infty}}{K_m - K} (K_m e^{-Kt} - K e^{-K_m t})$$

Mu_{∞} = quantité totale d'un métabolite donné que l'on retrouve dans l'urine à l'infini

Mu = quantité du métabolite donné excrété au temps "t"

K_m = constante d'élimination du métabolite

K = constante d'élimination de la substance mère du métabolite

t = temps écoulé depuis la fin de l'administration

Les quantités Mu et Mu_{∞} ont été déterminées à partir des concentrations et des volumes urinaires alors que les valeurs des constantes K_m et K ont été estimées graphiquement à partir de la méthode des résiduels.

En l'absence de normes telles un indice biologique d'exposition (IBE) ou une concentration permise dans l'atmosphère (CPA) de travail, une méthodologie qui tient compte de l'ensemble des données toxicologiques existantes a été utilisée comme cela se fait lors de la détermination des critères environnementaux, pour établir un standard d'exposition pour l'hexazino-

ne. Dans le cadre de l'étude sur l'exposition professionnelle à l'hexazinone (Samuel *et al.*, 1991), une dose de référence pour le travail (DRT) fut estimée pour l'hexazinone à partir de la dose sans effet (NOEL) de 10 mg/kg tel que déterminée lors d'une étude de toxicité chronique chez le rat. Cette valeur fut divisée par un facteur de sécurité de 300. Un facteur de sécurité de 100 (10 pour la variabilité interspécifique et 10 pour la variabilité intraspécifique) fut multiplié par un facteur de modification de 3 pour tenir compte de l'absence d'une étude chronique chez le chien alors que les études subchroniques ont démontré que cette espèce était plus sensible que le rat. Nous obtenons ainsi une dose de référence (Drf) de 0,03 mg/kg/jr.

Il est important de noter que la dose de référence fut modifiée récemment suite à l'évaluation d'une étude chronique chez les chiens par U.S. EPA. La Drf est passée de 0,03 mg/kg/jr à 0,05 mg/kg/jr. Cependant, pour l'évaluation de l'exposition des travailleurs à l'hexazinone lors de travaux de routine, nous conserverons la valeur de 0,03 mg/kg/jr pour faire nos estimations et ce pour les raisons suivantes:

- Le changement au niveau de la Drf ne modifie pas les conclusions de l'étude initiale (Samuel *et al.*, 1991) et il sera plus aisé pour le lecteur qui voudrait se référer à cette étude, de bien comprendre la démarche de notre évaluation.

- Le fait que la Drf ait augmenté légèrement ne modifie que très peu les résultats et, en conservant l'ancienne Drf pour nos estimations, nous amenons un facteur de sécurité supplémentaire dans notre évaluation du risque.
- Comme l'étude sur la cinétique de l'hexazinone a été effectuée avec seulement deux sujets, nous ne pouvons être certains d'avoir couvert tout l'intervalle de demi-vies pour une population. Le fait de conserver la Drf de 0,03 mg/kg/jr aura donc pour effet de minimiser les effets d'une sous-estimation possible de l'exposition à cause de considérations métaboliques.

Comme cette quantité représente ce qui peut être ingéré de façon journalière et ce pendant toute une vie, une dose pour la vie entière fut calculée:

$$\frac{0,03 \text{ mg/kg}}{\text{jr}} \times \frac{365 \text{ jours}}{\text{an}} \times 70 \text{ ans} = 766,5 \text{ mg/kg}$$

La valeur obtenue fut par la suite pondérée sur la période de travail potentiel de 50 jours par année et ce sur une période de 40 ans. Nous obtenons la DRT suivante:

$$\text{DRT} = \frac{766,5 \text{ mg}}{\text{kg}} \times \frac{1 \text{ an}}{50 \text{ jours}} \times \frac{1}{40 \text{ ans}} = 0,38 \text{ mg/kg/jr}$$

ou 26,83 mg/jr pour un homme de 70 kg

Les constantes d'élimination estimées lors de l'étude sur la cinétique ainsi que la proportion retrouvée dans l'urine d'une dose administrée ont servi à la détermination de la valeur de l'indice biologique d'exposition. En supposant une valeur d'exposition de 27 mg (DRT), il est possible de déterminer les quantités du produit mère et de ses métabolites qui seront excrétés pour différentes périodes de temps en se servant de l'équation de cinétique déjà présentée. Afin de déterminer les concentrations correspondantes les plus réalistes, plusieurs scénarios furent simulés en faisant varier certains paramètres tels les périodes écoulées entre chacune des mictions et les volumes urinaires.

Pour chaque journée de travail, les participants devaient répondre à un questionnaire sur les conditions d'exposition, les pratiques d'hygiène et de sécurité, ainsi que sur les perturbations des activités normales qui auraient pu influencer les concentrations urinaires de pesticides. Les principales variables mesurées sont les suivantes:

- durée de l'exposition
- type d'application
- conditions climatiques
- port des équipements de protection recommandés

- décontamination des équipements de protection
- action de fumer, boire ou manger
- hygiène personnelle
- exposition accidentelle
- problèmes de santé

L'étude fut effectuée pour différentes techniques d'application (pistolet applicateur, applicateur à barillet, rampe conventionnelle, etc), et pour différentes catégories de travailleurs (signaleur, mélangeur, opérateur, etc). Les échantillons urinaires devaient être recueillis le matin suivant la journée d'exposition.

L'étude de cinétique chez les volontaires, ainsi que les analyses effectuées sur les urines des travailleurs, nous montrent que l'hexazinone est excrétée principalement sous forme de métabolite B et C. Environ 20% de la dose administrée était retrouvée dans les urines. De plus, les concentrations urinaires maximales surviennent 8 et 14 heures après l'ingestion. Le tableau 4.14 nous montre les constantes d'élimination et les demi-vies calculées pour les métabolites B et C (trop peu de prélèvements contenaient le métabolite A pour que la détermination des constantes soit possible).

Tableau 4.14 Constantes d'élimination (heures⁻¹) et demi-vies (heures) calculées pour les métabolites B et C (Km) et de leurs produits mères (K)

Métabolites	Doses							
	0,5 mg				1,0 mg			
	K	t _{1/2}	Km	t _{1/2}	K	t _{1/2}	Km	t _{1/2}
B	0,12	6	0,04	18	0,38	2	0,06	11
C	0,45	2	0,04	18	0,15	5	0,03	22

Les données recueillies lors de l'étude de cinétique chez les sujets volontaires nous indiquent que le moment optimum pour effectuer les prélèvements urinaires chez les travailleurs est le matin suivant une journée de travail.

À partir des constantes d'élimination mesurées, nous avons évalué les concentrations de métabolites B et C (et A lorsque présent) équivalentes à la DRT, qui se retrouveraient dans la première miction du matin. En faisant varier le volume urinaire, la durée de la nuit de sommeil et le temps écoulé depuis la fin du quart de travail, nous obtenons une valeur moyenne de 5000 µg/l. Selon les estimations faites pour les différents scénarios, les valeurs extrêmes correspondant à la DRT étaient de 2600 et 8700 µg/l. Bien que l'objectif ultime soit que tous les travailleurs aient les niveau urinaire d'hexazinone le plus bas possible, nous croyons qu'une concentration totale maximale de 5000 µg/l est acceptable, très sécuritaire et possible-

ment atteignable par tous. Pour les travailleurs se trouvant au-dessus de 5000 $\mu\text{g/l}$, nous faisons les recommandations suivantes:

- | | | |
|-----------------------------------|---|--|
| 5000 à 6000 $\mu\text{g/l}$ | = | Zone relativement sécuritaire mais le travailleur devrait être averti de porter une attention particulière aux mesures sécuritaires |
| 6000 à 9000 $\mu\text{g/l}$ | = | Investigation avec le travailleur de ses méthodes de travail et mise en place de correctifs |
| supérieure à 9000 $\mu\text{g/l}$ | = | Des mesures de sécurité supplémentaires s'imposent. Si des améliorations au niveau des pratiques sécuritaires et de l'équipement d'application semblent impossibles, on devrait favoriser des méthodes d'application alternatives lorsque possible afin d'éviter toute exposition inutile des travailleurs |

Les détails de ces évaluations sont présentés dans les rapports déjà cités.

À partir de l'intervalle de concentrations obtenues par les simulations nous avons comparé pour chaque catégorie d'emploi les concentrations moyennes et maximales totales avec la DRT. Les résultats sont présentés au tableau 4.15.

Tableau 4.15 Rapport entre les concentrations urinaires totales (hexazinone et ses métabolites retrouvés pour chaque catégorie d'emploi) et la DRT (été 1989-1990)

Catégories d'emploi	Concentrations moyennes ($\mu\text{g/l}$)	Concentration moyenne/DRT*
Pistolet applicateur	5812	0,7 - 2.2
Barillet	307	0,04 - 0,12
Rampe conventionnelle	711	0,08 - 0,27
Scarificateur herbicide	16	0,002 - 0,006
Granulaire	29	0,003 - 0,011
Barillet et rampe conventionnelle	41	0,005 - 0,016
Catégorie d'emploi	Concentrations maximales ($\mu\text{g/l}$)	Concentration maximale/DRT*
Pistolet applicateur	33600	4 - 13
Barillet	1190	.14 - .46
Rampe conventionnelle	2761	.32 - 1.06
Scarificateur herbicide	70	.008 - .026
Granulaire	90	.010 - .035
Barillet et rampe conventionnelle	80	.009 - .030

* On a utilisé les concentrations urinaires correspondant aux valeurs extrêmes obtenues lors des simulations soit 2600 et 8700 $\mu\text{g/l}$ pour une DRT de 27 mg/jr

Nous voyons que pour la majorité des catégories d'emploi les concentrations moyennes sont très en deçà de la DRT. Il n'y a que les travailleurs ayant utilisé un pistolet applicateur qui auraient pu être exposés à plusieurs fois la DRT. Quant au travailleur présentant la concentration maximale (33600 $\mu\text{g/l}$), il est nettement au-dessus de la DRT.

Les résultats montrent que les travailleurs qui font des applications avec un pistolet applicateur sont beaucoup plus exposés que ceux qui utilisent les autres méthodes d'application. En effet les concentrations totales moyennes de ces travailleurs sont de 8 à 400 fois plus élevées que pour les autres types d'application. 47% des travailleurs qui utilisent cette méthode d'application avaient des concentrations urinaires totales supérieures à 5000 $\mu\text{g/l}$, soit la concentration à ne pas dépasser par rapport à la DRT.

Les résultats pour le scarificateur herbicide (TTS) et pour les applications sous forme granulaire indiquent une faible exposition des travailleurs.

Les travailleurs utilisant la rampe conventionnelle et l'applicateur à barillet viennent respectivement au deuxième et troisième rang quant à l'exposition. Or lorsque l'on regarde les résultats pour les travailleurs qui ont utilisé la rampe et l'applicateur à barillet en alternance au cours de la même journée de travail, on constate que l'exposition est beaucoup plus faible.

Les résultats de la phase I de l'étude nous avaient indiqué qu'il serait probablement possible d'abaisser les niveaux d'exposition des utilisateurs de la rampe conventionnelle d'application par une plus grande rigueur dans le respect de pratiques sécuritaires de travail.

Les résultats indiquent en effet que plusieurs variables sont associées à l'exposition des travailleurs. Ce sont:

- les conditions climatiques
- l'action de boire, manger ou fumer pendant les travaux
- la décontamination et le port des équipements de protection individuelle
- la technique d'application
- la disponibilité d'équipements adéquats pour la décontamination

C'est suite à ces résultats qu'il fut décidé de poursuivre l'étude. L'objectif principal était de vérifier l'efficacité de certains correctifs reliés aux pratiques de travail et à l'hygiène personnelle des travailleurs et de voir si effectivement il était possible de diminuer les niveaux d'exposition des utilisateurs de la rampe.

Les différents correctifs suivants ont été apportés en tenant compte des résultats de la phase I de l'étude (Samuel *et al*, 1991):

- des installations pour la décontamination journalière des équipements de protection individuelle ont été mises à la disposition des travailleurs et ceux-ci furent informés de l'importance de procéder à cette décontamination afin de répondre aux objectifs de l'étude soit diminuer l'exposition des travailleurs.
- une demande fut faite aux travailleurs afin qu'ils ne boivent, mangent ou fument lors de la manipulation de pesticides.
- nous nous sommes assurés de la disponibilité des équipements de protection individuelle requis et avons informé les participants de l'importance de les porter, toujours afin de répondre aux objectifs de diminution de l'exposition.

Un second objectif visait à confirmer la faible exposition pour la technique du scarificateur herbicide.

Le tableau 4.16 présente les concentrations moyennes obtenues lors de la phase II, pour chaque catégorie de travailleurs et ce pour les utilisateurs de la rampe.

Tableau 4.16 Concentrations urinaires moyennes (Hexazinone et métabolites A, B et C) selon la catégorie de travailleurs pour les utilisateurs d'une rampe conventionnelle (été 1991)

Type d'application	Catégorie de travailleur (nombre de prélèvements)	Concentration moyenne ($\mu\text{g/l}$)
Rampe	Opérateur (30)	206
	Contremaître (18)	34
	Signaleur (15)	47
	Mélangeur (22)	188

Comme nous pouvons l'observer à la figure 4.3, les concentrations moyennes (hexazinone et ses métabolites A, B et C) des opérateurs et des mélangeurs ont considérablement diminué au cours de l'été 1991. Le changement est d'ailleurs plus marqué pour les mélangeurs.

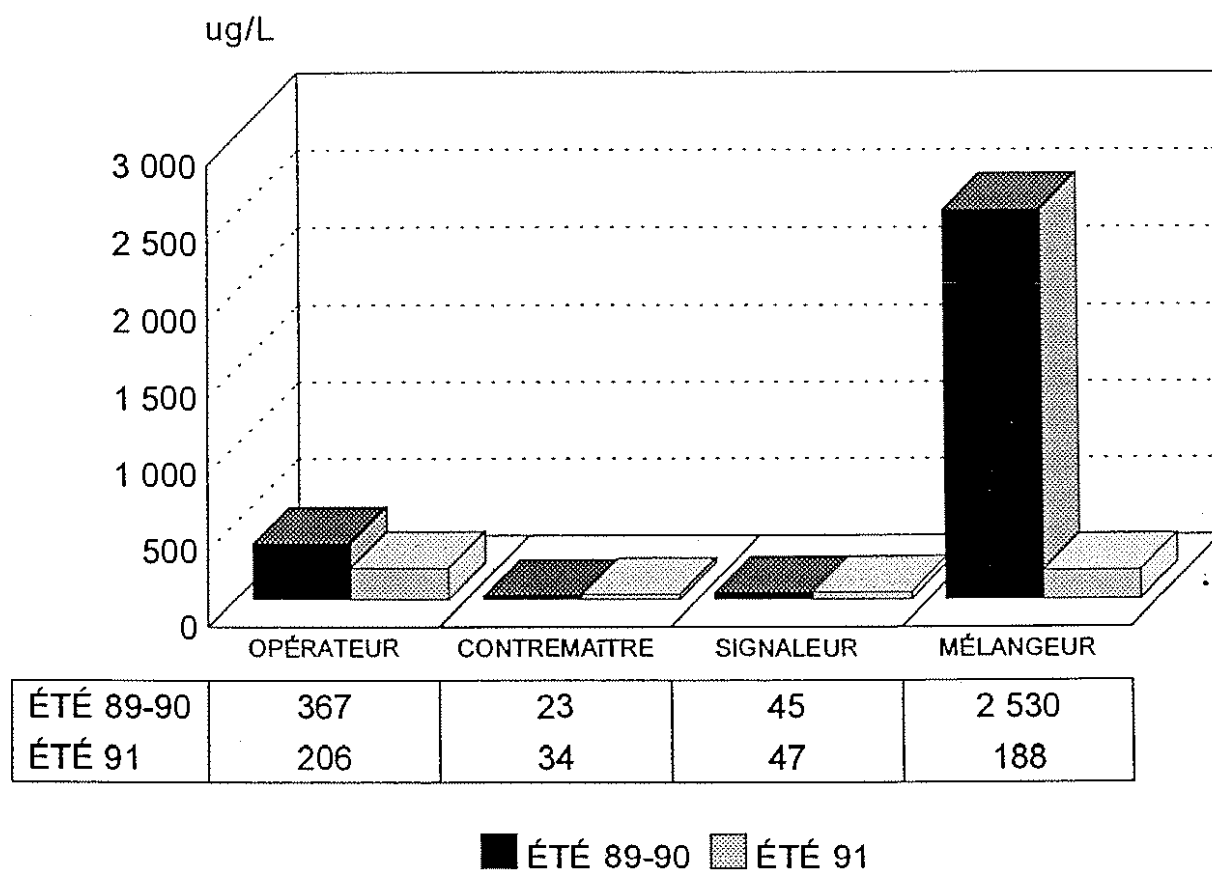


Figure 4.3 Concentrations moyennes (hexazinone et métabolites A, B et C) selon la catégorie de travailleurs (projet rampe). Comparaison été 1989-1990 vs été 1991

Les résultats pour les contremaîtres et les signaleurs ont peu varié dans la phase II de l'étude et nous indiquent toujours une faible exposition de ces travailleurs. La concentration totale (hexazinone et métabolites A, B et C) maximale de 5000 $\mu\text{g/l}$ telle que déterminée lors de la phase I de l'étude n'a jamais été dépassée au cours du projet de l'été 1991. La concentration la plus élevée mesurée lors de cette étude était de 775 $\mu\text{g/l}$ et impliquait un mélangeur.

Le tableau 4.17 compare pour chaque catégorie de travailleurs du projet rampe, les concentrations moyennes et maximales totales avec l'intervalle de concentration équivalent à la DRT déterminée à la phase I de l'étude.

Tableau 4.17 Rapport entre les concentrations urinaires totales (hexazinone et ses métabolites retrouvés chez les travailleurs) et la DRT (phase II) (projet rampe - été 1991)

Catégories de travailleurs	Concentrations moyennes ($\mu\text{g/l}$)	Concentration moyenne/DRT
Opérateur	206	0,02-0,08
Contremaître	34	0,004-0,01
Signaleur	47	0,005-0,02
Mélangeur	188	0,02-0,07
Catégories de travailleurs	Concentrations maximales ($\mu\text{g/l}$)	Concentration maximale/DRT
Opérateur	755	0,09-0,3
Contremaître	255	0,03-0,1
Signaleur	260	0,03-0,1
Mélangeur	775	0,09-0,3

Tableau 4.18 Rapport entre les concentrations urinaires totales (hexazinone et ses métabolites) et la DRT (scarificateur herbicide - été 1991)

Catégories de travailleurs	Concentrations moyennes ($\mu\text{g/l}$)	Concentration moyenne/DRT
Opérateur	3	0,0003-0,001
Mélangeur	28	0,003-0,01
Catégories de travailleurs	Concentrations maximales ($\mu\text{g/l}$)	Concentration maximale/DRT
Opérateur	20	0,002-0,008
Mélangeur	60	0,007-0,02

Le tableau 4.18 présente les mêmes comparaisons pour le projet scarificateur herbicide.

Dans le cas de l'opérateur, les risques d'exposition sont très faibles compte tenu qu'il n'est pratiquement jamais en contact avec le produit. En effet, les jets d'hexazinone sont dirigés directement sur la surface scarifiée sans qu'il y ait de risque de dérive. Un système important de valves de sécurité rend d'ailleurs presque impossible toute exposition accidentelle pour ce travailleur. Malgré le fait que l'opérateur participant ait affirmé avoir mangé, bu et fumé sur les lieux d'application, les concentrations urinaires de ce dernier n'ont jamais dépassé 20 $\mu\text{g/l}$.

Les bonnes pratiques de travail respectées par le mélangeur nous paraissent être une bonne explication des faibles concentrations urinaires mesurées pour ce travailleur.

4.3.2 Estimation de l'exposition à l'hexazinone par USDA

USDA (1988a) a aussi évalué l'exposition professionnelle à l'hexazinone pour des scénarios de routine ou accidentels 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 fut faite par surveillance biologique et qu'on n'a pas démontré que le 2,4-D avait le même comportement pharmacocinétique que l'hexazinone chez l'humain. La méthodologie utilisée a déjà été décrite dans la section 4.1.3. Le tableau 4.19 présente une synthèse des résultats et des conclusions de cette étude.

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 présenté est inférieur à 100, nous pouvons conclure qu'il n'existe aucune marge de sécurité. Si nous ne retenons que les marges de sécurité corrigées en fonction du port d'équipement de protection individuelle, ce qui correspond le mieux à la réalité du terrain, les résultats indiquent qu'en situation de routine, seuls les mélangeurs/chargeurs seraient trop exposés dans le scénario du pire cas. Les résultats du scénario d'un renversement accidentel de produit concentré ou au plus haut taux d'application recommandé sur la peau nous indique par ailleurs qu'il ne faut pas sous-estimer ce type de situation. Les auteurs indiquent cependant à plusieurs reprises que les résultats présentés ne tiennent généralement pas compte des règles de sécurité obligatoires sur les sites de pulvérisations de phytocides.

Malgré les limites de l'étude de USDA (absence de données spécifiques à l'hexazinone) nous pouvons constater que les conclusions 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 importants pour la santé.

Tableau 4.19 Résultats de l'étude de USDA pour l'hexazinone (USDA, 1988a)

Scénarios	Technique d'application	Catégorie de travailleurs	Doses estimées (mg/kg)	Facteur de sécurité (NOEL systémique)	Facteur de sécurité corrigée en fonction du port d'équipement de protection
Routine-réaliste	Terrestre (applicateur à barillet)	Applicateur	0.0086	1200	3700
		Mélangeur/chargeur	0.0087	1100	1600
		Mélangeur/chargeur/applicateur	0.0020	830	1600
Routine pire cas	Terrestre (applicateur à barillet)	Applicateur	0.3108	31	100
		Mélangeur/chargeur	0.1836	54	75
		Mélangeur/chargeur/applicateur	0.2145	47	90
Pulvérisation accidentelle (taux d'application recommandée)	Aérien ou terrestre	Tous	94	1.8	
Renversement accidentel de 0.5 L de concentré sur la peau	—	Tous	120	- 12	

4.3.3 Évaluation de l'exposition des travailleurs à l'hexazinone attribuable à un accident

Les scénarios retenus pour estimer une exposition accidentelle des travailleurs sont les mêmes que ceux qui furent présentés pour une exposition accidentelle des travailleurs au glyphosate à savoir:

- Une personne est directement arrosée par une solution contenant le plus haut taux d'application par hectare déjà utilisé par le MRN.
- Une personne est directement exposée suite au renversement accidentel de 0,5 litre de la solution concentrée de VELPAR^{MD} L.

4.3.3.1 Exposition cutanée à une solution contenant le plus haut taux d'application déjà utilisé par le MRN

Le plus haut taux d'application déjà utilisé par le MRN pour le Velpar^{MD} L avec une rampe est de 4,3 kg d'ingrédient actif par hectare ce qui correspond à un dépôt de 430 mg/m².

Comme pour le glyphosate, nous considérons que 0,2 m² de peau sera exposée, le dépôt cutané sera donc de 86 mg. En supposant un taux d'absorption cutanée de 10% (valeur par défaut proposé par USDA, 1988), un travailleur exposé accidentellement lors de pulvérisation opérationnelle pourrait absorber 8,6 mg d'hexazinone. La dose absorbée serait donc de 0,123mg/kg pour un travailleur de 70 kg.

Tel que déjà spécifié, la Drf déterminée récemment par U.S. EPA (voir annexe C) pour l'hexazinone est de 0,05 mg/kg/jr et le taux d'absorption orale de l'hexazinone chez le rat est de 77%. La dose cutanée probable absorbée de 0,123 mg/kg est supérieure à la quantité absorbée de la Drf chronique (0,77 x 0,05 mg/kg/jr) soit 0,038 mg/kg/jr. Cependant, comme il s'agit d'un scénario accidentel, nous croyons qu'il serait plus logique de comparer la dose cutanée absorbée avec une dose sans effet subchronique. Le plus bas NOEL observé pour une étude subchronique chez les chiens est de 25 mg/kg/jr. En ajoutant le même facteur de sécurité de 100 utilisé pour la détermination de la nouvelle Drf on obtient une Drf orale subchronique de 0,25 mg/kg/jr. En considérant une absorption orale de 77% nous obtenons une dose de référence orale subchronique absorbée de 0,193 mg/kg/jr. Le tableau 4.20 présente les ratios obtenus en comparant la dose cutanée qui serait potentiellement absorbée pour ce scénario avec les Drf absorbées chroniques et subchronique.

Tableau 4.20 Facteurs de sécurité en fonction des différentes doses de référence

Dose cutanée absorbée par le travailleur (mg/kg)	Dose de référence absorbée (mg/kg/jr)	Drf absorbée/Dose absorbée
0,123	Orale chronique = 0,038	0.31
0,123	Orale subchronique = 0,193	1.56

Il faut cependant considérer que les risques d'atteinte à la santé pour un tel scénario sont faibles compte tenu de l'obligation pour le travailleur de porter des équipements de protection individuelle et de la présence obligatoire d'installation d'urgence sur les sites opérationnels. Le fait que le travailleur puisse se laver rapidement minimise grandement les risques.

4.3.3.2 Exposition accidentelle à une solution concentrée de Velpar^{MD} L

Le Velpar^{MD} L contient 240 grammes d'ingrédient actif par litre de produit. La quantité d'ingrédient actif dans 0,5 litre de solution est donc de 120 grammes. En supposant que 20% du produit entrera en contact avec la peau et un taux d'absorption cutanée de 10%, un travailleur de 70 kg pourrait absorber une dose de 34 mg/kg s'il ne se lave pas dans un délai relativement court. Ce résultat est beaucoup plus élevé que les Drf absorbées chroniques et subchronique présentées à la section précédente. Nous ne pouvons donc sous-estimer les risques pour les travailleurs qui seraient soumis à un tel scénario. Cependant, nous comparons la dose qui pourrait être potentiellement absorbée à des doses de références qui sont estimées pour une exposition quotidienne à moyen et à long terme alors que dans un tel scénario accidentel, l'exposition est de courte durée. Le fait de dépasser les Drf n'implique donc pas nécessairement un risque d'atteinte à la santé. Comme les travailleurs sont en mesure de se laver immédiatement après l'accident, les risques d'atteintes systémiques devraient être faibles. Il ne faut pas, par ailleurs, sous-estimer les risques d'atteinte locale (irritation cutanée et oculaire) lors d'un tel scénario. Les résultats obtenus lors de cette évaluation montrent l'importance d'installer des équipements adéquats de décontamination sur les sites opérationnels.

4.4 ÉVALUATION DE L'EXPOSITION DES TRAVAILLEURS AU TRICLOPYR

Plusieurs techniques d'application peuvent être utilisées pour effectuer l'entretien des plantations à l'aide du triclopyr. Dans cette section, nous ne discuterons que de la technique du traitement de l'écorce basale. Cette technique qui est la seule retenue par le MRN consiste à arroser la base de la tige à traiter à l'aide d'un pulvérisateur individuel muni d'une pompe à faible pression.

Il n'existe malheureusement que peu de données d'exposition professionnelle au triclopyr lors de l'utilisation de cette technique d'application. En fait, nous n'avons trouvé qu'une seule étude rapportée dans la littérature existante.

Middendorf (1992) a évalué l'exposition de travailleurs effectuant des travaux d'entretien de la régénération avec le Garlon 4^{MD} dont l'ingrédient actif est le triclopyr ester. Trois équipes de travailleurs (pour un total de 16 travailleurs) ont effectué les travaux en utilisant la technique du traitement de l'écorce basale.

Lors de cette étude, les travailleurs portaient les équipements de protection individuelle suivants: chemise à manches longues et pantalon de tissu à tissage serré, des bottes de cuir et un chapeau rigide. Tous les travailleurs sauf deux ont porté soit des gants de latex, soit des gants de coton avec des pièces de cuir durant les applications. Les travailleurs qui devaient manipuler le produit sous sa forme concentrée ont toujours porté des gants.

L'auteur a évalué l'exposition cutanée, par inhalation et totale des travailleurs. L'exposition cutanée fut évaluée à l'aide de pièces de tissus attachées à l'extérieur et à l'intérieur du vêtement de travail. L'exposition par inhalation fut évaluée à l'aide d'un moniteur dans la zone respiratoire du travailleur et l'exposition totale fut évaluée par la mesure du triclopyr dans l'urine des travailleurs.

Les doses en milieu biologique furent calculées à partir des résultats urinaires et ce, de deux façons. Premièrement, la quantité de triclopyr absorbée fut calculée en divisant la quantité totale de triclopyr excrétée dans l'urine par un facteur de correction de 0,789. Ce facteur fut obtenu à partir d'une étude de pharmacocinétique chez des volontaires qui ont reçu des doses orales et cutanées de triclopyr, et correspond à la portion du triclopyr administrée qui n'a pas été éliminée dans l'urine avant que la période de prélèvement soit terminée. Pour les travailleurs qui avaient 3 prélèvements ou plus au-dessus de la limite de détection, une seconde estimation fut effectuée en utilisant un modèle pharmacocinétique. En général, la plus élevée des deux doses estimées fut retenue comme dose représentative pour chaque travailleur.

La moyenne géométrique des doses estimées à partir des données biologiques était de 9,55 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jr}$ ce qui est inférieur au plus bas NOEL observé dans les études animales (2500 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jr}$) par un facteur de 262. Selon les auteurs, aucun des volontaires ne dépassait le NOEL. Tel que spécifié à la section 2, la Drf du triclopyr est actuellement de 0,025 $\text{mg}/\text{kg}/\text{jr}$. En comparant cette valeur avec la moyenne géométrique des doses biologiques estimées (0,009 $\text{mg}/\text{kg}/\text{jr}$) nous obtenons un facteur relatif de sécurité de 2,7.

Par contre, deux des volontaires avaient des doses pour lesquelles le facteur de sécurité (NOEL/DOSE) était inférieur à 100 soit le standard adopté par USDA Forest Service. Cette information nous indique que ces 2 travailleurs auraient dépassé la Drf. Ces travailleurs n'ont jamais porté de gants au cours de l'étude et un des deux a admis avoir été exposé au

triclopyr un jour avant l'étude. Les résultats de l'étude ont aussi indiqué que le facteur de sécurité était 4 fois plus élevé chez les travailleurs qui portaient des gants comparativement aux travailleurs qui n'en portaient pas. Par ailleurs, il fut aussi démontré que les travailleurs qui avaient décelé des fuites dans leur pulvérisateur individuel avaient des doses moyennes supérieures de 1.4 fois comparativement aux travailleurs qui avaient des équipements en bon état.

À partir des données de cette étude, nous pouvons supposer que le traitement de l'écorce basale ne présente pas de risque important pour la santé des travailleurs si les recommandations en matière de protection individuelle sont respectées. Il est important de noter que dans le contexte québécois, les exigences en matière de protection individuelle sont beaucoup plus élevées et que les niveaux d'exposition devraient être inférieurs à ceux mesurés par Middendorf (1992). Cette technique de traitement n'a pratiquement pas été utilisée jusqu'à maintenant et le manque d'informations relatives aux nombres de tiges qui pourraient être traitées par hectare, au nombre de travailleurs qui pourraient être impliqués, au niveau d'exposition dans le contexte du travail au Québec, nous empêchent d'approfondir davantage l'évaluation du risque pour les travailleurs.