



information



formation



recherche



coopération
internationale

ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES
ASSOCIÉS À L'UTILISATION D'ADULTICIDES
DANS LE CADRE D'UN PROGRAMME DE LUTTE
VECTORIELLE CONTRE LA TRANSMISSION
DU VIRUS DU NIL OCCIDENTAL

INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC

RAPPORT FINAL

ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES
ASSOCIÉS À L'UTILISATION D'ADULTICIDES
DANS LE CADRE D'UN PROGRAMME DE LUTTE
VECTORIELLE CONTRE LA TRANSMISSION
DU VIRUS DU NIL OCCIDENTAL

DIRECTION DES RISQUES BIOLOGIQUES,
ENVIRONNEMENTAUX ET OCCUPATIONNELS

MARS 2002

AUTEURS

Mathieu Valcke, M.Sc.
Institut national de santé publique du Québec

Denis Belleville
Institut national de santé publique du Québec

COLLABORATRICE

Marie-Odile Fouchécourt, Ph.D.
Institut national de santé publique du Québec

LECTEURS

Michèle Bouchard, Ph.D.
Institut national de santé publique du Québec

Claude Tremblay, Ph.D.
Institut national de santé publique du Québec

*Ce document est disponible en version intégrale sur le site Web de l'INSPQ : <http://www.inspq.qc.ca>
Reproduction autorisée à des fins non commerciales à la condition d'en mentionner la source.*

CONCEPTION GRAPHIQUE
Marie Pier Roy

DOCUMENT DÉPOSÉ À SANTÉCOM ([HTTP://WWW.SANTECOM.QC.CA](http://www.santecom.qc.ca))
COTE : INSPQ-2002-013

DÉPÔT LÉGAL – 2^e TRIMESTRE 2002
BIBLIOTHÈQUE NATIONALE DU QUÉBEC
BIBLIOTHÈQUE NATIONALE DU CANADA
ISBN 2-550-39331-7

© Institut national de santé publique du Québec (2002)

AVANT PROPOS

Les Québécois n'ont pas l'habitude de côtoyer les risques de transmission d'une maladie par des moustiques. Il n'est donc pas surprenant que l'avènement du virus du Nil occidental en Amérique du Nord éveille des inquiétudes chez certaines personnes. Pour d'autres Québécois, ce sont cependant les moyens qui pourraient être pris pour prévenir ou pour contrôler une épidémie qui suscitent la controverse. Aux États-Unis, la population et les intervenants de santé publique sont plus familiers avec l'utilisation de pesticides pour contrôler des moustiques responsables de la transmission d'une maladie. Ce n'est pas le cas au Québec où ce genre d'intervention n'a probablement jamais été mené. Certaines mesures de prévention sont plus familières aux Québécois comme l'emploi d'insectifuges personnels ou l'application du larvicide Bti (*Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis*). Toutefois, d'autres techniques, notamment celles impliquant l'application d'insecticides chimiques, soulèvent des questions quant aux risques pour la santé humaine et pour l'environnement, de même qu'à propos de l'efficacité de ces moyens de contrôle pour enrayer la propagation ou la transmission du virus.

C'est dans ce contexte que le ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec a demandé à l'Institut national de santé publique du Québec de réaliser une évaluation des risques pour la santé humaine que pourraient représenter les moyens de prévention et de contrôle de la transmission du virus du Nil occidental. Cette étude a été effectuée grâce à une subvention du ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec dans le cadre des travaux du Comité intersectoriel pour la prévention et le contrôle du virus du Nil occidental.

Le présent document fait partie d'un ensemble de cinq rapports scientifiques dont le premier porte sur l'épidémiologie du virus lui-même et les trois suivants sur les risques découlant des moyens de contrôle et de prévention (protection personnelle, larvicides, adulticides). Le cinquième document est un rapport synthèse.



Marc Dionne
Directeur
Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX.....	V
LISTE DES FIGURES	VI
SIGLES ET ABRÉVIATIONS.....	VII
1. INTRODUCTION	1
2. SUBSTANCES RETENUES	3
2.1 MÉTHODES D'APPLICATION DES ADULTICIDES	3
2.2 PRODUITS HOMOLOGUÉS ET RETENUS POUR LA PRÉSENTE ÉTUDE	3
3. REVUE DE LITTÉRATURE.....	7
3.1 MALATHION	7
3.1.1 Caractéristiques physico-chimiques et pharmacocinétiques.....	7
3.1.2 Caractéristiques toxicologiques (toxicodynamiques) et indicateurs de risques	8
3.2 RESMÉTHRINE	13
3.2.1 Caractéristiques physico-chimiques et pharmacocinétiques.....	13
3.2.2 Caractéristiques toxicologiques (toxicodynamiques) et indicateurs de risques	14
3.3 BUTOXYDE DE PIPÉRONYLE	17
3.3.1 Caractéristiques physico-chimiques et pharmacocinétiques.....	17
3.3.2 Caractéristiques toxicologiques (toxicodynamiques) et indicateurs de risques	18
3.4 PERMÉTHRINE	21
3.4.1 Caractéristiques physico-chimiques et pharmacocinétiques.....	21
3.4.2 Caractéristiques toxicologiques (toxicodynamiques) et indicateurs de risques	22
3.5 SOLVANTS ET ADJUVANTS	25
4. ESTIMATION DES CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT	27
4.1 SCÉNARIOS D'APPLICATION CONSIDÉRÉS	28
4.1.1 Scénarios d'application considérés avec ISCST3	29
4.1.2 Scénarios d'application considérés avec AgDrift/PKBW3	29

4.2	MODÉLISATION.....	30
4.2.1	Données de base nécessaires à la modélisation par ISCST3.....	30
4.2.2	Sortie des résultats primaires par ISCST3	31
4.2.3	Traitement des résultats primaires donnés par ISCST3	32
4.3	RÉSULTATS DU TRAITEMENT DES RÉSULTATS PRIMAIRES MODÉLISÉS PAR ISCST3	34
4.3.1	Concentrations modélisées le jour même d'une vaporisation.....	34
4.3.2	Concentrations moyennes modélisées au cours d'une et plusieurs saisons de vaporisation.....	36
5.	ESTIMATION DE L'EXPOSITION ET SCÉNARIOS	39
5.1	EXPOSITION DE LA POPULATION GÉNÉRALE.....	39
5.1.1	Exposition attribuable au bruit de fond.....	40
5.1.2	Exposition aiguë attribuable à la vaporisation	41
5.1.3	Exposition sous-chronique et chronique attribuable à la vaporisation.....	51
5.2	EXPOSITION DES TRAVAILLEURS.....	55
5.2.1	Exposition des travailleurs au malathion	56
5.2.2	Exposition des travailleurs aux pyréthrinoïdes et au PBO.....	62
6.	ESTIMATION DES RISQUES	67
6.1	RISQUES POUR LA POPULATION EN GÉNÉRAL.....	67
6.1.1	Risques non-cancérigènes	67
6.1.2	Risques chroniques cancérogènes.....	70
6.2	RISQUES POUR LES TRAVAILLEURS	72
6.2.1	Risques pour les travailleurs exposés au malathion.....	72
6.2.2	Risques pour les travailleurs exposés aux pyréthrinoïdes et au PBO	73
7.	DISCUSSION.....	75
7.1	VALEURS OBTENUES	75
7.1.1	Doses d'exposition.....	75
7.1.2	Indices de risque	76
7.2	MÉTABOLISME ET ADDITIVITÉ DES RISQUES	77
7.3	INCERTITUDES	78
7.4	MODÉLISATION DES CONCENTRATIONS ENVIRONNEMENTALES ET VALIDATIONS TERRAIN.....	81
8.	CONCLUSION	83
9.	BIBLIOGRAPHIE	85

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 :	Produits homologués au Canada pour la lutte vectorielle.....	5
Tableau 3.1 :	Paramètres physico-chimiques et pharmacocinétiques du malathion	8
Tableau 3.2 :	Doses-repères de toxicité chronique associée au malathion et au malaaxon.....	11
Tableau 3.3 :	Indicateurs de risques pour le malathion chez l'humain.....	12
Tableau 3.4 :	Paramètres physico-chimiques et pharmacocinétiques de la resméthrine	14
Tableau 3.5 :	Doses-repères de toxicité chronique associée à la resméthrine.....	16
Tableau 3.6 :	Indicateurs de risques pour la resméthrine chez l'humain	17
Tableau 3.7 :	Paramètres physico-chimiques et pharmacocinétiques du butoxyde de pipéronyle	18
Tableau 3.8 :	Doses-repères de toxicité chronique associée au butoxyde de pipéronyle.....	20
Tableau 3.9 :	Indicateurs de risques pour le butoxyde de pipéronyle chez l'humain	20
Tableau 3.10 :	Paramètres physico-chimiques et pharmacocinétiques de la perméthrine	22
Tableau 3.11 :	Doses-repères de toxicité chronique associée à la perméthrine	24
Tableau 3.12 :	Indicateurs de risques pour la perméthrine chez l'humain.....	24
Tableau 4.1 :	Résultats généraux des comparaisons des modèles AgDrift et ISCST3	28
Tableau 4.2 :	Paramètres de base utilisés pour la modélisation ISCST3	31
Tableau 4.3 :	Résultats bruts maximaux et moyens issus des modélisations d'application au sol par le logiciel ISCST3	34
Tableau 4.4 :	Résultats des modélisations ISCST3 des concentrations maximales d'ingrédients actifs retrouvés dans l'air, au sol et à sa surface suite à une vaporisation, le jour même de celle-ci	35
Tableau 4.5 :	Résultats des estimations des concentrations maximales d'ingrédients actifs retrouvés au sol de manière sous-chronique (56 jours) et chronique (210 jours ou 7 mois)*	37
Tableau 5.1 :	Exposition au bruit de fond estimé du malathion pour la population en général.....	41
Tableau 5.2 :	Doses d'exposition aiguës au malathion, par classes d'âges	50
Tableau 5.3 :	Doses d'exposition aiguës à la resméthrine	50
Tableau 5.4 :	Doses d'exposition aiguës au butoxyde de pipéronyle	51
Tableau 5.5 :	Doses d'exposition aiguës à la perméthrine.....	51
Tableau 5.6 :	Doses d'exposition sous-chroniques et chroniques au malathion.....	53
Tableau 5.7 :	Doses d'exposition sous-chroniques et chroniques à la resméthrine	53

Tableau 5.8 :	Doses d'exposition sous-chroniques et chroniques au <i>PBO</i>	54
Tableau 5.9 :	Doses d'exposition sous-chroniques et chroniques à la perméthrine	54
Tableau 5.10 :	Doses d'exposition au malathion de divers types de travailleurs résultant d'une journée de travail, d'après la <i>PHED</i> (USEPA 2000c)	57
Tableau 5.11 :	Doses d'exposition aiguës au malathion établies par scénarios pour les divers travailleurs au sol, sans protection de base	59
Tableau 5.12 :	Doses d'exposition sous-chronique et chronique au malathion pour divers types de travailleurs, extrapolées d'après la <i>PHED</i> (USEPA 2000c)	61
Tableau 5.13 :	Doses d'exposition sous-chroniques et chroniques pour les travailleurs au sol, sans protection de base, estimées à partir de scénarios	62
Tableau 5.14 :	Doses d'exposition estimées pour les travailleurs lors de la vaporisation <i>ULV</i> aérienne de resméthrine synergisée avec <i>PBO</i>	65
Tableau 6.1 :	Indices de risques aigus, sous-chroniques et chroniques calculés pour les adulticides selon les scénarios établis	67
Tableau 6.2 :	Indices de risques pour les travailleurs exposés au malathion durant les activités de vaporisation pour le contrôle des moustiques piqueurs, calculés selon les résultats du tableau 5.10 et du tableau 5.12	72
Tableau 6.3 :	Indices de risques pour les travailleurs lors de la vaporisation <i>ULV</i> aérienne de resméthrine synergisée avec <i>PBO</i>	73
Tableau 7.1 :	Résumé des doses et indices de risque d'intérêt, pour les 0,5 – 4 ans, en considérant les concentrations environnementales modélisées maximales ou moyennes	76
Tableau 7.2 :	Principales sources d'incertitudes dans l'évaluation des doses d'exposition et leur influence	78

LISTE DES FIGURES

Figure 4.1 :	Scénarios considérés pour l'évaluation des concentrations aiguës, sous- chroniques et chroniques dans le sol et en surface	33
Figure 5.1 :	Concentrations internes en malathion pour des mélangeurs/chargeurs résultant des activités de contrôle des moustiques au cours d'une saison de vaporisation	60
Figure 6.1 :	Comparaison des indices de risques aigus pour les divers adulticides, par groupe d'âge	68
Figure 6.2 :	Comparaison des indices de risques sous-chroniques pour les divers adulticides, par groupe d'âge	69
Figure 6.3 :	Comparaison des indices de risques chroniques pour les divers adulticides, par groupe d'âge	70

SIGLES ET ABRÉVIATIONS

<u>Sigle</u>	<u>Signification</u>
ACGIH	American Conference of Governmental Industrial Health
ADI	Acceptable Daily Intake
AgDrift	Nom d'un logiciel de modélisation environnementale
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Diseases Registry
CARC	Cancer Assessment Review Committee
DWEL	Drinking Water Exposure Limit
IARC	International Agency for Research on Cancer
IDLH	Immediately Dangerous to Life or Health
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
ISCST3	Nom d'un logiciel de modélisation environnementale
LD ₅₀	<i>Lethal Dose 50</i> (Dose Létale à 50 %)
LHA	<i>Lifetime Health Advisory</i>
LOAEL	<i>Lowest Observed Adverse Effect Level</i>
LOEL	<i>Lowest Observed Effect Level</i>
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêches et de l'Alimentation
MENV (autrefois, MEF)	Ministère de l'Environnement
MSSS	Ministère de la Santé et des Services Sociaux
NIOSH	<i>National Institute of Safety and Health</i>
NOAEL	<i>No Observed Adverse Effect Level</i>
NOEL	<i>No Observed Effect Level</i>
OSHA	<i>Occupational Safety and Health Administration</i>
PBO	<i>Piperonyl Butoxide</i> (Butoxyde de pipéronyle)
PEL	<i>Permissible Exposure Limit</i>
PHED	<i>Pesticide Handlers Exposure Database</i>
PKBW3	Nom d'un logiciel de modélisation environnementale
RfD	<i>Reference Dose</i> (Dose de référence)
SOPFIM	Société pour la Protection de la Forêt contre les Insectes et les Maladies
ULV	<i>Ultra Low Volume</i> , Méthode d'application d'adulticides
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i> (Agence de protection de l'environnement des États-Unis)
VNO	Virus du Nil occidental
WHO	<i>World Health Organization</i> (Organisation mondiale de la santé)

1. INTRODUCTION

Des cas d'encéphalites causés par le virus du Nil occidental (VNO) sont apparus dans l'état de New York, en 1999, ce qui constituait une première en Amérique du Nord. Le cycle vital du virus comprend des oiseaux comme « réservoir biologique ». Le VNO peut être transmis des oiseaux aux humains par les piqûres de moustiques. Le virus se loge dans les glandes salivaires des moustiques, et peut ainsi être transmis aux humains. En 1999, des oiseaux infectés ont été retrouvés à mi-chemin entre le foyer de l'épidémie new-yorkaise et la frontière avec le Québec, ce qui laisse entrevoir la possibilité que le virus puisse se propager sur de grandes distances (GDG Environnement 2000). Pour prévenir et contrôler cette éventualité, un comité ad hoc intersectoriel a été formé en avril 2000, sous la supervision conjointe du ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) et du ministère de l'Agriculture, des Pêches et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), dans le but de préparer les dispositions nécessaires à un programme de surveillance, de prévention et de contrôle du VNO.

Le programme du Gouvernement du Québec comporte plusieurs parties : surveillance, information et éducation de la population sur les mesures de protection personnelles, et aménagement de l'environnement de manière à le rendre moins propice à la reproduction des moustiques piqueurs. Dans le cas où des risques d'épidémies de VNO dans la population québécoise seraient élevés, en dernier recours, l'utilisation de produits insecticides contre les larves de moustiques (larvicides) et les moustiques adultes (adulticides) est proposée. À la demande du MSSS, l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) a préparé une évaluation du risque toxicologique quant à l'utilisation de produits insecticides contre les moustiques adultes (adulticides).

La présente évaluation de risques a pour but, tel que spécifié dans le mandat de l'INSPQ, de quantifier les impacts toxicologiques pour la population et pour les travailleurs advenant l'utilisation d'adulticides, telle que prévue dans les conditions normales des éventuelles procédures d'intervention du MSSS. Les résultats de cette évaluation devraient guider les autorités dans le processus de prise de décision en considérant les impacts toxicologiques en regard avec les risques d'épidémie au VNO.

L'évaluation de risque est constituée de quatre sections :

- une revue de littérature sur les produits chimiques considérés;
- des estimations de concentrations environnementales d'adulticides calculées à partir de scénarios représentant des conditions éventuelles d'application, à l'aide de modèles environnementaux;
- une estimation des doses d'exposition de la population établies à partir de scénarios d'exposition aux concentrations environnementales d'adulticides;
- une estimation des risques potentiels que l'utilisation d'adulticides impliquerait pour la santé des individus qui y seraient exposés.

2. SUBSTANCES RETENUES

La sélection des substances retenues pour la présente analyse dépend de leur statut d'homologation au Canada, ce qui va déterminer la probabilité qu'elles soient utilisées ou non. Avant de discuter du statut d'homologation cependant, il importe de discuter brièvement des méthodes envisageables pour contrôler les moustiques, ledit statut d'homologation faisant référence à des méthodes d'application bien précises.

2.1 Méthodes d'application des adulticides

Il existe trois méthodes d'application des adulticides, soit l'application résiduelle, la fumigation (« thermo-fogging ») et la brumisation (« cold fogging ») en *ULV* (« Ultra Low Volume »). La fumigation et la technique d'application en *ULV* consistent à mettre en suspension des microgouttelettes d'adulticides afin d'augmenter la probabilité de contact avec les moustiques et ainsi la mortalité de ces derniers. Les particules mises en suspension sont petites de façon à ce que le moins de produit possible se dépose au sol. La fumigation nécessite le chauffage de la solution d'adulticides afin de créer une forme de « gaz » vaporisé dans l'air. La technique *ULV* quant à elle est une vaporisation à froid. Pour ce qui est de l'application résiduelle (ou « traitement barrière »), la technique consiste à appliquer l'adulticide sur un support solide (arbres, mur), en le « peignant » pour le recouvrir. Son action dépend du fait que le moustique doit se déposer sur ce support pour entrer en contact avec le produit. Ce traitement, contrairement à l'*ULV*, cherche à obtenir une concentration élevée de produit sur le support solide et peu ou pas en suspension dans l'air. Ceci est atteint en augmentant la taille des gouttelettes qui, plus lourdes, retombent au sol. Ce traitement est particulier en ce qu'il ne se fait que lorsque les conditions de vent permettent le traitement de la zone visée **en aval** du point de vaporisation, par rapport à la direction du vent.

Pour des raisons d'efficacité, de coûts et de sécurité, la brumisation en *ULV* est la technique la plus avantageuse et la plus utilisée pour procéder à la vaporisation d'adulticides au Canada (GDG Environnement 2000, INSECT 2001). Les méthodes d'application peuvent se faire à partir du sol (camions, applicateurs) ou par voie aérienne (avions, hélicoptères).

2.2 Produits homologués et retenus pour la présente étude

Plusieurs produits sont homologués pour la lutte vectorielle au Canada. Ainsi, considérant l'ingrédient actif, une douzaine d'insecticides au total sont enregistrés. Les plus communément utilisés à ce jour ou antérieurement dans le cas de la brumisation sont au nombre de six : le dichlorvos, le malathion, le propoxur, la resméthrine et la perméthrine (ces deux derniers sont des dérivés synthétiques des pyréthrines naturelles extraites de la fleur de chrysanthème), ainsi que les pyréthrines naturelles proprement dites (INSECT 2001, NPTN 1998). Pour la vaporisation aérienne, seuls le malathion et le propoxur sont homologués, et tous le sont pour la vaporisation terrestre. La perméthrine quant à elle est utilisée en application résiduelle, comme traitement de barrière, et non pas en *ULV*. Notons qu'un synergiste, le butoxyde de pipéronyle (*PBO*) est également homologué à des fins d'usage commun avec certains adulticides, afin d'en améliorer l'efficacité. Ce synergiste est un produit qui inhibe

l'action des enzymes détoxifiantes de l'insecte (cytochrome P-450) et donc diminue la quantité extérieure requise de substance active pour obtenir une dose interne efficace pour créer l'action physiologique recherchée. Au Canada, l'homologation permet l'utilisation simultanée avec les pyréthrines naturelles mais pas avec les dérivés synthétiques (NPTN 1998). Notons que dans la procédure d'intervention envisagée par le MSSS, seul le malathion, un organophosphoré, et le pyréthroïde resméthrine, utilisé seul, sont envisagés, en application *ULV*, en plus de la perméthrine pour le traitement de barrière. En guise de précision, on désigne par « pyréthroïdes » les insecticides synthétiques apparentés aux pyréthrines naturelles. L'ensemble des pyréthrines naturelles et des pyréthroïdes composent le groupe des pyréthroïdes. Le choix de ces substances découle des recommandations d'experts en lutte contre les moustiques et de l'avis concernant le choix d'un adulticide pour le contrôle des insectes afin de contrer la transmission du Virus du Nil occidental au Québec, avis rédigé par la Direction de la toxicologie humaine de l'INSPQ (Samuel et St-Laurent 2000). Ce sont les produits sur lesquels porte la présente étude. Concernant les autres produits, ils n'ont été considérés ni dans la procédure d'intervention, ni dans la présente étude, car ils sont restreints quant à leur utilisation, notamment le chlorpyrifos et le dichlorvos, de même que le naled qui génère du dichlorvos en se décomposant. À cause de ces restrictions, il est apparu non pertinent de les considérer comme pouvant éventuellement être utilisés préférentiellement aux produits suggérés dans la procédure d'intervention. De plus, les propriétés toxicologiques du propoxur et les indicateurs de toxicité qui en découlent, indiquent un potentiel de toxicité plus grand que celui du malathion et inacceptable en regard d'une éventuelle utilisation contre le VNO. Il n'a donc même pas été abordé dans la présente étude.

Le tableau 2.1 résume l'état d'homologation général des produits utilisés à des fins de contrôle vectoriel au Canada. Il indique également si les produits sont considérés ou non dans la présente étude. Notons que les méthodes homologuées au Canada pour le malathion et la resméthrine sont sous la bannière de la formulation « *Fyfanon 95 %* » pour le malathion et d'une formulation à 40 % de resméthrine (« *MosquitoFog 40 %* »), respectivement. Quant à l'utilisation de resméthrine synergiste au *PBO*, que ce soit par application aérienne ou terrestre, elle constitue de l'avis des experts une méthode dont il faudrait envisager l'homologation éventuelle, avec la formulation « *Scourge 18/54* », constituée de 18 % de resméthrine et de 54 % de *PBO*. Le scénario impliquant la perméthrine quant à lui se limite à un traitement localisé de barrière terrestre, et c'est l'usage pour lequel elle est homologuée pour le moment au Canada, sous la formulation « *Prelude 50 %* » (INSECT 2001).

Tableau 2.1 : Produits homologués au Canada pour la lutte vectorielle

FAMILLE CHIMIQUE	INGRÉDIENT ACTIF	TYPE D'APPLICATION PERMISE	APPLICATION ULV	PRODUITS ÉTUDIÉS DANS CETTE ÉTUDE
Organophosphorés	Chlorpyrifos	Terrestre	non	non
	Dichlorvos	Terrestre	oui	non
	Malathion	Aérienne et terrestre	oui	Application aérienne et terrestre
	Naled	Terrestre	non	non
Carbamates	Propoxur	Aérienne et terrestre	oui	non
	Carbaryl	Terrestre	non	non
Pyréthri-noïdes	Perméthrine	Terrestre	non	Traitement de barrière
	Resméthrine	Terrestre	oui	Application aérienne* et terrestre
	Pyréthrines	Terrestre	oui	non
	Alléthrine	Terrestre	oui	non
	Octyl-bicycloheptène dicarboximide	Terrestre	oui	non
Organochloré	Méthoxychlore	Terrestre	non	non
Autres	Butoxide de pipéronyle (PBO)	Terrestre	oui	Application aérienne* et terrestre

* La formulation « *Scourge 18/54* » par application aérienne en ULV est une formulation qui n'est pas homologuée au Canada, mais qui est celle qui serait la plus avantageuse dans le cas d'une lutte vectorielle, de l'avis des experts. Cet avis se base sur l'expérience américaine de cette formulation, qui est homologuée aux États-Unis.

3. REVUE DE LITTÉRATURE

Le malathion est la substance pour laquelle le plus d'information scientifique est disponible, tant de nature toxicologique animale et humaine qu'épidémiologique, principalement parce qu'il a récemment fait l'objet de revues par divers groupes de travail, en particulier celles menées par l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (*USEPA*). Les pyréthroïdes et le *PBO* sont moins bien documentés, mais puisqu'une certaine quantité d'information demeure disponible, il est possible de tracer un portrait relativement exhaustif de leurs propriétés. La majorité des informations ont été tirées de documents synthèse (Samuel et St-Laurent 2000) ou encore de bases de données disponibles sur le WEB telles IRIS, EXTOXNET et ATSDR.

Les produits généralement utilisés comme supports inertes dans les formulations techniques des adulticides sont des huiles alimentaires (soja) ou encore des huiles minérales et solvants aromatiques à base de distillats de pétrole. Bien que peu de données soient disponibles sur les produits spécifiquement utilisés avec les adulticides, une revue des propriétés de ces dernières substances est également abordée dans cette étude puisqu'ils se retrouveront dans le milieu suite à une éventuelle vaporisation.

3.1 Malathion

3.1.1 Caractéristiques physico-chimiques et pharmacocinétiques

Le malathion est un insecticide liquide de la classe des organophosphorés, d'aspect brunâtre et il possède une odeur similaire à l'ail et aux mercaptans. Il est pratiquement insoluble dans l'eau et peu volatil. Lors de son utilisation comme adulticide, il est généralement utilisé dans des formulations dont la pureté varie entre 90 % et 95 % (Exttoxnet 1996a), le reste étant le support aqueux constituant l'émulsion.

À cause de son coefficient d'adsorption faible au carbone organique, le malathion est fort mobile dans le sol. Il peut donc facilement atteindre les nappes d'eau souterraine, où sa demi-vie d'élimination est longue (six mois), mais il est rapidement dégradé dans le sol et à sa surface, de même que dans l'air. La dégradation se produit par la lumière et des micro-organismes, et génère son métabolite principal, le malaaxon, plus toxique que le produit-mère. Il est peu lipophile (coefficient octanol : eau (K_o/w) = 229) et son potentiel de bioaccumulation dans la chaîne trophique est faible (Samuel et St-Laurent 2000).

Chez le rat, le malathion est excrété principalement dans l'urine (plus de 80 %) dans un délai de 24 heures. Ses métabolites sont principalement des acides mono et dicarboxyliques, mais de 4 à 5 % se retrouvent sous forme de malaaxon, répartis dans l'urine et dans l'organisme (Samuel et St-Laurent 2000). Le malathion ne s'accumule pas dans l'organisme (NYCDH 2001). Le tableau suivant présente les paramètres physico-chimiques et pharmacocinétiques propres au malathion.

Tableau 3.1 : Paramètres physico-chimiques et pharmacocinétiques du malathion

PARAMÈTRE	UNITÉS	VALEUR	RÉFÉRENCE
Numéro CAS	-	121-75-5	GDG Env. 2000
Poids moléculaire	g/mol	330,4	GDG Env. 2000
Solubilité	mg/L	1,45E+02	GDG Env. 2000
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	2,36	GDG Env. 2000
Coefficient d'adsorption sur carbone organique	-	3,26	a)
Coefficient d'adsorption au sol	-	18,2	a)
Diffusivité dans l'air	m ² /sec	1,47E-06	GDG Env. 2000
Diffusivité dans l'eau	m ² /sec	5,29E-10	GDG Env. 2000
Pression de vapeur	atm.	2,34E-07	GDG Env. 2000
Point de fusion (C)	°C	2,85E+00	GDG Env. 2000
Constante de Henry	torr.m3/mol	4,05E-04	GDG Env. 2000
Demi-vie dans l'eau de surface	jour	5,00	Extoxnet 1996a
Demi-vie dans l'eau souterraine	jour	173	Extoxnet 1996a
Demi-vie à la surface du sol	heure	13	USEPA 2000
Demi-vie dans le sol	jour	1,0	Extoxnet 1996
Demi-vie dans l'air	jour	1,5	Extoxnet 1996a
Constante d'élimination chez l'humain	jour ⁻¹	1,92	b)
Demi-vie chez l'humain (t1/2) en jours	jour	0,36	b)
Coefficient de perméabilité cutanée	cm/sec	2,42E-07	a)
Fraction d'absorption cutanée	%	10	NYCDH 2001
Facteur de bioconcentration chez le poisson	-	1,31E+01	USEPA 1998
Facteur de biotransfert diète-lait	j/kg	1,82E-06	USEPA 1998
Facteur de biotransfert diète-viande	j/kg	5,75E-06	USEPA 1998

a) Calculé tel que décrit dans MEF (1996).

b) Dédduit à partir de la formule $C=Co.e^{-kt}$ et de données de concentrations chez des volontaires exposés de ATSDR (2001).

3.1.2 Caractéristiques toxicologiques (toxicodynamiques) et indicateurs de risques

3.1.2.1 Toxicité aiguë

Le malathion produit son action toxique en inhibant les cholinestérases, ce qui perturbe le fonctionnement normal du système nerveux des organismes affectés. Les symptômes d'intoxication aiguë incluent des tremblements, sudations, vision trouble et incoordination, des nausées, crampes abdominales, vomissements, difficultés respiratoires, bradycardie, coma et, à doses extrêmes, la mort. Au niveau respiratoire, il n'est pas clair si le malathion peut induire ou aggraver des réactions asthmatiques, même si d'autres organophosphorés y ont été associés, alors qu'au niveau gastro-intestinal, des études ont associé certains troubles avec l'exposition au malathion à faibles doses (NYCDH 2001).

Le malathion a été associé à une activité d'immunosuppression. En effet, sa forte activité de stimulation cholinergique a été rapportée comme pouvant diminuer la sécrétion d'anticorps IgM au niveau de la rate. De plus, l'action directe du malathion ou de ses métabolites sur le système immunitaire ne peut être exclue (Casale, Cohen et DiCapua 1983). Un contaminant du malathion, le O,O,S-triméthyl phosphorothioate, a également été associé à de l'activité d'immunosuppression (Thomas et Imamura 1986). De même, des poissons exposés au malathion ont montré une plus faible résistance aux infections bactériennes (Beaman, Finch *et al.* 1999). Des intoxications accidentelles sont

couramment rapportées dans la littérature (Exttoxnet 1996a). Toutefois, le malathion présente un faible niveau de toxicité aiguë orale, cutanée et par inhalation, lorsque évalué par les doses requises pour provoquer de l'intoxication (DL_{50} chez le rat supérieure à 2000 mg/kg). Il présente un léger potentiel d'irritation cutanée et oculaire, et n'est pas considéré comme étant un sensibilisateur cutané, malgré quelques épisodes rapportés en ce sens chez certains travailleurs. De plus, il semble qu'en de rares cas, le malathion a provoqué une réaction de la peau chez des individus qui avaient été préalablement sensibilisés ou présentaient déjà un certain niveau d'irritation de la peau (NYCDH 2001).

Les classes de toxicité, d'irritation cutanée et d'irritation oculaire du malathion selon la *USEPA* sont respectivement les classes 3 (DL_{50} orale chez le rat entre 500 et 5000 mg/kg), 4 (irritation légère en 72 heures) et 3 (irritation réversible en 7 jours) (Samuel et St-Laurent 2000, IRESTUN 1999). Ainsi, que ce soit par voie orale ou cutanée, les DL_{50} chez le rat et la souris sont supérieures à 1000 mg/kg et 400 mg/kg respectivement (ATSDR 2001). Au niveau de l'inhalation, la CL_{50} chez le rat est supérieure à 5,2 mg/m³ pendant quatre heures. Le métabolite du malathion, le malaaxon, serait au moins 10 fois plus toxique, selon les diverses voies d'exposition (Samuel et St-Laurent 2000).

3.2.2.2 Toxicité subaiguë

Au niveau subaigu, divers effets ont été observés (inhibition des cholinestérases érythrocytaires et lésions de la cavité nasale) chez les rats exposés par inhalation durant 90 jours à 100 mg/m³, six heures par jour, cinq jours par semaine, ce qui correspond à une dose de 25,8 mg/kg/jour. À partir de ces données, un niveau maximum sans effet observé (*NOEL* : *No Observed effect Level*) de 0,2 mg/m³ a été déterminé (NYSDH 2000). Pour une période de cinq semaines, l'inhibition des cholinestérases s'observait pour une dose orale de 65 mg/kg/jour. Par la même voie d'exposition, le chien montrait le même effet à la même dose, après avoir été exposé pendant un an. L'inhibition des cholinestérases a aussi été observée chez des lapins exposés par voie cutanée durant 21 jours à 300 mg/kg/jour (ATSDR 2001, Samuel et St-Laurent 2000).

3.1.2.3 Toxicité chronique

a) Effets non cancérogènes

Au niveau des effets non-cancérogènes découlant d'une exposition chronique au malathion, une diminution de l'activité de la cholinestérase érythrocytaire chez le rat a pu être démontrée (Exttoxnet 1996a). Le malaaxon a induit des altérations structurelles dans les tissus nasaux, pulmonaires et du tympan chez les rats femelles, de même qu'une augmentation de dépôts de minéraux dans les tissus de l'estomac chez les rats mâles (USEPA 2000b). Pour les autres actions toxiques potentielles, les effets sur le développement, la toxicité reproductive et la tératogénicité, la mutagénicité et la neuropathie retardée ont été étudiés.

Pour ce qui est des effets sur le développement, une légère augmentation de l'incidence d'ovules fécondés non-implantés est rapportée chez le lapin, et une diminution du gain de poids des sujets est notée tant chez le rat que chez le lapin exposés par voie orale, de même que chez les petits allaités durant l'exposition de la mère chez le rat (NYSDH 2000). Des effets de modificateurs endocriniens chez les animaux ont été rapportés pour le malathion, entre autre par son action sur l'hypophyse au niveau de la sécrétion de la prolactine (NYCDH 2001, Simionescu *et al.* 1977).

Pour ce qui est des effets de génotoxicité, le malathion peut induire des dommages chromosomiques, mais n'est pas considéré mutagène, tandis que le malaoxon a démontré certaines tendances pour ces deux effets. Le malathion n'est pas considéré comme causant de la neuropathie retardée pas plus que des effets sur la reproduction (Samuel et St-Laurent 2000). Le tableau suivant résume les doses-repères associées à des expositions chroniques concernant le malathion et, quand disponibles, concernant le malaoxon.

Tableau 3.2 : Doses-repères de toxicité chronique associée au malathion et au malaoxon

TYPE DE SEUIL	* VALEUR (MG/KG/JOUR)	ESPÈCE	EFFET ÉTUDIÉ	RÉFÉRENCE
<u>MALATHION</u>				
<i>NOEL</i>	2,4	R	Inhibition de cholinestérases	Samuel et St-Laurent 2000
<i>LOAEL</i> ^{a)}	29	''	''	Samuel et St-Laurent 2000
<i>NOAEL</i> ^{a)}	17,4/20,8 ^{b)}	Souris	Inhibition de cholinestérases	Samuel et St-Laurent 2000
<i>LOAEL</i>	143/167	''	''	Samuel et St-Laurent 2000
<i>NOAEL</i>	143/167	''	Diminution du poids corporel, hypertrophie du foie	Samuel et St-Laurent 2000
<i>LOAEL</i>	1476/1707	''	''	Samuel et St-Laurent 2000
<i>NOEL</i>	394/451	Rat	Reproduction : perte de poids corporel parental	Samuel et St-Laurent 2000
<i>LOEL</i> ^{a)}	611/703	''	''	Samuel et St-Laurent 2000
<i>NOAEL</i>	131/153	''	Reproduction : perte de poids corporel des petits	Samuel et St-Laurent 2000
<i>LOAEL</i>	394/451	''	''	Samuel et St-Laurent 2000
<i>NOEL</i>	400	''	Développement : effets sur la mère	Samuel et St-Laurent 2000
<i>LOEL</i>	800	''	''	Samuel et St-Laurent 2000
<i>NOEL</i>	800 ^{c)}	''	Développement des petits	Samuel et St-Laurent 2000
<i>NOEL</i>	150	Souris	Développement : effets chez la mère	Samuel et St-Laurent 2000
<i>NOEL</i>	25	Lapin	Développement : Augmentation du taux d'ovules fécondés non-implantés	Samuel et St-Laurent 2000
<i>LOEL</i>	50	''	''	Samuel et St-Laurent 2000
<i>NOEL</i>	100	''	Développement : Activité réduite parentale	ATSDR 2001
<i>LOEL</i>	200	''	''	ATSDR 2001
<i>NOAEL</i>	400	''	Développement : anomalies chez les petits	ATSDR 2001
<u>MALAOXON</u>				
<i>NOAEL</i>	1	Rat	Altérations structurales dans les tissus nasaux, dépôts de minéraux dans le muscularis de l'estomac	Samuel et St-Laurent 2000
<i>LOAEL</i>	1	''	Inhibition des cholinestérases	Samuel et St-Laurent 2000

* Note : Lorsque deux valeurs différentes sont rapportées dans la littérature pour des conditions expérimentales identiques, la dose la plus faible est rapportée ici, par esprit de conservatisme. Les doses sont des doses orales.

- a) *LOAEL* : *Lowest Observed Adverse Effect Level*, soit la dose minimale d'effets adverses observés. *LOEL* : *Lowest Observed Effect Level*, soit la dose minimale d'effets observés. *NOAEL* : *No observed Adverse Effect Level*, soit la dose sans effet adverse observé.
- b) Les deux valeurs indiquées sont pour le mâle et la femelle, respectivement.
- c) Plus haute dose testée

Le tableau suivant résume les indicateurs de risques déterminés pour le malathion, selon diverses sources.

Tableau 3.3 Indicateurs de risques pour le malathion chez l'humain

INDICATEUR	VALEUR	COMMENTAIRE	RÉFÉRENCE
<i>RfD</i> orale chronique et sous-chronique, cutanée chronique* (aussi : <i>ADI</i> ^{a)})	0,024 mg/kg/jour	* : Basé sur la plus petite valeur de <i>NOEL</i> obtenue chez le rat, + facteur d'incertitude de 100 ($10_{\text{interespèces}} \times 10_{\text{individus sensibles}}$)	Samuel et St-Laurent 2000, NYCDH 2001
<i>RfD</i> inhalation chronique, sous-chronique et aiguë.	0,03 mg/kg/jour	Basé sur l'inhibition d'activité enzymatique érythrocytaire.	ATSDR 2001
<i>RfC</i> inhalation chronique, sous-chronique et aiguë.	10 µg/L	Basé sur l'inhibition d'activité enzymatique érythrocytaire.	NYCDH 2001
<i>RfD</i> cutanée sous-chronique et aiguë, orale aiguë.	0,5 mg/kg/jour	Basé sur l'inhibition d'activité enzymatique érythrocytaire.	NYCDH 2001
Concentration maximale dans l'eau potable	0,19 mg/L	Au Canada	Santé et Bien-Être Canada 1996
Concentration maximale dans l'eau potable	0,2 mg/L	Aux États-Unis	Exttoxnet 1996a
Concentration maximale dans l'eau potable	0,05 mg/L	État de New York	NYSDH 2000
Concentration maximale dans les plans d'eau	0,007 mg/L	État de New York	NYSDH 2000
Concentration maximale dans l'air ambiant	0,024 mg/L	État de New York	NYSDH 2000
<i>PEL</i> ^{b)}	15/10 mg/m ³	<i>OSHA/ACGIH</i>	Exttoxnet 1996a, NYSDH 2000
<i>DWEL</i> ^{c)}	0,8 mg/L	Norme américaine	ATSDR 2000
<i>LHA</i> ^{d)}	0,1 mg/L	Norme américaine	ATSDR 2000
<i>IDLH</i> ^{e)}	250 mg/m ³	NIOSH	ATSDR 2001

a) *ADI* : *Acceptable Daily Exposure*

b) *PEL* : *Permissible Exposure Limit* : 8 heures

c) *DWEL* : *Drinking Water Exposure Limit*

d) *LHA* : *Lifetime Health Advisory*

e) *IDLH* : *Immediately Dangerous to Life or Health*

b) Effets cancérogènes

Dans le cadre du processus de détermination d'éligibilité de ré-enregistrement des pesticides organophosphorés, l'*Office of Pesticide Programs* de la *USEPA* a entre 1997 et 2000, par l'entremise de son *Cancer Assessment Review Committee (CARC)* et sous l'égide de la *Health Effects Division*, évalué le potentiel cancérogène du malathion et du malaoxon. Le *CARC* estime que l'évaluation quantitative du risque cancérogène pour le malathion n'est ni nécessaire, ni justifiée, et aucune valeur officielle de risque unitaire n'est rapportée. En effet, le malathion a été classé comme *ayant des évidences suggestives de cancérogénicité, mais celles-ci ne sont pas suffisantes pour évaluer son*

potentiel cancérigène chez l'humain. Ces conclusions se basent sur quatre faits : 1) l'apparition statistiquement liée à l'exposition de tumeurs du foie chez des souris mâles et femelles ainsi que chez des rats femelles à des doses générant de la toxicité généralisée chez les sujets, 2) l'apparition de tumeurs de la cavité naso-buccale chez des rats mâles et femelles, apparition qui ne peut être distinguée comme étant reliée à l'exposition ou apparaissant au hasard, 3) l'absence d'évidence de mutagénicité du malathion supportant un potentiel cancérigène et 4) l'absence de cancérogénicité du malaoxon, le métabolite principal du malathion, d'après une étude chez le rat (Samuel et St-Laurent 2000). Le malathion a donc été classé dans le groupe D selon la *USEPA*, et dans le groupe 3 selon l'IARC (*International Agency for Research on Cancer*) (ATSDR 2000, NYCDH 2001). Ces deux classifications correspondent sensiblement à la même définition, soit l'impossibilité de statuer définitivement sur le potentiel cancérigène.

Les conclusions du *CARC* quant à la classification du malathion concernant son potentiel cancérigène chez l'humain ont été révisées par un panel indépendant d'experts scientifiques découlant du *Federal Insecticides, Fungicides and Rodenticides Act* américain. Suite à sa réunion, le panel a été divisé quant à la validité de la classification du malathion donnée par le *CARC*. La moitié du panel trouvait la classification appropriée alors que l'autre moitié suggérait que le malathion devrait être déclassé quant au potentiel cancérigène, soit comme étant « non susceptible » de produire le cancer. Un seul membre du panel trouvait à l'inverse que les résultats expérimentaux devraient permettre de le surclasser et de qualifier le malathion comme étant « probablement » cancérigène (FIFRA Scientific Advisory Panel 2000).

3.2 Resméthrine

3.2.1 Caractéristiques physico-chimiques et pharmacocinétiques

La resméthrine est un insecticide de la classe des pyréthroïdes synthétiques qu'on retrouve sous forme de solide légèrement huileux. Elle est blanchâtre et a une odeur de chrysanthème (Extoxnet 1996b).

Sa persistance dans le sol est de faible à modérée (jusqu'à 30 jours de demi-vie), selon les conditions, et son coefficient d'adsorption au carbone organique relativement élevé implique qu'elle n'y est pas très mobile. Elle est fortement lipophile, non soluble dans l'eau. En milieu aquatique, la resméthrine est assez persistante, mais pas dans l'air, où sa demi-vie est de moins d'une heure. La bioaccumulation de la resméthrine est un phénomène suspecté à cause de son *K_o/w* élevé (supérieur à sept), mais elle n'a pas été retrouvée dans le lait maternel (NYCDH 2001).

Après une administration par voie orale, la partie alcool de la molécule est rapidement absorbée par le tractus gastro-intestinal, suite à l'hydrolyse du lien ester et de l'oxydation ou de la conjugaison subséquente des parties alcool et acide. De cette partie, 36 % est excrétée dans l'urine, le reste par les fèces. Les métabolites urinaires principaux sont l'acide chrysanthémique (CA), et l'acide 5-benzyl-3-furylméthyle (BCFA), de même que des dérivés hydroxylés de ce dernier (Samuel et St-Laurent 2000).

Le tableau suivant présente l'ensemble des paramètres physico-chimiques associés à la resméthrine.

Tableau 3.4 : Paramètres physico-chimiques et pharmacocinétiques de la resméthrine

PARAMÈTRE	UNITÉS	VALEUR	RÉFÉRENCE
Numéro CAS	-	10453-86-8	IRIS 1996
Poids moléculaire	g/mol	338,45	IRIS 1996
Solubilité	mg/L	1,00E-02	IRIS 1996
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	7,11	Interactive LogKo/w demaio (sd)
Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log10)	-	5,00	Exttoxnet 1996b
Coefficient d'adsorption au sol	-	1000	a)
Diffusivité dans l'air	m ² /sec	3,91E-06	b)
Diffusivité dans l'eau	m ² /sec	4,53E-10	b)
Pression de vapeur	atm.	1,48E-11	Exttoxnet 1996b
Point de fusion (C)	°C	4,50E+01	Exttoxnet 1996b
Constante de Henry	torr.m ³ /mol	3,81E-04	b)
Demi-vie dans l'eau de surface	Jour	4,00E-02	Exttoxnet 1996b
Demi-vie dans l'eau souterraine	Jour	3,65E+01	Exttoxnet 1996b
Demi-vie en surface du sol	Heure	17,00	WHO Working group 1989
Demi-vie dans le sol	Jour	3,00E+01	Exttoxnet 1996b
Demi-vie dans l'air	Jour	2,00E-02	Exttoxnet 1996b
Constante d'élimination chez l'humain	Jour	2,31E-01	c)
Demi-vie chez l'humain (t1/2) en jours	Jour	3,00E+00	c)
Coefficient de perméabilité cutanée	cm/sec	5,10E-04	a)
Fraction d'absorption cutanée	%	10	NYCDH 2001
Facteur de bioconcentration chez le poisson	-	2,82E+04	b)
Facteur de biotransfert diète-lait	j/kg	1,02E-01	b)
Facteur de biotransfert diète-viande	j/kg	3,23E-01	b)

a) Calculé tel que décrit dans MEF 1996.

b) Calculé selon USEPA 1998 et données de IRIS 1996.

c) Dédit à partir de la formule $C=Co.e^{-kt}$ et de données de concentrations chez des volontaires exposés, de IRIS 1996.

3.2.2 Caractéristiques toxicologiques (toxicodynamiques) et indicateurs de risques

La resméthrine technique (formulée) est un mélange racémique de quatre isomères.¹ Les quatre isomères ont des activités variables dans leur effet adulticide, mais les tests toxicologiques rapportés concernent, sauf avis contraire, le mélange technique des quatre produits.

¹ Les isomères d'une substance sont des molécules identiques au niveau de leur structures mais qui ont des propriétés optiques qui varient, selon l'orientation de leur structure dans l'espace. Ainsi, un mélange racémique signifie que les divers isomères sont présents dans la même proportion dans le mélange disponible pour la vente, qui est ce qu'on appelle le mélange technique.

3.2.2.1 Toxicité aiguë

La resméthrine est un insecticide qui produit son action par altération du fonctionnement des canaux sodiques (augmentation de la durée de l'ouverture), ce qui interfère avec le fonctionnement normal du système nerveux des organismes affectés. Elle possède une faible toxicité aiguë, peu importe la voie d'exposition. Elle n'est pas considérée comme irritant cutané ou oculaire, pas plus que comme sensibilisateur cutané. Les classes de toxicité, d'irritation cutanée et d'irritation oculaire selon la USEPA sont respectivement les classes 3, 4, et 4 (pas d'irritation) (Samuel et St-Laurent 2000, IRESTUN 1999). Les symptômes systémiques chez les animaux sont des tremblements, de l'incoordination, des crispations, des pertes de contrôle de la vessie et de l'hyperactivité. Il n'y a pas d'autres types d'effets rapportés. Il n'y a pas de cas rapporté dans la littérature d'intoxication systémique humaine. Par voie dermique, un contact cutané provoquerait des sensations de brûlure et de picotement et de la démangeaison au site de contact. Le phénomène de paresthésie (sensation de picotement causé par une altération locale des nerfs sensitifs, d'une durée d'environ 24 heures à partir d'une ou deux heures après le contact) n'est pas documenté comme conséquence d'une exposition à la resméthrine, mais à cause de la similarité de cette dernière avec d'autres produits la causant, cela demeure une manifestation possible selon certains auteurs (Samuel et St-Laurent 2000). Quoiqu'il en soit, cet effet se résorbe spontanément et aucun effet à long terme n'est rapporté à ce niveau. La resméthrine n'est pas associée à une augmentation de l'intensité ou de l'occurrence de l'asthme chez des personnes exposées (NYCDH 21001).

Deux métabolites ont été testés au niveau de la toxicité aiguë orale et intrapéritonéale chez le rat et la souris, soit le CA (acide chrysanthémique) et le BFA (acide 5-benzylfurancarboxylique). Des DL_{50} variant entre 997 et 4640 mg/kg ont été rapportées, ce qui correspond aux niveaux de toxicité du produit-mère. En effet, selon les études, les DL_{50} orales chez le rat variaient entre 1244 et 4250 mg/kg, et par voie orale, cette valeur était autour de 2500 mg/kg. Par inhalation, une concentration supérieure à 9500 mg/m³ était nécessaire pour tuer 50 % des individus, durant quatre heures (Samuel et St-Laurent 2000).

3.2.2.2 Toxicité subaiguë

Au niveau de la toxicité subaiguë, des études par inhalation des isomères [1R, *trans*, *cis*]-resméthrine, la plus haute concentration testée (210 mg/m³) n'a pas causé d'effets pour une exposition de quatre heures par jour, cinq jours par semaine durant quatre semaines chez des rats et des souris (Samuel et St-Laurent 2000). Le produit technique, quant à lui, a causé chez des rats des effets mineurs tels que des modifications de paramètres biochimiques et de l'irritation, à la concentration de 100 mg/m³ (LOEL le plus faible rapporté, NOEL non-déterminé) inhalée six heures par jour, six jours par semaine, durant 90 jours (NYSDH 2000). Lorsque cette concentration était de 1000 mg/m³, des effets plus sévères étaient observés, mais ils étaient réversibles (Samuel et St-Laurent 2000).

3.2.2.3 Toxicité chronique

a) Effets non-cancérigènes

Les études de toxicité chronique non-cancérigène chez des rats ont indiqué une augmentation du volume du foie, des reins et de la rate. De plus, des signes de toxicité tels tremblements, diminution de poids corporel et augmentation de l'activité de la phosphatase alcaline ont été observés à la plus forte dose testée (5000 mg/kg de nourriture journalière) (Samuel et St-Laurent 2000).

Les autres effets testés sont les effets sur la reproduction et le développement, la mutagénicité et la neurotoxicité. Au niveau de la reproduction, une étude sur trois générations de rats a montré un effet significatif d'augmentation du taux de petits mort-nés et de baisse de poids corporel durant le sevrage. Au niveau des études de développement, aucune tératogénicité n'a été observée pour le produit technique, que ce soit chez les rats ou les lapins, mais de la foetotoxicité se manifeste, dépendamment des doses, de même que des signes de toxicité tels tremblements et augmentation du taux de mortalité. Chez la souris, la [1R, *trans*, *cis*]-Resmethrine n'a causé aucun effet au niveau du développement. Pour ce qui est de la mutagénicité, tous les tests effectués se sont avérés négatifs sauf deux, sur un total de 28 (IRIS 1996), tout comme les tests de neurotoxicité. Aucune évidence de potentiel en tant que perturbateur endocrinien n'a été rapporté. Le tableau suivant rapporte les doses-repères pour les effets chroniques de la resmethrine.

Tableau 3.5 : Doses-repères de toxicité chronique associée à la resmethrine

TYPE DE SEUIL	* VALEUR (MG/KG/JOUR)	ESPÈCE	EFFET ÉTUDIÉ	RÉFÉRENCE
LOEL	25	Rat	Chronique : hypertrophie du foie (pas de NOEL)	Samuel et St-Laurent 2000
NOEL	10	Chien	Chronique : augmentation du poids du foie	Samuel et St-Laurent 2000
LOEL	30	''	''	Samuel et St-Laurent 2000
LOEL	25	Rat	Reproduction : augmentation des rejetons mort-nés et baisse du poids de ces derniers lors du sevrage. (Pas de NOEL).	Samuel et St-Laurent 2000
NOEL	40	''	Développement : baisse du poids corporel maternel; retard dans le développement du squelette des fœtus.	Samuel et St-Laurent 2000
LOEL	80	''	''	Samuel et St-Laurent 2000
NOEL	50	Souris	Effets tératogéniques	Exttoxnet 1996b
NOEL	100	Lapin	Reproduction : perte de poids corporel parental et anomalies de développement fœtal.	Samuel et St-Laurent 2000

* Note : Lorsque deux valeurs différentes sont rapportées dans la littérature pour des conditions expérimentales identiques, la dose la plus faible est rapportée, par esprit de conservatisme. Les doses sont des doses orales.

Le tableau suivant résume les indicateurs de risques associés à la resméthrine, selon diverses sources.

Tableau 3.6 : Indicateurs de risques pour la resméthrine chez l'humain

INDICATEUR	VALEUR	COMMENTAIRE	RÉFÉRENCE
RfD chronique orale et cutanée*	0,03 mg/kg/jour	* Basé sur la $LOEL$ chez le rat plus un facteur d'incertitude de 1000 : $(10_{LOEL} \times 10_{\text{interespèces}} \times 10_{\text{individus sensibles}})$	Samuel et St-Laurent 2000
$RfD_{\text{inhalation}}$ *	0,0285 mg/kg/jour	* : Basé sur la RfD orale et le facteur d'absorption par ingestion, assumant une absorption par inhalation de 100 %	
$RfC_{\text{inhalation}}$ chronique	0,00001 mg/L	Basé sur l'effet de baisse de glucose sérique	NYCDH 2001
$RfC_{\text{inhalation}}$ aiguë et sous-chronique.	0,0001 mg/L	Basé sur l'effet de baisse de glucose sérique	NYCDH 2001
RfD_{orale} aiguë et sous-chronique	0,1 mg/kg/jour	Basé sur l'augmentation du poids du foie	NYCDH 2001
$RfD_{\text{cutanée}}$ aiguë et sous-chronique	10 mg/kg/jour	Basé sur le $NOEL$ chez le lapin	NYCDH 2001

b) Effets cancérogènes

Aucune étude faite chez les animaux (rat, souris) pour la cancérogénicité n'a révélé un quelconque potentiel à ce niveau pour la resméthrine technique ou un de ses isomères (Samuel et St-Laurent 2000). La resméthrine n'est donc pas classifiée par la *USEPA* quant à son potentiel cancérogène, et aucune valeur officielle de risque unitaire n'est rapportée.

3.3 Butoxyde de pipéronyle

3.3.1 Caractéristiques physico-chimiques et pharmacocinétiques

Le butoxyde de pipéronyle (*PBO*) est un synergiste utilisé avec les pyréthrinés naturels de même qu'avec les pyréthroïdes synthétiques. Il appartient à la classe chimique du méthylène de dioxyphényle et se présente sous la forme d'un liquide jaunâtre. Il n'a pas d'odeur et est faiblement soluble dans l'eau (IRIS 1996).

Le *PBO* n'est pratiquement pas adsorbé au carbone organique, ce qui explique sa grande mobilité dans le sol. Le comportement en milieu aquatique n'en est pas connu, mais il est susceptible de se bioaccumuler dans la chaîne trophique de façon relativement importante. Plutôt lipophile, il ne persiste pas dans l'air. Il est peu absorbé au niveau du tractus gastrointestinal (IRIS 1996, NYCDH 2001). Le tableau suivant en présente les principales caractéristiques (IRIS 1996, MENV, INSPQ et CEAEQ 2001).

Tableau 3.7 : Paramètres physico-chimiques et pharmacocinétiques du butoxyde de pipéronyle

PARAMÈTRE	UNITÉS	VALEUR	RÉFÉRENCE
Numéro CAS	-	51-03-6	MENV, INSPQ et CEAEQ 2001
Poids moléculaire	g/mol	338,4	MENV, INSPQ et CEAEQ 2001
Solubilité	mg/L	1,43E+01	MENV, INSPQ et CEAEQ 2001
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	4,29	Interactive LogKo/w demao (sd)
Coefficient d'absorption sur carbone organique (log10)	-	1,85	IRIS 1996
Coefficient d'absorption au sol	-	0,71	a)
Diffusivité dans l'air	m ² /sec	3,91E-06	b)
Diffusivité dans l'eau	m ² /sec	4,53E-10	b)
Pression de vapeur	atm.	3,42E-10	b)
Point de fusion (C)	°C	2,54E+02	b)
Constante de Henry	torr.m3/mol	1,86E-06	b)
Demi-vie dans l'eau de surface	jour	non-disponible	non-disponible
Demi-vie dans l'eau souterraine	jour	non-disponible	non-disponible
Demi-vie à la surface du sol		8,5	c)
Demi-vie dans le sol	jour	14	MENV, INSPQ et CEAEQ 2001
Demi-vie dans l'air	jour	1,50E-01	IRIS 1996
Constante d'élimination chez l'humain	jour	5,21E-01	d)
Demi-vie chez l'humain (t1/2) en jours	jour	1,33E+00	d)
Coefficient de perméabilité cutanée	cm/sec	5,07E-06	a)
Fraction d'absorption cutanée	%	20	NYCDH 2001
Facteur de bioconcentration chez le poisson	-	1,10E+03	b)
Facteur de biotransfert diète-lait	j/kg	1,55E-04	b)
Facteur de biotransfert diète-viande	j/kg	4,89E-04	b)

a) Calculé tel que décrit dans MEF 1996.

b) Calculé selon USEPA 1998 et données de IRIS 1996.

c) Dédit à partir du rapport des demi-vies dans le sol entre la resméthrine et le PBO, et de la demi-vie de la resméthrine en surface du sol, par la règle du respect de proportionnalité.

d) Dédit à partir de la formule $C=Co.e^{-kt}$ et de données de concentrations chez des volontaires exposés, de IRIS 1996.

3.3.2 Caractéristiques toxicologiques (toxicodynamiques) et indicateurs de risques

Le butoxyde de pipéronyle (PBO) n'a pas d'action biocide à proprement parler. Il est en fait un synergiste des pyréthroïdes et pyréthrines. Ainsi, en inhibant les cytochromes P-450 chez les insectes, il permet d'obtenir une dose interne plus élevée d'insecticide pour une même dose externe, puisque c'est le produit-mère qui est toxique. En effet, les cytochromes P-450 sont des enzymes hépatiques responsables de la transformation des substances toxiques afin de rendre leurs composantes solubles dans l'eau, ce qui permet leur élimination de l'organisme. Chez les mammifères cependant, c'est un activateur des cytochromes P-450 (Butler *et al.* 1996).

3.3.2.1 Toxicité aiguë

Le butoxyde de pipéronyle est une substance modérément toxique de façon aiguë, et il appartient au groupe 3 de la *USEPA* à ce niveau (Samuel et St-Laurent 2000). Par voie orale, la DL_{50} chez le rat est de 11500 mg/kg et elle est supérieure à 7590 par voie cutanée (NYSDH 2000). Les symptômes rapportés d'intoxication aiguë au butoxyde de pipéronyle sont la provocation d'un état d'anorexie, larmoiement, irritabilité, prostration, coma et même mort, chez les rats. Chez les chiens, des vomissements sont également rapportés (IRIS 1996). Des nausées, diarrhées, pertes d'appétit et une légère dépression du système nerveux central sont également rapportés, de même que de légères irritations des yeux (MENV, INSPQ, CEAEQ 2001).

Puisque le *PBO* n'est jamais utilisé seul mais bien toujours avec des pyréthroïdes, il n'y a pas de cas d'intoxication humaine, de réactions associées au système immunitaire ou de crises d'asthme, qui y soient spécifiquement reliés qui sont rapportés, même dans le cas de volontaires ayant ingéré une dose unique de *PBO* de 0,71 mg/kg (IRIS 1996).

3.3.2.2 Toxicité subaiguë

Au niveau subaigu, une augmentation du poids du foie est associée au *PBO* chez les chiens, de même que des niveaux élevés de cholestérol sérique et d'activité de diverses enzymes hépatiques, de dommages structurels au niveau des hépatocytes chez les souris. Certains effets néphrotoxiques ont également été observés occasionnellement (IRIS 1996).

3.3.2.3 Toxicité chronique

a) Effets non-cancérigènes

Au niveau chronique, des effets de diminution de gain de poids, d'augmentation du poids d'organes internes et des lésions hépatiques ont été observés chez des rats exposés (NYSDH 2000).

Parmi les effets spécifiques, mentionnons que chez des souris, des effets tératogènes ont été associés au *PBO* lors d'une étude sur deux générations, à fortes doses cependant (NYCDH 2001), de même qu'une diminution du taux de survie des rejetons et une altération du développement postnatal (olfaction, orientation, etc.) (IRIS 1996). Aucun effet de perturbateur endocrinien n'est rapporté. De plus, une diminution du poids et du nombre des rejetons de même que du nombre de femelles enceintes est observée chez le rat (NYSDH 2000). Enfin, des effets d'altérations des lymphocytes humains ont été observés *in vivo* (Diel *et al.* 1999). Les études de mutagénicité sont contradictoires (Butler *et al.* 1996). Le tableau suivant présente les doses-repères associées aux études de toxicité chronique non-cancérigène pour le *PBO*.

Tableau 3.8 : Doses-repères de toxicité chronique associée au butoxyde de pipéronyle

TYPE DE SEUIL	* VALEUR (MG/KG/JOUR)	ESPÈCE	EFFET ÉTUDIÉ	RÉFÉRENCE
NOEL	66	Chèvre	Chronique	IRIS 1996
NOEL	50	Rat	Chronique : perte de gain de poids, augmentation du poids des organes, lésions hépatiques.	NYSDH 2000
LOEL	500	''	''	NYSDH 2000
NOEL	3	Chien	Chronique : perte de gain de poids	NYSDH 2000
LOEL	30	''	''	NYSDH 2000
NOEL	500 ^a	Lapin	Développement	NYSDH 2000
NOEL	600	Souris	Développement: perte de gain de poids des petits.	IRIS 1996
LOEL	660	''	''	IRIS 1996
NOEL	50	Rat	Reproduction : baisse du nombre de rejetons et du nombre de femelles enceintes.	NYSDH 2000
LOEL	500	''	''	NYSDH 2000

* Note : Les doses sont orales.

a Plus haute dose testée

Le tableau suivant donne les indicateurs de risques pour le butoxyde de pipéronyle.

Tableau 3.9 : Indicateurs de risques pour le butoxyde de pipéronyle chez l'humain

INDICATEUR	VALEUR	COMMENTAIRE	RÉFÉRENCE
RfD chronique orale et cutanée, et RfD _{orale} sous-chronique.	0,0175 mg/kg/jour	Basé sur le NOEL chronique chez le chien et un facteur de protection de 100 (10 _{inter-espèces} x 10 _{individus sensibles}), en procédure de réévaluation.	NYSDH 2000
RfC _{inhalation} chronique	0,00007 mg/L	Effet de référence non-mentionné	NYCDH 2001
RfC _{inhalation} aiguë et sous-chronique.	0,00074 mg/L	Effet de référence non-mentionné	NYCDH 2001
RfD _{orale} aiguë	2 mg/kg/jour	Basé sur l'effet maternel dans une étude de développement	NYCDH 2001
RfD _{cutanée} aiguë et sous-chronique	10 mg/kg/jour	Effet de référence non-mentionné	NYCDH 2001

b) Effets cancérogènes

Quelques études ont révélé un potentiel à induire des lymphômes, des adénomes et des carcinomes hépatocellulaires chez les rats et souris (Takahashi *et al.* 1997 et 1994). Toutefois, les mécanismes d'inductions ne sont pas clairs. Certains l'attribuent à un mécanisme génotoxique (Tayama 1996, Suzuki H et Suzuki N 1995) alors que d'autres y voient là plutôt un mécanisme promoteur (Okamiya *et al.* 1998). Le PBO est classé dans le groupe 3 de l'IARC quant à son potentiel cancérogène, c'est-à-dire non déterminé (NYCDH 2001). Aucune valeur officielle de risque unitaire n'est rapportée.

3.4 Perméthrine

3.4.1 *Caractéristiques physico-chimiques et pharmacocinétiques*

La perméthrine est un insecticide de la classe des pyréthroïdes synthétiques, retrouvé sous forme de solide cristallin incolore ou encore de liquide visqueux brunâtre. Il est inodore et non-volatil (Exttoxnet 1996c). La perméthrine perdure de façon faible à modérée dans le sol, et son adsorption au carbone organique est importante, ce qui implique qu'elle y est très peu mobile. La demi-vie dans l'eau de surface et dans l'air est courte, à cause du phénomène de photodécomposition. Bien que lipophile, elle n'a pas été retrouvée dans des tests de bioaccumulation chez le poisson (Samuel et St-Laurent 2000).

Au niveau métabolique, lorsque la perméthrine est administrée par voie orale à des rats, elle est rapidement métabolisée et ses résidus sont presque complètement éliminés en quelques jours. L'excrétion se fait principalement par la voie urinaire, et le métabolite majeur est le 3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-diméthylcyclopropane-1-carboxylique, de la partie acide de la molécule-mère. Ce métabolite est éliminé de manière conjuguée avec l'acide glucuronique. Chez l'humain, des volontaires ont excrété jusqu'à 39 % d'une dose orale sous forme de ce métabolite. Pour ce qui est de la partie alcool, le sulfate de l'acide 3-(4'-hydroxyphénoxy)benzoïque et l'acide 3-phénoxybenzoïque libre ou conjugué sont les métabolites. Au niveau de l'absorption cutanée, seulement 2 % d'une dose est absorbée, selon des estimations. Le tableau suivant illustre les paramètres physico-chimiques et pharmacocinétiques de la perméthrine (Samuel et St-Laurent 2000).

Tableau 3.10 : Paramètres physico-chimiques et pharmacocinétiques de la perméthrine

PARAMÈTRE	UNITÉS	VALEUR	RÉFÉRENCE
Numéro CAS	-	52645-53-1	IRIS 1996
Poids moléculaire	g/mol	391,3	IRIS 1996
Solubilité	mg/L	6,00E-03	IRIS 1996
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	7,43	Interactive Logko/w demao (sd)
Coefficient d'absorption sur carbone organique (log10)	-	4,90	Exttoxnet 1996c
Coefficient d'absorption au sol	-	794,33	a)
Diffusivité dans l'air	m ² /sec	3,55E-06	b)
Diffusivité dans l'eau	m ² /sec	4,11E-10 ^a	b)
Pression de vapeur	atm.	1,28E-11	Exttoxnet 1996c
Point de fusion	°C	3,50E+01	Exttoxnet 1996c
Constante de Henry	torr.m ³ /mol	6,34E-04	Exttoxnet 1996c
Demi-vie dans l'eau de surface	Jour	2,50E+00	Exttoxnet 1996c
Demi-vie dans l'eau souterraine	Jour	1,20E+01	Exttoxnet 1996c
Demi-vie à la surface du sol	Jour	1,7E+01	Exttoxnet 1996c
Demi-vie dans le sol	Jour	3,40E+01	Exttoxnet 1996c
Demi-vie dans l'air	Jour	4,20E-01	Exttoxnet 1996c
Constante d'élimination chez l'humain	jour ⁻¹	3,77E-01	c)
Demi-vie chez l'humain (t1/2) en jours	Jour	1,80E+00	c)
Coefficient de perméabilité cutanée	cm/sec	4,09E-04	a)
Fraction d'absorption cutanée	%	50	NYCDH 2001
Facteur de bioconcentration chez le poisson	-	4,80E+02	b)
Facteur de biotransfert diète-lait	j/kg	2,14E-01	b)
Facteur de biotransfert diète-viande	j/kg	6,76E-01	b)

a) Calculé tel que décrit dans MEF 1996.

b) Calculé selon USEPA 1998 et données de IRIS 1996.

c) Dédit à partir de la formule $C=Co.e^{-kt}$ et de données de concentrations chez des volontaires exposés, de IRIS 1996.

3.4.2 Caractéristiques toxicologiques (toxicodynamiques) et indicateurs de risques

3.4.2.1 Toxicité aiguë

La perméthrine, comme les autres pyréthroïdes, agit en altérant la fonction des canaux sodiques, ce qui perturbe le fonctionnement normal du système nerveux chez les organismes affectés. Les classes de toxicité, d'irritation cutanée et d'irritation oculaire de la perméthrine selon la *USEPA* sont respectivement les classes 3, 4 et 4 (Samuel et St-Laurent 2000).

Bien que des variations soient observées selon le véhicule utilisé et le ratio des isomères *cis* et *trans* (*cis* est plus toxique) dans le produit technique utilisé, la perméthrine possède une faible toxicité d'après les études effectuées, peu importe la voie d'exposition. Ainsi, la DL_{50} orale chez le rat varie de 430 à 5000 mg/kg et par voie cutanée, elle est supérieure à 4000 mg/kg, et à 2000 mg/kg chez le lapin. Par inhalation chez le rat, les CL_{50} obtenues sont de 685 mg/kg et 12000 mg/kg pour trois et une heure d'exposition chez le rat, respectivement (Samuel et St-Laurent 2000).

La perméthrine provoque des irritations primaires chez le lapin, mais elle est peu irritante au niveau oculaire et ne constitue pas un sensibilisateur cutané. Toutefois, certains événements d'urticaires sont rapportés. La paresthésie est l'effet le plus communément rapporté dans la littérature, et lorsque cela se produit, c'est le visage qui est principalement affecté. Aucun cas d'empoisonnement systémique n'a été rapporté (Samuel et St-Laurent 2000, Fuortes 1999). La perméthrine n'est pas associée à une augmentation de l'intensité ou de l'occurrence de l'asthme chez des personnes exposées, pas plus qu'à des effets gastro-intestinaux, ou à des réactions immunitaires fortes (NYCDH 2001).

3.4.2.2 Toxicité subaiguë

Chez le rat, la plus forte dose testée (10000 mg/kg de nourriture) a provoqué une augmentation du poids du foie et des tremblements, lorsqu'administrée durant des périodes variant entre 14 et 26 semaines. Chez le rat, le *NOEL* varie entre 70 et 150 mg/kg de nourriture pour des périodes allant de 90 à 180 jours. Chez le chien, ces doses se situent entre 50 et 100 mg/kg de poids corporel sur trois mois (Samuel et St-Laurent 2000).

3.4.2.3 Toxicité chronique

a) Effets non-cancérigènes

Chez les rats, une étude à long terme a révélé un effet d'augmentation du poids du foie, probablement liée à l'induction des enzymes des microsomes hépatiques. De faibles doses administrées dans la nourriture chez les poulets provoqueraient un effet immuno-suppresseur. Pour ce qui est des effets plus spécifiques résultant d'expositions à long terme, la perméthrine n'a pas eu d'effets sur la mère ni tératogènes chez la souris et le rat, mais une dose maternotoxique pour les lapines serait embryotoxique, mais non-tératogène. La perméthrine ne provoquerait pas d'effet sur la reproduction (fertilité sur plusieurs générations), ni de mutagénicité (une étude positive sur 37 au total) (IRIS 1996). Au niveau de la neurotoxicité, la perméthrine a provoqué une lésion du nerf sciatique chez des rats à doses extrêmes (plus de 6000 mg/kg de nourriture), mais une autre étude n'a pu confirmer cet effet. Il n'y a pas eu d'autres effets neurotoxiques rapportés.(Samuel et St-Laurent 2000). Des effets de modificateurs endocriniens ne peuvent être exclus hors de tout doute pour la perméthrine (NYCDH 2001). En effet, si la perméthrine elle-même n'a pas démontré clairement son potentiel à ce niveau, d'autres pyréthrinoides apparentés ont démontré clairement de l'activité oestrogénique et antiprogesténique (Garey et Wolff 1998). Le tableau suivant rapporte les doses-repères associées aux études de toxicité chronique non-cancérigène pour la perméthrine.

Tableau 3.11 : Doses-repères de toxicité chronique associée à la perméthrine

TYPE DE SEUIL	VALEUR * (MG/KG/JOUR)	ESPÈCE	EFFET ÉTUDIÉ	RÉFÉRENCE
NOEL	5	Rat	Chronique : augmentation du poids du foie	(Samuel et St-Laurent 2000)
LOEL	25	''	''	(Samuel et St-Laurent 2000)
NOEL	5	Chien	Chronique : augmentation de l'activité de la phosphatase alcaline et du poids du foie	(Samuel et St-Laurent 2000)
LOEL	100	''	''	(Samuel et St-Laurent 2000)
LOEL	25	Rat	Reproduction : hypertrophie des hépatocytes centrilobulaires. (pas de NOEL).	(Samuel et St-Laurent 2000)
NOEL	200	Rat	Développement : effets maternels et sur les petits.	(Samuel et St-Laurent 2000)
NOEL	400	Lapin	Développement : effets maternels et sur les petits	(Samuel et St-Laurent 2000)

* Note : Lorsque deux valeurs différentes sont rapportées dans la littérature pour des conditions expérimentales identiques, la dose la plus faible est rapportée, par esprit de conservatisme. Les doses sont des doses orales.

Le tableau suivant rapporte les indicateurs de risques pour la perméthrine.

Tableau 3.12 : Indicateurs de risques pour la perméthrine chez l'humain

INDICATEUR	VALEUR	COMMENTAIRE	RÉFÉRENCE
<i>RfD</i> chronique orale et cutanée*	0,05 mg/kg/jour	* Basé sur le <i>LOEL</i> chez le rat plus un facteur d'incertitude de 1000 : ($10_{LOEL} \times 10_{\text{interespèces}} \times 10_{\text{individus sensibles}}$)	(Samuel et St-Laurent 2000)
Aussi : <i>ADI</i>			
<i>RfD</i> _{inhalation} *	0,04 mg/kg/jour	* : Basé sur la <i>RfD</i> orale et le facteur d'absorption par ingestion, assumant une absorption par inhalation de 100 %	
<i>RfC</i> _{inhalation} chronique	0,00025 mg/L	Basé sur une augmentation de l'activité enzymatique hépatique	NYCDH 2001
<i>RfC</i> _{inhalation} aiguë et sous-chronique.	0,0025 mg/L	Basé sur une augmentation de l'activité enzymatique hépatique	NYCDH 2001
<i>RfD</i> _{orale} sous-chronique	0,155 mg/kg/jour	Basé sur des effets neurologiques (tremblements)	NYCDH 2001
<i>RfD</i> _{orale} aiguë	0,25 mg/kg/jour	Basé sur une diminution de poids corporel	NYCDH 2001
<i>RfD</i> _{cutanée} aiguë et sous-chronique	1,5 mg/kg/jour	Basé sur une augmentation du poids du foie	NYCDH 2001

b) Effets cancérigènes

Selon plusieurs études, la perméthrine pourrait induire des tumeurs pulmonaires chez au moins une souche de souris femelles, à la plus forte dose testée (5 g/kg de nourriture), qui est une dose supérieure au seuil d'apparition des effets toxiques aigus (voir tableau ci-haut). Chez les rats, aucun effet n'est rapporté. Les résultats des tests ont amené la *USEPA* à classer la perméthrine dans le groupe C, soit possiblement cancérigène chez l'humain. Du côté de l'*IARC*, la perméthrine est cependant classée dans le groupe 3, soit non-concluant quant à leur potentiel cancérigène. Aucune valeur officielle de risque unitaire n'est rapportée.

3.5 Solvants et adjuvants

Il est difficile de détailler les propriétés toxicologiques des solvants de façon à avoir des doses quantitatives sur lesquelles se baser, car peu d'études ont été faites à ce niveau. Il est cependant possible d'en discuter de manière qualitative. La plupart des informations retrouvées concernent les effets chroniques ou sous-chroniques et peu d'effets sont rapportés au niveau aigu. Toutefois, les solvants aromatiques de distillat de pétrole sont suspectés comme pouvant causer des irritations cutanées, nasales, oculaires et respiratoires, sous leur forme liquide ou de vapeur, selon le cas. Cependant, cet effet est moins probable sous la forme de gouttelettes. Par conséquent, il semble que dans le cas présent, les risques concerneraient plus les éventuels applicateurs qui agiraient de manière non-conforme aux bonnes pratiques qu'à la population générale. De plus, les huiles minérales sont souvent utilisées chez l'humain comme laxatif; par conséquent, une exposition orale aiguë à très fortes doses à ces produits pourrait causer les effets qui y sont associés (diarrhées, vomissements, crampes abdominales, etc.) (NYCDH 2001). Typiquement, ce genre de doses est associé à des déversements accidentels. Aucune information n'a été retrouvée quant au potentiel d'altération du système immunitaire de ces substances.

Au niveau chronique et sous-chronique, les expositions aux éthers de pétrole peuvent causer certains effets mineurs au niveau neurologique tels des maux de tête, de la somnolence et des nausées. À plus forte dose, et dans des conditions de mauvaise ventilation en espace fermé, des manifestations de perte d'appétit, de faiblesse et d'activité motrice altérée ont été rapportées chez des travailleurs. Ces effets ont également été rapportés chez les animaux, en plus de salivation excessive et de ralentissement général de l'activité. De plus, les altérations neurologiques et comportementales sont des effets connus des solvants chez des humains exposés. Au niveau des effets sur le développement, les solvants aromatiques de pétrole ont causé une perte de gain de poids chez des fœtus de rat, mais aucun effet n'a été rapporté chez les mères. Aucun effet de perturbateur endocrinien n'est rapporté. Enfin, au niveau cancérigène, les huiles minérales sont classées par l'*IARC* dans le groupe 3, c'est-à-dire non-classifiables quant à ce potentiel. Les solvants aromatiques de pétrole comportent des éléments tels que le toluène, le xylène, l'hexane et le méthylbenzène. Même si le benzène est un cancérigène reconnu, les mêmes propriétés ne peuvent être attribuées à ces produits, car ils sont métabolisés de manière complètement différente et ils n'ont probablement pas, à la lumière de leurs structures chimiques respectives, les mêmes propriétés toxicocinétiques et toxicodynamiques (NYCDH 2001). Il n'existe de valeur officielle de risque unitaire pour aucun de ces produits.

4. ESTIMATION DES CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT

La méthodologie utilisée a requis de faire appel à des sociétés indépendantes pour procéder à la modélisation environnementale par ordinateur afin de générer des données de concentrations retrouvées dans le milieu suite à divers scénarios d'application d'adulticides. Les logiciels envisagés initialement ont été respectivement le logiciel AgDrift et ISCST3, et deux sociétés différentes (QSARinc et la Société pour la Protection de la Forêt contre les Insectes et les Maladies, SOPFIM) ont été appelées à cette fin, une pour chacun des deux modèles.

AgDrift a été développé aux États-Unis par divers départements gouvernementaux dont la *USEPA* et permet les modélisations pour les applications terrestres et aériennes de pesticides. Quant au logiciel ISCST3, il est adapté aux modélisations pour dispersion de plusieurs types de polluants industriels.

Seuls les résultats donnés par la société ayant modélisé avec ISCST3 ont été rendus disponibles. Ceux générés par AgDrift ont été écartés car il semble, d'après la société consultée, que le modèle génère un certain niveau d'erreur de sous-estimation des concentrations déposées au sol et de surestimations de celles retrouvées dans l'air; les experts ont recommandé de ne pas poursuivre les modélisations tant que cette erreur ne sera pas corrigée. En guise d'alternative, un autre logiciel similaire à AgDrift, PKBW3, développé au Canada, a été expérimenté. Après utilisation de ce dernier, il est apparu que la sortie des données recherchées serait possible à obtenir, mais que cela nécessiterait beaucoup de travail de modélisation et excéderait, en temps, l'échéancier fixé pour la présente étude. Par conséquent, pour la suite de l'étude, les résultats disponibles de ISCST3 seront les seuls utilisés. Il s'agit donc seulement de résultats de modélisations d'applications terrestres d'adulticides. Les résultats de modélisations d'applications aériennes n'étant pas disponibles, les scénarios s'y rapportant n'ont pas été considérés ici.

Si les résultats de PKBW3 sont rendus disponibles ou si ceux d'AgDrift le sont après correction des erreurs mentionnées dans le logiciel, une comparaison avec les résultats de ISCST3 pourrait être effectuée et les conclusions ajustées s'il y a lieu. Ces résultats permettraient alors l'évaluation de l'exposition découlant d'une application aérienne d'adulticides. Le tout pourrait être remis dans un éventuel addendum à la présente étude ou pourrait faire l'objet d'une étude additionnelle à part. L'ensemble des éléments considérés pour la modélisation par ISCST3 sont rapportés dans l'Annexe I tandis que les explications quant aux difficultés rencontrées dans les essais de modélisation avec AgDrift/PKBW3 et la comparaison des deux modèles le sont dans l'Annexe II.

Il importe de mentionner que d'après une étude similaire à la présente faite dans l'état de New York par le *New York City Department of Health*, une analyse de sensibilité des résultats des modélisations aux variations des paramètres d'entrées (vitesses des vents, stabilité atmosphérique, etc.) a été faite pour chacun des deux modèles et les résultats ont été comparés entre eux. Cette comparaison est décrite dans le tableau qui suit (NYCDH 2001).

Tableau 4.1 : Résultats généraux des comparaisons des modèles AgDrift et ISCST3

TYPE D'APPLICATION	CONCENTRATIONS ÉVALUÉES	MODÈLE GÉNÉRANT LES RÉSULTATS LES PLUS ÉLEVÉS (EN GÉNÉRAL)*
Aérienne	Dans l'air	AgDrift
	Au sol	ISCST3
Terrestre	Dans l'air	ISCST3
	Au sol	ISCST3

* Pour la vaste majorité des essais. Il peut y avoir eu certaines exceptions toutefois, selon le type de paramètre d'entrée pour lequel l'essai de sensibilité était effectué.

Notons que les valeurs de concentrations au sol se sont en général avérées plus élevées avec ISCST3 sauf lorsqu'on est à courte distance de la source (moins de 30 mètres). Cela est également vrai pour les concentrations dans l'air résultant d'applications terrestres. De plus, l'application terrestre génère des résultats au sol et dans l'air plus élevés que celle aérienne, sauf à plus de 300 mètres de la source (NYCDH 2001). Ceci peut s'expliquer par la plus grande possibilité de dérive des gouttelettes vaporisées par voie aérienne que celles par voie terrestre, à cause de la hauteur d'épandage.

Cette diversité de résultats selon les types et conditions de modélisation fait ressortir l'importance d'éventuellement procéder à des essais-terrains pour valider les résultats des modèles et établir avec précision quelles conditions d'épandage génèrent de plus fortes concentrations dans l'environnement. Ceci permettrait de savoir quelles sont vraiment les caractéristiques des scénarios les plus conservateurs, et ce à partir de ce qu'on observe sur le terrain et non pas à partir de ce que nous donnent les modélisations. Ceci améliorerait la validité de nos études car cela diminuerait les niveaux d'incertitudes associés à ces scénarios.

Donc, en assumant que les résultats utilisés dans la présente étude (résultats de vaporisation au sol, par ISCST3) sont les plus élevés, il peut être soutenu qu'elle est réalisée selon une approche conservatrice afin de s'assurer de la protection de la santé de la population. En effet, les doses qui seront obtenues seront les doses maximales possibles et donc, les effets en découlant, si observés, seraient les pires qui puissent être envisagés. Toutefois, comme il est extrêmement probable que les vraies doses d'exposition soient inférieures à celles calculées ici, il appert que les vrais risques seront aussi inférieurs.

4.1 Scénarios d'application considérés

En se référant aux procédures d'intervention envisagées par le MSSS, et après discussion avec les experts (Back 2001), divers scénarios de vaporisation ont été élaborés, servant de base à la modélisation. Selon les cas, ces scénarios impliquent des vaporisations terrestres ou aériennes d'adulticides, dépendamment des niveaux d'alertes atteints et causés par une éventuelle occurrence de cas humains infectés au virus du Nil occidental en territoire québécois. Ces niveaux d'alerte ont été établis dans le cadre des procédures éventuelles d'intervention du MSSS.

4.1.1 Scénarios d'application considérés avec ISCST3

À l'aide du modèle ISCST3, les quatre scénarios suivants d'application au sol ont été modélisés, à la lumière de ce qui est décrit dans la section 2.2 :

- Vaporisation *ULV* par voie terrestre de malathion (*Fyfanon*);
- Vaporisation *ULV* par voie terrestre de resméthrine sans *PBO* (*MosquitoFog*);
- Vaporisation *ULV* par voie terrestre de resméthrine avec le *PBO* (*Scourge*);
- Vaporisation barrière au sol par applicateurs individuels de perméthrine, sans *PBO* (*Prelude*).

Dans le cas de l'utilisation simultanée de resméthrine et *PBO*, il faudra évaluer en même temps les risques résultant de la présence simultanée de *PBO* et de resméthrine. Ces risques combinés seront comparés au risque que représente la formulation de resméthrine seule. En effet, un traitement avec la resméthrine seule implique normalement l'application d'une plus grande quantité et les risques attribuables à une telle dose s'en trouveraient augmentés. Par contre, dans le cas de la resméthrine synergisée avec le *PBO*, la quantité de resméthrine appliquée serait moindre mais il faudra ajouter le risque attribuable à la dose de *PBO* appliquée. Les concentrations environnementales de resméthrine sont évaluées directement, alors que pour ce qui est du *PBO*, ses concentrations ont été déterminées par calcul à partir de sa proportion (3:1) rapportée dans la formule de resméthrine suggérée par les experts (« *Scourge* 18 %/54 % ») dans laquelle il est utilisé.

L'objectif recherché par le recours à des modélisations de plusieurs produits différents est de comparer les risques entre divers produits qui semblent intéressants en soi même si non-disponibles pour le moment. Ainsi, on pourrait vérifier s'ils sont vraiment intéressants et ainsi, pouvoir trouver le produit le moins à risque et en favoriser une éventuelle homologation.

4.1.2 Scénarios d'application considérés avec AgDrift/PKBW3

À l'aide d'AgDrift/PKBW3, les scénarios suivants d'application devaient être modélisés :

- Vaporisation *ULV* par voie terrestre de malathion (*Fyfanon*);
- Vaporisation *ULV* par voie terrestre de resméthrine sans *PBO* (*MosquitoFog*);
- Vaporisation *ULV* par voie terrestre de resméthrine avec le *PBO* (*Scourge*);
- Vaporisation *ULV* par voie aérienne de malathion (*Fyfanon*);
- Vaporisation en *ULV* par voie aérienne de resméthrine sans *PBO* (*MosquitoFog*);
- Vaporisation en *ULV* par voie aérienne de resméthrine avec le *PBO* (*Scourge*).

On peut voir que les scénarios impliquant les vaporisations terrestres du malathion et de la resmethrine seule ou synergisée avec le *PBO* ont été repris, afin de pouvoir comparer ces résultats avec ceux générés par ISCST3. De plus, les modélisations de vaporisations aériennes, pour ces mêmes produits ont été intentées puisque AgDrift/PKBW3 sont les seuls jugés adéquats pour générer des résultats de concentrations résultant d'applications aériennes. Cependant, le scénario impliquant la perméthrine n'a pu être envisagé car AgDrift/PKBW3 ne sont pas adaptables à la modélisation du traitement de barrière. Seules les données résultantes de ISCST3 ont donc été utilisées dans ce cas. Par conséquent, la comparaison des modélisations par les deux modèles n'aurait pu être faite que pour les vaporisations *ULV* à partir du sol, les autres formes de traitement n'ayant été modélisables que par l'un ou l'autre des modèles, mais non pas par les deux. De plus, la comparaison des résultats des modélisations de vaporisations aériennes et terrestres ne peut être faite car les conditions ne sont pas les mêmes.

4.2 Modélisation

La modélisation a impliqué la prise en compte des écarts des données météo à l'intérieur desquels doivent avoir lieu les vaporisations et de celles qui prévalent habituellement dans les régions cibles. Ainsi, il apparaît que les vaporisations doivent généralement, tant pour l'application par voie aérienne que terrestre, se faire tôt avant le lever du soleil ou juste après son coucher, au moment où les moustiques sont les plus actifs et quand les conditions atmosphériques (vents faibles, bonne stabilité atmosphérique) sont appropriées. Les conditions météo qui prévalent à l'intérieur de l'écart permis pour la vaporisation et qui correspondent à cette période de la journée, entre les mois de mi-juillet et mi-septembre, qui sont les moments où les vaporisations pourraient se faire, ont donc été utilisées pour la modélisation. Comme la vaporisation éventuelle d'adulticides est prévue seulement en cas de risque élevé de transmission impliquant des cas humains, soit en milieu urbain, la modélisation a également tenu compte du facteur de profil moyen de présence de bâtiments (rugosité). À titre indicatif, le profil moyen de bâtiment considéré correspond à un milieu périurbain de type banlieu, dont les immeubles ne dépassent pas 10 mètres de hauteur. Sauf exception, la modélisation en milieu urbain génère des résultats plus élevés qu'en milieu rural (Loranger 2001). Enfin, la modélisation se basait sur les paramètres relatifs aux conditions d'utilisation et caractéristiques des équipements utilisés (vitesse des véhicules, caractéristiques des buses, etc.).

4.2.1 Données de base nécessaires à la modélisation par ISCST3

La modélisation a requis d'entrer des « conditions » de modélisation de base. Ces conditions concernent la distance d'épandage, la vitesse de déplacement de l'épandeur, les conditions de stabilité atmosphérique, ainsi que les vitesses et directions des vents par rapport au transect d'épandage. Ces conditions sont décrites dans le tableau suivant.

Tableau 4.2 : Paramètres de base utilisés pour la modélisation ISCST3

TYPE DE TRAITEMENT	DISTANCE D'ÉPANDAGE MODÉLISÉE (MÈTRES)	VITESSE DE DÉPLACEMENT DE LA SOURCE D'ÉMISSION (KM/H)	STABILITÉ ATMOSPHÉRIQUE	VITESSES DES VENTS (M/S)	DIRECTION DES VENTS (°)
ULV au sol	500	16	4 et 5	1; 2,5; 3,5; 4,5	90; 175; 135;
Traitement de barrière	100	1	4 et 5	1; 2,5; 3,5; 4,5	90; 175; 135;

Notons que pour les caractéristiques atmosphériques et de vent, il est considéré qu'elles varient aléatoirement, durant la vaporisation, entre les valeurs décrites. Ainsi, les niveaux de stabilité atmosphérique 4 et 5, et les caractéristiques des vents ont été considérés, en lien avec l'étude new-yorkaise (NYCDH 2001).

Les directions de vents sont considérées de la manière suivante :

- 90°, perpendiculaire au transect d'épandage;
- 175°, vent quasi -parallèle au transect d'épandage;
- 135°, direction médiane entre les deux précédentes.

Pour les concentrations au sol, la taille des particules mises en suspension s'est avérée être un facteur déterminant. La taille retenue a été la valeur moyenne maximale recommandée par les fabricants pour un maximum d'efficacité, soit celle qui serait recherchée lors d'une vaporisation d'adulticides. Il s'agit de particules de 20 µm pour les gouttelettes *ULV* et 55 µm pour celles du traitement barrière. De plus, la déplétion sèche n'a pas été considérée. L'explication de ce dernier phénomène se retrouve à l'Annexe I.

4.2.2 Sortie des résultats primaires par ISCST3

Les résultats obtenus de la modélisation ont consisté en des valeurs de concentrations environnementales ayant des caractéristiques précises de temps et d'espace. Ainsi, concernant les concentrations modélisées au sol, les valeurs maximales ou moyennes selon le cas correspondent aux valeurs maximales de dépôt dans l'heure suivant l'épandage, en considérant des récepteurs hypothétiques situés à l'intérieur d'une distance de 91 mètres de la source d'émission, sous le vent pour l'*ULV*, par rapport au transect d'épandage. Pour le traitement de barrière, les concentrations sont modélisées pour des récepteurs situés en amont du transect d'épandage, en se référant à la provenance du vent, tant pour les concentrations au sol que dans l'air. Ces points apparaissent être ceux correspondant, de manière la plus réaliste, à la situation d'éventuelle exposition de gens situés dans une maison à proximité du lieu où se tiendrait un traitement *ULV* ou de barrière selon le cas. En effet, dans les procédures d'application prévues, le traitement de barrière ne se fait pas si le vent risque de porter le produit vers les habitations; mais bien seulement si le vent permet la pénétration plus profonde du produit à l'intérieur de la zone à traiter, en les éloignant des habitations. Par contre, le traitement *ULV* peut se faire dans les conditions premièrement décrites. De plus, dans le cas de l'*ULV*,

comme peu de récepteurs ont présenté des valeurs égales à 0, la valeur maximale moyenne considérée tient compte de l'ensemble des récepteurs, incluant ceux avec des valeurs de 0. Par contre, un très grand nombre de récepteurs ont présenté une telle valeur de 0 pour le traitement de barrière, ce qui est logique puisqu'ils sont situés en amont par rapport au vent. Par conséquent, par souci de réalisme, la valeur moyenne des récepteurs n'a pas considéré ceux donnant une concentration égale à 0 (voir Annexe I).

Pour l'évaluation des concentrations dans l'air, la modélisation ISCST3 donnait la concentration maximale atteinte au point de vaporisation dans l'heure la suivant. Les concentrations obtenues pour l'air sont celles modélisées à 8 mètres de la source d'émission, sous le vent, à une hauteur de 1,5 mètre. Ceci correspond à la situation d'exposition de maisons situées immédiatement sur le bord de la route sur laquelle passerait le camion épandeur. La hauteur de 1,5 mètre a été évaluée comme étant celle moyenne des voies d'inhalation, en tenant compte des enfants et des gens qui dorment au rez-de-chaussée.

4.2.3 Traitement des résultats primaires donnés par ISCST3

Les résultats donnés par ISCST3 correspondent aux concentrations résultant d'un seul épisode de vaporisation. Toutefois, dans le pire des cas, il semble qu'un total de 10 vaporisations seraient envisageables au cours d'une même saison, sur une période totale de 56 jours : cinq fois deux vaporisations avec un écart de trois jours entre les deux vaporisations, et une période de 10 jours entre les deux fois. Si besoin est, les vaporisations se répéteraient année après année, résultant en une exposition que l'on peut considérer comme chronique. Dans le but de s'assurer de tenir compte, dans l'évaluation de risques aigus, des concentrations maximales atteintes au sol et à sa surface pour chaque produit durant toute une saison, l'accumulation de produit résultant de vaporisations antérieures durant la saison et le phénomène de dégradation environnementale ont été pris en considération pour évaluer la possibilité d'atteindre ou non un seuil d'effet toxique. De plus, ces deux derniers éléments ont également été pris en compte pour déterminer les concentrations moyennes maximales dans le sol et à sa surface nécessaires à l'évaluation des risques découlant d'expositions sous-chroniques (au cours d'une saison de vaporisation, en deux mois) et chroniques (plusieurs saisons consécutives de vaporisation). La Figure 4.1 (page 4) illustre le scénario suivi pour évaluer les concentrations moyennes retrouvées dans le sol et à sa surface pour les divers termes (aigus, sous-chroniques, chroniques). Ainsi, pour les concentrations au sol et en surface, les valeurs modélisées ont été utilisées pour schématiser le comportement d'un adulticide dans le milieu et ainsi pouvoir calculer la concentration moyenne quotidienne de la période d'étude. Pour ce qui est des concentrations dans l'air, ce principe n'a pas été appliqué puisqu'il a été estimé que les adulticides ne persistaient dans l'air que la journée même, pour une période d'environ quatre heures.

On voit à la Figure 4.1 qu'à chaque journée où une vaporisation a lieu, une quantité équivalente à la quantité modélisée est rajoutée à la quantité résiduelle dans l'environnement résultante des vaporisations antérieures (sauf pour la première de la saison). Cette quantité résiduelle a été calculée avec l'Équation 4.1, en utilisant les demi-vies des substances à l'intérieur et à la surface du sol, selon le cas. Dans le cas d'une substance non persistante, le maximum serait atteint à chaque vaporisation et il n'y aurait pas d'accumulation.

Équation 4.1

...où :

$$C_J = C_0 \cdot e^{-k \cdot J}$$

C_J = concentration résiduelle au jour J

C_0 = concentration initiale modélisée

K = constante d'élimination en jours de la substance dans le sol ou à sa surface, selon le cas (= 0,693/demi-vie)

J = nombre de jours

La nouvelle quantité totale ensuite se dégrade selon la même équation et devient résiduelle pour la vaporisation suivante, et ainsi de suite, jusqu'à la dernière journée de vaporisation, où le maximum possible est atteint. Une fois les vaporisations terminées, la concentration environnementale diminue jusqu'à tendre vers 0, toujours selon la même équation.

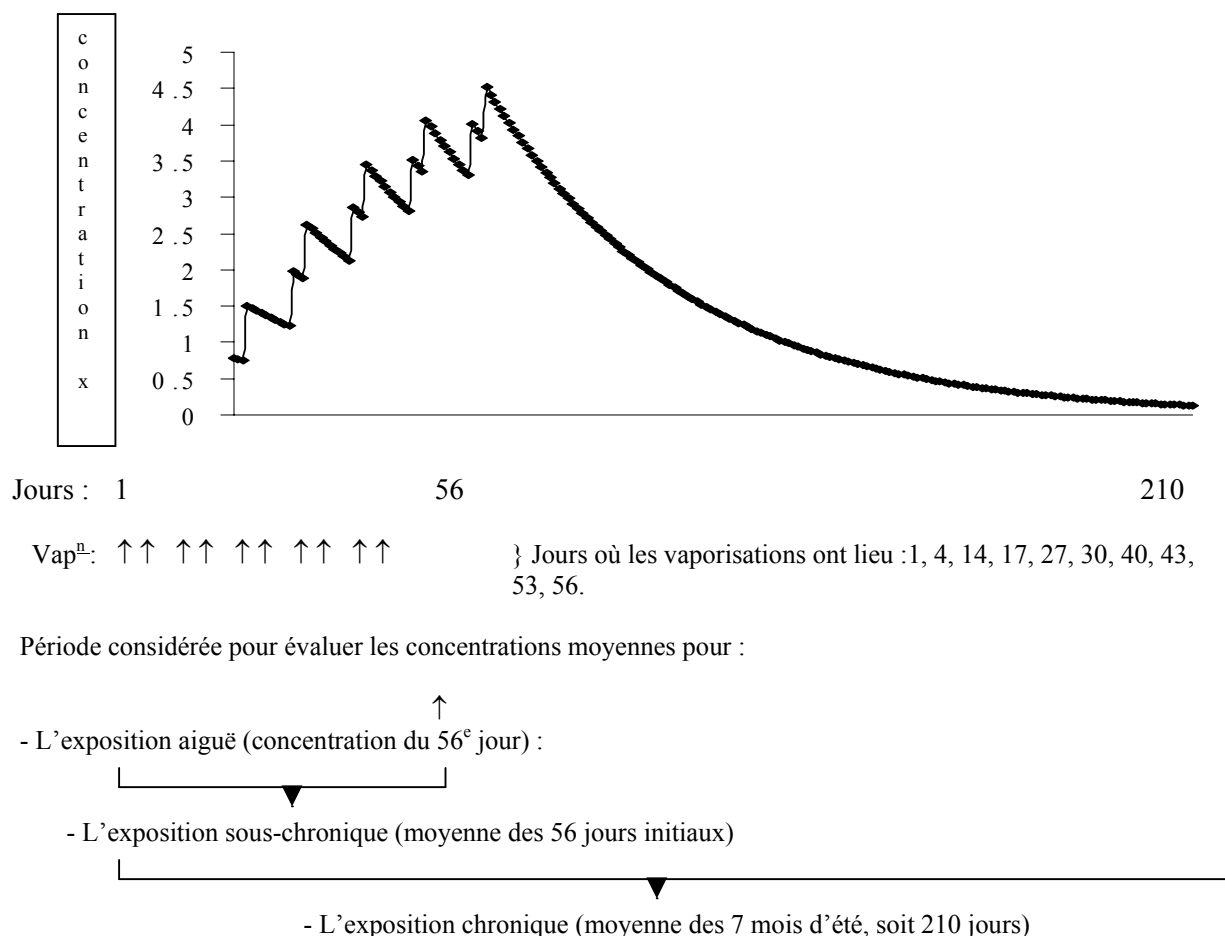


Figure 4.1 : Scénarios considérés pour l'évaluation des concentrations aiguës, sous-chroniques et chroniques dans le sol et en surface.

Finalement, mentionnons qu'afin d'estimer les concentrations d'adulticides dans divers milieux lorsque requises (aliments, poussières, etc.), la méthodologie décrite dans le Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires de risques toxicologiques du ministère de l'Environnement (MENV) a été suivie (MEF 1996). Ce point sera à nouveau abordé au chapitre 5.

4.3 Résultats du traitement des résultats primaires modélisés par ISCST3

Le tableau suivant illustre les résultats donnés par le modèle ISCST3, d'après les conditions décrites précédemment.

Tableau 4.3 : Résultats bruts maximaux et moyens issus des modélisations d'application au sol par le logiciel ISCST3

PRODUIT	CONCENTRATIONS MODÉLISÉES			
	ISCST3 MAXIMUM		ISCST3 MOYEN	
	Dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Dépôt au sol (mg/m^2)	Dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Dépôt au sol (mg/m^2)
<i>Fyfanon</i> – Malathion 95 %	63,3	23,0	43,2	7,3
<i>Scourge</i> – Resmethrine 18 %	10,1	3,5	6,9	1,1
<i>Scourge</i> – PBO 54 %	30,3	10,5	20,7	3,3
<i>MosquitoFog</i> – Resmethrine 40 %	22,8	7,9	15,6	2,5
<i>Prelude</i> – Permethrine 50 %	11,7	10,0	6,3 ^{a)}	1,3 ^{a)}

a) Moyenne en excluant les récepteurs dont la valeur modélisée est égale à 0.

D'après ce tableau, les résultats les plus élevés ont été générés pour le malathion, tant au sol que dans l'air. Pour les traitements *ULV*, ce sont les résultats maximums qui seront utilisés pour l'évaluation des doses d'exposition et des risques associés à divers termes. Cependant, pour la perméthrine utilisée pour le traitement de barrière, un grand écart est observé entre le maximum et la valeur moyenne. Ceci s'explique par le fait que quelques récepteurs ont pu générer des valeurs élevées, mais la majorité a généré des valeurs très faibles, même en excluant les 0. Par conséquent, par souci de réalisme, la valeur moyenne générée par les récepteurs excluant les 0 sera utilisée dans ce cas (voir Annexe I).

4.3.1 Concentrations modélisées le jour même d'une vaporisation

Le jour même d'une vaporisation, des concentrations significatives de produits se retrouvent dans l'air durant les quatre heures suivant la vaporisation, ainsi qu'à l'intérieur et à la surface du sol et des produits du potager pour l'ensemble de la journée. Ceci représente des sources potentielles pour l'exposition par inhalation, par ingestion et par contact cutané respectivement. Comme la modélisation se fait en milieu urbain, la concentration dans l'eau souterraine n'a pas été évaluée, puisque la source d'approvisionnement est l'aqueduc.

Afin d'évaluer la concentration moyenne sur les quatre heures estimées de présence de gouttelettes dans l'air au point de vaporisation, l'Équation 4.1 a d'abord été appliquée, afin d'évaluer la concentration résiduelle au temps $t = 1, 2, 3$ et 4 heures respectivement, en remplaçant les jours par des heures (au niveau du temps et de la demi-vie). Par la suite, la moyenne des valeurs obtenues pour chaque temps a été calculée et c'est cette dernière qui a été utilisée comme concentration aérienne moyenne sur quatre heures. Quant aux concentrations au sol et à sa surface, il semble que les concentrations maximales possibles sont atteintes au plus tard, dans le cas de substances persistantes, lors de la dernière vaporisation de la saison, soit lors du 56^e jour (voir Figure 4.1). Dans le cas de substances non persistantes, ce maximum sera atteint à chaque vaporisation, peu importe laquelle dans la saison.

Les résultats de la modélisation des concentrations environnementales aiguës retrouvées dans l'air, au sol et en surface, après remaniement à partir des résultats modélisés et retenus tel que décrit à la section 4.3 sont présentés au Tableau 4.4. Un exemple de fichier Excel de calcul de ces concentrations est présenté aux Annexes III, IV et V, pour le malathion.

Tableau 4.4 : Résultats des modélisations ISCST3 des concentrations maximales d'ingrédients actifs retrouvés dans l'air, au sol et à sa surface suite à une vaporisation, le jour même de celle-ci

MÉLANGE	INGRÉDIENT ACTIF	[] _{AIR} MAXIMALE HORAIRE/MOYENNE SUR LES 4 HEURES SUIVANTES ^{a)} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	DÉPOSITION MAX. EN SURFACE DU SOL 1 ^{ERE} VAP.* / 10 ^E VAP.** ^{b)} (mg/m^2)	DÉPOSITION MAX. DANS LE SOL ^{b, c)} 1 ^{ERE} VAP.* / 10 ^E VAP.** (mg/g de sol)
<i>Fyfanon</i>	Malathion 95 %	63,3 ¹ / 48,9 ¹	23,0 ² / 23,5 ²	0,0015 ² / 0,0017 ²
« <i>Scourge</i> »	Resmethrine 18 %	10,1 ¹ / 2,64 ¹	3,5 ² / 3,7 ²	0,0002 ² / 0,0014 ²
	PBO 54 %	30,3 ¹ / 21,4 ¹	10,5 ² / 10,5 ²	0,0007 ² / 0,0026 ²
« <i>MosquitoFog</i> »	Resmethrine 40 %	22,8 ¹ / 6,0 ¹	7,9 ² / 8,3 ²	0,0005 ² / 0,0031 ²
<i>Prelude</i>	Permethrine 50 %	6,3 ³ / 5,5 ³	1,3 ⁴ / 5,54 ⁴	0,0001 ⁴ / 0,0005 ⁴

* Donnée directement par le modèle. ** : Évaluée par remaniement avec l'Équation 4.1.

a) Durée maximale estimée pour la présence de gouttelettes en suspension au point de vaporisation.

b) Pour tenir compte de l'accumulation possible au sol, selon la demi-vie, de l'adulticide entre la première et la dernière (10^e) vaporisation d'une saison.

c) La demi-vie dans le sol est plus longue que la demi-vie en surface. Cette concentration sera utilisée pour le calcul des doses reliées à l'exposition à une masse de sol contaminé. Il a été assumé ici que 1 m² de produit, calculé dans la colonne précédente, se répartit uniformément jusqu'à une profondeur de 1 cm, pour un volume de 10,000cm³. 1 cm³ = 1,5 g de sol sec (Versar inc. 1997).

1-2 Épandage à l'aide d'un système *ULV* doté de buses de pulvérisation monté sur un véhicule se déplaçant à 4,5 m/s sur un parcours de 500 m. Concentration modélisée à 1,5 m de hauteur pour l'air (1), et au sol (2).

3-4 Épandage à l'aide d'un système portatif pour un traitement barrière, l'applicateur se déplaçant à 1km/hr sur un parcours de 100 m. Concentration modélisée à 1,5 m de hauteur pour l'air (3) et au sol (4).

4.3.2 Concentrations moyennes modélisées au cours d'une et plusieurs saisons de vaporisation

Comme, il est attendu qu'il ne reste pas d'adulticides dans l'air au point d'application dans les heures suivant chaque vaporisation, en vertu de la demi-vie courte des adulticides et des mouvements d'air, l'exposition par inhalation n'a pas été jugée significative au niveau sous-chronique et chronique et les concentrations moyennes dans l'air pour la totalité de ces deux périodes n'ont pas été modélisées. Pour les concentrations dans le sol et à la surface du sol, en lien avec l'exposition par ingestion et par contact cutané respectivement, la concentration moyenne a été évaluée à partir des valeurs moyennes modélisées pour chaque jour de la période d'étude de deux mois ou 56 jours plus précisément (Figure 4.1 et Équation 4.1). Les jours suivants n'ont pas été considérés car la diminution des concentrations n'a contribué qu'à abaisser la valeur moyenne, ce qui pourrait sous-estimer les risques sous-chroniques.

Pour ce qui est des concentrations moyennes modélisées sur plusieurs saisons, mentionnons qu'à cause des demi-vies relativement courtes dans les divers milieux des produits étudiés, il n'est pas envisageable qu'il y ait accumulation de produit d'une saison à l'autre. Par conséquent, pour l'exposition chronique, les concentrations moyennes évaluées pour un été ont été obtenues à partir des valeurs modélisées pour chaque jour de la période d'étude (soit 7 mois ou 210 jours), selon le modèle de la Figure 4.1 et l'Équation 4.1. Les jours suivants n'ont pas été considérés puisqu'on évalue que les scénarios d'exposition doivent être établis pour une période estivale seulement, car en considérant les paramètres caractérisant l'exposition hivernale (comportement environnemental des substances et comportement des individus en regard du contact cutané et de l'ingestion), il semble que cette dernière serait fort négligeable par rapport à l'estivale. Avec la répétition des activités d'une année à l'autre, il a été assumé que ces concentrations environnementales moyennes seraient constantes d'une année à l'autre. Les Annexes IV et V illustrent la détermination des concentrations environnementales sous-chroniques et chroniques dans le sol et en surface.

Les résultats de l'estimation des concentrations sous-chroniques et chroniques à partir des concentrations modélisées le jour même de la vaporisation sont présentés au Tableau 4.5.

Tableau 4.5 : Résultats des estimations des concentrations maximales d'ingrédients actifs retrouvés au sol de manière sous-chronique (56 jours) et chronique (210 jours ou 7 mois)*

MÉLANGE	INGRÉDIENT ACTIF	CONCENTRATION RÉSIDUELLE MAX. EN SURFACE DU SOL. SOUS-CHRONIQUE/CHRONIQUE (MG/M ²)	CONCENTRATION RÉSIDUELLE DANS LE SOL. ^{A)} SOUS-CHRONIQUE/CHRONIQUE (MG/G DE SOL)
<i>Fyfanon</i>	Malathion 95 %	5,5 ¹ / 0,4 ¹	0,00052 ¹ / 0,0001 ¹
« <i>Scourge</i> »	Resméthrine 18 %	1,0 ¹ / 0,1 ¹	0,0008 ¹ / 0,0004 ¹
	PBO 54 %	2,1 ¹ / 0,07 ¹	0,0017 ¹ / 0,0007 ¹
« <i>MosquitoFo</i> <i>g</i> »	Resméthrine 40 %	2,2 ¹ / 0,23 ¹	0,0018 ¹ / 0,0011 ¹
<i>Prelude</i>	Perméthrine 50 %	3,44 ² / 1,49 ²	0,0003 ¹ / 0,0002 ¹

* Évaluées à l'aide de l'Équation 4.1.

- a) La demi-vie dans le sol est plus longue que la demi-vie en surface. Cette concentration sera utilisée pour le calcul des doses reliées à l'exposition à une masse de sol contaminé. Il a été assumé ici que 1 m² de produit, calculé dans la colonne précédente, se répartit uniformément jusqu'à une profondeur de 1 cm, pour un volume de 10,000 cm³.
1 cm³ = 1,5 g de sol sec. (Versar inc. 1997)
- 1 : Épandage à l'aide d'un système *ULV* doté de buses de pulvérisation monté sur un véhicule se déplaçant à 4,5 m/s sur un parcours de 500 m.
- 2 : Épandage à l'aide d'un système portatif pour un traitement barrière, l'applicateur se déplaçant à 1 km/h sur un parcours de 100 m.

5. ESTIMATION DE L'EXPOSITION ET SCÉNARIOS

L'exposition des individus dans une population donnée dépend d'une part des concentrations extérieures auxquelles ces individus sont exposés, et d'autre part de leur comportement en regard de la fréquence et du taux de contact avec ces concentrations. Le chapitre précédent était consacré à l'évaluation de concentrations extérieures. Le présent chapitre se réfère plus spécifiquement aux activités des individus, et à la dose d'exposition résultante. Ainsi, il est possible de séparer les individus en deux groupes, soit la population en général et les travailleurs impliqués dans la vaporisation d'adulticides.

En plus de la dose additionnelle qu'amènerait la vaporisation d'adulticides, l'estimation de risque requiert idéalement la connaissance de la dose de type « bruit de fond », pour chaque produit. Cette estimation permettra d'évaluer dans quelle mesure la dose additionnelle ferait passer la dose totale des individus au-delà des seuils de sécurité généralement admis, dans les cas des risques d'effets non-cancérigènes. Pour le malathion, ce bruit de fond a été évalué de manière générale à partir des données disponibles dans la littérature. Pour les autres produits, aucune donnée n'a été trouvée. Pour les risques cancérogènes, cette estimation n'est pas nécessaire puisque l'on ne va considérer, en théorie, que l'excès de risque amené par l'éventuelle activité de vaporisation.

5.1 Exposition de la population générale

Les paramètres d'exposition utilisés sont ceux proposés dans les lignes directrices du MSSS (MSSS 1999). Comme les scénarios étudiés concernent l'application de pesticides, les éléments considérés ont tenu compte des spécificités d'une telle application. Dans tous les cas, les doses estimées tiennent compte de l'exposition externe aux adulticides et des propriétés toxicocinétiques de ceux-ci (demi-vie dans l'organisme, fractions d'absorption, coefficients de perméabilité cutanée, etc.).

Dans le cas de la population en général, l'âge des individus joue un rôle important puisque selon ce facteur, les individus n'ont pas les mêmes comportements ni les mêmes réponses physiologiques à une agression toxique, et donc leur sensibilité est différente. Il est généralement reconnu que les enfants sont plus à risque. Les résultats sont donc présentés par classes d'âges.

La méthode utilisée pour évaluer les doses d'exposition, par classes d'âges, par les diverses voies impliquées dans chaque type d'exposition (aiguë, sous-chronique, chronique), est conforme aux lignes directrices établies par le MSSS pour l'évaluation du risque toxicologique, que ce soit pour les équations à suivre ou pour les valeurs constantes à utiliser par classes d'âges dans ces équations (poids corporel, taux d'ingestion, d'inhalation, surface corporelle, etc.) (MSSS 1999). C'est par un chiffrier électronique de type Excel reliant entre eux les paramètres pertinents par les équations définies par cette source que les diverses doses d'exposition ont été déterminées, à partir des concentrations environnementales modélisées. Toutes les doses d'exposition ont été évaluées sur une base journalière, en se référant aux concentrations environnementales journalières moyennes évaluées au chapitre 4. Dans le but d'alléger le présent document, les fichiers Excel ne sont pas inclus dans ce rapport et les équations rapportées sont regroupées lorsque possible en équations globales.

5.1.1 Exposition attribuable au bruit de fond

Tel que mentionné antérieurement, des données de bruit de fond ont été retrouvées uniquement pour le malathion, seulement pour les voies d'exposition par inhalation et par ingestion.

D'après Santé et Bien-Être Social Canada (1996), l'apport quotidien réel des adultes canadiens en malathion par l'alimentation a été évalué à 0,012 µg/kg/jour. À partir des paramètres de poids moyen des québécois et de consommation totale de nourriture, une concentration moyenne dans les aliments a été évaluée à 0,000383 mg/kg par l'équation suivante :

Équation 5.1 $[]_{\text{alim}} = \text{AQ}_{\text{adulte}} \times \text{PC}_{\text{adulte}} / \text{Cons.alim}_{\text{adulte}}$

... où :

$[]_{\text{alim}}$ = concentration moyenne dans les aliments(mg/kg)

$\text{AQ}_{\text{adulte}}$ = apport quotidien moyen réel pour un adulte(mg/kg/jour)

$\text{PC}_{\text{adulte}}$ = poids corporel moyen d'un adulte(kg)

$\text{Cons.alim}_{\text{adulte}}$ = consommation moyenne d'aliments totaux, pour un adulte (kg/jour)

$$= 0,012 \text{ µg/kg/jour} \times 70,7 \text{ kg} / 2,214 \text{ kg/jour}$$

$$= 0,000383 \text{ mg/kg}$$

Pour ce qui est des concentrations de bruit de fond dans l'eau potable, aucune valeur canadienne ou québécoise constante n'a été trouvée, mais des valeurs américaines ont été utilisées à la place (100 ng/L) (ATSDR 2000). Notons que l'utilisation de malathion est beaucoup plus répandue aux États-Unis qu'au Canada, à cause d'un usage continu durant toute l'année. Donc, il est permis de croire que cette approche surestime fortement le véritable bruit de fond canadien par l'eau potable. Ceci est aussi vrai pour l'inhalation, où l'apport par le bruit de fond a été estimé pour une classe d'âges en multipliant le taux d'inhalation de cette classe d'âges par la concentration moyenne dans l'air résidentiel moyen aux États-Unis(ATSDR 2000), qui est de 220 ng/m³, le tout divisé par le poids corporel de la classe d'âges.

L'équation suivante a été utilisée pour estimer, à partir des concentrations alimentaires et dans l'eau potable, l'exposition journalière par ingestion au bruit de fond de malathion dans l'environnement, par classes d'âges :

Équation 5.2
$$BF_{\text{âge}} = ([J_{\text{alim}} \times I_{\text{aliment}}]_{\text{âge}} / PC_{\text{âge}}) + ([J_{\text{eau}} \times I_{\text{eau}}]_{\text{âge}} / PC_{\text{âge}})$$

... où :

- $BF_{\text{âge}}$ = bruit de fond par classes d'âges (mg/kg/jour)
- $[J_{\text{alim}}]$ = concentration moyenne dans les aliments (mg/kg)
- $I_{\text{aliment}}]_{\text{âge}}$ = taux d'ingestion d'aliments totaux par classes d'âges (kg/jour)
- $[J_{\text{eau}}]$ = concentration dans l'eau potable (mg/L)
- $I_{\text{eau}}]_{\text{âge}}$ = taux d'ingestion d'eau potable, par classes d'âges (L/jour)
- $PC_{\text{âge}}$ = poids corporel moyen, par classe d'âge (kg)

Les résultats concernant le bruit de fond, pour chacune des classes d'âges considérées par le MSSS, sont présentés dans le tableau suivant.

Tableau 5.1 : Exposition au bruit de fond estimé du malathion pour la population en général

DOSE DE BRUIT DE FOND (BF) (mg/kg-j)	0 – 6 mois	7 mois – 4 ans	5 – 11 ans	12 – 19 ans	20 ans et +
dose BF maximale par ingestion	4,64E-05*	3,72E-05	2,41E-05	1,54E-05	1,42E-05
dose BF maximale par inhalation	1,21E-04	1,24E-04	9,70E-05	1,94E-05	4,92E-05
DOSE BF TOTALE	1,67E-4	1,61E-04	1,21E-04	3,48E-05	6,34E-05

* : Ne comprend pas l'ingestion de lait maternel potentiellement contaminé à cause de l'ingestion de produits contaminés par la mère.

5.1.2 Exposition aiguë attribuable à la vaporisation

Pour l'exposition aiguë, les voies d'exposition considérées à la base sont (MSSS 1999, USEPA 1992):

- a) l'inhalation des gouttelettes en suspension dans l'air;
- b) l'absorption cutanée des gouttelettes en suspension dans l'air, des particules du sol et de celles déposées sur le gazon;
- c) l'ingestion le jour même de résidus déposés sur les aliments de potager et de ceux adsorbés aux particules.

De plus, comme les scénarios prévoient que les vaporisations éventuelles se dérouleraient en été, et suite à des préoccupations manifestées en ce sens, l'apport par les activités de baignade dans les piscines a été considéré pour toutes les classes d'âges sauf les bébés, soient l'ingestion d'eau contaminée, le contact cutané avec cette dernière et l'inhalation de vapeurs à partir de cette dernière. Pour ce type d'activité, les durées de baignade estimées sont de 2,5 heures par jour pour les enfants, 1,5 heure par jour pour les adolescents et 0,5 heure par jour pour les adultes. Notons que les calculs relatifs à l'exposition résultant des activités de baignade ont démontré qu'à tout point de vue, cet apport est négligeable.

5.1.2.1 Exposition par inhalation

La dose totale par inhalation résulte de la somme de l'inhalation d'air extérieur et des vapeurs de piscine. Il est assumé que pour l'inhalation de l'air extérieur, les individus seront exposés pour la totalité de la durée de la présence de gouttelettes dans l'air au point de vaporisation. Cette durée a été estimée à quatre heures, en tenant compte du taux de déposition, de la demi-vie, des vents et du soleil, tous des facteurs de disparition des gouttelettes du milieu de l'air ambiant. Ainsi, l'exposition par inhalation de l'air extérieur est estimée, par classes d'âges, par l'équation suivante :

Équation 5.3 $DoseInh_{\text{âge}} = [J_{\text{air ext}} \times TI_{\text{âge}} \times 1/6 / PC_{\text{âge}}$

...où :

- $DoseInh_{\text{âge}}$ = dose par inhalation, par classes d'âges (mg/kg/jour)
- $J_{\text{air ext}}$ = concentration modélisée dans l'air extérieur (mg/m³)
- $TI_{\text{âge}}$ = taux d'inhalation par classes d'âges (m³/jour)
- 1/6 = fraction de la journée représentant une exposition (4 heures sur 24)
- $PC_{\text{âge}}$ = poids corporel, par classe d'âge (kg)

Pour l'inhalation des vapeurs de la piscine, l'exposition par classes d'âges a été calculée par l'équation suivante :

Équation 5.4 $Dinhlpisc = [J_{\text{vapeurs}} \times TI_{\text{âge}} \times D / PC_{\text{âge}}$

...où :

- $Dinhlpisc$ = dose par inhalation des vapeurs de piscine, par classes d'âges (mg/kg/jour)
- J_{vapeurs} = concentration due à l'évaporation (mg/m³)
- $TI_{\text{âge}}$ = taux d'inhalation de la classes d'âges (m³/heure)
- D = durée de l'activité de baignade (heures/jour)
- $PC_{\text{âge}}$ = poids corporel de la classe d'âge (kg)

La concentration due à l'évaporation est calculée par l'équation (Office of Pesticides Programs, Health Effects Division, Versar inc. 1997):

Équation 5.5
$$[]_{\text{vapeurs}} = \frac{(\text{Ceau} \times \text{PV} \times 273 \text{ K} \times \text{PM} \times 1000 \text{ L/m}^3 \times \text{L/1000g})}{(760 \text{ mmHg} \times \text{T} \times 22,4 \text{ L/mol})}$$

...où :

- $[]_{\text{vapeurs}}$ = concentration dans l'air due à l'évaporation (mg/m³)
- Ceau = concentration dans l'eau (µg/L)
- PV = pression de vapeur de l'adulticide à température de piscine (mmHg)
- T = température de l'eau en Kelvin (assumée comme 298 en moyenne)
- PM = poids moléculaire de l'eau (18 g/mole)

et où :

Équation 5.6
$$\text{Ceau} = \text{Csurf} \times \text{S} / \text{vol}$$

et :

- Csurf = concentration d'adulticides déposée par unité de surface (µg/cm²)
- S = surface moyenne d'une piscine (488 581 cm²)
- vol = volume moyen d'une piscine (528 000 Litres)

5.1.2.2 Exposition par voie cutanée

L'exposition totale par voie cutanée résulte de la somme des expositions par voie cutanée par contact avec l'eau de piscine, avec les gouttelettes en suspension, avec les particules du sol et déposées sur les objets extérieurs, et les gouttelettes déposées en surface du gazon. Pour le contact cutané avec l'eau de piscine, l'exposition a été estimée comme étant (Versar inc. 1997):

Équation 5.7
$$\text{Cuteau}_{\text{âge}} = \text{Ceau} \times \text{S}_{\text{âge}} \times \text{Kp} \times \text{D}_{\text{âge}} \times \text{FC} \times 0,001 / \text{PC}_{\text{âge}}$$

...où :

- Cuteau_{âge} = dose par absorption cutanée via l'eau de piscine, par classes d'âges (mg/kg/jour)
- Ceau = concentration dans l'eau (µg/L)
- S_{âge} = surface corporelle totale par classe d'âge
- Kp = coefficient de perméabilité cutanée (cm/heure)
- D_{âge} = durée de baignade moyenne, par classes d'âges (heures/jour)
- FC = facteur de conversion (1L/1000 cm³)
- 0,001 = facteur de conversion, en mg/µg
- PC_{âge} = poids corporel par classe d'âge (kg)

Pour le contact cutané avec les gouttelettes en suspension dans l'air, l'exposition est estimée par (USEPA, 1992) :

Équation 5.8 $C_{\text{air}} = []_{\text{air}} \times T_{\text{exp}} \times T_{\text{c}} \times S_{\text{c}} \times K_{\text{p}} \times F / PC$

... où :

- C_{air} = dose par contact cutané avec les gouttelettes en suspension, par classes d'âges (mg/kg/jour)
- $[]_{\text{air}}$ = concentration dans l'air (mg/m³)
- T_{exp} = durée de contact (14,400 secondes, 4 heures)
- T_{c} = nombre de contact (1 contact/jour)
- S_{c} = surface cutanée en contact, par classe d'âge : mains, pieds, jambes, bras, tête (cm²)
- K_{p} = coefficient de perméabilité cutanée (cm/s)
- F = facteur de conversion (0,000001 m³/cm³)
- PC = poids corporel par classe d'âge (kg)

Pour le contact cutané avec les particules du sol, l'exposition est estimée par :

Équation 5.9 $C_{\text{sol}} = C_{\text{sol}} \times S_{\text{c}} \times F_{\text{adsp}} \times T_{\text{E}} \times F / PC$

...où :

- C_{sol} = dose par contact cutané avec les particules du sol, par classes d'âges (mg/kg/jour)
- C_{sol} = concentration dans le sol de surface (mg/kg de sol)
- S_{c} = surface cutanée par classe d'âge. Enfants : bras, mains, pieds et jambes. Adultes : bras, mains (cm²/heure)
- F_{adsp} = facteur d'adhérence sol/peau (2,8 mg/cm²) (Pausterbach 2000)
- T_{E} = taux d'exposition, par classes d'âges (2 heures/jour) (USEPA 2000c)
- F = facteur de conversion (0,000001 kg/mg)
- PC = poids corporel de la classe d'âge (kg)

Pour l'exposition par contact cutané avec les gouttelettes déposées sur le gazon, l'équation suivante a été utilisée :

Équation 5.10 $C_{\text{gazon}} = C_{\text{surf}} \times S_{\text{c}} \times T_{\text{E}} \times f_{\text{abscut}} \times F / PC$

...où :

- C_{gazon} = dose par contact cutané avec les gouttelettes déposées au sol, par classes d'âges (mg/kg/jour)
- C_{surf} = concentration déposée au sol (µg/cm²)
- S_{c} = surface cutanée par classes d'âges. Enfants : bras, mains, pieds et jambes. Adultes : bras, mains (cm²/heure)
- T_{E} = taux d'exposition, par classe d'âge (2 heures/jour) (USEPA 2000c)
- f_{abscut} = fraction d'absorption cutanée spécifique à l'adulticide
- F = facteur de conversion (0,001mg/µg)
- PC = poids corporel pour la classe d'âge (kg)

5.1.2.3 Exposition par ingestion

Le calcul de l'exposition par ingestion de fruits et légumes du potager sur lesquels se déposent des gouttelettes d'adulticides vaporisées le premier jour requiert premièrement l'évaluation de la concentration retrouvée sur le végétal à cause du dépôt atmosphérique. Les autres voies contribuant à l'accumulation de contaminant dans les végétaux (racines, transfert air-plante) n'ont pas été considérées à cause de la période de temps évaluée pour l'exposition aiguë (une journée), période trop courte pour permettre que ces phénomènes soient significatifs. Le calcul du dépôt atmosphérique requiert d'abord de déterminer le taux de dépôt journalier, par l'équation suivante (MEF 1996) :

Équation 5.11 $Tdép = [(Vdepg \times Cair_g) + (Vdepp \times Cair_p)] \times 1/6$

...où :

- Tdép = taux de dépôt journalier ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$)
- Vdepg = Vitesse de dépôt sous forme particulaire (500 m/jour)
- Cair_g = concentration d'adulticides dans l'air sous forme gazeuse ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- Vdepp = Vitesse de dépôt sous forme gazeuse (600 m/jour)
- Cair_p = concentration du contaminant dans l'air sous forme particulaire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- 1/6 = fraction de la journée pour laquelle l'adulticide est présent dans l'air (4 heures sur 24)

La concentration dans l'air a été déterminée par modélisation, et c'est à partir de cette concentration qu'on peut évaluer celle sous forme particulaire, à l'aide de l'équation (MEF 1996) :

Équation 5.12 $Cair_p = Cair_g \times (c \times St) / ((p + (c \times St)))$

...où :

- Cair_g = concentration d'adulticides dans l'air sous forme gazeuse ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- Cair_p = concentration du contaminant dans l'air sous forme particulaire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- c = constante de $1,7 \times 10^{-4}$ atmosphère.cm
- St = Surface des particules, estimée constante à $1,5 \times 10^{-6}$ cm²/cm³
- p = pression de vapeur de l'adulticide en phase liquide (en atmosphère), elle-même définie par :

Équation 5.12 $Patmliqu = Patm / (EXP(-6.79 \times (((fusion+273)/293)-1)))$

...où :

- Patmliqu = pression de vapeur de l'adulticide en phase liquide (en atmosphère)
- Patm = pression de vapeur de l'adulticide à température ambiante, en atmosphère
- fusion = point de fusion de l'adulticide, en degré Celsius

Une fois le taux de dépôt ainsi déterminé, la concentration d'adulticides retrouvée par suite du dépôt atmosphérique journalier s'estime par :

Équation 5.14 $C_{vd} = ((T_{dép} \times FI_v) / (K_t \times P_v)) \times (1 - e^{(-K_t \times T_v)})$

...où :

- C_{vd} = concentration dans le végétal v découlant du dépôt atmosphérique ($\mu\text{g/g}$ de poids sec)
- $T_{dép}$ = taux de dépôt atmosphérique de l'adulticide ($\mu\text{g/m}^2/\text{jour}$)
- FI_v = fraction d'interception pour le végétal v (sans unité)
- K_t = coefficient de perte (jours^{-1})
- P_v = production de la partie consommée du végétal v (g/m^2 , en poids sec)
- T_v = période de croissance avant la récolte du végétal (jours)

Les constantes requises sont fournies pour différents types de végétaux dans le guide technique du MEF (1996). Avec les concentrations ainsi déterminées, l'exposition par ingestion d'aliments du potager peut être estimée, pour chaque classe d'âges, par :

Équation 5.13 $D = TI_v \times C_{dv} \times FL_v / PC$

...où :

- D = dose par ingestion de végétal contaminé, pour la classe d'âges (mg/kg/jour)
- TI_v = taux d'ingestion du végétal V, pour la classe d'âges (kg de poids sec/jour)
- C_{dv} = concentration de contaminant dans le végétal (mg/kg de poids sec)
- FL_v = fraction de consommation du végétal v d'origine locale (du potager, sans unité)
- PC = poids corporel de la classe d'âge concernée

Selon les lignes directrices du MSSS, la fraction des aliments consommés d'origine locale est de 10 % dans un contexte résidentiel en milieu urbain.

L'exposition par ingestion des particules se calcule comme étant la somme de l'ingestion des particules du sol et des poussières intérieures en suspension, en considérant que 35 % de l'apport total provient des poussières et 65 % des particules du sol. La concentration dans les poussières étant estimée approximativement comme étant la moitié de celle dans le sol, par unité de masse, l'exposition par ingestion de particules peut être calculée, pour chaque classe d'âges, par (MEF 1996) :

Équation 5.14 $\text{Dose}_{\text{âge}} = ((C_{\text{sol}} \times \text{Tipart}_{\text{âge}} \times 0,000001) / PC_{\text{âge}}) \times (0,65 + (0,35 \times 0,5))$

...où :

- $\text{Dose}_{\text{âge}}$ = dose par ingestion de particule, pour une classe d'âges (mg/kg/jour)
- C_{sol} = concentration dans le sol de surface (mg/kg de sol sec)
- $\text{Tipart}_{\text{âge}}$ = quantité journalière de particules ingérées, par classes d'âges (mg/jour)
- $PC_{\text{âge}}$ = poids corporel pour la classe d'âge (kg)

5.1.2.4 Expositions particulières additionnelles

Des voies d'expositions additionnelles ont été considérées pour certaines classes d'âges :

- a) l'ingestion de gazon et l'exposition résultante du comportement main-bouche pour les 0,5-4ans;
- b) l'ingestion de lait maternel par l'exposition de la mère pour les 0-6 mois.

L'exposition additionnelle due à l'ingestion de gazon pour les 0,5 à 4 ans a été calculée par l'équation suivante (Versar inc. 1997) :

Équation 5.15 $D_{ig} = C_{surf} \times 25 \times 0,67 / 16,5$

...où :

- D_{ig} = dose par ingestion de gazon (mg/kg/jour)
- C_{surf} = concentration d'adulticides en surface du sol (mg/cm²)
- 25 = surface de gazon ingérée (cm²/jour)
- 0,67 = facteur de conversion pour obtenir une masse d'adulticides à partir d'une étendue
- 16,5 = poids corporel (kg)

Pour ce qui est de l'exposition journalière résultant du comportement main-bouche, ce qui expose aux résidus déposés sur des surfaces diverses, que ce soit le sol, les meubles, ou encore les jouets d'enfants, tous situés à l'extérieur, l'équation suivante a été utilisée, en assumant que les concentrations d'adulticides déposées sur les jouets et les meubles sont les mêmes, par unité de surface, que celles sur le sol (USEPA 1992) :

Équation 5.16 $D_{mb} = C_{surf} \times SM \times FC \times TE \times F_{conv} / 16,5$

...où :

- D_{mb} = dose résultant du contact main-bouche (mg/kg/jour)
- C_{surf} = concentration d'adulticides en surface du sol (µg/cm²)
- SM = surface des mains en contact (430 cm²/contact)
- FC = fréquence de contact (1,56 contact par heure)
- TE = taux d'exposition (2 heures/jour)
- F_{conv} = facteur de conversion (0,001 mg/ug)
- 16,5 = poids corporel (kg)

L'exposition par ingestion de lait maternel chez le nourrisson requiert premièrement de connaître la concentration dans le lait maternel, elle-même équivalente à la concentration dans les tissus gras de la mère. Cette concentration est estimée à partir de la dose d'adulticides absorbée par la mère (par toutes les voies d'exposition), d'un facteur de bioconcentration (BCFL) et de la demi-vie de l'adulticide dans l'organisme. La dose externe reçue par la mère consiste en la somme des doses reçues (en mg/kg/jour) par ingestion, inhalation et contact cutané. Elle est exprimée en « équivalent dose orale » ($D_{ext,eq,oral}$),

également en mg/kg/jour) en tenant compte des facteurs d'absorption (Fabs) (en %) liés à chaque voie d'exposition, comme l'indique l'équation suivante (MEF 1996) :

Équation 5.17
$$\text{Dext}_{\text{eq,oral}} = \frac{(\text{Dorale} \times \text{Fabs}_{\text{oral}} + \text{Dinh} \times \text{Fabs}_{\text{inh}} + \text{Dcut} \times \text{Fabs}_{\text{cut}})}{\text{Fabs}_{\text{oral}}}$$

Cette dose externe totale permet d'estimer une « concentration équivalente dans l'alimentation » ($C_{\text{eq,oral}}$, en mg/kg de poids sec) par l'équation suivante, où Qalim est la quantité totale d'aliments ingérée par la mère, en kg/jour:

Équation 5.18
$$C_{\text{eq,oral}} = \text{Dext}_{\text{eq,oral}} / \text{Qalim}$$

Le facteur de bioconcentration (BCFL) est exprimé sur base lipidique et est estimé par l'équation suivante, à partir du coefficient de partage octanol:eau (Ko/w) (MEF 1996) :

Équation 5.19
$$\text{LogBCFL} = 2,54 \text{ LogKo/w} - 0,22(\text{LogKo/w})^2 - 4,56$$

La concentration de contaminant équivalente dans l'alimentation est multipliée par le BCFL pour obtenir la concentration dans les tissus adipeux de la mère. La demi-vie du contaminant dans l'organisme est également prise en compte. Pour des expositions de plusieurs années, on en tient compte en évaluant la contribution de chaque année de la vie de la mère. Dans le cas présent cependant, puisque les substances étudiées n'ont pas de persistance très longue dans l'organisme, la concentration évaluée est celle résultant de l'exposition à des concentrations environnementales retrouvées lors d'une dixième vaporisation saisonnière, le jour même de la vaporisation. Cette façon de faire permet d'évaluer quelle serait la concentration maximale atteinte d'adulticides dans le lait maternel, si la mère devait allaiter le jour même d'une 10^e vaporisation saisonnière, après avoir obtenu sa dose interne maximale. La concentration (maximale) dans le tissu gras de la mère atteinte à ce moment (C_{gras} , en mg/kg) serait alors déterminée, en ne considérant pas la dégradation, par l'équation suivante :

Équation 5.20
$$C_{\text{gras}} = C_{\text{eq,oral}} \times \text{BCFL}$$

Enfin, la concentration dans le lait maternel (C_{lait} , en mg/kg) est estimée égale à la concentration dans les tissus adipeux, sur base lipidique, d'où :

Équation 5.21
$$C_{\text{lait}} = C_{\text{gras}} \times F_{\text{lip}}$$

...où F_{lip} est le pourcentage de lipides dans le lait entier maternel, soit 4,5 % (Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture 1995). Pour les besoins de la cause, la concentration en mg/kg de lait peut être transformée en mg/L de lait en connaissant la densité du lait maternel, estimée à 1,03 g/ml (Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture 1995).

Pour l'exposition aiguë, l'utilisation directe de cette valeur de concentration dans le lait maternel entraînerait une surestimation importante, car cela assumerait que la concentration serait constante tout au long de la journée à l'intérieur desquelles les tétées auraient lieu. Or, à cause des courtes demi-vies des substances étudiées dans l'organisme, il appert que ces concentrations varient fortement d'une tétée à l'autre. En assumant qu'il y ait huit tétées par jour à intervalle de trois heures, la véritable exposition par ingestion de lait maternel a donc été estimée en évaluant les concentrations dans le lait maternel à chacun de ces intervalles. Ainsi, en assumant que la totalité de l'exposition de la mère aurait lieu dans les trois premières heures de la journée, les concentrations dans le lait maternel ont été évaluées aux temps 6, 9, 12, 15, 18, 21 et 24, et une concentration moyenne dans le lait maternel à ces moments a été évaluée. La concentration initiale dans le lait, calculée à l'Équation 5.21, a été utilisée pour la concentration au temps de trois heures. En multipliant la concentration moyenne à chaque tétée par le volume moyen de lait ingéré par les bébés (environ 850 ml/jour), l'exposition par cette voie a été obtenue (MEF 1996).

La concentration dans le lait aux autres temps T de la journée (C_T , en mg/L) a été estimée par l'équation :

Équation 5.22
$$C_T = C_{\text{lait}} \times e^{-(K_{\text{el}} + K_t) \times (T-3)}$$

où C_{lait} est la concentration initiale dans le lait, au temps $T=3$ heures et où K_{el} est la constante d'élimination, en heures, d'adulticides par la dégradation métabolique dans l'organisme de la mère. K_t est la constante d'élimination, en heures, de tout produit à cause de la tétée de l'enfant. Elle est constante pour tous les produits, pour un même « débit de tétée ». Elle a été évaluée en estimant la diminution de la concentration retrouvée dans le lait d'une tétée à l'autre, en se basant sur la concentration initiale évaluée à l'Équation 5.21, sur le volume moyen de lait dans lequel se répartit la quantité résiduelle de contaminant après une tétée, sur le pourcentage de gras du lait, et en ne tenant pas compte de la dégradation métabolique mais bien seulement de l'effet de l'élimination par l'ingestion du nourrisson.

5.1.2.5 Résultats des calculs des doses d'exposition aiguës

a) Malathion

Les résultats présentés au tableau suivant, comprennent la somme du bruit de fond et de la dose additionnelle, pour chaque voie d'exposition. Pour toutes les classes d'âges, l'exposition par voie cutanée s'avère être la plus importante pour les plus de 5 ans. Pour les bébés, la dose d'exposition par inhalation est la plus élevée, et pour les 0,5 à 4 ans, c'est l'ingestion qui est la plus importante. Le malathion n'est pas considéré comme lipophile et n'a pas tendance à s'accumuler beaucoup dans le lait. Donc l'exposition des jeunes bébés par cette voie n'est pas très significative. D'autre part, l'exposition importante par ingestion chez les 0,5 – 4 ans est due au comportement main-bouche.

Tableau 5.2 : Doses d'exposition aiguës au malathion, par classes d'âges

DOSE (mg/kg/jour)	0 – 6 mois	7 mois – 4 ans	5 – 11 ans	12 – 19 ans	20 ans et +
Ingestion	3,81E-04	1,95E-01	3,66E-05	1,95E-05	1,60E-05
Cutanée	4,10E-10	1,44E-01	1,23E-01	7,48E-02	1,45E-02
Inhalation	4,59E-03	4,72E-03	3,69E-03	2,18E-03	1,32E-03
TOTALE*	4,98E-03	3,43E-01	1,26E-01	7,70E-02	1,58E-02

* : Notons que dans ce tableau, les doses d'exposition comprennent le bruit de fond, pour lequel des données ont été trouvées uniquement pour le malathion.

Le bruit de fond représente une proportion négligeable de la dose totale. En effet, par ordre de classe d'âges, le bruit de fond représente 3 %, moins de 0,05 %, moins de 0,1 %, moins de 0,05 % et moins de 1 % de la dose totale, respectivement. La proportion plus importante pour les adultes et les bébés s'explique par une contribution plus importante du bruit de fond à l'exposition par ingestion. Ceci s'explique probablement par le plus grand volume de nourriture ingérée par les adultes (les aliments contaminés sont une source non-négligeable de bruit de fond) et, pour les bébés, par la faible contribution par les autres voies à la dose totale. Forcément, les mêmes proportions s'appliqueront en ce qui a trait à la contribution du bruit de fond aux indices de risque aigus, par classe d'âges.

b) Resméthrine

Des doses d'exposition différentes ont été générées, selon que l'on utilise la resméthrine seule ou la resméthrine synergisée avec le *PBO*. Les résultats, pour chaque voie d'exposition sont présentés dans le tableau suivant. Généralement, les mêmes tendances sont observées que pour le malathion, sauf que pour les bébés, la voie d'exposition principale est l'ingestion plutôt que l'inhalation. Ceci est probablement dû au fait que la resméthrine est plus lipophile que le malathion et donc, s'accumule d'avantage dans le lait maternel. Ainsi, sauf pour les bébés dans le cas de la resméthrine seule, les doses d'exposition sont généralement plus faibles que pour le malathion.

Tableau 5.3 : Doses d'exposition aiguës à la resméthrine

DOSE (mg/kg/jour)	0 – 6 mois	7 mois – 4 ans	5 – 11 ans	12 – 19 ans	20 ans et +
Resméthrine seule					
Ingestion	5,43E-03	6,88E-02	2,21E-05	7,21E-06	3,09E-06
Cutanée	1,05E-07	6,81E-02	5,79E-02	3,49E-02	7,69E-03
Inhalation	5,45E-04	5,60E-04	4,38E-04	2,63E-04	1,55E-04
TOTALE	5,98E-03	1,37E-01	5,83E-02	3,51E-02	7,85E-03
Resméthrine synergisée					
Ingestion	2,41E-03	3,07E-02	9,80E-06	3,20E-06	1,37E-06
Cutanée	4,66E-08	3,03E-02	2,58E-02	1,55E-02	3,42E-03
Inhalation	2,41E-04	2,48E-04	1,94E-04	1,16E-04	6,88E-05
TOTALE	2,65E-03	6,12E-02	2,60E-02	1,56E-02	3,49E-03

c) *Butoxyde de pipéronyle*

Les doses d'exposition aiguë au *PBO* sont présentées dans le tableau suivant. Généralement, les mêmes tendances que pour la resméthrine sont observées puisque c'est aussi une substance lipophile. L'exposition est plus faible que le malathion, mais plus élevée que la resméthrine.

Tableau 5.4 : Doses d'exposition aiguës au butoxyde de pipéronyle

DOSE (mg/kg/jour)	0 – 6 mois	7 mois – 4 ans	5 – 11 ans	12 – 19 ans	20 ans et +
Ingestion	1,56E-02	8,70E-02	2,05E-05	7,03E-06	3,38E-06
Cutanée	3,76E-09	1,32E-01	1,13E-01	6,90E-02	1,33E-02
Inhalation	1,96E-03	2,01E-03	1,57E-03	9,44E-04	5,58E-04
TOTALE	1,75E-02	2,22E-01	1,15E-01	6,99E-02	1,39E-02

d) *Perméthrine*

Les doses d'exposition aiguë à la perméthrine sont présentées au tableau suivant, et suivent les tendances de la resméthrine et du *PBO*. L'exposition aiguë à la perméthrine est la plus importante, sauf pour les 0,5 – 4 ans où elle demeure plus faible que celle rapportée précédemment au malathion.

Tableau 5.5 : Doses d'exposition aiguës à la perméthrine

DOSE (mg/kg/jour)	0 – 6 mois	7 mois – 4 ans	5 – 11 ans	12 – 19 ans	20 ans et +
Ingestion	5,48E-03	4,59E-02	3,84E-06	1,25E-06	5,38E-07
Cutanée	7,82E-08	1,66E-01	1,41E-01	8,63E-02	1,72E-02
Inhalation	5,04E-04	5,18E-04	4,05E-04	2,43E-04	1,44E-04
TOTALE	5,98E-03	2,12E-01	1,42E-01	8,65E-02	1,73E-02

5.1.3 Exposition sous-chronique et chronique attribuable à la vaporisation

Pour les expositions sous-chroniques et chroniques, il est considéré que les concentrations dans l'air se sont dissipées et sont négligeables. Donc, l'inhalation et le contact cutané avec les gouttelettes en suspension n'ont pas été considérés. Pour les autres sources d'exposition, les voies considérées sont les mêmes que celles pour l'exposition aiguë, avec quelques différences :

- Est considérée l'ingestion d'aliments d'origine locale ayant pu bioaccumuler des résidus d'adulticides dans le sol au cours de la saison par la voie des racines plutôt que d'évaluer la contribution par dépôt atmosphérique lors des journées de vaporisation, dépôt qui, étalé sur l'ensemble des périodes sous-chroniques et chroniques, ne peut qu'être négligeable. Notons de plus que comme il a été évalué que les adulticides ne persistaient que quelques heures dans l'air, l'accumulation par transfert air-plante n'a pas été évaluée, pas plus que le dépôt atmosphérique les autres jours que ceux de vaporisation.

- b) Est enlevée l'exposition résultant du comportement de baignade car les concentrations résiduelles dans l'eau des piscines sont si faibles que l'exposition s'y rapportant est jugée négligeable;
- c) Seule l'ingestion de lait maternel est considérée pour les jeunes bébés, puisque l'inhalation est éliminée par absence de concentrations dans l'air.

L'estimation de la concentration dans les végétaux résultant de l'accumulation par les racines ($C_{v_{racine}}$) a été évaluée à partir de la concentration dans le sol de surface (C_{surf}) par l'équation (MEF 1996) :

Équation 5.23 $C_{v_{racine}} = C_{surf} \times 38,73 \times K_o/w^{-0,578}$

où C_{surf} est exprimé en mg/kg de sol sec et $C_{v_{racine}}$ en mg/kg de poids sec. Une fois $C_{v_{racine}}$ déterminé, l'utilisation de cette dernière dans l'Équation 5.13 permet d'évaluer, par classes d'âges, l'exposition totale par ingestion de végétaux.

Toutes les autres méthodes de calcul des doses d'exposition journalière sont les mêmes que pour l'exposition aiguë. En fait, ce sont les concentrations environnementales journalières différentes, calculées tel que décrit au chapitre 4, qui résultent en des doses d'exposition différentes que pour l'exposition aiguë. La seule exception concerne l'évaluation de la concentration moyenne dans le lait maternel. Comme la concentration moyenne a été évaluée sur des périodes de 56 jours (exposition sous-chronique) ou sept mois (pour l'exposition chronique année après année), l'effet de la tétée du bébé n'a pas été pris en compte puisqu'il a été évalué que, sur l'ensemble de la période d'exposition, cet effet est négligeable à cause de la période de temps sur laquelle il exerce de l'influence (une journée). La concentration moyenne dans le lait estimée seulement par l'Équation 5.21, pour l'ensemble de la période à l'étude a donc été directement utilisée dans ce cas-ci.

5.1.3.1 Doses d'exposition sous-chroniques et chroniques au malathion

Les résultats sont présentés dans le tableau suivant, et comprennent la somme du bruit de fond et de la dose additionnelle. Pour les enfants de moins de 5 ans, l'exposition par ingestion est la plus importante, à cause du comportement main-bouche ou de l'ingestion de lait maternel, selon le cas. Pour les autres classes d'âges, l'exposition par voie cutanée est la plus importante. Le bruit de fond est pris en compte et constitue une part négligeable de la dose au niveau sous-chronique. En effet, par ordre de classe d'âges, sa contribution est de 2,2 %, 0,2 %, 0,3 %, 0,2 % et 1,2 % respectivement. Au niveau chronique toutefois, sa contribution est significative, avec des proportions par classe d'âges de 21 %, 4 %, 7 %, 4 % et 18 % respectivement. Ceci s'explique par le fait qu'au niveau chronique, la dose additionnelle est répartie sur une plus grande période de temps, d'où une dose journalière moyenne moins importante. Donc, une même dose journalière de bruit de fond (qui elle, est constante peu importe le laps de temps considéré) prend une importance plus grande. Forcément, ces proportions seront les mêmes en ce qui a trait à la contribution du bruit de fond aux indices de risque sous-chroniques et chroniques, par classe d'âges.

Tableau 5.6 : Doses d'exposition sous-chroniques et chroniques au malathion

DOSE (mg/kg/jour)	0 – 6 mois	7 mois – 4 ans	5 – 11 ans	12 – 19 ans	20 ans et +
Sous-chronique					
Ingestion	7,34E-03	5,04E-02	3,15E-03	1,99E-03	1,59E-03
Cutanée	0,00E+00	3,40E-02	2,91E-02	1,77E-02	3,43E-03
TOTALE*	7,46E-03	8,46E-02	3,23E-02	1,97E-02	5,06E-03
Chronique					
Ingestion	6,75E-04	2,37E-03	2,81E-04	1,78E-04	1,44E-04
Cutanée	0,00E+00	1,52E-03	1,30E-03	7,91E-04	1,53E-04
TOTALE*	7,96E-04	4,01E-03	1,68E-03	9,89E-04	3,46E-04

* : Les doses comprennent le bruit de fond, pour lequel des données existent seulement pour le malathion.

5.1.3.2 Doses d'exposition sous-chroniques et chroniques à la resméthrine

Des doses d'exposition différentes ont été générées, selon que l'on utilise la resméthrine seule ou la resméthrine synergisée avec le *PBO*. Les résultats, pour chaque voie d'exposition sont présentés dans le tableau suivant. L'exposition par voie cutanée est la plus importante dans tous les cas sauf pour les bébés, où seule l'ingestion de lait maternel représente une voie d'exposition. Les doses sont inférieures à celles rapportées précédemment pour le malathion.

Tableau 5.7 : Doses d'exposition sous-chroniques et chroniques à la resméthrine

DOSE (mg/kg/jour)	0 – 6 mois	7 mois – 4 ans	5 – 11 ans	12 – 19 ans	20 ans et +
Resméthrine seule, sous-chronique					
Ingestion	5,26E-04	1,83E-02	3,22E-05	1,64E-05	1,15E-05
Cutanée	0,00E+00	2,36E-02	2,01E-02	1,19E-02	2,52E-03
TOTALE	5,26E-04	4,19E-02	2,01E-02	1,19E-02	2,53E-03
Resméthrine seule, chronique					
Ingestion	2,18E-04	1,14E-03	1,11E-05	5,65E-06	3,96E-06
Cutanée	0,00E+00	4,49E-03	3,80E-03	2,19E-03	5,01E-04
TOTALE	2,18E-04	5,63E-03	3,81E-03	2,19E-03	5,05E-04
Resméthrine synergisée, sous-chronique					
Ingestion	2,35E-04	8,32E-03	1,43E-05	7,29E-06	5,11E-06
Cutanée	0,00E+00	1,06E-02	9,02E-03	5,34E-03	1,13E-03
TOTALE	2,35E-04	1,89E-02	9,04E-03	5,35E-03	1,14E-03
Resméthrine synergisée, chronique					
Ingestion	9,65E-05	4,95E-04	4,91E-06	2,50E-06	1,75E-06
Cutanée	0,00E+00	1,98E-03	1,68E-03	9,66E-04	2,21E-04
TOTALE	9,65E-05	2,48E-03	1,68E-03	9,68E-04	2,23E-04

5.1.3.3 Doses d'exposition sous-chroniques et chroniques au butoxyde de pipéronyle

Les résultats sont présentés au tableau suivant. L'exposition par voie cutanée est la plus importante dans tous les cas sauf pour les bébés, où seule l'ingestion de lait maternel représente une voie d'exposition. Généralement, les doses sont plus importantes que pour le malathion et la resmethrine, sauf pour les 0,5 à 4 ans, où les doses demeurent inférieures à celles au malathion seulement.

Tableau 5.8 : Doses d'exposition sous-chroniques et chroniques au PBO

DOSE (mg/kg/jour)	0 – 6 mois	7 mois – 4 ans	5 – 11 ans	12 – 19 ans	20 ans et +
Sous-chronique					
Ingestion	1,20E-02	1,86E-02	7,76E-04	4,87E-04	3,86E-04
Cutanée	0,00E+00	3,07E-02	2,62E-02	1,60E-02	3,09E-03
TOTALE	1,20E-02	4,93E-02	2,69E-02	1,64E-02	3,48E-03
Chronique					
Ingestion	3,61E-03	6,21E-04	1,80E-04	1,13E-04	8,96E-05
Cutanée	0,00E+00	1,90E-03	1,62E-03	9,86E-04	1,91E-04
TOTALE	3,61E-03	2,52E-03	1,80E-03	1,10E-03	2,81E-04

5.1.3.4 Doses d'exposition sous-chroniques et chroniques à la perméthrine

Les résultats de l'exposition sous-chronique et chronique résultant du traitement de barrière à la perméthrine sont présentés au tableau suivant. L'exposition par voie cutanée est la plus importante dans tous les cas sauf pour les bébés, où seule l'ingestion de lait maternel représente une voie d'exposition. Généralement, les doses sont plus importantes que pour les autres substances sauf chez les bébés, où les doses sont supérieures seulement aux doses de resmethrine précédemment mentionnées.

Tableau 5.9 : Doses d'exposition sous-chroniques et chroniques à la perméthrine

DOSE (mg/kg/jour)	0 – 6 mois	7 mois – 4 ans	5 – 11 ans	12 – 19 ans	20 ans et +
Sous-chronique					
Ingestion	1,44E-03	2,85E-02	4,39E-06	2,10E-06	1,40E-06
Cutanée	0,00E+00	1,02E-01	8,72E-02	5,32E-02	1,03E-02
TOTALE	1,44E-03	1,31E-01	8,72E-02	5,32E-02	1,03E-02
Chronique					
Ingestion	5,05E-04	7,20E-03	1,63E-06	7,77E-07	5,20E-07
Cutanée	0,00E+00	2,60 E -02	2,22E-02	1,35E-02	2,63E-03
TOTALE	5,05E-04	3,32 E -02	2,22E-02	1,35E-02	2,63E-03

5.2 Exposition des travailleurs

L'exposition des travailleurs qui appliquent des pesticides a été largement documentée dans la littérature. Ces caractérisations sont faites soit par surveillance biologique soit par mesure des concentrations dans l'air ambiant ou celles déposées sur la peau et sur les vêtements des travailleurs. Le recours à des scénarios pour estimer l'exposition des travailleurs est peu utilisé étant donné la quantité d'évaluations réalisées et l'absence de paramètres standards à utiliser pour définir ces scénarios. En effet, selon les divers types d'application et de cibles traités, l'exposition peut varier fortement.

Il ressort de l'ensemble des études de caractérisations que les travailleurs assignés à l'application de produits par pulvérisateurs personnels sont la plupart du temps les plus exposés (Abbott *et al.* 1987, Krieger et Ross 1993). Les responsables de la formulation, de la préparation et du remplissage des mélanges pour le traitement *ULV* sont également significativement exposés. Les applicateurs aériens ou par véhicules motorisés terrestres présentent une exposition beaucoup plus faible, de même que les mélangeurs/chargeurs pour les pulvérisateurs personnels, dans le cas où ces derniers sont différents des applicateurs, ce qui n'est pas souvent le cas (Chester *et al.* 1987, Yoshida *et al.* 1990). De façon générale, l'exposition par contact cutané (éclaboussure, gouttelettes, etc.) constitue la voie d'exposition la plus importante. L'inhalation représente l'autre voie d'exposition à considérer alors que la dose d'exposition attribuable à l'ingestion est considérée comme négligeable pour les travailleurs. Toutefois, il ressort que presque dans tous les cas, l'inhalation représente un apport à la dose interne beaucoup plus petit que le contact cutané, par de nombreux ordres de grandeur, particulièrement pour les mélangeurs/chargeurs. Pour les applicateurs, l'inhalation a généralement un peu plus d'importance par rapport au contact cutané, mais ce dernier demeure, de beaucoup dans presque tous les cas, la principale voie d'exposition.

Une base de données a été mise au point par la *USEPA* et Santé Canada à partir de résultats d'études terrains auprès de travailleurs afin de standardiser les évaluations de leur exposition potentielle aux pesticides. Dans cette base de données, la *Pesticide Handlers Exposure Database (PHED)*, les résultats de ces études sont extrapolés et répartis selon le type d'activité impliquant la manipulation de pesticides (applicateur, mélangeur, etc.), le type d'application (*ULV* aérienne ou au sol, traitement de barrière, etc.) et la cible visée (moustiques, vergers, champs). Dans le document contenant l'analyse de risque réalisée dans le cadre du processus de ré-enregistrement du malathion aux États-Unis, les résultats d'estimations d'exposition issus du programme *PHED* version 1.1 sont rapportés pour les travailleurs qui appliquent du malathion par voie aérienne ou au sol en *ULV* et lors de traitements barrières dans un contexte de lutte contre les moustiques. Après avoir recherché les conditions d'applications et les types d'activités similaires, les estimations faites dans ce document sont utilisées dans le cas de la présente étude pour l'exposition éventuelle des travailleurs québécois dans le cas d'applications du malathion (USEPA 2000c).

De tels documents n'ayant pas été recensés pour les pyréthriinoïdes, une rapide revue de la littérature concernant l'exposition des travailleurs à divers produits de cette classe a été réalisée. Il n'existe pas d'études sur l'exposition spécifique des travailleurs au *PBO*, mais comme sachant que son usage est associé à celui de pyréthriinoïdes, il est possible d'estimer certains éléments concernant son exposition à partir de la littérature existant spécifiquement sur ceux-ci. Notons que ce qui sera revu ici concerne ce qui a été étudié sur l'exposition de travailleurs aux pyréthriinoïdes en général et non pas seulement à la resmethrine et à la perméthrine. De plus, quelques scénarios ont été tentés à titre indicatif, d'abord avec le malathion pour tenter de les valider avec les données de la *PHED*, et ensuite avec les autres produits. Toutefois, l'accent ne sera pas porté outre mesure sur ces scénarios, très approximatifs et se basant sur peu de données solides.

Une fois l'estimation de l'exposition des travailleurs ainsi faite à partir de données externes prises directement (et non pas résultant d'un scénario d'exposition proprement dit), l'évaluation de leurs risques pourra se faire en utilisant les mêmes doses de références que pour la population en général.

5.2.1 Exposition des travailleurs au malathion

5.2.1.1 Exposition aiguë

L'exposition de base est estimée dans la *PHED* en tenant compte des conditions suivantes (USEPA 2000c) :

- La journée de travail assumée est d'une durée de huit heures;
- Pour le traitement aérien, 7500 âres de terrain sont traités;
- Le traitement *ULV* au sol contre les moustiques implique l'application de 16 gallons de la formulation de malathion. Dans ce dernier cas, la durée d'application est estimée à quatre heures.

Dans ces conditions, l'exposition au malathion pour divers travailleurs-types a été estimée aux valeurs présentées dans le Tableau 5.10, où se retrouvent les doses d'exposition résultant d'une exposition sans protection (niveau de base), d'une exposition avec mesures de protection personnelle usuelle et d'un niveau de protection résultant de l'utilisation par les travailleurs de la meilleure technologie disponible, tant d'un point de vue d'efficacité d'application que de celui de leur protection. Puisqu'il s'agit d'expositions résultant du travail d'une seule journée, elles sont considérées comme étant des doses d'exposition aiguë. On y observe que, tel que décrit dans la littérature, les mélangeurs/chargeurs sont plus exposés que les applicateurs et que l'exposition par voie cutanée est de loin la plus importante. De plus, sauf dans le cas de l'applicateur *ULV* au sol, on observe que l'ajout de mesures de protection diminue par plusieurs ordres de grandeur l'exposition d'un travailleur, les autres conditions étant égales.

Tableau 5.10 : Doses d'exposition au malathion de divers types de travailleurs résultant d'une journée de travail, d'après la *PHED* (USEPA 2000c)

ACTIVITÉ	NIVEAU D'EXPOSITION DE BASE ^{a)}	NIVEAU D'EXPOSITION EN CONSIDÉRANT DES MESURES DE PROTECTION PERSONNELLE ^{b)}	NIVEAU D'EXPOSITION CONSIDÉRANT UNE PROTECTION TECHNIQUE ^{c)}
	(mg/kg/jour)	(mg/kg/jour)	(mg/kg/jour)
Mélangeur/chargeur pour l'application <i>ULV</i> au sol			
<i>Contact Cutané</i>	6,6	0,052	n/a
<i>Inhalation</i>	0,003	0,003 ^{d)}	n/a
TOTALE	6,603	0,055	n/a
Applicateur de l' <i>ULV</i> au sol			
<i>Contact Cutané</i>	0,81	0,5	n/a
<i>Inhalation</i>	0,01	0,002	n/a
TOTALE	0,82	0,502	n/a
Mélangeur/chargeur pour l'application <i>ULV</i> aérienne			
<i>Contact Cutané</i>	72,0	0,42	n/a
<i>Inhalation</i>	0,03	0,006	n/a
TOTAL	72,03	0,426	n/a
Applicateur pour l' <i>ULV</i> aérienne			
<i>Contact Cutané</i>	- ^{e)}	- ^{e)}	0,12
<i>Inhalation</i>	- ^{e)}	- ^{e)}	0,0017
TOTAL	- ^{e)}	- ^{e)}	0,1217
Totaux (applicateur + mélangeur = même personne)			
Application au sol	7,42	0,56	n/a
Application aérienne	72,15 ^{f)}	0,55 ^{f)}	n/a

n/a Non applicable

a) Le travailleur est habillé de pantalons longs, de gilet à manches longues, sans gant, ni masque.

b) Le travailleur porte, en plus des éléments décrits en a), des gants, une couche supplémentaire de vêtements (non imperméables) et un masque.

c) Le travailleur est confiné dans un cockpit d'avion, et est habillé de la manière décrite en a). Le réservoir de pesticides est dans un compartiment séparé du cockpit, sans possibilité de communication avec ce dernier.

d) Dans ce cas-ci, aucune donnée disponible n'incluait des cas où le masque était porté. Donc, il est assumé que le masque ne l'est pas. Toutefois, en assumant une protection de 90 % que procure un masque, tel que décrit par Krieger et Ross (1993). Une valeur de 0,00027 mg/gk/jour serait obtenue. De toute façon, l'exposition par inhalation est négligeable par rapport à celle par voie cutanée.

e) N'est considéré uniquement que comme ayant un niveau d'exposition en considérant une mesure de protection technique (présence du cockpit sans communication possible avec le réservoir d'adulticides).

f) En combinant les données disponibles pour les applicateurs aériens et les mélangeurs/chargeurs.

Tel que mentionné ci-haut, et de manière indépendante des données de la *PHED*, un rapide exercice d'estimation d'exposition de travailleurs hypothétiques a été fait, à titre comparatif, pour tenter de cerner ce que pourraient être des conditions d'exposition de travailleurs québécois assignés à la vaporisation de malathion, au sol sans aucune mesure de protection particulière. Une valeur de 4,8 mg/kg/jour pour l'exposition par voie cutanée et de 0,0065 mg/kg/jour par inhalation, pour un mélangeur/chargeur pour l'application *ULV* au sol ont été obtenues. Ces valeurs sont similaires à celles de la *PHED*. Elles ont été calculées à l'aide des équations suivantes :

Équation 5.24 $D_{\text{cut}} = (\text{Conc} \times \text{SC} \times \text{dur} \times \text{cont} \times K_p \times f_c \times F_{\text{abscut}}) / \text{PC}$

...où :

D_{cut} = dose cutanée des applicateurs (mg/kg/jour)
Conc = concentration de la formulation liquide manipulée (mg/L)
SC = surface corporelle de contact avec les adulticides liquides (assumée ici comme étant les bras et les mains, en cm²)
dur = durée de contact (heures/contact)
cont = nombre de contact (un contact/jour)
 K_p = coefficient de perméabilité cutanée (cm/heure)
 f_c = facteur de conversion (0,001 L/cm³)
 F_{abscut} = facteur d'absorption cutanée du malathion
PC = poids corporel (kg)

Équation 5.27 $D_{\text{inhal}} = \text{concair} \times \text{inhal} \times \text{dur} \times \text{cont} / \text{PC}$

...où :

D_{inhal} = dose par inhalation des applicateurs (mg/kg/jour)
concair = concentration dans l'air (mg/m³, valeur résultant de la modélisation, par prudence)
inhal (taux d'inhalation, m³/jour)
dur = durée de contact, (7/24^e de jour/contact)
cont = taux de contact (un contact/jour)
PC = poids corporel (kg)

Lorsque appliqué aux autres substances, ces scénarios ont généré les résultats suivants. Contrairement à ce qui est observé dans la *PHED*, où, pour les applicateurs, les doses par contact cutané sont plus importantes par plusieurs ordres de grandeur que pour l'inhalation, les doses estimées ici par inhalation sont du même ordre que les doses par contact cutané. Ceci nous indique que les scénarios établis ne sont probablement pas adéquats pour ces travailleurs particuliers, en assumant que ce qui se retrouve dans la *PHED* correspond à la réalité. Il est donc permis de ne considérer ces résultats qu'à titre indicatif et de ne pas tenter de leur donner une signification importante, du moins pour les applicateurs. La raison est qu'un trop grand nombre de paramètres déterminants cette exposition demeurent inconnus et donc, il est hasardeux de prétendre avec certitude que les valeurs utilisées dans les scénarios proposés correspondent plus à la réalité que les valeurs indiquées dans la *PHED*. En l'absence de certitudes donc, il est jugé préférable de se référer à cette dernières, même si l'on ne dispose pas des précision quant à la façon dont ces valeurs ont été déterminées, nous permettant de juger de la validité de celle-ci. Pour la suite de l'étude donc, les résultats issus des scénarios seront présentés à titre indicatif lorsque requis, mais l'attention sera portée plus sur les résultats issus de la *PHED* ou sur des résultats documentés dans la littérature scientifique, lorsque pertinents à la présente étude.

Tableau 5.11 : Doses d'exposition aiguës au malathion établies par scénarios pour les divers travailleurs au sol, sans protection de base

SUBSTANCE	TRAVAILLEUR	VOIE D'EXPOSITION	DOSE (MG/KG/JOUR)
Malathion*	Mélangeur	Cutanée	4,8E+01
		Inhalation	6,5E-04
	Applicateur	Cutanée	1,8E-06
		Inhalation	4,5E-03
	TOTAL si l'applicateur et le mélangeur sont la même personne		4,8E+01
Resméthrine seule*	Mélangeur	Cutanée	3,5E+03
		Inhalation	1,6E-03
	Applicateur	Cutanée	1,3E-03
		Inhalation	1,5E-03
	TOTAL si l'applicateur et le mélangeur sont la même personne		3,5E+03
Resméthrine synergisée*	Mélangeur	Cutanée	3,5E+03
		Inhalation	7,2E-04
	Applicateur	Cutanée	5,9E-04
		Inhalation	7,2E-04
	TOTAL si l'applicateur et le mélangeur sont la même personne		3,5E+03
Butoxyde de pipéronyle*	Mélangeur	Cutanée	1,1E+02
		Inhalation	2,2E-03
	Applicateur	Cutanée	1,8E-05
		Inhalation	2,2E-03
	TOTAL si l'applicateur et le mélangeur sont la même personne		1,01E+02
Perméthrine**	Mélangeur	Cutanée	7,1E+02
		Inhalation	8,4E-04
	Applicateur	Cutanée	6,7E-04
		Inhalation	8,3E-04
	TOTAL si l'applicateur et le mélangeur sont la même personne		7,1E+02

* Pour ces travailleurs, les mélangeurs sont exposés par les bras et les mains, durant 1 heure/jour, alors que les applicateurs sont exposés par les bras, les mains et la tête, pendant 7 heures/jour.

** Pour ces travailleurs, les mélangeurs sont exposés par les bras et les mains, durant 1 heure/jour, alors que les applicateurs sont exposés par les mains et la tête, pendant 7 heures/jour.

Ce tableau montre des résultats de doses aiguës fort importantes pour les mélangeurs, et fait donc ressortir l'importance des mesures de protection pour les travailleurs, principalement pour la voie cutanée. Étant donné du faible poids de l'exposition par inhalation qu'on peut y observer, elle ne sera pas comptabilisée pour les mélangeurs à partir de maintenant. De plus, dans le cas où les deux types de travailleurs sont la même personne, il sera désormais considéré que son exposition sera celle des mélangeurs, étant donné de la faible importance, en comparaison, qu'à l'exposition des applicateurs.

5.2.1.2 Exposition sous-chronique et chronique

L'exposition sous-chronique et chronique des travailleurs a été évaluée, pour le malathion, en modélisant la concentration interne moyenne chez ceux-ci durant les périodes d'intérêt, soit 56 et 210 jours respectivement. Rappelons que dans le cas de l'exposition chronique, cette durée d'exposition a été assumée comme se répétant année après année, sur une période de 70 ans.

La concentration moyenne interne a été obtenue à partir des concentrations internes résiduelles pour chaque type de travailleur, à chaque jour des périodes d'intérêt. Ces concentrations internes résiduelles ont été modélisées en tenant compte du nombre et de la fréquence des vaporisations au cours d'une saison d'une part et de la demi-vie du malathion dans l'organisme humain d'autre part. Ainsi, l'**Équation 4.1** a été utilisée, mais en remplaçant la demi-vie et la concentration initiale dans l'environnement par la demi-vie et la concentration initiale dans l'organisme humain. La dose d'exposition utilisée pour chaque vaporisation correspond aux doses données par la *PHED*, pour chaque type de travailleur, tel que rapporté au Tableau 5.10. Ainsi, le profil-type de l'exposition d'un travailleur (en prenant pour exemple le mélangeur/chargeur pour l'*ULV* au sol) au cours d'une saison de vaporisation est présentée à la Figure 5.1.

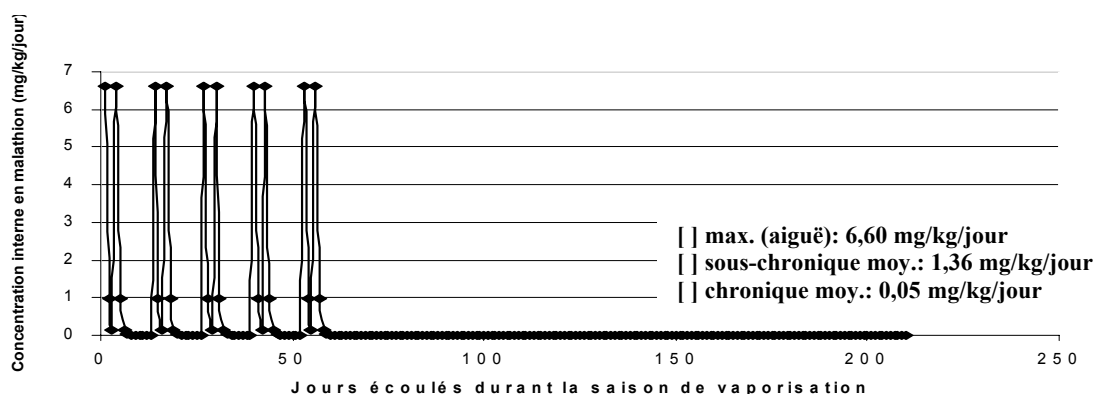


Figure 5.1 : Concentrations internes en malathion pour des mélangeurs/chargeurs résultant des activités de contrôle des moustiques au cours d'une saison de vaporisation

On observe que comme le malathion n'a pas une demi-vie longue dans l'organisme humain, il ne s'accumule pas d'une vaporisation à l'autre. Les doses d'exposition aiguës considérées pour l'évaluation des risques aigus des travailleurs sont donc demeurées inchangées et les doses rapportées par la *PHED* par activité de vaporisation ont été conservées.

En se basant sur le même principe, les doses totales d'exposition sous-chronique et chronique au malathion pour l'ensemble des travailleurs sont présentées au tableau suivant.

Tableau 5.12 : Doses d'exposition sous-chronique et chronique au malathion pour divers types de travailleurs, extrapolées d'après la *PHED* (USEPA 2000c)

ACTIVITÉ	EXPOSITION DE BASE ^{a)} s-chronique/ chronique (mg/kg/jour)	EXPOSITION EN CONSIDÉRANT LES MESURES DE PROTECTION PERSONNELLE. ^{b)} S-CHRONIQUE/CHRONIQUE (mg/kg/jour)	EXPOSITION EN CONSIDÉRANT UNE PROTECTION TECHNIQUE ^{c)} S- CHRONIQUE/CHRONIQUE UE (mg/kg/jour)
Mélangeur/chargeur pour l'application <i>ULV</i> au sol	1,36 / 0,05	0,011 / 0,001	n/a
Applicateur de l' <i>ULV</i> au sol	0,17 / 0,01	0,103 / 0,004	n/a
Mélangeur/chargeur pour l'application <i>ULV</i> aérienne	14,84 / 0,59	0,089 / 0,004	n/a
Applicateur pour l' <i>ULV</i> aérienne	- ^{e)}	- ^{e)}	0,025 / 0,001
Totaux (applicateur + mélangeur = même personne)			
Application au sol	1,53 / 0,06	0,115 / 0,005	n/a
Application aérienne	14,86 / 0,59 ^{f)}	0,113 / 0,005 ^{f)}	n/a

Note : Ces doses assument que les mêmes travailleurs seront affectés à la vaporisation d'adulticides, année après année.
n/a Non applicable.

- a) Le travailleur est habillé de pantalons longs, de gilet à manches longues, sans gant, ni masque.
- b) Le travailleur porte, en plus des éléments décrits en a), des gants, une couche supplémentaire de vêtements (non imperméables) et un masque filtreur.
- c) Le travailleur est confiné dans un cockpit d'avion, et est habillé de la manière décrite en a). Le réservoir de pesticides est dans un compartiment séparé du cockpit, sans possibilité de communication avec ce dernier.
- d) Dans ce cas-ci, aucune donnée disponible n'incluait des cas où le masque était porté. Donc, il est assumé que le masque ne l'est pas. Toutefois, en assumant une protection de 90 % que procure un masque, tel que décrit par Krieger et Ross (1993) Une valeur de 0,00027 mg/gk/jour. est obtenue De toute façon, l'exposition par inhalation est négligeable par rapport à celle par voie cutanée.
- e) N'est considéré uniquement que comme ayant un niveau d'exposition en considérant une mesure de protection technique (présence du cockpit sans communication possible avec le réservoir d'adulticides).
- f) En combinant les données disponibles pour les applicateurs aériens et les mélangeurs/chargeurs.

Notons que le bruit de fond moyen pour un adulte au Canada a été établi, à la section 5.1.1, à $6,34 \times 10^{-5}$ mg/kg/jour, ce qui apparaît être négligeable en comparaison aux doses rapportées pour les travailleurs tant au niveau aigu que sous-chronique et chronique. Par conséquent, l'évaluation des risques pour les travailleurs se fera sans tenir compte de ce bruit de fond.

En appliquant les scénarios de la section précédente et en assumant que les expositions des travailleurs se répètent pour chaque vaporisation, les doses d'exposition sous-chronique (sur 57 jours) et chronique (sur 210 jours) ont été évaluées pour les travailleurs, en tenant compte de la demi-vie de la substance dans l'organisme. Ainsi, pour les mélangeurs, des doses sous-chroniques et chroniques de 9,89 mg/kg/jour et 0,39 mg/kg/jour ont été évaluées. Pour les applicateurs, ces doses sont de 9,2 E-04 mg/kg/jour et de 3,7E-05 mg/kg/jour respectivement, avec les réserves exprimées précédemment quant à la validité des doses estimées par scénarios pour les applicateurs.

5.2.2 Exposition des travailleurs aux pyréthrianoïdes et au PBO

Les résultats des doses totales d'exposition sous-chroniques et chroniques des travailleurs au sol, pour les pyréthrianoïdes et le PBO, calculées d'après les mêmes scénarios que pour le malathion, sont rapportés dans le tableau suivant. Encore une fois, il est permis de relativiser l'exactitude de ces valeurs, surtout pour les applicateurs, et elles ne sont montrées qu'à titre indicatif.

Tableau 5.13 : Doses d'exposition sous-chroniques et chroniques pour les travailleurs au sol, sans protection de base, estimées à partir de scénarios

SUBSTANCE	TRAVAILLEUR	DOSE SOUS-CHRONIQUE (mg/kg/jour)	DOSE CHRONIQUE (mg/kg/jour)
<i>Resméthrine seule</i>	Mélangeur	2,7 ^E +03	6,5E+02
	Applicateur	2,2 ^E -03	5,4E-04
	TOTAL si le mélangeur et l'applicateur sont la même personne	2,7^E+03	6,5E+02
<i>Resméthrine synergisée</i>	Mélangeur	2,7 ^E +03	6,5E+02
	Applicateur	9,8 ^E -04	2,4E-04
	TOTAL si le mélangeur et l'applicateur sont la même personne	2,7^E+03	6,5E+02
<i>Butoxyde de pipéronyle</i>	Mélangeur	4,3 ^E +02	7,3E+01
	Applicateur	8,8 ^E -04	1,5E-04
	TOTAL si le mélangeur et l'applicateur sont la même personne	4,3^E+02	7,3E+01
<i>Perméthrine</i>	Mélangeur	3,6 ^E +02	7,2E+01
	Applicateur	1,2 ^E -03	2,4E-04
	TOTAL si le mélangeur et l'applicateur sont la même personne	3,6^E+02	7,2E+01

Pour ce qui est des travailleurs appliquant les adulticides par voie aérienne, une revue de la littérature concernant la surveillance biologique de travailleurs a été effectuée et ce qui a été trouvé a été extrapolé à la situation de la présente étude à des fins de comparaison.

Dans une étude sur l'exposition de travailleurs du Mississippi pour de l'épandage aérien par *ULV* d'une formulation de cyperméthrine à un champ de coton, Chester *et al.* (1987) ont estimé que l'exposition moyenne par voie cutanée des mélangeurs/chargeurs était de 0,3 mg/événement, répartie de manière uniforme sur l'ensemble du corps. Les travailleurs étaient équipés d'un masque facial complet, d'un gilet et de pantalons non-imperméables à manches longues, ainsi que de gants et bottes imperméables. Les autres voies d'exposition ont été jugées comme négligeables. Pour ce qui est des pilotes, leur exposition maximale a été estimée à 1,07 mg par journée de travail de huit heures. Dans leur cas, l'exposition provenait plus spécifiquement du contact des mains nues avec les résidus de produits déposés accidentellement sur les surfaces du cockpit lors du chargement. Donc, dans tous les cas, l'exposition découlait beaucoup plus des activités de préparation de la formulation que de l'application proprement dite. D'ailleurs, une étude faite sur les concentrations d'insecticides sur les lieux de travail lors de vaporisations aériennes contre la tordeuse d'épinette au Québec révèle que les concentrations retrouvées dans l'air du cockpit durant la vaporisation sont négligeables, ce qui témoigne de l'étanchéité, en conditions normales, du réservoir et du système de pompage en circuit fermé de l'avion, et de la non-pénétration des gouttelettes vaporisées à l'extérieur dans le cockpit (Major et Rousseau 1987). Bien que l'étude n'ait pas porté sur les mêmes produits, il paraît raisonnable de statuer que ce qui est étanche pour un produit (dans cette étude, le fénitrothion) le soit forcément pour d'autres. D'ailleurs, au Tableau 5.10 les doses d'exposition les plus faibles pour le malathion sont celles pour les pilotes d'avion, isolés en cockpit.

La resméthrine, et la cyperméthrine ont des propriétés physico-chimiques similaires. Au niveau du facteur d'importance quant à l'exposition par voie cutanée, les coefficients de perméabilité cutanée sont de $5,1\text{E-}4$ cm/sec et $5,2\text{E-}5$ cm/sec respectivement (Interactive LogKo/w demao (sd), MEF 1996). Suite à ces constatations on suppose que toutes autres conditions d'exposition étant égales, l'exposition à la resméthrine devrait être similaire ou légèrement supérieure à celle rapportée dans cette étude pour la cyperméthrine. Or, la formulation utilisée dans l'étude de Chester *et al.*, une fois les dilutions faites, est de 3 % de cyperméthrine par rapport à une formulation avoisinant les 4 % de resméthrine dans le cas de la présente étude, que ce soit pour le « *MosquitoFog* » ou encore le « *Scourge* ». Les taux d'application sont plus élevés dans l'étude de Chester *et al.*, puisqu'il s'agit d'un traitement agricole et non pas d'un traitement de contrôle vectoriel, mais on sait que l'étape d'application n'est pas l'étape déterminante pour l'exposition des travailleurs. Aussi, les mesures de protection utilisées sont probablement légèrement inférieures à ce qui serait utilisé par les travailleurs du Québec pour deux raisons : d'une part, la température moyenne plus élevée au Mississippi fait que la quantité de vêtement protecteur « toléré » par les travailleurs y est probablement moindre, d'autre part, les normes de protection des travailleurs ont possiblement été resserrées depuis, puisque cette étude date de près de 15 ans. À la lumière de ces éléments, il apparaît raisonnable de statuer que l'exposition des travailleurs assignés à l'épandage aérien de resméthrine pour le contrôle vectoriel au Québec pourrait être similaire à celle des travailleurs du Mississippi. En effet, si la resméthrine est un peu plus pénétrante et utilisée à une formulation un peu plus concentrée que ne l'a été la cyperméthrine, les mesures de protection des travailleurs seront par contre probablement meilleures. Comme l'exposition résulte surtout de l'étape de préparation et remplissage, il ne devrait pas y avoir de grande différence selon que l'on prépare du « *MosquitoFog* » ou du « *Scourge* » car leurs concentrations initiales sont similaires (environ 4 %), alors que ce sont leurs taux d'application qui diffèrent (voir Annexe I).

Pour ce qui est de l'exposition au *PBO* pour les travailleurs, elle peut probablement être estimée à partir de l'évaluation de la dose d'exposition à la resméthrine, en tenant compte de la proportion connue (3 :1) de *PBO* dans une formulation de « *Scourge* », de la même façon que ce qui a été fait pour la population en général. Toutefois, le *PBO* est bien moins pénétrant, donc cela contribue à diminuer la dose interne. Étant donné qu'il n'est pas possible de statuer dans quelle mesure un effet compense l'autre, il sera assumé que la dose de *PBO* est plus importante que celle de resméthrine, afin d'être protecteur.

Il est à noter que des pilotes hongrois appliquant en *ULV* un autre pyréthrianoïde, la deltaméthrine, ont été exposés à une dose 12,5 fois moindre que les travailleurs de l'étude sur la cyperméthrine (Yoshida *et al.* 1990). Toutefois, la deltaméthrine possède un coefficient de perméabilité près de cinq fois inférieur à celui de la cyperméthrine (Interactive LogKo/w demao (sd), MEF 1996) et la formulation utilisée dans cette étude hongroise était à un pourcentage de plus de deux fois moindre. Donc, il semble que les deux expositions se rapprochent, une fois tous les éléments considérés, et cela tend à témoigner d'une certaine validité et correspondance des valeurs mesurées. Cette correspondance permet, avec réserve, d'établir qu'il semble exister certaines constantes dans les patrons d'exposition des mélangeurs/chargeurs et donc, cela permet de dire que l'on peut tenter quelques extrapolations d'une situation à l'autre. Donc, l'extrapolation faite pour l'étude présente à partir de données de la littérature a probablement un certain sens.

Pour l'application aérienne en *ULV* de pyréthrianoïdes, l'exposition peut donc être estimée, à partir des études de la littérature, à ce qui est rapporté dans le tableau suivant, dans des conditions normales et sécuritaires de travail. Ces estimations sont faites en tenant compte des différents éléments discutés précédemment et doivent être interprétées avec prudence. Notons que l'exposition sous-chronique et chronique a été estimée à partir des doses d'exposition résultant d'une journée de vaporisation, en tenant compte de la demi-vie dans l'organisme et de la fréquence de vaporisation, de la même manière que pour le malathion (Figure 5.1). Notons que comme la resméthrine et le *PBO* peuvent s'accumuler légèrement dans l'organisme, la dose d'exposition aiguë a été évaluée lors de la dernière journée de vaporisation d'une saison, en assumant que les mêmes travailleurs seraient assignés à la vaporisation tout au long d'une saison, et d'une saison à l'autre (concernant l'exposition chronique). Par mesure de concision, les figures similaires à la Figure 5.1 mais associées à la resméthrine et au *PBO* n'ont pas été présentées ici; seuls les résultats calculés à partir de ces figures le sont. Quoiqu'il en soit, les allures des courbes sont très semblables.

Tableau 5.14 : Doses d'exposition estimées pour les travailleurs lors de la vaporisation *ULV* aérienne de resméthrine synergisée avec *PBO*

PRODUIT	TYPE DE TRAVAILLEUR	TYPE DE DOSE (mg/kg/jour)		
		Aiguë ^{a)}	Sous-chronique	Chronique
Resméthrine	Mélangeur/chargeur ^{b)}	0,026	0,013	0,003
	Applicateur ^{c)}	0,021	0,011	0,002
<i>PBO</i>	Mélangeur/ chargeur ^{b)}	0,061	0,021	0,004
	Applicateur ^{c)}	0,048	0,017	0,003

a) En tenant compte de la légère accumulation des substances dans l'organisme, d'une vaporisation à l'autre, au cours d'une même saison; dose évaluée lors de la dernière (10^e) vaporisation de la saison.

b) En assumant un poids du travailleur de 70 kg, qui procède à quatre activités de remplissage par jour, à 0,3 mg d'exposition par événement, tel que rapporté par Chester *et al.* (1987).

c) En assumant un poids de travailleur de 70 kg, qui vaporise durant huit heures par jour, à un taux d'exposition de 1,07 mg/huit heures de travail, tel que rapporté par Chester *et al.* (1987).

Il n'existe pas de données sur l'exposition de travailleurs aux pyréthriinoïdes appliqués en *ULV* au sol. Toutefois, concernant les mélangeurs/chargeurs, si les rapports d'exposition observés pour le malathion sont identiques pour les pyréthriinoïdes, on peut s'attendre à ce que leur exposition soit moindre que celle des mélangeurs/chargeurs pour l'application aérienne. À prime abord, il n'y a pas lieu de croire que les rapports diffèrent, car la différence entre les deux est probablement due à des variantes dans la manipulation requise pour les deux types d'opération, et non pas aux propriétés du produit, car si c'était le cas, il ne devrait pas y avoir de différences pour deux manipulations différentes d'un même produit, alors que c'est le cas pour le malathion.

D'autre part, puisqu'il se déplace plus lentement et qu'il peut être exposé aux particules en suspension dans l'air, le chauffeur du véhicule appliquant des adulticides au sol sera généralement plus exposé que le pilote d'avion. De plus, la différence entre l'exposition par voie cutanée et l'exposition par inhalation sera moins grande que pour les autres travailleurs, puisque la présence d'un habitacle fermé contribuera à diminuer le contact cutané mais à augmenter l'exposition par inhalation, car les concentrations dans l'air seront plus élevées, étant donné une moins bonne ventilation (Carman *et al.* 1982). D'ailleurs, c'est également ce qui est observé dans la *PHED* concernant le malathion (Tableau 5.10).

Il n'existe pas non plus de données sur l'exposition des travailleurs appliquant par pulvérisateurs personnels de type « sac-à-dos ». Dans ce dernier cas, on sait seulement, tel que mentionné, qu'ils sont généralement les plus exposés de tous, par plusieurs ordres de grandeur. Souvent, cela peut s'expliquer par l'inconfort (poids, chaleur, manque d'aération) qui résulte de ce type d'application, inconfort qui peut pousser le travailleur à négliger l'utilisation de mesures de protection (débarras du masque, ouverture des vêtements pour contrer la chaleur, etc.). Dans le cas présent, une exposition supérieure à celle des autres travailleurs est à suspecter, pour les raisons d'inconfort, mais aussi à cause du coefficient de perméabilité plus élevée pour la perméthrine que pour les autres substances (voir Tableau 3.10) ce qui tend à augmenter l'exposition par voie cutanée.

6. ESTIMATION DES RISQUES

6.1 Risques pour la population en général

6.1.1 Risques non-cancérigènes

Pour les risques d'effets chroniques autres que cancérogènes, la détermination de la présence ou non de risque pour une situation donnée se fait en divisant la dose calculée par la dose de référence, en tenant compte du laps de temps concerné et, lorsque possible, de la voie d'exposition évaluée. Si ce rapport, qu'on appelle communément « indice de risques », est inférieur ou égal à un, il est généralement admis que la dose d'exposition est inférieure au seuil de toxicité minimal et que les individus exposés ne sont pas susceptibles de subir des effets nocifs. Dans le cas présent donc, les doses d'exposition estimées au chapitre précédent ont été comparées avec les doses de référence mentionnées dans la revue des propriétés toxicologiques de chaque substance et pour chaque classe d'âges et chaque terme (chronique, sous-chronique, aigu). Les indices de risques pour chaque substance et pour chaque terme sont indiqués dans le tableau suivant, et un indice de risque supérieur à 1 y est identifié en trame foncée.

Tableau 6.1 : Indices de risques aigus, sous-chroniques et chroniques calculés pour les adulticides selon les scénarios établis

ADULTICIDE	INDICE DE RISQUE TOTAL	0 – 6 mois	7 mois – 4 ans	5 – 11 ans	12 – 19 ans	20 ans et +
Malathion*	Aigu	0,154	0,834	0,368	0,222	0,073
	Sous-chron.	0,310	2,172	0,193	0,119	0,075
	Chronique	0,032	0,166	0,069	0,041	0,014
Resméthrine seule	Aigu	0,072	0,714	0,021	0,012	0,006
	Sous-chron.	0,005	0,185	0,002	0,001	0,000
	Chronique	0,007	0,188	0,127	0,073	0,017
Resméthrine synergisée	Aigu	0,032	0,318	0,009	0,005	0,003
	Sous-chron.	0,002	0,084	0,001	0,001	0,000
	Chronique	0,003	0,083	0,056	0,032	0,007
Butoxyde de pipéronyle	Aigu	0,017	0,066	0,018	0,011	0,004
	Sous-chron.	0,069	0,109	0,007	0,004	0,003
	Chronique	0,206	0,057	0,029	0,018	0,007
Perméthrine	Aigu	0,033	0,296	0,096	0,058	0,012
	Sous-chron.	0,009	0,252	0,058	0,035	0,007
	Chronique	0,010	0,404	0,222	0,135	0,026

* Rappelons que pour le malathion, les indices de risques incluent les risques associés au bruit de fond. La proportion de cette contribution varie selon le laps de temps et les classes d'âges considérées, et est la même que les proportions des contributions des doses d'exposition, proportions rapportées au chapitre 5.

Les indices de risques aigus ont été comparés entre eux, sous la forme du graphique suivant.

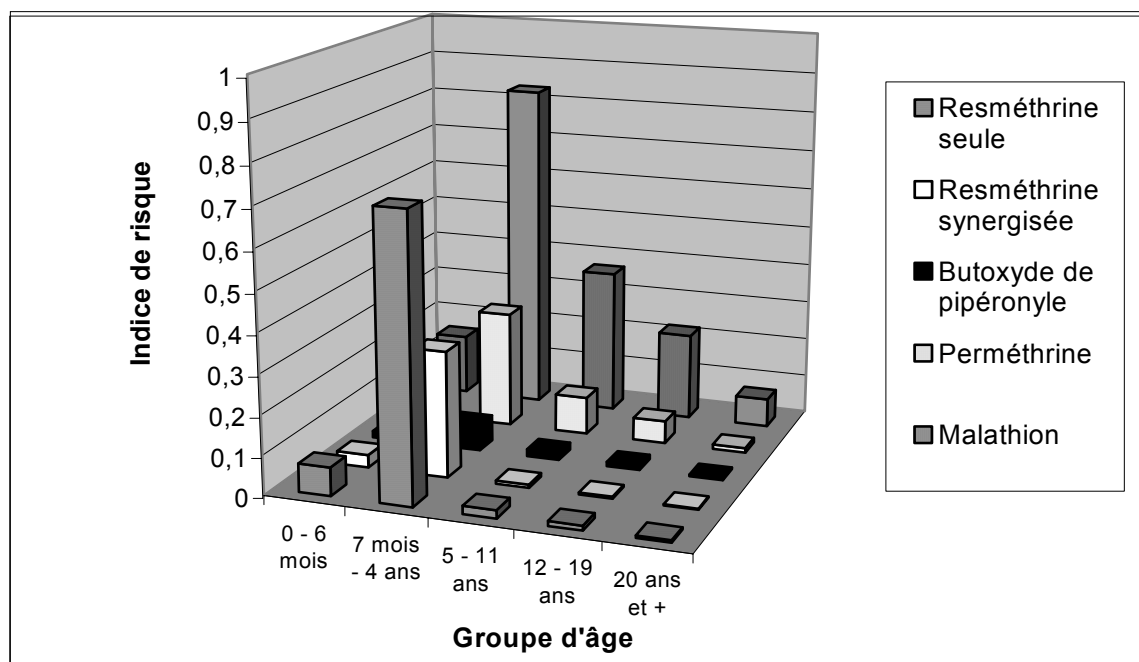


Figure 6.1 : Comparaison des indices de risques aigus pour les divers adulticides, par groupe d'âge

Les valeurs d'indices de risques les plus grandes se retrouvent pour la classe d'âges 0,5 à 4 ans. Les doses d'exposition plus élevées estimées pour ce groupe d'âge s'expliquent d'une part à cause de l'inclusion dans le scénario d'exposition du contact main-bouche et de l'ingestion de gazon, et d'autre part de la plus grande proportion de la surface cutanée considérée. Ce dernier facteur est particulièrement important considérant les activités de jeux extérieurs qui augmentent la probabilité d'exposition cutanée. Les présents résultats sont comparables aux autres évaluations de risques réalisées dans le cadre du processus de réévaluation des organophosphorés par la *USEPA* (2000c). Cela est en accord avec les résultats obtenus dans d'autres études d'évaluation d'exposition par surveillance biologique (Belleville, Boudreault et Carrier 1997, Loewenherz *et al.* 1997).

Les indices de risques sous-chroniques ont été comparés entre eux, sous la forme du graphique suivant.

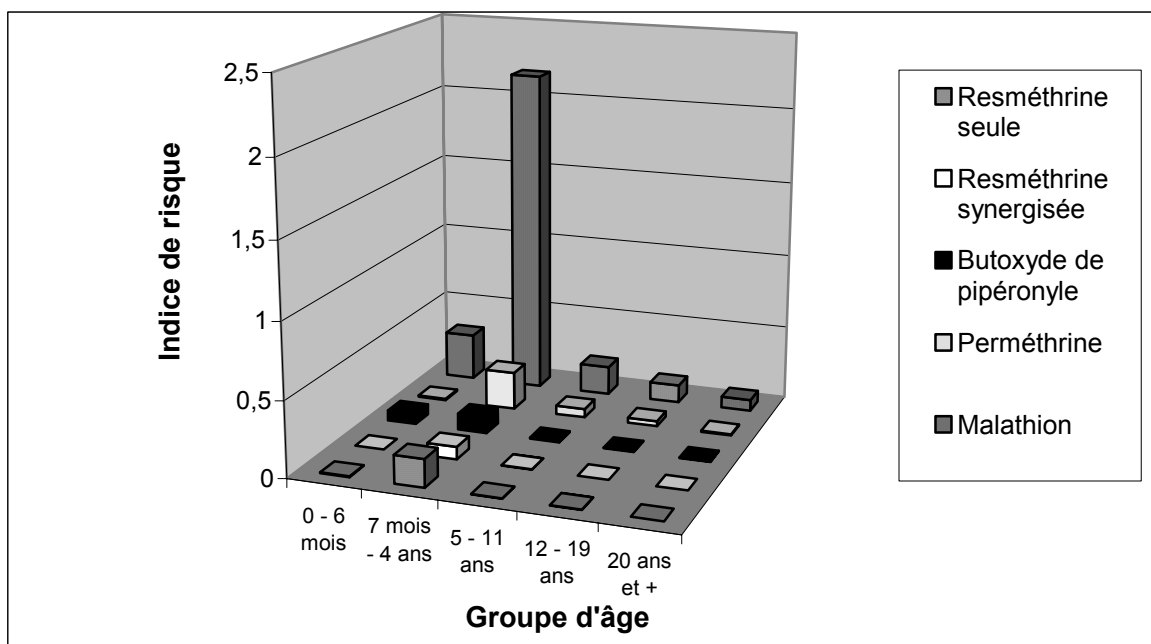


Figure 6.2 : Comparaison des indices de risques sous-chroniques pour les divers adulticides, par groupe d'âge

Les mêmes tendances que pour les indices de risques aigus sont observées. Ainsi, le malathion montre l'indice de risque le plus élevé et il est le seul à dépasser la valeur de 1. Ainsi, à la lumière des effets considérés pour évaluer la RfD, cela implique qu'il serait possible d'observer, dans ce cas sous-chronique, une diminution de l'activité des cholinestérases et de certaines autres enzymes sanguines (NYCDH 2001). Il est à noter que les doses d'exposition journalières sous-chroniques ne sont pas plus importantes que les doses d'exposition aiguë car le malathion n'a pas tendance à s'accumuler dans l'environnement d'une vaporisation à l'autre. Toutefois, la dose de référence sous-chronique est de beaucoup inférieure à celle aiguë (0,024 plutôt que 0,5 mg/kg/jour). C'est pourquoi l'indice de risque sous-chronique s'avère beaucoup plus élevé que l'indice de risque aigu (dans son calcul, le dénominateur est beaucoup plus faible).

Les indices de risques chroniques non-cancérigènes ont été comparés entre eux, sous la forme du graphique suivant.

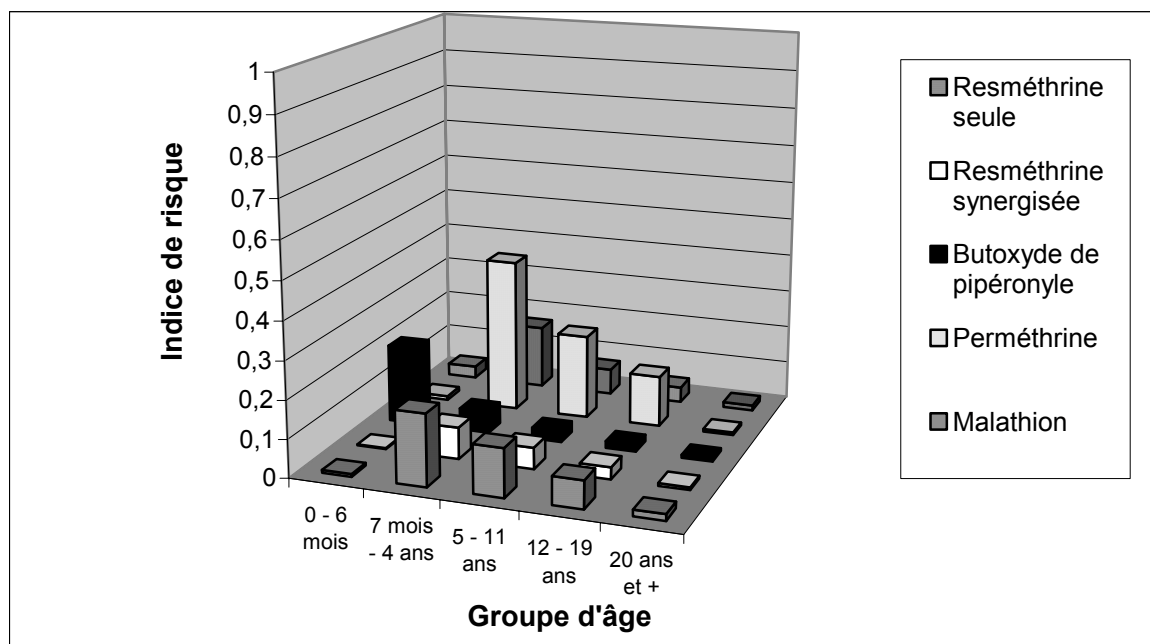


Figure 6.3 : Comparaison des indices de risques chroniques pour les divers adulticides, par groupe d'âge

6.1.2 Risques chroniques cancérigènes

Aucune des substances étudiées ne se retrouve dans les classifications A ou B de la *USEPA*. Par conséquent, des risques cancérigènes associés à leur utilisation ne sont pas attendus. Pour le malathion cependant, le *Cancer Assessment Review Committee (CARC)* a revu le potentiel cancérigène et le classe comme ayant une « *évidence suggestive de cancérogénicité mais que celle-ci n'est pas suffisante pour évaluer son potentiel de cancérogénicité pour l'humain* ». Toutefois, tel que mentionné au chapitre 3, le *CARC* ne juge pas pour autant qu'il soit nécessaire et justifié de traiter quantitativement du risque cancérigène qu'il pose. Il sera donc discuté de manière qualitative, au même titre que pour les pyréthrinoides et le *PBO*. Le même commentaire s'applique à la perméthrine, classée dans la famille C quant à son potentiel cancérigène selon la *USEPA*.

Comme il n'est pas considéré comme génotoxique (initiateur de cancer), le malathion, s'il cause effectivement un effet cancérigène, devrait logiquement le poser par une quelconque action épigénétique (promoteur de cancer). Dans ce cas, il est généralement reconnu qu'il existe un seuil en deçà duquel un effet cancérigène n'est pas observé, au même titre que pour les effets non-cancérigènes au niveau chronique. Or, dans les études animales sur lesquelles s'appuie le *CARC* pour reconnaître un potentiel cancérigène du malathion, l'apparition de tumeurs se manifeste seulement à des doses supérieures à celles nécessaires pour produire un effet sur la cholinestérase (ATSDR 2001). Ceci

suggère que le seuil de cancérogénicité est supérieur à la RfD chronique (0,02 mg/kg/jour). Donc, pour statuer sur la présence ou non de risque de cancer d'une telle substance, l'approche de la comparaison avec la dose de référence chronique peut être envisagée. Or, les doses d'exposition estimées sont inférieures à la RfD chronique et ce pour toutes les classes d'âges. Si les doses d'exposition sont distribuées sur la vie durant et si une dose moyenne pour une période de 70 ans est calculée, celle-ci (0,00067 mg/kg/jour) est très inférieure à la RfD chronique. Ces constatations et aussi le fait que les scénarios d'exposition considérés sont conservateurs permettent de dire que, à la lumière des connaissances actuelles, le risque véritable de cancer pour la population en général est probablement faible. Toutefois, la nouvelle classification du *CARC* qui classe le malathion comme *ayant une évidence suggestive de cancérogénicité* invite à la prudence et indique qu'il n'est pas certain qu'il n'existe pas.

Concernant les autres substances, elles ne sont pas non plus classées dans les groupes A ou B de la *USEPA*. Si, comme pour le malathion, un potentiel cancérigène par une action épigénétique et impliquant un seuil en deçà duquel il n'y a pas d'apparition de tumeur est admis, l'approche de la comparaison avec la dose de référence chronique peut être envisagée. Entre autres, cela s'applique à la perméthrine, autre substance pour laquelle un doute persiste quant au potentiel cancérigène. Cette approche prend son fondement par le fait que les RfD chroniques sont établies à partir des *NOEL* déterminés à partir d'études chroniques chez l'animal auxquels s'appliquent des facteurs de sécurité (Rakitsky, Loblyakov et Turusov 2000). Il est supposé que les RfD ainsi définies sont inférieures aux doses seuils nécessaires pour produire un effet cancérigène pour ces substances. Or pour la resmethrine, le *PBO* et la perméthrine, les doses d'exposition chroniques ne dépassent jamais les RfD de ces substances respectives. Ceci est d'autant plus vrai pour la resmethrine puisque son niveau d'innocuité paraît, à prime abord, encore plus élevé que pour le malathion, en regard de ses propriétés toxicologiques mentionnées au chapitre 3. Pour ce qui est du *PBO* et de la perméthrine, leurs propriétés à ce niveau semblent se comparer à celles du malathion et donc, la même appréciation du risque cancérigène peut y être appliquée, à première vue.

Il paraît important de mentionner que dans l'étude new-yorkaise, les risques de cancer ont été quantifiés en utilisant une approche de « facteur de pente de cancer » pour le malathion et la perméthrine, déterminée directement à partir d'essais animaux. Cette approche est une variante plus conservatrice de l'approche du modèle linéarisé multistage (LMS), impliquant le calcul d'un risque unitaire (Q^*). Elle implique que les substances en cause soient génotoxiques, ce qui n'est pas le cas, et même là, elle ne respecte pas l'approche standard du modèle LMS, qui elle-même est en période de réévaluation par la *USEPA* (1996). De plus, l'avis du *CARC* mentionne spécifiquement que la quantification du risque cancérigène n'est pas justifiée pour les substances en cause. Il est donc apparu peu pertinent d'en traiter dans la présente étude, que ce soit pour la population en général ou pour les travailleurs. Toutefois, mentionnons, avec les réserves exprimées quant à la pertinence d'une telle démarche, qu'une fois les risques unitaires de la perméthrine et du malathion rapportés dans l'étude new-yorkaise et mis en commun avec les valeurs de doses d'exposition chroniques estimées dans la présente étude, des valeurs de risques de cancer de $4,3E-07$ et $5,9E-05$ sont obtenus, pour le malathion et la perméthrine respectivement. Ces risques sont obtenus en considérant une période d'exposition non pas de 70 ans, mais de 30 ans, répartis sur la vie durant. Ceci a été fait dans le but de tenir compte du temps de résidence moyen de la population et d'une durée moyenne d'utilisation d'un même adulticide avant qu'il ne soit remplacé par un autre (NYCDH 2001).

6.2 Risques pour les travailleurs

6.2.1 Risques pour les travailleurs exposés au malathion

Les indices de risques calculés pour les travailleurs au niveau aigu, sous-chronique et chronique, à partir des doses de référence et des doses d'exposition évaluées à la section 0 sont présentés au tableau suivant. Notons que comme l'exposition par inhalation est négligeable, seules les doses de référence pour l'exposition cutanée ont été utilisées, soit 0,024, 0,5 et 0,5 mg/kg/jour pour les voies d'exposition chronique, sous-chronique et aiguë respectivement. Les indices de risques supérieurs ou égaux à 1 sont indiqués en caractère gras.

Tableau 6.2 : Indices de risques pour les travailleurs exposés au malathion durant les activités de vaporisation pour le contrôle des moustiques piqueurs, calculés selon les résultats du tableau 5.10 et du tableau 5.12

TYPE DE TRAVAILLEUR	INDICE DE RISQUE		
	<i>Risque aigu de base/PP/PMT^{a)}</i>	<i>Risque sous- chronique De base/PP/PMT^{a)}</i>	<i>Risque chronique de base/PP/PMT^{a)}</i>
Mélangeur/chargeur pour l'application <i>ULV</i> au sol	13,24 / 0,11 / n.a.	2,72 / 0,02 / n.a.	2,08 / 0,45 / n.a.
Applicateur de l' <i>ULV</i> au sol	1,66 / 1,0 / n.a.	0,34 / 0,21 / n.a.	0,28 / 0,17 / n.a.
Mélangeur/chargeur pour l'application <i>ULV</i> aérienne	144,5 / 0,9 / n.a.	29,68 / 0,18 / n.a.	24,58 / 0,15 / n.a.
Applicateur pour l' <i>ULV</i> aérienne	n.a. / n.a. / 0,24	n.a. / n.a. / 0,05	n.a. / n.a. / 0,04
Totaux (applicateur + mélangeur = même personne)			
Application au sol	14,85 / 1,11 / n.a.	3,06 / 0,23 / n.a.	2,5 / 0,21 / n.a.
Application aérienne	144,7 / 1,09 / n.a.	29,72 / 0,23 / n.a.	24,58 / 0,21 / n.a.

n.a. non applicable

a) de Base = Risque pour l'exposition de base; PP = Risque pour l'exposition avec les mesures de protection personnelle; PMT = risque pour l'exposition en tenant compte de la protection par moyen technologique.

On voit que presque tous les travailleurs du malathion présentent des indices de risques aigus, sous-chroniques et chroniques supérieurs à 1 s'ils n'ont pas de protection. Seuls les applicateurs au sol ont des indices de risques inférieurs à 1 au niveau sous-chronique et chronique, sans protection. Même quand ils en ont, ils demeurent à risque au niveau aigu. Ceci d'ailleurs se reflète par le fait qu'il ne soit pas exceptionnel de retrouver, dans des études de surveillance biologique dans la littérature, des travailleurs présentant des niveaux de cholinestérase plus bas que la normale, de manière statistiquement significative, ce qui est un effet direct de l'exposition au malathion. Ceci est vrai même quand les travailleurs semblent suivre les procédures standard de protection personnelle (Nigg et Knaak 2000). Lorsque l'applicateur et le mélangeur sont la même personne, l'exposition aiguë pose des risques aigus avec ou sans protection, alors qu'au niveau sous-chronique et chronique, seules les expositions sans protection présentent des indices de risque supérieurs à 1.

Des mélangeurs/chargeurs assignés, sans protection au traitement *ULV* par voie aérienne pour contrer les moustiques ont effectivement présenté des signes d'intoxication aiguë et sous-chronique, sous la forme d'une diminution de la scholinestérase érythrocytaire, en Inde (Gupta *et al.* 1980). Ceci tend à confirmer que les travailleurs non-protégés présentent des risques importants, et dès lors, leur protection est primordiale.

Pour ce qui est des indices de risques découlant des scénarios tentés dans la section précédente pour les travailleurs, il a été jugé peu pertinent de les calculer étant donné de la probablement faible qualité de ces scénarios. Mentionnons tout de même qu'à la lumière des doses estimées par ces scénarios pour le malathion, seuls les mélangeurs dépassent les doses de référence lorsqu'ils n'ont aucune protection de base, par plusieurs ordres de grandeur. Les autres travailleurs présentent des doses d'exposition plusieurs fois inférieures aux doses de références. Ceci est vrai peu importe le laps de temps considéré. Toutefois, à cause des réserves exprimées quant à la validité des scénarios d'exposition pour les applicateurs, il ne faut pas se baser sur ces doses d'exposition pour affirmer que même sans protection, ils ne sont pas à risque. Ce serait un non-sens, surtout à la lumière des résultats compilés dans la *PHED*.

6.2.2 Risques pour les travailleurs exposés aux pyréthrinoïdes et au PBO

Les indices de risques pour les travailleurs exposés lors du traitement *ULV* par voie aérienne ont été calculés en utilisant la dose de référence cutanée appropriée, comme pour la population en général. En effet, dans les études sur lesquelles on s'est référé pour calculer les doses d'exposition, les doses mentionnées étaient des doses par voie cutanée. Les résultats présentés au tableau suivant sont directement fonction des doses calculées au tableau 5.14.

Tableau 6.3 : Indices de risques pour les travailleurs lors de la vaporisation *ULV* aérienne de resméthrine synergisée avec *PBO*

PRODUIT	TYPE DE TRAVAILLEUR	INDICE DE RISQUE		
		Aigu ^{a)}	Sous-chronique ^{a)}	Chronique ^{b)}
Resméthrine	Mélangeur/chargeur	0,0026	0,0013	0,10
	Applicateur	0,0021	0,0011	0,07
<i>PBO</i>	Mélangeur/ chargeur	0,0061	0,0021	0,13
	Applicateur	0,0048	0,0017	0,03

a) *RfD* cutanée = 10 mg/kg/jour.

b) *RfD* cutanée = 0,03 mg/kg/jour, sauf pour le *PBO* ou *RfD* cutanée = 0,0875 mg/kg/jour.

Pour ce qui est des mélangeurs/chargeurs pour l'application *ULV* au sol, les indices de risques sont moindres que pour les mélangeurs/chargeurs du tableau ci-haut, en assumant que leur exposition est moindre, tel que mentionné auparavant. Il n'est pas possible de dire dans quelle mesure, mais comme les indices de risques pour les mélangeurs/chargeurs pour l'application *ULV* aérienne sont déjà bien au-dessous de 1, il est permis de croire que les travailleurs sont exposés à des concentrations bien inférieures aux limites maximales sécuritaires. Ceci bien sûr en autant que les mesures de protection adéquates requises sont utilisées.

Pour ce qui est des chauffeurs (applicateurs), en assumant, tel que mentionné auparavant, que leur exposition est plus grande que pour les pilotes d'avion, il est possible de conclure que leur indice de risque est également plus grand. Cependant, il n'est pas possible de dire combien de fois plus grand. Toutefois, les indices de risques observés sont plusieurs fois inférieurs à 1 (le plus élevé est de 0,13, soit environ huit fois plus bas que 1) pour les pilotes d'avion tendent à indiquer qu'une certaine marge de sécurité existe pour les applicateurs-chauffeurs; si leur exposition n'est pas huit fois plus élevée que celle des pilotes d'avion, ils devraient normalement demeurer sous un seuil sécuritaire.

Le doute le plus important demeure pour les éventuels applicateurs de perméthrine pour le traitement de barrière. Il appert que leur exposition (et donc leur risque) sera plusieurs fois plus importante que pour les autres travailleurs. Par conséquent, puisqu'aucune donnée n'est disponible, il est d'autant plus important d'être vigilant avec ceux-ci, tant au niveau des mesures de protection qui leur sont attribuées qu'à celui de leur surveillance biologique et à l'attention à porter aux éventuels symptômes d'inconfort et/ou d'intoxication pouvant découler de leur exposition à la perméthrine. Ceci même si peu d'effets découlant d'exposition de travailleurs à des pyréthrinoïdes sont démontrés de manière statistiquement significative dans la littérature (Wiesler et al. 1998).

Enfin, dans la même idée de ce qui a été exprimé précédemment, les indices de risques n'ont pas été calculés pour les doses estimées par scénarios, mais les mêmes tendances par type de travailleurs que celles mentionnées pour le malathion s'observent quant aux comparaisons des doses d'exposition par rapport aux doses de référence.

7. DISCUSSION

La présente discussion porte sur l'ensemble de l'étude faite pour la population en général. Pour ce qui est des travailleurs, les aspects traités dans les sections 5.2 et 6.2 font office de discussion et donc, ils ne seront pas abordés ici.

7.1 Valeurs obtenues

7.1.1 Doses d'exposition

La discussion de la question des doses d'exposition fait référence aux tableaux du chapitre 5.1 principalement.

Les doses d'exposition les plus élevées découlent des scénarios d'exposition aiguë. Sur une base journalière, la dose d'exposition la plus élevée est obtenue pour le malathion au niveau aigu et pour la perméthrine aux niveaux sous-chroniques et chroniques. Ceci s'explique par la demi-vie sensiblement plus longue de la perméthrine dans l'environnement ce qui résulte, à long terme, en un potentiel de source d'exposition plus important. La dose plus élevée au niveau aigu pour le malathion s'explique par les taux d'application plus élevés requis pour obtenir une action efficace contre les moustiques.

Il est reconnu que les enfants absorbent une plus grande dose par poids corporel de pesticides que les adultes de par leur habitudes de jeux et certains de leurs comportements. Aussi l'exposition par ingestion résultant du fait qu'ils portent les objets et leurs mains à leur bouche est pris en compte dans le modèle d'exposition par le comportement main-bouche et par l'ingestion de gazon pour le groupe d'âge 0,5 à 4 ans. Dans le scénario d'exposition par la voie cutanée, la surface cutanée exposée des enfants (mains, bras, jambes et pieds) est plus grande que celle des adultes (mains et pieds) afin de tenir compte du plus grand contact avec le sol pour les enfants de ces groupes d'âge. Les doses d'exposition ainsi estimées sont plus élevées dans les groupes d'âges des enfants, soient les 0,5-4 ans et, dans une moindre mesure, les 5-11 ans. Pour le groupe d'âge 0,5 à 4 ans, la voie d'ingestion représente la voie principale d'exposition et ceci découle de l'importance de la dose estimée en tenant compte du comportement main-bouche. Par contre, l'exposition par voie cutanée est la plus importante pour les plus de 5 ans. Pour les bébés, l'inhalation est la voie principale d'exposition pour le malathion, peu liposoluble, alors que l'ingestion est la voie principale, pour toutes les autres substances, plus liposolubles, qui ont plus tendance à se retrouver dans le lait maternel. Aux niveaux sous-chronique et chronique, l'ingestion est la voie la plus importante pour les bébés, pour toutes les substances.

Comme ce sont les voies principales d'exposition, les paramètres utilisés dans les scénarios d'exposition par voie cutanée et par voie d'ingestion vont principalement influencer les doses d'exposition. Pour la voie cutanée, les facteurs suivants apparaissent être les plus influents : le taux de contact, le coefficient de perméabilité cutanée et la surface cutanée en contact avec les adulticides. Chez les enfants, les paramètres se rapportant au taux d'ingestion de sols et le taux de contact main-bouche affecte de façon significative les doses estimées pour la voie d'ingestion.

7.1.2 Indices de risque

Généralement, les doses d'exposition modélisées dans la présente étude et les indices de risque en découlant ont été supérieurs aux résultats obtenus dans l'étude new-yorkaise. Ceci est dû au fait que des scénarios d'exposition plus conservateurs ont été appliqués. De ce conservatisme appliqué aux différentes étapes de la démarche résultent des résultats qui inspirent une plus grande confiance dans une optique de protection de la santé publique et des individus plus sensibles.

Avec les scénarios d'exposition impliquant les doses maximales modélisées, un indice de risque supérieur à 1 est retrouvé dans le cas du malathion, au niveau sous-chronique. Pour les autres substances que le malathion, aucun indice de risque supérieur à 1 n'est observé. Afin d'avoir des données permettant certaines comparaisons dans un but de mise en perspective des résultats obtenus, les doses d'exposition et les indices de risque correspondant ont aussi été calculés non pas à partir des valeurs maximales modélisées dans l'environnement, mais bien des valeurs moyennes, pour la classe d'âges la plus à risque, soit les 0,5 à 4 ans. Les doses estimées et les indices de risque pour les deux niveaux de concentrations modélisées pour ce groupe d'âge sont rapportés dans le tableau suivant. Il s'y observe que dans aucun cas, un indice de risque supérieur à 1 n'est obtenu lorsque les expositions résultant de scénarios impliquant les concentrations environnementales moyennes modélisées plutôt que maximales sont considérées.

Tableau 7.1 : Résumé des doses et indices de risque d'intérêt, pour les 0,5 – 4 ans, en considérant les concentrations environnementales modélisées maximales ou moyennes.

SUBSTANCE	TYPE D'EXPOSITION	À PARTIR DES CONCENTRATIONS ENVIRONNEMENTALES MAXIMALES		À PARTIR DES CONCENTRATIONS ENVIRONNEMENTALES MOYENNES	
		Dose Totale (mg/kg/jour)	Indice de Risque	Dose Totale (mg/kg/jour)	Indice de Risque
Malathion	Aigu	3,43E-01	0,834	1,11E-01	0,325
	Sous-chronique	8,46E-02	2,172	2,77E-02	0,713
	Chronique	4,01E-03	0,166	1,14E-03	0,046
Resméthrine seule	Aigu	1,37E-01	0,714	4,38E-02	0,231
	Sous-chronique	4,19E-02	0,183	1,33E-02	0,059
	Chronique	5,63E-03	0,185	1,76E-03	0,059
Resméthrine synergisée	Aigu	6,12E-02	0,318	2,01E-02	0,106
	Sous-chronique	1,89E-02	0,084	5,74E-03	0,025
	Chronique	2,48E-03	0,083	7,67E-04	0,026
PBO	Aigu	2,22E-01	0,066	7,04E-02	0,024
	Sous-chronique	4,93E-02	0,109	1,63E-02	0,036
	Chronique	2,52E-03	0,057	7,66E-04	0,017
Perméthrine ^{a)}	Aigu	2,13E-01	0,296	2,13E-01	0,296
	Sous-chronique	1,31E-01	0,252	1,31E-01	0,252
	Chronique	3,32E-02	0,404	3,32E-02	0,404

a) Les doses résultent dès le départ des concentrations environnementales moyennes modélisées, en excluant les valeurs de 0.

Toutefois, il convient de rappeler que les valeurs des indices de risque pour ce groupe d'âge, doivent aussi être interprétés en considérant la vulnérabilité plus grande des enfants aux pesticides et en considérant la méthodologie qui sert à établir les indicateurs de risque à utiliser comme dénominateur dans le calcul de ces indices. Cette discussion sera développée davantage à l'item des incertitudes, ci après.

7.2 Métabolisme et additivité des risques

Comme le scénario de pulvérisation impliquant la resméthrine synergisée engendre la présence simultanée dans l'environnement de resméthrine et de *PBO*, il importe de se pencher sur la possibilité de l'additivité des risques des deux substances. Ces substances ont des organes-cibles différents et des modes d'action différents. En effet, la resméthrine a un mode d'action impliquant les canaux sodiques et son organe-cible principal est le réseau neuronal. Le *PBO* quant à lui agit sur les cytochromes P-450 et ses effets toxiques rapportés dans la littérature sont surtout associés à de l'hépatotoxicité. L'additivité des risques ne peut donc pas s'appliquer dans une telle situation. Toutefois, il importe de faire ressortir que l'utilisation conjointe du *PBO* permet de diminuer les doses d'application de resméthrine et donc, l'exposition à cette dernière substance. De façon corollaire, l'utilisation de *PBO* permet de diminuer les risques associés à la resméthrine de manière plus importante que l'ajout du risque indépendant associé au *PBO* (voir Tableau 7.1).

Il importe également de rappeler que les scénarios d'application prévus dans les procédures éventuelles d'intervention du MSSS n'excluent pas l'utilisation conjointe des adulticides en *ULV* avec le traitement de barrière à la perméthrine. Il faut donc évaluer le risque que présenterait un individu exposé suite à l'application simultanée d'un traitement de barrière et d'un traitement *ULV*. Or, la perméthrine, la resméthrine et le malathion ont un organe-cible commun, soit le système nerveux central, même si c'est par des mécanismes d'action différents, le malathion agissant sur la cholinestérase alors que la perméthrine et la resméthrine le font sur les canaux sodiques. En considérant les doses d'exposition modélisées à partir des concentrations environnementales maximales, l'utilisation conjointe de malathion avec la perméthrine génère des indices de risques totaux supérieurs à 1 pour les niveaux aigus et sous-chroniques pour le groupe d'âge 0,5 à 4 ans. De plus, l'utilisation conjointe de resméthrine non-synergisée avec la perméthrine génère un indice de risque légèrement supérieur à 1 pour le niveau aigu. Par contre, en considérant les indices de risque de la perméthrine avec soit celui du *PBO* ou encore de la resméthrine synergisée, le total ne surpasse pas 1. Il semble donc que seule l'utilisation de resméthrine synergisée ne génère en aucun cas des doses qui risqueraient de dépasser des seuils d'effets toxiques, qu'elle soit considérée seule ou en même temps qu'un traitement de barrière.

Enfin, rappelons que la présente étude n'a estimé que les risques inhérents à une éventuelle application d'insecticides dans le cadre de la lutte contre le vecteur du VNO. Des scénarios impliquant l'exposition à des insecticides disponibles en vente libre (pyréthrinoides, malathion, propoxur) ne sont pas élaborés dans cette évaluation. Or ces produits sont utilisés contre la nuisance des moustiques et il est plausible que leur usage soit beaucoup plus répandu en cas d'épidémie de VNO. Alors que l'application d'insecticides par des professionnels se fait selon des protocoles établis qui prennent en compte la dose minimale efficace pour détruire les moustiques et des mesures de sécurité afin de

diminuer l'exposition des applicateurs et des résidents, la population n'a souvent pas un tel niveau de connaissances. La dangerosité des produits est méconnue, les taux d'application inscrits sur les étiquettes sont souvent dépassés et les mesures pour diminuer l'exposition sont ignorées. Donc l'exposition résultante d'applications individuelles de ces substances apparaît significative et en ajoutant l'exposition estimée dans la présente étude, le niveau de risque engendré est considéré plus important à cause de la similarité des effets toxiques des substances de même famille. Aussi comme il a été discuté au paragraphe précédent, lorsque les effets toxiques portent sur le même organe cible, l'additivité des risques doit être considérée ce qui contribue à l'augmentation du niveau de risque. Il sera donc important, en cas d'épidémie de VNO, de sensibiliser la population aux dangers inhérents à l'utilisation d'insecticides au niveau domestique.

7.3 Incertitudes

Les principales sources d'incertitudes dans l'estimation des doses d'exposition, et leur influence sur celles-ci en comparaison avec ce qui serait vraisemblablement observé dans la réalité, sont rapportées au tableau suivant.

Tableau 7.2 : Principales sources d'incertitudes dans l'évaluation des doses d'exposition et leur influence

SOURCE D'INCERTITUDE	INFLUENCE : SURESTIME (↑) OU SOUS-ESTIME (↓) LES DOSES D'EXPOSITION ÉVALUÉES ET LES INDICES DE RISQUE OBTENUS
Utilisation des plus hautes doses modélisées	↑↑
Utilisation des données générées par ISCST3 plutôt que AgDrift	↑↑
Modélisation du scénario d'épandage de la perméthrine, même si c'est difficilement applicable, avec ISCST3	↑↑↑
Utilisation des formules issues des lignes directrices du MSSS et du MEF	↑
Utilisation des données de bruit de fond américain, pour le malathion	↑ Surestime, mais faible contribution
Utilisation du taux de contact de 1,56/heure pour le comportement main-bouche (0,5-4ans)	↓
Considération d'une période de 210 jours/an pour la période d'exposition chronique, plutôt que 365	↑
Absence d'utilisation de facteur de sécurité tenant compte des différences de métabolisme adulte/enfant, dans l'établissement des Rfd, pour les tranches d'âge des enfants.	↓
Les doses de références ne sont pas établies après évaluation de tous les effets possibles (perturbateur endocrinien, allergies, etc).	↓ Sous certaines hypothèses seulement (voir explication plus bas).

Le fait de tirer des conclusions à partir des résultats découlant des plus fortes doses modélisées permet d'assurer une approche sécuritaire. En effet, il est logiquement plus probable que la réalité se rapproche plus des doses moyennes, puisque les doses maximales sont celles considérant un seul point dans l'espace, alors que les doses moyennes résultent d'une approche impliquant l'ensemble des points dans l'espace considéré. Donc, les doses d'exposition calculées à partir des concentrations moyennes estimées dans l'environnement sont probablement plus près de la réalité et les indices de risques qui en découlent sont tous inférieurs à un.

Pour l'estimation des concentrations environnementales, l'utilisation du modèle ISCST3 plutôt que AgDrift/PKBW3 est une approche conservatrice puisque les valeurs générées par ce premier modèle sont supérieures à celles générées par le second alors que les deux ont été utilisés dans l'étude new-yorkaise.

Dans le cas de la perméthrine, il semble que les scénarios suggérés pour l'estimation des concentrations environnementales pour cette dernière surestiment fortement les véritables concentrations environnementales auxquelles les populations pourraient être exposées, et ceci se reflète sur les valeurs d'indices de risques également en les surestimant. Cependant, le scénario proposé est le seul qui soit modélisable. Il faut rappeler que le scénario implique d'être exposé directement au jet de perméthrine, puisque ce qui est modélisé consiste en les concentrations déposées sur le feuillage suite au traitement de barrière, qui implique la vaporisation directe sur support solide de l'adulticide.

Les formules utilisées pour prédire le devenir des substances dans l'environnement sont issues du guide du MEF (équivalent ancien du MENV). Cette méthodologie comporte un certain niveau d'incertitude mais, là aussi, le recours à la prudence implique une approche qui conduit à une surestimation plutôt qu'une sous-estimation des concentrations environnementales.

La méthodologie utilisée pour estimer l'exposition de la population résultante des différents scénarios d'application est conforme aux lignes directrices du MSSS. Les formules et les paramètres d'exposition qui s'y retrouvent sont *qualifiés de moyennes conservatrices* en ce sens qu'elles ne présentent pas le pire scénario, ni une exposition moyenne mais les valeurs retenues se situent habituellement entre ces deux positions. L'approche utilisée dans les lignes directrices est une approche déterministe en ce sens qu'elle utilise des valeurs préétablies soit à partir de données scientifiques ou des valeurs dites par défaut. Il s'agit donc d'estimations ponctuelles. Le recours à une évaluation probabiliste du risque fournirait des renseignements plus complets et qui reflètent plus la réalité. L'inclusion de distribution de données plutôt que l'utilisation de données unitaires permettrait de générer un éventail d'estimations et diminuerait pour autant le niveau d'incertitude. Par contre dans l'approche déterministe utilisée dans ce travail, le conservatisme qui sous-tend le choix des paramètres et la surestimation des risques qui en découle traduisent le souci de produire des résultats avec un niveau de confiance élevé dans une perspective de protection de la santé publique. Ceci étant dit, les paramètres utilisés ne sont pas, dans certains cas, les plus conservateurs de tous, si on compare avec d'autres organismes, mais demeurent très sécuritaires.

Pour l'estimation des doses d'exposition, mentionnons que l'utilisation en partie de données américaines pour le calcul de la dose attribuable au bruit de fond pour le malathion contribue à l'augmentation des valeurs des doses d'exposition estimées pour cette substance. Donc les niveaux de risque qui en découlent sont surestimés. Par contre la partie de la dose totale qui est attribuable au bruit de fond peut être qualifiée de faible. Alors l'influence du recours à ces données sur le niveau de risque doit aussi être considérée comme peu importante.

Au niveau des comportements des individus exposés, pour le groupe d'âge plus à risque (0,5-4 ans), les scénarios impliquent le contact main-bouche et les taux d'ingestion de sol et de gazon (quantité, taux de contact) et les paramètres utilisés sont qualifiés de « moyennement conservateurs » par la USEPA (Versar inc. 1997). Toutefois, mentionnons que la fréquence de contact utilisée (1,56 par heure) est questionnée dans un document récent de USEPA où sont revus les paramètres de la voie d'exposition par ingestion non-alimentaire pour les enfants. Les auteurs proposent plutôt un taux de contact de 9,5 contacts par heure. Le fait d'avoir utilisé l'ancien paramètre proposé par USEPA constitue le seul facteur à notre connaissance qui pourrait contribuer à sous-estimer les risques, dans les scénarios tels qu'ils sont présentés (USEPA 2000a).

Les doses d'exposition chroniques ont été évaluées sur 210 jours par an, en assumant que cela se répète année après année. Cela surestime la dose réelle d'exposition car durant le reste de l'année, les substances continuent de s'éliminer de l'organisme et de l'environnement. Donc, la dose réelle d'exposition chronique, année après année, se répartit en fait sur 365 jours/an et non pas 210 jours/an.

Les doses de références utilisées dans cette étude sont issues d'études animales menées auprès d'individus adultes. Les facteurs de sécurité appliqués aux doses déduites de ces études animales (*LOEL* et *NOEL*) tiennent compte des variabilités inter-espèces, de la présence d'individus sensibles (variabilité interindividuelle), d'extrapolation de doses chroniques à partir de doses sous-chroniques, du recours à une *LOEL* au lieu d'une dose *NOEL*. Toutefois, il importe de rappeler qu'aucun facteur de sécurité n'a été spécifiquement appliqué pour tenir compte de la vulnérabilité plus grande des enfants par rapport aux adultes. Cette vulnérabilité s'explique par une dose d'exposition plus grande que celle des adultes tel qu'énoncé antérieurement, mais aussi par des effets néfastes qui peuvent être plus marqués. Ces effets plus importants peuvent résulter d'une dose interne plus grande due à l'immaturité de certains systèmes ou organes de détoxification et aussi des conséquences d'une telle exposition sur des organes cibles dont le développement et la croissance sont plus rapides. Cette différence de métabolisme entre les enfants et les adultes est habituellement prise en compte dans le facteur de sécurité appliqué pour la variation interindividuelle. Par contre, dans certains cas, on peut suspecter que cela ne soit peut-être pas suffisant et puisse sous-estimer le risque, dans le cas par exemple d'enfants à la santé fragile. Dans le cas présent, deux indices de risques inférieurs à 1 pour les 0,5 à 4 ans doivent être interprétés avec prudence, en vertu de ce qui est mentionné ci-haut. Il s'agit des indices de risques aigus du malathion et de la resmethrine seule (0,834 et 0,714, respectivement). Les autres indices de risque sont, à notre avis, suffisamment inférieurs à 1 pour que les incertitudes y étant associées ne compromettent pas l'avis d'innocuité qui s'y rapporte.

Toutefois, les doses de références rapportées dans la littérature et ayant été utilisées pour la présente étude ont toutes été déduites pour des effets autres que l'immunosuppression, l'asthme, les allergies ou les perturbations endocriniennes. Or, ces effets sont rapportés qualitativement dans la littérature de manière plus ou moins évidente selon la substance, sans pour autant que des doses de références en soient déduites. À titre d'exemple, des effets de perturbateurs endocriniens sont soupçonnés pour le malathion et la perméthrine. Donc, il faut garder en tête que ce ne sont pas les risques d'apparition de ces effets qui ont été évalués dans ce travail parce que la méthodologie utilisée ne le permettait pas puisqu'aucune dose de référence y étant associée n'était disponible. Par conséquent, il ne peut pas être exclu que de tels effets puissent survenir aux doses d'exposition estimées dans ce travail.

7.4 Modélisation des concentrations environnementales et validations terrain

Au cours des essais, il est apparu que l'élément le plus sensible au niveau de la détermination des doses d'exposition, et donc du risque, est la valeur de concentration modélisée au sol. Ceci est vrai surtout pour la détermination des doses sous-chroniques et chroniques, pour les substances persistantes dans l'environnement et dans l'organisme (pyréthrinoides). Ceci s'explique par le fait que les doses attribuables à l'ingestion et au contact cutané sont les plus importantes et découlent effectivement de scénarios d'exposition aux concentrations déposées au sol. Or un modèle de dispersion s'avère être un outil comportant une part d'incertitude. Comme il n'a pas été possible dans le cas présent d'effectuer des essais terrains, il importe de vouloir vérifier dans quelle mesure les résultats générés par ISCST3 s'approchent de la réalité. Lors d'essais sur le terrain réalisés dans le sud de États-Unis, des chercheurs ont obtenu des taux de dépôt de malathion, dans une période de 12 heures et à 300 pieds de la source, qui variaient entre 2 et 42 ng/cm² (Hester *et al.* 2001). La plus forte concentration au sol modélisée avec le modèle ISCST3, pour le malathion, correspond à 230 ng/cm², sur 24 heures. Des conditions atmosphériques avoisinantes à celles de l'étude américaine ont été appliquées lors de la modélisation réalisée dans le cadre de ce travail, avec les quelques différences suivantes : température un peu plus froide (18 degrés plutôt que 23), un peu moins humide et avec des vents un peu plus forts. Comme le malathion est vaporisé en formule pratiquement pure, ces différences ne devraient pas influencer significativement les résultats puisque l'évaporation est un facteur négligeable pour des formulations pures, ce qui ne serait pas le cas pour des formulations fortement diluées en milieu aqueux (Back 2001). Ainsi, en comparant les résultats, on voit que le modèle génère des valeurs plus élevées que ce qui est observé sur le terrain, même en tenant compte de la différence de durée. Cela fournit donc un certain niveau de confiance quant à l'aspect de sécurité inhérente à la modélisation.

Il était prévu initialement d'utiliser deux modèles pour générer les concentrations dans l'environnement afin de pouvoir en comparer les résultats. Le modèle AgDRIFT conçu pour prévoir les concentrations résultantes d'applications aériennes et au sol de pesticides en milieu agricole apparaissait plus approprié pour les besoins de la présente étude. Par ailleurs le modèle ISCST3 a été conçu pour estimer les concentrations environnementales d'une source fixe d'émission. Or cela contribue à augmenter les concentrations modélisées car l'effet de la dilution du produit lors de sa sortie de la buse par l'effet de courants d'air (vortex et turbulences) générés par le déplacement de la source n'est pas pris en compte contrairement au modèle AgDRIFT. Les résultats rapportés dans l'étude de New-York, où les deux modèles ont été utilisés, confirment cette observation et les résultats produits par ISCST3 sont plus élevés que ceux produits par AgDRIFT. Les difficultés rencontrées

avec ce dernier modèle à générer des valeurs lors de la modélisation du comportement de fines gouttelettes (< que 20 microns) tel que prévu en application ULV illustrent les limites et les imprécisions des modèles. Le recours à ce modèle lorsque les difficultés rencontrées seront levées ou le recours à un autre modèle permettant la modélisation de gouttelettes de cette taille, est souhaitable dans le but de comparer les résultats et pour générer des valeurs de concentrations environnementales lors d'application aérienne d'adulticides, ce qui n'a pas pu être fait avec ISCST3.

La validation des résultats obtenus par modélisation avec des essais terrains contribuerait à apporter une plus grande exactitude à la présente évaluation de risque pour la santé humaine mais aussi lors d'une éventuelle évaluation des risques écotoxicologiques.

8. CONCLUSION

Dans un seul cas, le malathion a un indice de risque supérieur à 1, alors que ce n'est jamais le cas pour les autres substances. Rappelons aussi que les manifestations cliniques d'intoxication à ces dernières sont beaucoup moins sévères que celles au malathion.

Il semble qu'en cas de nécessité, l'utilisation de la resméthrine synergisée serait la plus sécuritaire. Il serait donc pertinent d'encourager son homologation à des fins de lutte vectorielle au Canada. Son niveau relativement élevé d'innocuité est également vrai pour les travailleurs de l'*ULV*, alors qu'on observe généralement que les sujets utilisant des pyréthrinoïdes semblent moins à risque et rapportent moins de symptômes d'intoxication que pour ceux du malathion. Toutefois, il ne faut pas oublier que les applicateurs individuels sont généralement beaucoup plus exposés et à risque que les autres types de travailleurs et donc, il sera toujours important de faire un bon suivi de ceux-ci, même s'ils appliquent de la perméthrine et non pas un autre produit plus toxique.

Dans tous les cas, il serait justifié de prévoir des moyens de gestion du risque pour la population afin de diminuer l'exposition, plus spécifiquement celle des enfants puisque ce sont ceux de 0,5 à 4 ans qui sont les plus à risque, ceci puisqu'ils seront les plus exposés. Ceci est particulièrement vrai si d'autres substances que la resméthrine synergisée devaient être utilisées. Cela pourrait inclure que des avis et des avertissements soient émis en cas de vaporisation, et ce, suffisamment en avance pour permettre aux populations de prendre les mesures qui s'imposent. Parmi elles, il serait notamment souhaitable que les parents voient à diminuer le temps passé à l'extérieur par les enfants, le jour de la vaporisation. De plus, des avis de non-consommation temporaire de produits du potager pourraient être émis. Enfin, dans tous les cas, les mesures de protection découlant du sens commun sont d'usage. Rappelons que les risques évalués correspondent à des scénarios de cas d'exposition moyenne conservatrice, et que la réalité est en comparaison très probablement moins à risque pour la très grande majorité des individus.

9. BIBLIOGRAPHIE

- ABBOTT, I.M., J.L. BONSALE, G. CHESTER, B. HART et G.J. TURNBULL. 1987. Worker Exposure to a herbicide applied with ground sprayers in United Kingdom. *American Industrial Hygienist Association Journal*, 48(2): 167-175.
- ATSDR (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY). 2000. *Drinking Water Standards and Health Advisories*, 7 p. <http://www.atsdr.cdc.gov/>
- ATSDR (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY). 2001. *Malathion : Chemical Technical Summary for Public Health and Public Safety Professionals – Draft for Public Comment*. 21 p. http://atsdr.cdc.gov/NEWS/malathion-consult_10-14.htm.
- BACK, C. 2001. Communication orale. GDG Environnement.
- BEAMAN, J.R., R. FINCH, H. GARDNER, F. HOFFMAN, A. ROSENCRANCE et J.T. ZELIKOFF. 1999. Mammalian immunoassays for predicting the toxicity of malathion in a laboratory fish model. *J Toxicol Environ Health (A)* 56: 523-542.
- BELLEVILLE, D., D. BOUDREAULT et G. CARRIER. 1997. *Analyse des risques à la santé associés à l'exposition aux organophosphorés utilisés dans les vergers de la Montérégie*. Direction de la Santé Publique, Régie régionale de la santé et des services sociaux de la Montérégie.
- BUTLER, W.H., K.L. GABRIEL, F.J. PREISS et T.G. OSIMITZ. 1996. Lack of genotoxicity of piperonyl butoxide. *Mutation Research*, 371: 249-258.
- CARMAN, G.E., Y. IWATA, J.L. PAPPAS, J.R. O'NEAL et F.A. GUNTHER. 1982. Pesticide applicator exposure to insecticides during treatment of citrus trees with oscillating boom and airblast units. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, 11: 651-659.
- CASALE, G.P., S.D. COHEN et R.A. DICAPUA. 1983. The effects of organophosphate-induced cholinergic stimulation on the antibody response to sheep Erythrocytes in inbred mice. *Toxicol Appl Pharm*, 68: 198-205.
- CHESTER, G., L.D. HATFIELD, T.B. HART, B.C. LEPPERT, H. SWAINE et O.J. TUMMON. 1987. Worker exposure to, and absorption of, cypermethrin during aerial application of an « Ultra Low Volume » formulation to cotton. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, 16: 69-78.
- DIEL, F., B. HORR, H. BORCK, H. SAVTCHENKO, T. MITSHE et E. DIEL. 1999. Pyrethroids and piperonyl-butoxide affect human t-limphocytes in vitro. *Toxicology Letters*, 107: 65-74.
- EXTOXNET (EXTENSION TOXICOLOGY NETWORK). 1996a. <http://ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/malathio.htm>.

EXTOXNET (EXTENSION TOXICOLOGY NETWORK). 1996b. <http://ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/permethr.htm>

EXTOXNET (EXTENSION TOXICOLOGY NETWORK). 1996c. <http://ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/resmethr.htm>

FIFRA SCIENTIFIC ADVISORY PANEL. 2000. *Set of scientific Issues Being Considered by the Environmental Protection Agency Regarding : A Consultation on the EPA Health effect Divisio's Proposed Classification of the Human Carcinogenic Potential of Malathion*. United States Environmental Protection Agency. 24 p. <http://www.epa.gov/pesticides/op/malathion>.

FUORTES, L. 1999. Urticaria due to airborne Permethrin Exposure. *Vet. Hum. Toxicol.*, 41(2): 92-93.

GAREY, J., M.A. WOLFF. 1998. Estrogenic and Antiprogestagenic activities of pyrethroid insecticides. *Biochem Biophys Research Comm* 251: 855-859.

GDG ENVIRONNEMENT. 2000. *Surveillance, prévention et contrôle de la transmission du virus du Nil occidental au Québec*. Proposition d'un plan d'intervention. (Non publié).

GUPTA, S.K., M.K.PANDYA, J.P. JANI et S.K. KASHYAP. 1980. Health risks in Ultra-Low-Volume (ULV) aerial spray of malathion for mosquito control. *Journal of Environmental Science & Health*, B15(3) : 287-294.

HESTER, P.G., K.R. SHAFFER, N.S. TIETZE, H. ZHONG et N.L. JR. GRIGGS. 2001. Efficacy of ground-applied ultra-low-volume malathion on honey bee survival and productivity in open and forest areas. *Journal of the American Mosquito Control Association*, 17(1) : 2-7.

INSECT (INSECTICIDE NATIONAL STEERING EVALUATION COMMITTEE TEAM). 2001. *Guidelines for the prevention of West Nile virus infection in Canada using chemical insecticides to control adult mosquitoes*. Insecticide National Steering Evaluation Committee Team, Santé Canada. 27 p.

INTERACTIVE LOGKO/W DEMA0 (sd). Dans le site web « Chemfinder » : <http://esc.syrres.com/interkow/kowdemo.htm>.

IRESTTUN (INSTITUTO REGIONAL DE ESTUDIOS EN SUSTANCIAS TOXICAS DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL). 1999. *Manual de Plaguicidas – Guía para América Central*. 2^{nda} Ed. Editorial de la Universidad Nacional, Heredia, Cost Rica. 395 p.

IRIS (INTEGRATE RISK INFORMATION SYSTEM). 1996. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov>.

KRIEGER, R. ET J.R. ROSS. 1993. Risk Assessments in the pesticide regulatory process. *Annals of Occupational Hygiene*, 37(5): 565-578.

LOEWENHERZ, C., R.A. FENSKE, N.J. SIMCOX, G. BELLAMY et D. KALMAN. 1997. Biological monitoring of organophosphorus pesticide exposure among children of agricultural workers in central Washington State. *Environmental Health Perspectives*, 105(12): 1344-1353.

LORANGER, S. 2001. Communication personnelle. Firme QSAR inc.

MAJOR, L. et G. ROUSSEAU. 1987. *Concentrations d'insecticides dans l'air aux sites de travail lors des pulvérisations aériennes contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette en 1985*. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la conservation, Services des études environnementales, 15 p.

MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC). 1996. *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques*. Version préliminaire pour consultation, Direction des Laboratoires. 761 p.

MENV (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC), INSPQ (INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC), CEAQ (CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC). 2001. *Répertoire des principaux pesticides utilisés au Québec : Butoxyde de pipéronyle*. Les publications du Québec, sous presse.

MSSS (MINISTÈRE DE LA SANTÉ ET DES SERVICES SOCIAUX DU QUÉBEC). 1999. *Évaluation du risque toxicologique au Québec . Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et l'examen de projets de réhabilitation de terrains contaminés*. Document de consultation. Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec. 90 p.

NIGG, H.N. et J.B. KNAAK. 2000. Blood cholinesterases as human biomarkers of organophosphorous pesticide exposure. *Reviews of Environmental Contamination & Toxicology*, 163: 29-111.

NPTN (NATIONAL PESTICIDE TELECOMMUNICATION NETWORK). 1998. *Pyrethrins and Pyrethroids*. Exttoxnet : <http://ace.orst.edu/info/nptn/factsheets/pyrethrins.htm>.

NYCDH (NEW YORK CITY DEPARTMENT OF HEALTH). 2001. *Adult Mosquito Control Programs Draft Environmental Impact Statement (DEIS)*, Chapitre 3C. New-York City Department of Health, 135 p. <http://www.nyc.gov/html/doh/html/wnv/feis.html>.

NYSDH (NEW YORK STATE DEPARTMENT OF HEALTH). 2000. *Draft E-3 : Summary of Toxicological Information on Commonly Used Adulticides; Draft E-4 : Technical Information Tables for Mosquito Adulticides*, Bureau of Toxic Substance Assessment. 20 p.

OKAMIYA, H., K. MITSUMORI, H. ONODERA, S. ITO, T. IMAZAWA, K. YASUHARA et M. TAKAHASHI. 1998. Mechanistic study on liver tumor promoting effects of piperonyl butoxide in rats.

ORGANISATION DES NATIONS UNIES POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE. 1995. *Le lait et les produits laitiers dans l'alimentation humaine*. <http://www.fao.org/docrep/T4280F/T4280F01.htm>

PAUSTERBACH, D.J. 2000. The practice of exposure assessment: a state-of-the-art review. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 3 : 179-291.

RAKITSKY, V.N., V.A. KOBLYAKOV et V.S. TURUSOV. 2000. Nongenotoxic (epigenetic) carcinogens : pesticides as an example. A critical review. *Teratog Carcinog Mutag* 20: 229-240.

SAMUEL, O. et L. ST-LAURENT. 2000. *Avis concernant le choix d'un adulticides pour le contrôle des insectes afin de contrer la transmission du Virus du Nil occidental au Québec*. Institut national de santé publique du Québec. 20 p.

SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA. 1996. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*, Pièces à l'appui, Malathion.

SIMIONESCU, L., M. OPRESCU, V. SAHLEANU, V. DIMITRIU et E. GHINEA. 1977. The serum and pituitary prolactin variations under the influence of a pesticide substance in the male rat. *Endocrinologie* 15 (3): 181-8.

SUZUKI, H. et N. SUZUKI. 1995. Piperonyl Butoxide mutagenicity in human Rsa cells. *Mutation Research*, 344: 27-30.

TAKAHASHI, O., S. OISHI, T. FUJITANI, T. TANAKA et M. YONEYAMA. 1994. Chronic Toxicity studies of Piperonyl Butoxide in F344 rats : induction of hepatocellular carcinoma. *Fundamental and Applied Toxicology*, 22: 293-303.

TAKAHASHI, O., S. OISHI, T. FUJITANI, T. TANAKA et M. YONEYAMA. 1997. Chronic toxicity of piperonyl butoxide in CD-1 mice : induction of hepatocellular carcinoma. *Toxicology*, 124: 95-103.

TAYAMA, S. 1996. Cytogenetic effects of piperonyl butoxide and safrole in CHO-K1 cells. *Mutation Research*, 368 : 249-260.

THOMAS I.K. et T. IMAMURA. 1986. Modulation of cellular and humoral immune responses by O,S,S – trimethyl phosphorodithioate, and impurity of commercial malathion. *Toxicology*, 39 (1): 1-12.

USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 1992. *Dermal Exposure Assessment : Principles and Applications*. Exposure Assessment Group, Office of Health and Environmental Assessment. <http://www.epa.gov/nceawww1/pdfs/derexp.pdf>

USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 1996. *Proposed Guidelines for carcinogen risk assessment*. Washington, DC. <http://www.epa.gov/ORD/WebPubs/carcinogen/>

USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 1998. *Human Health Risk Assessment Protocol*. Appendix A, Table A-3-129 : Chemical-Specific inputs for malathion (121-75-5), . <http://www.epa.gov/osw>.

USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 2000a. *Child-Specific Exposure Factors Handbook*. Document pdf, Washington DC. <http://www.epa.gov/ncea/jmcsefh2.htm>

USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 2000b. *Malathion : Human Health Risk Assessment for the Registration Eligibility Decision*. 86 p. <http://www.epa.gov/pesticides/op/malathion.htm>

USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 2000c. *Malathion : Revisions to the preliminary Risk Assessment for the Registration Eligibility Decision (RED) document*. Chemical no. 057701. Case No. 0248. Barcode D265482, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances. 83 p. <http://www.epa.gov/pesticides/op/malathion.htm>

VERSAR INC. 1997. Draft : *Standard Operating Procedures (SOPs) for Residential Exposure assessment*. Office of Pesticides Programs, Health Effects Division, United States Environmental Protection Agency. 131 p.

WHO WORKING GROUP. 1989. Resmethrins-Resmethrin, Bioresmethrin, Cisresmethrin. *TA. Environmental Health Criteria*, 92 : 79.

WIESLER, B., K.H. KÜHN, G. LENG et H. IDEL. 1998. Effects of pyrethroid insecticides on pest control operators. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 60: 837-44.

YOSHIDA, K., A. ANTAL, I. FUZESI, L. NAGY, E. PETRO et M. SUZAN. 1990. Characteristics of applicator exposure to synthetic pyrethroid in ULV-Handheld and ULV-ULA spray application. *Journal of Environmental Science & Health*, B25(2): 151-67.

ANNEXE I

MODÉLISATION DU DEVENIR ENVIRONNEMENTAL D'ADULTICIDES UTILISÉS POUR LE CONTRÔLE DES MOUSTIQUES VECTEURS DU VIRUS DU NIL OCCIDENTAL

ANNEXE II

**ESSAIS ET COMPARAISON DE DEUX MODÈLES POUR LA MODÉLISATION
DU DEVENIR ENVIRONNEMENTAL D'ADULTICIDES POUR LE CONTRÔLE
DES MOUSTIQUES VECTEURS DU VIRUS DU NIL OCCIDENTAL**

ANNEXE III

**FICHIER EXCEL DE LA MODÉLISATION DES CONCENTRATIONS
DANS L'AIR DE MALATHION SUITE AUX VAPORISATIONS
ENVISAGÉES DANS UN SCÉNARIO DE CONTRÔLE VECTORIEL
DES MOUSTIQUES VECTEURS DU VIRUS DU NIL OCCIDENTAL**

ANNEXE IV

**FICHIER EXCEL DE LA MODÉLISATION DES CONCENTRATIONS
AU SOL DE MALATHION SUITE AUX VAPORISATIONS ENVISAGÉES
DANS UN SCÉNARIO DE CONTRÔLE VECTORIEL DES MOUSTIQUES
VECTEURS DU VIRUS DU NIL OCCIDENTAL**

ANNEXE V

**FICHIER EXCEL DE LA MODÉLISATION DES CONCENTRATIONS
DANS LE SOL DE MALATHION SUITE AUX VAPORISATIONS
ENVISAGÉES DANS UN SCÉNARIO DE CONTRÔLE VECTORIEL
DES MOUSTIQUES VECTEURS DU VIRUS DU NIL OCCIDENTAL**