

# La lutte antivectorielle dans le cadre de l'épidémie de chikungunya sur l'Île de la Réunion

Évaluation des risques et de  
l'efficacité des produits alduticides

- **Avis de l'Afsset**
- **Synthèse bibliographique de l'Institut de recherche pour le développement**
- **Rapport du Bureau d'évaluation des risques des produits et agents chimiques**
- **Rapports du Consultancy for Environmental and Human Toxicology and Risk Assessment**



agence française de **sécurité sanitaire**  
de l'environnement et du travail

Octobre 2007



**La Directrice générale**

Maisons-Alfort, le 15 Oct. 2007

**AVIS**

de l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

**Relatif à l'évaluation comparée des risques et de l'efficacité des produits de lutte antivectorielle adulticide dans le cadre de la lutte contre l'épidémie de chikungunya****Saisine Afsset n° 2006/002**

L'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail a été saisie le 10 février 2006 par le ministère de la santé et des solidarités, le ministère de l'écologie et du développement durable et le ministère de l'emploi, de la cohésion sociale et du logement pour conduire une évaluation comparée des produits de lutte antivectorielle adulticides dans le contexte épidémique de l'Ile de la Réunion par le virus du chikungunya.

**Méthode d'expertise et questions instruites**

La saisine a été divisée en deux phases :

**1. Première phase**

Compte tenu du caractère d'urgence, une première évaluation comparative des dangers et des risques liés à l'utilisation du fénitrothion et de la deltaméthrine, a été rendue le 30 juin 2006, et s'est déroulée de la manière suivante :

Consultation du Comité d'experts spécialisés (CES) Evaluation des risques liés aux substances et produits biocides en février 2006.

Travaux de synthèse des données disponibles et évaluation des dangers et des risques du fénitrothion et de la deltaméthrine réalisés par l'Institut National de l'environnement industriel et des risques (INERIS) et l'Institut national de recherche et de sécurité (INRS) réunis au sein du Bureau d'évaluation des risques des produits et agents chimiques (BERPC).  
Relecture de ce rapport par des membres du CES.

Auditions du BERPC et de l'INERIS.

Validation des travaux par le CES le 1<sup>er</sup> juin 2006 et émission de ses recommandations.

## 2. Deuxième phase

Etude de l'efficacité du fénitrothion et de la deltaméthrine, identification et évaluation comparée des substituts potentiels qui s'est déroulée de la manière suivante :

- Identification par l'Afsset, l'Institut de recherche pour le développement (IRD) et les ministères de deux substances dont l'efficacité et les profils toxicologiques et écotoxicologiques permettraient d'envisager la substitution de la deltaméthrine (elle-même introduite après une première utilisation du fénitrothion) :
  - naled
  - pyrèthre
- Travaux de synthèse bibliographique sur l'identification de substituts potentiels et leur efficacité réalisés par l'IRD.  
Audition de l'IRD.  
Relecture de ce rapport par des membres du CES.  
Travaux de synthèse des données disponibles et évaluation des dangers et des risques du naled et du pyrèthre réalisés par le Consultancy for environmental and human toxicology and risk assessment (CEHTRA).  
Relecture de ces rapports par des membres du CES, et discussion lors de la séance du 7 juin 2007.  
Validation des travaux par le CES le 30 juin 2007 et émission de ses recommandations.
- Secrétariat scientifique des 2 phases a été assuré par l'Afsset, saisine instruite conformément aux règles qualité en expertise de la norme NFX 50-110.
- Cette travaux ne préjugent pas des évaluations en cours ou à venir au titre de la Directive 98/8/CE.
- Par ailleurs, un programme d'essai en laboratoire et en conditions semi-contrôlées a été lancé pour évaluer l'efficacité de la deltaméthrine par rapport aux deux autres substances identifiées, rechercher des phénomènes de résistance et définir les conditions de mise en œuvre des produits.

### **Champ de l'expertise**

L'instruction de cette saisine est centrée sur la recherche de dispositifs alternatifs de lutte contre les moustiques adultes *Aedes albopictus*. Elle s'intègre dans une stratégie globale d'expertise contre l'épidémie de chikungunya pour laquelle l'Afsset a également été saisie :

- saisine du 22 août 2006 relative à l'évaluation des risques liés à l'utilisation des produits insecticides d'imprégnation des moustiquaires et des vêtements (saisine 2006-007)
- saisine du 24 août 2006 relative à l'évaluation comparée des produits de lutte antivectorielle larvicides (saisine 2006-008)

## **Problématique générale de la saisine**

Après un premier épisode entre mars et juin 2005, l'épidémie de chikungunya a repris sur l'Île de la Réunion en octobre 2005. Elle a atteint un pic en février 2006.

L'Institut de veille sanitaire (InVS) estime qu'environ 266 000 personnes ont présenté une forme clinique de la maladie. Des formes sévères de cette maladie ont pour la première fois été décrites.

Pendant la période janvier-décembre 2006 à la Réunion, 246 personnes ont été hospitalisées en réanimation. Une quarantaine de cas de transmission materno-néonatale avec confirmation biologique a été retrouvée ; 254 certificats de décès mentionnant le chikungunya ont été recensés.

En l'absence de vaccin et de traitement étiologique, la principale voie de contrôle de l'épidémie est la lutte antivectorielle permettant de réduire le moustique transmetteur du virus, *Aedes albopictus*.

Ces opérations doivent être complétées par des mesures de protection individuelle.

La circulation du virus a notablement diminué dès juillet 2006, et les cas sont sporadiques mais *Aedes albopictus* est toujours présent, et près du 2/3 de la population n'est pas immunisées.

Dès les premiers signes de l'épidémie, des opérations de lutte antivectorielle ont été engagées. La lutte contre les moustiques par les adulecticides a été conduite :

- initialement avec des produits biocides à base de fénitrothion
- puis par la deltaméthrine à compter du 13 février 2006

## **Evaluation comparée des substances**

### Efficacité

Fénitrothion et deltaméthrine :

- effet insecticide important contre les moustiques vecteurs du chikungunya, action neurotoxique avec modes d'actions moléculaires différents
- nombreux cas de résistance, fréquents pour leur famille chimique respective, pyréthrinoïdes de synthèse et organophosphorés
- mécanismes à l'origine de l'apparition de ces résistances différents pour chacune de ces familles : possibilité de pallier la perte d'efficacité d'une substance d'une famille en ayant recours à celle de l'autre famille
- deltaméthrine utilisée à dose plus faible que fénitrothion (1 à 2 g/ha contre 200 g/ha)
- fénitrothion moins sélectif vis-à-vis de la faune cible que deltaméthrine

Naled :

- même famille chimique que le fénitrothion (organophosphorés)
- quelques cas de résistance
- utilisé à la dose de 22,4 g/ha

**Pyrèthre :**

- famille chimique des pyrèthrines naturelles, proche de celle de la deltaméthrine (pyréthrinoïdes de synthèse)
- cas de résistance peu nombreux ; rareté notamment due à la nature de la substance : mélange de 6 isomères actifs
- utilisé à la dose de 5 à 10 g/ha

**Propriétés toxicologiques****Fénirothion :**

- toxicité essentiellement aiguë
- effets par contact avec la peau et par ingestion
- aucun effet par inhalation
- non-irritant mais sensibilisant
- non-génotoxique, non-cancérogène et aucun effet sur la reproduction (fertilité et développement)

**Deltaméthrine :**

- toxicité essentiellement aiguë
- sensations de brûlures, de prurit, de paresthésie des zones exposées ainsi que des céphalées et vomissements lors d'intoxications graves
- effet essentiellement par ingestion et plus faiblement par contact avec la peau
- non-irritante, non-sensibilisante
- non-génotoxique, non-cancérogène et aucun effet sur la reproduction (fertilité et développement)

**Naled :**

- toxique par voie cutanée
- nocif par inhalation
- irritant pour la peau, très irritant pour les yeux
- dégradation en dichlorvos, classé 2B (possible cancérogène pour l'homme) par l'International Agency for Research on Cancer (IARC) depuis (1991)<sup>1</sup>

**Pyrèthre :**

- très peu toxique par voie cutanée,
- non-irritant pour la peau et les yeux, non sensibilisante
- non-mutagène, non-reprotoxique, non-tératogène
- effets cancérogènes observés par voie orale chez l'animal mais effets non transposables à l'homme ; effets neurotoxiques de grade minimal chez l'animal par voie orale
- cas d'apparition de sensibilisations (eczéma, asthme) en milieu professionnel

---

<sup>1</sup> IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, *Occupational exposures in insecticide application, and some pesticides*. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Vol. 53. Lyon : International Agency for Research on Cancer. (1991). [MO-016441]

## Propriétés physico-chimiques et comportement dans l'environnement

### Fénitrothion et deltaméthrine :

- peu solubles dans l'eau
- dans le sol, dégradation très rapide du fénitrothion, plus lente pour la deltaméthrine
- dans l'eau, vitesse de dégradation du fénitrothion modérée ; dégradation très rapide de la deltaméthrine dans l'eau et plus lente dans les systèmes eau/sédiments
- très forte affinité de la deltaméthrine pour la matière organique (tendance à la rétention dans le sol et à une adsorption élevée sur les particules en suspension dans l'eau) ; affinité pour la matière organique plus modérée pour le fénitrothion
- potentiel de bioaccumulation élevé pour les deux substances avec un risque potentiel de bioaccumulation dans les chaînes trophiques
- volatilité modérée du fénitrothion et volatilité nulle de la deltaméthrine

### Naled et pyrèthre :

- peu solubles dans l'eau
- dégradation très rapide dans tous les compartiments environnementaux
- forte affinité du pyrèthre pour la matière organique (tendance à la rétention dans le sol et à une adsorption élevée sur les particules en suspension dans l'eau) ; faible affinité pour la matière organique pour le naled
- potentiel de bioaccumulation élevé pour le pyrèthre avec risque potentiel de bioaccumulation dans les chaînes trophiques ; potentiel de bioaccumulation faible pour le naled
- volatilité élevée du naled et volatilité modérée du pyrèthre

## Propriétés écotoxicologiques

### Fénitrothion et deltaméthrine :

- toxicité élevée du fénitrothion pour les organismes aquatiques ; toxicité très élevée de la deltaméthrine pour les organismes aquatiques mais récupération de l'écosystème attendue au bout de quelques mois après son utilisation
- toxicité élevée du fénitrothion pour les oiseaux et les mammifères ; toxicité faible de la deltaméthrine pour les oiseaux et modérée pour les mammifères
- toxicité élevée du fénitrothion pour les vers de terre ; toxicité faible de la deltaméthrine pour les vers de terre
- très toxiques pour les abeilles, du fait de leur nature insecticide

### Naled et pyrèthre :

- très toxiques pour les organismes aquatiques
- toxicité élevée du naled pour les oiseaux et les mammifères ; faible toxicité du pyrèthre pour les oiseaux et élevée pour les mammifères
- très toxiques pour les abeilles, du fait de leur nature insecticide

## Risques pour l'homme

### Fénitrothion et deltaméthrine :

- Les niveaux d'exposition déterminés lors de ces travaux conduisent à des risques associés à l'utilisation du fénitrothion préoccupants pour les applicateurs et pour la population générale à proximité des zones de traitement.
- Les risques associés à l'utilisation de la deltaméthrine pour les opérateurs et la population générale peuvent être considérés comme significativement plus faibles que ceux associés à l'utilisation du fénitrothion.

### Naled et pyrèthre :

- Les niveaux d'exposition déterminés lors de ces travaux conduisent à des risques associés à l'utilisation du naled préoccupants pour les applicateurs et pour la population générale à proximité des zones de traitement.
- Le risque lié à l'exposition au pyrèthre pendant son application est acceptable pour les opérateurs et les personnes présentes à proximité sous réserve de recommandations de bonnes pratiques dans la stratégie d'utilisation.

## Risques pour l'environnement

### Fénitrothion et deltaméthrine :

- Les niveaux d'exposition déterminés lors de ces travaux conduisent à des risques associés à l'utilisation du fénitrothion très préoccupants pour les écosystèmes étudiés.
- La deltaméthrine présente des risques très préoccupants pour le compartiment aquatique ainsi que des risques à long terme pour certains mammifères ; par ailleurs les risques spécifiques n'ont pu être évalués pour les écosystèmes locaux de l'Île de la Réunion.
- Les risques associés à l'utilisation de la deltaméthrine pour les écosystèmes pris en compte (non spécifiques de l'Île de la Réunion) peuvent être considérés comme significativement plus faibles que ceux pour le fénitrothion.

### Naled et pyrèthre :

- Les niveaux d'exposition déterminés lors de ces travaux conduisent à des risques associés à l'utilisation du naled et du pyrèthre préoccupants pour les écosystèmes étudiés ; par ailleurs, les risques spécifiques n'ont pu être évalués pour les écosystèmes locaux de l'Île de la Réunion.

## **Besoins de connaissances**

Les limites méthodologiques de cette étude de comparaison des substances adulticides sont liées à la faiblesse des publications utilisables. L'Afsset recommande donc l'amélioration des connaissances sur :

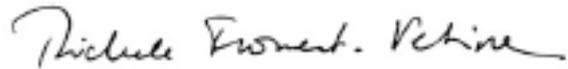
- le développement de résistances
- la toxicité des coformulants
- l'exposition des opérateurs par :
  - o la réalisation de mesures d'exposition
  - o l'amélioration et/ou la réalisation de modèles d'exposition, dans la mesure où les modèles actuels sont peu adaptés à la lutte antivectorielle dans des zones tropicales
- l'exposition de la population générale via la consommation d'aliments contenant potentiellement des résidus résultant de l'application des produits de traitement ; la caractérisation de la bioconcentration de ces produits ou de leurs métabolites dans les produits d'origine animale (volaille, œufs, produits laitiers, ...)
- le comportement des substances dans l'environnement dans les conditions spécifiques de l'Île de la Réunion
- les contaminations environnementales résiduelles et leur évolution (substance active et produits de dégradation), notamment pour les végétaux, les chaînes trophiques, les écosystèmes aquatiques (surtout l'environnement marin) et les espèces spécifiques de l'Île de la Réunion

## **Stratégie d'utilisation**

Dans l'attente de la levée des incertitudes soulevées au cours de cette évaluation, l'Afsset préconise :

- en attendant l'évaluation complète du naled dans le cadre de la Directive biocides 98/8/CE, de ne pas utiliser de produits à base de naled compte tenu de ses dangers pour l'homme et l'environnement
- en l'absence d'analyse spécifique des risques liés aux adjuvants, notamment des solvants utilisés de façon extemporanée pour faciliter la nébulisation des produits, de préférer les produits à base de deltaméthrine au fénitrothion, formulés en phase aqueuse, conçus de manière à être appliqués sans ajout de solvant
- dans le cas d'une nécessité d'alterner les traitements, d'utiliser les produits à base de pyrèthre
- le seul substitut retenu étant une pyrèthrine naturelle et les pyrèthrinoïdes de synthèse étant largement concernées par des problèmes de résistance, d'identifier un autre substitut n'appartenant pas à cette famille chimique
- de mettre en œuvre des protocoles adaptés pour les applicateurs en s'attachant plus particulièrement :
  - o au respect des bonnes pratiques de traitement, et de protections individuelles et collectives
  - o au suivi médical des applicateurs
  - o à la documentation de leur activité réelle

- de mettre en œuvre des protocoles adaptés pour la population générale en s'attachant plus particulièrement à :
  - o appliquer les recommandations actuelles concernant les protocoles de démoustication
  - o appliquer les recommandations actuelles concernant la consommation des végétaux potentiellement contaminés par les traitements
- de faire respecter les zones tampons de 25 m et de 50 m définies pour la protection du compartiment aquatique
- de prohiber les traitements en cas de risques de pluies abondantes pouvant entraîner le ruissellement des substances vers des points d'eau de plus grande importance
- de protéger les ruchers durant les périodes de traitements par un système d'alerte des apiculteurs



Dr Michèle FROMENT-VEDRINE

Annexe : statut du fénitrothion, de la deltaméthrine, du naled et du pyrèthre dans les directives européennes 98/8/CE et 91/414/CEE au 21 mai 2007

substance active	n° CAS / n° CE	Statut 98/8/CE (Etat membre rapporteur)	Statut 91/414/CEE (Etat membre Rapporteur)
fénitrothion	122-14-5 / 204-524-2	intention de dépôt de dossier en dernier recours adressée dans les délais fixés (14/09/2006) ; dépôt d'un dossier d'homologation au plus tard le 30/04/2008. (Royaume-Uni)	non-inscription votée au SCFCAH* le 14/07/2005 (Royaume-Uni)
deltaméthrine	52918-63-5 / 258-256-6	recevabilité OK le 22/07/2006 (Suède)	inscription à l'Annexe I le 01/11/2003 par la directive 2003/5/CE jusqu'au 31/10/2013 (Suède)
naled	300-76-5 / 206-098-3	recevabilité conditionnelle le 31/10/2006 (France)	non-inscription à l'Annexe I le 11/11/2005 par la décision 2005/788/CE (France)
pyrèthre	8003-34-7 / 232-319-8	recevabilité OK le 27/10/2006 (Espagne)	liste 4A de révision des substances actives existantes ; dossier déposé par le notifiant le 30/06/2005 (Hongrie)

\* Standing committee on the food chain and animal health

---

## **La lutte antivectorielle dans le cadre de l'épidémie de Chikungunya sur l'Île de la Réunion**

**Évaluation des risques et de l'efficacité des produits adulticides**

**Saisine n° 2006/002**

---

### **RAPPORT**

**Octobre 2007**

- **Avis de l'Afsset**
- **Synthèse bibliographique de l'IRD sur les insecticides disponibles pour la lutte antivectorielle**
- **Rapport du BERPC sur l'évaluation comparée des risques liés à l'utilisation du fénitrothion et de la deltaméthrine**
- **Rapport du CEHTRA sur l'évaluation des risques liés à l'utilisation du pyrèthre**
- **Rapport du CEHTRA sur l'évaluation des risques liés à l'utilisation du naled**

---

**COMITE D'EXPERTS SPECIALISES (CES) « EVALUATION DES RISQUES LIES AUX SUBSTANCES ET PRODUITS BIOCIDES »**

---

- M. Calmels (Régis), biologiste, consultant et gérant de la société R2CK ;
- M. Chiron (Jean-Paul), professeur des universités (microbiologie) à l'Université F. Rabelais de Tours - Unité de formation et de recherche de pharmacie ;
- Mme Collot (Valérie), professeur des universités (pharmacognosie) à l'Université de Caen – Unité de formation et de recherche de pharmacie ;
- Mme Crémieux (Andrée), professeur des universités (microbiologie) à l'Université de la Méditerranée - Unité de formation et de recherche de pharmacie ;
- M. Delaforge (Marcel), docteur en biochimie, directeur de recherche au Centre national de la recherche scientifique au centre d'études de Saclay ;
- M. Deroubaix (Gérard), docteur en chimie, responsable environnement au Centre technique du Bois et de l'Ameublement ;
- M. Devillers (James), docteur en écologie, directeur du Centre de traitement de l'information scientifique ;
- M. Forster (Roy), docteur en toxicologie de l'environnement, directeur scientifique du Centre international de toxicologie ;
- Mme Gamelin (Laurence), médecin, praticien hospitalier au centre antipoison régional des pays de Loire ; CHU Angers ;
- Mme Gomez (Elena), maître de conférences (hydrosociences) à l'Université de Montpellier 1 - Unité de formation et de recherche de pharmacie ;
- M. Hubert (François), docteur en pharmacie, gérant de la Société François Hubert ;
- M. Jaeg (Jean-Philippe), maître de conférences (pharmacie-toxicologie) à l'École nationale vétérinaire de Toulouse ;
- M. Lemazurier (Emmanuel), docteur en biologie, ingénieur à l'Institut national de l'environnement et des risques ;
- M. Maris (Pierre), docteur en pharmacie et en sciences pharmaceutiques, directeur adjoint du Laboratoire d'études vétérinaires sur les médicaments et les désinfectants de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments ;
- M. Paris (Jacques), vétérinaire, consultant au sein de JP consultant ;
- M. Périchaud (Alain), professeur des universités (chimie des matériaux) à l'Université de Saint-Jérôme - Institut universitaire professionnalisé « génie des matériaux » ;
- M. Pontal (Pierre-Gérard), médecin, gérant et expert en toxicologie de la société Consultancy for Environmental and Human Toxicology and Risk Assessment ;
- Mme Quiniou (Françoise), biologiste, cadre de recherche à l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer ;
- Mme Rambourg (Marie-Odile), docteur en pharmacie, toxicologue à l'Institut de veille sanitaire ;
- Mme Roques (Christine), professeur des universités (génie microbien, hygiène, environnement) à l'Université Paul Sabatier Toulouse III – Unité de formation et de recherche de pharmacie, attachée des hôpitaux de Toulouse ;

- M. Ryffel (Bernhard), médecin, directeur de recherche au Centre national de la recherche scientifique à l'Institut de la transgénèse à Orléans ;
- M. Sandouk (Pierre), maître de conférences (chimie analytique et pharmacocinétique) à l'Université René Descartes, Paris V – Unité de formation et de recherche des sciences pharmaceutiques et biologiques, praticien attaché à l'Assistance publique – hôpitaux de Paris
- M. Truchot (Eric), ingénieur en agriculture, consultant indépendant.

#### **Coordination scientifique Afsset**

- M. Briand (Olivier), chef de projets scientifiques,
- M. Rousselle (Christophe), chef d'unité « substances chimiques »,
- M. Yamada (Ohri), chargé de projets scientifiques.

#### **Secrétariat administratif Afsset**

- Mme Collet (Romy), assistante,
- Mme Quesnel (Véronique), assistante.

#### **AUDITIONS**

- BERPC (Mme Bavoux (Clarisse), M. Fastier (Antony), M. Huré (Philippe) et Mme Mandin (Corinne)) : séance du 6 avril 2006,
- INERIS (Mme Andres (Sandrine)) : séance du 6 avril 2006,
- InVS (Mme Tillaut (Hélène)) : séance du 6 avril 2006,
- DPPR – Ministère de l'écologie et du développement durable<sup>1</sup> (Mme Drugeon (Sylvie)) : séance du 5 octobre 2006,
- IRD (M. Darriet (Frédéric)) : séance du 4 janvier 2007.

#### **EXAMEN DES RAPPORTS**

- Les rapports sur l'évaluation des risques liés à l'utilisation du fénitrothion et de la deltaméthrine ont été soumis pour commentaires aux rapporteurs du CES : M. Delaforge, M. Hubert, Mme Quiniou.  
Après commentaires des rapporteurs et discussions au sein du CES lors des séances du 6 avril 2006 et du 1<sup>er</sup> juin 2006, le CES a rendu ses conclusions sur les risques et l'efficacité liés à l'utilisation du fénitrothion et de la deltaméthrine le 1<sup>er</sup> juin 2006.
- La synthèse bibliographique sur les insecticides disponibles pour la lutte antivectorielle a été soumise pour approbation au CES. Le rapport a été examiné par ses membres le 4 janvier 2007.

<sup>1</sup> Actuel Ministère de l'écologie, du développement et de l'aménagement durable

- Les rapports sur l'évaluation des risques liés à l'utilisation du naled et du pyrèthre ont été soumis pour commentaires aux rapporteurs du CES : Mme Quiniou, Mme Rambourg. Après commentaires des rapporteurs et discussions au sein du CES lors de la séance du 7 juin 2007, le CES a rendu ses conclusions sur les risques et l'efficacité liés à l'utilisation du naled et du pyrèthre le 30 juin 2007.

## MOTS CLES

---

Chikungunya ; Île de la Réunion ; lutte antivectorielle ; moustique ; *Aedes albopictus* ; efficacité ; risques ; insecticide ; adulticide ; fénitrothion ; deltaméthrine ; naled ; pyrèthre.

## RESUME

---

En l'absence de vaccin et de traitement étiologique, l'unique voie de contrôle du Chikungunya est la lutte antivectorielle. En complément à la destruction mécanique des gîtes, deux types de traitements sont effectués : les traitements adulticides, visant à éliminer les adultes et les traitements larvicides visant les gîtes larvaires constitués par les eaux stagnantes. Lors de la phase épidémique de Chikungunya à la Réunion en février 2006, la deltaméthrine a rapidement remplacé le fénitrothion. Le maintien de ces substances ainsi que la recherche de nouveaux produits sont indispensables afin de disposer de plusieurs insecticides pour répondre au développement éventuel de résistances. Le naled et le pyrèthre ont ainsi été retenus comme substituts potentiels sur la base de leur efficacité et de leurs risques attendus pour l'homme et l'environnement.

Les risques liés à l'utilisation de ces insecticides ont été évalués selon les schémas d'évaluation réglementaires européens utilisés pour les produits agropharmaceutiques et les biocides et sur la base de synthèses publiées par des organismes évaluateurs officiels. Leur efficacité a été évaluée à partir de données bibliographiques. Etant donné le contexte d'urgence, l'évaluation a été simplifiée pour permettre une réponse rapide.

La deltaméthrine présente globalement moins de risques pour l'homme et l'environnement, ce qui justifie qu'elle ait remplacé le fénitrothion dans les programmes de traitement. Le pyrèthre se révèle être un substitut prometteur de par la faible occurrence de résistances et des risques acceptables pour l'homme et l'environnement. En revanche, le naled ne semble pas être une solution de substitution satisfaisante au vu des risques pour l'homme.

La pertinence dans ce contexte de ces évaluations basées sur des modèles d'exposition utilisés pour les pesticides et les biocides est toutefois sujette à discussion en raison notamment de la difficulté de les adapter aux spécificités de la lutte antivectorielle sur l'Île de la Réunion. Par ailleurs, leur efficacité réelle est en cours d'évaluation dans le cadre d'essais de laboratoire et de terrain dans des conditions semi-opérationnelles.

---

**SOMMAIRE**

---

<b>1. Introduction générale .....</b>	<b>6</b>
<b>2. Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine.....</b>	<b>7</b>
2.1. Contexte de la saisine.....	7
2.2. Objet de la saisine.....	7
2.3. Traitement de la saisine.....	7
<b>3. Revue des insecticides larvicides et adulticides disponibles pour les opérations de lutte contre les moustiques (juillet 2007).....</b>	<b>9</b>
<b>4. Évaluation des dangers et des risques sanitaires et environnementaux des produits à base de fénitrothion et de deltaméthrine utilisés dans le cadre de la lutte antivectorielle contre l'épidémie de Chikungunya sur l'Île de la Réunion (juin 2006) .....</b>	<b>61</b>
<b>5. Naled : évaluation des risques pour l'homme et l'environnement (juillet 2007) 183</b>	
<b>6. Pyrèthre : évaluation des risques pour l'homme et l'environnement (juillet 2007) .....</b>	<b>334</b>
<b>7. Annexes.....</b>	<b>489</b>

# 1 Introduction générale

Après un premier épisode entre mars et juin 2005, l'épidémie de Chikungunya a repris sur l'Île de la Réunion en octobre 2005. Elle a atteint un pic en février 2006. L'Institut de veille sanitaire (InVS) estime qu'à la date du 25 mai 2007 et pour l'ensemble de la période épidémique, environ 266 000 personnes ont présenté une forme clinique de la maladie. Outre l'ampleur sans précédent de cette épidémie, des formes cliniques sévères (méningo-encéphalites, encéphalopathies ou hépatites fulminantes) ont pour la première fois été décrites pour cette maladie. Jusqu'alors, elle n'était connue que pour causer un syndrome similaire à la dengue d'évolution généralement bénigne, se manifestant par une fièvre, un rash cutané et des arthralgies persistantes. Pendant l'année 2006 sur l'Île de la Réunion, 246 personnes ont été hospitalisées en réanimation. Une quarantaine de cas de transmission materno-néonatale avec confirmation biologique a été retrouvée ; 254 certificats de décès mentionnant le Chikungunya ont été recensés.

En l'absence de vaccin et de traitement étiologique, la principale voie de contrôle de l'épidémie de Chikungunya est la lutte antivectorielle permettant de réduire la densité du moustique vecteur du virus, *Aedes albopictus*. Dès les premiers signes de l'épidémie, les opérations de lutte antivectorielle ont été engagées. La lutte contre les moustiques adultes a été conduite :

- initialement avec des produits biocides à base de fénitrothion,
- puis très tôt avec des produits à base de deltaméthrine.

La circulation du virus a notablement diminué dès juillet 2006, et les cas sont désormais sporadiques mais *Aedes albopictus* est toujours présent, et près des deux tiers de la population ne sont pas immunisés. Par ailleurs, « ces territoires, situés en zone tropicale, restent exposés au risque lié aux maladies transmises par des moustiques. En particulier, le paludisme est présent à Mayotte et en Guyane, la dengue dans les départements français d'Amérique », ajoutent le Ministère de la santé et des solidarités et le Ministère de l'outre-mer. Ainsi, selon l'InVS, 792 et 756 cas de paludisme ont été respectivement notifiés à Mayotte en 2003 et 2004, ce qui représente une incidence annuelle d'environ 5,0 ‰. En 2004 en Guyane, 3 281 cas de paludisme (incidence annuelle : 18 ‰) ont été comptabilisés ; 4 415 en 2005 (incidence annuelle : 24 ‰) et 2 750 jusqu'en octobre 2006. Chaque année, au moins 5 décès sont enregistrés. Enfin la Guadeloupe a connu en 2005 une épidémie de dengue au cours de laquelle plus de 1 400 confirmations sérologiques ont été transmises par les laboratoires d'analyse biologique de l'archipel. Plus de 120 personnes ont été hospitalisées, dont 7 touchées par la forme hémorragique. Le nombre total de personnes ayant contracté la maladie au cours de cette épidémie est estimé à plus de 7 000.

Dans ces conditions, l'évaluation des risques et de l'efficacité des produits adulticides utilisés dans le cadre de la lutte antivectorielle s'avère indispensable.

## 2 Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine

### 3.2 Contexte de la saisine

Dans le cadre de la gestion de la crise due à l'épidémie de Chikungunya sur l'Île de la Réunion, le Directeur général de la santé (DGS - Ministère de la santé et des solidarités), le Directeur de la prévention des pollutions et des risques (DPPR - Ministère de l'écologie et du développement durable<sup>2</sup>) et le Directeur des relations au travail<sup>3</sup> (DRT - Ministère de l'emploi, de la cohésion sociale et du logement) ont confié à l'Afsset le 10 février 2006, une saisine relative à l'évaluation comparée des produits de lutte antivectorielle adulticides, et une demande complémentaire du 24 août 2006 pour évaluer les substituts potentiels.

L'instruction de cette saisine s'intègre dans une stratégie globale d'expertise des moyens de lutte contre l'épidémie de Chikungunya pour laquelle l'Afsset a également été saisie :

- Saisine du 26 janvier 2006, relative à l'évaluation des risques pour l'homme et l'environnement du téméphos ; envoi d'une demande d'usage essentiel ;
- Saisine du 24 août 2006 relative à l'évaluation comparée des produits larvicides utilisables en lutte antivectorielle ;
- Saisine du 22 août 2006, relative à l'évaluation des risques liés à l'utilisation des produits insecticides d'imprégnation des moustiquaires et des vêtements.

### 3.3 Objet de la saisine

Les premiers traitements adulticides ont été conduits avec des produits à base de fénitrothion. Toutefois, au regard de l'inquiétude exprimée par la population de la Réunion sur les effets pour la santé et les impacts sur les écosystèmes du fénitrothion, et dans l'attente des résultats des travaux de l'Afsset, les pouvoirs publics ont décidé son remplacement par la deltaméthrine. C'est ainsi qu'une saisine a été adressée à l'Afsset le 10 février 2006, sur l'évaluation comparée de l'efficacité et des risques liés à l'usage des produits adulticides utilisables en lutte antivectorielle. La saisine se déclinait en deux parties : l'évaluation comparative de l'efficacité et des risques du fénitrothion et de la deltaméthrine dans un premier temps ; l'identification et l'évaluation comparée de substituts potentiels dans un second. Après consultation de la DPPR, de la DGS, du CEHTRA et de l'IRD et sur la base des travaux bibliographiques de ce dernier, le naled et le pyrèthre ont été retenus pour leur efficacité attendue et leur profil toxicologique *a priori* favorable.

### 3.4 Traitement de la saisine

A l'issue de la présentation de la saisine 2006/002 au CES de février 2006, la création d'un groupe de travail *ad hoc* n'a pas été jugé utile et le traitement de la saisine a été confié directement au CES qui a pu s'appuyer sur des travaux spécifiques réalisés par des prestataires reconnus.

<sup>2</sup> Actuel Ministère de l'écologie, du développement et de l'aménagement durable

<sup>3</sup> Actuel Directeur général du travail

Les travaux de synthèse des données disponibles et d'évaluation des dangers et des risques du fénitrothion et de la deltaméthrine, ainsi que la rédaction du rapport correspondant ont été confiés au BERPC, à la suite de l'appel d'offre du 17 février 2006. L'examen de ce rapport a été confié à trois experts du CES, M. Delaforge, M. Hubert et Mme Quiniou, avec l'appui des scientifiques de l'Afsset.

Lors de la séance du 6 avril 2006, les principaux résultats du rapport ont été présentés par des représentants du BERPC et de l'INERIS. Lors de cette séance, les rapporteurs ont aussi fait part de leurs commentaires.

Lors de la séance du 1<sup>er</sup> juin 2006, le CES a rendu ses conclusions sur la première partie de la saisine. Compte tenu du caractère d'urgence de la demande, un premier avis d'appui technique sur l'évaluation comparative des dangers et des risques liés à l'utilisation du fénitrothion et de la deltaméthrine, a été transmis par l'Afsset à ses ministères de tutelles dès le 30 juin 2006.

Des compléments étaient attendus sur l'efficacité contre le vecteur de Chikungunya, *Aedes albopictus*, et les risques d'apparition de phénomènes de résistance. Ces travaux, essentiellement bibliographiques dans un premier temps, ont été confiés à l'IRD et ont donné lieu à une synthèse sur les insecticides disponibles pour la lutte antivectorielle. Ce document a été adressé aux ministères le 19 octobre 2006. Lors de la séance du 4 janvier 2007, M. Darriet, de l'IRD, en a présenté les principaux résultats aux experts du CES.

Dans le cadre du traitement de la deuxième partie de la saisine relative à l'identification et à l'évaluation comparée des substituts de la deltaméthrine, l'Afsset, en lien avec ses tutelles, l'IRD et le CEHTRA, a identifié deux substances à l'efficacité et aux profils toxicologiques et écotoxicologiques prometteurs. Il s'agit du naled et du pyrèthre.

Les travaux de synthèse des données disponibles et d'évaluation des dangers et des risques du naled et du pyrèthre, ainsi que la rédaction de rapports ont été confiés au CEHTRA, à la suite de l'appel d'offre du 2 août 2006. L'examen de ces rapports a été confié à deux experts du CES, Mme Quiniou et Mme Rambourg, avec l'appui des scientifiques de l'Afsset.

Lors de la séance du 7 juin 2007, les rapporteurs ont fait part de leurs commentaires et le CES a rendu ses conclusions sur la deuxième partie de la saisine, qui ont été entérinées le 30 juin 2007.

Par ailleurs, un programme d'essai en laboratoire et en conditions semi-contrôlées, dont les résultats sont attendus pour décembre 2007, a été lancé. Ils doivent permettre : d'évaluer l'efficacité du naled et du pyrèthre par rapport au fénitrothion et à la deltaméthrine ; de mettre en évidence les risques d'apparition de phénomènes de résistance et enfin de définir, le cas échéant, les conditions de mise en œuvre de ces produits.

Le secrétariat scientifique a été assuré par l'Afsset et la saisine instruite conformément aux règles qualité en expertise de la norme NFX 50-110.

### **3 Revue des insecticides larvicides et adulticides disponibles pour les opérations de lutte contre les moustiques (juillet 2007)**



# Insecticides larvicides et adulticides disponibles pour les opérations de lutte contre les moustiques

## Synthèse bibliographique

**Frédéric Darriet, Sébastien Marcombe et Vincent Corbel**

**Juillet 2007**



## 1. Introduction

Ces 30 dernières années ont vu la résurgence dramatique de maladies infectieuses de toutes sortes, particulièrement celles à transmission vectorielle (Gubler, 2004). Tandis que de nouvelles pathologies apparaissaient (fièvre de la vallée du Rift, West Nile), un problème majeur est venu de la réémergence de parasites et de virus qui avaient été efficacement contrôlés dans certaines régions du monde tels que le paludisme, la leishmaniose, l'encéphalite japonaise, la fièvre jaune ou la dengue. En effet, l'aire de répartition des arthropodes impliqués dans la transmission de ces maladies n'a cessé de s'étendre, plaçant ainsi de nouvelles populations humaines dans des zones à risque d'infection.

La dengue est actuellement l'arbovirose la plus répandue dans le monde (Kuno, 1995). Le nombre annuel de cas d'infection y est estimé à 20 millions, dont environ 24 000 décès (Gubler, 1998). L'extension et l'incidence de la dengue (formes classique et hémorragique) sont en constante augmentation ces 30 dernières années et on estime à plus de deux milliards le nombre de personnes vivant dans la centaine de pays où existe un risque potentiel de transmission de la maladie. La forme hémorragique a fait son apparition dans la région des Amériques en 1981 (épidémie de Cuba, 158 morts). Depuis, de nombreux pays des Caraïbes ont été touchés et la dengue est devenue un réel problème de santé publique dans cette partie du globe.

En 2005, le sérotype 4 est à nouveau réapparu, après un épisode silencieux de près de 10 ans. Cette réapparition a été à l'origine d'une grande épidémie qui a touché plus de 12 000 personnes (estimation de la DSDS) de juillet à décembre 2005, principalement à la Martinique. Depuis début 2006, la Guyane est également confrontée à une épidémie sévère de dengue de sérotype DEN-2. Depuis le début de l'épidémie, 1 951 cas de dengue ont été enregistrés dont 4 décès directement imputés au virus (InVS, 2006). Depuis avril 2005, le département de la Réunion est confronté à une épidémie de Chikungunya de grande ampleur (plus de 250 000 cas recensés) (IGAS, 2006 ; BEH, 2006). La persistance de foyers actifs malgré la fin de l'hiver austral 2005 indique que les efforts déployés par le service de lutte antivectorielle (LAV) de la DRASS et les mesures de prévention n'ont pas permis d'éradiquer le virus lors de ce premier épisode épidémique.

Pour faire face à ce type de maladie (dengue, Chikungunya), il n'y a actuellement ni médicament spécifique, ni vaccin ; le seul moyen est le recours à la lutte contre le moustique vecteur (destruction des gîtes larvaires, utilisation d'insecticides larvicides en période inter-épidémique ; pulvérisation d'insecticides adulticides en période d'épidémie). Les insecticides utilisés par les services de la LAV dans les départements français d'Outre-Mer concernent essentiellement les biopesticides tels que le *Bacillus thuringiensis var israelensis* (*Bti*) et le *Bacillus sphaericus* (*BSP*). Le *Bti* constitue le produit de référence dans la lutte contre les *Aedes* bien qu'il ne soit efficace que pendant 1 à 2 semaines après son application (sédimentation rapide au fond des gîtes larvaires). En ce qui concerne *Bacillus sphaericus*, des résistances sont apparues rapidement, en Martinique notamment. D'autres insecticides à activité larvicide ou adulticide complètent la gamme des insecticides utilisés : il s'agit du diflubenzuron (inhibiteur de croissance de type ecdysoïde), et de certains organophosphorés tels que le fénitrothion et le malathion (qui posent certains problèmes d'efficacité et d'acceptabilité par les collectivités) ou certains pyréthrinoïdes telle que la deltaméthrine.

Malheureusement le principal vecteur de dengue, *Aedes aegypti*, a développé une résistance vis-à-vis des insecticides les plus couramment utilisés dans les différents programmes, que ce soit les organophosphorés ou les pyréthrinoïdes (Yébakima, 1991 ; Rosine, 1999, Brengues *et al.*, 2003). Pour faire face à l'inévitable problème de la résistance, tous les techniciens s'accordent sur la nécessité de disposer d'un panel assez large de molécules pour la LAV. A ce problème de résistance, s'ajoutent depuis quelques années des contraintes liées à l'utilisation/homologation des biocides. Ainsi, les molécules n'ayant pas été notifiées par les industriels dans le cadre de la Directive européenne Biocides 98/8/CE ou pour lesquelles aucun dossier d'homologation n'a été déposé, ne peuvent plus être utilisées par les services de démoustication : c'est le cas du malathion. Le téméphos a lui obtenu une prolongation de son autorisation d'utilisation jusqu'en 2009 grâce au soutien de la France pour une demande d'usage essentiel. L'ADEGE<sup>4</sup> en collaboration avec l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD-UR016), milite en faveur de la disponibilité d'un panel plus

---

<sup>4</sup> L'ADEGE est l'Agence Nationale pour la Démoustication et la Gestion des Espaces Naturels Démoustiqués. Elle regroupe les établissements publics français s'occupant de la démoustication : Démoustication/Méditerranée, Démoustication Atlantique, Démoustication Rhône-Alpes, Conseil Général de la Guyane, Conseil Général de la Martinique.

large de produits larvicides et adulticides pour la démoustication (Déclaration de l'ADEGE et de l'EDEN<sup>5</sup>, Fort-de-France 2000 ; Montpellier 2002). Par conséquent, la perspective de valoriser des composés alternatifs d'origine biologique ou chimique répond à une demande forte tant de la part des opérateurs de démoustication que des industriels. Il est entendu que l'utilisation de nouvelles molécules ne pourrait se faire que dans un concept de lutte intégrée et de protection de l'environnement.

L'objectif principal de cette étude est de dresser une synthèse bibliographique claire et concise sur les substituts disponibles pour les opérations de démoustication en France (larvicides et adulticides). Ce mémoire concerne des molécules qui offrent d'intéressantes potentialités pour la LAV et qui ont fait l'objet d'évaluations récentes en santé publique par des instituts de recherche, des universités ou des organisations internationales. Les substituts potentiels retenus sont les suivants :

I. **Larvicide** : spinosad, pyriproxifène, méthoprène, cyromazine.

II. **Adulticide** : chlorpyrifos-méthyl, pyrimiphos-méthyl, naled, pyrèthre, étoufenprox.

De notre point de vue, ces molécules répondent aux critères d'exigences pour la lutte contre les vecteurs en terme d'opérationnalité (efficacité, rémanence, applicabilité, coût, toxicité, résistance, etc...). La première partie du mémoire se consacre plus spécifiquement au mode d'action des molécules déjà utilisées en santé publique. La deuxième partie recense les substituts larvicides et adulticides potentiels pour la lutte contre les moustiques, en décrivant leur toxicité, leur efficacité (laboratoire/terrain) et leur perspective de résistance croisée avec les insecticides conventionnels. La troisième partie concerne les insecticides disponibles pour les imprégnations de matériaux tels que les vêtements, les moustiquaires et les rideaux. La dernière partie dresse une liste des biocides récemment évalués en santé publique mais pour lesquels certaines limitations opérationnelles sont apparues lors des différentes études (liste fournie à titre de complément d'informations).

## 2. Description des molécules déjà utilisées en santé publique

<sup>5</sup> L'EDEN est l'Association Européenne des Opérateurs Publics de Démoustication. Elle regroupe actuellement plus de 40 organismes et collectivités d'Espagne, de Grèce, d'Italie et de France.

Les insecticides développés dans ce chapitre et dans les chapitres suivants répondent à une classification OMS concernant leur toxicité sur les mammifères (WHO, 2005) dont les définitions sont les suivantes :

Classe I A : insecticides extrêmement dangereux pour l'homme,

Classe I B : insecticides très dangereux pour l'homme,

Classe II : insecticides modérément dangereux pour l'homme dans les conditions normales d'utilisation,

Classe III : insecticides peu dangereux pour l'homme dans les conditions normales d'utilisation,

Classe U : insecticides peu susceptibles de présenter un danger pour l'homme dans les conditions normales d'utilisation.

Les campagnes de lutte contre les moustiques peuvent s'exercer sur les larves et les nymphes aussi bien que sur les moustiques adultes. Il va de soi que les deux méthodes radicalement différentes l'une de l'autre font appel à des insecticides différents, tant au niveau de leur mode d'action que de la façon dont ils sont appliqués sur les surfaces à traiter.

## **2.1. La deltaméthrine (Classe II)**

Formule chimique : [1R-[1 $\alpha$ (S\*),3  $\alpha$ ]-cyano(3-phénoxyphényl)méthyl 3-(2,2-dibromoéthényl)- 2,2-diméthylcyclopropanecarboxylate. Cet insecticide qui appartient à la famille chimique des pyréthrinoïdes agit en perturbant la cinétique d'inactivation du canal sodium, entraînant la paralysie puis la mort de l'insecte (Lund & Narahashi, 1983). Cet insecticide est pratiquement sans danger pour les mammifères avec une DL<sub>50</sub> pour le rat par ingestion de 135 à plus de 5 000 mg/kg (Tomlin, 2000).

Depuis plus de 20 ans, la deltaméthrine est recommandée pour lutter contre les stades adultes des moustiques. Comme pour la perméthrine (Darriet *et al.*, 1984), la deltaméthrine a été l'un des premiers pyréthrinoïdes évalués en imprégnation de moustiquaires (Ranque *et al.*, 1984 ; Carnevale *et al.*, 1988 ; Robert *et al.*, 1991). L'effet excitorépulsif de ce composé entraîne une limitation importante du contact entre l'homme et le moustique et en particulier pour *Anopheles gambiae*, le vecteur majeur du paludisme

en Afrique. De surcroît son efficacité insecticide puissante (effet *knock down\**) tue rapidement les moustiques qui entrent en contact avec les matériaux traités. Ces deux actions diminuent le taux de gorgement des moustiques, ce qui provoque une baisse de la transmission de la maladie. De nos jours, la deltaméthrine est l'insecticide le plus utilisé pour les imprégnations de moustiquaires car c'est un composé extrêmement efficace sur les moustiques à des doses très faibles (25 mg/m<sup>2</sup>). Cette efficacité n'est d'ailleurs pas réduite dans les régions où résident des populations d'*An. gambiae* résistantes aux pyréthrinoïdes par l'intermédiaire du gène *Kdr* (Darriet *et al.*, 2000 ; Corbel *et al.*, 2004a). En aspersion intradomiciliaire, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) recommande l'usage de la deltaméthrine aux doses de 20 à 25 mg/m<sup>2</sup> avec une persistance d'action de 3 à 6 mois (WHO, 2006a).

Ainsi limité à un espace domestique, l'usage de la deltaméthrine en imprégnation de moustiquaires ou bien en aspersion intradomiciliaires donne de bons résultats. Si la deltaméthrine s'avère l'un des meilleurs insecticides utilisables à l'intérieur des habitations, elle peut en revanche montrer certaines limitations quand les traitements sont effectués à l'extérieur des habitations. Les doses de deltaméthrine recommandées par l'OMS en aspersion spatiales à chaud et à froid sont comprises entre 0,5 à 1 g/ha (WHO, 2006a). Toutefois, des essais réalisés en Martinique ont montré que la deltaméthrine tuait moins de 50 % des moustiques adultes issus de la population locale (Corriveau *et al.*, 2003). Ces faibles taux de mortalité s'expliquent par des résistances fortes de populations sauvages d'*Ae. aegypti* aux pyréthrinoïdes (Mebrahtu *et al.*, 1997 ; Brengues *et al.*, 2003). Il existe donc un besoin urgent de rechercher des produits de remplacement de la deltaméthrine afin de disposer d'un panel d'insecticides toujours plus efficaces sur les populations de moustiques nuisibles et vecteurs de maladies. La deltaméthrine a été notifiée dans le cadre de la Directive européenne Biocides 98/8/CE et un dossier d'homologation déposé dans les délais fixés. Elle peut donc continuer à être utilisée en attendant l'évaluation de son dossier d'homologation par la Commission européenne.

## **2.2. Le malathion (classe III)**

Formule chimique : diéthyl [diméthoxyphosphinothioyl]thio]butanedioate. Ce composé appartient au groupe chimique des organophosphorés qui inhibent l'acétylcholinestérase, une enzyme intervenant dans la régulation de l'influx nerveux (Aldridge, 1950). Cet

insecticide présente une faible toxicité sur les mammifères avec une DL<sub>50</sub> pour le rat par ingestion de 1 375 à 2 800 mg/kg (Tomlin, 2000).

Le malathion est l'un des insecticides à effet rémanent les plus utilisés dans la lutte contre les moustiques. Il est fréquemment employé à Tahiti, en Guyane et en Guadeloupe pour lutter contre *Ae. aegypti*, vecteur de la dengue. Le malathion est le moins cher de tous les organophosphorés et ne présente que peu de danger pour l'homme s'il est appliqué suivant les recommandations de l'OMS. En aspersion intradomiciliaires, les doses recommandées sont de 2 g/m<sup>2</sup> avec une persistance d'action de 2 à 3 mois (WHO, 2006a). L'OMS préconise aussi son utilisation en aspersion spatiale (ULV) aux doses de 112 à 600 g/ha si la nébulisation est faite à froid et de 500 à 600 g/ha si celle-ci est réalisée à chaud (WHO, 2006a). Le malathion possède l'avantage de se dégrader rapidement dans l'environnement, ce qui limite dans le temps son impact sur l'environnement. De plus le malathion est peu toxique sur les oiseaux et les mammifères ; en revanche son action biocide est élevée pour les poissons et les abeilles (Tomlin, 2000). Pour ce qui est de la surveillance de la sensibilité d'*Ae. aegypti* au malathion, une étude menée sur des populations sauvages d'Amérique latine a été réalisée à l'Institut de Médecine Tropicale de la Havane (Cuba). Les auteurs ont rapporté que les populations sauvages d'*Ae. aegypti* étaient restées sensibles à ce composé mais qu'en revanche, les populations de *Cx. quinquefasciatus* récoltées dans les mêmes zones affichaient des sensibilité au malathion de 16 à 208 fois (RR<sub>50</sub>) inférieures à celle de la souche de référence sensible (Rodriguez Coto *et al.*, 2000). De même dans de nombreuses régions des Caraïbes où le malathion a été utilisé pendant plus de 15 ans, il n'a été découvert que des niveaux de résistance faibles à modérés d'*Ae. aegypti* à cet insecticide (Georghiou *et al.*, 1987 ; Mekuria *et al.*, 1991 ; Rawlins & Ou Hing Wang, 1995). Le malathion a été notifié dans le cadre de la Directive européenne Biocides 98/8/CE mais aucun dossier d'homologation n'a été déposé dans les délais fixés (30/04/2006). Suite à cela, aucune intention de dépôt de dossier en dernier recours n'a été adressée dans les délais fixés (14/09/2006). Ainsi, depuis cette dernière date, cette molécule n'est plus autorisée.

### **2.3. Le fénitrothion (Classe II)**

Formule chimique : O,O-diméthyl O-(3-méthyl-4-nitrophényl)phosphorothioate. Comme le malathion, ce composé appartient au groupe chimique des organophosphorés qui inhibent

l'acétylcholinestérase, une enzyme intervenant dans la régulation de l'influx nerveux (Aldridge, 1950). Cet insecticide présente une toxicité modérée sur les mammifères avec une DL<sub>50</sub> pour le rat par ingestion de 1 700 à 1 720 mg/kg (Tomlin, 2000).

Ainsi classé comme modérément dangereux, le fénitrothion est considéré par l'OMS comme plus toxique pour l'homme et la faune non cible que le malathion. Son action insecticide s'exerce non seulement par contact mais aussi par inhalation, ce qui fait que ce composé reste souvent plus actif sur les insectes résistants au malathion (Rozendaal, 1999). En aspersion intradomiciliaires, l'OMS préconise l'utilisation du fénitrothion à la dose de 2 g/m<sup>2</sup> pour une durée d'efficacité de 3 à 6 mois. Pour les aspersion spatiales (ULV), il est recommandé de l'utiliser aux doses de 250 à 300 g/ha pour les nébulisations à froid et à chaud (WHO, 2006a). Le fénitrothion a été pendant un temps utilisé à l'Île de la Réunion pour lutter contre *Ae. albopictus*, le vecteur du Chikungunya. Toutefois son manque de sélectivité vis-à-vis de la faune non cible combiné à un risque probable de toxicité sur l'homme n'a pas permis son utilisation sur une plus grande échelle. Des cas de résistance modérée ont été découverts au Brésil chez certaines populations sauvages d'*Ae. aegypti* (Macoris *et al.*, 2003). De même, dans de nombreuses îles des Caraïbes (Jamaïque, Sainte Lucie, Porto Rico, Trinité ...) des résistances ont été trouvées sur *Ae. aegypti* à l'encontre des organophosphorés, dont le fénitrothion (Rauwlins & Ragoonansingh, 1990). Le fénitrothion a été notifié dans le cadre de la Directive européenne Biocides 98/8/CE et aucun dossier n'a été déposé dans les délais fixés (30/04/2006). Suite à cela, une intention de dépôt de dossier en dernier recours a été adressée dans les délais fixés (14/09/2006). Ainsi, cette molécule peut continuer à être utilisée en attendant le dépôt effectif d'un dossier d'homologation, dont le délai a été fixé au 30/04/2008.

## **2.4. Le *Bacillus thuringiensis* variété *israelensis* sérotype H14 (*Bti*)**

Le *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (*Bti*) a été découvert en 1976 par Goldberg et Margalit dans le désert du Néguev en Israël (Goldberg & Margalit, 1977) à partir de larves mortes de *Culex pipiens*. Cette variété nommée *israelensis* a été identifiée à l'Institut Pasteur de Paris comme appartenant au 14<sup>ème</sup> sérotype de *B. thuringiensis* et a montré une importante activité entomopathogène sur les larves de moustiques (de Barjac, 1978). Les spores de *Bti* sont terminales et non déformantes. Ces spores renferment des

protoxines sous forme de cristaux qui sont ingérées par les larves de moustiques. Une fois dans l'intestin où règne un pH alcalin favorable à la solubilisation des cristaux, l'action d'enzymes protéolytiques permet l'hydrolyse de ces protoxines en toxines actives (Hofte & Whiteley, 1989). Une fois activées, les toxines de *Bti* entraînent une lyse complète des cellules de l'intestin moyen, puis la mort de la larve (Charles & de Barjac, 1983). Le *Bti* présente une toxicité faible sur les mammifères avec une  $DL_{50}$  pour le rat par ingestion supérieure à  $2\,670\text{ mg/kg} = 1 \times 10^{11}$  spores/kg (Tomlin, 2000).

Le *Bti* est considéré comme le larvicide de référence pour les opérations de lutte contre les moustiques. Aux doses normalement létales sur ces derniers, les toxines demeurent inoffensives pour les autres insectes, les poissons et les animaux supérieurs dont l'homme (Rozendaal, 1999). A noter qu'à ce jour, aucun mécanisme de résistance n'a été détecté chez les moustiques, les toxines constitutives du cristal agissant en synergie (Xue *et al.*, 2005). Le *Bti* est couramment utilisé dans le traitement des eaux de boisson à des doses comprises entre 1 et 5 mg/L, ce qui à grande échelle, représente des doses de traitement de l'ordre de 125 à 750 g/ha (WHO, 2006a). L'inconvénient du *Bti* dans la lutte contre les larves de moustiques est la sédimentation rapide des principes actifs au fond des gîtes, ce qui réduit sa rémanence et oblige de retraiter régulièrement les gîtes. Il est important de préciser aussi que le temps d'activité du *Bti* est différent selon la nature des gîtes (gîtes ouverts ou fermés, à l'ombre ou ensoleillés), la nature des eaux traitées (eaux claires ou polluées) et la formulation utilisée. La forme tablette dispersible (formulation DT = Dispersible Tablet) est utilisée dans les lieux de stockage des eaux de boisson à raison d'une tablette pour 100 L d'eau avec une activité résiduelle de l'ordre de 3 à 8 semaines (WHO, 2006b). Le *Bti* est aussi commercialisé sous la forme de suspension concentrée (SC) et de granules dispersibles dans l'eau (WG) (WHO, 2004a). Quelles que soient les formulations employées, un taux de matière organique important dans les eaux à traiter combiné à un ensoleillement direct des gîtes limite fortement l'activité résiduelle du *Bti* (WHO, 2006b). Le *Bti* a été notifié dans le cadre de la Directive européenne Biocides 98/8/CE et un dossier d'homologation a été déposé dans les délais fixés (30/04/2006). Il peut donc continuer à être utilisé en attendant l'évaluation de son dossier d'homologation par la Commission européenne.

### 3. Description des molécules alternatives pour la santé publique

## **3.1. Les larvicides**

### **3.1.1. Le spinosad (Classe U)**

Formule chimique : [50 à 95 % de (2*R*,3*aS*,5*aR*,5*bS*,9*S*,13*S*,14*R*,16*aS*,16*bR*)-2-(6-déoxy-2,3,4-tri-*O*-méthyl- $\alpha$ -L-mannopyranosyloxy)-13-(4-diméthylamino-2,3,4,6-tétradéoxy- $\beta$ -D-érythroxyranosyloxy)-9-éthyl-2,3,3*a*,5*a*,5*b*,6,7,9,10,11,12,13,14,15,16*a*,16*b*-hétéradécahydro-14-méthyl-1*H*-8-oxacyclododéca[*b*]as-indacène-7,15-dione et de 50 à 5 % (2*S*,3*aR*,5*aS*,5*bS*,9*S*,13*S*,14*R*,16*aS*,16*bR*)-2-(6-déoxy-2,3,4-tri-*O*-méthyl- $\alpha$ -L-mannopyranosyloxy)-13-(4-diméthylamino-2,3,4,6-tétradéoxy- $\beta$ -D-érythroxyranosyloxy)-9-éthyl-2,3,3*a*,5*a*,5*b*,6,7,9,10,11,12,13,14,15,16*a*,16*b*-hétéradécahydro-4,14-diméthyl-1*H*-8-oxacyclododéca[*b*]as-indacène-7,15-dione]. Le spinosad est un insecticide d'origine biologique (famille chimique des naturalites) composé d'un mélange de deux métabolites (spinosynes A et D) synthétisés par la bactérie *Saccharopolyspora spinosa*, du groupe des actinomycètes. Le mode d'action du spinosad est unique car il agit à la fois sur les récepteurs GABA et nicotiques (Salgado, 1998). Le spinosad possède une très faible toxicité pour les mammifères [(DL<sub>50</sub> pour le rat par ingestion de 3 783 à 5 000 mg/kg (Tomlin, 2000), l'environnement et la faune non cible (DowElenco 1994 ; Miles & Dutton, 2000 ; Williams *et al.*, 2003)]. Il est par exemple 100 à 1 000 fois moins toxique pour la faune aquatique et en particulier les poissons que les insecticides de la famille des pyréthrinoïdes (Bret *et al.*, 1997).

Les études en laboratoire réalisées avec la substance active ont montré une bonne activité larvicide du spinosad, aussi bien sur les souches sensibles aux insecticides d'*Aedes aegypti*, d'*Anopheles gambiae* et de *Culex quinquefasciatus* que celles résistantes aux organophosphorés, aux carbamates et aux pyréthrinoïdes (Darriet *et al.*, 2005a). Sur les souches sensibles de ces trois moustiques d'intérêt médical, les concentrations létales 50 (CL<sub>50</sub>) ont été respectivement de 0,35 ; 0,01 ; et 0,093 mg/L. Une autre étude réalisée avec un concentré émulsifiable (EC) de spinosad titrant 4,8 % de substance active a donné des CL<sub>50</sub> de 0,009 6 mg/L sur *Ae. aegypti*, 0,006 4 mg/L sur *Cx. pipiens* et de 0,039 mg/L sur *An. stephensis* (Romi *et al.*, 2006). Par rapport aux essais effectués avec la substance technique, la plus grande efficacité larvicide du

spinosad sous sa formulation EC pourrait s'expliquer par la nature huileuse de la formulation qui empêcherait les larves de moustiques de respirer à la surface de l'eau. A ce jour, il n'a pas été rapporté de mécanisme de résistance croisée avec les insecticides couramment utilisés en santé publique (pyréthrinoïdes, organophosphorés et carbamates). Toutefois, nous ne disposons actuellement pas de données permettant de prévoir le spectre de résistance croisée avec d'autres familles d'insecticide.

Les évaluations réalisées sur le terrain sont encore peu nombreuses. Sur *Ae. aegypti*, une étude a montré qu'à la concentration de 10 mg/L, l'efficacité de ce larvicide était totale sur une durée de cinq mois (Bond *et al.*, 2004). L'Organisation Mondiale de la Santé préconise d'ailleurs son utilisation dans la confection de pièges insecticides vis-à-vis des mouches domestiques (WHO, 2006a). Pour lutter contre les larves de moustiques, les doses recommandées sont de l'ordre de 0,1 à 0,5 mg/L avec une rémanence estimée à 10 à 12 semaines (WHO, 2007).

Les formulations disponibles sur le marché se présentent sous la forme de suspension concentrée (SC) et de concentré émulsifiable (EC). Le statut de bio-insecticide du spinosad est un atout aussi important que précieux pour son utilisation dans des situations écologiques fragiles. De surcroît, sa bonne efficacité aux faibles concentrations (de l'ordre de  $10^{-2}$  et  $10^{-3}$  mg/L) sur les larves de moustiques sensibles et résistantes aux insecticides en fait un alternatif de choix pour la lutte antivectorielle. A noter que le spinosad a été notifié dans le cadre de la Directive européenne Biocides 98/8/CE et qu'un dossier d'homologation a été déposé dans les délais fixés (30/04/2006). Il peut donc continuer à être utilisé en attendant l'évaluation de son dossier d'homologation par la Commission européenne.

### 3.1.2. Le pyriproxyfène (Classe U)

Formule chimique : [4-phénoxyphényl (RS)-2-(2-pyridyloxy)propyl éther]. Le pyriproxyfène est un analogue d'hormone juvénile qui se caractérise par une action quasi sélective sur les nymphes (type juvénoïde). Son action provoque un déséquilibre profond du système hormonal de l'insecte qui se traduit par une inhibition du développement, des troubles de comportement et des baisses importantes de la fertilité des adultes (Ishaaya & Horowitz, 1992). Ce composé présente une très faible toxicité sur les mammifères avec une  $DL_{50}$  pour le rat par ingestion supérieure à 5 000 mg/kg (Tomlin, 2000).

Des études de laboratoire ont permis d'établir la sensibilité de différentes espèces de moustiques à ce composé. La concentration létale 95 (CL<sub>95</sub>) qui totalise la mortalité des larves, des nymphes et des adultes à l'émergence s'est chiffrée à 0,017 mg/L pour *An. quadrimaculatus*, 0,002 6 mg/L pour *Ae. aegypti* et de 0,000 32 mg/L pour *Cx. tarsalis* (Estrada & Mulla, 1986). Sur *Ae. aegypti*, cet inhibiteur de croissance a montré qu'il agissait également à des concentrations très faibles (CL<sub>50</sub> = 0,000 11 mg/L et CL<sub>95</sub> = 0,000 32 mg/L) (Darriet & Corbel, 2006). Les tests de sensibilité réalisés sur différentes souches de moustiques n'ont pour l'instant pas révélé de résistance croisée avec les insecticides pyréthrinoïdes, organophosphorés et carbamates. Pour les autres familles d'insecticide, la découverte d'une résistance croisée n'a jamais été décrite sur les moustiques.

Les études menées sur le terrain ont montré que le pyriproxifène contrôlait sur plusieurs mois, les émergences imaginales\*\* des moustiques de *Culex*, *Anopheles* et *Aedes* (Kamimura & Arakawa 1991 ; Okazawa *et al.*, 1991 ; Yapabandara & Curtis, 2004 ; Sihuincha *et al.*, 2005). Il a par ailleurs été montré qu'une nouvelle formulation de pyriproxifène dite à relargage progressif (slow release formulation) à la dose de 0,036 mg/L engendrait une inhibition des émergences imaginales d'*Ae. aegypti* pendant six mois (Seng *et al.*, 2006). Cette formulation se caractérise par la dilution progressive de la substance active dans l'eau, ce qui induit des persistances d'action particulièrement longues. Par ailleurs, le pyriproxifène est recommandé par l'OMS pour lutter contre les larves de moustiques à des concentrations comprises entre 0,02 et 0,05 mg/L (5 à 10 g/ha) avec un temps d'activité de 6 semaines (WHO, 2001, 2006a). Le pyriproxifène peut être utilisé dans le traitement des eaux de boisson (WHO, 2004b). En principe, le traitement des eaux de boisson avec des substances larvicides n'est pas recommandé si ces eaux servent à une utilisation domestique. Toutefois, à des doses inférieures ou égales à 0,01 mg/L de substance active, le pyriproxifène ne pose pas de problème de toxicité, ni sur l'homme ni sur les animaux (Najera & Zaim, 2002). Si le pyriproxifène est efficace sur les moustiques tout en ne possédant aucune toxicité sur les mammifères, il conserve néanmoins les caractéristiques inhérentes aux inhibiteurs de la croissance des insectes, à savoir une action létale qui ne se fait sentir que plusieurs jours après le traitement. En effet, les larves ne sont que faiblement affectées par le pyriproxifène, ce qui peut poser certains problèmes opérationnels si les populations ne perçoivent pas immédiatement son action. Pour pallier à cet effet, les recherches se sont orientées ces

dernières années vers des mélanges d'insecticides possédant des modes d'action différents. Sur *Ae. aegypti*, une combinaison composée de pyriproxifène et de *Bti* a été évaluée en Malaisie (Lee *et al.*, 2005) alors qu'en laboratoire, le pyriproxifène a été étudié en mélange avec le spinosad (Darriet & Corbel, 2006). Dans les deux cas, l'action du biolarvicide (centrée sur les larves de moustiques) combinée avec celle du pyriproxifène (dont l'action est plus spécifiquement dirigée sur les nymphes et les adultes) a montré des résultats prometteurs pour le contrôle d'*Ae. aegypti*. Une complémentarité des actions qui a fait que le mélange a agi en synergie sur l'ensemble des stades pré-imaginaux des moustiques (Darriet & Corbel, 2006). L'action rapide des biolarvicides sur les larves pourrait donc faire disparaître les inconvénients liés à l'utilisation des inhibiteurs de croissance, à savoir la persistance des larves dans les milieux, plusieurs jours après le traitement.

Les formulations de pyriproxifène disponibles sur le marché se présentent sous la forme de granules à 0,5 % ainsi que sous la forme de briquettes qui libèrent progressivement le produit actif dans les milieux traités. Ce larvicide extrêmement actif sur les populations pré-imaginale\*\* des moustiques combiné à un conditionnement qui utilise la pointe de la technologie en matière de formulation fait de celui-ci un composé incontournable pour beaucoup de professionnels de la santé. Comme le spinosad, le pyriproxifène a été notifié dans le cadre de la Directive européenne Biocides 98/8/CE et un dossier d'homologation a été déposé dans les délais fixés (30/04/2006). Il peut donc continuer à être utilisé en attendant l'évaluation de son dossier d'homologation par la Commission européenne.

### **3.1.3. Le méthoprène (Classe U)**

Formule chimique : [(E,E)-(±)-1-méthyléthyl11-méthoxy-3,7,11-triméthyl-2,4-dodécadiénoate]. Le méthoprène est un inhibiteur de la croissance des insectes qui appartient à la famille chimique des mimétiques d'hormone juvénile (type juvénoïde). Ce composé se caractérise par une action qui provoque un déséquilibre profond du système hormonal de l'insecte se traduisant par une inhibition du développement des nymphes de nombreux insectes et en particulier des moustiques. Ce composé présente une très faible toxicité sur les mammifères avec une dose létale 50 pour le rat par ingestion supérieure à 5 000 mg/kg (Tomlin, 2000).

Des tests de sensibilité effectués en laboratoire avec des larves de stade 3 de trois espèces de moustiques ont montré des CL<sub>50</sub> de 0,004 1 mg/L pour *An. dirus*, de 0,003 4 mg/L pour *Ae. aegypti* et de 0,000 8 mg/L pour *Cx. quinquefasciatus* (Phonchevin *et al.*, 1985). En laboratoire toujours, les CL<sub>90</sub> et les CL<sub>99</sub> ont été de respectivement, 0,003 2 et de 0,034 mg/L pour *An. quadrimaculatus*, de 0,01 et 0,099 mg/L pour *Ae. aegypti* et de 0,027 et 0,096 mg/L pour *Cx. quinquefasciatus* (WHO, 2001).

Depuis plus de vingt ans, le méthoprène est utilisé dans de nombreux pays pour lutter contre les vecteurs de dengue. Aux doses de 0,05 et de 0,1 mg/L, le méthoprène sous sa forme microcapsules (CS) et suspension concentrée (SC) entraîne durant 3 à 5 semaines, des réductions d'émergences imaginale\*\* d'*Ae. aegypti* de 98 à 100 %. A la même dose mais commercialisé sous sa forme concentré émulsifiable (EC), le méthoprène entraîne sur cette même espèce des réductions d'émergence de 85 à 91 % pendant 1 mois (WHO, 2001). L'OMS estime que ce produit peut-être utilisé sans danger pour traiter les eaux de boissons (WHO, 1985). A la dose de 0,1 mg/L, les formulations en briquettes et en granules sont efficaces sur *Ae. albopictus*. A la dose de traitement la plus élevée (10 mg/L), ces deux dernières formulations entraînent 100 % d'inhibition des émergences pendant cinq semaines (WHO, 2001). En Malaisie également, Sulaiman *et al.* (1994) rapportent une inhibition complète de l'émergence d'*Ae. albopictus* pendant 2 mois à la dose de 14 mg/L. Enfin, sur *Cx. quinquefasciatus*, les formulations SC et EC induisent aux doses de 0,2 et de 0,4 mg/L, des réductions d'émergence de 72 % et 94 % pendant 3 à 5 semaines (WHO, 2001).

Le méthoprène est un inhibiteur de la croissance des insectes qui convient particulièrement aux programmes de lutte intégrée. Aux doses recommandées, ce larvicide agit efficacement sur les larves de moustiques tout en n'étant pas toxique pour les hommes et les autres vertébrés. Les formulations en briquettes et en microcapsules libèrent lentement le produit actif, ce qui confère une activité résiduelle plus grande du larvicide, notamment dans les milieux riches en matière organique (latrines, puisards, caniveaux ...) et dans les marais salants. Quelques cas de résistance/tolérance des moustiques au méthoprène ont été signalés, notamment chez *Ochlerotatus nigromaculis* aux Etats-Unis (Cornel *et al.*, 2002), et *Culex quinquefasciatus* en Afrique de l'Est (Amin & White, 1984). Le méthoprène n'a pas été notifié dans le cadre de la Directive européenne Biocides 98/8/CE et ne peut donc plus être utilisé depuis le 01/09/2006.

### 3.1.4. La cyromazine (classe U)

Formule chimique : (N-cyclopropyl-1,3,5-triazine-2,4,6-triamine). La cyromazine est un inhibiteur de la croissance des insectes de la famille chimique des aminotriazines qui affecte le développement des larves et des nymphes d'insectes, dont les diptères. Le mode d'action de la cyromazine est encore mal connu ; toutefois son principal effet se traduit par une perturbation de la synthèse de la chitine entre les mues larvaires (inhibiteur de la croissance des insectes de type ecdysoïde) (Bel *et al.*, 2000). Cette molécule interfère aussi avec la synthèse de l'ADN en empêchant dans la cellule, l'intégration de la cytosine et de l'adénosine (Binnington & Retnakaran, 1991). Ce composé présente une faible toxicité sur les mammifères avec une dose létale 50 pour le rat par ingestion de 3 387 mg/kg (Tomlin, 2000).

Les études réalisées sur les moustiques sont actuellement peu nombreuses en laboratoire et inexistantes sur le terrain. Les tests de sensibilité en laboratoire ont montré des CL<sub>50</sub> de 0,004 2 mg/L pour *An. dirus*, de 0.23 mg/L pour *Ae. aegypti* et de 0,006 2 mg/L pour *Cx. quinquefasciatus* (Phonchevin *et al.*, 1985). Des tests de sensibilité similaires sont en cours de réalisation sur *Ae. aegypti*, *Cx. quinquefasciatus* et *An. gambiae* sensibles et résistants aux insecticides, dans le cadre du programme WHOPES au laboratoire de Lutte contre les Insectes Nuisibles (LIN/IRD) à Montpellier.

Outre son application sur les cultures pour lutter contre certains ravageurs (mouche mineuse et moucheron), la cyromazine est utilisée pour le traitement des structures d'élevage. L'OMS préconise son utilisation pour lutter contre les larves de mouches aux doses de 0,5 à 1 g s.a./m<sup>2</sup> (WHO, 2006a). Toutefois, des cas de résistance à la cyromazine ont été décrits sur des populations de mouches domestiques (*Musca domestica*) récoltées au Brésil (Pinto & Prado, 2001), dans l'état du Mississippi (USA) (Tang *et al.*, 2002) et au Danemark (Kristensen & Japersen, 2003). Cette résistance à la cyromazine semblerait se croiser avec le diflubenzuron, un inhibiteur de la croissance des insectes de type ecdysoïde appartenant à la famille chimique des benzoylphénylurées (Shen & Plapp, 1990). A ce jour, aucune population de moustique n'a été identifiée résistante à la cyromazine, ce qui en fait un larvicide alternatif intéressant dans les zones où les résistances aux pyréthrinoïdes et aux organophosphorés demeurent un obstacle à la LAV. Toutefois, la cyromazine n'a pas été

notifiée dans le cadre de la Directive européenne Biocides 98/8 et elle ne peut donc plus être utilisée depuis le 01/09/2006.

## 3.2. Les adulticides

### 3.2.1. Le chlorpyrifos-méthyl (Classe U)

Formule chimique : (0,0-diméthyl 0-3,5,6-trichloro-2-pyridyl phosphorothioate). Ce composé appartient au groupe chimique des organophosphorés qui inhibent l'acétylcholinestérase, une enzyme intervenant dans la régulation de l'influx nerveux (Aldridge, 1950). Cet insecticide présente une faible toxicité sur les mammifères avec une DL<sub>50</sub> pour le rat par ingestion supérieure à 3 000 mg/kg (Tomlin, 2000).

Déterminées en laboratoires sur différentes espèces de moustiques sensibles aux insecticides, les doses diagnostiques<sup>6</sup> du chlorpyrifos-méthyl ont été de 0,2 % (ou 72,8 mg/m<sup>2</sup>) sur *Cx. quinquefasciatus* ; 0,4 % (ou 145,5 mg/m<sup>2</sup>) sur *An. gambiae* et 0,8 % (ou 291,2 mg/m<sup>2</sup>) sur *Ae. aegypti*. Ces doses diagnostiques largement inférieures à la dose diagnostique du malathion (5 %) montrent les fortes propriétés insecticides de ce composé (Darriet & Hougard, 2003a). Toujours en laboratoire, l'imprégnation de moustiquaires à la dose de 50 mg/m<sup>2</sup> de chlorpyrifos-méthyl a révélé l'existence d'un fort effet excitorépulsif de ce composé sur *An. gambiae* (Darriet *et al.*, 2005b). De plus, ce composé s'est avéré aussi efficace sur les moustiques sensibles d'*An. gambiae* que sur ceux résistants aux pyréthrinoïdes (*Kdr*). Une légère baisse d'efficacité du chlorpyrifos-méthyl a toutefois été observée sur des souches de *Cx. quinquefasciatus* résistants aux carbamates et aux organophosphorés (mutation *Ace.1<sup>R</sup>*) (Darriet & Hougard, 2003a). Sur *Ae. aegypti*, cette mutation n'a jamais été mise en évidence et la probabilité de voir apparaître cette résistance est pratiquement nulle car cela nécessiterait un double événement mutationnel (Weill *et al.*, 2004). Les mécanismes de résistance connus aux organophosphorés chez *Ae. aegypti* sont dus à une surproduction ou à une amélioration des propriétés catalytiques des enzymes (estérases et/ou glutathion-S-transférases) intervenant dans la dégradation de ces molécules (Hemingway & Ranson, 2000).

<sup>6</sup> Dose diagnostique : dose qui correspond à 2 fois la DL100 observée sur la souche sensible de référence.

Des études menées en cases expérimentales en Côte d'Ivoire ont montré un taux de mortalité de 70 % sur *An. gambiae* avec l'utilisation de moustiquaires imprégnées de chlorpyrifos-méthyl à 250 mg/m<sup>2</sup> (Asidi *et al.*, 2004). La station expérimentale où s'est déroulée cette étude se situait dans une zone rizicole proche de la ville de Bouaké dans le centre de la Côte d'Ivoire, où *An. gambiae* se caractérisait par une prévalence de la mutation *Ace1<sup>R</sup>* (résistance aux organophosphorés et carbamates) d'environ 40 % (N'guessan *et al.*, 2003). Cette étude a montré que le chlorpyrifos-méthyl restait efficace sur les anophèles vecteurs de paludisme et ceci malgré la présence d'une proportion relativement élevée de moustiques résistants.

Il existe sur le marché de nombreuses formulations en concentré émulsifiable (EC) et des spécialités commerciales adaptées pour les pulvérisations ultra-bas volume (ULV). Le chlorpyrifos-méthyl est validé par l'OMS pour le traitement spatial contre les mouches (WHO, 2006a). Ses spécificités à la fois excitorépulsives et létales à l'encontre des moustiques adultes en font un insecticide de choix à utiliser dans le domaine de la santé publique. Le chlorpyrifos-méthyl a été notifié dans la Directive européenne Biocides 98/8/CE mais aucun dossier d'homologation n'a été déposé dans les délais fixés (30/04/2006). Suite à cela, aucune intention de dépôt de dossier en dernier recours n'a été adressée dans les délais fixés (14/09/2006). Ainsi, depuis cette dernière date, cette molécule n'est plus autorisée.

### 3.2.2. Le pyrimiphos-méthyl (Classe III)

Formule chimique : O-[2-(diéthylamino)-6-méthyl-4-pyrimidinyl] O,O-diméthyl phosphorothioate. Comme le chlorpyrifos-méthyl, ce composé appartient au groupe chimique des organophosphorés qui inhibent l'acétylcholinestérase, une enzyme intervenant dans la régulation de l'influx nerveux (Aldridge, 1950). Cet insecticide est considéré comme peu dangereux pour les mammifères avec une DL<sub>50</sub> pour le rat par ingestion de 1 414 mg/kg (Tomlin, 2000).

Le pyrimiphos-méthyl est un insecticide communément utilisé dans la lutte contre les moustiques adultes. Au laboratoire, la sensibilité au pyrimiphos-méthyl de populations sauvages d'*Ae. aegypti* et d'*Ae. albopictus* de Singapour a été comparée à des souches de référence sensibles appartenant à ces deux espèces. Les résultats ont montré que *Ae. aegypti* et *Ae. albopictus* n'avaient pas développé de mécanisme de résistance à ce composé et ce, malgré son utilisation pendant plus de neuf ans dans des programmes de LAV (Ping *et al.*, 2001).

A la dose de 1 g/m<sup>2</sup>, cet adulticide utilisé en imprégnation de moustiquaires a entraîné des mortalités de 100 % sur *An. gambiae* et *Cx. quinquefasciatus* (Kolaczinski *et al.*, 2000). Toutefois, sept mois après l'imprégnation, les mortalités n'étaient plus que de 5 % sur ces deux mêmes espèces de moustiques. La faible rémanence du pyrimiphos-méthyl est due à sa tension de vapeur élevée qui le diffuse rapidement dans l'atmosphère ambiante. En Gambie, des moustiquaires imprégnées de pyrimiphos-méthyl (à 1 g/m<sup>2</sup>) ont entraîné des mortalités proches de 100 % sur *An. gambiae* mais seulement sur une période de trois mois (Miller *et al.*, 1991). Ces expériences ont montré que les doses élevées d'organophosphorés en font des insecticides peu adaptés pour le traitement des moustiquaires, dans la mesure où ils pourraient entraîner des effets indésirables à ces concentrations. En aspersion intradomiciliaires (traitement des murs et plafonds d'habitations), l'OMS recommande son utilisation aux doses de 1 à 2 g/m<sup>2</sup> (WHO, 2006a). Ce composé est également préconisé par l'OMS pour les pulvérisations spatiales dans les zones urbaines et rurales. Les doses recommandées sont de 230 à 330 g/ha de substance active lorsque les nébulisations sont faites à froid. Les nébulisations à chaud demandent moins d'insecticide puisque les concentrations préconisées sont de 180 à 200 g/ha de substance active (WHO, 2006a).

Récemment, le pyrimiphos-méthyl utilisé en association avec le *Bti* a fait l'objet d'une étude à Singapour sur *Ae. aegypti* (Chung *et al.*, 2001). La formulation concentré émulsifiable (EC) du pyrimiphos-méthyl mélangée à la suspension concentrée (SC) du *Bti* a été pulvérisée à l'aide d'un thermonébulisateur aux doses de 100 g/ha de pyrimiphos-méthyl et de 150 L/ha de *Bti*. Les résultats de l'étude ont montré que le pyrimiphos-méthyl seul ne possède que peu d'efficacité sur les larves d'*Ae. aegypti* alors que son efficacité sur les adultes est particulièrement bonne. Avec le *Bti*, les larves seules étaient éliminées des gîtes. Le mélange du pyrimiphos-méthyl et du *Bti* a permis de détruire efficacement à la fois les larves et les adultes de moustiques. Seul ou en association avec un biolarvicide, le pyrimiphos-méthyl pourrait montrer d'intéressantes potentialités dans la lutte contre *Ae. aegypti* et *Ae. albopictus*. Le pyrimiphos-méthyl a été notifié dans la Directive européenne Biocides 98/8/CE mais aucun dossier d'homologation n'a été déposé dans les délais fixés (30/04/2006). Suite à cela, aucune intention de dépôt de dossier en dernier recours n'a été adressée dans les délais fixés (11/07/2006). Ainsi, depuis cette dernière date, cette molécule n'est plus autorisée.

### 3.2.3. Le naled (Classe II)

Formule chimique : 1,2-dibromo-2,2-dichlorovinyl diméthyl phosphate. Comme le chlorpyrifos-méthyl, ce composé appartient au groupe chimique des organophosphorés qui inhibent l'acétylcholinestérase, une enzyme intervenant dans la dégradation de l'acétylcholine au niveau synaptique (Aldridge, 1950). Ce composé agit principalement par contact et par ingestion. Le naled est considéré comme modérément dangereux pour les mammifères avec une DL<sub>50</sub> pour le rat par ingestion de 430 mg/kg (Tomlin, 2000).

Le naled est efficace sur de nombreux insectes (mouches, moustiques, simulies, blattes, puces, tiques, etc.). Aux Etats-Unis, ce composé est recommandé par l'Agence de Protection de l'Environnement (US EPA) pour la lutte contre les ravageurs des cultures et pour le contrôle des moustiques. Ce composé est préconisé par l'OMS en pulvérisations spatiales (224 g/ha) et intradomiciliaires (400 mg/m<sup>2</sup>) pour le contrôle des mouches (WHO, 2006a).

Le naled semble être aussi efficace sur *Ae. albopictus* que sur *Ae. aegypti* (Robert & Olson, 1989). Aux Etats-Unis, son efficacité a été démontrée sur de nombreuses espèces de moustiques (*Culex sp*, *Aedes sp.* et *Anopheles sp.*) en pulvérisations

spatiales ultra bas volume (ULV) à la dose de 22,4 g/ha (Mount *et al.*, 1996 ; Linley & Jordan, 1992). A noter toutefois, que quelques cas de résistance spécifique au naled ont été observés chez *Culex quinquefasciatus* en Amérique du Nord (Boike *et al.*, 1979). Il existe des formulations spécialement adaptées pour la lutte contre les moustiques, notamment pour les pulvérisations spatiales ULV (DIBROM<sup>®</sup>, TRUMPET<sup>®</sup>). Le naled a été notifié dans la Directive européenne Biocides 98/8/CE et un dossier d'homologation a été déposé dans les délais fixés (30/04/2006). Il peut donc continuer à être utilisé en attendant l'évaluation de son dossier d'homologation par la Commission européenne.

### 3.2.4. Le pyrèthre (classe II)

Pas de formule chimique propre : Le pyrèthre est un mélange composé de 6 esters organiques (pyréthrine I + pyréthrine II + cinérine I + cinérine II + jasmolin I + jasmolin II) dérivés des fleurs de *Chrysanthemum cinerariaefolium*, qui appartient à la famille des Composées. La combinaison de ces six composants explique les propriétés létales et *Knock down\** (KD) importantes du pyrèthre. Comme les pyréthrinoïdes, ce composé agit en perturbant la cinétique d'inactivation du canal sodium, entraînant ainsi la paralysie puis la mort de l'insecte (Lund & Narahashi, 1983). Tout en ayant une activité insecticide sur un grand nombre d'insectes (Silcox & Roth, 1994), le pyrèthre ne présente qu'une faible toxicité pour les mammifères (Satelle & Yamamoto, 1988) et se dégrade rapidement dans l'environnement (Katsuda, 1999).

L'OMS recommande l'utilisation du pyrèthre sur les puces directement dans les chambres à coucher et la literie à la dose de 2 g/L. En shampoing, le pyrèthre associé à un synergiste (PBO) peut être également appliqué sur les animaux à la dose de 20 g/L (WHO, 2006a).

Des tests de sensibilité au pyrèthre sont actuellement en cours de réalisation sur des moustiques d'*An. gambiae* sensibles et résistants aux pyréthrinoïdes, dans le cadre des activités insecticides du Centre Collaborateur de l'OMS au laboratoire de Lutte contre les Insectes Nuisibles (LIN/IRD) de Montpellier. Sur *Ae. aegypti* des études de sensibilité seront prochainement entreprises dans le cadre d'un projet de recherche sur les nouveaux composés insecticides, déposé à l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (Afsset). De même sur le terrain, des évaluations du pyrèthre sont en cours de réalisation sous l'égide de l'OMS. Ces études concernent

l'efficacité de ce composé en imprégnation de moustiquaires, en aspersion intradomiciliaires et en traitement spatial.

En dépit de la longue histoire des pyréthrine naturelles et du nombre toujours croissant d'insectes résistants aux pyréthrinoïdes (mutation *Kdr*), peu de cas de résistance au pyrèthre ont été rapportés (Cochran, 1995). Le fait que le pyrèthre soit constitué de plusieurs isomères pourrait être un atout en termes de sélection de la résistance. Ce composé se présente donc comme un alternatif prometteur pour le contrôle des moustiques adultes d'*Ae. aegypti* devenus résistants aux pyréthrinoïdes. Le pyrèthre a été notifié dans la Directive européenne Biocides 98/8/CE et aucun dossier d'homologation n'a été déposé dans les délais fixés (30/04/2006). Suite à cela, une intention de dépôt de dossier en dernier recours a été adressée dans les délais fixés (14/09/2006). Ainsi, cette molécule peut continuer à être utilisée en attendant le dépôt effectif d'un dossier d'homologation, dont la date limite a été fixée au 30/04/2008.

### 3.2.5. L'étofenprox (Classe U)

Formule chimique : 1-[[2-(4-éthoxyphényl)-2-méthylpropoxy]méthyl]-3-phénoxybenzène. Ce composé qui appartient à la famille chimique des pseudopyréthrinoïdes (absence de liaison ester) agit en perturbant la cinétique d'inactivation du canal sodium, entraînant la paralysie puis la mort de l'insecte (Lund & Narahashi, 1983). Cet insecticide est sans danger pour les mammifères avec une DL<sub>50</sub> pour le rat par ingestion supérieure à 42 880 mg/kg (Tomlin, 2000). C'est d'ailleurs l'un des rares insecticides pyréthrinoïdes classé U par l'OMS.

L'étofenprox est un insecticide recommandé dans la lutte contre les moustiques depuis plus de 15 ans. Au Burkina Faso, le traitement des maisons à la dose de 1 g/m<sup>2</sup> avait entraîné par rapport au témoin, une diminution des taux d'entrées des anophèles dans les maisons de 70 %. De même, la présence de l'insecticide dans les habitations provoquait une exophilie induite de 94 %. Les effets à la fois dissuasif et irritant de l'étofenprox provoquent une forte diminution du nombre de moustiques qui entrent dans les maisons tout en repoussant vers l'extérieur ceux qui subissent l'action de l'insecticide. Au cours de cette étude, la mortalité d'*An. gambiae* et d'*An. funestus* avait été de 48 % (Darriet, 1991). L'OMS préconise désormais l'utilisation de l'étofenprox en

aspersions intradomiciliaires à des doses comprises entre 100 et 300 mg/m<sup>2</sup> (WHO, 2006).

A la dose de 25 mg/m<sup>2</sup> en imprégnation de moustiquaires, l'étofenprox ne possède qu'un faible effet létal avec 30 % seulement de moustiques morts (Lemasson & Lechouarn, 1992). Par contre l'effet dissuasif est toujours aussi important avec une limitation du nombre de moustiques qui entrent dans les maisons de 83 %. Cette étude montre une fois encore la forte action insectifuge de l'étofenprox, action d'évitement qui se traduit par un contact limité du moustique avec les substrats traités et donc des taux de mortalité relativement faibles. Cet effet insecticide faible doublé d'une action insectifuge forte n'est pas sans rappeler le mode d'action de la perméthrine. L'OMS recommande l'imprégnation des moustiquaires à la dose de 200 mg/m<sup>2</sup> (WHO, 2006a).

En traitement spatial également, l'OMS préconise son utilisation en ULV à froid ou à chaud aux doses de 10 à 20 g/ha de substance active. L'absence de liaison ester de l'étofenprox pourrait être un avantage en terme de gestion de la résistance dans la mesure où il serait moins facilement dégradé par les enzymes de détoxification de type estérases.

L'étofenprox étant un insecticide possédant une toxicité remarquablement faible sur les mammifères - bien inférieure à celle de la perméthrine -, son usage est polyvalent et s'étend de la pulvérisation à l'intérieur des habitations à l'imprégnation des moustiquaires en passant par les pulvérisations spatiales. L'étofenprox se trouve dans le commerce principalement sous les formes d'émulsion dans l'eau (EW), de poudre mouillable (WP) et de concentré émulsifiable (EC). L'étofenprox a été notifié dans la Directive européenne Biocides 98/8/CE et un dossier d'homologation a été déposé dans les délais fixés (30/04/2006). Il peut donc continuer à être utilisé en attendant l'évaluation de son dossier d'homologation par la Commission européenne.

### **3.3. Les moustiquaires imprégnées d'insecticides**

Depuis plus de vingt ans, les moustiquaires imprégnées d'insecticides sont recommandées pour lutter contre les vecteurs du paludisme. Les pyréthrinoïdes sont les seuls insecticides recommandés par l'OMS pour les imprégnations, compte tenu de leur rapidité d'action, de leur fort pouvoir répulsif et irritant vis-à-vis des moustiques et de leur

faible toxicité pour l'homme (Zaim *et al.*, 2000). Une moustiquaire imprégnée d'un pyréthriinoïde tue le moustique d'autant plus vite que l'effet KD\* de l'insecticide est puissant. De surcroît, l'effet irritant de l'insecticide repousse les moustiques vers l'extérieur des habitations, ce qui diminue grandement le contact entre l'homme et le vecteur (Darriet *et al.*, 1984). La moustiquaire imprégnée d'insecticide représente donc un moyen de protection personnel et/ou communautaire extrêmement simple tout en étant doté d'une grande efficacité (Carnevale *et al.*, 1988). A titre d'exemple, l'utilisation de moustiquaires imprégnées de pyréthriinoïdes a permis de réduire d'environ 60 % la mortalité infantile en Gambie (Alonso *et al.*, 1993). La diminution semble toutefois moins importante dans les zones à forte transmission que celles à transmission plus faible mais de façon générale, on estime que les moustiquaires imprégnées pourraient sauver annuellement 6 vies pour 1 000 habitants (Lengeler, 1998).

Les principaux insecticides pyréthriinoïdes recommandés par l'OMS (WHO, 2006a) pour les imprégnations de moustiquaires sont regroupés dans le tableau suivant :

Insecticides	Formulations	Dosage (mg/m <sup>2</sup> )
alpha-cyperméthrine	Suspension concentrée 10 %	20 à 40
cyfluthrine	Emulsion (huile dans l'eau) 5 %	50
deltaméthrine	Suspension concentrée 1 % Tablette soluble dans l'eau 25 %	15 à 25
étofenprox	Emulsion (huile dans l'eau) 10 %	200
lambda-cyhalothrine	Microcapsules en suspension 2,5 %	10 à 20
perméthrine	Concentré émulsifiable 10 %	500

La bifenthrine n'est pas incluse dans ce tableau mais les nombreuses évaluations conduites en laboratoire et sur le terrain ont montré que cet adulticide possédait une grande efficacité sur la plupart des moustiques nuisants et vecteurs de maladies (Hougard *et al.*, 2002 ; Hougard *et al.*, 2003 ; Chouaibou *et al.*, 2006). Une validation par l'OMS devrait être effectuée prochainement.

Depuis une quinzaine d'années environ, la résistance des moustiques aux pyréthrinoïdes s'étend à presque toutes les régions du monde et représente par conséquent une menace pour l'efficacité des programmes de LAV. La recherche d'insecticides de remplacement et de stratégies alternatives pour les moustiquaires est devenue une priorité et c'est dans cette optique que furent évalués en laboratoire et sur le terrain des mélanges composés de pyréthrinoïdes (bifenthrine, lambda-cyhalothrine) et d'organophosphorés (chlorpyrifos-méthyl) ou de carbamates (carbosulfan) (Guillet *et al.*, 2000 ; Corbel *et al.*, 2002 ; Darriet *et al.*, 2003b ; Hougard *et al.*, 2003 ; Asidi *et al.*, 2005). Bien que ces mélanges aient montré de relativement bonnes performances contre les moustiques résistants, les résultats ont montré que les propriétés excitorépusives des mélanges se renforçaient (effet additif) et généraient une diminution encore plus importante du temps de contact entre les moustiques et les moustiquaires traitées. Cette relation directe de cause à effet a pour conséquence de ne pas induire d'effet de synergie mais seulement un effet additif au niveau de la mortalité (Darriet *et al.*, 2005). Le comportement du moustique s'avère donc capital dans l'efficacité des insecticides à utiliser seuls ou en association sur les moustiquaires.

A ce jour, les études menées sur le terrain sur *An. gambiae* ont montré que les moustiquaires imprégnées étaient toujours efficaces en zones de résistance aux pyréthrinoïdes et ce en terme de protection personnelle (Darriet *et al.*, 2000 ; Corbel *et al.*, 2004a) et collective (Henry *et al.*, 2005). Toutefois, il est actuellement très difficile de présager de l'efficacité des moustiquaires imprégnées de pyréthrinoïdes dans les zones où les moustiques seront devenus multirésistants aux insecticides (présence simultanée de mécanismes de résistance moléculaire et métabolique).

#### **4. Autres molécules testées récemment en santé publique**

Les molécules décrites ci-dessous possèdent des caractéristiques intéressantes, notamment dans leur capacité à ne pas induire de résistance croisée avec les pyréthrinoïdes et les organophosphorés. Toutefois, leur efficacité intrinsèque parfois limitée et/ou leur relative toxicité sur l'homme en font des composés difficiles à utiliser dans des programmes de LAV, en particulier contre les *Aedes*.

#### 4.1. Le carbosulfan (classe II)

Formule chimique : 2,3-dihydro-2,2-diméthyl-7-benzofuranyl [(dibutylamino)thio] méthylcarbamate. Ce composé appartient au groupe chimique des carbamates qui inhibent l'acétylcholinestérase, une enzyme intervenant dans la régulation de l'influx nerveux. Cet insecticide est considéré par l'OMS comme modérément dangereux sur les mammifères avec une DL<sub>50</sub> pour le rat par ingestion de 250 mg/kg pour le mâle et de 185 mg/kg pour les femelles (Tomlin, 2000). La particularité du carbosulfan vient du fait qu'il se dégrade avec le temps en carbofuran, un métabolite de la famille des carbamates beaucoup plus toxique pour les mammifères et l'environnement. La DL<sub>50</sub> du carbofuran sur le rat par ingestion est de 8 mg/kg, soit une toxicité 31 fois plus élevée sur les mâles et 23 fois supérieure sur les femelles.

De nombreuses études ont été réalisées avec ce composé en santé publique. En aspersions intradomiciliaires, le carbosulfan utilisé à la dose de 1 g/m<sup>2</sup> a entraîné une mortalité de 94 % d'*An. gambiae* entrant dans les maisons (Darriet, 1998). La mortalité observée était rapide (90 % de moustiques morts au moment de la capture) et seulement 4 % des moustiques sont morts après 24 heures d'observation. Globalement, une réduction de 75 % du nombre d'anophèles entrant dans les maisons a été observée par rapport aux habitations qui n'avaient pas reçu de traitement insecticide (témoin). En imprégnation de moustiquaires, le carbosulfan utilisé à la dose de 300 mg/m<sup>2</sup> a induit une mortalité d'*An. gambiae* de 90 % ainsi qu'une réduction des taux de gorgement de 76 %. Concernant *Cx. quinquefasciatus*, 99 % des moustiques ont été retrouvés morts au moment de la capture et les taux de gorgement ont été réduits de 80 % (Guillet *et al.*, 2001). Une autre étude réalisée en Côte d'Ivoire a montré que le carbosulfan en imprégnation de moustiquaires possédait des propriétés insecticides remarquables sur des moustiques d'*An. gambiae* et de *Cx. quinquefasciatus* résistants aux insecticides (Kolaczinski *et al.*, 2000).

De même, les imprégnations de rideaux à la dose de 200 mg/m<sup>2</sup> de carbosulfan ont permis de réduire les taux d'entrée d'*An. gambiae* dans les habitations de 84 %. Dans des maisons différentes où les rideaux étaient imprégnés de perméthrine à la dose de 1 g/m<sup>2</sup>, ces réductions d'entrées étaient seulement de 64 % (Fanello *et al.*, 2003). Comme pour les aspersions intradomiciliaires, le carbosulfan utilisé en imprégnation de

rideaux possède un effet dissuasif qui limite considérablement le nombre de moustiques qui entrent dans les habitations traitées.

Malgré l'efficacité remarquable du carbosulfan sur les moustiques vecteurs, sa toxicité intrinsèque et surtout sa transformation en carbofuran, le rendent très peu utilisable pour une lutte larvaire ou spatiale contre les vecteurs d'arboviroses. Il n'en reste pas moins un insecticide efficace à manier avec beaucoup de précautions. Les formulations utilisées en santé publique sont principalement les poudres mouillables (WP) pour les pulvérisations intradomiciliaires et les suspensions concentrées (SC) pour le traitement des tissus et des moustiquaires. Ce composé ne figure pas dans la liste des insecticides notifiés dans la Directive européenne Biocides 98/8/CE et ne peut donc plus être utilisé depuis le 01/09/2006.

## 4.2. L'indoxacarb (pas de classification OMS)

Formule chimique : Méthyl (S)-7-chloro-2,5-dihydro-2-[[méthoxycarbonyl][4-(trifluoro-méthoxy)phényl] amino]carbonyl]-indéno[1,2-e][1,3,4]oxadiazine-4a(3H)-carboxylate. Ce composé est un insecticide de la famille des oxadiazines agissant par contact et par ingestion. Son mode d'action se situe au niveau des canaux sodiques (Harder *et al.*, 1996 ; Wing *et al.*, 1998 ; Wing *et al.*, 2000 ; Lapied *et al.*, 2001) et de certains récepteurs nicotiques (Zhao *et al.*, 1999 ; Narahashi, 2002). Au niveau de l'insecte, l'indoxacarb est décarbométhoxylé en DCJW qui constitue la forme active de l'insecticide (Wing *et al.*, 1998). La DL<sub>50</sub> orale de l'indoxacarb sur les rats mâles est de 1 732 mg/kg et de 268 mg/kg sur les rats femelles (Tomlin, 2000).

Cet insecticide possède un large spectre d'action (Harder *et al.*, 1996) et montre une bonne efficacité sur plusieurs espèces d'insectes nuisibles notamment les mouches domestiques (Sugiyama *et al.*, 2001). Concernant les moustiques, la CL<sub>50</sub> de l'indoxacarb est de 0,007 9 mg/L sur les larves d'*Ae. aegypti* et de 0,054 mg/L sur les larves d'*An. gambiae* (Paul *et al.*, 2006). En applications topiques sur des femelles d'*An. gambiae*, les DL<sub>50</sub> et DL<sub>95</sub> sont respectivement de 7,89 et 102,75 ng/mg par femelle. L'indoxacarb ne semble pas posséder de propriétés excitorépulsives et son action insecticide est retardée (délai de 24 heures et plus pour voir apparaître de la mortalité). Les tests en cônes OMS et les tests tunnels réalisés sur des moustiquaires imprégnées ont montré que l'indoxacarb tuait 60 à 70 % des adultes pour des doses de 250 à 500 mg/m<sup>2</sup> (N'guessan

*et al.*, 2007a). Seule une dose de 1 000 mg/m<sup>2</sup> permettait d'obtenir 100 % de mortalité. L'indoxacarb ne montre cependant pas de résistance croisée avec les insecticides usuels (carbamates, organophosphorés et pyréthriinoïdes). A noter que ce composé ne synergise pas l'action des pyréthriinoïdes (N'guessan *et al.*, 2007a). Aucune donnée d'efficacité sur le terrain n'est actuellement disponible pour ce composé. Son effet retardé associé à des doses d'insecticides élevées est un critère ne favorisant pas son utilisation prochaine pour la lutte contre les *Aedes*.

L'indoxacarb est principalement commercialisé sous les formes de poudre mouillable (WP) et de suspension concentrée (SC). Ce produit n'a pas été notifié dans le cadre de la Directive européenne Biocides 98/8/CE et ne peut donc plus être utilisé depuis le 01/09/2006.

### **4.3. Le chlorfénapyr (classe II)**

Formule chimique : 4-bromo-2-(4-chlophényl)-1-(éthoxyméthyl)-5-(trifluorométhyl)-1H-pyrrole-3-carbonitrile. Le chlorfénapyr est un insecticide de la famille des pyrroles. Il agit par contact et par ingestion (Tomlin, 2000) en empêchant la synthèse de l'ATP au niveau des mitochondries (Anon, 1995). Ce composé nécessite toutefois une activation *in vivo* par des enzymes de détoxification pour agir sur sa cible (Black *et al.*, 1994). La DL<sub>50</sub> orale du chlorfénapyr sur les rats mâles est de 441 mg/kg et de 1 152 mg/kg sur les rats femelles (Tomlin, 2000).

Cet insecticide est utilisé pour lutter contre plusieurs espèces d'insectes et d'acariens nuisibles, notamment contre la mouche des cornes (Lovell *et al.*, 1990 ; Pimprale *et al.*, 1997 ; Sheppard & Joyce, 1998 ; Guglielmone *et al.*, 2000). En laboratoire, la CL<sub>50</sub> du chlorfénapyr a été estimée à 0,001 6 mg/L sur les larves d'*Ae. aegypti* (Paul *et al.*, 2006). Une étude menée sur des adultes d'*An. gambiae* a montré que des moustiquaires imprégnées de chlorfénapyr à des doses de 100 et 250 mg/m<sup>2</sup> induisaient une mortalité équivalente ou supérieure à celle de la perméthrine (N'guessan *et al.*, 2007b). Toutefois, ce composé n'a pas montré de propriétés excitorépulsives sur les moustiques et la mortalité enregistrée n'est apparue qu'entre 48 h et 72 h après l'exposition (mortalité retardée). Le chlorfénapyr ne montre pas de résistance croisée avec les insecticides conventionnels tels que les pyréthriinoïdes, les carbamates et les organophosphorés (N'guessan *et al.*, 2007b). L'absence d'effet irritant et la mortalité

différée du chlorfénapyr (type indoxacarb) font de cet insecticide un candidat peu prometteur pour la lutte contre les vecteurs d'arboviroses.

Le chlorfénapyr est principalement commercialisé sous les formes concentrées émulsifiables et suspensions concentrées (Tomlin, 2000). Contrairement aux autres molécules, ce composé a été notifié dans le cadre de la Directive européenne Biocides 98/8/CE et un dossier d'homologation a été déposé dans les délais fixés (30/04/2006). Il peut donc continuer à être utilisé en attendant l'évaluation de son dossier d'homologation par la Commission européenne.

#### **4.4. Le dinotéfuran (pas de classification OMS)**

Formule chimique : N-méthyl-N'-nitro-N''-[(tétrahydro-3-furanyl)méthyl]guanidine.

Le dinotéfuran découvert en 1998 est un insecticide de la famille des néonicotinoïdes qui agit par contact et par ingestion (Kodaka *et al.*, 1998). C'est un agoniste de l'acétylcholine qui perturbe les récepteurs nicotiniques synaptiques au niveau du système nerveux central (Tomizawa & Yamamoto, 1993 ; Tomizawa & Casida 2005). La DL<sub>50</sub> du dinotéfuran sur les rats par ingestion est de 2 804 mg/kg (Tomlin, 2000).

Les néonicotinoïdes sont utilisés pour lutter contre plusieurs espèces d'insectes nuisibles et notamment les blattes (Kiryama & Nishimura 2002 ; Elbert *et al.*, 1998 ; Tomlin 2000). En laboratoire, les CL<sub>50</sub> du dinotéfuran sur les larves d'*An. gambiae*, d'*Ae. aegypti* et de *Cx. quinquefasciatus* ont été estimées respectivement à 0,17 mg/L, 0,21mg/L et 0,34 mg/L. En applications topiques sur des femelles d'*An. gambiae*, d'*Ae. aegypti* et de *Cx. quinquefasciatus*, les DL<sub>50</sub> du dinotéfuran sont de 0,18 ng s.a./mg, 7,14 ng s.a./mg et 13,75 s.a./mg de moustique (Corbel *et al.*, 2004b). Bien que le dinotéfuran présente une efficacité 30 à 100 fois plus faible que les organophosphorés et les pyréthrinoïdes sur les moustiques sensibles, il ne montre cependant pas de résistance croisée avec les insecticides couramment utilisés en santé publique. A ce jour, aucune étude de terrain n'a été réalisée sur l'efficacité de ce composé sur les moustiques.

Les formulations disponibles sont des microcapsules en suspension (CS), des émulsions dans l'eau (EW), des gels et des sprays directement utilisables. Ce composé n'a pas été notifié dans la Directive européenne Biocides 98/8/CE et ne peut donc plus être utilisé depuis le 01/09/2006.

## 5. Conclusion

Dans cette étude, nous avons dressé une synthèse bibliographique des molécules insecticides déjà utilisées en santé publique (deltaméthrine, malathion, fénitrothion et *Bti*) ainsi que de celles ayant fait l'objet d'études récentes dans la lutte contre les moustiques. Pour lutter contre les larves de moustiques, quatre composés montrent des potentialités intéressantes : le spinosad, le pyriproxifène, le méthoprène et la cyromazine. Pour les adulticides, cinq autres composés ont retenu notre attention : le chlorpyrifos-méthyl, le pyrimiphos-méthyl, le naled, le pyrèthre et l'étofenprox.

Les larvicides sélectionnés possèdent de nombreux avantages, à savoir peu ou pas de toxicité pour l'homme et l'environnement, des doses efficaces faibles, pas ou peu de résistance croisée avec les autres insecticides et des temps d'activité/efficacité souvent supérieurs aux composés habituellement utilisés en santé publique. Mis à part la cyromazine et le méthoprène, tous les larvicides présentés ont été notifiés dans le cadre de la Directive européenne Biocides 98/8/CE et un dossier d'homologation ou une intention de dépôt d'un dossier d'homologation a été déposé. Ils pourront donc continuer à être utilisés en France pour lutter contre les vecteurs d'arboviroses, sous réserve que la Commission européenne se prononce pour une autorisation de chacune des molécules après examen de leur dossier d'homologation.

Concernant le spinosad, son statut de bio-insecticide est un atout aussi important que précieux pour son utilisation dans les situations écologiques fragiles. De surcroît, sa bonne efficacité sur les larves de moustiques à la fois sensibles et résistantes aux insecticides en fait un insecticide de choix pour la LAV. A signaler toutefois, qu'en absence de données, ce composé n'est pas recommandé par l'OMS pour le traitement des eaux de boisson. Nous avons également montré que le méthoprène et le pyriproxifène possédaient une très faible toxicité pour les mammifères et une efficacité remarquable sur les populations pré-imaginales\*\* de moustiques. Ces composés sont d'ailleurs recommandés par l'OMS pour le traitement des eaux de boisson. De surcroît, le pyriproxifène est conditionné sous la forme de spécialités commerciales qui utilisent la pointe de la technologie en matière de formulation en permettant une libération progressive de la substance active (jusqu'à six mois). Ceci en fait donc un composé à privilégier pour lutter contre les *Aedes* en particulier dans les citernes d'eau de stockage.

A noter toutefois, le peu d'activité du pyriproxyfène et du méthoprène sur les stades larvaires de moustiques ce qui peut représenter un obstacle sur le plan opérationnel (les communautés pouvant douter de l'efficacité du produit si les larves persistent dans les gîtes après le traitement). Enfin, nous avons vu que la cyromazine se caractérisait par un mode d'action aussi complexe qu'original, en agissant à la fois sur la synthèse de la cuticule de la larve de moustique et sur la synthèse de l'ADN.

Comme pour les larvicides énumérés ci-dessus, les adulticides sélectionnés dans ce mémoire présentent des avantages en termes de toxicité et d'efficacité sur les moustiques. Si tous les adulticides présentés dans cette synthèse bibliographique ont été notifiés dans la Directive européenne Biocides 98/8/CE, en revanche les dossiers du malathion, du chlorpyrifos-méthyl et du pyrimiphos-méthyl n'ont pas été déposés dans les délais fixés (30/04/2006) et aucune intention de dépôt d'un dossier d'homologation en dernier recours n'a été adressée dans les délais fixés (14/09/2006 pour le malathion et le chlorpyrifos-méthyl et 11/07/2006 pour le pyrimiphos-méthyl). Cela représente un obstacle en matière de LAV dans la mesure où ces insecticides présentent de réelles potentialités contre les moustiques vecteurs de maladies humaines.

Nous avons montré par exemple que le chlorpyrifos-méthyl était un insecticide classé U et qu'il était validé par l'OMS pour le traitement spatial contre les mouches. Ses spécificités à la fois excito-répulsives et létales à l'encontre des moustiques adultes et son activité insecticide puissante sur les moustiques résistants aux organophosphorés pourraient en faire un insecticide de choix dans la lutte contre les vecteurs de dengue et de Chikungunya. A signaler également que le pyrimiphos-méthyl s'est montré efficace dans de nombreux pays d'Asie du Sud-est en pulvérisations spatiales à froid ou à chaud, contre les vecteurs d'arboviroses. Enfin, le naled est efficace sur de nombreux insectes (mouches, moustiques, simulies, blattes, puces, tiques, etc.). Aux Etats-Unis, ce composé est recommandé par l'Agence de protection de l'environnement (US EPA) pour la lutte contre les ravageurs des cultures et pour le contrôle des moustiques. Le naled est également l'un des rares organophosphorés notifiés et pour lesquels un dossier d'homologation a été déposé dans le cadre de la Directive européenne Biocides 98/8/CE. Parmi les autres candidats, le pyrèthre montre également d'intéressantes potentialités pour la LAV. Premièrement, en dépit du nombre toujours croissant d'insectes résistants aux pyrèthrinoïdes (mutation *Kdr*), peu de cas de résistance à ce

composé ont été rapportés. Le fait que le pyrèthre soit constitué de plusieurs isomères pourrait être un atout en terme de sélection de la résistance. Ce composé naturel très volatile et à fort effet KD\* apparaît donc comme prometteur pour le contrôle des moustiques adultes d'*Ae. aegypti* en période épidémique. Enfin, nous avons montré que l'étofenprox était un insecticide possédant une toxicité exceptionnellement faible sur les mammifères (l'un des rares pyréthrinoïdes de classe U), et qu'il pourrait être utilisé de manière plus polyvalente en pulvérisation à l'intérieur des habitations, en imprégnation de moustiquaires et en traitement spatial.

En termes de protection individuelle et/ou communautaire, la moustiquaire imprégnée d'insecticide représente le moyen de lutte contre les vecteurs le plus simple tout en étant doté d'une grande efficacité. A titre d'exemple, l'utilisation des moustiquaires imprégnées de pyréthrinoïdes a permis de réduire d'environ 60 % la mortalité infantile due au paludisme en Gambie. Pour les vecteurs de dengue et de Chikungunya, même si les espèces *Ae. aegypti* et *Ae. albopictus* présentent un pic d'agressivité maximum en début et en fin de journée, les moustiquaires imprégnées d'insecticides protègent les nourrissons et les jeunes enfants qui dorment à ce moment de la journée et pour lesquels les produits répulsifs ne sont pas conseillés (pas de répulsif avant 30 mois, BEH, 2006).

Dans cette synthèse bibliographique, nous avons également rapporté les avantages et les inconvénients de quatre molécules insecticides récemment évaluées en santé publique à savoir le carbosulfan, l'indoxacarb, le chlorfénapyr et le dinotéfuran. Ces quatre composés ont montré des potentialités intéressantes notamment dans leur capacité à ne pas montrer de résistance croisée avec les pyréthrinoïdes, les organophosphorés et les carbamates. Toutefois leurs propriétés intrinsèques (toxicité sur l'homme, doses efficaces fortes, absence d'effet KD\*) en font des composés difficiles à utiliser dans des programmes de LAV, en particulier contre les *Aedes*.

Pour conclure, les larvicides et des adulticides développés dans cette synthèse bibliographique peuvent être considérés comme des alternatives prometteuses pour les opérations de démoustication. Toutefois, l'efficacité de certains de ces composés est encore mal connue dans des conditions normales d'utilisation (terrain) et c'est pour cette

---

raison qu'un projet intitulé « *Evaluation de nouveaux candidats insecticides et de nouvelles stratégies de lutte contre les moustiques vecteurs d'arboviroses* » a été déposé auprès de l'Afsset par le laboratoire de Lutte contre les Insectes Nuisibles de Montpellier (LIN/IRD) en collaboration avec le conseil général de la Martinique. A l'issue de ce projet, des données d'efficacité en laboratoire et sur le terrain seront obtenues pour les différents substituts sur des moustiques *d'Aedes aegypti* sensibles et résistants aux insecticides.

Notes :

\* Effet *knock down* : c'est l'effet de paralysie des muscles et du système nerveux des insectes entraînant leur mort, suite au contact avec des insecticides de la famille des pyréthrinoïdes.

\*\* "imaginal" vient de "imago" qui est la forme adulte d'un insecte. L'émergence imaginale est donc l'apparition d'insectes adultes à l'issue des mues imaginale (dernière mue qui fait passer l'insecte de l'état de nymphe à celui d'adulte).

## Bibliographie

- Aldridge W.N. 1950. Some properties of specific cholinesterase with particular reference to the mechanism of inhibition by diethyl *p*-nitrophenyl thiophosphate (E605) and analogues. *Biochemistry Journal*, 46 : 451-460.
- Alonso P.L., Lindsay, S.W., Armstrong-Schellenberg, J.R.M., Konteh, M., Keita, K., Marshall, C., Phillips, A., Cham, K. & Greenwood, B.M. 1993. A malaria control trial using insecticide-treated bed nets and targeted chemoprophylaxis in a rural area of The Gambia, West Africa. 5. Design and implementation of the trial. *Trans. Roy. Soc. Trop. Med. Hyg*, 87: 31-36.
- Amin, A.M. and White, G.B. 1984. Resistance potential of *Culex quinquefasciatus* against the insect growth regulators méthoprène and diflubenzuron. *Entomologia Experimentalis et applicata*, 36: 69-76.
- Anon, 1995. insecticide-miticide, American Cyanamid Company. Pages 1-20.
- Asidi A.N., N'Guessan R., Koffi A.A., Curtis C.F., Hougard J.M., Chandre F., Corbel V., Darriet F., Zaim M. & Rowland M.W. 2005. Experimental hut evaluation of bed nets treated an organophosphate (chlorpyrifos-methyl) or a pyrethroid (lambdacyhalothrin) alone and in combination against insecticide resistant *Anopheles gambiae* and *Culex quinquefasciatus* mosquitoes. *Malaria Journal*, 4: 25.
- Barjac (de). 1978. Une nouvelle variété de *Bacillus thuringiensis* très toxique pour les moustiques : *B. thuringiensis* var. *israelensis* sérotype H14. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, (série D), 286 : 797-800.
- BEH. 2006. *Anonyme Direction Générale de la Santé. Comment se protéger des piqûres de moustiques vecteurs de Chikungunya*. N° Hors série, Janvier 2006. <http://www.invs.sante.fr/beh/2006/>.
- Bel, Y., Wiesner, P. & Kayser, H. 2000. Candidate target mechanisms of the growth inhibitor cyromazine: studies of phenilalanine hydrolase, puparial amino acids and dihydrofolate reductase in dipterians insects. *Arch Insect Biochemistry Physiology*, 45: 69-78.
- Binnington, K.C. & Retnakaran, A. 1991. *Physiology of the insect epidermis*. Eds

Binnington, K.C. & Retnakaran, A., CSIRO, Australia, Melbourne.

Black, B.C., Hollingsworth, R.M., Ahammadsahib, K.I., Kukel, C.D. & Donovan, S. 1994. Insecticidal action and mitochondrial uncoupling activity of AC-303,630 and related halogenated pyrroles. *Pesticide biochemistry and physiology*, 50: 115-128.

Boike, A.H., Rathburn, J.R., Hallmon, C.F. & Cotterman, S.G. 1979. *Insecticide susceptibility levels of some Florida mosquitoes*. Proceedings of the Florida Anti-Mosquito Association. 62-67.

Bond, J.G., Marina, C.F. & Williams, T. 2004. The naturally derived insecticide spinosad is highly toxic to *Aedes* and *Anopheles* mosquito larvae. *Medical and Veterinary Entomology*, 18: 50-56.

Bregues, C., Hawkes, N.J., Chandre, F., Mc Carrolls, L., Duchon, S., Guillet, P., Manguin, S., Morgan, J.C. & Hemingway J. 2003. Pyrethroid and DDT cross-resistance in *Aedes aegypti* is correlated with novel mutations in the voltage-gated sodium channel gene. *Medical and Veterinary Entomology*, 17: 87-94.

Bret, B.L., Larson, L.L. Schoonover, J.R. Parks, T.C. & Thompson. G.D. 1997. Biological properties of spinosad. *Dow to Earth*, 52: 6-13.

Carnevale, P., Robert, V., Boudin, C., Halna, J.M., Pazart, L., Gazin, P., Richard, A., & Mouchet, J. 1988. La lutte contre le paludisme par des moustiquaires imprégnées de pyréthrinoides au Burkina Faso. *Bulletin de la Société de Pathologie Exotique*, 81: 832-846.

Charles, J.F. & de Barjac, H. 1983. Action des cristaux de *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* sur l'intestin moyen des larves d'*Aedes aegypti* L. en microscopie électronique. *Ann. Microbiol. (Institut Pasteur)*, 134A : 197-218.

Chouaibou, M., Simard, F., Chandre, F., Etang, J., Darriet, F. & Hougard, J.M. 2006. Efficacy of bifenthrin-impregnated bednets against *Anopheles funestus* and pyrethroid-resistant *Anopheles gambiae* in North Cameroon. *Malaria Journal*, 5: 77.

Chung, Y.K., S.G. Lam-Phua, Y.T. Chua, & R. Yatiman. 2001. Evaluation of biological and chemical insecticide mixture against *Aedes aegypti* larvae and adults by thermal fogging in Singapore. *Medical and Veterinary Entomology.*, 15: 321-327.

- Cochran, D.G. 1995. *Insect resistance to pyrethrins and pyrethroids. In Pyrethrum flowers: production, chemistry, toxicology, and uses.* ed. J.E. Casida and G.B. Quistad. New York, NY ; Oxford, University Press: 234-248.
- Corbel, V., Darriet, F., Chandre, F. & Hougard, J.M. 2002. Insecticides mixtures for mosquito net impregnation against malaria vector. *Parasite*, 9: 255-259.
- Corbel, V., Chandre, F., Brengues, C., Akogbeto, M., Lardeux, F., Hougard, J.M. and Guillet, P. 2004a. Dosage dependent effects of permethrin-treated nets on the behaviour of *Anopheles gambiae* and the selection of pyrethroid resistance *Malaria Journal*, 3: 22.
- Corbel, V., Duchon, S., Zaim, M. & Hougard, J.M. 2004b. Dinotefuran: A Potential Neonicotinoid Insecticide Against Resistant Mosquitoes. *Journal of medical entomology*, 41: 712-717.
- Cornel, A.J., Stanich, A.M., McAbee, R.D. & Mulligan III, F.S. 2002. High level méthoprène resistance in the mosquito *Ochlerotatus nigromaculis* (Ludlow) in Central California. *Pesticides Management Science*, 58: 791-798.
- Corriveau, R., Philippon, B. & Yébakima, A. 2003. *La dengue dans les départements français d'Amérique.* IRD éditions, collection expertise collégiale, Institut de Recherche pour le Développement, Paris.
- Darriet, F., Robert V., Tho Vien N. & Carnevale P. 1984. *Evaluation de l'efficacité sur les vecteurs du paludisme de la perméthrine en imprégnation de moustiquaires intactes et trouées.* Document miméographié OMS, WHO/VBC/84.899 et WHO/MAL/84.1008 : 20 pages.
- Darriet, F. 1991. Evaluation sur le terrain de l'efficacité de trois pyréthrinoïdes dans le cadre de la lutte contre les vecteurs du paludisme. *Parassitologia*, 33 : 111-119.
- Darriet, F. 1998. *La lutte contre les moustiques nuisants et vecteurs de maladies.* Collection économie et développement, Coédition Karthala-ORSTOM : 114 pages
- Darriet, F., N'guessan, R., Koffi, A.A., Konan, L., Doannio J.M.C., Chandre, F. & Carnevale, P. 2000. Impact de la résistance aux pyréthrinoïdes sur l'efficacité des moustiquaires imprégnées dans la prévention du paludisme : résultats des essais en cases expérimentales avec la deltaméthrine SC. *Bulletin de la Société de Pathologie Exotique*,

93 :131-134.

- Darriet, F & Hougard J.M. 2003a. *Resistance profile of chlorpyrifos-methyl to vector mosquitoes*. DOC/LIN/07/03: 6 pages.
- Darriet, F., Corbel, V. & Hougard, J.M. 2003b. Efficacy of mosquito nets treated with a pyrethroid-organophosphorous mixture against Kdr- and Kdr+ malaria vector (*Anopheles gambiae*). *Parasite*, 10: 359-362.
- Darriet, F., S. Duchon, & J.M. Hougard. 2005a. Spinosad: a new larvicide against insecticide resistant mosquito larvae. *Journal of the American Mosquito Control Association*, 21: 495-496.
- Darriet, F., Hougard, J.M. & Corbel V. 2005b. Comportement d'*Anopheles gambiae* Kdr+ face à des moustiquaires bi-imprégnées d'insecticides pyréthrinoïdes et organophosphorés. *Bulletin de la Société de Pathologie Exotique*, 98: 201-204.
- Darriet, F & Corbel, V. 2006. Laboratory evaluation of pyriproxyfen and spinosad, alone and in combination, against *Aedes aegypti* mosquito larvae. *Journal of Medical Entomology.*, 43: 1190-1194.
- DowElanco. 1994. *Spinosad technical guide*. DowElanco, Indianapolis,IN.
- Elbert, A., Nauen, R. & Leicht, W. 1998. *Imidacloprid, a novel chloronicotinyl insecticide: biological activity and agricultural importance*. pp. 50-73. In I. Ishaaya and D. Degheele [eds.], *Insecticides with novel modes of action: mechanism and application*. Springer, Berlin, Germany.
- Estrada, J.G & Mulla M.S. 1986. Evaluation of two new new insect growth regulators against mosquitoes in laboratory. *Journal of the American Mosquito Control Association*, 2: 57-60.
- Fanello, C., Carneiro, I., Ilboudo-Sanogo, E., Cuzin-ouattara, N., Badolo, A. & Curtis C.F. 2003. Comparative evaluation of carbosulfan and permethrin impregnated curtains for preventing house-entry by the malaria vector *Anopheles gambiae* in Burkina Faso. *Medical and Veterinary Entomology*, 17: 333-338.
- Georghiou, G.P., Wirth, M., Tran, H., Saume, F., Knudsen, A.B. 1987. Potential for organophosphate resistance in *Aedes aegypti* in the Caribbean area and neighboring countries. *Journal of Medical Entomology.*, 24: 290-294.

- Goldberg L.H. & Margalit J. 1977. A bacterial spore demonstrating rapid larvicidal activity against *Anopheles sergentii*, *Uranotaenia unguiculata*, *Culex univittatus*, *Aedes aegypti* and *Culex pipens*. *Mosquito News*, 37: 355-358.
- Guglielmone, A.A., Volpogni, M.M., Scherling, N., Cobenas, M.M., Mangold, A.J., Anziani, O.S., Ioppolo, M. & Doscher, M. 2000. Chlorfenapyr ear tags to control *Haematobia irritans* (L.) (Diptera: Muscidae) on cattle. *Veterinary Parasitology*, 93: 77-82.
- Guillet, P., N'guessan, R., Darriet, F., Traoré-Lamizana, M., Chandre, F. & Carnevale, P. 2001. Combined pyrethroid and carbamate « two in one » treated mosquito nets: field efficacy against pyrethroid-resistant *Anopheles gambiae* and *Culex quinquefasciatus*. *Medical and Veterinary Entomology*, 15: 105-112.
- Gubler, D.J. 1998. Dengue and dengue hemorrhagic fever. *Clinical & Microbiology Review*, 11: 480-496.
- Gubler, D.J. 2004. Cities spawn epidemic dengue viruses. *Nature Medicine*, 10: 129-130.
- Harder, H.H., Riley, S.L., McCann, S.F. & Irving, S.N. 1996. *DPX-MP062 : a novel broad-spectrum, environmentally soft, insect control compound*. Proc. Brighton Crop. Prot. Conf. 449.
- Hemingway, J. & Ranson, H. 2000. Insecticide resistance in insect vectors of human disease. *Annual Review Entomology*, 45: 371-391.
- Henry, M.C., Assy, S., Rogier, C., Dossou-Yovo, J., Chandre, F., Guillet, P. & Carnevale, P. 2005. Protective efficacy of lambda-cyhalothrin treated nets in *Anopheles gambiae* pyrethroid resistance areas of Côte-d'Ivoire. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 73: 859-864.
- Hofte, H & Witeley, H.R. 1989. Insecticidal crystal proteins of *Bacillus thuringiensis*. *Microbiology review*, 53: 242-255.
- Hougaard, J.M., Duchon, S., Zaim M. & Guillet, P. 2002. Bifenthrin: A useful pyrethroid insecticide for treatment of mosquito nets. *Journal of Medical Entomology*, 39: 526-533.
- Hougaard, J.M., Corbel, V., N'guessan, R., Darriet, F., Chandre, F., Akogbéto, M., Baldet, T., Guillet, P., Carnevale, P. & Traoré-Lamizana, P. 2003. Efficacy of mosquito nets with

- insecticide mixtures or mosaics against insecticide resistant *Anopheles gambiae* and *Culex quinquefasciatus* (Diptera : Culicidae) in Côte d'Ivoire. *Bulletin of Entomological Research*, 93: 491-498.
- IGASS. 2006. *Mission d'appui à la lutte contre le Chikungunya à la Réunion*. Rapport Janvier 2006 012. (<http://www.chikungunya.net/Communiquerapportmission.htm>).
- InVS. 2006. *Surveillance de la dengue. Point épidémiologique hebdomadaire, situation à la semaine 2006-20 (du 15 au 21 mai 2006 (N°6))*.
- Ishaaya, I., & A.R. Horowitz. 1992. Novel phenoxy hormone analog (pyriproxyfen) suppresses embryogenesis and adult emergence of sweet potato whitefly. *Journal of Economic Entomology*, 85: 2113-2117.
- Kamimura, K., and R. Arakawa. 1991. Field evaluation of an insect growth regulator, pyriproxyfen, against *Culex pipiens pallens* and *Culex tritaeniorhynchus*. *Japan Journal Sanitary Zoology*, 42: 249-254.
- Katsuda, Y. 1999. Development of and future prospects for pyrethroid chemistry. *Pesticide Science*, 55: 775-782.
- Kiriyama, K. & Nishimura, K. 2002. Structural effects of dinotefuran and analogues in insecticidal and neural activities. *Pesticides Management Science*, 58: 669-676.
- Kodaka, K., Kinoshita, K., Wakita, T., Yamada, E., Kawahara, N. & Yasui, N. 1998. *MTI-446: a novel systemic insect control compound*. pp. 616-632. In Proceedings of the Brighton Crop Protect Conference-Pests and Diseases. BCPC, Farham, Surrey, United Kingdom.
- Kolaczinsky, J.H., Fanello, C., Hervé, J.P., Conway, D.J., Carnevale, P. & Curtis, C.F. 2000. Experimental and molecular genetic analysis of the impact of pyrethroid and non-pyrethroid insecticide impregnated bednets for mosquito control in an area of pyrethroid resistance. *Bulletin of Entomological Research*, 90: 125-132.
- Kristensen, M. & Jespersen, J.B. 2003. Larvicide resistance in *Musca domestica* (Diptera: Muscidae) populations in Denmark and establishment of laboratory strains. *Journal of Economic Entomology*, 96: 1300-1306.
- Kuno, G. 1995. Review of the factors modulating dengue transmission. *Epidemiological Revue*, 17: 321-335.

- Lapied, B., Grolleau, D.B. & Sattelle, B. 2001. Indoxacarb, an oxadiazine insecticide blocks insect neuronal sodium channels. *Br. J. Pharmacol.* 132: 587-595.
- Lee, Y.W., J. Zairi, H.H. Yap, & C.R. Adanan. 2005. Integration of *Bacillus thuringiensis* H-14 formulations and pyriproxyfen for the control of larvae of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus*. *Journal of American Mosquito Control Association*, 21: 84-89.
- Lemasson, J.J. & Lochouarn, L. 1993. *Evaluation en phase 2 de l'efficacité de quatre insecticides en imprégnation de moustiquaires contre les culicides à la station expérimentale de Soumouso, Burkina Faso*. Document Technique OCCGE n° 10050/93 : 15 pages.
- Lengeler, C. 1998. *Insecticide treated bednets and curtains for malaria control*. The Cochrane Library Edition, Issue 3, Oxford.
- Linley, J.R. & Jordan, S. 1992. Effects of Ultra Low Volume and thermal fog malathion scourge and Naled applications against cage adult *Culicoides furens* and *Culex quinquefasciatus* in open and vegetated terrain. *Journal of American Mosquito Control Association*, 8: 69-76.
- Lovell, J.B., Wright, D.P., Gard, I.E., Miller, T.P., Treacy, M.F., Addor, R.W. & Kamhi, V.M., 1990. *An insecticide/acaricide from a novel class of chemistry*. Brighton Crop. Conf. 2-3, 37-42.
- Lund, A.E. & Narahashi, T. 1983. Kinetics of Sodium Channel Modification as the Basis for the Variation in the Nerve Membrane Effects of Pyrethroids and DDT Analogs. *Pesticide Biochemistry & Physiology*, 20: 203-216.
- Macoris, Mde. L., Andrighetti, M.T., Takaku, L., Glasse, C.M., Garbeloto, V.C. & Brocco, J.E. 2003. Resistance of *Aedes aegypti* from the state of Sao Paulo, Brazil, to organophosphates insecticides. *Mémoires de l'Institut Oswaldo Cruz*, 98: 703-708.
- Mebrahtu, Y.B., Norem, J. & Taylor, M. 1997. Inheritance of larval resistance to permethrin in *Aedes aegypti* and association with sex ratio distortion and life history variation. *American Journal of the Tropical Medicine and Hygiene*, 56: 456-465.
- Mekuria, Y., Gwinn, T.A., Williams, D.C. Tidwell, M.A. 1991. Insecticide susceptibility of *Aedes aegypti* from Santo Domingo, Dominican Republic. *Journal of American*

---

*Mosquito Control Association*, 7: 69-72.

Miles, M & Dutton, R. 2000. *Spinosad, a naturally derived insect control agent with potential for use in glasshouse integrated pest management systems*. Mededelingen Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen Universiteit Gent. 65-2a: 393-400.

Miller, J.E., Lindsay S.W. & Armstrong, J.R.M. 1991. Experimental hut trials of bednets impregnated with synthetic pyrethroid or organophosphate insecticide for mosquito control in the Gambia. *Medical and Veterinary Entomology*, 5: 465-476.

Mount, A.G., Biery, L.T & Haile, D.G. 1996. A review of Ultra Low volume aerial sprays of insecticide for mosquito control. *Journal of American Mosquito Control Association*, 12: 601-618.

Najera, J.A. & Zaim M. 2002. *Lutte contre les vecteurs du paludisme. Critères et procédures de prises de décisions pour une utilisation raisonnée des insecticides*. Document WHO/CDS/WHOPES /2002.5.Rev.1. Geneva, Switzerland. 129 pages.

N'guessan, R., Darriet, F., Guillet, P., Carnevale, P., Traoré-Lamizana, M., Corbel, V., Koffi, A.A. & Chandre F. 2003. Resistance to carbosulfan in *Anopheles gambiae* from Ivory Coast, based on reduced sensitivity of acetylcholinesterase. *Medical and Veterinary Entomology*, 17: 1-7.

N'guessan, R., Corbel, V., Bonnet, J., Yates, A., Asidi, A., Akogbeto, M. & Rowland, M. 2007a. Evaluation of indoxacarb, an oxadiazine insecticide for the control of insecticide-resistant *Anopheles gambiae* s.s. (Diptera: Culicidae). *Journal of medical entomology*, 44(2): 270-276.

N'guessan, R., Boko, P., Odjo, A., Yates, A. & Rowland, M. 2007b. Chlorfenapyr: a pyrrole insecticide for the control of pyrethroid or DDT resistant *Anopheles gambiae* (Diptera: Culicidae) malaria vectors. *Acta Tropica*, 102(1): 69-78.

Narahashi, T. 2002. Nerve membrane ion channels as the target site of insecticides. *Mini Rev Med Chem*, 2: 419-32.

Okazawa, T., B. Bakote'e, H. Suzuki, H. Kawada, and N. Kere. 1991. Field evaluation of an insect growth regulator, pyriproxyfen, against *Anopheles punctulatus* on north Guadalcanal, Solomon Islands. *Journal of American Mosquito Control Association*, 7: 604-607.

- Pant C.P., Mount G., Jatanasen S, & Mathis H.L. 1971. Ultra-low volume ground aerosol of technical malathion for the control of *Aedes aegypti*. *Bulletin of the World Health Organization*, 45: 805-817.
- Pant, C.P., Mathis, H.L., Nelson, M.J. & Phanthumachinda B. 1974. A large-scale field trial of ultra-low-volume fenitrothion applied by a portable mist blower for the control of *Aedes aegypti*. *Bulletin of the World Health Organization*, 51: 409-415.
- Paul, A., Harrington, L.C. & Scott, J.C. 2006. Evaluation of novel insecticides for control of dengue vector *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae). *Journal of Medical Entomology*, 43: 55-60.
- Phonchevin, T., Upatham, E.S., Phantumachinda B., Prasittisuk, C & Sukhapanth, N. 1985. Effects of cyromazin and methoprene on the developmental stages of *Anopheles dirus*, *Aedes aegypti* and *Culex quinquefasciatus* ( Diptera : Culicidae). *Southeast Asian of the Journal Tropical Medicine Public Health*, 16: 240-247.
- Pimprale, S.S., Besco, C.L., Bryson, P.K. & Brown, T.M., 1997. Increased susceptibility of pyrethroid-resistant tobacco budworm (Lepidoptera: Noctuidae) to chlorfenapyr. *Journal of economic entomology*, 90: 49-54.
- Ping,L.T., Yatiman, R. & Gek, L.P. 2001. Susceptibility of adult field strains of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* in Singapore to pirimiphos-methyl and perméthrine. *Journal of American Mosquito Control Association*, 17: 144-146.
- Pinto, M.C. & Prado, A.P. 2001. Resistance of *Musca domestica* L. populations to cyromazine (insect growth regulator) in Brasil. *Mémoire de l'Institut Oswaldo Cruz*, 96: 729-732.
- Ranque, P., Toure, Y.T., Soula, G., Du, L., Diallo, Y., Traore, O., Duflo, B. & Balique, H. 1984. Etude expérimentale sur l'utilisation de moustiquaires imprégnées de deltaméthrine dans la lutte contre le paludisme. *Parassitologia*, 26: 261-168.
- Rawlins, S.C. & Ragoonansingh, R. 1990. Comparative organophosphorous insecticide susceptibility in Caribbean population *Aedes aegypti* and *Toxorynchites moctezuma*. *Journal of American Mosquito Control Association*, 6: 315-317.

- Rawlins, S.C & Ou Hing Wan, J. 1995. Resistance in some Carrabean populations of *Aedes aegypti* to several insecticides. *Journal of American Mosquito Control Association*, 11: 59-65.
- Robert, L.L. & Olson, J.K. 1989. Susceptibility of female of *Aedes albopictus* from texas to commonly used adulticides. *Journal of American Mosquito Control Association*, 5: 251-253.
- Robert, V & Carnevale, P. Influence of deltamethrin treatment of bed nets on malaria transmission in the Kou Valley, Burkina Faso. *Bulletin of the World Health Organization*, 69:735-740.
- Rodriguez Coto, M.M., Bisset Lascano, J.A., Molina de Fernandez, D. & Soca, A. 2000. Malathion resistance in *Aedes aegypti* and *Culex quinquefasciatus* after its use in *Aedes aegypti* control programs. *Journal of American Mosquito Control Association*, 16: 324-330.
- Romi, R., Proietti, S., Di Luca, M. & Cristofaro, M. 2006. Laboratory evaluation of the bio insecticide Spinosad for mosquito control. *Journal of American Mosquito Control Association*, 22: 93-96.
- Rosine, J. 1999. *Résistance d'Aedes aegypti et de Culex quinquefasciatus aux insecticides organophosphorés, biologiques et aux pyréthriinoïdes en Martinique et en Guadeloupe*. Mémoire DEA : Santé publique et e pays en voie de développement, Paris 6, Institut Santé et Développement : 76 p.
- Rozendaal, J.A. 1999. *La lutte antivectorielle. Méthodes à usage individuel et communautaire*. [WHO] World Health Organization. Geneva, Switzerland.
- Salgado, V.L. 1998. Studies on the mode of action of spinosad: insect symptoms and physiological correlates. *Pesticide Biochemistry & Physiology*, 60: 91-102.
- Sattelle, D.B. and Yamamoto, D. 1988. Molecular targets of pyrethroid insecticides, *Advance in Insect Physiology*, 20: 147-213.
- Seng, C.M., Setha, T., Chanta, N., Socheat, D., Guillet, P & Nathan M.B. 2006. Inhibition of adult emergence of *Aedes aegypti* in simulated domestic waterstorage containers by using a controlled-release formulation of pyriproxyfen. *Journal of American Mosquito*

---

*Control Association*, 22: 152-154.

Shen, J.L. & Plapp F.W. 1990. Cyromazine resistance in the house fly (Diptera: Muscidae): genetics and cross resistance to diflubenzuron. *Journal of Economic Entomology*, 83: 1689-1697.

Sheppard, D.C. & Joyce, J.A. 1998. Increased susceptibility of pyrethroid-resistant horn flies (Diptera :Muscidae) to chlorfenapyr. *Journal of economic entomology*, 91: 398-400.

Sihuincha, M., E. Zamora-Perea, W. Orellana-Rios, J.D. Stancil, V. Lopez-Sifuentes, C. Vidal-Ore & G.J. Devine. 2005. Potential use of pyriproxyfen for control of *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) in Iquitos, Peru. *Journal of Medical Entomology*, 42: 620-630.

Silcox, C.A. & Roth, E.S. 1994. *Pyrethrum for pest control*. In: Casida, J.E., Quistad, G.B. (Eds), *Pyrethrum flowers*. Oxford University Press, Oxford: 285-301.

Sugiyama, S., Tsurubuchi, Y., Karasawa, A., Nagata, K., Kono, Y. & Shono, T. 2001. Insecticidal activity and cuticular penetration of indoxacarb and its *N*-decarbomethoxylated metabolite in organophosphorous insecticide-resistant and -susceptible strains of the housefly, *Musca domestica* (L.). *Journal of Pesticide Science*, 26: 117-120.

Sulaiman, S., Jeffery, J. & Sohadi, A.R. 1994. Residual efficacy of triflumuron and methoprene against the dengue vector *Aedes albopictus* (Skuse). *Bulletin of the Society of Vector ecology*, 19: 111-114.

Tang, J.D., Caprio, M.A., Sheppard, D.C. & Gaydon, D.M. 2002. Genetics and fitness costs of cyromazine resistance in the house fly (Diptera: Muscidae). *Journal of Economic Entomology*, 95: 1251-1260.

Tomizawa, M. & Yamamoto, I. 1993. Structure-activity relationships of nicotinoids and imidacloprid analogs. *Journal of Pesticide Science*, 18: 91-98.

Tomizawa M. & Casida J.E. 2005. Neonicotinoid insecticide toxicology: mechanisms of selective action. *Annu Rev Pharmacol Toxicol*, 45: 247-68.

Tomlin, C. 2000. *The pesticide manual*. 12th ed. British Crop Protection Council, London,

United Kingdom.

Weill, M., Berthomieu, A., Berticat, C., Lutfalla, G., Negre, V., Pasteur, N., Philips, A., Leonetti, J.P., Fort, P. & Raymond, M. 2004. Insecticide resistance : a silent base prediction. *Curr Biology*, 14 : 552-553.

[WHO] World Health Organization. 1985. *Sécurité d'emploi des pesticides. Neuvième rapport du comité OMS d'experts de la biologie des vecteurs et de la lutte antivectorielle*. Série de rapports techniques, N°720, Geneva, Switzerland.

[WHO] World Health Organization. 2001. *Report of the fourth WHOPES working group meeting. Review of: IR3535; KBR3023; (RS)-methoprene 20% EC; pyriproxyfen 0.5% GR and lambda-cyhalothrin 2.5% CS*. Document WHO/CDS/WHOPES/2001.2. Geneva, Switzerland.

[WHO] World Health Organization. 2004a. *Report of the seventh WHOPES working group meeting. Review of Vectobac WG, Permanet, Gokilaht-S-5EC*. Document WHO/CDS/WHOPES/2004.8. Geneva, Switzerland.

[WHO] World Health Organization. 2004b. *Pyriproxyfen in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*. Document WHO/SDE/WSH/03.04/113. Geneva, Switzerland.

[WHO] World Health Organization. 2005. *The WHO recommended classification of pesticides hazard and guidelines to classification: 2004*. Document WHO/IPCS/WA240/2005. Geneva, Switzerland.

[WHO] World Health Organization. 2006a. *Pesticides and their application for the control of vectors and pests of public health importance*. Document WHO/CDS/WHOPES/GCDPP/2006.1. Geneva, Switzerland.

[WHO] World Health Organization. 2006b. *Report of the ninth WHOPES working group meeting. Review of Dimilin® GR and DT, Vectobac® DT, Aqua K-othrine®, Aqua Reslin Super®*. Document WHO/CDS/NTD/WHOPES/2006.2. Geneva, Switzerland.

[WHO] World Health Organization. 2007. Report of tenth WHOPES working group meeting. Geneva, Switzerland. (en préparation).

Williams., T., Valle, J. & Viñuela, E. 2003. Is the naturally-derived insecticide spinosad

compatible with insect natural enemies? *Biocontrol Science and Technology*, 13: 459-475.

Wing, K.D., Schnee, M.E., Sacher, M. & Connair, M. 1998. A novel oxadiazine insecticide is bio-activated in lepidopteran larvae. *Arch. Insect Biochem. Physiol*, 37: 91-103.

Wing, K.D., Sacher, M., Kagaya, Y., Tsurubuchi, Y., Mulderig, M., Connair, M. & Schnee, M.E. 2000. Bioactivation and mode of action of the oxadiazine indoxacarb in insects. *Crop Protection*, 19: 537-545.

Xue, J.L., Cai, Q.X., Zheng, D.S. & Yuan Z.M. 2005. The synergistic activity between Cry1 Aa and Cry 1c from *Bacillus thuringiensis* against *Spodoptera exigua* and *Helicoverpa armigera*. *Letters in Applied Microbiology*, 40: 460-465.

Yapabandara, A.M., and C.F. Curtis. 2004. Control of vector and incidence of malaria in an irrigated settlement scheme in Sri Lanka by using the insect growth regulator pyriproxyfen. *Journal of American Mosquito Control Association*, 20: 395-400.

Yébakima, A. 1991. *Recherches sur Aedes aegypti et Culex quinquefasciatus en Martinique : écologie larvaire, résistance aux insecticides, application à la lutte*. Thèse de l'Etat, Université de Montpellier II : 210 pages.

Zaim, M., Aitio, A., Nakashima, N., 2000. Safety of pyrethroid-treated nets. *Medical and Veterinary Entomology*, 14: 1-5.

Zhao, X., Nagata, K., Marszalec, W., YEH, J.Z. & Narahashi, T. 1999. Effects of the oxadiazine insecticide indoxacarb, DPX-MP062, on neuronal nicotinic acetylcholine receptors in mammalian neurons. *Neurotoxicology*, 20: 561-70.

# ANNEXE

Tableau comparatif des larvicides

substance active	famille chimique	Mode d'action	Statut 98/8	Classement OMS	prix	résistance	dose d'utilisation (mg/L)*	persistance d'action
<i>Bti</i>	biolarvicides	toxines entomopathogènes	notifié et dossier déposé	-	moyennement cher	aucune	1 à 5	3 à 8 semaines
spinosad	biolarvicides (naturalytes)	cible les récepteurs GABA et nicotiniques	notifié et dossier déposé	-	cher	aucune	0,1 à 0,5	10 à 12 semaines
pyriproxifène	analogue d'hormone juvénile	juvénoïde inhibiteur de la nymphose	notifié et dossier déposé	U	moyennement cher	aucune	0,02 à 0,05	6 semaines
méthoprène	analogue d'hormone juvénile	juvénoïde inhibiteur de la nymphose	non notifié	U	bon marché	faible	0,05 à 0,1	3 à 5 semaines
cyromazine	aminotriazines	ecdusoïde Inhibiteur des mues larvaires	non notifié	U	?	aucune	-	-

\* doses recommandées par l'OMS

Tableau comparatif des adulticides

substance active	famille chimique	mode d'action	statut 98/8	Classement OMS	prix	résistance
fénitrothion	organophosphorés	inhibition de l'acétylcholinestérase	notifié et intention de dossier	II	-	faible à modérée
malathion	organophosphorés	inhibition de l'acétylcholinestérase	notifié mais pas de dossier déposé	III	le moins cher	faible à modérée
deltaméthrine	pyréthrinoïdes	perturbation de la cinétique d'inactivation du canal sodium	notifié et dossier déposé	II	-	modérée à forte
chlorpyriphos-méthyl	organophosphorés	inhibition de l'acétylcholinestérase	notifié mais pas de dossier déposé	U	-	faible
pyrimiphos-méthyl	organophosphorés	inhibition de l'acétylcholinestérase	notifié mais pas de dossier déposé	III	-	faible
naled	organophosphorés	inhibition de l'acétylcholinestérase	notifié et dossier déposé	II	-	faible à modérée
pyrèthre	pyréthrines naturelles	perturbation de la cinétique d'inactivation du canal sodium	notifié et intention de dossier	II	plus cher	faible à modérée
étofenprox	pseudo-pyréthrinoïdes	perturbation de la cinétique d'inactivation du canal sodium	notifié et dossier déposé	U	très bon marché	modérée à forte

Tableau comparatif des adulticides (suite)

substance active	famille chimique	aspersion intradomiciliaire		imprégnation de moustiquaires		aspersion spatiale avec nébulisation à froid		aspersion spatiale avec nébulisation à chaud	
		dose d'utilisation (g/m <sup>2</sup> )*	persistance d'action	dose d'utilisation (g/m <sup>2</sup> )*	persistance d'action	dose d'utilisation (g/ha)*	persistance d'action	dose d'utilisation (g/ha)*	persistance d'action
fénitrothion	organophosphorés	2	3 à 6 mois	-	-	250 à 300	-	250 à 300	-
malathion	organophosphorés	2	2 à 3 mois	-	-	112 à 600	-	500 à 600	-
deltaméthrine	pyréthrinoïdes	0,02 à 0,025	3 à 6 mois	0,02 à 0,025	4 à 6 mois	0,5 à 1	-	0,5 à 1	-
chlorpyrifos-méthyl	organophosphorés	-	-	0,05 à 0,25**	-	-	-	-	-
pyrimiphos-méthyl	organophosphorés	1 à 2	-	1	3 mois	230 à 330	-	180 à 200	-
naled	organophosphorés	-	-	-	-	22,4	-	114***	-
pyrèthre	pyréthrines naturelles	-	-	-	-	5***	-	10***	-
étofenprox	pseudo-pyréthrinoïdes	0,1 à 0,3	-	0,2	-	10 à 20	-	10 à 20	-

\* doses recommandées par l'OMS

\*\* le chlorpyrifos-méthyl n'est pas recommandé par l'OMS pour les imprégnations de moustiquaires. Les doses de 0,05 et 0,25 g/m<sup>2</sup> ont été évaluées en laboratoire et sur le terrain (en cas expérimentales), dans le cadre de programmes de recherche.

\*\*\* doses testées en condition naturelle par l'IRD



## **4 Évaluation des dangers et des risques sanitaires et environnementaux des produits à base de fénitrothion et de deltaméthrine utilisés dans le cadre de la lutte antivectorielle contre l'épidémie de Chikungunya sur l'Île de la Réunion (juin 2006)**



---

**Évaluation des dangers et des risques  
sanitaires et environnementaux  
des produits à base de fénitrothion  
et de deltaméthrine**

utilisés dans le cadre de la lutte anti-vectorielle

contre l'épidémie de chikungunya

sur l'île de la Réunion

---

**RAPPORT D'ETUDE**

12 juin 2006



## Préambule

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalents qui seraient portés par le BERPC dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Étant donné la mission qui incombe au BERPC de par ses statuts, le BERPC n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité du BERPC ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous la seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

Le BERPC dégage toute responsabilité pour chaque utilisation qui serait faite du rapport en dehors de la destination de la prestation.

## Contexte

Dans la lutte contre l'épidémie de chikungunya sévissant à la Réunion, la lutte anti-vectorielle occupe une place majeure. Les mesures doivent permettre de réduire la densité du vecteur *Aedes Albopictus*.

La lutte dirigée contre les moustiques adultes a pour objectif l'élimination de moustiques potentiellement porteurs du virus afin de limiter ou d'interrompre la transmission du virus. Les opérations de démoustication conduites jusqu'alors reposent sur l'utilisation de préparations à base de fénitrothion ou de deltaméthrine. Ces mesures sont réservées aux zones géographiques dans lesquelles la transmission est suspectée.

Dans ce contexte, l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (AFSSET) a confié au BERPC la conduite d'une « évaluation simplifiée des risques pour le travailleur, le consommateur, l'homme à travers son environnement et l'environnement pour l'usage de chaque préparation en traitement adulticide, à partir d'une synthèse des informations disponibles ».

Ce rapport fournit une évaluation succincte des risques pour la santé humaine et pour l'environnement présentés par le fénitrothion et la deltaméthrine dans le contexte précis de la lutte anti-vectorielle. Cette étude a été réalisée à partir du fonds documentaire constitué par l'AFSSET et l'Institut de Veille Sanitaire, en utilisant des scénarii d'évaluation des risques qui semblaient les plus vraisemblables au regard des informations disponibles sur des conditions d'utilisation des produits à la Réunion et sur la base des méthodes et outils actuellement disponibles et reconnus.

L'évaluation des expositions de la population générale, ainsi que l'évaluation des expositions et des risques pour les écosystèmes, a été réalisée par l'INERIS pour le compte du BERPC.

### Conclusions de l'évaluation des risques sanitaires du fénitrothion et de la deltaméthrine

Scenarii	Population Type d'effets	fénitrothion	deltaméthrine
Pulvérisation portée	Travailleur Risque sub-aigu	-	+
Pulvérisation tractée	Travailleur Risque sub-aigu	-	+
Pulvérisation portée	Population générale (enfants et adultes)	- (risque aigu à moins de 10 mètres)	+
Pulvérisation	Population générale (enfants et adultes)	- (risque aigu jusqu'à 100 mètres)	+

- : Risque inacceptable

+ : Risque acceptable

### Conclusions de l'évaluation des risques pour l'environnement du fénitrothion et de la deltaméthrine

Organismes	Type de risque	fénitrothion	deltaméthrine
Oiseaux	Aigu	-	+
	Court terme	-	+
	Long terme	-	+
Mammifères	Aigu	+	+
	Long terme	-	-
Organismes aquatiques 4x4 Pulvérisation à dos	Aigu	- -	- - (<10m)
Vers de terre 4x4 Pulvérisateur à dos	Aigu	+	+
		+	+
Abeille 4x4 Pulvérisateur à dos	Aigu	- - (< 10m)	+

- : Risque inacceptable

+ : Risque acceptable

**FENITROTHION**

**DELTAMETHRINE**

CAS No: 122-14-5

CAS No: 52918-63-5

EINECS No: 204-524-2

EINECS No: 258-256-6

**ÉVALUATION DES RISQUES SANITAIRES  
DANS LE CADRE DE L'UTILISATION BIOCIDE (INSECTICIDE)  
A LA RÉUNION**

**Personnes ayant participé à l'étude :**

Clarisse BAVOUX

Antony FASTIER

Corinne MANDIN

Pascal SERRE

Éric THYBAUD (INERIS)

**Points de contact :** Annick PICHARD, Antony FASTIER, Clarisse BAVOUX

BERPC

60-62 rue d'Hauteville

75010 PARIS

*Rapport d'étude BERPC/BIOCIDES/2006 N° 8*

## TABLE DES MATIÈRES

<b>1</b>	<b>Introduction.....</b>	<b>73</b>
1.1	Produits insecticides et modalités d'utilisation .....	73
1.2	Identification .....	73
1.3	Classification .....	74
1.4	Modes de traitement.....	75
<b>2</b>	<b>Propriétés physico-chimiques .....</b>	<b>79</b>
<b>3</b>	<b>santé humaine.....</b>	<b>81</b>
3.1	Principes et méthodologie.....	81
3.2	évaluation des risques physico-chimiques .....	83
3.3	évaluation des risques liés aux propriétés toxicologiques.....	84
3.3.1	Evaluation des effets du fénitrothion et de la deltaméthrine : Identification des dangers	84
3.3.1.1	Fénitrothion	84
3.3.1.1.1	Toxicocinétique, métabolisme et distribution .....	84
3.3.1.1.2	Toxicité aiguë .....	86
3.3.1.1.3	Irritation .....	87
3.3.1.1.4	Sensibilisation.....	87
3.3.1.1.5	Toxicité par administrations répétées .....	87
3.3.1.1.6	Génotoxicité .....	89
3.3.1.1.7	Cancérogénicité.....	90
3.3.1.1.8	Toxicité pour la reproduction .....	90
3.3.1.1.9	Autres effets toxiques du fénitrothion .....	90
3.3.1.1.10	Etudes sur les métabolites .....	91
3.3.1.2	Deltaméthrine	91
3.3.1.2.1	Généralités .....	91
3.3.1.2.2	Toxicocinétique, métabolisme et distribution .....	91
3.3.1.2.3	Toxicité aiguë .....	93
3.3.1.2.4	Irritation .....	95
3.3.1.2.5	Sensibilisation.....	95
3.3.1.2.6	Toxicité par administrations répétées .....	95
3.3.1.2.7	Génotoxicité .....	97
3.3.1.2.8	Cancérogénicité.....	98
3.3.1.2.9	Toxicité pour la reproduction .....	98
3.3.1.3	Résumé comparatif des propriétés toxicologiques des deux substances	99
3.3.2	Evaluation de l'exposition	99
3.3.2.1	Généralités	99
3.3.2.2	Expositions professionnelles	100
3.3.2.2.1	Scénario 1 : Application avec pulvérisateur porté par l'opérateur.....	101
3.3.2.2.2	Scénario 2 : Application avec pulvérisateur tracté (monté sur 4x4).....	109
3.3.2.2.3	Résumé de l'exposition professionnelle .....	114
3.3.2.2.4	Discussion .....	116
3.3.2.3	Expositions de l'homme consommateur	118
3.3.2.4	Expositions de l'homme dans l'environnement	119
3.3.2.4.1	Identification des voies et vecteurs d'exposition .....	119
3.3.2.4.2	Populations concernées .....	120
3.3.2.4.3	Détermination des termes de dépôt et des concentrations dans l'air et le sol	121
3.3.2.4.4	Détermination des scénarii et des doses journalières d'exposition aiguë.	124
3.3.2.4.5	Discussion .....	128
3.3.3	Caractérisation des risques	128
3.3.3.1	Fénitrothion	128

3.3.3.1.1	Généralités .....	128
3.3.3.1.2	Risques pour les travailleurs .....	130
3.3.3.1.3	Risques pour l'homme dans l'environnement.....	131
3.3.3.2	Deltaméthrine	135
3.3.3.2.1	Effets toxiques retenus pour l'évaluation des risques.....	135
3.3.3.2.2	Valeurs toxicologiques de référence.....	135
3.3.3.2.3	Risques pour les travailleurs .....	137
3.3.3.2.4	Risques pour l'homme dans l'environnement.....	138

## **4 Environnement ..... 139**

### **4.1 Contexte général ..... 139**

### **4.2 Principe de l'évaluation des risques écologiques ..... 139**

4.2.1	Le danger	139
4.2.2	L'exposition	140
4.2.3	Le risque	141

### **4.3 Estimation du risque lié aux applications de fénitrothion et de deltaméthrine.. 141**

4.3.1	Evaluation des dangers	141
4.3.1.1	Substances actives utilisées	141
4.3.1.2	Effets sur les oiseaux	141
4.3.1.3	Effets sur les mammifères	142
4.3.1.4	Effets sur les organismes aquatiques	143
4.3.1.5	Concentration prévisible sans effet pour les organismes aquatiques	144
4.3.1.6	Effets sur les vers de terre	145
4.3.1.7	Effets sur les abeilles	145
4.3.2	Détermination des expositions	146
4.3.2.1	Doses et modes de traitement	146
4.3.2.2	Devenir et comportement dans l'environnement des substances actives utilisées	146
4.3.2.3	Evaluation des expositions des oiseaux	147
4.3.2.4	Evaluation des expositions des mammifères	149
4.3.2.5	Calculs de concentrations prévisibles dans le sol et les eaux de surface	150
4.3.2.5.1	Epandages par véhicules 4x4 .....	151
4.3.2.5.2	Epandages par pulvérisateurs à dos .....	151
4.3.2.5.3	Bilan .....	151
4.3.2.5.4	Calculs des concentrations dans les eaux de surface .....	152
4.3.2.5.5	Calculs des concentrations dans les sols .....	153
4.3.2.5.6	Calcul des concentrations d'exposition des abeilles.....	154
4.3.3	Caractérisation du risque	154
4.3.3.1	Risques pour les oiseaux	154
4.3.3.2	Risques pour les mammifères	156
4.3.3.3	Risques pour les organismes aquatiques	156
4.3.3.4	Risques pour les abeilles	157
4.3.3.5	Risques pour les vers de terre	158
4.3.4	Bilan de la caractérisation des risques	159

## **5 CONCLUSIONS ..... 161**

### **5.1 Résultats ..... 161**

5.1.1	Risques liés aux propriétés toxicologiques	161
5.1.1.1	Risques pour les travailleurs	161
5.1.1.2	Risques pour l'homme dans l'environnement	161
5.1.2	Risques physico-chimiques	162
5.1.3	Risques écotoxicologiques	162

### **5.2 Conclusions ..... 162**

5.2.1	Santé humaine	162
5.2.2	Environnement	163

## **6 references ..... 164**

abreviations	167
ANNEXE I	169
ANNEXE I-a	171
ANNEXE I-b	172
ANNEXE II-a	173
ANNEXE II-b	174
ANNEXE III	175
ANNEXE IV	176
ANNEXE V	177
ANNEXE VI-a	178
ANNEXE VI-b	179
ANNEXE VII	180
ANNEXE VIII	181

## TABLEAUX

Tableau 1.1 : Synthèse des données disponibles sur les produits commerciaux	78
Tableau 2.1 : Résumé des propriétés physico-chimiques	79
Tableau 2.2 : Résumé des propriétés physico-chimiques	80
Tableau 3.0 : Métabolisation du fénitrothion (OMS 1991).	85
Tableau 3.1 : Résumé des études <i>in vitro</i> et <i>in vivo</i> avec le fénitrothion (UE, 2005)	89
Tableau 3.2 : Métabolisme de la deltaméthrine chez les Mammifères (d'après IPCS, 1990)	92
Tableau 3.3 : DL50 de la deltaméthrine	94
Tableau 3.4 : Génotoxicité de la deltaméthrine (d'après IPCS, 1990).	97
Tableau 3.5: Comparaison des effets toxiques du fénitrothion et de la deltaméthrine	99
Tableau 3.6: Expositions par inhalation pour le scénario 1 « pulvérisation portée » (fénitrothion)	103
Tableau 3.7 : Doses systémiques cutanées pour le scénario 1 « pulvérisation portée » (fénitrothion)	105
Tableau 3.8 : Doses systémiques totales pour le scénario 1 « pulvérisation portée » (fénitrothion)	106
Tableau 3.9 : Expositions par inhalation pour le scénario 1 « pulvérisation portée » (deltaméthrine)	107
Tableau 3.10 : Doses systémiques cutanées pour le scénario 1 « pulvérisation portée » (deltaméthrine)	108
Tableau 3.11 : Doses systémiques totales pour le scénario 1 « par pulvérisation portée » (deltaméthrine)	109
Tableau 3.12 : Expositions par inhalation pour le scénario 2 « pulvérisation tractée » (fénitrothion)	110

Tableau 3.13 : Doses cutanées pour le scénario 2 « pulvérisation tractée » (fénitrothion)	111
Tableau 3.14 : Doses systémiques totales pour le scénario 2 « pulvérisation tractée » (fénitrothion)	111
Tableau 3.15 : Exposition par inhalation pour le scénario 2 « pulvérisation tractée » (deltaméthrine)	113
Tableau 3.16 : Dose systémique cutanée pour le scénario 2 « pulvérisation tractée » (deltaméthrine)	113
Tableau 3.17 : Dose systémique totale pour le scénario 2 « pulvérisation tractée » (deltaméthrine)	114
Tableau 3.18 : Doses systémiques totales pour les scénarii 1 et 2 (fénitrothion)	114
Tableau 3.19 : Doses systémiques totales pour les scénarii 1 et 2 (deltaméthrine)	115
Tableau 3.20 : Tableau de synthèse des doses systémiques retenues pour l'évaluation des risques (fénitrothion)	117
Tableau 3.21 : Tableau de synthèse des doses systémiques retenues pour l'évaluation des risques (deltaméthrine)	118
Tableau 3.22 : Paramètres d'exposition des populations	120
Tableau 3.23 : Résultats des modélisations de la dérive	122
Tableau 3.24 : Bilan des doses d'exposition aiguë au fénitrothion (mg/kg/j)	126
Tableau 3.25 : Bilan des doses d'exposition aiguë à la deltaméthrine (mg/k/j)	127
Tableau 3.26 : Valeurs toxicologiques de référence	128
Tableau 3.27: Tableau de synthèse des expositions des travailleurs au fénitrothion (substance active)	130
Tableau 3.28 : Caractérisation des risques pour le travailleur	130
Tableau 3.29 : Tableau de synthèse des expositions homme dans environnement (dérive à 5 m)	131
Tableau 3.29 bis : Tableau de synthèse des expositions homme dans environnement (dérive à 10 m)	131
Tableau 3.29 ter : Tableau de synthèse des expositions homme dans environnement (dérive à 50 m)	132
Tableau 3.29 quater : Tableau de synthèse des expositions homme dans environnement (dérive à 100 m)	132
Tableau 3.30 : Caractérisation des risques pour l'homme dans l'environnement à 5 mètres de l'épandage	133
Tableau 3.30 bis : Caractérisation des risques pour l'homme dans l'environnement à 10 mètres de l'épandage	133
Tableau 3.30 ter : Caractérisation des risques pour l'homme dans l'environnement à 50 mètres de l'épandage	134
Tableau 3.30 quater : Caractérisation des risques pour l'homme dans l'environnement à 100 mètres de l'épandage	134
Tableau 3.31 : Valeurs toxicologiques de référence publiées pour la toxicité systémique	136
Tableau 3.32 : Caractérisation des risques pour le travailleur	137

---

Tableau 3.33 : Caractérisation des risques pour l'homme dans l'environnement	138
Tableau 4.1 : Effets sur les oiseaux (fénitrothion)	142
Tableau 4.2 : Effets sur les oiseaux (deltaméthrine)	142
Tableau 4.3 : Effets sur les mammifères (fénitrothion)	142
Tableau 4.4 : Effets sur les mammifères (deltaméthrine)	143
Tableau 4.5 : Effets sur les organismes aquatiques (fénitrothion)	143
Tableau 4.6 : Effets sur les organismes aquatiques (deltaméthrine)	144
Tableau 4.7 : Facteurs de sécurité (EC, 2003)	145
Tableau 4.8 : Concentrations prédites sans effets pour l'environnement (PNEC) pour les organismes aquatiques	145
Tableau 4.9 : Effets sur les abeilles (deltaméthrine)	145
Tableau 4.10: Espèces pertinentes pour différentes cultures et les différents stades végétatifs	148
Tableau 4.11 : ETE pour le fénitrothion et la deltaméthrine	149
Tableau 4.12 : Espèces pertinentes pour les différentes cultures et les différents stades végétatifs	149
Tableau 4.13 : ETE pour le fénitrothion et la deltaméthrine	150
Tableau 4.14 : Résultats des modélisations de la dérive (%)	152

# 1 Introduction

## 1.1 Produits insecticides et modalités d'utilisation

Dans l'épidémie de chikungunya qui sévit à la Réunion, la lutte adulticide a d'abord été menée avec des produits contenant du **fénitrothion**, puis avec des produits contenant de la **deltaméthrine**.

### FENITROTHION

Le fénitrothion est un insecticide de contact de la famille des organophosphorés et il agit comme inhibiteur de la cholinestérase. Il est commercialisé depuis 1959 dans un grand nombre de formulations insecticides se présentant sous forme de solution.

### DELTAMETHRINE

La deltaméthrine appartient à la famille des pyréthrinoïdes, dérivés synthétiques du pyrèthre extrait du chrysanthème. Les pyréthrines synthétiques, moins toxiques que la substance naturelle dont elles sont issues, sont considérées comme les substances insecticides les moins dangereuses pour l'homme ; elles remplacent progressivement les organochlorés et organophosphorés dans diverses utilisations. Les formulations se présentent soit sous forme de solutions organiques soit sous forme de concentrés émulsionnables.

## 1.2 Identification

### FENITROTHION

N° CAS : 122-14-5

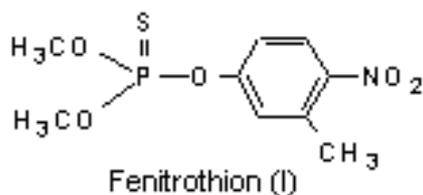
N° EINECS : 204-524-2

Nom IUPAC : O, O-diméthyl O-4-nitro-m-tolyl phosphorothioate

Formule :  $C_9H_{12}NO_5PS$

Poids moléculaire : 277,24

Synonyme : O,O-diméthyl O-(3-méthyl-4-nitrophényl) phosphorothioate



## DELTAMÉTHRINE

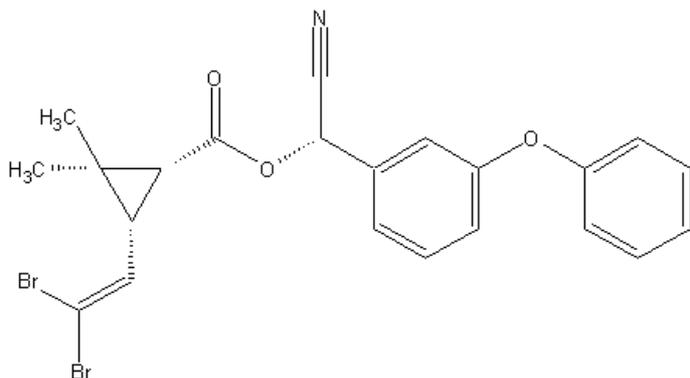
N° CAS : 52918-63-5

N° EINECS : 258-256-6

Nom IUPAC : [1R-[1α(S\*),3α]]-3-(2,2-dibromovinyl)-2,2-diméthylcyclopropanecarboxylate de α-cyano-3-phénoxybenzyle

Formule :  $C_{22}H_{19}Br_2NO_3$

Poids moléculaire : 505,2



## 1.3 Classification

### FENITROTHION

Classification actuelle (Annexe 1 de la directive 67/548/CE)

Symboles : Xn N

Phrases de risque : R22 R50/53

Conseils de prudence : S2 S6 S61

Classification proposée (UE, 2005)

Symboles : E Xn N

Phrases de risque : R2 R21/22 R43 R50/53

Conseils de prudence : S2 S36/37 S60 S61

## **DELTAMETHRINE**

Classification actuelle (28<sup>ème</sup> Adaptation de la directive 67/548/CE)

Symboles : T N ;

Phrases de risque : R23/25 R50/53

Conseils de prudence : S(1/2)24-28-36/37/39-38-45-60-61

### **1.4 Modes de traitement**

Les traitements sont réalisés principalement selon deux modes différents :

- dans des zones difficiles d'accès en véhicule, à l'aide d'atomiseurs ou de pulvérisateurs portés à dos d'homme ;
- dans des zones plus accessibles en véhicule et pour un traitement à plus grande échelle, avec des matériels montés sur des véhicules 4x4.

Les techniques par pulvérisateurs portés et montés sur des véhicules 4x4 (tractés) sont utilisées de manière complémentaire :

- des brigades de démoustication interviennent la nuit à l'aide de véhicules 4x4 équipés d'un nébulisateur,
- des brigades de démoustication interviennent à pied le lendemain à l'aide de pulvérisateurs portés sur le dos, afin de compléter l'action de la pulvérisation tractée.

On rencontre trois techniques différentes de pulvérisation :

- à l'aide d'atomiseurs thermiques, portés à dos d'homme (SOLO) ;
- en pulvérisation spatiale ultra-bas volume à l'aide de thermo-nébulisateurs portés sur le dos ;
- en pulvérisation spatiale ultra-bas volume à l'aide nébulisateurs à froid, montés sur des véhicules 4x4.

#### **Atomiseurs individuels (pulvérisation portée) :**

- Zones traitées :  
Autour des habitations et dans les jardins privés, la végétation dense est traitée sur une hauteur de 0 à 3 m.

- Moyens techniques :  
Le **fénitrothion** ou la **deltaméthrine** sont dilués dans l'eau puis appliqués soit avec un atomiseur individuel, soit avec un atomiseur à moteur de type SOLO (INVS- Note DGS, 2006b).
- Protection de l'applicateur :  
Il doit porter un équipement de protection individuelle (masque complet avec cartouche, gants, bottes, combinaison) et ne pas accéder aux zones traitées pendant 6 heures (Académie de la Réunion, 2006 ; DRASS Réunion, 2006b ; DRASS Réunion, 2006c).

Dans ce cas, les produits commerciaux utilisés sont :

- pour la **deltaméthrine**, l'Aqua-K-Othrine, classée Xn (Nocif par inhalation et ingestion, irritant pour la peau et les yeux) et N (Dangereux pour l'environnement) (DRASS Réunion, 2006c),
- pour le **fénitrothion**, le Paluthion (500g/l) et le fénitrothion 550 (550 g/l) (INVS- Note DGS, 2006a). Le fénitrothion est classé Xn (Nocif par inhalation et ingestion, irritant pour la peau et les yeux) et N (Dangereux pour l'environnement).

### **Thermo-nébulisateurs portatifs (pulvérisation portée) :**

Ce type d'appareils, permettant une pulvérisation spatiale UBV (Ultra Bas Volume) a pu être utilisé pour l'application d'un mélange de fénitrothion (Paluthion®), et de Pyrethrex fogger® un mélange d'une pyréthrine et de pipéronyl butoxyde. Cette dernière substance inhibe la dégradation des organophosphorés, comme le fénitrothion, afin de prolonger leur durée d'action. Les organophosphorés, inhibiteurs d'estérases, prolongent eux-mêmes la demi-vie des pyréthrines dans l'organisme. Un tel mélange possède donc des propriétés très différentes des propriétés des molécules seules, puisque leurs effets sont potentialisés (INVS- Note DGS, 2006a).

L'utilisation de ce mélange a été peu décrite à la Réunion, puisque la deltaméthrine seule a remplacé l'emploi du fénitrothion. Le risque toxicologique lié à ce mélange est difficile à apprécier en l'absence d'étude des deux molécules combinées. Etant donné les risques individuels liés à chaque substance, il est prudent de proscrire l'usage d'un tel mélange.

### **Nébulisateurs montés sur 4X4 (pulvérisation tractée) :**

- Zones traitées :  
Domaine public des quartiers urbains ou périurbains, à l'exception des écoles.
- Moyens techniques :

---

En nébulisation spatiale UBV (Ultra Bas Volume) à l'aide de nébulisateurs à froid montés sur des véhicules circulant à vitesse réduite (DRASS Réunion, 2006a).

- Protection de l'applicateur :  
Le manipulateur doit porter un équipement de protection complet (demi-masque, gants, bottes, combinaison).

Dans ce cas, les produits commerciaux utilisés sont :

- la **deltaméthrine** (deltaméthrine 15,5 g/l), diluée dans le Banole W, un produit à base d'huile minérale. Ce solvant est classé Xn (Nocif, il peut provoquer une atteinte des poumons en cas d'ingestion) (DRASS Réunion, 2006b; Total, 2006),
- le **Paluthion CE**, qui contient 500 g/L de fénitrothion en suspension dans un mélange d'hydrocarbures aromatiques en C9-C11, avec des tensioactifs anioniques et non-ioniques et un colorant. La toxicité des hydrocarbures peut être négligée, en raison de leur volatilité.

## Synthèse des données disponibles sur les produits commerciaux :

**Tableau 1.1 : Synthèse des données disponibles sur les produits commerciaux**

Nom commercial		Société	Concentration en substance active	Autre composé
Deltaméthrine 15.5 g/l	solution	LODI	0,1 à 3%	
K-Othrine WG	granulé émulsionnable	Bayer	6,25%	- Solvant aromatique (pétrole) 5 à 25 % - Phosphate de tributyle 5 à 25 %
Aqua K- Othrine	solution	Aventis	2%	
Paluthion CE	suspension		500 g/l	Hydrocarbures aromatiques
Folithion			550 g/l	xylènes

Source : Fiches de sécurité des produits cités

## 2 Propriétés physico-chimiques

### FENITROTHION

Tableau 2.1 : Résumé des propriétés physico-chimiques

Propriété	Valeur	Commentaire
État	Liquide	Liquide jaune clair à brunâtre
Point de fusion	0 ± 1°C	
Point d'ébullition		Décomposition avant d'atteindre le point d'ébullition
Densité relative	1,328	A 25°C
Pression de vapeur	1,57 x 10 <sup>-3</sup> Pa à 25°C	6,76 x 10 <sup>-4</sup> Pa à 20°C
Solubilité dans l'eau	19 mg/l	A 20°C
Coefficient de partage n-octanol/eau (log)	[3,16 – 3,38]	Mesuré, à 20°C
Point d'éclair	166°C	En coupelle fermée
Auto-inflammabilité	299 ± 5°C	
Propriétés explosives		Risques d'explosion si chocs thermiques
Constante d'Henry	[3,6 - 9,86 ]x 10 <sup>-3</sup> Pa m <sup>3</sup> /mol	
Tension de surface	68,5 mN/m	

### DELTAMETHRINE

**Tableau 2.2 : Résumé des propriétés physico-chimiques**

Propriété	Valeur	Commentaire
État physique	solide	Solide cristallisé blanc
Point de fusion	100-102° C	
Point d'ébullition		Se décompose avant le point d'ébullition
Densité relative	0,55 g/cm <sup>3</sup>	
Pression de vapeur	1,24 10 <sup>-8</sup> Pa	A 25° C
Solubilité dans l'eau	0,0002 mg/l	A 25° C
Coefficient de partage n-octanol/eau (log)	4,6	A 25° C pH = 7, mesuré
Autoflammabilité		Pas d'auto-inflammation jusqu'à 400° c
Inflamabilité		Non inflammable
Propriétés explosives		Non explosif
Constante d' Henry	3,1 10 <sup>-2</sup> Pa m <sup>3</sup> /mol	A 25° C

## 3 santé humaine

### 3.1 Principes et méthodologie

L'évaluation des risques sanitaires associés à une substance chimique repose d'une part sur l'analyse des dangers intrinsèques de cette substance et d'autre part sur la détermination des expositions des travailleurs et de la population générale. Ces deux étapes permettent ensuite de réaliser la caractérisation du risque sanitaire lié à la substance, dans des conditions d'utilisation données, pour les populations prises en compte.

#### Le danger :

L'évaluation des dangers intrinsèques d'une substance consiste à examiner les effets néfastes éventuels pour identifier ses propriétés toxicologiques. Sont étudiées systématiquement :

- la toxicité aiguë (pour les voies d'expositions pertinentes) ;
- les propriétés irritantes pour la peau et les yeux et les propriétés sensibilisantes ;
- la toxicité générale en cas d'expositions répétées ;
- la génotoxicité ;
- la cancérogénicité ;
- la toxicité pour les fonctions de reproduction (fertilité et développement).

En fonction de la substance, d'autres paramètres peuvent être étudiés (neurotoxicité par exemple).

Des protocoles d'études standardisés (lignes directrices OCDE) permettent de déterminer les effets provoqués par la substance, et de dériver des valeurs toxicologiques nécessaires à la caractérisation du risque.

La DL50<sup>7</sup> est le paramètre caractérisant la toxicité aiguë.

La DSET<sup>8</sup> est la dose maximale ne provoquant pas d'effet toxique chez l'animal dans une étude où l'administration est répétée. Cette dose peut provenir d'études menées pendant des temps variables (sub-chronique ou chronique). Elle est spécifique à l'étude considérée (notamment au niveau de la voie d'administration de cette étude).

Les études sont réalisées sur une ou plusieurs espèces animales. Selon la qualité de l'étude, sa réalisation en conformité avec les bonnes pratiques de laboratoire et/ou les lignes directrices internationalement reconnues, la cohérence entre plusieurs études et la sévérité des effets observés, l'évaluateur détermine la DSET la plus pertinente.

#### L'exposition

L'évaluation de l'exposition peut faire appel à des données mesurées (concentrations dans les milieux (air, eau, aliments...) par exemple), et/ou, dans le cas où ces données ne sont pas disponibles ou représentatives, à des estimations établies à partir de modèles validés.

<sup>7</sup> DL50 : Dose létale 50, dose provoquant la mort de 50% des animaux.

<sup>8</sup> DSET : dose sans effet toxique (ou No Observed Adverse Level)

Dans le cadre de cette évaluation, du fait de l'absence de mesures de fénitrothion et de deltaméthrine dans l'air ambiant, les sols et les cultures après les opérations d'épandage, une approche par modélisation est la seule alternative possible pour la détermination des expositions humaines. Ainsi, les modèles les plus appropriés au contexte de l'étude ont été mis en œuvre pour évaluer le devenir de chaque substance après épandage, et estimer les concentrations d'exposition des populations. Sur la base de scénarii réalistes d'exposition des travailleurs et de la population générale, et en fonction des paramètres physiologiques des individus et des taux d'absorption des substances selon les différentes voies d'exposition (inhalation, ingestion et contact cutané), les doses d'exposition ont été calculées.

### La caractérisation du risque

Les doses d'exposition estimées sont comparées aux doses toxicologiques de référence extrapolées, à partir des études animales, à l'homme.

Dans ce rapport, ces doses toxicologiques de référence proviennent des DL50 ou DSET choisies parmi les études chez l'animal, pondérées par un facteur de sécurité de 100. Ce facteur de sécurité permet de tenir compte de la précaution nécessaire due aux incertitudes liées à la variabilité intra-espèce (effets spécifiques à un animal) ou à la variabilité inter-espèce (différences entre espèces, comme le métabolisme).

Les paramètres utilisés dans ce rapport pour caractériser le risque sont :

- La DRFA (dose de référence en exposition aiguë), déterminant la dose maximale pour une exposition unique, pour la population générale.
- Le NEAO : Niveau d'Exposition Acceptable pour les Opérateurs (ou AOEL, Acceptable Operator Exposure Level), déterminant la dose maximale pour une exposition prolongée, pour le travailleur.

On considère qu'il n'y a pas de risque pour l'homme quand la dose d'exposition est inférieure à la dose toxicologique de référence pour l'homme. A contrario, lorsque la dose d'exposition est supérieure à la dose toxicologique de référence déterminée pour l'homme, alors le risque est qualifié d'inacceptable.

L'évaluation des risques associés à l'utilisation du fénitrothion et de la deltaméthrine pour la lutte anti-vectorielle présentée dans ce rapport a été réalisée à partir de la bibliographie présentée dans la liste des références (Annexe I), constituée d'évaluations de ces substances dans d'autres cadres réglementaires ou documentaires (évaluation des phytosanitaires par la Commission européenne, rapport de l'US EPA, monographie de l'OMS IPCS...) et de bases de données (ex HSDB, AGRITOX...). La préférence a été donnée aux éléments validés par un cadre réglementaire. Etant donné le contexte de cette évaluation, les éléments les plus

caractéristiques (effets, doses retenues pour l'évaluation du risque) ont été rapportés afin d'établir une synthèse des données les plus pertinentes et généralement validées.

D'autre part, étant donné les incertitudes associées à la démarche, le cas le plus défavorable en terme d'exposition (dénommé « pire cas ») a été le plus souvent pris en compte.

Dans les paragraphes qui suivent, on étudie tour à tour les dangers pour la santé humaine liés aux propriétés physico-chimiques puis ceux liés aux propriétés toxicologiques.

## 3.2 Evaluation des risques physico-chimiques

### FENITROTHION

L'examen des propriétés physico-chimiques du fénitrothion pur conduit notamment à une valeur de point d'éclair égale à 166 °C (coupelle fermée) et à un risque d'explosion par choc thermique.

Lors du traitement insecticide, le fénitrothion n'est pas utilisé pur mais sous les deux formes suivantes :

- formulation concentrée à 500 et à 530 g/l en fénitrothion (composition exacte non fournie)
- formulation diluée à 2,5 g/l et à 2,65 g/l en solution aqueuse (aérosol).

Ces formulations ne semblent pas *a priori* présenter de propriétés explosives ; par ailleurs la formulation diluée à 2,5 g/l ou 2,65 g/l en **solution aqueuse** ne devrait pas présenter de dangers pour ses propriétés d'inflammabilité. Le risque lié aux propriétés physico-chimiques est donc négligeable.

### DELTAMETHRINE

L'examen des propriétés physico-chimiques de la deltaméthrine montre que le produit n'est pas inflammable ni explosif et lors du traitement insecticide, les formulations à base de deltaméthrine ne présentent pas de risques liés aux propriétés physico-chimiques de la substance active.

### 3.3 Evaluation des risques liés aux propriétés toxicologiques

#### 3.3.1 Évaluation des effets du fénitrothion et de la deltaméthrine : Identification des dangers

##### 3.3.1.1 Fénitrothion

###### 3.3.1.1.1 Toxicocinétique, métabolisme et distribution

L'absorption orale est rapide et complète. On peut estimer à 100 % le facteur d'absorption par cette voie. L'absorption cutanée est également importante, différentes valeurs sont disponibles dans les documents fournis :

- environ 4 et 21 % dans les tests *in vitro* sur peau humaine (Agritox, 2005)
- 21 % au niveau des avant bras et 49 % au niveau du front (valeurs mesurées chez le singe) (OMS, 1991)
- 84 % chez le rat (OMS, 1991).

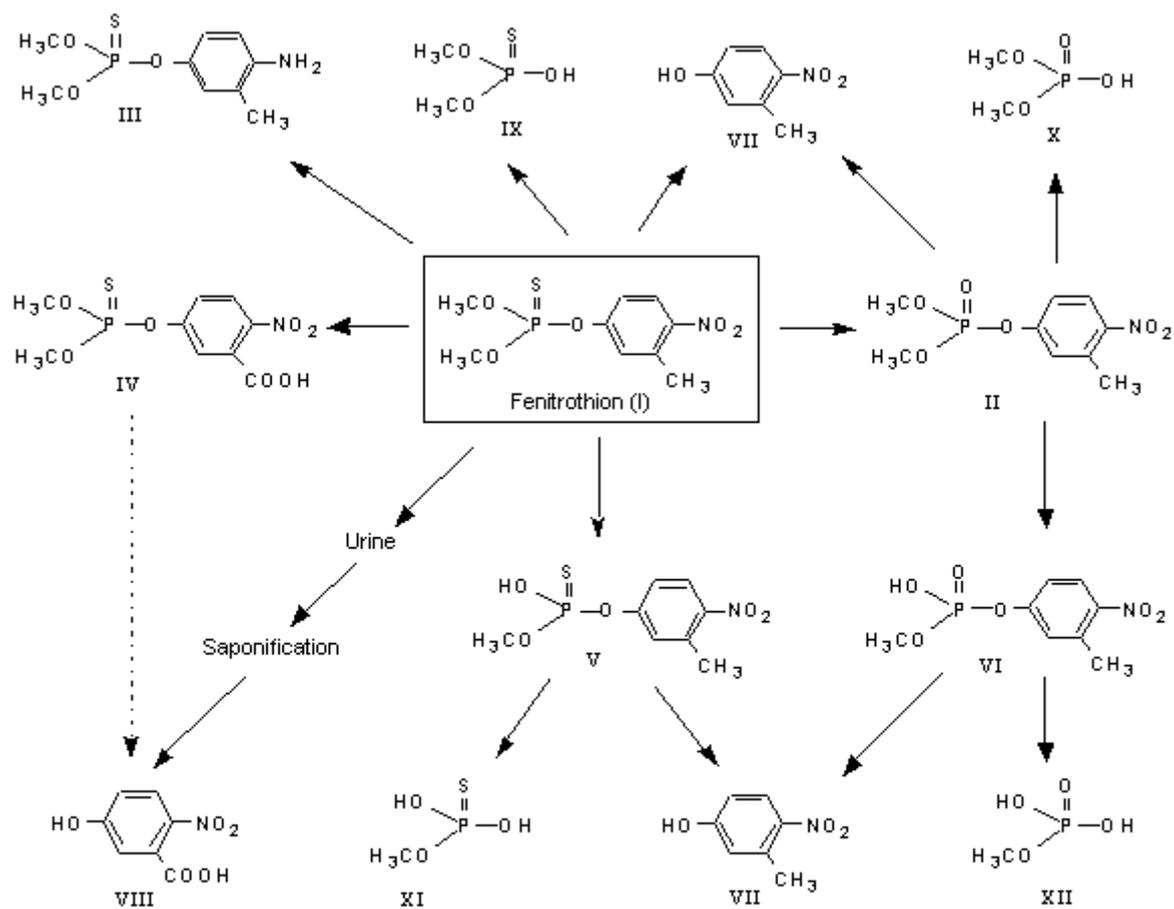
Étant donné le manque d'informations sur les conditions expérimentales des tests *in vitro*, et que, d'après les autres études *in vivo* chez l'animal, il semble que le fénitrothion pénètre facilement la barrière cutanée, un facteur d'absorption conservateur de 100 % est retenu pour l'évaluation des risques. Ce facteur est également celui retenu dans la monographie européenne (UE, 2005).

Aucune valeur d'absorption par inhalation n'est disponible dans les documents fournis, les différentes monographies estiment toutefois que celle-ci est importante. Par défaut cette valeur sera estimée à 100 % pour la caractérisation des risques. Cette valeur est certainement surestimée car la toxicité du fénitrothion est plus faible par cette voie d'exposition comparée aux voies dermale et orale.

La distribution du fénitrothion se fait dans tout l'organisme, il passe facilement la barrière hémato-encéphalique. De par sa nature lipophile, le stockage dans les graisses est possible (OMS, 1991; UE, 2005).

Les principales voies métaboliques passent essentiellement par le cytochrome P450 et aboutissent, entre autres, à la formation de fénitrooxon (métabolite actif sur les cholinestérases) et de 3-méthyl-4-nitrophenol (NMC) (métabolite rapidement éliminé dans les urines et pouvant être dosé pour permettre une surveillance biologique) (UE, 2005).

Un schéma des principales voies métaboliques est présenté dans la figure ci-après (OMS, 1991).

**Tableau 3.0 : Métabolisation du fénitrothion (OMS 1991).**

II - Fenitrooxon

III – amino fenitrothion

IV – *O*-(3-carboxy-4-nitrophenyl) *O,O*-dimethyl thiophosphate

V - *O*-demethylfenitrothion

VI - *O*-demethylfenitrooxon

VII - 3-methyl-4-nitrophenol

VIII - 3-carboxyl-4-nitrophenol

IX - dimethylphosphorothioic acid

X - dimethylphosphoric acid

XI - desmethyl-phosphorothioate

XII - desmethylphosphate

L'élimination des métabolites s'effectue majoritairement par les urines et un peu par les fèces. Cette élimination est rapide avec 80-90 % des métabolites excrétés dans les 24 heures suivant l'administration (UE, 2005).

Pour l'évaluation des risques, les valeurs d'absorption suivantes seront retenues :

**100 % pour les 3 voies d'exposition.** Ces valeurs sont certainement surestimées, particulièrement dans le cas de la pénétration percutanée et respiratoire. Mais étant donné le peu d'études disponibles, il est préférable de considérer le pire des cas possible.

#### 3.3.1.1.2 Toxicité aiguë

### Etudes chez l'animal

Les études de toxicité aiguë chez l'animal de laboratoire (études BPL ou réalisées en accord avec des lignes directrices scientifiquement reconnues) montrent que le fénitrothion est nocif par voie orale et dermale chez le rat et la souris. Différentes DL50 sont publiées :

- DL50 rat Sprague-Dawley par voie orale : 330 mg/kg chez le mâle et 800 mg/kg chez la femelle
- DL50 souris souche dd, par voie orale : 1035 mg/kg
- DL50 rat Sprague-Dawley par voie dermale : 890 mg/kg pour le mâle et 1200 mg/kg pour la femelle (OMS, 1991; UE, 2005).

Ces valeurs engendrent une classification R21/22 (Nocif par contact avec la peau et par ingestion) pour ces deux voies d'administration.

Par inhalation, une CL50 supérieure 2210 mg/m<sup>3</sup> a été trouvée chez le rat Sprague-Dawley (valeur correspondant à la concentration maximum techniquement possible). Cette valeur n'engendre pas de classification pour cette voie d'exposition (UE, 2005).

Les symptômes décrits lors de ces études sont caractéristiques du mécanisme d'action du fénitrothion sur les cholinestérasés : l'inhibition de l'acétylcholinestérase provoque une accumulation d'acétylcholine qui engendre les effets suivants :

- un syndrome muscarinique (stimulation des récepteurs du système parasympathique)

- un syndrome nicotinique (stimulation par l'acétylcholine des neurones terminaux du système sympathique et effets au niveau de la jonction musculaire)
- des effets au niveau du système nerveux central.

Des études de neurotoxicité ont été réalisées pour déterminer avec plus de précision, à partir de quelles doses les effets aigus apparaissent.

Une étude clé a été identifiée pour ces effets : des groupes de rats Sprague-Dawley ont été exposés par gavage à une dose unique de fénitrothion (0, 12,5, 50, 200 mg/kg chez le mâle et 0, 50, 200, 800 mg/kg chez la femelle) et ont été testés dans une « batterie d'observation fonctionnelle » à 7 et 14 jours après le traitement (réactivité sensorielle à divers stimuli : auditifs, visuels et proprioceptifs – force de préhension – activité motrice). La **Dose Sans Effet Toxique (DSET) à été fixée a 12,5 mg/kg** dans cet essai, basée sur des effets sur l'activité motrice, une baisse de la température corporelle et une baisse de la force d'agrippement observés à 50 mg/kg (UE, 2005).

### Effets chez l'homme

Une étude réalisée chez l'homme (UE, 2005) montre qu'aucun effet sur les cholinestérases n'est observé après administration d'une dose totale de 0,36 mg/kg de fénitrothion en capsules, fractionnée en 2 prises de 0,18 mg/kg à 12 heures d'intervalle sur 3 volontaires. Etant donné la cinétique du fénitrothion, dans cette étude, la dose de **0,18 mg/kg est considérée comme la DSET** pour la toxicité aiguë chez l'homme.

De nombreux cas d'intoxication sont rapportés, volontaires (tentatives de suicide) ou accidentelles. Les symptômes sont généralement légers en cas d'intoxication accidentelle (en raison des faibles doses mises en jeu) : céphalée, asthénie, troubles digestifs. En cas d'intoxication massive, les symptômes sont plus graves pouvant aller jusqu'à la mort pour des doses d'environ 3000 mg (ARLA, 2003).

Des cas atypiques d'intoxication retardée ont été décrits (OMS, 1991), pour lesquels les symptômes s'étaient déclarés longtemps après l'exposition au fénitrothion. Ces cas sont expliqués par les propriétés lipophiles de cette substance qui se stocke dans les graisses et qui peut être relarguée dans l'organisme à l'occasion d'un stress par exemple.

#### 3.3.1.1.3 Irritation

Les études (non BPL mais conduites en accord avec les principaux points des lignes directrices 404 et 405 de l'OCDE) réalisées chez le lapin montrent que le fénitrothion n'est pas irritant pour la peau et pour les yeux dans les conditions expérimentales employées (OMS, 1991; UE, 2005).

#### 3.3.1.1.4 Sensibilisation

Le fénitrothion est sensibilisant dans un test de Magnusson & Kligman réalisé chez le cobaye (UE, 2005). Cette étude n'était pas BLP mais était réalisée selon les standards de la ligne directrice 406 de l'OCDE.

#### 3.3.1.1.5 Toxicité par administrations répétées

Des études sub-aiguës, sub-chroniques et chroniques ont été réalisées chez le rat, la souris, le chien et le lapin par voie orale, dermale et plus rarement par inhalation. Les symptômes observés sont identiques à ceux des études aiguës. Les premiers effets constatés dans ces

études sont une baisse de l'activité des cholinestérases plasmatiques, érythrocytaires et cérébrales, ils apparaissent avant les symptômes cliniques.

Les études clés utilisées pour la détermination des doses sans effet toxique de référence sont les suivantes :

- Étude d'immunotoxicité de 2 semaines chez le rat Sprague-Dawley par gavage. Une **DSET de 0,3 mg/kg/j** est identifiée sur la base d'effets sur les cholinestérases érythrocytaires et cérébrales observés à la dose de 3 mg/kg/j (UE, 2005).
- Étude BPL de 13 semaines chez le rat Sprague-Dawley par administration orale dans la nourriture. Dans cette étude, une **DSET de 1,32 mg/kg/j** (20 ppm) est identifiée, basée sur les effets observés à 4 mg/kg/j (60 ppm) sur l'activité des cholinestérases érythrocytaires et cérébrales et sur des effets observés au niveau du gain de poids corporel (UE, 2005).
- Étude BPL de 12 mois chez le chien Beagle par administration orale dans la nourriture. Dans le rapport européen (UE, 2005), la **DSET est de 0,3 mg/kg/j** (10 ppm) basée sur des effets anticholinestérasiques (plasmatique et érythrocytaire) observés à 1,6 mg/kg/j (50 ppm). Dans le rapport de l'EPA (EPA, 2000) la DSET pour cette étude a été fixée à 0,125 mg/kg/j en raison d'effets sur les cholinestérases plasmatiques et une augmentation de l'incidence des hémorragies des ganglions lymphatiques abdominaux.
- Étude combinée de toxicité chronique/cancérogénicité de 2 ans chez le rat Sprague-Dawley par administration orale dans la nourriture. Une **DSET de 0,5 mg/kg/j** (10 ppm) a été identifiée basée sur des effets inhibiteurs des cholinestérases érythrocytaires et cérébrales à la dose de 1,5 mg/kg/j (30 ppm). Dans la monographie de l'EPA (EPA, 2000) cette DSET est considérée comme la dose la plus basse provoquant des effets car on note des variations isolées ou non significatives de l'activité des cholinestérases à cette dose. Cette étude n'est pas BPL mais elle a été réalisée en accord avec les principes généraux de la ligne directrice 451 de l'OCDE, et de ce fait, considérée comme valide.
- Une autre étude chronique de 92 semaines chez le rat Wistar par administration dans la nourriture est également décrite (EPA, 2000; UE, 2005). Dans le rapport EPA, la **DSET est de 0,125 mg/kg/j** basée sur les effets anticholinergiques plasmatiques. Dans le rapport européen, cette DSET est de 0,5 mg/kg/j (plus forte dose testée) étant donné que les effets sur les cholinestérases plasmatiques et érythrocytaires sont réversibles en fin d'étude (plus d'effets à 92 semaines).

Dans toutes les études, l'effet critique est une diminution de l'activité des cholinestérases.

**Pour la caractérisation des risques, on utilisera la DSET de 1,32 mg/kg/j déterminée à partir d'une étude sub-chronique (13 semaines) par voie orale chez le rat qui est la plus pertinente pour obtenir le NEAO (effets sub-aiguës lors d'une exposition sub-chronique).**

## 3.3.1.1.6 Génotoxicité

Le tests *in vitro* sur procaryotes et sur cellules de mammifères montre une absence d'effet génotoxique du fénitrothion dans les conditions expérimentales mises en œuvre<sup>9</sup>. *In vivo*, les études réalisées ne mettent en évidence **aucune propriété génotoxique du fénitrothion (voir Tableau 3.1)**.

**Tableau 3.1 : Résumé des études *in vitro* et *in vivo* avec le fénitrothion (UE, 2005)**

Étude	Résultat
AMES ( <i>Salmonella typhimurium</i> TA1535, TA1537, TA1538 et <i>Escherichia coli</i> W3102) – 0, 10, 100, 1000 (avec et sans activation métabolique) 10000 µg/boîte (sans activation métabolique)	Négatif
AMES ( <i>Salmonella typhimurium</i> TA100, TA100 nit-, TA98, Ta98 nit-) – 0, 10, 100, 1000, 2000 µg/boîte, avec et sans S9 mix	Mutagène avec TA100 mais pas TA100 nit-
AMES ( <i>Salmonella typhimurium</i> TA100, TA98, TA1535, TA1537, TA100NR, TA100 1,8-DNP <sub>6</sub> et <i>Escherichia coli</i> WP2uvrA) – 0, 100, 200, 500, 1000, 2000 ou 5000 µg/boîte	Légèrement mutagène avec TA100 mais pas avec TA100 NR.
Aberrations chromosomiques <i>in vitro</i> sur cellules de mammifères (CHO-K1) – 0, 75, 150, 300 µg/ml (+S9, 2 + 14 et 2 + 22h) ou 0, 3, 10 ou 30 µg/ml (-S9, 8, 16 et 24h)	Négatif
Mutation génique sur cellules de mammifères (CHO V79) – 10 <sup>-5</sup> , 5x10 <sup>-5</sup> ou 10 <sup>-4</sup> avec et sans S9.	Négatif
Echange de chromatides sœurs culture primaire de cellules embryonnaires de souris - 10 <sup>-5</sup> , 5x10 <sup>-5</sup> ou 10 <sup>-4</sup>	Négatif
Aberrations chromosomiques <i>in vivo</i> chez le rat Sprague-Dawley – 0, 200, 400 mg/kg (6, 24 et 48h) ou 20, 40, 80 mg/kg x 5 (intervalle de 24h, sacrifice 6h après la dernière dose)	Négatif
Micronoyau <i>in vivo</i> chez la souris IRC – 0, 200, 400, 800 et 1600 mg/kg (24h)	Négatif
UDS <i>vivo/vitro</i> sur hépatocyte de rat mâle Sprague-Dawley à 300 mg/kg (3, 12 et 24h)	Négatif
Dominant léthal chez la souris mâle IRC et chez le mâle Sprague-Dawley – 0, 20, 200 mg/kg (souris) et 0, 2, 7, 20 mg/kg (rat) pendant 5 jours.	Négatif

<sup>9</sup> Les résultats positifs observés sur la souche TA100 sont considérés comme spécifiques à cette souche. Ils sont dus à un métabolite particulier formé par réduction du groupement nitro grâce à l'action d'une enzyme présente uniquement chez cette souche. Cette hypothèse est confirmée par les résultats négatifs observés avec la souche nitroréductase déficiente.

### 3.3.1.1.7 Cancérogénicité

Deux études ont été réalisées. Une étude chez le rat Sprague-Dawley par administration dans la nourriture pendant 104 semaines à des doses de 0, 10, 30 et 100 ppm (correspondant à des doses journalières de 0, 0,5, 1,5 ou 5 mg/kg/j chez le male et 0, 0,6, 1,9, 6,5 mg/kg/j chez la femelle) (UE, 2005). Cette étude, non BPL, a été réalisée selon les normes de la ligne directrice OCDE 451. Une étude BPL a été réalisée chez la souris B6C3F1 par administration dans la nourriture pendant 104 semaines à des doses de 0, 3, 10, 100 et 10000 ppm (correspondant à des doses journalières de 0, 0,37, 1,45, 12,62 et 134,28 mg/kg/j chez les males et 0, 0,45, 1,51, 13,07 et 144,32 mg/kg/j chez la femelle) (UE, 2005). Cette étude a été réalisée en suivant la méthode EPA 83-5 (qui suit les points principaux de la ligne directrice OCDE 451).

**Aucun effet cancérigène** n'a été mis en évidence dans des études chroniques réalisées chez le rat (dose maximale 6,5 mg/kg/j) et la souris (dose maximale 144,32 mg/kg/j).

### 3.3.1.1.8 Toxicité pour la reproduction

#### Effets sur la fertilité

Une étude 2-génération a été réalisée chez le rat Crl : CD®(SR)BR par administration dans la nourriture à des doses de 0, 10, 40 ou 120 ppm.

Cette étude BPL a été réalisée selon la ligne directrice 416 de l'OCDE (UE, 2005). Les effets chez les parents apparaissent à partir de la dose de 3,1 mg/kg/j (40 ppm) et consistent en une baisse de gain de poids corporel, et une baisse de la consommation alimentaire. La **DSET est de 0,7 mg/kg/j** (10 ppm). Chez les petits, une légère baisse du poids corporel est notée dans toutes les générations, de la viabilité et des indices de lactation à 120 ppm avec une **DSET de 3,1 mg/kg/j** (40 ppm).

#### Effets sur le développement

Une étude BPL (réalisée selon les lignes directrices OCDE 414) de toxicité sur le développement a été réalisée chez le rat avec une dose maximale de 25 mg/kg/j (UE, 2005). Une baisse du poids des mères a été observée à la plus forte dose (environ 6%). **Aucun effet sur le fœtus** n'a été mis en évidence.

Une étude similaire (BPL réalisée selon les lignes directrices OCDE 414) chez le lapin avec une dose maximale de 30 mg/kg/j n'a mis en évidence **aucun effet sur les fœtus à la dose la plus élevée** tandis qu'une toxicité notable était notée chez les mères (réduction de l'activité motrice, salivation, dyspnée, tremblements, mortalité) (UE, 2005).

### 3.3.1.1.9 Autres effets toxiques du fénitrothion

- Aucun effet androgenique ou anti-androgénique n'a été mis en évidence dans un test de Herschberger chez le rat jusqu'à des doses de 3 mg/kg/j (UE, 2005).
- Neurotoxicité (voir toxicité aiguë) : des études chez la poule n'ont pas montré d'effet neurotoxique retardé irréversible (UE, 2005).
- Toxicité oculaire : le fénitrothion a été testé pour sa toxicité oculaire. Un examen oculaire approfondi (examen ophtalmologique classique, électrorétinogramme, examen macroscopique des yeux et annexes après le sacrifice) a été réalisé chez des groupes de rats après une administration orale unique de fénitrothion à la dose

maximum de 200 mg/kg chez le mâle et 400 mg/kg chez la femelle ou après des administrations répétées (6 mois) avec une dose maximum de 30 ppm (1,7 mg/kg/j chez le mâle et 2 mg/kg/j chez la femelle). Dans ces études, il n'a pas été mis en évidence de toxicité oculaire aiguë ou chronique (UE, 2005).

#### 3.3.1.1.10 Études sur les métabolites

Les deux principaux métabolites du fénitrothion (fenitrooxon et NMC) ont été testés dans une étude sub-chronique par voie orale chez le rat. Le fenitrooxon (métabolite actif) a montré qu'il possédait les mêmes propriétés anticholinestérasiques que le fénitrothion pour des doses 10 fois inférieures. Aucun effet n'a été observé avec le NMC à des concentrations allant jusqu'à 1500 ppm (UE, 2005).

Des rats Wistar ont été traités six mois avec du fenitrooxon (FNO) dans la nourriture à des doses de 0, 5, 15 ou 50 ppm (correspondant à des doses de 0, 0,31, 0,91 ou 2,99 mg/kg/j chez les mâles et 0, 0,34, 0,99 ou 3,66 mg/kg/j chez les femelles). D'autres groupes de rats étaient également traités avec de la NMC à des doses de 150, 500 ou 1500 ppm (correspondant à des doses de 9,23, 30,7 ou 94,7 mg/kg/j chez les mâles et 10,1, 32,8 ou 101 mg/kg/j chez les femelles). Dans cette étude, la DSET est de 15 ppm pour le FNO basée sur une réduction dans cholinésterases encéphaliques et érythrocytaire observées à la dose supérieure (50 ppm). La DSET pour la NMC était de 1500 ppm qui était la dose la plus forte testée.

#### 3.3.1.2 Deltaméthrine

##### 3.3.1.2.1 Généralités

Le mécanisme d'action toxique de la deltaméthrine repose sur la prolongation de l'ouverture des canaux sodiques, perturbant l'influx nerveux des systèmes nerveux central et périphérique, aussi bien chez les mammifères que chez les insectes. Les pyréthrines de type II, à groupement  $\alpha$ -cyano, comme la deltaméthrine, provoquent des vagues d'influx nerveux prolongés.

##### 3.3.1.2.2 Toxicocinétique, métabolisme et distribution

La deltaméthrine est une molécule lipophile ( $\log P = 4,6$ ), peu soluble dans l'eau, qui peut être absorbée par les différentes voies d'exposition. Le taux d'absorption de la deltaméthrine par voie orale n'est pas précisément connu.

Aucune mesure d'absorption par voie orale n'est disponible. Sur la base des études de toxicité, la monographie européenne pesticides utilise un taux de 75% (European Commission, 2002). D'autres synthèses documentaires décrivent une absorption importante, sans davantage de détails. En l'absence d'analyse complète de l'ensemble des données, un taux de 100% est choisi par prudence. L'exposition par voie orale est ainsi susceptible d'être surestimée, mais cette voie d'exposition ne représente qu'une faible proportion de l'exposition totale à la deltaméthrine dans le contexte étudié ici.

Le taux d'absorption par inhalation n'est pas connu, il est également estimé à 100%. L'absorption est limitée par voie cutanée, à 3,6 % chez le rat *in vivo* (IPCS, 1990). Bien que l'absorption cutanée soit souvent plus importante chez le rat que chez l'homme, c'est un paramètre très dépendant de la zone de contact, de la répétition de l'application, du solvant, etc ; par prudence, comme dans la Monographie de la deltaméthrine établie par la Commission Européenne, elle sera estimée à 10% (European Commission, 2002).

Les études chez le rat, la souris et la vache montrent qu'après ingestion, on retrouve la substance dans l'ensemble des tissus, avec une concentration légèrement plus importante dans

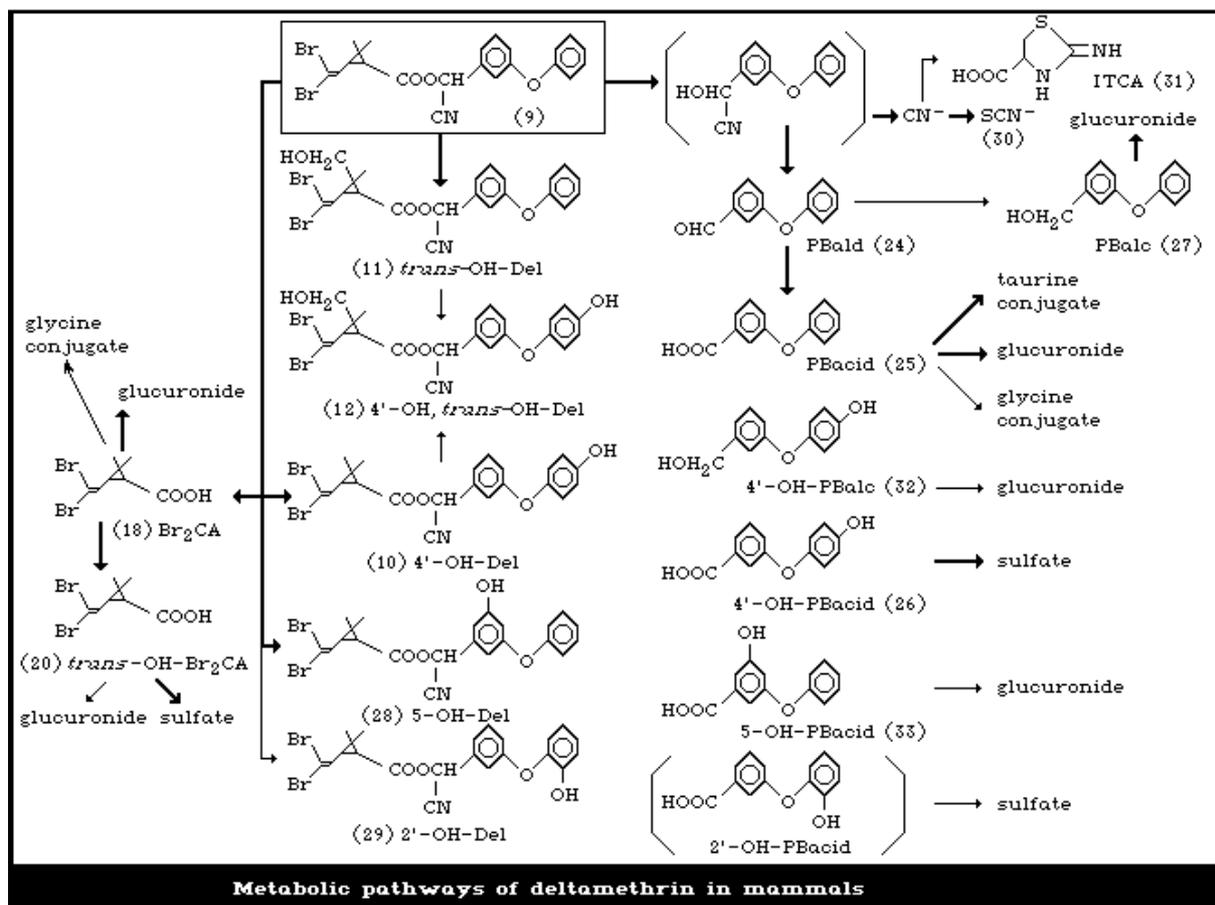
les graisses (demi-vie de 7 à 9 jours dans les graisses chez la vache au cours d'une étude sub-chronique). Elle passe dans le lait dans de faibles proportions : après trois administrations orales de 10 mg/kg dans une étude chez la vache, 0,4 à 1,6% de la dose sont sécrétés dans le lait. Une autre étude chez la vache pendant 28 jours montre que la deltaméthrine est rapidement éliminée dans le lait (demi-vie estimée à 1 jour) (IPCS, 1990).

Elle est métabolisée en composés non toxiques par oxydation, par hydrolyse de la fonction ester et par conversion du groupement cyano en thiocyanate. Les métabolites oxydés sont ensuite sulfo- ou gluco-conjugués, facilitant ainsi leur élimination dans l'urine. Ainsi, l'utilisation d'inhibiteurs d'estérases comme les insecticides organophosphorés, en limitant sa dégradation, peut accroître la toxicité de la deltaméthrine. Les combinaison de ces deux insecticides seront donc à manipuler avec précaution (IPCS, 1990).

La deltaméthrine est éliminée, de façon sensiblement équivalente, par les urines et les fèces. Une étude chez des volontaires a permis de mesurer un pic plasmatique 1 à 2 heures après administration orale de 3 mg, et une demi-vie d'élimination de 10 à 11,5 heures (IPCS, 1990).

En conclusion, l'absorption par voie respiratoire est estimée à 100% et par voie cutanée à 10%.

**Tableau 3.2 : Métabolisme de la deltaméthrine chez les Mammifères (d'après IPCS, 1990)**



Molécule    Nom

- (9) deltaméthrine
- (10) 4'hydroxy-deltaméthrine
- (11) Trans-hydroxy-deltaméthrine
- (12) 4'hydroxy, trans-hydroxy-deltaméthrine
- (18) Acide 2,2-diméthyl-3-(2,2-dibromyl)cyclopropanecarboxylique
- (20) Acide trans hydroxy-2,2-diméthyl-3-(2,2-dibromyl)cyclopropanecarboxylique
- (24) 3-phénoxybenzaldéhyde
- (25) Acide 3-phénoxybenzoïque
- (26) acide 3-(4-hydroxyphénoxy)benzoïque
- (27) Alcool 3-phénoxybenzoïque
- (28) 5-hydroxy-deltaméthrine
- (29) 2'hydroxy-deltaméthrine
- (31) acide iminothiocarboxylique
- (32) Alcool 3-phénoxybenzoïque
- (33) acide 3-(5-hydroxyphénoxy)benzoïque

### 3.3.1.2.3 Toxicité aiguë

#### Études chez l'animal

La deltaméthrine est classée toxique par inhalation, en raison de propriétés liées à la substance sous forme de poudre. Or, dans le contexte étudié ici, la substance n'est jamais sous forme de poudre.

La deltaméthrine est également classée toxique par ingestion. Il convient cependant de préciser que la toxicité par voie orale dépend du solvant utilisé (voir tableau). La deltaméthrine est plus toxique lorsqu'elle est administrée dans un solvant huileux ou organique. L'exposition à la substance formulée dans un solvant aqueux est beaucoup moins toxique, probablement en raison de sa faible absorption dans ces conditions (European Commission, 2002 ; HSDB, IPCS, 1990 ; US EPA, 1998).

La toxicité aiguë par **voie orale** se manifeste chez le rat et la souris par les signes suivants : hypersalivation, diarrhée, dyspnée, faiblesse, défaut de coordination motrice, hypotonie, tremblements, mouvements choréiformes, tachycardie, difficultés respiratoires et convulsions cloniques. Les paralysies des muscles respiratoires sont susceptibles de conduire à la mort.

La sévérité des symptômes est corrélée à la concentration de deltaméthrine dans le cerveau.

Les symptômes apparaissent 1 heure après l'ingestion d'une forte dose chez la souris. Des signes d'hyperexcitabilité musculaires sont observés au bout de 24 heures, puis disparaissent au bout de 2 à 3 jours chez les animaux survivants.

La plus faible DL50 par voie orale, 19 mg/kg, est issue d'une étude chez la souris (IPCS, 1990).

Chez le rat, **l'inhalation** de deltaméthrine sous forme de poudre (600 mg/m<sup>3</sup> pendant 6 heures) provoque des signes d'irritation et des lésions respiratoires entraînant la mort (IPCS, 1990). Les données issues des études par voie inhalatoire ne sont pas utilisables dans cette caractérisation du risque. La substance a, en effet, été utilisée dans ces tests sous forme de poudre, alors que nous considérons ici l'exposition à la forme liquide ou en aérosol. Par défaut, une absorption par voie inhalatoire de 100% sera considérée.

Lorsque l'exposition se fait par **contact cutané** chez le lapin, on observe un érythème. Aucune des doses testées n'entraîne la mort de l'animal. La DL50 par voie cutanée est supérieure à 2000 mg/kg dans un solvant aqueux. La deltaméthrine a une très faible toxicité systémique lorsqu'elle est appliquée sur la peau, chez l'animal. Le taux d'absorption cutané est estimé à 3,6% (solvant non précisé) à partir d'une étude réalisée chez le rat (European Commission, 2002 ; IPCS, 1990).

**Tableau 3.3 : DL50 de la deltaméthrine**

espèce	voie orale		inhalation		contact cutané	
	DL50	solvant	CL50	forme	DL50	solvant
Rat	30-128 mg/kg	Non aqueux	> 4620 mg/m <sup>3</sup>	Poudre (1h)	> 800 mg/kg	Non aqueux
	>5000 mg/kg	Aqueux	<b>600 mg/m<sup>3</sup></b>	Poudre (6h)	> 2940 mg/kg	Aqueux
			940 mg/m <sup>3</sup>	Aérosol (2h)		
Souris	<b>19-34 mg/kg</b>	Non aqueux				
Chien	>300 mg/kg	(capsules)				
Lapin					<b>&gt;2000 mg/kg</b>	Aqueux

### Effets chez l'homme

*Dans la population générale :*

Des cas de tentatives de suicide sont décrits. Une femme ayant ingéré 0,75 g de deltaméthrine (30 ml d'un concentré à 2,5%) a été prise de tremblements puis de convulsions dans les 8 heures qui ont suivi (Toxicologic Managements).

L'ingestion de 5 g de deltaméthrine (200 ml d'un concentré à 2,5%) par une jeune fille a provoqué une perte de conscience, des crampes, un myosis et une tachycardie. La jeune fille a complètement récupéré 48 heures après sa prise en charge à l'hôpital (IPCS, 1990).

Chez un homme ayant absorbé 1,75 g de deltaméthrine (70 ml d'un concentré à 2,5%), aucun signe neurologique n'a été décrit. Les signes digestifs et hépatiques ont été attribués au solvant, le xylène (IPCS, 1990).

*Parmi les professionnels exposés :*

Des cas d'intoxication sont rapportés chez des agriculteurs utilisant l'insecticide, ou chez des ouvriers impliqués dans sa production. Les symptômes apparaissent généralement 30 minutes à 3 heures après le début de l'exposition et disparaissent en général en 24 heures. Des sensations de brûlures, de prurit, de paresthésie des zones exposées ainsi que des céphalées sont souvent décrites.

Après manipulation de la substance sans précaution pour la peau, au cours de la pulvérisation dans des champs, les personnes se sont plaintes de nausées, céphalées, fatigue. Un cas a

présenté des convulsions importantes, traitées efficacement par le diazépam et le phénobarbital. Aucune séquelle n'a persisté chez ces personnes.

Parmi 325 cas répertoriés dans la littérature chinoise sur une période de cinq ans, dont 158 dus à une exposition professionnelle et 167 dus à des ingestions volontaires, 2 décès faisant suite à des convulsions sont recensés (IPCS, 1990 ; US EPA, 1998).

#### 3.3.1.2.4 Irritation

La deltaméthrine est modérément irritante lors d'une application cutanée chez le lapin. L'érythème observé dure 3 jours, alors que l'œdème formé régresse rapidement. Certains tests d'irritation cutanée, positifs chez le cobaye et le lapin, ont été réalisés avec la deltaméthrine dans sa formulation concentrée commerciale. Les résultats de ces tests dépendent fortement de la proportion de solvants organiques et d'émulsifiants dans le produit.

Ces effets peuvent durer plusieurs jours mais sont réversibles. Dans une étude de 21 jours chez le rat, l'irritation est observée à toutes les doses, à partir de 100 mg/kg/j. Les études d'irritation chez le lapin montrent une absence d'effet local à la dose de 0,2 mg/kg, mais des effets irritants à 4,3 mg/kg et 2 g/kg (European Commission, 2002 ; IPCS, 1990 ; US EPA, 1998).

Une irritation oculaire légère à modérée est observée chez le lapin, après application locale de la substance dans sa formulation concentrée commerciale. Les effets sont réversibles en 2 à 7 jours (European Commission, 2002 ; IPCS, 1990 ; US EPA, 1998).

Les résultats ou la qualité de ces études n'ont pas été jugés suffisants pour classer la deltaméthrine comme substance irritante. Cependant, il nous semble nécessaire de signaler les effets observés lors d'un contact avec la peau, en particulier chez l'homme. La nature du solvant doit également être considérée. Ces effets sont suffisamment cohérents dans les différentes études pour être signalés. Les données sont néanmoins insuffisantes pour qu'une dose-seuil soit établie pour la caractérisation du risque.

#### 3.3.1.2.5 Sensibilisation

Les résultats des études de sensibilisation chez le cobaye (tests Magnusson & Kligman et Buehler) sont négatifs (European Commission, 2002 ; IPCS, 1990 ; US EPA, 1998)..

Cependant, une sensibilisation à la deltaméthrine, confirmée par patch-test, a été observée chez 2 personnes d'un groupe de 25 travaillant dans la formulation de la deltaméthrine en aérosol (IPCS, 1990). Un cas d'anaphylaxie est également décrit (EXTOXNET, 1995).

#### 3.3.1.2.6 Toxicité par administrations répétées

##### **Etudes chez l'animal (toxicité systémique)**

La sévérité des effets est variable selon les espèces et selon les voies d'exposition. L'ingestion de fortes doses peut provoquer des signes cliniques sévères, mais les signes dus à l'exposition cutanée sont surtout de type irritatifs.

L'exposition par voie orale chez différentes espèces animales pendant plusieurs semaines à plusieurs mois met en évidence une diminution de poids des animaux ainsi que des effets toxiques de type hypersalivation, diarrhée, vomissements, tremblements voire mouvements incontrôlés.

Les études clés pour la détermination des doses sans effet toxique de référence sont les suivantes :

- La **DSET pour les effets systémiques** est de **1000 mg/kg/j** lors d'une administration cutanée chez le rat pendant **21 jours (US EPA, 1998; WHO, 2004)**. Dans cette étude, les effets **irritants** sont observés à toutes les doses (dès 100 mg/kg/j).
- La **DSET par voie orale (gavage, en solvant aqueux)** est de **1 mg/kg/j**, dans une étude chez le rat Sprague -Dawley pendant **13 semaines** ou chez le chien beagle (solution aqueuse de deltaméthrine administrée en capsules) pendant la même durée (IPCS, 1990).
- L'exposition par voie orale prolongée pendant **24 mois**, chez la souris C57BL/6 (conditions d'administration non précisées), le rat BDVI (conditions d'administration non précisées) ou le chien beagle (dose maximale 1 mg/kg administrée dans la nourriture en solution dans l'huile végétale) ne révèle pas d'autres signes toxiques que ceux précédemment décrits ; la **DSET** est la même pour ce temps d'exposition (**1 mg/kg/j**) (IPCS, 1990).
- Après inhalation de la substance sous forme de poudre, des signes d'irritation respiratoire peuvent apparaître mais également des signes de neurotoxicité (défaut de coordination des mouvements, ataxie) chez des rats exposés à de fortes dose de la **poudre inhalée** (56 mg/m<sup>3</sup> pendant 2 semaines). Dans cette étude, la **DSET par inhalation de la poudre est de 3 mg/m<sup>3</sup>** (IPCS, 1990).
- La **DSET pour les effets neurotoxiques** est fixée à **4 mg/kg/j** sur la base des effets chez le rat traité pendant 13 semaines (European Commission, 2002).

**Pour les effets systémiques, la DSET retenue pour la caractérisation des risques est de 1 mg/kg/j, déterminée à partir des études par voie orale de 13 semaines et de 24 mois chez différentes espèces animales.**

#### **Effets locaux chez l'homme lors d'administrations répétées**

Le port d'un équipement de protection individuelle adapté permet de protéger efficacement contre les effets locaux lors des opérations de pulvérisation de produits contenant de la deltaméthrine.

Sans cet équipement peuvent apparaître des signes de brûlure et prurit au visage et une hypersécrétion nasale.

Des manifestations cutanées plus sévères (prurits douloureux, des sensations de brûlure, érythèmes suivis de desquamation limitée aux zones exposées) peuvent être observées chez des ouvriers mal protégés, manipulant la substance pure, au cours de sa production ou sa formulation. Les effets ressentis sont d'autant plus intenses en cas de chaleur ou de transpiration ; ils sont d'autant plus sévères que l'exposition est longue et la concentration d'exposition élevée.

Une irritation oculaire, se manifestant par une conjonctivite a pu être observée chez des ouvriers manipulant la substance (HSDB ; INRS, 1987 ; IPCS, 1990).

### 3.3.1.2.7 Génotoxicité

L'IPCS, dans sa revue des effets génotoxiques de la deltaméthrine, conclue que la deltaméthrine n'est ni mutagène, ni clastogène. Les études sont en partie rapportées dans le tableau suivant. De nombreuses données manquent pour évaluer la pertinence des résultats (solvants, justification des concentrations...) dans les tests utilisés : tests bactériologiques (Ames), culture de cellules de mammifères (échanges de chromatides-sœurs, aberrations chromosomiques) ou test *in vivo* (aberrations chromosomiques et micro-noyau). La conclusion du rapport IPCS est donc reprise ici ; elle a par ailleurs été la même dans la Monographie Européenne de la substance (IPCS, 1990 ; European Commission, 2002).

**Tableau 3.4 : Génotoxicité de la deltaméthrine (d'après IPCS, 1990).**

Test	résultat	Année
DNA repair- <i>Escherichia coli</i> - 1250, 2500, 5000 µg/ml	négatif	1980
Mutation reverse- <i>Salmonella typhimurium</i> (TA 1535, TA1537, TA1538, TA98, TA100)- 2, 10, 50, 200, 50, 1000 et 5000 µg/boîte, avec et sans S9	négatif	1980
Mutation inverse- <i>Salmonella typhimurium</i> (TA 1535, TA1537, TA1538, TA98, TA100)- 0,2, 2, 20, 200 et 400 µg/boîte.	négatif	1976
Mutation inverse- <i>Salmonella typhimurium</i> : 0 à 1000 µg/boîte - <i>E. coli</i> , 10 à 1000 µg/boîte- <i>Saccharomyces cerevisiae</i> : 1 à 5% - avec ou sans S9	négatif	1979
Aberration chromosomiques et échanges de chromatides sœurs, sur cellules CHO en culture- 0,04, 0,2, 1 et 5 mmol/l, avec ou sans S9- absence de contrôles positifs.	Un résultat positif équivoque si solvant éthanol/huile Négatif si solvant DMSO	1978
Mutagenèse (test non défini) sur cellules V79 en culture	négatif	1984
Micronoyau et aberrations chromosomiques sur moelle osseuse, souris, 5 et 10 mg/kg par voie orale -absence de contrôle positifs	négatif	1978
Aberrations chromosomiques sur moelle osseuse, souris, 15 mg/kg par voie orale-absence de contrôle positifs	Faiblement positif	1978
Test du dominant létal, souris, 3 mg/kg par voie orale (nourriture, dans une huile végétale)- contrôles positifs corrects.	négatif	1977
Test sur moelle osseuse de souris- 1,36, 3,4 et 6,8 mg/kg par voie orale (nourriture, dans une huile végétale), administration unique ou répétée- contrôles positifs corrects.	négatif	1983
Micronoyau sur moelle osseuse de souris- 16 mg/kg -voie orale (dans la nourriture, dans une huile végétale)- contrôles positifs corrects.	négatif	1983

### 3.3.1.2.8 Cancérogénicité

Une étude de 1986 par administration orale (gavage) pendant 104 semaines chez la souris C57BL/6 (0, 1, 4, 8 mg/kg) et chez le rat BDVI (0, 3, 6 mg/kg) est résumée dans le rapport IPCS. Elle montre que différents types de tumeurs sont observés chez la souris et le rat, sans relation dose-effet (IPCS, 1990).

Dans une autre étude conduite en 1980 chez le rat CD, la deltaméthrine est administrée par voie orale (nourriture, 0, 2 20 50 mg/kg de nourriture). Le poids des rats recevant la plus forte dose est légèrement diminuée. Des tumeurs bénignes du testicule sont observées dans ce groupe. L'effet est qualifié de non significatif (IPCS, 1990).

Une étude de 1980 chez le chien beagle (administration dans la nourriture à raison de 0, 1, 10, 40 mg/kg pendant 24 mois) ne montre aucune augmentation de l'incidence de tumeurs (IPCS, 1990).

Les différentes synthèses (monographie européenne, monographie IPCS...) concluent que l'ensemble des études de cancérogenèse ne montre aucune augmentation significative de l'incidence des cancers dans les études sur souris, rat ou chien après exposition à la deltaméthrine (European Commission, 2002 ; IPCS, 1990).

### 3.3.1.2.9 Toxicité pour la reproduction

#### Effets sur la fertilité

Dans une étude deux-génération chez le rat (Cr1:CD BR VAF/Plus), selon les lignes directrices EPA-FIFRA 83-4, la toxicité parentale est observée à partir de 4,2 mg/kg/j, la toxicité pour les petits est observées à partir de 10,6 mg/kg/j.

La conclusion de la monographie européenne sera reprise ici : à des niveaux d'exposition non toxiques pour la mère, les effets sur la **fertilité** ne sont pas significatifs. La plus faible dose sans effet toxique (**DSET**) est estimée à **4,2 mg/kg/j** chez le rat (adulte) exposé par voie orale (European Commission, 2002).

#### Effets sur le développement

Dans une étude de 1979 par intubation gastrique, 0, 3, 6 ou 12 mg/kg de deltaméthrine sont administrés aux souris CD-1 du 7<sup>e</sup> jour de la gestation au 16<sup>e</sup> jour de la gestation. Les fœtus sont examinés au 18<sup>e</sup> jour de la gestation. La toxicité maternelle est observée à partir de 6 mg/kg. Le nombre de côtes surnuméraires augmente de façon dose-dépendante (IPCS, 1990).

Dans une étude de 1977 chez la souris Swiss CD-1 SPF, la substance est administrée par intubation orale (0, 0,1, 1 10 mg/kg) du 6<sup>e</sup> au 17<sup>e</sup> jour de la gestation. Au 18<sup>e</sup> jour, un délai de l'ossification est observé chez les fœtus. La substance est qualifiée de non tératogène. (IPCS, 1990). Cet effet est également observé dans une autre étude chez la souris (de 1982) et une étude chez le rat (de 1977).

Dans une étude chez le rat par intubation gastrique, l'administration de 0, 1,25, 2,5 ou 5 mg/kg du 7<sup>e</sup> jour au 20<sup>e</sup> jour ne provoque aucune anomalie chez les fœtus (IPCS, 1990).

Une étude chez le lapin New Zealand (0, 1, 4, 16 mg/kg) montre une augmentation des malformations chez les fœtus à la dose la plus forte, mais dans les limites de la souche utilisée. Les effets ne sont pas considérés comme significatifs (IPCS, 1990).

La conclusion de la monographie européenne sera reprise ici, faute de possibilité d'analyser l'ensemble des données complètes : la faible incidence des effets toxiques développement ne

survient de la même façon qu'à une dose toxique pour la mère (**DSET >2,5 mg/kg**) (European Commission, 2002).

### 3.3.1.3 Résumé comparatif des propriétés toxicologiques des deux substances

**Tableau 3.5: Comparaison des effets toxiques du fénitrothion et de la deltaméthrine**

	<b>fénitrothion</b>	<b>deltaméthrine</b>
Toxicité aiguë	<u>DL50 (voie orale rat) :</u> 330 mg/kg chez le mâle 800 mg/kg chez la femelle <u>DL50 (voie dermale rat) :</u> 890 mg/kg chez le mâle 1200 mg/kg chez la femelle	<u>DL50 (voie orale, souris) :</u> 18 mg/kg <u>DL50 (voie dermale, lapin) :</u> > 2000 mg/kg
Irritation	Non irritant	Non irritant <sup>10</sup>
Sensibilisation	Sensibilisant	Peu sensibilisant <sup>11</sup>
Toxicité chronique (effets systémiques)	DSET : 0,125 mg/kg/j	DSET : 1 mg/kg/j
Génotoxicité	Non génotoxique	Non génotoxique
Cancérogénicité	Non cancérogène	Non cancérogène
Toxicité pour la reproduction : fertilité	Pas de toxicité spécifique	Pas de toxicité spécifique
Toxicité pour la reproduction : développement	Pas de toxicité spécifique	Pas de toxicité spécifique

## 3.3.2 *Évaluation de l'exposition*

### 3.3.2.1 Généralités

Selon la technique d'application, les pulvérisations donnent naissance à des gouttelettes de pesticide d'un diamètre médian de l'ordre de 15 à 85 µm. **Ces gouttelettes peuvent être considérées très fines au regard des critères de modélisation de la dérive des phytosanitaires<sup>12</sup>.**

L'exposition par inhalation à la deltaméthrine sous forme de poudre n'est pas envisagée dans le cadre de cette étude.

<sup>10</sup> Cet effet est variable selon les produits utilisés contenant de la deltaméthrine. Voir texte.

<sup>11</sup> Non sensibilisant dans les tests chez l'animal ; des cas de sensibilisation chez l'homme ont cependant été observés. Voir texte.

<sup>12</sup> cf. les travaux du FOCUS (FORum for the Co-ordination of pesticide fate models and their USE), groupe de travail sous l'égide de la Commission européenne pour l'étude des modèles de dispersion des substances pesticides, en appui aux évaluations requises par la Directive 91/414/EEC du 15 juillet 1991.

En l'absence de données météorologiques, les expositions ont été évaluées à l'aide de modèles qui se réfèrent à des situations d'épandage identiques ou proches de celles utilisées sur l'île de la Réunion.

### 3.3.2.2 Expositions professionnelles

Les principales voies d'exposition professionnelle sont les voies respiratoire et cutanée ; l'exposition par voie orale est peu probable en milieu professionnel et ne sera pas étudiée.

Cette position est, en effet, communément adoptée lors de l'évaluation de l'exposition professionnelle aux substances existantes du règlement CEE 793/93. Il n'existe pas de critère d'évaluation du risque professionnel par ingestion de substances chimiques dans les règles du Code du Travail.

Au vu de la valeur de la pression de vapeur du fénitrothion ( $1,57 \cdot 10^{-3}$  Pa à 25°C) et de celle de la deltaméthrine ( $1,24 \cdot 10^{-8}$  Pa à 25°C), l'exposition aux vapeurs sera considérée comme négligeable dans les deux cas ; l'opérateur sera supposé n'être exposé qu'à l'aérosol formé.

La pression de vapeur du fénitrothion à 25°C est égale à 0.00157 Pa ; une valeur de 0,01 Pa est mentionnée dans le USER GUIDANCE du TNG version 1 p.66 (cas rodenticides, wax blocks) en dessous de laquelle l'exposition aux vapeurs n'est pas prise en compte. La volatilisation du fénitrothion peut donc être considérée comme négligeable et l'influence des plantes traitées ne devrait pas modifier significativement cette caractéristique.

Aucune donnée mesurée relative à l'exposition professionnelle par voie respiratoire ou par voie cutanée des opérateurs intervenant sur l'île de la Réunion avec des produits à base de fénitrothion ou de deltaméthrine n'a été fournie dans le cadre de cette étude.

Une interrogation de la base de données COLCHIC de l'INRS qui rassemble des mesures d'exposition professionnelle aux substances chimiques n'a fait ressortir aucun résultat relatif à l'exposition professionnelle respiratoire au fénitrothion ou à la deltaméthrine pour ce type d'utilisation (quelques données relatives à des expositions professionnelles dans des unités de formulation de produits à base de deltaméthrine sont indiquées mais ne sont pas pertinentes ici).

### Modalités d'évaluation des expositions professionnelles

Compte tenu du peu d'informations sur les conditions réelles d'utilisation des produits, une étude exhaustive des modèles susceptibles de représenter les opérations de traitement insecticide conduites sur l'île de la Réunion n'a pu être menée dans le cadre de cette étude.

Les modèles choisis pour caractériser l'exposition des travailleurs au fénitrothion et à la deltaméthrine sont les suivants :

- deux modèles décrits dans le Technical Notes for Guidance<sup>13</sup> "*Human Exposure to Biocides products*" avec l'approche "*niveau 1, niveau 2*" liée au degré d'Équipement de Protection Individuelle (EPI) : le modèle **Spraying Model 1 – low pressure (1 to 3 bar) insecticide application** et le modèle **Spraying Model 2 – medium pressure (4 to 7 bar) spray application, e.g. for remedial biocides** pour la pulvérisation portée (scénario 1)
- deux modèles issus du logiciel UK POEM (Predictive Operator Exposure Model) (UE, 2004 ; SSM, 2006) : le modèle **Hand-held sprayer (15 l tank) : hydraulic**

<sup>13</sup> Technical Notes for Guidance "*Human Exposure to Biocides products*", partie 2, Juin 2002, p 145 à 147.

**nozzle, Outdoor, low level target** pour la pulvérisation portée (scénario 1) et le modèle **Tractor mounted/trailed boom sprayer : rotary atomisers** pour la pulvérisation tractée (scénario 2).

Deux autres modèles cités dans le TNG : « Misting model 2 » et « Fogging model 3 » concernent des traitements se déroulant à priori uniquement à l'intérieur de bâtiments, comme indiqué dans les paragraphes « context of model » p187 et 188 du TNG, ce qui ne correspond pas à la situation d'utilisation qui est décrite à la Réunion.

Dans les différents modèles utilisés, des temps d'intervention de quatre heures par jour et cinq jours par semaine, correspondant à des périodes de traitement intensif ont été retenus pour simuler des conditions d'utilisation défavorables.

En outre, les expositions professionnelles au fénitrothion seront également évaluées à l'aide d'informations extraites de la base de données PHED (Pesticides Handlers Exposure Database).

Dans ces modèles, chaque scénario d'utilisation est décomposé en plusieurs phases :

- mélange et chargement du produit insecticide pulvérisé,
- application du produit,
- post-application : activités succédant à l'application du produit telles que le nettoyage des équipements.

#### 3.3.2.2.1 Scénario 1 : Application avec pulvérisateur porté par l'opérateur

### FENITROTHION

Conditions opératoires :

- formulation concentrée utilisée : solution à 530 g/l en fénitrothion
- concentration de l'aérosol formé : 2,5 g/l à 2,65 g/l<sup>14</sup> en fénitrothion
- port d'équipements de protection individuelle (EPI) : les deux cas "oui (gants, lunettes, masque (95% d'efficacité), vêtement de protection (94%<sup>15</sup> d'efficacité dans le cas des modèles issus du TNG et 95% dans le cas du modèle « Hand held sprayer : hydraulic nozzles, Outdoor, low level target » issu du logiciel POEM, voir annexe III))" et "non (uniquement gants)" sont envisagés.

<sup>14</sup> pour le fénitrothion, il est apparu une ambiguïté résultant des données contradictoires fournies d'une part pour la dilution des produits, dans la fiche technique « Fénitrothion – Consigne aux applicateurs » et, d'autre part, la valeur de la concentration de l'aérosol 2,50 g/l (et celle de la dose appliquée à l'hectare de 200 g/ha) figurant dans le document « Réseau de toxicovigilance du 26/01/2006 ». La fiche technique « fénitrothion » indique un dosage de 50 ml pour 10 l quel que soit le type de produit concentré (500 g/l et 530 g/l), ce qui conduit à des concentrations de l'aérosol formé de 2,50 à 2,65 g/l. Dans le scénario UK POEM, les deux concentrations d'aérosol de 2,5 et de 2,65 g/l ont été utilisées, fournissant des résultats d'exposition très voisins ; seul le modèle à 2,65 g/l est présenté dans le rapport pour le scénario « pulvérisateur à dos porté ».

<sup>15</sup> Pour les modèles du TNG « Spraying model 1 » et « Spraying model 2 » correspondant à la pulvérisation portée, la valeur de protection cutanée de 94% a été retenue ; cette valeur est celle régulièrement utilisée dans les évaluations des risques des dossiers biocides. Pour le scénario pulvérisation portée, le logiciel POEM mentionne une perméabilité de 5% pour le tronc et les jambes correspondant à donc une protection cutanée de 95%. La valeur de 94% ne se rapporte donc qu'aux modèles du TNG.

- durée de l'application : 4h/j et 5j/sem (pire cas)
- surface traitée : 5 ha/j (pire cas)
- dose : 200 g/ha ou 0,377 l/ha de formulation concentrée (INVS- Note DGS 2006b).

Les coefficients d'absorption cutanée et respiratoire retenus sont de 100% (voir paragraphe « toxicocinétique, métabolisme et distribution » concernant le fénitrothion).

## Exposition par inhalation

### Données estimées

#### a) Modèle pulvérisation 1 – Application d'insecticide à faible pression (1 à 3 bar)

La valeur de la concentration atmosphérique 130 mg/m<sup>3</sup> exprimée en mg d'aérosol a été reportée dans ce modèle et correspond au cas percentile 75 (le cas percentile 95 ne figure pas dans le modèle). L'aérosol ayant une concentration de 2,5 g/l en fénitrothion (0,25%), l'exposition inhalatoire au fénitrothion est égale à  $130 \times 0,0025 = 0,325 \text{ mg sa/m}^3$  (sa : **substance active**).

**La dose systémique par inhalation déterminée (percentile 75) avec EPI est :  $1,14 \cdot 10^{-3} \text{ mg sa/kg/j}$ .**

Les calculs détaillés sont présentés dans les annexes Ia et Ib. Comme indiqué dans le tableau correspondant (voir annexes), les vêtements de protection protègent la peau à hauteur de 94% et réduisent l'exposition cutanée de 60240 mg à 3614 mg ; mais il faut également tenir compte de l'exposition des mains à l'intérieur des gants qui vient niveler cette valeur de 94% en la réduisant effectivement à 81,2%.

#### b) Modèle pulvérisation 2 – Application d'insecticide à moyenne pression (4 à 7 bar), « e.g. for remedial biocides »

Ce modèle, très proche du précédent, est décrit dans le Technical Notes for Guidance “*Human Exposure to Biocides products*”, partie 2 Juin 2002, p 148 à 150; il est basé sur les études suivantes “ HSE survey 1988, BPCA 1990, EcoS 1996, IOM study on PPE,1996” ; il inclut la valeur d'exposition survenant au cours de l'opération de mélange et de chargement dans celle correspondant à l'application. Pour ce type de scénario, le modèle considérera comme négligeable l'exposition correspondant à la post application étant données les durée, fréquence et nature des travaux concernés : par exemple entretien des buses de pulvérisation.

Les valeurs de la concentration atmosphérique 198 mg/m<sup>3</sup> et 76 mg/m<sup>3</sup> exprimées en mg d'aérosol ont été reportées dans ce modèle et correspondent respectivement aux cas percentile 95 et percentile 75. L'aérosol ayant une concentration de 2,5 g/l en fénitrothion (0,25%), les expositions par inhalation au fénitrothion sont respectivement égales à  $198 \times 0,0025 = 0,5 \text{ mg sa/m}^3$  (percentile 95) et  $76 \times 0,0025 = 0,19 \text{ mg sa/m}^3$  (percentile 75).

**La dose systémique par inhalation (percentile 95) déterminée avec EPI est :  $1,7 \cdot 10^{-3} \text{ mg sa/kg/j}$**

**La dose systémique par inhalation (percentile 75) déterminée avec EPI est :  $0,67 \cdot 10^{-3} \text{ mg sa/kg/j}$**

Les calculs détaillés sont présentés aux annexes IIa et IIb.

c) Logiciel UK POEM ( Predictive Operator Exposure Model)

Ce logiciel permet d'estimer les expositions cutanée et respiratoire pour le scénario 1 correspondant à l'application par pulvérisation portée ; les conditions opératoires sont celles énoncées antérieurement.

Avec une concentration de l'aérosol formé : 2,65 g/l en fénitrothion, la valeur de concentration atmosphérique est estimée à : 0,042 mg sa/m<sup>3</sup>.

**La dose systémique par inhalation déterminée avec EPI est : 0,15 10<sup>-3</sup> mg sa/kg/j**

Les calculs détaillés sont présentés à l'annexe III.

d) Estimations issues de la base de données PHED (Pesticides Handlers Exposure Database)

Des valeurs de doses systémiques par inhalation déterminées avec EPI ont été reportées dans le rapport “ Reregistration Eligibility Decision – fénitrothion- List A Case 0445 ”, EPA, juillet 1995 ; celles-ci ont été extraites de la base de données PHED et concernaient entre autres l'application par pulvérisation portée.

**Les doses systémiques par inhalation déterminée avec EPI sont comprises dans l'intervalle de 0,4 10<sup>-3</sup> mg sa/kg/j à 0,6 10<sup>-3</sup> mg sa/kg/j.**

Les résultats d'exposition par inhalation sont reportés dans le tableau 3.6 ci-dessous :

**Tableau 3.6: Expositions par inhalation pour le scénario 1 « pulvérisation portée » (fénitrothion)**

Modèles	Concentration atmosphérique mg sa/m <sup>3</sup>	Dose systémique par inhalation (EPI) mg sa/kg/j
Modèle pulvérisation 1 - TNG - Basse pression	0,325 (percentile 75)	1,14 10 <sup>-3</sup> (percentile 75)
Modèle pulvérisation 2 - TNG - Moyenne pression	0,5 (percentile 95) 0,19 (percentile 75)	1,7 10 <sup>-3</sup> (percentile 95) 0,67 10 <sup>-3</sup> (percentile 75)
Logiciel UK POEM Pulvérisation portée	0,042	0,15 10 <sup>-3</sup>

PHED Pulvérisation portée	-	0,4 10 <sup>-3</sup> à 0,6 10 <sup>-3</sup>
------------------------------	---	---

## Exposition cutanée

### Données estimées

#### a) Modèle pulvérisation 1 – Application d’insecticide à faible pression (1 à 3 bar)

L'évaluation de l'exposition professionnelle cutanée a été réalisée avec et sans EPI ; le port d'EPI réduit de 94 % l'exposition cutanée. Ce modèle conduit aux valeurs suivantes d'exposition cutanées à l'aérosol :

- sans EPI : 69696 mg/j (percentile 95) et 24648 mg/j (percentile 75)
- avec EPI : 13070 mg/j (percentile 95) et 3893 mg/j (percentile 75).

L'aérosol formé ayant une concentration de 2,5 g/l en fénitrothion (0,25 %), l'exposition cutanée au fénitrothion est égale à :

- sans EPI : 174,2 mg sa/j (percentile 95) et 61,54 mg sa/j (percentile 75)
- **avec EPI : 32,7 mg sa/j (percentile 95) et 9,73 mg sa/j (percentile 75).**

Le coefficient d'absorption cutanée retenu étant égal à 100 %, **la dose systémique cutanée avec EPI est : 0,47 mg sa/kg/j (percentile 95) et 0,14 mg sa/kg/j (percentile 75).**

Les calculs détaillés sont présentés aux annexes Ia et Ib.

#### b) Modèle pulvérisation 2 – Application d’insecticide à moyenne pression (4 à 7 bar), « e.g. for remedial biocides »

L'évaluation de l'exposition professionnelle cutanée a été réalisée avec et sans EPI ; le port d'EPI réduit de 94 % l'exposition cutanée. Ce modèle conduit aux valeurs d'expositions dermales à l'aérosol suivantes :

- sans EPI : 612240 mg/j (percentile 95) et 56442 mg/j (percentile 75)
- avec EPI : 138480 mg/j (percentile 95) et 6364 mg/j (percentile 75).

L'aérosol formé ayant une concentration de 2,5 g/l en fénitrothion (0,25 %), l'exposition cutanée au fénitrothion est égale à :

- sans EPI : 1530 mg sa/j (percentile 95) et 141 mg sa/j (percentile 75)
- **avec EPI : 346,2 mg sa/j (percentile 95) et 15,9 mg sa/j (percentile 75).**

Le coefficient d'absorption cutanée retenu étant égal à 100%, **la dose systémique cutanée avec EPI est : 4,94 mg sa/kg/j (percentile 95) et 0,23 mg sa /kg/j (percentile 75).**

Les calculs détaillés sont présentés aux annexes IIa et IIb.

c) Logiciel UK POEM ( Predictive Operator Exposure Model)

Les conditions opératoires sont celles énoncées antérieurement.

L'exposition cutanée au fénitrothion est estimée à :

- **377.58 mg sa/j.**

Le coefficient d'absorption cutanée retenu étant égal à 100 %, **la dose systémique cutanée avec EPI est : 5,39 mg sa/kg/j.**

Les calculs détaillés sont présentés à l'annexe III.

d) Estimations issues de la base de données PHED (Pesticides Handlers Exposure Database)

Des valeurs de doses systémiques cutanées déterminées avec EPI ont été reportées dans le rapport “ Reregistration Eligibility Decision - fénitrothion - List A Case 0445 ”, EPA, juillet 1995 ; celles-ci ont été extraites de la base de données PHED et concernaient, entre autres, l'application par pulvérisation portée.

**Les doses systémiques cutanées déterminées avec EPI sont comprises dans l'intervalle de 0,2 mg sa/kg/j à 2,65 mg sa/kg/j.**

Les résultats d'exposition cutanée sont reportés dans le tableau 3.7 ci-après :

**Tableau 3.7 : Doses systémiques cutanées pour le scénario 1 « pulvérisation portée » (fénitrothion)**

Modèles	Dose systémique cutanée (EPI) mg sa/kg/j
Modèle pulvérisation 1 - TNG - Basse pression	0,47 (percentile 95) 0,14 (percentile 75)
Modèle pulvérisation 2 - TNG - Moyenne pression	4,94 (percentile 95) 0,23 (percentile 75)
Logiciel UK POEM Pulvérisation portée	5,39
PHED Pulvérisation portée	0,2 à 2,65

Pour le scénario 1, **Application avec pulvérisateur porté par l'opérateur**, l'ensemble des valeurs des doses systémiques cutanée et par inhalation est reporté dans le tableau 3.8 ci-dessous :

**Tableau 3.8 : Doses systémiques totales pour le scénario 1 « pulvérisation portée » (féntrothion)**

Modèles	Dose systémique cutanée (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique par inhalation (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique totale mg sa/kg/j
Modèle pulvérisation 1 - TNG -Basse pression	0,47 (percentile 95) 0,14 (percentile 75)	1,14 10 <sup>-3</sup> (percentile 75) 1,14 10 <sup>-3</sup> (percentile 75)	0,471 (percentile 95) 0,141 (percentile 75)
Modèle pulvérisation 2 - TNG - Moyenne pression	4,94 (percentile 95) 0,23 (percentile 75)	1,7 10 <sup>-3</sup> (percentile 95) 0,67 10 <sup>-3</sup> (percentile 75)	4,942 (percentile 95) 0,23 (percentile 75)
Logiciel UK POEM Pulvérisation portée	5,39	0,15 10 <sup>-3</sup>	5,39
PHED Pulvérisation portée	0,2 à 2,65	0,4 10 <sup>-3</sup> à 0,6 10 <sup>-3</sup>	0,2 à 2,65

## DELTAMETHRINE

Conditions opératoires :

- formulation concentrée utilisée : solution AQUA K OTHRINE à 20 g/l en deltaméthrine
- concentration de l'aérosol formé : 0,02 g/l en deltaméthrine en solution aqueuse
- port d'équipement de protection individuel (EPI) : les deux cas "oui (gants, lunettes, masque (95% d'efficacité), vêtement de protection (94% d'efficacité dans le cas des modèles issus du TNG et 95% dans le cas du modèle Hand held sprayer issu du logiciel POEM , voir annexe VII)" et "non (uniquement gants)" sont envisagés.
- dose = 1g/ha en deltaméthrine ou 0,05 l/ha de formulation concentrée
- surface traitée = 5 ha/j (pire cas)
- durée de l'application = 4h/j (pire cas).

Les coefficients d'absorption cutanée et par voie respiratoire retenus sont respectivement de 10% et de 100% (voir paragraphe "toxicocinétique, métabolisme et distribution" concernant la deltaméthrine).

## Exposition par inhalation

Données estimées

### e) Modèle pulvérisation 1 – Application d'insecticide à faible pression (1 à 3 bar)

Ce modèle est décrit dans le Technical Notes for Guidance "Human Exposure to Biocides products", partie 2 Juin 2002, p 145 à 147; il est basé sur les études suivantes " HSE survey 1992-3, IOM study on PPE,1996"; comme indiqué dans le paragraphe « context of model » p 146, ce modèle est adapté, entre autres, pour évaluer l'exposition survenant lors de l'utilisation de matériel générant un jet pulvérisé de fines particules, projetées en hauteur, pour des traitements insecticides réalisés à l'extérieur ou à l'intérieur de bâtiments. Il inclut la valeur d'exposition survenant au cours de l'opération de mélange et de chargement dans celle correspondant à l'application. Pour ce type de scénario, le modèle considérera comme négligeable l'exposition correspondant à la post application étant données les durée, fréquence et nature des travaux concernés : par exemple entretien des buses de pulvérisation.

La valeur de la concentration atmosphérique  $130 \text{ mg/m}^3$  exprimé en mg d'aérosol a été reportée dans ce modèle et correspond au cas percentile 75 (le cas percentile 95 ne figure pas dans le modèle). L'aérosol ayant une concentration de 0,02 g/l en deltaméthrine (0.002%), l'exposition inhalatoire à la deltaméthrine est égale à  $130 * 0,00002 = 0,0026 \text{ mg/m}^3$  soit  $2,6 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ .

**La dose systémique par inhalation déterminée (percentile 75) avec EPI est :  $0,0093 \text{ } 10^{-3} \text{ mg sa/kg/j}$  (sa : substance active)**

Les calculs détaillés sont présentés aux annexes VIa et VIb.

### f) Logiciel UK POEM ( Predictive Operator Exposure Model)

Ce logiciel permet d'estimer les expositions par voies cutanée et respiratoire pour le scénario 1 correspondant à l'application par pulvérisation portée ; les conditions opératoires sont celles énoncées antérieurement.

La valeur de concentration atmosphérique est estimée à :  $0,00032 \text{ mg sa/m}^3$  ou  $0,32 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ .

**La dose systémique par inhalation déterminée avec EPI est :  $0,00114 \text{ } 10^{-3} \text{ mg sa/kg/j}$**

Les calculs détaillés sont présentés à l'annexe VII.

Les résultats d'exposition par inhalation sont reportés dans le tableau 3.9 ci-dessous :

**Tableau 3.9 : Expositions par inhalation pour le scénario 1 « pulvérisation portée » (deltaméthrine)**

Modèles	Concentration atmosphérique $\text{mg sa/m}^3$	Dose systémique par inhalation (EPI) $\text{mg sa/kg/j}$

Modèle pulvérisation 1 - TNG - Basse pression	0,0026 (percentile 75)	0,0093 10 <sup>-3</sup> (percentile 75)
Logiciel UK POEM Pulvérisation portée	0,00032	0,00114 10 <sup>-3</sup>

## Exposition par voie cutanée

Données estimées

### g) Modèle pulvérisation 1 – Application d’insecticide à faible pression (1 à 3 bar)

L'évaluation de l'exposition professionnelle cutanée a été réalisée avec et sans EPI ; le port d'EPI réduit de 94 % l'exposition cutanée. Ce modèle conduit aux valeurs suivantes d'exposition cutanée à l'aérosol :

- sans EPI : 69696 mg/j (percentile 95) et 24648 mg/j (percentile 75)
- avec EPI : 13070 mg/j (percentile 95) et 3893 mg/j (percentile 75).

L'aérosol formé ayant une concentration de 0,02 g/l en deltaméthrine (0,002%), l'exposition cutanée à la deltaméthrine est égale à:

- sans EPI : 1,4 mg sa/j (percentile 95) et 0,49 mg sa/j (percentile 75)
- avec EPI : **0,26 mg sa/j (percentile 95) et 0,078 mg sa/j (percentile 75).**

Le coefficient d'absorption cutanée retenu étant égal à 10%, **la dose systémique cutanée avec EPI est : 0,37 10<sup>-3</sup> mg sa/kg/j (percentile 95) et 0,11 10<sup>-3</sup> mg sa/kg/j (percentile 75).**

Les calculs détaillés sont présentés aux annexes VIa et VIb.

### h) Logiciel UK POEM ( Predictive Operator Exposure Model)

Les conditions opératoires sont celles énoncées antérieurement.

L'exposition cutanée à la deltaméthrine est estimée à :

- **8,75 mg sa/j**

Le coefficient d'absorption cutanée retenu étant égal à 10%, **la dose systémique cutanée avec EPI est : 0,0125 mg sa/kg/j.**

Les calculs détaillés sont présentés à l'annexe VII.

## Résumé des niveaux d'exposition

Les résultats d'exposition cutanée sont reportés dans le tableau 3.10 ci-dessous :

**Tableau 3.10 : Doses systémiques cutanées pour le scénario 1 « pulvérisation portée » (deltaméthrine)**

Modèles	Dose systémique cutanée (EPI)
---------	-------------------------------

	mg sa/kg/j
Modèle pulvérisation 1 - TNG - Basse pression	0,37 10 <sup>-3</sup> (percentile 95) 0,11 10 <sup>-3</sup> (percentile 75)
Logiciel UK POEM Pulvérisation portée	12,5 10 <sup>-3</sup>

Pour le **scénario 1 Application avec pulvérisateur porté par l'opérateur**, l'ensemble des valeurs des doses systémiques cutanées et par inhalation sont reportées dans le tableau 3.11 ci-dessous :

**Tableau 3.11 : Doses systémiques totales pour le scénario 1 « par pulvérisation portée » (deltaméthrine)**

Modèles	Dose systémique cutanée (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique par inhalation (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique totale mg sa/kg/j
Modèle pulvérisation 1 - TNG - Basse pression	0,37 10 <sup>-3</sup> (percentile 95) 0,11 10 <sup>-3</sup> (percentile 75)	0,0093 10 <sup>-3</sup> (percentile 75) 0,0093 10 <sup>-3</sup> (percentile 75)	0,38 10 <sup>-3</sup> (percentile 95) 0,12 10 <sup>-3</sup> (percentile 75)
Logiciel UK POEM Pulvérisation portée	12,5 10 <sup>-3</sup>	0,00114 10 <sup>-3</sup>	12,501 10 <sup>-3</sup>

### 3.3.2.2 Scénario 2 : Application avec pulvérisateur tracté (monté sur 4x4)

#### FENITROTHION

Conditions opératoires :

- formulation concentrée utilisée : solution organique à 500 g/l en fénitrothion
- concentration de l'aérosol formé : 2,5 g/l en fénitrothion
- dose utilisée par hectare : 200 g/ha en fénitrothion ou 0,4 l/ha de formulation concentrée
- port d'équipement de protection individuelle (EPI) : oui (gants, masque (95 % d'efficacité), vêtement de protection (95% d'efficacité, voir annexe IV))
- durée de l'application : 4 h/j 5 j/sem
- surface traitée : 5 ha/j

Les coefficients d'absorption cutanée et respiratoire retenus sont égaux à 100 %.

- **Exposition par inhalation**

Données estimées

Il n'y a pas de modèle dans le Technical Notes for Guidance “*Human Exposure to Biocides products*” se rapportant explicitement à la pulvérisation tractée. L'estimation de l'exposition sera réalisée à l'aide du logiciel UK POEM.

a) Logiciel UK POEM ( Predictive Operator Exposure Model)

Ce logiciel permet d'estimer les expositions cutanées et par inhalation pour le scénario 2 correspondant à l'application par pulvérisation tractée (Tractor-mounted /trailed boom sprayer : rotary atomisers).

La valeur de concentration atmosphérique est estimée à : 0,01 mg sa/m<sup>3</sup>.

**La dose systémique par inhalation déterminée avec EPI est : 0,035 10<sup>-3</sup> mg sa/kg/j.**

Les calculs détaillés sont présentés à l'annexe IV.

b) Estimations issues de la base de données PHED (Pesticides Handlers Exposure Database)

Des valeurs de doses systémiques par inhalation déterminées avec EPI ont été reportées dans le rapport “Réévaluation du fénitrothion” de l’Australian Pesticide Veterinary Medicines Authority de Mars 2004 ; celles-ci ont été extraites de la base de données PHED et concernaient entre autres l'application par pulvérisation tractée.

**La dose systémique par inhalation déterminée avec EPI est : 1,5 10<sup>-3</sup> mg sa/kg/j**

Les résultats d'exposition par voie respiratoire sont reportés dans le tableau 3.12 ci-dessous :

**Tableau 3.12 : Expositions par inhalation pour le scénario 2 « pulvérisation tractée » (fénitrothion)**

Modèles	Concentration atmosphérique mg sa/m <sup>3</sup>	Dose systémique par inhalation (EPI) mg sa/kg/j
Logiciel UK POEM Pulvérisation tractée	0,01	0,035 10 <sup>-3</sup>
PHED Pulvérisation tractée	-	1,5 10 <sup>-3</sup>

### Exposition cutanée

Données estimées

a) Logiciel UK POEM ( Predictive Operator Exposure Model)

L'exposition cutanée au fénitrothion est estimée à :

- **14,25 mg sa/j**

Le coefficient d'absorption cutanée retenu étant égal à 100 %, **la dose systémique cutanée avec EPI est : 0,2mg sa/kg/j.**

Les calculs détaillés sont présentés à l'annexe IV.

b) Estimations issues de la base de données PHED (Pesticides Handlers Exposure Database)

Des valeurs de doses systémiques cutanées déterminées avec EPI ont été reportées dans le rapport "Réévaluation du fénitrothion" de l'Australian Pesticide Veterinary Medicines Authority de Mars 2004 ; celles-ci ont été extraites de la base de données PHED et concernaient, entre autres, l'application par pulvérisation tractée.

**La dose systémique cutanée déterminée avec EPI est égale à 0,07 mg sa/kg/j.**

Les résultats d'exposition cutanée sont reportés dans le tableau 3.13 ci-dessous :

**Tableau 3.13 : Doses cutanées pour le scénario 2 « pulvérisation tractée » (fénitrothion)**

Modèles	Dose systémique cutanée (EPI) mg sa/kg/j
Logiciel UK POEM Pulvérisation tractée	0,2
PHED Pulvérisation tractée	0,07

Pour le scénario 2 : **Application avec pulvérisateur tracté**, l'ensemble des valeurs des doses systémiques cutanée et respiratoire sont reportées dans le tableau 3.14 ci-dessous :

**Tableau 3.14 : Doses systémiques totales pour le scénario 2 « pulvérisation tractée » (fénitrothion)**

Modèles	Dose systémique cutanée (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique par inhalation (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique totale mg sa/kg/j

Logiciel UK POEM Pulvérisation tractée	0,2	$0,035 \cdot 10^{-3}$	0,2
PHED Pulvérisation tractée	0,07	$1,5 \cdot 10^{-3}$	0,0715

## DELTAMETHRINE

Conditions opératoires :

- formulation concentrée utilisée : solution organique à 15,5 g/l en deltaméthrine
- concentration de l'aérosol formé : 10,3 g/l en deltaméthrine en milieu solvant
- dose utilisée par hectare : 1g/ha en deltaméthrine ou 0,0645 l/ha de formulation concentrée
- port d'équipement de protection individuel (EPI) : gants, masque (95% d'efficacité), vêtement de protection (95% d'efficacité, voir annexe VIII)
- durée et fréquence de l'application : 4h/jour et 5jour/semaine.
- surface traitée : 5 ha/j.

Les coefficients d'absorption cutané et respiratoire retenus sont respectivement égaux à 10% et 100%.

### • Exposition par inhalation

Données mesurées

Une étude menée par le département Ingénierie des Procédés de l'INRS ayant pour but de déterminer l'efficacité d'un filtre équipant une cabine de tracteur pulvérisant un insecticide à base de deltaméthrine a conduit aux résultats suivants :

- concentration atmosphérique en deltaméthrine dans le voisinage extérieur du tracteur :  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (pour une concentration de l'aérosol formé égale à 0,019 g/l en deltaméthrine)
- concentration dans la cabine du tracteur :  $0,004 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en deltaméthrine
- traitement de 4h/j, 5j/sem.

Données estimées

Il n'y a pas de modèle dans le Technical Notes for Guidance “*Human Exposure to Biocides products*” se rapportant explicitement à la pulvérisation tractée. L'estimation de l'exposition sera réalisée à l'aide du logiciel UK POEM.

Logiciel UK POEM ( Predictive Operator Exposure Model)

Ce logiciel permet d'estimer les expositions cutanée et par inhalation pour le scénario 2 correspondant à l'application par pulvérisation tractée (montée sur 4x4) (Tractor-mounted /trailed boom sprayer : rotary atomisers).

La valeur de concentration atmosphérique est estimée à : 0,04 mg sa/m<sup>3</sup>.

**La dose systémique par inhalation déterminée avec EPI est : 0,14 10<sup>-3</sup> mg sa/kg/j**

Les calculs détaillés sont présentés à l'annexe VIII.

Les résultats d'exposition par inhalation sont reportés dans le tableau 3.15 ci-dessous :

**Tableau 3.15 : Exposition par inhalation pour le scénario 2 « pulvérisation tractée » (deltaméthrine)**

Modèles	Concentration atmosphérique mg sa/m <sup>3</sup>	Dose systémique par inhalation (EPI) mg sa/kg/j
Logiciel UK POEM Pulvérisation tractée	0,04	0,14 10 <sup>-3</sup>

- **Exposition cutanée**

Données estimées

Logiciel UK POEM ( Predictive Operator Exposure Model)

L'exposition cutanée à la deltaméthrine est estimée à :

- **8 mg sa/j.**

Le coefficient d'absorption cutanée retenu étant égal à 10%, **la dose systémique cutanée avec EPI est : 0,011 mg sa/kg/j.**

Les calculs détaillés sont présentés à l'annexe VIII.

Résumé des niveaux d'exposition

Les résultats d'exposition cutanée sont reportés dans le tableau 3.16 ci-dessous :

**Tableau 3.16 : Dose systémique cutanée pour le scénario 2 « pulvérisation tractée » (deltaméthrine)**

Modèles	Dose systémique cutanée (EPI)
---------	-------------------------------

	mg sa/kg/j
Logiciel UK POEM Pulvérisation tractée	0,011

Pour le **scénario 2 Application avec pulvérisateur tracté**, l'ensemble des valeurs des doses systémiques cutanée et par inhalation sont reportées dans le tableau 3.17 ci-dessous :

**Tableau 3.17 : Dose systémique totale pour le scénario 2 « pulvérisation tractée » (deltaméthrine)**

Modèles	Dose systémique cutanée (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique par inhalation (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique totale mg sa/kg/j
Logiciel UK POEM Pulvérisation tractée	0,011	$0,14 \cdot 10^{-3}$	0,011

### 3.3.2.2.3 Résumé de l'exposition professionnelle

#### FENITROTHION

Les doses systémiques par voie cutanée, par inhalation et totales (cutanée et respiratoire) relatives à la mise en œuvre du fénitrothion selon les scénarii 1 (Pulvérisation portée) et 2 (Pulvérisation tractée) sont reportées dans le tableau 3.18 :

**Tableau 3.18 : Doses systémiques totales pour les scénarii 1 et 2 (fénitrothion)**

Modèles	Dose systémique cutanée (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique par inhalation (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique totale mg sa/kg/j
Scénario 1	0,47 (percentile 95)	$1,14 \cdot 10^{-3}$ (percentile 75)	0,471 (percentile 95)
Pulvérisation portée Spraying Mod 1 TNG Low pressure	0,14 (percentile 75)	$1,14 \cdot 10^{-3}$ (percentile 75)	0,141 (percentile 75)
Scénario 1	4,94 (percentile 95)	$1,7 \cdot 10^{-3}$ (percentile 95)	4,942 (percentile 95)
Pulvérisation portée Spraying Mod 2	0,23 (percentile 75)	$0,67 \cdot 10^{-3}$ (percentile 75)	0,23 (percentile 75)

TNG Medium pressure			
Scénario 1 Pulvérisation portée Logiciel UK POEM	5,39	$0,15 \cdot 10^{-3}$	5,39
Scénario 1 Pulvérisation portée PHED	0,2 à 2,65	$0,4 \cdot 10^{-3}$ à $0,6 \cdot 10^{-3}$	0,2 à 2,65
Scénario 2 Pulvérisation tractée Logiciel UK POEM	0,2	$0,035 \cdot 10^{-3}$	0,2
Scénario 2 Pulvérisation tractée PHED	0,07	$1,5 \cdot 10^{-3}$	0,0715

## DELTAMETHRINE

Les doses systémiques par voie cutanée, par inhalation et totales (cutanée et respiratoire) relatives à la mise en œuvre de la deltaméthrine selon les scénarii 1 (Pulvérisation portée) et 2 (Pulvérisation tractée) sont reportées dans le tableau 3.19 :

**Tableau 3.19 : Doses systémiques totales pour les scénarii 1 et 2 (deltaméthrine)**

Modèles	Dose systémique cutanée (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique par inhalation (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique totale mg sa/kg/j
Scénario 1 Pulvérisation portée Modèle pulvérisation 1 TNG	$0,37 \cdot 10^{-3}$ (percentile 95) $0,11 \cdot 10^{-3}$ (percentile 75)	$0,0093 \cdot 10^{-3}$ (percentile 75) $0,0093 \cdot 10^{-3}$ (percentile 75)	$0,38 \cdot 10^{-3}$ (percentile 95) $0,12 \cdot 10^{-3}$ (percentile 75)

Basse pression			
Scénario 1 Pulvérisation portée Logiciel UK POEM	$12,5 \cdot 10^{-3}$	$0,00114 \cdot 10^{-3}$	$12,501 \cdot 10^{-3}$
Scénario 2 Pulvérisation tractée Logiciel UK POEM	0,011	$0,14 \cdot 10^{-3}$	0,011

#### 3.3.2.2.4 Discussion

L'absence de données mesurées relatives à l'exposition professionnelle des opérateurs chargés des traitements insecticides à base de fénitrothion et de deltaméthrine sur l'île de la Réunion nous a conduit à rechercher des modèles d'exposition utilisables pour évaluer cette exposition professionnelle.

Les expositions ont été évaluées dans deux contextes d'épandage des produits de lutte antivectorielle :

- pulvérisation portée (scénario 1)
- pulvérisation tractée (scénario 2)

Les modèles retenus pour cette étude se rapprochent des conditions opératoires mises en oeuvre sur l'île de la Réunion sans toutefois les décrire parfaitement ; il demeure par exemple une incertitude sur le type d'aérosol couvert par ces modèles. Un examen approfondi des documents "sources" ayant servi à l'élaboration de ces modèles (issus du TNG ou du logiciel UK POEM) permettrait sans doute de lever certaines de ces interrogations en comparant les paramètres utilisés par ces modèles avec les conditions opératoires mises en oeuvre sur l'île de la Réunion. Nous avons exclu les modèles "Misting model 2" ou "Fogging model 3" du TNG pour simuler les traitements insecticides effectués sur l'île de la Réunion ; en effet, ces modèles s'appliquent plutôt aux opérations réalisées à l'intérieur de bâtiments et risquent d'introduire un biais important dans l'évaluation de l'exposition.

Il est important de noter qu'aucune donnée métrologique acquise spécifiquement lors des opérations conduites à La Réunion ne permet d'affiner les résultats obtenus. Une évaluation plus précise de l'exposition professionnelle, voire le choix de modèles différents, aurait pu être obtenue avec des données mesurées d'expositions cutanées et respiratoires, des données sur la surface traitée, par jour et par opérateur, ainsi que sur la composition chimique exacte des formulations. Ces données auraient compléter utilement celles déjà disponibles.

Concernant l'exploitation des résultats obtenus, les doses systémiques totales retenues pour caractériser le risque inhérent à chaque scénario sont les doses les plus élevées issues des différents modèles étudiés, à l'exception du modèle "pulvérisateur moyenne pression" vraisemblablement peu utilisé sur l'île de la Réunion.

Les valeurs des doses systémiques totales sont pondérées d'un facteur 0,71 pour prendre en compte une durée de travail de 5 jours par semaine.

## FENITROTHION

Les doses systémiques retenues pour l'évaluation des risques (fénitrothion) sont reportées dans le tableau 3.20 ci-dessous.

Pour le scénario 1 "pulvérisation portée", les doses systémiques totales sont comprises dans l'intervalle 0,14 mg sa/kg/j à 5,39 mg sa/kg/j.

Pour le scénario 2 "pulvérisation tractée", les doses systémiques totales sont comprises dans l'intervalle 0,071 mg sa/kg/j à 0.2 mg sa/kg/j.

Ces résultats semblent indiquer une exposition moindre dans le cas du scénario 2 "pulvérisation tractée" comparée à celle du scénario 1 "pulvérisation portée".

Pour les deux scénarii, les valeurs supérieures sont issues du logiciel UK POEM ; les doses systémiques retenues pour l'évaluation des risques sont reportées dans le tableau 3.20 :

**Tableau 3.20 : Tableau de synthèse des doses systémiques retenues pour l'évaluation des risques (fénitrothion)**

Scénario	Dose systémique cutanée (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique par inhalation (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique totale mg sa/kg/j	Dose systémique totale (pondérée à 5 jour sur 7) mg sa/kg/j
Scénario 1 Pulvérisation portée	5,39	0,15 10 <sup>-3</sup>	5,39	3,85
Scénario 2 Pulvérisation tractée	0,2	0,035 10 <sup>-3</sup>	0,2	0,142

## DELTAMETHRINE

Les doses systémiques retenues pour l'évaluation des risques sont reportées dans le tableau 3.21.

Pour le scénario 1 "pulvérisation portée", les doses systémiques totales sont comprises dans l'intervalle 0,12 10<sup>-3</sup> mg sa/kg/j à 12,501 10<sup>-3</sup> mg sa/kg/j.

Pour le scénario 2 "pulvérisation tractée", une seule dose systémique totale égale à 11 10<sup>-3</sup> mg sa/kg/j a été déterminée.

Comme dans le cas du fénitrothion, ces résultats semblent indiquer une exposition moindre dans le cas du scénario 2 “pulvérisation tractée” comparée à celle du scénario 1 “pulvérisation portée”.

**Tableau 3.21 : Tableau de synthèse des doses systémiques retenues pour l'évaluation des risques (deltaméthrine)**

Scénario	Dose systémique cutanée (EPI) mg /kg/j	Dose systémique par inhalation (EPI) mg /kg/j	Dose systémique totale mg /kg/j	Dose systémique totale (pondérée à 5 jours sur 7) mg /kg/j
Scénario 1 Pulvérisation portée	12,5 10 <sup>-3</sup>	0,00114 10 <sup>-3</sup>	12,501 10 <sup>-3</sup>	8,93 10 <sup>-3</sup>
Scénario 2 Pulvérisation tractée	11 10 <sup>-3</sup>	0,14 10 <sup>-3</sup>	11 10 <sup>-3</sup>	7,85 10 <sup>-3</sup>

### 3.3.2.3 Expositions de l'homme consommateur

Les évaluations de risques sanitaires conduites dans le cadre de la réglementation communautaire proposent 3 types d'exposition humaine selon que l'individu est : travailleur (traité précédemment), homme dans l'environnement ou homme consommateur.

**Dans ce contexte, on entend par « homme consommateur » l'individu qui peut être exposé dans son environnement domestique :**

- suite à des pulvérisations intérieures effectuées par lui-même ou bien par une autre personne (cas de l'enfant exposé si ses parents procèdent à une désinsectisation). Ces scénarii d'exposition correspondent à des cas-types traités dans le guide méthodologique de référence pour l'évaluation des expositions humaines aux substances biocides (*Technical Notes for Guidance on behalf on Directorate General for Environment*, juin 2002 ; *Insect repellents, products used by non professionals*). Les modèles proposés fournissent des doses d'exposition selon la nature du dispositif utilisé (packs, plug-in vaporisers...). Cependant, **pour les substances étudiées, il n'a pas été décrit d'utilisations domestiques de dispositifs ou de produits susceptibles d'en contenir**. Ces outils n'ont donc pas été mis en œuvre dans le cadre de cette première approche des expositions humaines ;
- suite à des pulvérisations extérieures susceptibles de contaminer les environnements domestiques. Il existe peu de données relatives aux expositions consécutives à ces pratiques dans la littérature scientifique. Des équipes de recherche américaines et japonaises ont étudié de tels transferts. Certains travaux se sont même intéressés précisément aux épandages de fénitrothion (Kawahara, 2005). Pour ces études, des

mesures dans les poussières d'habitations ont systématiquement été réalisées ; les auteurs ne décrivent pas le recours à des modèles. En outre, la mesure de biomarqueurs urinaires est également utilisée. Dans le contexte de la lutte anti-vectorielle conduite à La Réunion lors de l'épidémie de Chikungunya, **aucune mesure n'a été réalisée à ce jour dans les poussières des habitations réunionnaises à proximité des zones traitées**. Ainsi, considérant qu'il n'existe pas d'outils numériques opérationnels pour ce type d'exposition et sur la base des pratiques décrites par la préfecture de La Réunion (pulvérisations la nuit et recommandations de confinement des personnes), les expositions domestiques liées aux opérations de démoustication extérieures n'ont pas été étudiées plus spécifiquement, dans un contexte de première approche des expositions humaines.

Si l'homme « consommateur » n'a pas été pris en compte dans cette première approche, il n'en demeure pas moins que la caractérisation de son exposition mériterait cependant d'être approfondie pour les raisons suivantes :

- des pulvérisations intérieures ont bien été décrites, notamment dans des écoles ;
- l'intensité des opérations laisse penser qu'un transfert vers les habitats ne peut être exclu ;
- le climat chaud conduit très certainement à une ouverture fréquente, voire permanente, des fenêtres, donc à un transfert possible vers les habitats.

#### 3.3.2.4 Expositions de l'homme dans l'environnement

Dans la présente étude, on entend par « homme exposé via l'environnement » l'individu qui peut être exposé 1) parce qu'il est à proximité de l'épandage pendant celui-ci<sup>16</sup> ou bien à proximité de la zone épandue et/ou 2) parce qu'il est en contact (par voie cutanée ou bien par le biais de son alimentation) avec un environnement impacté par les épandages (sols, eaux, cultures, produits d'élevage...).

##### 3.3.2.4.1 *Identification des voies et vecteurs d'exposition*

**Les voies d'exposition étudiées sont :**

- **l'inhalation ;**
- **le contact cutané ;**
- **l'ingestion de poussières de sol<sup>17</sup> ;**

**en situation d'exposition aiguë.**

L'ingestion aiguë de végétaux contaminés par les dépôts atmosphériques n'est pas prise en compte dans la mesure où il est interdit de consommer ceux-ci pendant 2 semaines suite à

<sup>16</sup> On peut alors parler de « bystander » selon la terminologie utilisée.

<sup>17</sup> A noter que l'ingestion de sol est prise en compte sur la base des travaux précédents de l'AFSSET (AFSSET, 2005), mais que cette considération sort du champ strictement réglementaire.

l'épandage (cf. recommandations de la Préfecture de la Réunion en date du 10 février 2006). Passé ce délai, il est recommandé de les laver et les peler avant de les consommer.

#### 3.3.2.4.2 Populations concernées

##### Deux classes d'âge sont étudiées :

- **les enfants** de 2 à 7 ans ;
- **les adultes** de 17 à 60 ans.

La caractérisation des expositions pour les autres classes d'âge n'est pas susceptible de fournir des éléments complémentaires utiles à l'évaluation des risques (peu de variation des niveaux de doses). Elles ne sont ainsi pas étudiées spécifiquement.

##### Remarque relative à l'exposition du nourrisson :

L'exposition du nourrisson par ingestion de lait maternel est considérée négligeable en première approche de l'évaluation<sup>18</sup>, dans la mesure où :

- la deltaméthrine est transférée dans le lait dans de faibles proportions : d'après la littérature scientifique, après trois administrations orales de 10 mg/kg à une vache, 0,4 à 1,6 % de la dose sont sécrétés dans le lait. En outre, une autre étude chez la vache pendant 28 jours montre que la deltaméthrine dans le lait est rapidement éliminée (demi-vie estimée à 1 jour) (IPCS, 1990) ;
- le fénitrothion n'est pas détecté dans le lait de vache après exposition de cette dernière (IPCS, 1992)<sup>19</sup>.

S'agissant de l'exposition du nourrisson par inhalation, il n'y a pas lieu d'en tenir compte spécifiquement puisque les paramètres physiologiques (comme le poids, le taux de ventilation respiratoire) ne sont pas utilisés pour la caractérisation des expositions et des risques liés à cette voie.

Enfin, concernant l'exposition cutanée du nourrisson, il n'apparaît pas indispensable de l'étudier (peu de variation de la dose par rapport à la classe d'âge 2-7 ans), sachant qu'en outre les nourrissons sont plutôt à l'intérieur des habitations, donc moins exposés, dans un contexte d'exposition aiguë retenue dans cette première évaluation.

Les variables humaines d'exposition des deux classes d'âge étudiées sont rapportées dans le Tableau 3.22 :

**Tableau 3.22 : Paramètres d'exposition des populations**

	Enfant	Adulte
<b>Poids corporel</b>	17,15 kg (CIBLEX, 2003)	62,55 kg (CIBLEX, 2003)
<b>Volume respiratoire</b>	0,17 m <sup>3</sup> /h (TNG, 2002)	1,25 m <sup>3</sup> /h (TNG, 2002)
<b>Surface corporelle exposée<sup>(1)</sup></b>	0,4923 m <sup>2</sup> (CIBLEX, 2003)	1,138 m <sup>2</sup> (CIBLEX, 2003)

<sup>18</sup> Si le nourrisson n'est pas allaité, son alimentation (lait reconstitué) n'est alors d'aucune façon impactée par les épandages dans un contexte de scénario aigu.

<sup>19</sup> Ses métabolites ne sont pas non plus détectés (IPCS, 1992).

Ingestion de poussières	150 mg/j (INERIS, 2001)	50 mg/j (US-EPA)
Durée de l'exposition	10 minutes <sup>(2)</sup>	10 minutes <sup>(2)</sup>

Légende : 1 : surface correspondant à la tête, les bras entiers, les jambes entières, les mains et les pieds  
 2 : D'après la Commission d'étude de la toxicité (structure scientifique mixte ; <http://www.versailles.inra.fr/ssm/index.htm>), la durée d'exposition retenue pour le « bystander » dans les évaluations européennes est fixée à 1 minute. Dans le présent contexte d'épandage, cette durée paraissant courte, on retient une hypothèse plus protectrice de **10 minutes d'exposition du « bystander »**.

### 3.3.2.4.3 Détermination des termes de dépôt et des concentrations dans l'air et le sol

#### Calculs des dépôts de matière active

Le calcul des dépôts de matière active correspond à une modélisation de la dérive du nuage de produit consécutive à l'épandage. Dans le cadre des évaluations des risques sanitaires et environnementaux liés aux phytosanitaires (en application de la Directive européenne 91/414), les pourcentages de dérive en fonction de la distance du pulvérisateur (manuel ou mécanique) sont calculés à l'aide des modèles de Rautmann et Ganzelmeier (SSM, 2006). Cependant, les abaques proposés ne sont pas extrapolables au contexte de fines gouttelettes dans le cadre d'une pulvérisation ultra-bas volume.

L'autre outil utilisé pour ces évaluations est le logiciel américain AgDrift® (travaux du FOCUS Surface Water, FOCUS Air ; AFSSET, 2005). Là encore, son utilisation dans le contexte particulier de la lutte anti-vectorielle dans le cadre de l'épidémie de Chikungunya apparaît complexe à mettre en œuvre d'une façon scientifiquement rigoureuse<sup>20</sup> : les modules les plus simples, dont fait partie celui concernant l'application terrestre, sont peu demandeurs en données d'entrée mais sont également peu adaptables ; les modules les plus complexes sont très demandeurs en données d'entrée et ne concernent que les applications aériennes.

En outre, on note que :

- les distributions de taille des gouttelettes proposées, y compris pour les tailles les plus fines, concernent des diamètres encore trop élevés en moyenne en regard de ceux étudiés (le percentile 90 de la distribution, 60 µm, est toutefois davantage adapté) ;
- la hauteur de la rampe d'épandage n'est pas adaptée aux cas particuliers des 4x4, mais aux tracteurs, pour le module d'application terrestre ;
- les épandages « manuels » (par pulvérisation à dos) ne sont pas considérés ;
- la définition des lignes de passage (nombre et distance entre elles) est également inadaptée au contexte étudié, puisqu'il s'agit d'outils habituellement mis en œuvre dans le cadre de la protection des végétaux en agriculture et non dans celui de la lutte anti-vectorielle.

<sup>20</sup> à l'exception éventuellement des modules concernant l'épandage sur forêts dont certaines limites ont par ailleurs été discutées dans le rapport sur l'épandage aérien (AFSSET, 2005).

En conséquence, en l'absence d'outils existants et spécifiquement dédiés à une telle évaluation, le choix est fait d'examiner et de confronter l'ensemble des valeurs et abaques disponibles et, en parallèle, de mettre en œuvre AgDrift®. On raisonnera ainsi sur des intervalles de grandeur de dérive.

#### *Epanrages par véhicules 4×4*

Pour les épanrages par 4×4, **on fait le choix d'exploiter le logiciel AgDrift®**. Ce logiciel présente plusieurs niveaux de complexité (du Tier 1, le plus simple, au Tier 3). Compte tenu des délais impartis pour la présente étude et dans la mesure où certains paramètres des niveaux plus complexes ne peuvent être documentés de façon satisfaisante, on modélise selon le niveau le plus simple (Tier 1). En outre, en l'absence d'une interface spécifique 4×4, on modélise d'une part une application terrestre (hauteur de la rampe = 1.27 m ; gouttelettes « very fine to fine »<sup>21</sup> ; 1 ligne de passage) et d'autre part une application aérienne (gouttelettes « very fine to fine »), en choisissant dans chaque cas les valeurs les plus approchantes du contexte étudié d'après les données disponibles. Les pourcentages de dérive obtenus par ces simulations sont rapportés dans le Tableau 3.23. **On considère que les deux modules fournissent des résultats permettant d'encadrer la dérive.**

#### *Epanrages par pulvérisateurs à dos*

Pour les épanrages par pulvérisateurs à dos, **on fait par défaut le choix d'utiliser les relations fournies par Rautmann et Ganzelmeier**. Les pourcentages de dérive proposés pour le **traitement de la vigne** correspondent le mieux au type d'épanrage dans le contexte étudié. On retient les pourcentages les plus défavorables que sont ceux du « **traitement tardif** », par rapport au « traitement précoce », pour compenser le fait que ces pourcentages de dérive sont plutôt adaptés à des gouttelettes plus grosses que celles étudiées.

#### *Bilan de la dérive*

Les pourcentages de dérive obtenus pour chaque substance active, dans chaque configuration et pour chacun des scénarii sont compilés dans le Tableau 3.23. Plusieurs distances entre la bordure de la zone d'épanrage et un point cible sont considérées.

**Tableau 3.23 : Résultats des modélisations de la dérive**

fénitrothion	deltaméthrine
--------------	---------------

<sup>21</sup> « very fine to fine » : diamètre médian\* à 175 µm, percentile 90 égal à 60 µm. \*Selon la terminologie utilisée dans le domaine de la métrologie des particules, le diamètre médian désigne la valeur en-dessous de laquelle se situent quasi tous les diamètres des particules en question.

<b><u>Épandage par véhicule 4x4 : résultats AgDrift®</u></b>				
	<b>% de dérive</b>	<b>Dépôts au sol (mg/m<sup>2</sup>)</b>	<b>% de dérive</b>	<b>Dépôts au sol (mg/m<sup>2</sup>)</b>
<b>à 5 mètres</b>	Tier I terrestre : 12,58 Tier I aérien : 38,93	2,5 7,8	Tier I terrestre : 12,58 Tier I aérien : 38,93	0,013 0,040
<b>à 10 mètres</b>	Tier I terrestre : 4,5 Tier I aérien : 34,01	0,9 6,8	Tier I terrestre : 4,5 Tier I aérien : 34,01	0,0045 0,034
<b>à 50 mètres</b>	Tier I terrestre : 0,36 Tier I aérien : 16,22	0,072 3,2	Tier I terrestre : 0,36 Tier I aérien : 16,22	0,00036 0,016
<b>à 100 mètres</b>	Tier I terrestre : 0,11 Tier I aérien : 9,45	0,022 1,9	Tier I terrestre : 0,11 Tier I aérien : 9,45	0,00011 0,0095
<b><u>Épandage par pulvérisateur à dos : résultats Rautmann</u></b>				
	<b>% de dérive</b>	<b>Dépôts au sol (mg/m<sup>2</sup>)</b>	<b>% de dérive</b>	<b>Dépôts au sol (mg/m<sup>2</sup>)</b>
<b>à 5 mètres</b>	3,62	0,72	3,62	0,0036
<b>à 10 mètres</b>	1,23	0,25	1,23	0,0012
<b>à 50 mètres</b>	0,10	0,02	0,10	0,0001
<b>à 100 mètres</b>	0,03	0,006	0,03	0,00003

### Calculs des concentrations dans les sols

Les pulvérisations se font en 2 ou 3 passages. Ces pulvérisations ont lieu à 3 ou 4 jours d'intervalle. Compte tenu de la rapide dégradation du fénitrothion (demi-vie de 3 jours dans les sols) et, dans une moindre mesure, de la deltaméthrine (demi-vie de 12 à 50 jours dans les sols), **on ne tient pas compte, en première approche, de l'accumulation des substances dans les sols.** L'exposition chronique qui en découle et les risques sanitaires associés ne sont ainsi pas considérés à ce premier stade de l'estimation des expositions.

Le dépôt sur le sol est obtenu par application du pourcentage de dérive calculé à la dose de substance active par hectare épandu.

On fait ensuite l'hypothèse que, **sur chaque m<sup>2</sup>, la totalité des matières actives s'accumule** (pour une journée donnée, correspondant à 1 pulvérisation) et se mélange de façon homogène dans le 1<sup>er</sup> centimètre du sol sans phénomène de dégradation, de lessivage ou d'érosion éolienne. La densité du sol est prise égale à 1 300 kg/m<sup>3</sup> (INERIS, 2001).

### Calculs des concentrations dans l'air ambiant et des concentrations inhalées

La modélisation avec le Tier I d'AgDrift® et l'utilisation des abaques de Ganzelmeier ne permettent pas de calculer des concentrations dans l'air, mais uniquement des dépôts au sol ou des concentrations dans un point d'eau d'une certaine profondeur. On utilise dès lors **l'outil**

**réglementaire UK-POEM (UE, 2004 ; SSM, 2006) pour estimer les concentrations dans l'air, quel que soit le type de pulvérisation (portée ou tractée).** Cet outil, développé pour l'exposition du travailleur par inhalation et contact cutané est également utilisé lors des évaluations de risque pour le « bystander » en application de la Directive 91/414. Dans celles-ci, le riverain de la parcelle épandue est considéré exposé au nuage de pesticides dans l'air ambiant pendant 1 minute. Il n'est pas pris en compte de distance d'impact. On adopte la même démarche, selon les mêmes hypothèses pour la présente évaluation, à l'exception de la durée d'exposition fixée à 10 minutes, car jugée plus adéquate dans le contexte étudié<sup>22</sup>. La majoration induite par le fait que l'individu exposé est considéré comme étant à l'endroit même de la zone traitée compense le fait qu'une durée d'exposition plus longue pourrait éventuellement être retenue.

Tout comme pour les précédents modèles utilisés, UK-POEM ne propose pas de paramétrisation strictement adaptée aux appareillages utilisés lors des épandages étudiés. Une analyse des types d'appareillages proposés par UK-POEM a été réalisée. Les méthodes d'application les plus similaires et permettant de tenir compte au mieux de la très fine taille des gouttelettes ont été retenues<sup>23</sup> :

- pour les pulvérisations par 4×4, on utilise la configuration « Tractor-mounted/trailed boomer sprayer : rotary atomizers » ;
- pour les pulvérisations à dos, on a recours à la configuration « Hand-held sprayer (15 L tank) : hydraulic nozzles ».

**Les concentrations inhalées sont prises égales aux concentrations dans l'air ambiant à l'endroit de l'épandage pendant toute la durée d'exposition (10 minutes).**

#### 3.3.2.4.4 Détermination des scénarii et des doses journalières d'exposition aiguë

Les équations suivantes sont utilisées pour les calculs des doses journalières d'exposition aiguë des adultes et des enfants :

- **exposition par contact cutané** (INSPQ, 2002 ; AFSSET, 2005) :

$$\text{Dose}_{\text{cutanée}} (\text{mg/kg/j}) = \text{Dépôt} (\text{mg/m}^2/\text{j}) \times S_{\text{exposée}} (\text{m}^2) \times \text{taux d'absorption} / \text{poids (kg)}$$

avec le dépôt issu des modélisations AgDrift (pulvérisations 4×4) ou des abaques de Rautmann et Ganzelmeier (pulvérisations à dos). Les taux d'absorption cutanée sont respectivement pris égaux à 100 % pour le fénitrothion et 10 % pour la deltaméthrine.

- **exposition par ingestion** (AFSSET, 2005) :

$$\text{Dose}_{\text{ingérée}} (\text{mg/kg/j}) = C_{\text{sol}} (\text{mg/kg sol}) \times Q_{\text{ingérée}} (\text{mg sol/j}) / 10^6 / \text{poids (kg)}$$

- **exposition par inhalation** :

<sup>22</sup> A noter que cette durée d'exposition n'intervient pas dans le calcul des doses ingérées et cutanées. En effet, s'agissant de l'ingestion, l'exposition aux poussières de sol sur lequel se sont déposés le fénitrothion et la deltaméthrine est possible toute la journée après l'épandage. Concernant l'exposition cutanée à une distance donnée de l'épandage, de la même façon, cette exposition peut non seulement avoir lieu directement dans le nuage de dérive juste après l'épandage, mais également au cours de la journée via le contact avec les feuillages ou le gazon sur lesquels se sont déposées les substances étudiées.

<sup>23</sup> en cohérence avec l'évaluation des expositions des opérateurs

---

$$\text{Dose}_{\text{inhalée}} (\text{mg/kg/j}) = Q_{\text{inhalée}} (\text{mg/h}) \times \text{durée d'exposition} (\text{h/j}) \times \text{taux d'absorption} / \text{poids} (\text{kg})$$

avec la quantité inhalée issue des modélisations avec UK-POEM (UE, 2004 ; SSM, 2006)

Les doses journalières d'exposition calculées pour les différentes voies d'exposition des enfants et adultes, et selon les différents types d'épandage et hypothèses retenues sont synthétisées dans le Tableau 3.24 pour le fénitrothion et le Tableau 3.25 pour la deltaméthrine.

Les feuilles de calcul sont jointes en Annexe V. Elles fournissent notamment la dose journalière totale pour les enfants et les adultes.

Tableau 3.24 : Bilan des doses d'exposition aiguë au fénitrothion (mg/kg/j)

FÉNITROTHION			Pulvérisations à dos	Pulvérisations 4x4	
				« Tier I terrestre »	« Tier I aérien »
A <u>5 m</u> de l'épandage	Dose cutanée (mg/kg/j)	Enfant	2.1E-02	7.2E-02	2.2E-01
		Adulte	1.3E-02	4.6E-02	1.4E-01
	Dose ingérée (mg/kg/j)	Enfant	4.9E-07	1.7E-06	5.2E-06
		Adulte	4.5E-08	1.5E-07	4.8E-07
	Dose inhalée (mg/kg/j)	Enfant	5.2E-04	1.2E-04	1.2E-04
		Adulte	1.4E-04	3.3E-05	3.3E-05
A <u>10 m</u> de l'épandage	Dose cutanée (mg/kg/j)	Enfant	7.1E-03	2.6E-02	2.0E-01
		Adulte	4.5E-03	1.6E-02	1.2E-01
	Dose ingérée (mg/kg/j)	Enfant	1.7E-07	6.1E-07	4.6E-06
		Adulte	1.5E-08	5.5E-08	4.2E-07
	Dose inhalée (mg/kg/j)	Enfant	5.2E-04	1.2E-04	1.2E-04
		Adulte	1.4E-04	3.3E-05	3.3E-05
A <u>50 m</u> de l'épandage	Dose cutanée (mg/kg/j)	Enfant	5.7E-04	2.1E-03	9.3E-02
		Adulte	3.6E-04	1.3E-03	5.9E-02
	Dose ingérée (mg/kg/j)	Enfant	1.3E-08	4.8E-08	2.2E-06
		Adulte	1.2E-09	4.4E-09	2.0E-07
	Dose inhalée (mg/kg/j)	Enfant	5.2E-04	1.2E-04	1.2E-04
		Adulte	1.4E-04	3.3E-05	3.3E-05
A <u>100 m</u> de l'épandage	Dose cutanée (mg/kg/j)	Enfant	1.7E-04	6.3E-04	5.4E-02
		Adulte	1.1E-04	4.0E-04	3.4E-02
	Dose ingérée (mg/kg/j)	Enfant	4.0E-09	1.5E-08	1.3E-06
		Adulte	3.7E-10	1.4E-09	1.2E-07
	Dose inhalée (mg/kg/j)	Enfant	5.2E-04	1.2E-04	1.2E-04
		Adulte	1.4E-04	3.3E-05	3.3E-05

Tableau 3.25 : Bilan des doses d'exposition aiguë à la deltaméthrine (mg/kg/j)

DELTAMÉTHRINE			Pulvérisations à dos	Pulvérisations 4x4	
				« Tier I terrestre »	« Tier I aérien »
A <u>5 m</u> de l'épandage	Dose cutanée (mg/kg/j)	Enfant	1.0E-06	3.6E-06	1.1E-05
		Adulte	6.6E-07	2.3E-06	7.1E-06
	Dose ingérée (mg/kg/j)	Enfant	2.4E-09	8.5E-09	2.6E-08
		Adulte	2.2E-10	7.7E-10	2.4E-09
	Dose inhalée (mg/kg/j)	Enfant	3.9E-06	5.6E-04	5.6E-04
		Adulte	1.1E-06	1.5E-04	1.5E-04
A <u>10 m</u> de l'épandage	Dose cutanée (mg/kg/j)	Enfant	3.5E-07	1.3E-06	9.8E-06
		Adulte	2.2E-07	8.2E-07	6.2E-06
	Dose ingérée (mg/kg/j)	Enfant	8.3E-10	3.0E-09	2.3E-08
		Adulte	7.6E-11	2.8E-10	2.1E-09
	Dose inhalée (mg/kg/j)	Enfant	3.9E-06	5.6E-04	5.6E-04
		Adulte	1.1E-06	1.5E-04	1.5E-04
A <u>50 m</u> de l'épandage	Dose cutanée (mg/kg/j)	Enfant	2.9E-08	1.0E-07	4.7E-06
		Adulte	1.8E-08	6.5E-08	3.0E-06
	Dose ingérée (mg/kg/j)	Enfant	6.7E-11	2.4E-10	1.1E-08
		Adulte	6.1E-12	2.2E-11	1.0E-09
	Dose inhalée (mg/kg/j)	Enfant	3.9E-06	5.6E-04	5.6E-04
		Adulte	1.1E-06	1.5E-04	1.5E-04
A <u>100 m</u> de l'épandage	Dose cutanée (mg/kg/j)	Enfant	8.6E-09	3.2E-08	2.7E-06
		Adulte	5.5E-09	2.0E-08	1.7E-06
	Dose ingérée (mg/kg/j)	Enfant	2.0E-11	7.4E-11	6.4E-09
		Adulte	1.8E-12	6.8E-12	5.8E-10
	Dose inhalée (mg/kg/j)	Enfant	3.9E-06	5.6E-04	5.6E-04
		Adulte	1.1E-06	1.5E-04	1.5E-04

### 3.3.2.4.5 Discussion

Les incertitudes associées à la présente évaluation doivent être précisément rappelées.

Les variables humaines d'exposition sont celles disponibles pour la France métropolitaine. Cependant, les rations alimentaires n'ayant pas été utilisées, les autres paramètres d'exposition des populations, comme les surfaces cutanées par exemple, apparaissent moins sensibles à la différence métropole/DOM. En outre, pour les surfaces cutanées, on a retenu la surface des bras entiers et des jambes entières pour tenir compte du port de tenues plus légères du fait du climat plus chaud.

Les classes d'âge étudiées sont les enfants de 2 à 7 ans, et les adultes de 17 à 60 ans. Cependant, la non prise en compte des autres classes d'âge apparaît sans impact sur l'évaluation. En effet, l'inhalation étant la voie d'exposition prépondérante des populations, et la quantification des doses inhalées n'étant pas dépendante de paramètres liés à l'âge (poids par exemple), cette approche simplificatrice restreinte à deux classes d'âge ne constitue pas une limite à l'étude.

Les expositions chroniques n'ont pas été considérées dans cette première approche. Or compte tenu de la fréquence des épandages réalisés, il conviendrait de s'intéresser à l'exposition prolongée des populations, subchronique *a minima*.

Les expositions domestiques n'ont pas été étudiées dans la mesure où les pulvérisations n'ont théoriquement pas lieu dans les environnements clos. Cependant, d'une part, ce type de pulvérisations a bien été réalisé, puisque rapporté par les populations locales. D'autre part, compte tenu de l'intensité des épandages et de l'ouverture très fréquente des fenêtres pour cause de températures élevées, on ne peut exclure un transfert vers l'intérieur des habitats. Il conviendrait de pouvoir l'apprécier.

**Il serait souhaitable d'approfondir cette première évaluation des expositions des populations.**

### 3.3.3 Caractérisation des risques

#### 3.3.3.1 Fénitrothion

##### 3.3.3.1.1 Généralités

Les effets toxicologiques mis en évidence dans les études disponibles chez l'animal, sont de type neurotoxiques : effets sur les acétylcholinestérases. Ils apparaissent pour des expositions de type aiguës ou chroniques.

Les autres propriétés toxicologiques (reprotoxicité, génotoxicité, cancérogénicité) ne sont pas préoccupantes dans le cas du fénitrothion, aucune caractérisation des risques ne sera réalisée.

Le tableau 3.26 présente les différentes valeurs toxicologiques de référence définies dans les monographies étudiées. La Dose Journalière Admissible (DJA) est utilisée pour caractériser les risques chroniques tandis que la Dose de référence Aiguë (DrfA) et le Niveau d'Exposition Acceptable pour un Opérateur (NEAO) sont plutôt utilisées pour caractériser les risques aigus pour la population générale et le travailleur.

### Tableau 3.26 : Valeurs toxicologiques de référence

	DJA (ADI)	DrfA (ArfD)	NEAO (AOEL)
(UE, 2005)	0,005 mg/kg/j basée sur la DSET de 0,5 mg/kg/j (2 ans rat) facteur de 100 (10 inter-espèce et 10 intra-espèce)	0,018 mg/kg basée sur l'étude aiguë sur volontaires humains facteur de 10 inter-espèce	0,013 mg/kg/j basée sur la DSET de 1,3 mg/kg/j dans l'étude 13 semaines rat facteur de 100 (10 inter-espèce et 10 intra-espèce)
(EPA, 2000)	0,0013 mg/kg/j basée sur la DSET de 0,125 mg/kg/j (2ans rat et 1 an chien) facteur de 100 (10 inter-espèce et 10 intra-espèce)	0,125 mg/kg basée sur la DSET de 12,5 mg/kg (étude neurotoxicité aiguë) facteur de 100 (10 inter-espèce et 10 intra-espèce)	
Santé Canada	0,003 mg/kg/j <sup>1</sup> basée sur DSET de 0,3 mg/kg/j (2 ans rat) facteur de 100 (10 inter-espèce et 10 intra-espèce)	0,003 mg/kg basée sur DSET de 0,3 mg/kg/j (2 sem rat) (effets à 3 mg/kg/j) facteur de 100 (10 inter-espèce et 10 intra-espèce)	
Commission des toxiques 2005 (France)	0,005 mg/kg/j basée sur la DSET de 0,5 mg/kg/j (2 ans rat) facteur de 100 (10 inter-espèce et 10 intra-espèce)	0,013 mg/kg/j basée sur la DSET de 1,3 mg/kg/j dans l'étude 13 semaines rat (effets à 4 mg/kg/j) facteur de 100 (10 inter-espèce et 10 intra-espèce)	0,013 mg/kg/j basée sur la DSET de 1,3 mg/kg/j dans l'étude 13 semaines rat facteur de 100 (10 inter-espèce et 10 intra-espèce)

<sup>1</sup> la valeur de 0,3 mg/kg/j est reportée comme provenant d'une étude chronique de 2 ans chez le rat, il s'agit certainement d'une erreur. Cette valeur semble provenir de l'étude d'un an chez le chien.

Etant donné les effets observés et les études disponibles, toutes les autorités réglementaires estiment qu'un facteur de 100 (au lieu de 1000) pour la population générale (incluant les enfants, nourrissons et personnes âgées) est suffisant.

Les valeurs de références choisies pour la caractérisation des risques sont les suivantes :

- pour le travailleur, on prendra le NEAO de 0,013 mg/kg/j pour caractériser les risques neurotoxiques aigus/sub-aigus possible en fonction des scénarii décrits
- pour la population générale, on prendra la DrfA de 0,013 mg/kg/j pour caractériser le risque aigu. Cette valeur est basée sur l'étude de 13 semaines chez le rat pour laquelle des effets ont été observés à 4 mg/kg/j. Cette valeur est homogène avec les autres

DrfA définies par l'US-EPA (0,018 mg/kg/j) et Santé Canada (0,003 mg/kg/j basée sur une DSET de 0,3 mg/kg/j mais avec des effets à 3 mg/kg/j).

A noter qu'au Canada (ARLA, 2003), l'utilisation du fénitrothion est interdite dans les zones résidentielles.

### 3.3.3.1.2 Risques pour les travailleurs

Le tableau 3.27 résume les niveaux d'exposition des travailleurs en fonction des scénarii étudiés.

**Tableau 3.27: Tableau de synthèse des expositions des travailleurs au fénitrothion (substance active)**

Scénario	Dose systémique cutanée (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique par inhalation (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique totale mg sa/kg/j	Dose systémique totale (pondérée à 5 jours sur 7) mg sa/kg/j
Pulvérisation portée	5,39	0,15 10 <sup>-3</sup>	5,39	3,85
Pulvérisation tractée	0,2	0,035 10 <sup>-3</sup>	0,2	0,142

Au niveau des travailleurs la dose systémique totale pondérée est comparée à le NEAO (0.013 mg/kg/j) pour obtenir des Marges de Sécurité (MdS). Pour être acceptable cette marge doit être supérieure à 1. Les résultats de la caractérisation des risques sont résumés dans le tableau 3.28 :

**Tableau 3.28 : Caractérisation des risques pour le travailleur**

Scénario	Dose Systémique Totale (DST) (pondérée à 5 jours sur 7) mg sa/kg/j	MdS NEAO / DST
Pulvérisation portée	3,85	0,0033
Pulvérisation tractée	0,142	0,092

### Conclusion :

**Dans les 2 scénarii proposés, l'utilisation du fénitrothion montre une exposition plus de 10 fois supérieure à la dose admissible ce qui conduit à évaluer les risques comme inacceptables pour le travailleur.**

### 3.3.3.1.3 Risques pour l'homme dans l'environnement

Les tableaux 3.29 donnent les doses systémiques totales (toutes voies d'expositions) calculées pour les différentes populations envisagées dans le cadre de cette évaluation des risques. Les différents tableaux tiennent compte de la distance de la population par rapport au point d'épandage (5 m, 10 m, 50 m ou 100 m).

**Tableau 3.29 : Tableau de synthèse des expositions homme dans environnement (dérive à 5 m)**

	Pulvérisateur DOS	4x4	4x4
	Rautmann « vigne tardif »	TIER « terrestre »	I TIER «aérien»
Dose (g/Ha)	200	200	200
Dérive à 5 m (%)	3,62	12,58	38,93
Nb de passages	1	1	1
Dépôts à 5 m (g/m <sup>2</sup> )	0,000724	0,002516	0,007786
Dose Totale (mg/kg/j)			
Dose enfant (mg/kg/j)	0,021	0,072	0,22
Dose adulte (mg/kg/j)	0,013	0,046	0,14

**Tableau 3.29 bis : Tableau de synthèse des expositions homme dans environnement (dérive à 10 m)**

	Pulvérisateur DOS	4x4	4x4
	Rautmann « vigne tardif »	TIER « terrestre »	I TIER « aérien »
Dose (g/Ha)	200	200	200
Dérive à 10 m (%)	1,23	4,5	34,01
Nb de passages	1	1	1
Dépôts à 10 m (g/m <sup>2</sup> )	0,000246	0,0009	0,006802
Dose Totale (mg/kg/j)			
Dose enfant (mg/kg/j)	0,0076	0,026	0,20
Dose adulte (mg/kg/j)	0,0046	0,016	0,12

**Tableau 3.29 ter : Tableau de synthèse des expositions homme dans environnement (dérive à 50 m)**

	Pulvérisateur DOS	4x4	4x4
	Rautmann « vigne tardif »	TIER « terrestre »	I TIER « aérien »
Dose (g/Ha)	200	200	200
Dérive à 50 m (%)	0,1	0,36	16,22
Nb de passages	1	1	1
Dépôts à 50 m (g/m <sup>2</sup> )	0,00002	0,000072	0,003244
Dose Totale (mg/kg/j)			
Dose enfant (mg/kg/j)	0,0011	0,0022	0,093
Dose adulte (mg/kg/j)	0,00051	0,0013	0,059

**Tableau 3.29 quater : Tableau de synthèse des expositions homme dans environnement (dérive à 100 m)**

	Pulvérisateur DOS	4x4	4x4
	Rautmann « vigne tardif »	TIER « terrestre »	I TIER « aérien »
Dose (g/Ha)	200	200	200
Dérive à 100 m (%)	0,03	0,11	9,45
Nb de passages	1	1	1
Dépôts à 100 m (g/m <sup>2</sup> )	0,000006	0,000022	0,00189
Dose Totale (mg/kg/j)			
Dose enfant (mg/kg/j)	0,00069	0,00075	0,054
Dose adulte (mg/kg/j)	0,00025	0,00043	0,034

La valeur prise pour caractériser les risques pour la population générale sera la DrfA de 0.013 mg/kg. Cette dose de référence prend en compte des risques aigus, et c'est la plus basse des doses de référence pertinente.

Cette DrfA est comparée aux doses totales internes cumulées calculées dans les tableaux 3.30. Une marge de sécurité (MdS) inférieure à 1 démontre un risque pour l'homme dans l'environnement.

- A 5 mètres de l'épandage :

**Tableau 3.30 : Caractérisation des risques pour l'homme dans l'environnement à 5 mètres de l'épandage**

Scénario		Exposition globale (dose interne en mg/kg)	MdS DrfA / Expo	Conclusion
Pulvérisation DOS	Enfant	0,021	0,62	Risque préoccupant
	Adulte	0,013	1,00	Risque préoccupant
4x4 Tier I «terrestre»	Enfant	0,072	0,18	Risque préoccupant
	Adulte	0,046	0,28	Risque préoccupant
4x4 Tier I «aérien»	Enfant	0,22	0,06	Risque préoccupant
	Adulte	0,14	0,09	Risque préoccupant

A 5 mètres du point d'épandage, les **risques sont considérés comme préoccupants** pour toutes les populations étudiées et pour chaque scénario.

- A 10 mètres de l'épandage

**Tableau 3.30 bis : Caractérisation des risques pour l'homme dans l'environnement à 10 mètres de l'épandage**

Scénario		Exposition globale (dose interne en mg/kg/j)	MdS DrfA / Expo	Conclusion
Pulvérisation DOS	Enfant	0,0076	1,71	Risque non préoccupant
	Adulte	0,0046	2,82	Risque non préoccupant
4x4 Tier I «terrestre»	Enfant	0,026	0,50	Risque préoccupant
	Adulte	0,016	0,81	Risque préoccupant
4x4 Tier I «aérien»	Enfant	0,20	0,07	Risque préoccupant
	Adulte	0,12	0,11	Risque préoccupant

A 10 mètres du point d'épandage, les risques sont considérés non préoccupants pour une pulvérisation de type DOS pour toutes les populations étudiées. Les risques sont préoccupants pour les pulvérisations de type 4x4.

- A 50 mètres de l'épandage

**Tableau 3.30 ter : Caractérisation des risques pour l'homme dans l'environnement à 50 mètres de l'épandage**

Scénario		Exposition globale interne (dose en mg/kg/j)	MdS DrfA / Expo	Conclusion
Pulvérisation DOS	Enfant	0,0011	11,81	Risque non préoccupant
	Adulte	0,00051	25,49	Risque non préoccupant
4x4 Tier I « terrestre »	Enfant	0,0022	5,91	Risque non préoccupant
	Adulte	0,0013	10,00	Risque non préoccupant
4x4 Tier I « aérien »	Enfant	0,093	0,14	Risque préoccupant
	Adulte	0,059	0,22	Risque préoccupant

A 50 mètres du point d'épandage, les risques sont considérés comme non préoccupants pour des pulvérisations de type DOS et 4x4 «terrestre» pour toutes les populations étudiées. Les risques sont préoccupants pour les pulvérisations de type 4x4 «aérien».

- A 100 mètres de l'épandage

**Tableau 3.30 quater : Caractérisation des risques pour l'homme dans l'environnement à 100 mètres de l'épandage**

Scénario		Exposition globale interne (dose en mg/kg/j)	MdS DrfA / Expo	Conclusion
Pulvérisation DOS	Enfant	0,00069	18,84	Risque non préoccupant
	Adulte	0,00025	52,00	Risque non préoccupant
4x4 Tier I « terrestre »	Enfant	0,00075	17,33	Risque non préoccupant
	Adulte	0,00043	30,23	Risque non préoccupant

4x4	Enfant	0,054	0,24	Risque préoccupant
Tier « aérien »	I Adulte	0,034	0,38	Risque préoccupant

A 100 mètres du point d'épandage, les risques sont considérés comme non préoccupants pour des pulvérisations de type DOS et 4x4 « terrestre » pour toutes les populations étudiées. Les risques sont préoccupants pour les pulvérisations de type 4x4 « aérien ».

### Conclusion :

**Il n'a pas été mis en évidence de différence de risques entre les deux populations étudiées (enfants et adultes) et ce, quel que soit le type de pulvérisation, portée ou tractée.**

**Pour les pulvérisations portées, les risques sont préoccupants lorsque la population se trouve à moins de 10 mètres du point d'épandage.**

**S'agissant des pulvérisations tractées (4x4), les risques sont préoccupants quelle que soit la distance des populations à la zone épandue (jusqu'à 100 mètres).**

### 3.3.3.2 Deltaméthrine

#### 3.3.3.2.1 *Effets toxiques retenus pour l'évaluation des risques*

Dans le cadre de cette évaluation, les risques de certains effets ne sont pas évalués, puisque les effets sont considérés comme négatifs ou non significatifs (mutagenèse, cancérogenèse, fertilité), ou survenant à des doses non réalistes (doses supérieures aux doses toxiques pour la mère dans le cas des effets sur le développement) ou supérieures aux doses limites utilisées dans l'évaluation (effets neurotoxiques).

Les effets toxiques considérés sont :

- Les effets survenants lors d'une exposition aiguë
  - Effets systémiques : malaises, hypersalivation, céphalées, tremblements, convulsions (à très forte dose)
  - Effets locaux : irritation de la peau ; dans ce cas la nature du solvant doit être considérée. Les réactions de sensibilisation cutanée ou respiratoire, rares, doivent cependant être envisagées.
- Les effets survenant après une exposition répétée, sensiblement les mêmes, survenant parfois à des doses plus faibles après plusieurs expositions. La deltaméthrine en contact avec la peau peut donner lieu à des sensations de fourmillement, de brûlures (paresthésie). A plus forte raison qu'en cas d'exposition aiguë, le risque de sensibilisation doit être pris en compte.

#### 3.3.3.2.2 *Valeurs toxicologiques de référence*

Le tableau 3.31 présente les valeurs de référence déterminées par la monographie européenne de la deltaméthrine, par l'agence américaine EPA, par la FAO et par l'IPCS (OMS). Ces

valeurs sont des limites maximales tolérables, soit en cas d'exposition aiguë dans la population générale (cas de la DJA et de la DrfA), soit en cas d'exposition répétée par les professionnels manipulant la substance.

**Tableau 3.31 : Valeurs toxicologiques de référence publiées pour la toxicité systémique**

	Exposition aiguë		Exposition chronique
	DJA : dose journalière acceptable (ADI)	DrfA : dose de référence en exposition aiguë (ArfD)	Niveau d'exposition professionnelle acceptable NEPA (AOEL/ RfD)
(European Commission, 2002)	0,01 mg/kg/j basée sur la DSET de 1 mg/kg/j (90 jours chien et 1 an chien)  facteur de sécurité : 100	0,01 mg/kg/j	AOEL systémique 0.0075 mg/g/j <sup>24</sup> basée sur la DSET de 1 mg/kg/j (90 jours chien et 1 an chien)  Absorption orale estimée à 75%, facteur de sécurité : 100
(US EPA, 1998)	0,01 mg/kg/j (NOEL) basée sur la DSET de 1 mg/kg/j (toxicité aiguë chien)  facteur de 100 (10 inter-espèce et 10 intra-espèce)		RfD : 0,01 mg/kg/j basée une DSET de 1 mg/kg/j (études subchroniques chez le rat et le chien)  facteur de 100 (10 inter-espèce et 10 intra-espèce)
FAO citée dans (IPCS, 1990)	0-0,01 mg/kg		
(IPCS, 1990)	« la très faible exposition de la population générale à la deltaméthrine ne représente pas un risque important dans les conditions d'utilisation recommandées »  « Dans de bonnes conditions de travail, avec des mesures d'hygiène et des précautions d'emploi, la deltaméthrine ne représente probablement pas un risque pour les travailleurs exposés. »		

ADI : acceptable daily intake. AOEL: Adverse observed effect level. AOEL: Acceptable Operator Exposure Level- NOEL: No Observed Effect Level- RfD: Reference Dose

Etant donné les effets observés et les études disponibles, toutes les autorités réglementaires estiment qu'un facteur de 100 pour la population générale est suffisant.

<sup>24</sup> Il doit s'agir d'une erreur, la valeur est plus probablement exprimée en mg/kg/j.

Les valeurs toxicologiques de référence retenues pour la caractérisation du risque sont :

- pour le travailleur : L'AOEL/RfD de 0,01 mg/kg/j
- pour la population générale, seule l'exposition aiguë est prise en compte et la dose de référence retenue est la DrfA de 0,01 mg/kg/j.

Le cas particulier de l'utilisation de la deltaméthrine dans la lutte contre *Aedes albopictus* sur l'île de la Réunion expose à la substance d'une part les personnes chargées de répandre l'insecticide (le travailleur) et d'autre part la population générale (l'homme dans l'environnement).

Une marge de sécurité (MdS) est calculée, comparant le niveau acceptable d'exposition (AOEL – DrfA) et la dose estimée d'exposition des différentes populations. Pour ne pas être préoccupante, cette marge de sécurité doit être supérieure à 1.

### 3.3.3.2.3 Risques pour les travailleurs

Le tableau 3.32 présente les marges de sécurité dans le cas des différents scénarii de pulvérisation de la deltaméthrine. Par ailleurs, on considère toujours que le travailleur est protégé par l'équipement adéquat (combinaison, gants, masque) dans le cas de la pulvérisation portée (à dos).

**Tableau 3.32 : Caractérisation des risques pour le travailleur**

Scénario	Dose systémique cutanée (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique inhalatoire (EPI) mg sa/kg/j	Dose systémique totale mg sa/kg/j	Dose systémique totale (pondérée à 5 jours sur 7) (mg/kg/j)	AOEL (mg/kg/j)	MdS
Pulvérisation portée	12,5 .10 <sup>-3</sup>	0,00114 .10 <sup>-3</sup>	12,501 .10 <sup>-3</sup>	8,93 .10 <sup>-3</sup>	0,01	1,11
Pulvérisation tractée	11 .10 <sup>-3</sup>	0,14 .10 <sup>-3</sup>	11 .10 <sup>-3</sup>	7,85 .10 <sup>-3</sup>	0,01	1,27

Ainsi, pour les travailleurs, il apparaît que la manipulation de la deltaméthrine introduit un risque acceptable dans les deux scénarii considérés. La marge de sécurité reste faible dans les deux cas.

L'utilisation du modèle UK-POEM montre que la dose cutanée estimée de deltaméthrine (11.10<sup>-3</sup> mg/kg/j) est indépendante du type de solvant. En effet, l'incrémentation du modèle avec le paramètre « solvant aqueux » ou « solvant organique » ne modifie pas la valeur calculée de l'exposition cutanée.

Etant donné les incertitudes pour les scénarii d'exposition du travailleur par pulvérisation tractée, il apparaît nécessaire de disposer de données mesurées sur le terrain.

Malgré l'absence de classification européenne de la deltaméthrine comme substance irritante, il ne faut pas négliger les effets cutanés possibles plus rares (effets irritants voire

sensibilisants). Le port des protections individuelles des travailleurs est nécessaire pour limiter ce risque.

## Conclusion

**Pour les travailleurs : les scénarii de la pulvérisation portée et tractée montrent qu'avec les données d'exposition estimées, le risque pour la santé est considéré comme acceptable, malgré une marge de sécurité proche de 1.**

### 3.3.3.2.4 Risques pour l'homme dans l'environnement

La valeur utilisée pour la caractérisation du risque de l'homme dans son environnement est la DrfA, de 0,01 mg/kg/j, déterminée dans le cadre de l'évaluation européenne de la deltaméthrine comme pesticide.

**Tableau 3.33 : Caractérisation des risques pour l'homme dans l'environnement**

Scénario		Dose systémique totale mg sa/kg/j	DrfA	MdS
pulvérisation portée 5m	enfant	$4,9 \cdot 10^{-6}$	0,01	2040
	adulte	$1,7 \cdot 10^{-6}$	0,01	5882
pulvérisation tractée niveau terrestre, à 5m	enfant	$5,7 \cdot 10^{-4}$	0,01	17
	adulte	$1,6 \cdot 10^{-4}$	0,01	63
pulvérisation tractée niveau aérien, à 5m	enfant	$5,7 \cdot 10^{-4}$	0,01	17
	adulte	$1,6 \cdot 10^{-4}$	0,01	63

Commentaires :

D'après les niveaux d'exposition estimés pour une personne (adulte ou enfant) située à 5 m de la zone de pulvérisation, le risque encouru n'est pas préoccupant, puisque la marge de sécurité est plus de 15 fois supérieure à la DrfA, dose maximale tolérable lors d'une exposition aiguë.

Compte tenu de ces résultats, la caractérisation des risques à 10 m, 50 m et 100 m de l'épandage n'a pas été effectuée car le risque est considéré comme non préoccupant.

**Conclusion :**

**Il n'a pas été mis en évidence de risque pour la population générale (enfant et adulte), quels que soient le type d'épandage effectué et la distance entre les populations et la zone traitée.**

## 4 Environnement

### 4.1 Contexte général

Dans le cadre de la lutte anti-vectorielle contre l'épidémie de chikungunya qui sévit sur l'île de la Réunion, et en particulier la lutte adulticide à base de fénitrothion et de deltaméthrine, l'AFSSET a été saisie pour évaluer, en particulier les risques liés à l'utilisation de ces deux insecticides pour l'environnement.

Le présent rapport s'intègre dans cette démarche en proposant une évaluation comparée des risques pour différents types d'organismes non cibles, les oiseaux, les mammifères, les organismes aquatiques, les vers de terre et les abeilles.

L'évaluation conduite ne couvre pas l'ensemble des écosystèmes. Ainsi, les risques pour les organismes marins ne sont pas évalués. Les premiers résultats d'analyse dans des organismes marins ne révèlent pas la présence de résidus de deltaméthrine ou de fénitrothion.

L'évaluation a été menée sur la base des principes généraux des guides d'évaluation des risques liés aux produits phytosanitaires et aux produits biocides en essayant dans la mesure du possible de prendre en compte des notes de réalité comme le mode d'épandage en particulier.

### 4.2 Principe de l'évaluation des risques écologiques

L'évaluation du risque d'un produit chimique, quel qu'il soit, est une approche scientifique codifiée, basée sur 2 constituants essentiels :

- la toxicité intrinsèque du produit (le *danger*)
- le contact des organismes vivants avec le produit (l'*exposition*). L'exposition dépend essentiellement des conditions d'emploi du produit.

L'évaluation du risque se déroule en 3 étapes : (a) caractérisation du danger, (b) caractérisation de l'exposition et (c) estimation du risque.

Les principes d'évaluation des risques retenus dans cette étude sont ceux développés dans le cadre des procédures européennes d'autorisation de mise sur le marché des produits phytosanitaires (Directive 91/414/CEE) et des produits biocides (Directive 98/8/CEE). On trouvera la liste des directives-filles et des documents-guides d'accompagnement en Référence (Chapitre 6).

#### 4.2.1 Le danger

Le danger se caractérise à partir d'essais d'écotoxicité, conduits selon des règles rigoureuses, le plus souvent selon des protocoles internationaux (lignes directrices définies par l'OCDE). Ces essais permettent de quantifier la toxicité. Les valeurs les plus utilisées sont :

- la DL50 (Dose Létale 50) : dose provoquant 50% de mortalité
- la NOEC (« No Observed Effect Concentration » ; concentration sans effet observé) : la plus forte dose qui ne provoque aucun effet dans l'essai.

Les essais les plus simples caractérisent la mortalité sur un temps court (96 h pour les poissons par exemple), mais des essais de durée plus longue (essais chroniques) ou des essais de terrain (« cosmes » ou essais de terrain), plus proches des conditions réelles, sont fréquemment exigés pour les produits phytosanitaires. L'interprétation de ces essais de terrain est plus difficile que celle des essais de laboratoire et peut nécessiter un jugement d'expert.

A partir de ces essais, forcément en nombre limité, l'évaluateur doit estimer le risque pour les écosystèmes locaux, dans les conditions normales des traitements. L'approche classique consiste à supposer que la toxicité « réelle » pourrait être plus importante que prévue à partir des seuls essais d'écotoxicité disponibles. Pratiquement, cela se traduit par la fixation de *facteurs de sécurité*. Ces facteurs de sécurité tiennent compte du nombre et de la nature des essais : en règle générale, moins il y aura d'essais et plus ils auront été réalisés dans des conditions éloignées des conditions de l'environnement réel, plus le facteur de sécurité sera élevé (cf § 3-2-4).

Différents groupes d'organismes non-cibles susceptibles d'être exposés aux produits sont pris en compte :

- oiseaux,
- mammifères,
- organismes aquatiques,
- abeilles et autres insectes utiles,
- macro-organismes du sol (vers de terre).

#### 4.2.2 L'exposition

L'estimation de l'exposition utilisée dans les évaluations réglementaires dépend des organismes exposés :

- pour les oiseaux et les petits mammifères terrestres, l'alimentation est considéré comme étant la principale source de contamination :
  - ⇒ calcul d'ETE (« Estimated Theoretical Exposure », exposition théorique estimée) en fonction de la consommation alimentaire des oiseaux et des dépôts résiduels de produit sur les végétaux
- pour les organismes aquatiques :
  - ⇒ calcul d'une PEC (« Predicted Environmental Concentration », concentration prédite dans l'environnement) en fonction des modalités d'application du produit
- pour les abeilles et les autres insectes utiles, ainsi que la faune et la flore du sol, on se base sur la dose de produit appliqué par hectare affectée d'un facteur de transfert pour l'évaluation du risque à différentes distances du point de traitement :
  - ⇒ calcul d'une concentration d'exposition en fonction des dépôts résiduels sur les végétaux.

Dans le cadre de la présente étude, et du fait que les deux molécules considérées sont des insecticides, l'évaluation de l'exposition de la flore n'est pas traitée.

### 4.2.3 Le risque

Selon les principes décisionnels des directives européennes, le calcul du risque consiste à comparer la dose représentant le danger à la dose représentant l'exposition, en intégrant le facteur de sécurité. Ce calcul peut se faire selon 2 modalités différentes :

Dans la directive 98/8, le facteur de sécurité est appliqué aux essais d'écotoxicité pour définir une concentration prédite dans l'environnement ou PNEC :

$$\text{« Toxicité »} / \text{facteur de sécurité} = \text{PNEC}$$

et si « Exposition » / PNEC *inférieur* à 1 → pas de risque

Dans la directive 91/414, les valeurs de toxicité sont divisées par l'exposition et comparées au facteur de sécurité :

$$\text{« Toxicité »} / \text{« Exposition »} \textit{supérieur} \text{ à « Facteur de sécurité »} \rightarrow \text{pas de risque}$$

Bien qu'apparemment différentes, il est facile de constater que ces 2 modalités aboutissent exactement au même résultat et ne sont que 2 modes de présentation du même calcul.

## 4.3 Estimation du risque lié aux applications de fénitrothion et de deltaméthrine

### 4.3.1 Evaluation des dangers

#### 4.3.1.1 Substances actives utilisées

Le fénitrothion appartient à la classe des insecticides organophosphorés. C'est un produit ancien.

La deltaméthrine est un produit plus récent, dérivé des pyréthrinés naturelles.

Ces deux produits sont des insecticides neurotoxiques, mais avec des mécanismes d'action cellulaire différents. Ainsi, le fénitrothion est un insecticide non systémique agissant par contact en se fixant sur le site esteratic de l'acétylcholinestérase à la place du substrat naturel, l'acétylcholine. La deltaméthrine agit principalement au niveau des canaux sodium des fibres nerveuses qu'elle bloque en position ouverte. Accessoirement elle inhibe les ATP-ases  $\text{Ca}^{++}$  /  $\text{Mg}^{++}$  dépendantes, perturbe la transmission synaptique et interviendrait au niveau du récepteur de l'acide gamma-aminobutyrique.

Les données concernant l'écotoxicité des deux substances actives sont principalement issues des dossiers produits dans le cadre de la procédure d'autorisation de mise sur le marché des produits phytosanitaires (Directive 91/414/CEE), données reprises dans la base de données AGRITOX ou dans le « Review Report » européen.

#### 4.3.1.2 Effets sur les oiseaux

Les données de toxicité pour les oiseaux sont présentées dans les 2 tableaux suivants (Tableaux 4.1 et 4.2) :

**Tableau 4.1 : Effets sur les oiseaux (fénitrothion)**

Type de toxicité	Espèce	Donnée
aiguë	canard ( <i>Anas platyrhynchos</i> )	DL 50 : 1190 mg/kg pc
aiguë	colin de Virginie ( <i>Colinus virginianus</i> )	DL 50 : 27,4 mg/kg pc
aiguë	caille japonaise ( <i>Coturnix coturnix</i> )	DL 50 > 115 mg/kg pc
aiguë	faisan ( <i>Phasianus sp</i> )	DL 50 : 55,6 mg/kg pc
aiguë	merle ( <i>Turdus merula</i> )	DL 50 : 78 mg/kg pc
aiguë	carouge à épauettes ( <i>Agelaius phoeniceus</i> )	DL 50 : 25 mg/kg pc
aiguë	pigeon ( <i>Columba sp</i> )	DL 50 : 42 mg/kg pc
reproduction	colin de Virginie ( <i>Colinus virginianus</i> )	NOEC : 10 mg/kg aliment
reproduction	canard ( <i>Anas platyrhynchos</i> )	NOEC : 100 mg/kg aliment

**Tableau 4.2 : Effets sur les oiseaux (deltaméthrine)**

Type de toxicité	Espèce	Donnée
aiguë	colin de Virginie ( <i>Colinus virginianus</i> )	DL50 : > 2 250 mg/kg pc
aiguë	canard ( <i>Anas platyrhynchos</i> )	DL50 : > 4 640 mg/kg pc
aiguë	colin de Virginie ( <i>Colinus virginianus</i> )	CL50 : > 5 620 mg/kg aliment
aiguë	canard ( <i>Anas platyrhynchos</i> )	CL50 : 8 039 mg/kg aliment
reproduction	colin de Virginie ( <i>Colinus virginianus</i> )	NOEC : 450 mg/kg aliment
reproduction	canard ( <i>Anas platyrhynchos</i> )	NOEC : 450 mg/kg aliment

La toxicité aiguë pour les oiseaux est variable en fonction des espèces. A l'exception des *Anatidae* (canards) la toxicité aiguë du fénitrothion pour les oiseaux est relativement élevée. Cette molécule présente également une toxicité relativement importante pour la reproduction des oiseaux.

La deltaméthrine présente une faible toxicité pour les oiseaux, tant en essai aigu qu'en essai chronique.

#### 4.3.1.3 Effets sur les mammifères

Les données concernant les toxicités aiguë et chronique du fénitrothion et de la deltaméthrine pour les mammifères sont présentées dans les tableaux suivants (Tableaux 4.3 et 4.4). Seules les données validées ont été reprises et en aucun cas la totalité des données de toxicité disponibles sur ces molécules.

**Tableau 4.3 : Effets sur les mammifères (fénitrothion)**

Espèce	Toxicité	Point final	Valeur
Rat	Orale aiguë	DL50	800 mg/kg pc
Rat	Chronique ( <i>activité cholinestérase</i> )	NOEL	0,5 mg/kg pc/j

**Tableau 4.4 : Effets sur les mammifères (deltaméthrine)**

Espèce	Toxicité	Point final	Valeur
Rat	Orale aiguë	DL50	87 mg/kg pc
Chien	Chronique ( <i>neurotoxicité</i> )	NOEL	2,5 mg/kg pc/j

Il apparaît que la deltaméthrine est une molécule présentant une toxicité aiguë relativement importante pour les mammifères. Cette constatation doit être relativisée : en aigu, la molécule est 2 600 à 5 500 fois plus toxique pour la mouche que pour rat, ce qui laisse à penser qu'en dehors de mauvaises conditions d'application cette molécule ne devrait pas entraîner d'effets aigus indésirables chez les mammifères sauvages. Par ailleurs, chez les mammifères la deltaméthrine est rapidement métabolisée dans l'organisme en particulier par clivage de la liaison ester.

#### 4.3.1.4 Effets sur les organismes aquatiques

Les données de toxicité pour les organismes aquatiques sont présentées dans les tableaux suivants (Tableaux 4.5 et 4.6) :

**Tableau 4.5 : Effets sur les organismes aquatiques (fénitrothion)**

Type de toxicité	Espèce	Donnée
aiguë (poisson)	<i>Carassius carassius</i>	CL50 : 4,4 à 8,2 mg/L
aiguë (poisson)	<i>Gambusia affinis</i>	CL50 : 2,6 mg/L
aiguë (poisson)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL50 : 1 à 2 mg/L
aiguë (poisson)	<i>Salvelinus fontinalis</i>	CL50 : 1,7 mg/L
aiguë (poisson)	<i>Oryzias latipes</i>	CL50 : 3,8 mg/L
chronique (poisson)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC : 0,12 mg/L
chronique (poisson)	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC : 0,13 mg/L
aiguë (invertébrés)	<i>Daphnia magna</i>	CE50 : 8,6 à 9,2 µg/L
chronique (invertébrés)	<i>Daphnia magna</i>	NOEC : 0,14 µg/L
algues	<i>Chlorella vulgaris</i>	CE50 : 100 mg/L
algues	<i>Anabaena flos-aquae</i>	CE50 : 8,6 mg/L
algues	<i>Nitzschia closterium</i>	CE50 : 3,9 mg/L

De très nombreuses données d'écotoxicité de laboratoire sont disponibles pour la deltaméthrine. Ne sont repris ici que quelques exemples de données de laboratoire mettant en évidence des toxicités aiguë et chronique très importantes de cette molécule vis-à-vis des organismes aquatiques tant vertébrés qu'invertébrés.

**Tableau 4.6 : Effets sur les organismes aquatiques (deltaméthrine)**

Type de toxicité	Espèce	Donnée (µg/L)
aiguë (poisson)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL50 : 0,26
aiguë (poisson)	<i>Gambusia affinis</i>	CL50 : 1 000 – 2 000
aiguë (invertébré)	<i>Daphnia magna</i>	CL50 : 0,56
aiguë (invertébré)	<i>Asellus aquaticus</i>	CL50 : 0,0018
aiguë (invertébré)	<i>Chironomus tentans</i>	NOEC : 0,03 – 0,05 EC100 : 3,5 µg/L
chronique (poisson)		NOEC : 0,032
chronique (invertébré)	<i>Daphnia magna</i>	NOEC : 0,0041
chronique (invertébré)	<i>Chironomus riparius</i>	NOEC : 0,010

\* les données de toxicité pour les algues n'ont pas été présentées : le produit est un insecticide non toxique pour les plantes comme cela est indiqué dans la liste des « end points » européens (Directive 91/414/CE Review report).

Le fénitrothion présente une toxicité élevée pour les invertébrés aquatiques.

Compte tenu de la très forte toxicité de la deltaméthrine pour les organismes aquatiques dans les essais de laboratoire, de très nombreuses études ont été réalisées en conditions semi naturelles.

Celles-ci confirment toutes la très forte toxicité de la molécule pour les invertébrés aquatiques, spécialement les crustacés et mettent en évidence une absence de toxicité pour le phytoplancton.

Toutes les études confirment également la faible persistance de la molécule dans le milieu puisque dans la grande majorité des cas une récupération des populations est observée dans un temps variable, mais toujours relativement court, de 1 à 4 mois. A partir de ces études, une concentration « écologiquement acceptable » de 0,0032 µg/L a été déterminée (« end point » européen).

A noter que la forte toxicité de la molécule pour les invertébrés et son absence de toxicité pour le phytoplancton peut se traduire par un effet indirect sur les populations algales qui, compte tenu de la disparition des consommateurs, vont proliférer (phénomène de bloom algal). La molécule étant peu persistante, cette prolifération algale pourra être suivie d'une prolifération secondaire d'organismes à cycle de développement court tels que les moustiques.

#### 4.3.1.5 Concentration prévisible sans effet pour les organismes aquatiques

Pour les organismes aquatiques une concentration prévisible sans effet pour l'environnement (PNEC) est déterminée à partir des données de toxicité obtenues dans des conditions expérimentales variées, tests de toxicité aiguë au laboratoire, tests de toxicité chronique au laboratoire ou cosmes.

Ces données de toxicité sont affectées de facteurs de sécurité prenant en compte la variabilité inter spécifique, l'extrapolation de l'aigu au long terme et l'extrapolation de l'échelle du laboratoire au terrain.

$$PNEC = CL50, NOEC, \dots / \text{facteur de sécurité}$$

Les facteurs de sécurité utilisés ici (Tableau 4.7) correspondent aux seuils fixés dans le document guide (TGD) en appui à la directive 67/548/CEE.

**Tableau 4.7 : Facteurs de sécurité (EC, 2003)**

Nature des données	Facteur de sécurité
3 données de toxicité aiguë (DL50) sur 3 espèces représentatives de 3 niveaux trophiques (Poisson, Daphnies, Algues)	1000
1 donnée de toxicité chronique (NOEC) Poisson ou Daphnie	100
2 données de toxicité chronique (NOEC) Poisson et Daphnie	50
3 données de toxicité aiguë sur 3 espèces représentatives de 3 niveau trophiques (Poisson, Daphnies, Algues)	10
Cosmes ou études de terrain	Au cas par cas

Les PNEC pour les organismes aquatiques pour les deux substances actives sont présentées dans le tableau 4.8 :

**Tableau 4.8 : Concentrations prédites sans effets pour l'environnement (PNEC) pour les organismes aquatiques**

Substance active	Donnée retenue	Facteur de sécurité	PNEC
fénitrothion	NOEC daphnie = 0,14 µg/l	10	0,014 µg/L
deltaméthrine	EAC* = 0,0032 µg/l	0,33	0,0096 µg/L

\*EAC : Ecologically Acceptable Concentration

#### 4.3.1.6 Effets sur les vers de terre

Le fénitrothion présente une toxicité aiguë modérée pour les vers de terre *Eisenia fetida* avec une CL 50 de 231 mg/kg de sol frais.

La deltaméthrine n'est pas toxique pour les vers de terre. La CL50 de cette molécule pour le ver du fumier *Eisenia fetida* (espèce standard dans les essais d'écotoxicité) est supérieure à 1290 mg/kg de sol frais. La deltaméthrine est peu toxique pour les gastéropodes terrestres comme les limaces.

#### 4.3.1.7 Effets sur les abeilles

La dose létale 50 % du fénitrothion vis-à-vis de l'abeille domestique *Apis mellifera* est de 0,13 µg/abeille. Cette molécule présente donc une toxicité élevée pour les abeilles.

Les doses létales 50 % de la deltaméthrine pour l'abeille domestique *Apis mellifera* sont présentées dans le tableau 4.9 :

**Tableau 4.9 : Effets sur les abeilles (deltaméthrine)**

Espèce	Toxicité	Point final	Valeur
<i>Apis mellifera</i>	Par voie orale	DL50	79 ng/abeille

<i>Apis mellifera</i>	Par contact	DL50	1,5 ng/abeille
-----------------------	-------------	------	----------------

La deltaméthrine présente une forte toxicité pour les abeilles et de façon plus large pour l'ensemble des insectes.

#### 4.3.2 Détermination des expositions

##### 4.3.2.1 Doses et modes de traitement

Les doses utilisées sont de 200 g/ha pour le fénitrothion et 1 g/ha pour la deltaméthrine.

Les pulvérisations se font selon 3 modes :

- à l'aide d'atomiseurs thermiques à dos (SOLO) ;
- en pulvérisation spatiale ultra-bas volume à l'aide de thermo-nébulisateurs à dos ;
- en pulvérisation spatiale ultra-bas volume à l'aide de nébulisateurs à froid montés sur véhicule 4x4.

Tous ces systèmes produisent des gouttelettes de pesticides d'un diamètre médian de 15 à 85 µm. Ces gouttelettes peuvent être considérées comme « très fines » au regard des critères de modélisation de la dérive des phytosanitaires.

Le protocole de traitement correspond à un traitement par pulvérisation spatiale ultra-bas volume à l'aide de nébulisateurs à froid montés sur véhicule 4x4 de nuit suivi le lendemain d'un traitement à l'aide d'un pulvérisateur à dos puis quatre jours plus tard d'un nouveau traitement de nuit à l'aide d'un pulvérisateur monté sur un véhicule 4X4.

Jusqu'au 13 février 2006 les traitements adulticide ont été réalisés à l'aide de fénitrothion tandis que depuis cette date les traitements sont réalisés à l'aide de deltaméthrine. Il n'y a donc pas de traitements simultanés avec les deux molécules.

##### 4.3.2.2 Devenir et comportement dans l'environnement des substances actives utilisées

**Le fénitrothion** est une molécule peu stable dans le sol avec un temps de demi-vie mesuré de l'ordre de 3 jours à 30°C (le temps de demi-vie à 30°C a été choisi du fait des températures diurnes et nocturnes au moment des traitements)<sup>25</sup>. Son principal produit de dégradation, le 3-méthyl-4-nitrophénol n'est pas persistant dans les sols (DT50 mesuré de 6 à 13 jours dans des sols forestiers).

Dans l'eau le fénitrothion est également peu persistant avec un temps de demi-vie à l'hydrolyse mesuré de 17 à 61 jours à 30°C et pH de 5 à 9 et un temps de demi-vie de photolyse mesuré inférieur à 1 jour en lumière naturelle (40 degrés de latitude Nord à toutes les saisons – Japon). De même ses principaux produits de transformation, l'aminofénitrothion et le 3-méthyl-4-nitrophénol sont peu persistants dans les eaux.

**La deltaméthrine** est une molécule relativement peu stable dans l'environnement.

<sup>25</sup> Cela correspond à un DT<sub>50</sub> de l'ordre de 7 jours à 20°C ou 13 jours à 12°C (estimé par calcul).

Ainsi sous l'influence des rayonnements UV la deltaméthrine subit une isomérisation cis-trans suivie d'un clivage de la liaison ester et enfin de la perte d'un atome de brome.

Dans les sols le DT50 mesuré est de 12 à 50 jours selon la température et la teneur en matière organique du sol. Le principal métabolite dans les sols est l'acide decaméthrinique (Br2CA), dont le temps de demi-vie mesuré dans les sols est de 2,3 à 21 jours selon les sols.

Les microorganismes du sol jouent un rôle déterminant dans la dégradation de la molécule. En effet, un allongement important du temps de demi-vie est observé lorsque le sol est stérilisé, celui-ci passant de 12 à 50 jours dans un sol naturel à 260 jours environ lorsque le sol est stérilisé.

Dans les sols le temps de demi-vie par photodégradation mesuré en lumière naturelle est de 9 jours.

Par ailleurs la deltaméthrine est peu mobile dans les sols, limitant ainsi le risque de contamination des eaux souterraines.

Dans les eaux, le temps de dissipation de la colonne d'eau vers les sédiments de la deltaméthrine est de 17 heures. Celle-ci est hydrolysée en 3-phénoxy-benzaldéhyde.

En présence de sédiment la deltaméthrine s'adsorbe très rapidement sur le sédiment. Ainsi, dans un système eau sédiment les pourcentages suivants sont observés :

Temps en jour	% dans l'eau	% dans les sédiments
0	37 – 38	60 – 63
4	10 – 20	75 – 89
28	0 – 0,25	65 – 82

Dans les sédiments la deltaméthrine est métabolisée en  $\alpha$ - R- deltaméthrine qui représente, après 7 à 14 jours, de 21 à 24 % de la concentration initialement introduite.

La durée de demi-vie mesuré dans le système eau/sédiment est de 40 jours tandis que dans la phase aqueuse celle-ci est de 17 heures.

#### 4.3.2.3 Evaluation des expositions des oiseaux

Dans le cadre de l'évaluation des risques pour les oiseaux liés aux usages en protection des cultures, l'alimentation est considérée comme étant la principale source de contamination des oiseaux terrestres. Les « Expositions Théoriques Estimées » (ETE) sont calculées sur la base de scénarii génériques pré-déterminés qui prennent en compte des espèces indicatrices pertinentes pour différentes cultures, parfois différents stades végétatifs des cultures (Tableau 4.10).

On notera que ces paramètres ont été définis essentiellement pour des productions végétales européennes, mais à ce niveau d'estimation et faute d'informations spécifiques, ces paramètres « standards » seront ceux repris pour l'évaluation.

**Tableau 4.10: Espèces pertinentes pour différentes cultures et les différents stades végétatifs**

Culture	Espèce indicatrice – poids corporel
Gazon	gros oiseau herbivore – 3 kg
	oiseau insectivore – 10 g
Céréales (application précoce)	gros oiseau herbivore – 3 kg
	oiseau insectivore – 10 g
Céréales (application tardive)	oiseau insectivore – 10 g
Cultures à feuilles alimentaires	oiseau herbivore de taille moyenne – 300 g
	oiseau insectivore – 10 g
Vergers, vignobles, houblon	oiseau insectivore – 10 g

L'exposition théorique estimée, exprimée en mg/kg poids corporel et par jour (mg/kg p.c./j), est calculée avec la formule suivante :

$$ETE_{aliment} = dose\ d'application\ (kg/ha) \times (FIR/pc) \times RUD \times ftwa \times AV \times PT \times PD$$

**FIR/pc** : taux d'ingestion de l'aliment (g de poids frais par jour) par g de poids corporel.

**RUD** : concentration de la substance active dans l'aliment (mg/kg de poids frais).

**ftwa** : facteur de pondération pour les études long-terme. Il est calculé en fonction du DT50 (temps nécessaire pour que 50% de la substance se dégrade sur le végétal) et d'une fenêtre de temps (t) selon la formule :

$$ftwa = (1 - e^{-0.693 \times t/DT50}) / (0.693 \times t/DT50)$$

**AV** : facteur d'évitement, représentant le potentiel répulsif de la SA (1 = pas de répulsion; 0 = répulsion totale).

**PT** : proportion d'aliment obtenue dans la zone traitée (1 = prise de nourriture exclusivement dans la zone traitée; 0 = aucune prise de nourriture dans la zone traitée).

**PD** : proportion en poids sec de l'aliment dans le régime alimentaire de l'espèce considérée (1 = consommation exclusive de l'aliment traité; 0 = pas de consommation de l'aliment traité).

En première approche, on utilise une démarche de « pire-cas », c'est-à-dire qu'on suppose que les oiseaux se nourrissent uniquement dans la culture traitée, ce qui entraîne :

$$AV = 1 ; PT = 1 ; PD = 1$$

La formule devient :

$$ETE_{aliment} = dose\ d'application\ (kg/ha) \times (FIR/pc) \times RUD \times ftwa$$

Les valeurs des concentrations de la substance active dans l'aliment ont été déterminées à partir des travaux de Fletcher *et al.* (1994) pour les végétaux et Fischer et Bowers (1997) pour les insectes. Des valeurs moyennes par défaut ont été fixées pour DT50 (10 j) et t (21 j), soit ftwa (0.53).

Compte tenu de la faible persistance des deux matières actives, l'évaluation des expositions des oiseaux a été réalisée en première approche pour une application unique et sans tenir compte de la décroissance de la concentration au cours du temps.

**Tableau 4.11 : ETE pour le fénitrothion et la deltaméthrine**

<b>Exposition aiguë</b>					<b>fénitrothion</b>	<b>deltaméthrine</b>
		FIR	RUD	ftwa	ETE	ETE
Gazon	(herb)	a 0,44	142	1	12,50	0,062
	(insec)	b 1,04	52	1	10,82	0,054
Céréales	précoce (herb)	a 0,44	142	1	12,50	0,062
	précoce (insec)	b 1,04	52	1	10,82	0,054
	tardif	b 1,04	52	1	10,82	0,054
Cultures à feuilles alim (herb)		c 0,76	87		13,22	0,066
	(insec)	b 1,04	52	1	10,82	0,054
Vergers, vignobles, houblon		b 1,04	52		10,82	0,054
<b>Exposition court-terme</b>						
		FIR	RUD	ftwa	ETE	ETE
Gazon	(herb)	a 0,44	76	1	6,69	0,033
	(insec)	b 1,04	29	1	6,03	0,030
Céréales	Précoce (herb)	a 0,44	76	1	6,69	0,033
	précoce (insec)	b 1,04	29	1	6,03	0,030
	tardif	b 1,04	29	1	6,03	0,030
Cultures à feuilles alim (herb)		c 0,76	40	1	6,08	0,030
	(insec)	b 1,04	29	1	6,03	0,030
Vergers, vignobles, houblon		b 1,04	29	1	6,03	0,030
<b>Exposition long-terme</b>						
		FIR	RUD	ftwa	ETE	ETE
Gazon	(herb)	a 0,44	76	0,2	1,37	0,007
	(insec)	b 1,04	29	non	6,03	0,030
Céréales	précoce (herb)	a 0,44	76	0,2	1,37	0,007
	précoce (insec)	b 1,04	29	non	6,03	0,030
	tardif	b1,04	29	non	6,03	0,030
Cultures à feuilles alim (herb)		c 0,76	40	0,2	1,24	0,006
	(insec)	b 1,04	29	non	6,03	0,030
Vergers, vignobles, houblon		b 1,04	29	non	6,03	0,030

(a) gros oiseau herbivore (b) oiseau insectivore (c) oiseau de taille moyenne

#### 4.3.2.4 Evaluation des expositions des mammifères

Les mêmes modalités sont utilisées pour les petits mammifères et les oiseaux ; seuls diffèrent la valeur des paramètres et les espèces indicatrices.

**Tableau 4.12 : Espèces pertinentes pour les différentes cultures et les différents stades végétatifs**

<b>Culture</b>	<b>Espèce indicatrice – poids corporel</b>
Gazon	petit mammifère herbivore – 25 g
Céréales (précoce)	petit mammifère herbivore – 25 g
Céréales (tardif)	mammifère insectivore – 10 g
Cultures à feuilles alimentaires	mammifère herbivore (taille moyenne) – 3 kg
Vergers, vignobles, houblon	petit mammifère herbivore – 25 g
Traitement de semences	mammifère granivore – 25 g

**Tableau 4.13 : ETE pour le fénitrothion et la deltaméthrine**

<b>Exposition aiguë</b>					<b>fénitrothion</b>	<b>deltaméthrine</b>
		FIR	RUD *	ftwa	ETE	ETE
Gazon		a 1,39	142	1	39,48	0,20
Céréales	précoce	a 1,39	142	1	39,48	0,20
	tardif	b 0,63	14	1	1,76	0,01
Cultures à feuilles alimentaires		c 0,28	87	1	4,87	0,02
Vergers, vignobles, houblon		a 1,39	85	1	23,63	0,12
<b>Exposition long-terme</b>						
		FIR	RUD *	ftwa	ETE	ETE
Gazon		a 1,39	76	0,53	11,13	0,06
Céréales	précoce	a 1,39	76	0,53	11,13	0,06
	tardif	b 0,63	5,1	non	0,64	0,00
Cultures à feuilles alimentaires		c 0,28	40	0,53	1,18	0,01
Vergers, vignobles, houblon		a 1,39	46	0,53	7,74	0,03

(a) petit mammifère herbivore (b) mammifère insectivore (c) mammifère herbivore (taille moyenne)

#### 4.3.2.5 Calculs de concentrations prévisibles dans le sol et les eaux de surface

La principale source de contamination à distance des sols et des plans d'eau correspond à la **dérive par voie atmosphérique du nuage** de produit généré au moment du traitement. Dans le cadre des évaluations des risques environnementaux liés aux phytosanitaires (en application de la Directive européenne 91/414), les pourcentages de dérive - en fonction de la distance au pulvérisateur (manuel ou mécanique) - sont calculés à l'aide des modèles de Rautmann et Ganzelmeier (SSM, 2006). Cependant, les abaques proposés ne sont pas extrapolables au contexte de fines gouttelettes dans le cadre d'une pulvérisation ultra-bas volume.

L'autre outil utilisé pour ces évaluations est le logiciel américain AgDrift® (travaux du FOCUS Surface Water, FOCUS Air ; AFSSET, 2005). Là encore, son utilisation dans le contexte particulier de la lutte anti-vectorielle dans le cadre de l'épidémie de Chikungunya apparaît complexe à mettre en œuvre d'une façon scientifiquement rigoureuse : les modules les plus simples, dont fait partie celui concernant l'application terrestre, sont peu demandeurs en données d'entrée, mais sont également peu adaptables ; les modules les plus complexes sont très demandeurs en données d'entrée et ne concernent que les applications aériennes.

En outre, on note que :

- les distributions de taille des gouttelettes proposées, y compris pour les tailles les plus fines, concernent des diamètres moyens encore trop élevés par rapport à ceux étudiés (le percentile 90 de la distribution est toutefois davantage adapté),
- la hauteur de la rampe d'épandage n'est pas adaptée aux cas particuliers des 4x4, mais aux tracteurs, pour le module d'application terrestre,
- les épandages « manuels » (par pulvérisation à dos) ne sont pas considérés,
- la définition des lignes de passage (nombre et distance entre elles) est également inadaptée au contexte étudié, puisqu'il s'agit d'outils habituellement mis en œuvre dans le cadre de la protection des végétaux en agriculture et non dans celui de la lutte anti-vectorielle.

En conséquence, en l'absence d'outils existants et spécifiquement dédiés à une telle évaluation, le choix est fait d'examiner et de confronter l'ensemble des valeurs et abaques disponibles et, en parallèle, de mettre en œuvre AgDrift®. On raisonnera ainsi sur les valeurs extrêmes, minimales et maximales, obtenues définissant ainsi un intervalle de grandeurs de dérive.

#### 4.3.2.5.1 Epandages par véhicules 4x4

Pour les épandages par véhicules 4x4, on a fait le choix d'exploiter le logiciel AgDrift®. Ce logiciel présente plusieurs niveaux de complexité (du « Tier 1 », le plus simple, au « Tier 3 »).

Compte tenu des délais impartis pour la présente étude et dans la mesure où certains paramètres des niveaux plus complexes ne peuvent être documentés de façon satisfaisante, on a modélisé selon le niveau le plus simple (« Tier 1 »).

En outre, en l'absence d'une interface spécifique « véhicule 4x4 », on a modélisé 2 scénarii :

- un scénario d'application terrestre (hauteur de la rampe = 1.27 m ; gouttelettes « very fine to fine »<sup>26</sup> ; une ligne de passage),
- un scénario d'application aérienne (gouttelettes « very fine to fine »)

en choisissant dans chaque cas les valeurs les plus proches du contexte étudié d'après les données disponibles. **On considère que les deux modules fournissent des résultats permettant d'encadrer la dérive.** En absence de modèles spécifiques, en particulier concernant la taille des gouttelettes il a été fait le choix de prendre en compte un diamètre supérieur à la réalité considérant que des gouttelettes ayant un diamètre plus importants se déposeront plus vite conduisant à une maximalisation de la concentration dans les eaux et les sols à faible distance en sous estimant la distance impactée.

#### 4.3.2.5.2 Epandages par pulvérisateurs à dos

Pour les épandages par pulvérisateurs à dos, on a fait par défaut le choix d'utiliser les relations fournies par Rautmann et Ganzelmeier. Les pourcentages de dérive proposés pour le **traitement de la vigne (traitement tardif)** correspondent le mieux au contexte étudié. On a retenu le scénario « **traitement tardif** », plus défavorable, pour compenser le fait que les pourcentages de dérive de Rautmann et Ganzelmeier sont plutôt adaptés à des gouttelettes plus grosses - moins dérivantes - que celles générées par les appareils utilisés en lutte anti-vectorielle.

#### 4.3.2.5.3 Bilan

Pour chacun des scénarii, les pourcentages de dérive en fonction de la distance sont compilés dans le tableau 4.14.

<sup>26</sup> « very fine to fine » : diamètre médian à 175 µm, percentile 90 égal à 60 µm

**Tableau 4.14 : Résultats des modélisations de la dérive (%)**

<u>Epandage par véhicule 4x4 : (modèle AgDrift®)</u>	
% de dérive à 5 mètres	Tier I terrestre : 12,58 Tier I aérien : 38,93
% de dérive à 10 mètres	Tier I terrestre : 4,5 Tier I aérien : 34,01
% de dérive à 50 mètres	Tier I terrestre : 0,36 Tier I aérien : 16,22
% de dérive à 100 mètres	Tier I terrestre : 0,11 Tier I aérien : 9,45
<u>Epandage par pulvérisateur à dos : (modèle Rautmann)</u>	
% de dérive à 5 mètres	3,62
% de dérive à 10 mètres	1,23
% de dérive à 50 mètres	0,10
% de dérive à 100 mètres	0,03

**4.3.2.5.4 Calculs des concentrations dans les eaux de surface**

Le calcul de la PEC eau de surface prend en compte :

- le dépôt en surface (dose d'emploi en g/m<sup>2</sup> x par le pourcentage de dérive)
- la profondeur du plan d'eau (établie par défaut à 30 cm)

Le calcul de la PEC eau de surface correspond à la formule suivante :

$$\text{PEC eau de surface} = \frac{Da \times Ft}{P}$$

avec : PEC eau de surface = concentration prévisible dans l'eau de surface (g/m<sup>3</sup>)

Da = dose appliquée (en g/m<sup>2</sup>)

Ft = facteur de transfert : taux de dérive au point considéré.

P = profondeur du plan d'eau (en m)

**Tableau 4.15 : PEC eau de surface suite à un épandage de fénitrothion ou de deltaméthrine par véhicule 4X4 (µg/L)**

Distance	Tier I terrestre	Tier I aérien	Tier I terrestre	Tier I aérien
	<i>fénitrothion</i>		<i>deltaméthrine</i>	
5 m	8,4	26	0,041	0,13
10 m	3,0	23	0,015	0,11
50 m	0,24	11	0,012	0,053
100 m	0,074	6,3	0,00036	0,031

**Tableau 4.16 : PEC eau de surface suite à un épandage de fénitrothion ou de deltaméthrine par pulvérisateur à dos (µg/L)**

Distance	<i>fénitrothion</i>	<i>deltaméthrine</i>
5 m	2,4	0,012
10 m	0,82	0,004
50 m	0,067	0,000,3
100 m	0,02	0,00001

**4.3.2.5.5 Calculs des concentrations dans les sols**

La PEC sol est établie à partir de la dose d'emploi, affectée de facteurs de transfert et de dilution dans les milieux récepteurs.

Le facteur de transfert correspond au pourcentage de dérive évalué comme précédemment (modèle AgDrift® et relations de Rautman et Ganzelmeier).

Le facteur de dilution prend en compte le volume du milieu récepteur : pour le sol, on considère que la substance se répartit dans les 5 premiers cm de profondeur d'un sol de densité 1,5 g/cm<sup>3</sup>,

La PEC sol est alors calculée par la formule suivante :

$$\text{PEC sol} = \frac{Da \times Ft}{p \times d}$$

avec :  
 PEC sol = concentration prévisible dans le sol (g/kg sol)  
 Da = dose appliquée (en g/m<sup>2</sup>)  
 Ft = facteur de transfert : taux de dérive au point considéré  
 p = profondeur du sol dans laquelle la substance se répartit (en m)  
 d = densité du sol (kg/m<sup>3</sup>)

**Tableau 4.17 : PEC sol suite à un épandage par véhicule 4X4 (g/kg de sol)**

Distance	Tier I terrestre	Tier I aérien	Tier I terrestre	Tier I aérien
	<i>fénitrothion</i>		<i>deltaméthrine</i>	
5 m	0,0340	0,10	0,0016	0,0050
10 m	0,0121	0,092	0,000058	0,00044
50 m	0,0010	0,044	0,0000047	0,00021
100 m	0,0003	0,026	0,0000014	0,00012

**Tableau 4.18 : PEC sol suite à un épandage par pulvérisateur à dos (g/kg de sol)**

Distance	<i>fénitrothion</i>	<i>deltaméthrine</i>
5 m	0,0097	0,000047
10 m	0,0033	0,000016
50 m	0,00027	0,0000013
100 m	0,00008	0,0000004

#### 4.3.2.5.6 Calcul des concentrations d'exposition des abeilles

Pour les abeilles, l'exposition ayant lieu dans la strate végétale, c'est la dose appliquée à l'hectare affectée d'un facteur de transfert (dérive) qui est considérée comme la plus représentative de l'exposition :

$$\text{Exposition} = Da \times Ft$$

avec : Exposition = exposition (g/ha)  
Da = dose appliquée (en g/ha)  
Ft = facteur de transfert : taux de dérive au point considéré

**Tableau 4.19 : Concentration d'exposition pour les abeilles suite à un épandage par véhicule 4X4 (g/ha)**

Distance	Tier I terrestre	Tier I aérien	Tier I terrestre	Tier I aérien
	<i>fénitrothion</i>		<i>deltaméthrine</i>	
5 m	25,16	78	0,12	0,39
10 m	9,00	68	0,045	0,34
50 m	0,72	32	0,004	0,16
100 m	0,22	19	0,001	0,09

**Tableau 4.20 : Concentration d'exposition pour les abeilles suite à un épandage par pulvérisateur à dos (g/ha)**

Distance	Tier I terrestre	Tier I terrestre
	<i>fénitrothion</i>	<i>deltaméthrine</i>
5 m	7,24	0,036
10 m	2,46	0,012
50 m	0,20	0,001
100 m	0,06	0,0003

#### 4.3.3 Caractérisation du risque

Les critères d'acceptabilité du risque sont dérivés des dispositions du TGD et de la directive 97/57 (principes décisionnels de la directive 91/414). Pour chacune des cibles évaluées les critères d'acceptabilité sont présentés dans le tableau 4.21 :

**Tableau 4.21 : Seuils d'accessibilité pour la caractérisation du risque**

Organismes non-cibles	Type de risque	Seuil d'acceptabilité
Oiseaux	Aigu	Indice de risque >10
	Court terme	Indice de risque >10
	Long terme	Indice de risque > 5
Mammifères	Aigu	Indice de risque >10
	Long terme	Indice de risque > 5
Organismes aquatiques	Long terme	Indice de risque < 1
Vers de terre	Aigu	Indice de risque < 10
Abeilles	Aigu	Indice de risque < 50

##### 4.3.3.1 Risques pour les oiseaux

Les ratios de risque pour les oiseaux sont présentés dans le tableau 4.22.

Tableau 4.22 : Ratios de risque pour les oiseaux

Exposition aiguë		deltaméthrine		fénirothion	
		ETE	Ratio de risque	ETE	Ratio de risque
Gazon	(herb)	0,062	36011	12,50	2,00
	(insec)	0,054	41605	10,82	2,31
Céréales	précoce (herb)	0,062	36011	12,50	2,00
	précoce (insec)	0,054	41605	10,82	2,31
	tardif	0,054	41605	10,82	2,31
Cultures à feuilles alim	(herb)	0,066	34029	13,22	1,89
	(insec)	0,054	41605	10,82	2,31
Vergers, vignobles, houblon		0,054	41605	10,82	2,31
Exposition court-terme					
		ETE	Ratio de risque	ETE	Ratio de risque
Gazon	(herb)	0,033	43361	6,69	74,76
	(insec)	0,030	48077	6,03	82,89
Céréales	Précoce (herb)	0,033	43361	6,69	74,76
	précoce (insec)	0,030	48077	6,03	82,89
	tardif	0,030	48077	6,03	82,89
Cultures à feuilles alim	(herb)	0,030	47697		6,08
	(insec)	0,030	48077	6,03	82,89
Vergers, vignobles, houblon		0,030	48077		6,03
Exposition long-terme					
		ETE	Ratio de risque	ETE	Ratio de risque
Gazon	(herb)	0,007	6579	1,37	0,73
	(insec)	0,030	1492	6,03	0,17
Céréales	précoce (herb)	0,007	6579	1,37	0,73
	précoce (insec)	0,030	1492	6,03	0,17
	tardif	0,030	1492	6,03	0,17
Cultures à feuilles alim	(herb)	0,006	7237		1,24
	(insec)	0,030	1492	6,03	0,17
Vergers, vignobles, houblon		0,030	1492		6,03

En se basant sur les scénarii utilisés dans le cadre des procédures d'autorisation de mise sur le marché des produits phytosanitaires, et quel que soit le type de culture, les risques aigus et long terme pour les oiseaux liés à l'usage de fénirothion **sont inacceptables**.

En se basant sur les scénarii utilisés dans le cadre des procédures d'autorisation de mise sur le marché des produits phytosanitaires, et quel que soit le type de culture, les risques aigus, court terme et long terme pour les oiseaux liés à l'usage de deltaméthrine **sont donc acceptables**.

4.3.3.2 Risques pour les mammifères

Tableau 4.23 : Ratios de risque pour les mammifères

Exposition aiguë		deltaméthrine		fénitrothion	
		ETE	Ratio de risque	ETE	Ratio de risque
Gazon		0,20	441	39,48	20,27
Céréales	précoce	0,20	441	39,48	20,27
	tardif	0,01	9864	1,76	453
Cultures à feuilles alimentaires		0,02	3571	4,87	164
Vergers, vignobles, houblon		0,12	736	23,63	33,86
Exposition long-terme					
		ETE	Ratio de risque	ETE	Ratio de risque
Gazon		0,06	1,12	11,13	0,045
Céréales	précoce	0,06	1,12	11,13	0,045
	tardif	0,00	19,45	0,64	0,780
Cultures à feuilles alimentaires		0,01	10,59	1,18	0,42
Vergers, vignobles, houblon		0,03	1,86	6,74	0,074

Le risque aigu pour les mammifères lié à l'utilisation de fénitrothion est **acceptable** et ce quel que soit le type de végétation considéré, en revanche le risque long terme est **inacceptable**.

Le risque aigu pour les mammifères lié à l'utilisation de deltaméthrine est **acceptable** et ce quel que soit le type de végétation considéré. En revanche, le risque long terme est **inacceptable** pour certains types de végétation tel que les végétations basses et les cultures arborées.

4.3.3.3 Risques pour les organismes aquatiques

Les ratios de risque pour les organismes aquatiques suite à un *épandage par véhicule 4X4* sont présentés ci-dessous :

Tableau 4.24 : Ratios de risque pour les organismes aquatiques (épandage par véhicule 4x4)

Distance	PEC eau de surface (µg/L) Tier I <b>terrestre</b>	Ratio de risque	PEC eau de surface (µg/L) Tier I <b>aérien</b>	Ratio de risque
<i>fénitrothion</i>				
5 m	8,4	600	26	1857
10 m	3,0	214	23	1642
50 m	0,24	17	11	785
100 m	0,074	5	6,3	450
<i>deltaméthrine</i>				
5 m	0,041	4	0,13	13,5
10 m	0,015	1,6	0,11	11
50 m	0,012	1,2	0,053	5,5
100 m	0,00036	0,03	0,031	3,2

Le risque pour les organismes aquatiques suite à un épandage par véhicule 4X4 de fénitrothion ou de deltaméthrine est **inacceptable**, si ces traitements sont effectués à moins de 100 mètres d'un plan d'eau.

Les ratios de risque pour les organismes aquatiques suite à un *épandage par pulvérisateur à dos* sont présentés ci-dessous :

**Tableau 4.25 : Ratios de risque pour les organismes aquatiques (pulvérisateur à dos)**

Distance	PEC eau de surface (µg/L)	Ratio de risque
<i>fénitrothion</i>		
5 m	2,4	171
10 m	0,82	58,6
50 m	0,067	4,8
100 m	0,02	1,4
<i>deltaméthrine</i>		
5 m	0,012	1,2
10 m	0,004	0,42
50 m	0,0003	0,03
100 m	0,00001	0,001

Le risque pour les organismes aquatiques, suite à un épandage de fénitrothion par pulvérisateur à dos, est **inacceptable** si les traitements sont effectués à moins de 100 mètres d'un plan d'eau.

Le risque pour les organismes aquatiques, suite à un épandage de deltaméthrine par pulvérisateur à dos, est **acceptable** si les traitements sont effectués à plus de 10 mètres d'un plan d'eau.

#### 4.3.3.4 Risques pour les abeilles

Les ratios de risque pour les abeilles suite à un **épandage par véhicule 4X4** sont présentés ci-dessous :

**Tableau 4.26 : Ratios de risque pour les abeilles (épandage par véhicule 4x4)**

Distance	Concentration d'exposition g/ha Tier I terrestre	Ratio de risque	Concentration d'exposition g/ha Tier I aérien	Ratio de risque
<i>fénitrothion</i>				
5 m	25,16	193	78	600
10 m	9,00	69	68	523
50 m	0,72	5,5	32	246
100 m	0,22	1,7	19	146
<i>deltaméthrine</i>				
5 m	0,12	0,08	0,39	0,26
10 m	0,045	0,03	0,34	0,23
50 m	0,004	0,0026	0,16	0,10
100 m	0,001	0,0007	0,09	0,06

Le risque pour les abeilles lié à un épandage de fénitrothion par véhicule 4X4 est **inacceptable**. Le risque pour les abeilles lié à un épandage par véhicule 4X4 de deltaméthrine est **acceptable** quel que soit la distance et le scénario de dérive considérés.

Les ratios de risque pour les abeilles suite à un épandage par pulvérisateur à dos sont présentés ci-dessous :

**Tableau 4.27 : Ratios de risque pour les abeilles (pulvérisateur à dos)**

Distance	Concentration d'exposition g/ha	Ratio de risque
<i><b>fénitrothion</b></i>		
5 m	7,24	56
10 m	2,46	19
50 m	0,20	1,5
100 m	0,06	0,46
<i><b>deltaméthrine</b></i>		
5 m	0,036	0,024
10 m	0,012	0,008
50 m	0,001	0,0007
100 m	0,0003	0,0002

Le risque pour les abeilles lié à un épandage de fénitrothion par pulvérisateur à dos est **inacceptable** si ce traitement est réalisé à moins de 10 mètres d'une source d'alimentation d'abeille. Le risque pour les abeilles suite à un épandage de deltaméthrine par pulvérisateur à dos est **acceptable** quel que soit la distance considérée.

Compte tenu de la sensibilité voisine des abeilles et d'autres insectes pollinisateurs, il est considéré en première approche que l'évaluation des risques pour les abeilles liés aux épandages de deltaméthrine couvre le risque pour les autres insectes pollinisateurs.

#### 4.3.3.5 Risques pour les vers de terre

Les ratios de risque pour les vers de terre suite à un *épandage par véhicule 4X4* sont présentés ci-dessous :

**Tableau 4.28 : Ratios de risque pour les vers de terre (épandage par véhicule 4x4)**

Distance	PEC sol (g/kg) Tier I terrestre	Ratio de risque	PEC sol (g/kg) Tier I aérien	Ratio de risque
<i><b>fénitrothion</b></i>				
5 m	0,0340	0,147	0,10	0,43
10 m	0,0121	0,052	0,092	0,39
50 m	0,0010	0,0043	0,044	0,19
100 m	0,0003	0,0013	0,026	0,11
<i><b>deltaméthrine</b></i>				
5 m	0,0016	0,0012	0,0050	0,0039
10 m	0,000058	0,000004	0,00044	0,00034
50 m	0,0000047	0,0000036	0,00021	0,00016
100 m	0,0000014	0,000001	0,00012	0,00009

Le risque pour les vers de terre suite à un épandage par véhicule 4X4 de fénitrothion ou de deltaméthrine est **acceptable** quel que soit la distance et le scénario de dérive considérés.

Les ratios de risque pour les vers de terre suite à un *épandage par pulvérisateur à dos* sont présentés ci-dessous :

**Tableau 4.29 : Ratios de risque pour les vers de terre (pulvérisateur à dos)**

Distance	PEC sol g/kg	Ratio de risque
<b><i>Fénitrothion</i></b>		
5 m	0,0097	0,042
10 m	0,0033	0,014
50 m	0,00027	0,0012
100 m	0,00008	0,00035
<b><i>deltaméthrine</i></b>		
5 m	0,000047	0,000036
10 m	0,000016	0,000012
50 m	0,0000013	0,000001
100 m	0,0000004	0,0000003

Le risque pour les vers de terre suite à un épandage de fénitrothion ou de deltaméthrine par pulvérisateur à dos est **acceptable** quelle que soit la distance considérée.

#### 4.3.4 Bilan de la caractérisation des risques

Les risques pour les différents organismes évalués sont présentés sous forme synthétique dans le tableau 4.30 :

**Tableau 4.30 : Bilan de la caractérisation des risques**

Organismes	Type de risque	fénitrothion	deltaméthrine
Oiseaux	Aigu	-	+
	Court terme	-	+
	Long terme	-	+
Mammifères	Aigu	+	+
	Long terme	-	-
Organismes aquatiques 4X4 Pulvérisation à dos	Aigu	-	-
		-	-( $<10m$ )
Vers de terre 4X4 Pulvérisateur à dos	Aigu	+	+
		+	+
Abeille 4X4 Pulvérisateur à dos	Aigu	-	+
		-( $<10m$ )	+

- Risque inacceptable

+ Risque acceptable

**En conclusion :**

La procédure d'évaluation des risques suivie dans la présente étude est basée sur les principes développés en soutien aux directives 98 /8 /CEE (Produits biocides) et 91/414/CEE (Produits phytosanitaires). Les évaluations sont donc réalisées uniquement sur la base des substances actives (dose à l'hectare, mode d'application et toxicité intrinsèque) prise individuellement et sans prise en compte de la présence de formulants pouvant présenter une toxicité propre.

Par ailleurs les phénomènes de toxicité indirecte comme par exemple la disparition de la ressource alimentaire ne sont pas envisagés.

De plus en l'absence de modèles de dispersion spécifiques, les évaluations ont été réalisées à l'aide de modèles de dérive non totalement pertinents.

Enfin faute de données disponibles certains organismes comme les reptiles par exemple n'ont pu être envisagés.

En conclusion, la présente étude doit donc être considérée comme une évaluation préliminaire qui devra être complétée par une approche approfondie reposant sur des mesures spécifiques de dérive et prenant en compte, dans la mesure du possible la toxicité des solvants de formulation.

## 5 CONCLUSIONS

### 5.1 Résultats

#### 5.1.1 Risques liés aux propriétés toxicologiques

##### 5.1.1.1 Risques pour les travailleurs

#### **FENITROTHION**

Pour les deux types de pulvérisation considérés, l'utilisation du fénitrothion montre une exposition 100 fois supérieure à la dose admissible ce qui conduit à évaluer les risques comme **inacceptables pour le travailleur**. Il faut noter que, en l'absence de données métrologiques collectées sur le terrain, cette étude a été réalisée à partir des scénarii les plus probables.

Les dangers identifiés sont essentiellement des effets neurotoxiques, communs à la famille des organophosphorés et liés à l'inhibition des acétylcholinestérases.

D'autre part, étant donné les propriétés sensibilisantes du fénitrothion mises en évidence chez l'homme, il est nécessaire de limiter au maximum les contacts avec des produits concentrés. Pour un tel danger, la caractérisation des risques n'est pas possible de par la nature du mécanisme d'action mis en cause.

#### **DELTAMETHRINE**

Le risque sanitaire pour le travailleur est considéré comme étant **acceptable** dans le contexte d'un épandage par pulvérisation portée.

Dans le cas d'une pulvérisation tractée, le risque est considéré comme **acceptable**. Le modèle utilisé prend bien en compte l'utilisation d'EPI et limite le temps de travail à 4 heures. Compte tenu des modèles utilisés, des mesures sur le terrain permettraient de vérifier leur validité.

##### 5.1.1.2 Risques pour l'homme dans l'environnement

#### **FENITROTHION**

Pour les pulvérisations portées, en l'état actuel des connaissances, les **risques sont préoccupants** lorsque la population (enfants et adultes) se trouve **à moins de 10 mètres du point d'épandage**.

S'agissant des pulvérisations tractées (4x4), en l'état actuel des connaissances, **les risques sont préoccupants quelle que soit la distance des populations** (enfants et adultes) à la zone épandue (jusqu'à 100 mètres).

Les dangers identifiés sont des effets neurotoxiques, communs à la famille des organophosphorés et liés à l'inhibition des acétylcholinestérases.

D'autre part, étant donné les propriétés sensibilisantes du fénitrothion mises en évidence chez l'homme, il est nécessaire de limiter au maximum les contacts avec des produits concentrés.

Pour un tel danger, la caractérisation des risques n'est pas possible de par la nature du mécanisme d'action mis en cause.

## DELTAMETHRINE

En l'état actuel des connaissances, il n'a pas été mis en évidence de risque pour la population générale (enfants et adultes), quel que soit le type d'épandage considéré (pulvérisation portée ou tractée) et quelle que soit la distance des populations à la zone traitée.

### 5.1.2 Risques physico-chimiques

#### FENITROTHION

**Il n'a pas été identifié de risques** liés aux propriétés physico-chimiques du fénitrothion dans les scénarii étudiés.

## DELTAMETHRINE

**Il n'a pas été identifié de risques** liés aux propriétés physico-chimiques de la deltaméthrine dans les scénarii étudiés.

### 5.1.3 Risques écotoxicologiques

La synthèse de la caractérisation des risques est fournie dans le tableau 4.30 ci-dessous :

**Tableau 4.30 : Bilan de la caractérisation des risques**

Organismes	Type de risque	fénitrothion	deltaméthrine
Oiseaux	Aigu	-	+
	Court terme	-	+
	Long terme	-	+
Mammifères	Aigu	+	+
	Long terme	-	-
Organismes aquatiques 4X4 Pulvérisation à dos	Aigu	-	-
		-	-(<10m)
Vers de terre 4X4 Pulvérisateur à dos	Aigu	+	+
		+	+
Abeille 4X4 Pulvérisateur à dos	Aigu	-	+
		- (< 10m)	+

- Risque inacceptable
- + Risque acceptable

## 5.2 Conclusions

### 5.2.1 Santé humaine

#### FENITROTHION

- Il apparaît que l'utilisation du fénitrothion présente un risque pour la santé pour les professionnels qui l'appliquent dans les conditions décrites dans les deux scénarii étudiés.
- Pour la population générale, l'utilisation du fénitrothion dans les conditions décrites présente également un risque en fonction de la distance à laquelle se trouve la population lors de l'épandage (épandage à dos ou en 4x4).
- Par ailleurs, il manque un certain nombre de données nécessaires à une évaluation des risques plus précise :
  - exposition des travailleurs : durée effective du traitement insecticide, par jour et par opérateur
  - surface traitée, par jour et par opérateur
  - composition chimique précise des formulations à 500 g/l et 530 g/l
  - données mesurées sur l'exposition de l'homme au travail et de l'homme dans l'environnement en dehors des périodes de traitement.

## **DELTAMETHRINE**

- L'évaluation des risques présentés par la deltaméthrine dans son utilisation comme pesticide montre que le risque est acceptable pour les travailleurs pour tous les modes d'application.
- Pour la population générale, l'utilisation de la deltaméthrine dans les conditions décrites ne présente pas de risque préoccupant lors de l'épandage (épandage à dos ou en 4x4).
- Par ailleurs, il manque un certain nombre de données nécessaires à une évaluation des risques plus précise sur les mêmes points que ceux évoqués ci-dessus pour le fénitrothion. En outre, pour la deltaméthrine, une évaluation des risques du solvant organique utilisé pour solubiliser la deltaméthrine devrait être réalisée (évaluation des dangers, caractérisation des risques).

### **5.2.2 Environnement**

Concernant le risque pour l'environnement des deux substances, compte tenu des limitations déjà exprimées au paragraphe 4.1 et dans la conclusion du paragraphe 4.3.4, la présente étude doit être considérée comme une évaluation préliminaire qui devra être complétée par une approche approfondie reposant sur des mesures spécifiques de dérive et prenant en compte, dans la mesure du possible, la toxicité des solvants de formulation.

## 6 références

### Références utilisées pour l'évaluation de l'exposition :

**Académie de la Réunion** (2006). "Consignes aux applicateurs."

**AFSSET** (2005). Évaluation des risques sanitaires liés aux épandages « aériens », rapport du groupe d'experts, AFSSET avec l'appui scientifique et technique de l'INERIS

**CIBLEX** (2003) Base de données de paramètres descriptifs de la population française au voisinage d'un site pollué, ADEME / IRSN

**INERIS** (2001) Méthode de calcul des Valeurs de Constat d'Impact dans les sols. <http://www.ineris.fr/>

**INSPQ** (2002) 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, ISBN 2-550-39331-7.

<http://www.santecom.qc.ca>

**IPCS** (1990) International Programme on Chemical Safety, Environmental Health Criteria 97, Deltamethrin. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc97.htm>

**IPCS** (1992) International Programme on Chemical Safety, Environmental Health Criteria 133, Fenitrothion. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc133.htm>

**Kawahara J., Horikoshi R.** et al. (2005) Air pollution and young children's inhalation exposure to organophosphorus pesticide in an agricultural community in Japan. Environment International 31(8): 1123-1132.

**SSM** (2006) Documents directeurs pour l'évaluation : documents guides européens. <http://www.versailles.inra.fr/ssm/docguides-ue.htm>

**TNG** (2002) Human exposure to biocidal products, Guidance on exposure estimation, Technical Notes for Guidance, on behalf on Directorate General for Environment, June 2002

**UE** (2004) Guidance Document on Dermal Absorption, European Commission Health & Consumer Protection Directorate-General, ref. Sanco/222/2000 rev. 7, 19 March 2004

### Références utilisées pour l'évaluation des dangers pour la santé :

**Académie de la Réunion.** (2006). Consignes aux applicateurs.

**Agritox.** (2005). Base de donnée sur les substances actives phytopharmaceutiques : FENITROTHION / BAYER.

**ARLA.** (2003). Réévaluation du Fenitrothion : Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire.

**DRASS Réunion.** (2006a). Pages complémentaires au " Repère pour votre pratique ", Chikungunya, les produits insecticides.

---

**DRASS Réunion.** (2006b). PRODUITS : Mélange Deltaméthrine 15/5 et Banole W-CONSIGNES AUX APPLICATEURS.

**DRASS Réunion.** (2006c). PRODUIT : Aqua K-Othrine-CONSIGNES AUX APPLICATEURS.

**EPA, U.-.** (2000). Report on FQPA tolerance. Reassessment progress and interim risk management decision for FENTROTHION.

**European Commission.** (2002). Review report for the active substance deltamethrine: EC-Health and consumer protection directorate general- E1 Plant health.

**EXTOXNET.** (1995). Pesticide Information Profile: Deltamethrin: Extension Toxicology Network <http://extoxnet.orst.edu/ghindex.html>.

**INVS- Note DGS.** (2006a). Réseau de toxicovigilance Note préliminaire concernant les effets sur la santé des pesticides utilisés contre les moustiques adultes dans le cadre de la lutte contre l'épidémie de Chikungunya. 26 janvier 2006.

**INVS- Note DGS.** (2006b). Réseau de toxicovigilance Note sur les dangers liés à l'utilisation potentielle de la deltaméthrine dans le cadre de la lutte contre l'épidémie de Chikungunya.

**IPCS.** (1990). Deltamethrin. Environmental health criteria 97 : WHO- International Programme on Chemical Safety.

**OMS.** (1991). IPCS International Programme on Chemical Safety : Fenitrothion Health and Safety Guide: World Health Organization.

**Total.** (2006). FDS Banole W.

**Toxicologic Managements.** Micromedex® database.

**UE.** (2005). Draft assessment report. Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State UK for the existing active substance FENITROTHION of the second stage of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC. : Union européenne - Pesticides Safety Directorate.

**US EPA.** (1998). Deltamethrin; pesticide tolerance: Environmental Protection Agency.

**WHO.** (2004). Deltamethrin- WHO specifications and evaluations for public health pesticides.

## Documents concernant la procédure d'autorisation de mise sur le marché des produits phytosanitaires

### Directives européennes (Dir) :

- Directive 91/414/CE du 15 juillet 1991 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques
- 94/79 (Annexes II et III de la Dir 91/414 : Toxicologie et métabolisme)
- 95/36 (Annexes II et III de la Dir 91/414 : Devenir et comportement)
- 96/12 (Annexes II et III de la Dir 91/414 : Ecotoxicologie)
- 97/57 (Annexe VI de la Dir 91/414 : Principes spécifiques pour l'évaluation et la prise de décision)
- 2001/36 (Partie B de la Directive 91/414 : Micro-organismes et virus)

### Documents guides européens (Doc) :

- Commission Européenne, CSTEE "Opinion on the available scientific approaches to assess the potential effects and risk of chemicals on terrestrial systems", 9 novembre 2000
- Commission Européenne, Doc Sanco/221/2000-rev 10, "Guidance Document on Relevant Metabolites in Groundwater", 25 février 2003
- Commission Européenne, Doc Sanco/9188/VI/98-rev 8, "Guidance Document on Persistence in Soil", 12 juillet 2000
- Commission Européenne, Sanco/4802/2001-rev.1, juin 2002, FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC
- Commission Européenne, Sanco/321/2000 rev.2, FOCUS Groundwater Scenarios in the EU Review of Active Substances
- Generic guidance for FOCUS Groundwater Scenarios version:1.1, avril 2002.
- Commission Européenne, Doc Sanco/10329/2002-rev 2 final, "Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology", 17 octobre 2002
- Commission Européenne, Doc Sanco/4145/2000, "Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals", 25 septembre 2002
- Commission Européenne, Doc Sanco/3268/2001-rev 4 final, "Guidance Document on Aquatic Ecotoxicology", 17 octobre 2002

### Autres documents utiles :

- Procedures for Assessing the Environmental Fate and Ecotoxicity of Pesticides, (SETAC, 1995).
- Bulletins OEPP (23(2)1993 et 24(1)1994)
- OEPP 97/6077 : "Decision-making sub-schemes"
- OEPP "Environmental risk assessment scheme for plant protection products. Chapter 9 : Non-target terrestrial arthropods" (2002)

- EPFES "Effects of Plant Protection Products on Functional Endpoints in soils" (SETAC, 2003).
- ESCORT 1 "Guidance Document on Regulatory Testing Procedures for Pesticides with Non-target Arthropods" (SETAC, 1994)
- ESCORT 2 "Guidance Document on Regulatory Testing and Risk Assessment for Plant Protection Products with Non-target Arthropods" (SETAC, 2001)
- HARAP "Guidance Document on Higher-tier Aquatic Risk Assessment for Pesticides" (SETAC, 1999).
- CLASSIC "Community Level Aquatic System Studies – Interpretation Criteria" (SETAC, 2000).

## Documents concernant la procédure d'autorisation de mise sur le marché des produits biocides

### Directives européennes (Dir) :

- Directive N° 98/8/CE du Parlement Européen et du Conseil du 16 février 1998 concernant la mise sur le marché des produits biocides.

### Documents guides européens (Doc) :

- Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) N° 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and the Council concerning the placing of biocidal products on the market.

## Liens Internet

Des informations supplémentaires et certains des documents cités ci-dessus sont disponibles sur le site de l'UMASERP (anciennement SSM) : [www.versailles.inra.fr/ssm/](http://www.versailles.inra.fr/ssm/)

### abréviations

AFSSET	Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail
BERPC	Bureau d'évaluation des Risques des Produits et agents Chimiques
CL50	Concentration létale 50 %
DJA (ADI)	Dose Journalière Admissible (Admissible Daily Intake)
DL50	Dose létale 50 %
DOM	Département d'Outre Mer
DrfA (ArfD)	Dose de référence Aiguë (Acute reference Dose)
DSET	Dose Sans Effet Toxique

---

EPI	Equipement de protection individuelle
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
INRS	Institut National de Recherche et de Sécurité
InVS	Institut de Veille Sanitaire
NEAO (AOEL)	Niveau d'Exposition Acceptable pour les Opérateurs (Acceptable Operators Exposure Level)
NMC	3-méthyl-4-nitrophenol
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
PHED	Pesticide Handlers Exposure Database
POEM	Predictive Operator Exposure Model
PPE	Personnel Protective Equipment
PSD	Pesticide Safety Directorate
SA	Substance Active
SSM	Structure Scientifique Mixte
TNG	Technical Notes for Guidance
UE	Union Européenne
UK	United Kingdom
US-EPA	US Environmental Protection Agency
WHO	World Health Organisation

## ANNEXE I

**Liste des documents constitutifs  
du fonds documentaire fourni par l'AFSSET**

**Deltaméthrine**

<ul style="list-style-type: none"> <li>Acute Toxicity Database Chemical Query Results_fichiers</li> <li>CDC-NIOSH_fenitrothion_fichiers</li> <li>EPA</li> <li>e-phy(LMRs)_fichiers</li> <li>Evaluation CE</li> <li>FENITROTHION - NEW JERSEY Hazardous Substance Fact Sheet_fichiers</li> <li>FENITROTHION - TOXICOLOGIC MANAGERMENTS_fichiers</li> <li>Fenitrothion (18142-c) - Monograph - Martindale - The Complete Drug Reference_fichiers</li> <li>Fenitrothion (HSG 65, 1991)_fichiers</li> <li>FENITROTHION HAZARDTEXT ® - Hazard Management_fichiers</li> <li>FENITROTHION MEDITEXT ® - Medical Management_fichiers</li> <li>FENITROTHION OHM-TADS - Oil and Hazardous Materials-Technical Assistance Data System_fichiers</li> <li>FENITROTHION REPROTEXT ® System_fichiers</li> <li>HSDB</li> <li>Loli ® References -- FENITROTHION_fichiers</li> <li>OHS_Fenitrothion_fichiers</li> <li>PAN Poisoning Information for Fenitrothion_fichiers</li> <li>PAN_fenitrothion_fichiers</li> <li>Phosphorothioic acid, O,O-dimethyl O-(4-nitro-m-tolyl) ester - RTECS - Registry of Toxic Effects of Chemical Substances_fichiers</li> <li>Total Search System for Chemical(2)_fichiers</li> <li>Total Search System for Chemical(3)_fichiers</li> <li>Total Search System for Chemical_fichiers</li> <li>WHO_Fenitrothion (EHC 133, 1992)_fichiers</li> <li>Acute Toxicity Database Chemical Query Results</li> <li>BCPC_fenitrothion</li> <li>CCRIS</li> <li>CDC-NIOSH_fenitrothion</li> <li>e-phy(LMRs)</li> <li>Eval_Canada</li> <li>EXTOXNET PIP - FENITROTHION</li> <li>FENITROTHION - NEW JERSEY Hazardous Substance Fact Sheet</li> <li>FENITROTHION - TOXICOLOGIC MANAGERMENTS</li> <li>Fenitrothion (18142-c) - Monograph - Martindale - The Complete Drug Reference</li> <li>Fenitrothion (HSG 65, 1991)</li> <li>Fenitrothion EcoACS</li> <li>FENITROTHION HAZARDTEXT ® - Hazard Management</li> <li>FENITROTHION MEDITEXT ® - Medical Management</li> <li>FENITROTHION OHM-TADS - Oil and Hazardous Materials-Technical Assistance Data System</li> <li>FENITROTHION REPROTEXT ® System</li> <li>List-List</li> <li>Loli ® References -- FENITROTHION</li> <li>OHS_Fenitrothion</li> <li>PAN Poisoning Information for Fenitrothion</li> <li>PAN_fenitrothion</li> <li>Phosphorothioic acid, O,O-dimethyl O-(4-nitro-m-tolyl) ester - RTECS - Registry of Toxic Effects of Chemical Substances</li> <li>Search Result_Detailed Information</li> <li>sommaire_fond_documentaire_fenitrothion</li> <li>SRC PhysProp Database</li> <li>Total Search System for Chemical</li> <li>Total Search System for Chemical(2)</li> <li>Total Search System for Chemical(3)</li> <li>WHO_Fenitrothion (EHC 133, 1992)</li> </ul>	<p>Taille : 2,78 Ko Fichiers : BtnNewQuery.jpg, BtnQuickLink.j</p>
--	--

**Fénitrothion**

- CCRIS\_fichiers
- Deltamethrin - Index Nominum\_fichiers
- Deltamethrin (16614-c) - Monograph - Martindale - The Complete Drug Reference\_fichiers
- Dolphin MSDS - DELTAMETHRIN - ROUSSEL UCLAF\_fichiers
- EPA
- e-phy (LMRs)\_fichiers
- HSDB
- Loli ® References -- Deltamethrin\_fichiers
- NIOSH\_deltamethrin\_fichiers
- OHS\_Deltamethrin\_fichiers
- PAN Poisoning Information for Deltamethrin\_fichiers
- PAN\_deltamethrin\_fichiers
- PYRETHRINS HAZARDTEXT ® - Hazard Management\_fichiers
- PYRETHRINS MEDITEXT ® - Medical Management\_fichiers
- PYRETHROIDS - REPROTOX®\_fichiers
- PYRETHROIDS - TOXICOLOGIC MANAGERMENTS\_fichiers
- PYRETHROIDS MEDITEXT ® - Medical Management\_fichiers
- Total Search System for Chemical(2)\_fichiers
- Total Search System for Chemical(3)\_fichiers
- Total Search System for Chemical(4)\_fichiers
- Total Search System for Chemical\_fichiers
- WHO\_Deltamethrin (EHC 97, 1990)\_fichiers
- BCPC\_deltamethrin
- CCRIS
- Deltamethrin - Index Nominum
- Deltamethrin (16614-c) - Monograph - Martindale - The Complete Drug Reference
- Deltamethrine EcoACS
- Dolphin MSDS - DELTAMETHRIN - ROUSSEL UCLAF
- e-phy (LMRs)
- EXTOXNET PIP - DELTAMETHRIN
- Fiche sécurité INRS
- FS\_k\_othrine
- Loli ® References -- Deltamethrin
- monograph
- NIOSH\_deltamethrin
- OHS\_Deltamethrin
- PAN Poisoning Information for Deltamethrin
- PAN\_deltamethrin
- PYRETHRINS HAZARDTEXT ® - Hazard Management
- PYRETHRINS MEDITEXT ® - Medical Management
- PYRETHROIDS - REPROTOX®
- PYRETHROIDS - TOXICOLOGIC MANAGERMENTS
- PYRETHROIDS MEDITEXT ® - Medical Management
- RTECS - Registry of Toxic Effects of Chemical Substances
- Search Result\_Detailed Information
- Sommaire\_fond\_documentaire\_deltamethrine
- TEMEPHOS EcoACS
- Total Search System for Chemical
- Total Search System for Chemical(2)
- Total Search System for Chemical(3)
- Total Search System for Chemical(4)
- WHO\_Deltamethrin (EHC 97, 1990)

## ANNEXE I-a

**Spraying Model 1 – Scenario 1 – low pressure (1 to 3 bar) insecticide application  
(TNG)**

**SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (FÉNITROTHION)**

( percentile 95, sauf percentile 75 pour exposition par inhalation : 130 mg/m<sup>3</sup> )

TABLEAU 1a

	SANS EPI	AVEC EPI
	sauf gants	
	percentile 95 (pire cas raisonnable)	percentile 95 (pire cas raisonnable)
<i>Application</i>	<b>240 minutes (4h/j)</b>	<b>240 minutes (4h/j)</b>
Produit sur les vêtements	240 x 251 = 60240 mg	240 x 251 = 60240 mg
Exposition dermale	100 %	6 %
Produit sur la peau	60240 mg	3614 mg
Exposition des mains à l'intérieur des gants	240 x 39,4 = 9456 mg	240 x 39,4 = 9456 mg
Produit total sur la peau	69696 mg	13070 mg
0.25% en fénitrothion sa	174,2 mg sa	32,7 mg sa
Absorption cutanée	100 %	100 %
Dose cutanée sa	174 mg sa	32,7 mg sa
Dose cutanée systémique sa	2,5 mg sa/kg /j	0,47 mg sa/kg /j
Produit inhalé	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130 mg/m <sup>3</sup> = 650 mg	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130 mg/m <sup>3</sup> = 650 mg
fénitrothion inhalé sa	1,6 mg sa	1,6 mg sa
Absorption par inhalation	100 %	5 %
Dose via inhalation sa	1,6 mg sa	0,08 mg sa
Dose systémique par inhalation sa	0,023 mg sa/kg /j	1,14 x 10 <sup>-3</sup> mg sa/kg /j
Dose systémique cutanée et par inhalation sa	2,52 mg s/kg /j	0,471 mg sa/kg /j

## ANNEXE I-b

**Spraying Model 1 – Scenario 1 – low pressure (1 to 3 bar) insecticide application  
(TNG)**

**SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (FÉNITROTHION)**

**(percentile 75)**

TABLEAU 1b

	<b>SANS EPI</b>	<b>AVEC EPI</b>
	<b>sauf gants</b>	
	<b>percentile 75</b>	<b>percentile 75</b>
<i>Application</i>	<b>240 minutes (4h/j)</b>	<b>240 minutes (4h/j)</b>
Produit sur les vêtements	240 x 92 = 22080 mg	240 x 92 = 22080 mg
Exposition dermale	100 %	6 %
Produit sur la peau	22080mg	1325 mg
Exposition des mains à l'intérieur des gants	240x 10,7 = 2568 mg	240x 10,7 = 2568 mg
Produit total sur la peau	24648 mg	3893 mg
0.25% en fénitrothion sa	61,54mg sa	9,73 mg sa
Absorption cutanée	100 %	100 %
Dose cutanée sa	61,54 mg sa	9,73 mg sa
Dose cutanée systémique sa	0,88 mg sa/kg /j	0,14 mg sa/kg /j
Produit inhalé	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130 mg/m <sup>3</sup> = 650 mg	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130 mg/m <sup>3</sup> = 650 mg
fénitrothion inhalé sa	1,6 mg sa	1,6 mg sa
Absorption par inhalation	100 %	5 %
Dose via inhalation sa	1,6 mg sa	0,08 mg sa
Dose systémique par inhalation sa	0,023 mg sa/kg /j	1,14 x 10 <sup>-3</sup> mg sa/kg /j
Dose systémique cutanée et par inhalation sa	0,9 mg sa/kg /j	0,141 mg sa/kg /j

## ANNEXE II-a

**Spraying Model 2 – Scenario 2 – medium pressure (4 to 7 bar) spray application, e.g. for remedial biocides (TNG)****SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (FÉNITROTHION) (percentile 95)**

TABLEAU 2 a

	SANS EPI	AVEC EPI
	sauf gants	
	percentile 95 (pire cas raisonnable)	percentile 95 (pire cas raisonnable)
<i>Application</i>	<b>240 minutes (4h/j)</b>	<b>240 minutes (4h/j)</b>
Produit sur les vêtements	240 x 2100 = 504000 mg	240 x 2100 = 504000 mg
Exposition dermale	100 %	6 %
Produit sur la peau	504000 mg	30240 mg
Exposition des mains à l'intérieur des gants	240 x 191 = 45840 mg	240 x 191 = 45840 mg
Produit sur les pieds à l'intérieur des chaussures	240 x 260 = 62400mg	240 x 260 = 62400mg
Produit total sur la peau	612240 mg	138480 mg
0.25% en fénitrothion	1530 mg sa	346.2 mg sa
Absorption cutanée	100 %	100 %
Dose cutanée	1530 mg sa	346,2 mg sa
Dose cutanée systémique	21,86 mg sa/kg/j	4,94 mg sa/kg/j
Produit inhalé	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 198 mg/m <sup>3</sup> = 990 mg	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 198 mg/m <sup>3</sup> = 990 mg
fénitrothion inhalé	2,475 mg sa	2,475 mg sa
Absorption par inhalation	100 %	5 %
Dose via inhalation	2,475 mg sa	0,123 mg sa
Dose systémique par inhalation	0,035 mg/kg /j	1,7 x 10 <sup>-3</sup> mg/kg /j
Dose systémique cutanée et par inhalation	21,9 mg/kg bw/day	4,942 mg/kg /j

## ANNEXE II-b

## Spraying Model 2 – Scenario 2 – medium pressure (4 to 7 bar) spray application, e.g. for remedial biocides (TNG)

## SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (FÉNITROTHION)

( percentile 75)

TABLEAU 2

	SANS EPI	AVEC EPI
	sauf gants	
	percentile 75	percentile 75
<i>Application</i>	<b>240 minutes (4h/j)</b>	<b>240 minutes (4h/j)</b>
Produit sur les vêtements	240 x 222 = 53280 mg	240 x 222 = 53280 mg
Exposition dermale	100 %	6 %
Produit sur la peau	53280 mg	3197 mg
Exposition des mains à l'intérieur des gants	à 240 x 7,8 = 1872mg	240 x 7,8 = 1872mg
Produit sur les pieds à l'intérieur des chaussures	à 240 x 5,4 = 1296 mg	240 x 5,4 = 1296 mg
Produit total sur la peau	56442 mg	6364 mg
0,25% en fénitrothion	141 mg sa	15.9 mg sa
Absorption cutanée	100 %	100 %
Dose cutanée	141 mg sa	15,9 mg sa
Dose cutanée systémique	2,01 mg sa/kg/j	0,23 mg sa/kg/j
Produit inhalé	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 76 mg/m <sup>3</sup> = 380mg	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 76 mg/m <sup>3</sup> = 380 mg
fénitrothion inhalé	0,94 mg sa	0,94 mg sa
Absorption par inhalation	100 %	5 %
Dose via inhalation	0,94 mg sa	0,047 mg sa
Dose systémique par inhalation	0,013 mg/kg /j	0,67 x 10 <sup>-3</sup> mg/kg /j
Dose systémique cutanée et par inhalation	2,02 mg/kg bw/day	0,23 mg/kg /j

## ANNEXE III

## UK – POEM : HAND-HELD SPRAYER

## SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (FÉNITROTHION)

THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)

Application method	Hand-held sprayer (15 l tank): hydraulic nozzles. Outdoor, low level target		
Product	FENITROTHION CE 530	Active substance	FENITROTHION
Formulation type	water-based	a.s. concentration	530 mg/ml
Dermal absorption from product	100 %	Dermal absorption from spray	100 %
Container	20 litres narrow closure		
PPE during mix/loading	Gloves	PPE during application	Gloves and impermeable coveral
Dose	0.377 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	75.5 l/ha	Duration of spraying	4 h

## EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING

Container size	20 litres
Hand contamination/operation	0.5 ml
Application dose	0.377 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	26 /day
Hand contamination	13 ml/day
Protective clothing	Gloves
Transmission to skin	5 %
Dermal exposure to formulation	0.65 ml/day

## DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION

Application technique	Hand-held sprayer (15 l tank): hydraulic nozzles. Outdoor, low level target		
Application volume	75.5 spray/ha		
Volume of surface contamination	50 ml/h		
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	25%	25%	50%
Clothing	Gloves	Impermeable	Impermeable
Penetration	10%	5%	5%
Dermal exposure	1.25	0.625	1.25 ml/h
Duration of exposure	4 h		
Total dermal exposure to spray	12.5 ml/day		

## ABSORBED DERMAL DOSE

	Mix/load	Application	
Dermal exposure	0.65 ml/day		12.5 ml/day
Concen. of a.s. product or spray	530 mg/ml		2.646490066 mg/ml
Dermal exposure to a.s.	344.5 mg/day		33.08112583 mg/day
Percent absorbed	100 %		100 %
Absorbed dose	344.5 mg/day		33.08112583 mg/day

## INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING

Inhalation exposure	0.02 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	2.646490066 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.211719205 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.211719205 mg/day

## PREDICTED EXPOSURE

Total absorbed dose	377.792845 mg/day
Operator body weight	60 kg
Operator exposure	6.296547417 mg/kg bw/day

Concentration atmosphérique estimée à partir de la valeur « inhalation exposure » 0,211 mg sa/j

$$0,211 = 4h * 1,25 \text{ m}^3/h * x \Rightarrow x = 0,0422 \text{ mg sa/m}^3$$

Correction de la dose systémique par inhalation (poids = 70 kg et non 60 kg, port du masque)

$$\text{dose systémique par inhalation} = 0,211 * 1/70 * 5\% = 0,15 \cdot 10^{-3} \text{ mg sa/kg/j}$$

## ANNEXE IV

## UK – POEM : TRACTOR MOUNTED

## SCENARIO DE LA PULVERISATION TRACTEE (FÉNITROTHION)

## THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)

Application method	Tractor-mounted/trailed boom sprayer: rotary atomisers		
Product	PALUTHION	Active substance	FENITROTHION
Formulation type	water-based	a.s. concentration	500 mg/ml
Dermal absorption from product	100 %	Dermal absorption from spray	100 %
Container	20 litres narrow closure		
PPE during mix/loading	Gloves	PPE during application	Gloves
Dose	0.4 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	80 l/ha	Duration of spraying	4 h

## EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING

Container size	20 litres
Hand contamination/operation	0.5 ml
Application dose	0.4 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	1 /day
Hand contamination	0.5 ml/day
Protective clothing	Gloves
Transmission to skin	5 %
Dermal exposure to formulation	0.025 ml/day

## DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION

Application technique	Tractor-mounted/trailed boom sprayer: rotary atomisers		
Application volume	80 spray/ha		
Volume of surface contamination	2 ml/h		
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	75%	15%	10%
Clothing	Gloves	Permeable	Permeable
Penetration	10%	5%	5%
Dermal exposure	0.15	0.015	0.01 ml/h
Duration of exposure	4 h		
Total dermal exposure to spray	0.7 ml/day		

## ABSORBED DERMAL DOSE

	Mix/load	Application
Dermal exposure	0.025 ml/day	0.7 ml/day
Concn. of a.s. product or spray	500 mg/ml	2.5 mg/ml
Dermal exposure to a.s.	12.5 mg/day	1.75 mg/day
Percent absorbed	100 %	100 %
Absorbed dose	12.5 mg/day	1.75 mg/day

## INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING

Inhalation exposure	0.005 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	2.5 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.05 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.05 mg/day

## PREDICTED EXPOSURE

Total absorbed dose	14.3 mg/day
Operator body weight	60 kg
Operator exposure	0.23833333 mg/kg bw/day

Concentration atmosphérique estimée à partir de la valeur « inhalation exposure » 0,05 mg sa/j

$$0,05 = 4h * 1,25 \text{ m}^3/h * x \Rightarrow x = 0,01 \text{ mg sa/m}^3$$

Correction de la dose systémique par inhalation (poids = 70 kg et non 60 kg, port du masque)

$$\text{dose systémique par inhalation} = 0,05 * 1/70 * 5\% = 0,035 \cdot 10^{-3} \text{ mg sa/kg/j}$$

## ANNEXE V

## DOSES JOURNALIERES D'EXPOSITION CALCULEES POUR LES DIFFERENTES VOIES D'EXPOSITION DES ENFANTS ET ADULTES (FENITROTHION ET DELTAMETHRINE)

	Pulvérisateur DOS		4*4		4*4	
	Fénirothion	Deltaméthrine	Fénirothion	Deltaméthrine	Fénirothion	Deltaméthrine
	Rautmann "vigne tardif"		TIER I terrestre		TIER I aérien	
Dose (g/ha)	200	1	200	1	200	1
<b>Dérive à 10 m</b>	0.0123	0.0123	0.045	0.045	0.3401	0.3401
Nombre de passages	1	1	1	1	1	1
Dépôts à 5 m (g/m <sup>2</sup> ) 1 ha = 10 000 m <sup>2</sup>	0.000246	0.00000123	0.0009	0.0000045	0.006802	0.00003401
<b>CUTANEE</b>						
Surface enfant (m <sup>2</sup> )	0.4923	0.4923	0.4923	0.4923	0.4923	0.4923
Surface adulte (m <sup>2</sup> )	1.138	1.138	1.138	1.138	1.138	1.138
Taux absorption cutanée	1	0.01	1	0.01	1	0.01
Poids enfant (kg)	17.15	17.15	17.15	17.15	17.15	17.15
Poids adulte (kg)	62.55	62.55	62.55	62.55	62.55	62.55
Dose enfant (mg/kg/j)	7.1E-03	3.5E-07	2.6E-02	1.3E-06	2.0E-01	9.8E-06
Dose adulte (mg/kg/j)	4.5E-03	2.2E-07	1.6E-02	8.2E-07	1.2E-01	6.2E-06
<b>INGESTION</b>						
Concentration 1er cm (mg/kg sol)	1.89E-02	9.46E-05	6.92E-02	3.46E-04	5.23E-01	2.62E-03
Q ingérée enfant (mg sol)	150	150	150	150	150	150
Q ingérée adulte (mg sol)	50	50	50	50	50	50
Poids enfant (kg)	17.15	17.15	17.15	17.15	17.15	17.15
Poids adulte (kg)	62.55	62.55	62.55	62.55	62.55	62.55
Dose enfant (mg/kg/j)	1.7E-07	8.3E-10	6.1E-07	3.0E-09	4.6E-06	2.3E-08
Dose adulte (mg/kg/j)	1.5E-08	7.6E-11	5.5E-08	2.8E-10	4.2E-07	2.1E-09
<b>INHALATION</b>						
Dose inhalée (mg/h) (enfant et adulte) Résultats POEM	0.053	0.0004	0.0125	0.058	0.0125	0.058
Temps d'exposition/passage (min)	10	10	10	10	10	10
Taux absorption par inhalation	1	1	1	1	1	1
Poids enfant (kg)	17.15	17.15	17.15	17.15	17.15	17.15
Poids adulte (kg)	62.55	62.55	62.55	62.55	62.55	62.55
Dose enfant (mg/kg/j)	5.2E-04	3.9E-06	1.2E-04	5.6E-04	1.2E-04	5.6E-04
Dose adulte (mg/kg/j)	1.4E-04	1.1E-06	3.3E-05	1.5E-04	3.3E-05	1.5E-04
<b>DOSE TOTALE (mg/kg/j)</b>						
Dose enfant (mg/kg/j)	7.6E-03	4.2E-06	2.6E-02	5.6E-04	2.0E-01	5.7E-04
Dose adulte (mg/kg/j)	4.6E-03	1.3E-06	1.6E-02	1.6E-04	1.2E-01	1.6E-04

## ANNEXE VI-a

**Spraying Model 1 – Scenario 1 – low pressure (1 to 3 bar) insecticide application  
(TNG)**

**SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (DELTAMETHRINE)**

( 95 percentile, sauf 75 percentile pour exposition par inhalation : 130 mg/m3 )

TABLEAU 1a

	SANS EPI sauf gants		AVEC EPI	
	percentile (pire cas raisonnable)	95	percentile (pire cas raisonnable)	95
<i>Application</i>	<b>240 minutes (4h/j)</b>		<b>240 minutes (4h/j)</b>	
Produit sur les vêtements	240 x 251 = 60240 mg		240 x 251 = 60240 mg	
Exposition dermale	100%		6%	
Produit sur la peau	60240 mg		3614 mg	
Exposition des mains à l'intérieur des gants	360 x 39,4 = 9456 mg		360 x 39,4 = 9456 mg	
Produit total sur la peau	69696 mg		13070 mg	
0.002% en deltaméthrine sa	1,4 mg sa		0,26 mg sa	
Absorption cutanée	10%		10%	
Dose cutanée sa	0,14 mg sa		0,026 10 <sup>-3</sup> mg sa	
Dose cutanée systémique sa	2 10 <sup>-3</sup> mg sa/kg /j		0,37 10 <sup>-3</sup> mg sa/kg /j	
Produit inhalé	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130 mg/m <sup>3</sup> 650 = mg		4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130 mg/m <sup>3</sup> 650 = mg	
Deltaméthrine inhalée sa	0,013 mg sa		0,013 mg sa	
Absorption par inhalation	100%		5%	
Dose via inhalation sa	0,013 mg sa		0,00065 mg sa	
Dose systémique par inhalation sa	0,18 10 <sup>-3</sup> mg sa/kg /j		0,0093 10 <sup>-3</sup> mg sa/kg /j	
Dose systémique cutanée et par inhalation sa	2,18 10 <sup>-3</sup> mg s/kg /j		0,38 10 <sup>-3</sup> mg sa/kg /j	

## ANNEXE VI-b

**Spraying Model 1 – Scenario 1 – low pressure (1 to 3 bar) insecticide application  
(TNG)**

**SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (DELTAMETHRINE)**

**(75 percentile)**

TABLEAU 1b

	SANS EPI	AVEC EPI
	sauf gants	
	percentile 75	percentile 75
<i>Application</i>	<b>240 minutes (4h/j)</b>	<b>240 minutes (4h/j)</b>
Produit sur les vêtements	240 x 92 = 22080 mg	240 x 92 = 22080 mg
Exposition dermale	100%	6%
Produit sur la peau	22080mg	1325 mg
Exposition des mains à l'intérieur des gants	240x 10,7 = 2568 mg	240x 10,7 = 2568 mg
Produit total sur la peau	24648 mg	3893 mg
0.002% en deltaméthrine sa	0,49 mg sa	0,078 mg sa
Absorption cutanée	10%	10%
Dose cutanée sa	0,049 mg sa	7,8 10 <sup>-3</sup> mg sa
Dose cutanée systémique sa	0,7 10 <sup>-3</sup> mg sa/kg /j	0,11 10 <sup>-3</sup> mg sa/kg /j
Produit inhalé	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130 mg/m <sup>3</sup> = 650 mg	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130 mg/m <sup>3</sup> = 650 mg
Deltaméthrine inhalé sa	0,013 mg sa	0,013 mg sa
Absorption par inhalation	100%	5%
Dose via inhalation sa	0,013 mg sa	0,65 10 <sup>-3</sup> mg sa
Dose systémique par inhalation sa	0,18 10 <sup>-3</sup> mg sa/kg /j	0,0093 x 10 <sup>-3</sup> mg sa/kg /j
Dose systémique cutanée et par inhalation sa	0,88 10 <sup>-3</sup> mg sa/kg /j	0,12 10 <sup>-3</sup> mg sa/kg /j

## ANNEXE VII

## UK – POEM : HAND-HELD SPRAYER

## SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (DELTAMETHRINE)

THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM) ANNEXE 2

Application method	Hand-held sprayer (15 l tank): hydraulic nozzles. Outdoor, low level target		
Product	AQUA K OTHRINE	Active substance	DELTAMETHRINE
Formulation type	water-based	a.s. concentration	20 mg/ml
Dermal absorption from product	10 %	Dermal absorption from spray	10 %
Container	20 litres narrow closure		
PPE during mix/loading	Gloves	PPE during application	Gloves and impermeable coveral
Dose	0.05 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	50 l/ha	Duration of spraying	4 h

## EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING

Container size	20 litres
Hand contamination/operation	0.5 ml
Application dose	0.05 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	17 /day
Hand contamination	8.5 ml/day
Protective clothing	Gloves
Transmission to skin	5 %
Dermal exposure to formulation	0.425 ml/day

## DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION

Application technique	Hand-held sprayer (15 l tank): hydraulic nozzles. Outdoor, low level target		
Application volume	50 spray/ha		
Volume of surface contamination	50 ml/h		
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	25%	25%	50%
Clothing	Gloves	Impermeable	Impermeable
Penetration	10%	5%	5%
Dermal exposure	1.25	0.625	1.25 ml/h
Duration of exposure	4 h		
Total dermal exposure to spray	12.5 ml/day		

## ABSORBED DERMAL DOSE

	Mix/load	Application			
Dermal exposure	0.425 ml/day		12.5 ml/day		
Concen. of a.s. product or spray	20 mg/ml		0.02 mg/ml		
Dermal exposure to a.s.	8.5 mg/day		0.25 mg/day		
Percent absorbed	10 %		10 %	Total:	
Absorbed dose	0.85 mg/day		0.025 mg/day	0.875 mg/day	0.0125 mg/kg/day

## INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING

Inhalation exposure	0.02 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	0.02 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.0016 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.0016 mg/day

## PREDICTED EXPOSURE

Total absorbed dose	0.8766 mg/day
Operator body weight	70 kg
Operator exposure	0.012522857 mg/kg bw/day

Concentration atmosphérique estimée à partir de la valeur "inhalation exposure" 0,0016 mg/j  
 $cc^3 = 0,0016 / (4h * 1,25 m^3) = 0,00032 mg/m^3 = 0,32 \mu g/m^3$

Dose systémique inhalatoire (avec poids de 70 kg et port du masque):  
 $0,0016 / 70 * 5\% = 0,00114 \cdot 10^{-3} mg sa/kgj$

## ANNEXE VIII

## SCENARIO DE LA PULVERISATION TRACTEE (DELTAMETHRINE)

## THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)

Application method	Tractor-mounted/trailed boom sprayer: rotary atomisers		
Product	DELTAMETHRINE 15/5	Active substance	DELTAMETHRINE
Formulation type	organic solvent-based	a.s. concentration	15.5 mg/ml
Dermal absorption from product	10 %	Dermal absorption from spray	10 %
Container	20 litres narrow closure		
PPE during mix/loading	Gloves	PPE during application	Gloves
Dose	0.0645 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	0.097 l/ha	Duration of spraying	4 h

## EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING

Container size	20 litres
Hand contamination/operation	0.5 ml
Application dose	0.0645 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	1 /day
Hand contamination	0.5 ml/day
Protective clothing	Gloves
Transmission to skin	10 %
Dermal exposure to formulation	0.05 ml/day

## DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION

Application technique	Tractor-mounted/trailed boom sprayer: rotary atomisers		
Application volume	0.097 spray/ha		
Volume of surface contamination	2 ml/h		
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	75%	15%	10%
Clothing	Gloves	Permeable	Permeable
Penetration	10%	5%	5%
Dermal exposure	0.15	0.015	0.01 ml/h
Duration of exposure	4 h		
Total dermal exposure to spray	0.7 ml/day		

## ABSORBED DERMAL DOSE

	Mix/load	Application	
Dermal exposure	0.05 ml/day		0.7 ml/day
Concen. of a.s. product or spray	15.5 mg/ml	10.30670103	mg/ml
Dermal exposure to a.s.	0.775 mg/day	7.214690722	mg/day
Percent absorbed	10 %		10 %
Absorbed dose	0.0775 mg/day	0.721469072	mg/day

## INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING

Inhalation exposure	0.005 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	10.30670103 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.206134021 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.206134021 mg/day

## PREDICTED EXPOSURE

Total absorbed dose	1.005103093 mg/day
Operator body weight	60 kg
Operator exposure	0.016751718 mg/kg bw/day

Concentration atmosphérique estimée à partir de la valeur « inhalation exposure » 0,2 mg sa/j

$$0,2 = 4h * 1,25 \text{ m}^3/h * x \Rightarrow x = 0,04 \text{ mg sa/m}^3$$

Correction de la dose systémique par inhalation (poids = 70 kg et non 60 kg, port du masque)

$$\text{dose systémique par inhalation} = 0,2 * 1/70 * 5\% = 0,14 \cdot 10^{-3} \text{ mg sa/kg/j.}$$



## **5 Naled : évaluation des risques pour l'homme et l'environnement (juillet 2007)**





CEHTRA  
43 rue Laroque  
33560 Sainte Eulalie  
France

Tel (33) 5 57 77 56 10  
Fax (33) 5 57 77 56 20  
www.cehtra.fr

## **NALED**

# **I-Introduction des évaluations de risques pour l'homme et l'environnement**

**DATE**

**Juillet 2007**

En l'absence de vaccins et de médicaments pour lutter contre la maladie, les mesures visant à réduire les densités de moustiques restent des mesures très efficaces pour limiter la transmission du virus du Chikungunya. L'utilisation de produits adulticides est une des mesures employées à La Réunion. Ce document présente l'évaluation des risques pour l'homme et pour l'environnement liés à l'utilisation du naled pour limiter la transmission du virus du Chikungunya. Le naled est une substance adulticide susceptible d'être utilisée dans le cadre de futures campagnes de lutte anti-vectorielle à la Réunion.

Afin de réduire significativement la propagation du virus dans la population, et en l'absence de prophylaxie médicamenteuse spécifique du Chikungunya, il est primordial d'agir contre les pullulations locales du vecteur, le moustique *Aedes albopictus*. Ainsi, l'utilisation d'adulticides est considérée comme une nécessité, même si elle ne doit intervenir qu'en complément de la destruction mécanique des gîtes et de traitement larvicide.

Les utilisations d'adulticides pour lutter contre le vecteur du Chikungunya à la Réunion s'effectuent essentiellement en milieux urbains autour des bâtiments dans des conditions strictes d'information de la population environnante (DRASS Réunion, 2006).

L'application adulticide est à proscrire en cas de pluie (et jusqu'à 30 minute après) et lorsque le vent dépasse 20 km/h. Pour limiter au maximum les risques de contamination des cours d'eau, les itinéraires des véhicules utilisés pour l'application à Ultra Volume Bas (UVB) comprennent une zone d'exclusion de 50 mètres autour des cours d'eau pérennes et les équipes à pied possèdent une carte des cours d'eau et ont pour consigne de respecter une zone d'évitement de 25 mètres autour des cours d'eau pour le traitement. Les zones de captage d'eau potable, les habitats des espèces les plus sensibles, les ruchers et les zones mellifères ont été intégrés dans la détermination des zones à traiter (DIREN Réunion, 2006).

Le naled est un insecticide organophosphoré à large spectre qui entrave l'action de l'enzyme acétylcholinestérase, ce qui interrompt la transmission de l'influx nerveux des insectes.

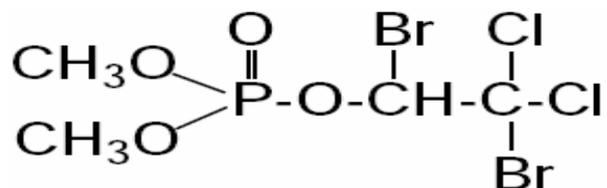


Figure I.1. Structure du naled

Cette évaluation préliminaire des risques pour l'homme et l'environnement liés à l'utilisation du naled dans le cadre de la lutte contre le vecteur du Chikungunya à la Réunion consiste à évaluer les doses de substance active entraînant des effets toxiques pour l'homme et pour les différents compartiments environnementaux pertinents et de les comparer aux doses d'exposition de l'homme et de l'environnement pendant les phases d'application. Ces doses d'exposition seront estimées à partir des conditions d'utilisation prédites de produits contenant du naled à la Réunion pour limiter la transmission du virus du Chikungunya.

Dans le cadre de la lutte contre les moustiques, vecteurs d'arbovirose, des essais d'efficacité vont être conduits en partenariat avec l'AFSSET pour évaluer l'efficacité du naled, au cours desquels la formulation suivante sera utilisée:

Nom commercial	Substance active	Type de formulation	Dose autorisée
DIBROM® 8 Emulsive	62%	EC	22,4 g s.a./ha

---

La dose recommandée est de 22,4 g de substance active/ha. Le naled est utilisé dans une émulsion concentrée contenant 62% de substance active.

Le protocole recommandé de traitement adulticide d'un site lors des campagnes de lutte anti-vectorielle à la Réunion est le suivant : un passage nocturne d'un véhicule 4x4 pour l'application à Ultra Bas Volume (UBV), un passage d'une brigade terrestre équipée d'appareil manuel d'application dans les 12 heures suivantes (dans la journée suivant l'application nocturne), puis de nouveau un passage de 4x4 4 jours après le premier passage (DRASS Réunion, 2006). Néanmoins, afin de prendre en compte les conditions réalistes les plus conservatrices, et en fonction de l'efficacité du produit contenant du naled, les conditions d'application suivantes ont également été prises en compte pour l'évaluation de risques pour l'homme et pour l'environnement : trois applications à l'aide d'un véhicule 4x4 espacées de 4 jours (WHO, IRD, 2007).

L'évaluation suivante a été réalisée la dose maximale de 22,4 g s.a./ha car susceptible d'entraîner l'exposition de l'homme et de l'environnement la plus significative.

L'équipement d'application considéré pour les applications nocturnes est un nébulisateur à bas volume monté sur un véhicule. Les brigades terrestres effectuant les applications diurnes sont équipées d'atomiseurs nébulisateurs.

Cette évaluation des risques est une évaluation préliminaire des risques. Les sources de documentation sont des synthèses de documents de revue préalablement rédigés par des organismes officiels. Les rapports d'étude primaires n'ont pas été revus par les rédacteurs de ce document.

## LISTE DES REFERENCES

- DRASS Réunion, Note technique de la Direction Régionale des affaires sanitaires et sociales de la Préfecture de la Réunion sur la « Lutte contre l'épidémie de chikungunya » 2006.
- DIREN Réunion, « Note concernant les précautions environnementales prises dans le cadre de la lutte anti-vectorielle contre le chikungunya. » de la Direction Régionale de l'Environnement de la Réunion, 19 février 2006.
- IRD: Communication personnelle avec des représentants en charge de la lutte anti-vectorielle de cet organisme (Institut de Recherche pour le Développement), Avril 2007.



# **NALED**

## **II-Propriétés physico-chimiques**

### **Evaluation du risque pour l'environnement**

#### **Calculs des concentrations prévisibles dans l'environnement lors de l'utilisation de Naled Dibrom® 8 Emulsive à l'Ile de la Réunion**

**DATE**

**Juillet 2007**

## TABLE DES MATIERES

<b>1. INTRODUCTION.....</b>	<b>192</b>
<b>2. substance Active .....</b>	<b>193</b>
2.1. Nom commun.....	193
2.2. Dénomination chimique.....	193
2.3. N° CEE et/ou n° CAS .....	193
2.4. Formule moléculaire et formule structurale développée (avec tous les détails relatifs à une éventuelle composition isomérique) ; masse molaire.....	194
2.5. Origine et mode d'action biologique .....	194
<b>3. Propriétés physiques et chimiques de la FORMULATION représentative .....</b>	<b>195</b>
3.1. Teneur en Substance active.....	195
3.2. coformulants.....	195
3.3. Propriétés physiques .....	195
3.3.1. Etat physique	195
3.3.2. Apparence	195
3.3.3. Odeur	196
3.3.4. Point d'ébullition	196
3.3.5. Point de fusion	196
3.3.6. Densité relative	196
3.3.7. Densité	196
3.3.8. Pression de vapeur	196
3.3.9. Densité de vapeur	196
3.3.10. Proportion de composés volatils par volume	196
3.3.11. Solubilité dans l'eau	196
3.3.12. Solubilité dans d'autres solvants	196
3.3.13. Inflammabilité et auto-inflammabilité	196
3.3.14. Explosivité	197
3.3.15. Stabilité au stockage	197
3.3.16. Produits de décomposition dangereux	197
3.3.17. Risque de polymérisation	197
<b>4. Propriétés physiques et chimiques de la substance active.....</b>	<b>197</b>
4.1. Point de fusion, point d'ébullition, densité relative .....	197
4.2. Pression de vapeur (en Pa) .....	197
4.3. Aspect (état physique, couleur) .....	197
4.4. Spectres d'absorption (UV/VIS, IR, RMN), et spectrométrie de masse, extinction moléculaire aux longueurs d'onde adéquates, le cas échéant.....	198
4.5. Solubilité dans l'eau, notamment influence du pH (5 à 9) et de la température sur la solubilité, le cas échéant .....	198
4.6. Coefficient de partage n-octanol/eau, y compris influence du pH (5 à 9) et de la température.....	198
4.7. Stabilité thermique, identité des produits de dégradation correspondants .....	198

<b>4.8. Inflammabilité, y compris auto-inflammabilité et identité des produits de combustion</b>	<b>198</b>
<b>4.9. Point d'éclair</b>	<b>198</b>
<b>4.10. Tension superficielle</b>	<b>199</b>
<b>4.11. Propriétés explosives</b>	<b>199</b>
<b>4.12. Propriétés oxydantes</b>	<b>199</b>
<b>4.13. Réactivité à l'égard des matériaux du récipient</b>	<b>199</b>
<b>5. Devenir et comportement dans l'environnement</b>	<b>200</b>
<b>5.1. Dégradation</b>	<b>200</b>
5.1.1. Biotique	200
5.1.1.1. Dégradation dans le sol en conditions aérobies	200
5.1.1.2. Dégradation dans le sol en conditions anaérobies	201
5.1.1.3. Risque d'accumulation	202
5.1.1.4. Photodégradation dans le sol	202
5.1.1.5. Métabolisme aquatique en conditions aérobies	202
5.1.1.6. Métabolisme aquatique en conditions anaérobies	203
5.1.1.7. Etude de dissipation en milieu aquatique et en conditions de terrain	203
5.1.1.8. Biodégradabilité facile	203
5.1.1.9. Biodégradabilité intrinsèque, le cas échéant	204
5.1.2. Abiotique	204
5.1.2.1. Hydrolyse en fonction du pH et identification du ou des produits de la dégradation	204
5.1.2.2. Phototransformation dans l'eau, y compris identité des produits de la transformation	204
<b>5.2. Essais d'adsorption/désorption</b>	<b>205</b>
5.2.1. Etudes d'adsorption/désorption	205
5.2.2. Autres études	205
<b>5.3. Devenir et comportement dans l'air</b>	<b>206</b>
<b>6. Evaluation du risque pour l'environnement et calculs de CPE</b>	<b>208</b>
<b>6.1. Voie et vitesse de dégradation dans l'air – CPE (air)</b>	<b>208</b>
<b>6.2. Voie et vitesse de dégradation dans l'eau</b>	<b>208</b>
6.2.1. Devenir dans les eaux de surface	208
6.2.2. Application ULV/MLV	209
6.2.3. Calculs des concentrations dans les eaux de surface	213
6.2.3.1. Application directe	215
6.2.3.2. Epandages par véhicules 4x4 uniquement	215
6.2.3.3. Epandages par véhicule 4*4 et pulvérisateurs à dos	218
6.2.3.4. Résultats	218
6.2.4. Devenir dans les eaux souterraines	222
<b>6.3. Voie et vitesse de dissipation dans les sédiments</b>	<b>226</b>
6.3.1. Méthode de calcul	226
6.3.2. Paramètres considérés	227
6.3.3. Résultats	228
<b>6.4. Voie et vitesse de dégradation dans le sol</b>	<b>228</b>
6.4.1. Méthode de calcul de CPE <sub>local</sub> sol	228
6.4.2. Paramètres considérés	229
6.4.3. Résultats	232
<b>6.5. Devenir en milieu marin et estuarien</b>	<b>236</b>
<b>7. CONCLUSION</b>	<b>238</b>

## 1. INTRODUCTION

Le naled est un insecticide organophosphoré à large spectre qui entrave l'action de l'enzyme acétylcholinestérase, ce qui interrompt la transmission de l'influx nerveux des insectes.

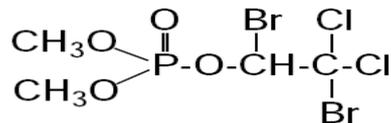


Figure 1.1. Structure du naled

Dans le cadre de la lutte contre les moustiques, vecteurs d'arbovirose, des essais d'efficacité vont être conduits en partenariat avec l'AFSSET pour évaluer l'efficacité du naled, au cours desquels la formulation suivante sera utilisée:

<u>Nom commercial</u>	<u>Substance active</u>	<u>Fonction</u>	<u>Type de formulation</u>	<u>Dose autorisée</u>
<u>DIBROM® 8 Emulsive</u>	<u>62% p/p</u>	<u>Insecticide adulticide</u>	<u>EC</u>	<u>22,4 g s.a./ha</u>

Le protocole recommandé de traitement adulticide d'un site lors des campagnes de lutte anti-vectorielle à la Réunion est le suivant : un passage nocturne d'un véhicule 4x4 pour l'application à Ultra Bas Volume (UBV), un passage d'une brigade terrestre équipée d'appareil manuel d'application dans les 12 heures suivantes (dans la journée suivant l'application nocturne), puis de nouveau un passage de 4x4 4 jours après le premier passage (DRASS Réunion, 2006). Néanmoins, afin de prendre en compte les conditions réalistes les plus conservatrices, et en fonction de l'efficacité du produit contenant du naled, les conditions d'application suivantes ont également été prises en compte pour l'évaluation de risques pour l'homme et pour l'environnement : trois applications à l'aide d'un véhicule 4x4 espacées de 4 jours (IRD, 2007).

Ce document présente les propriétés physico-chimiques de la préparation Dibrom® 8 Emulsive, à base de naled susceptible d'être utilisée à l'île de la Réunion dans le cadre de la lutte anti-vectorielle (LAV) contre le chikungunya (traitements adulticides, voir introduction générale), ainsi que les propriétés physico-chimiques et le comportement du naled dans l'environnement. Une évaluation des risques pour l'environnement est également présentée : niveau de contamination des différents compartiments pertinents, risque d'accumulation des substances et produits testés.

L'évaluation des risques a été réalisée à la dose maximale de 22,4 g s.a./ha car susceptible d'entraîner l'exposition de l'homme et de l'environnement la plus significative.

L'équipement d'application considéré pour les applications nocturnes est un nébuliseur à bas volume monté sur un véhicule. Les brigades terrestres effectuant les applications diurnes sont équipées d'atomiseurs nébuliseurs.

L'évaluation des risques présentée dans ce document est une évaluation préliminaire des risques. Les sources de documentation sont des synthèses de documents de revue

préalablement rédigés par des organismes officiels (références indiquées en partie I de la liste des références). Les rapports d'étude primaires n'ont pas été revus par les rédacteurs de ce document.

Les principales données quantitatives de toxicité du naled sont issues de la revue faite par l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (US-EPA, 1997, US-EPA, 2006). Cette référence majeure est citée car elle correspond à une mise à jour de toutes les évaluations faites précédemment par l'EPA. D'autres sources documentaires publiques ont également été utilisées, notamment le Draft Assessment Report (DAR) du dichlorvos (principal métabolite actif du naled), le projet d'acceptabilité d'homologation continue de l'Agence Réglementaire de Lutte Antiparasitaire du Canada (ARLA, 2004) et des bases de données telles qu'Agritox (AFSSA, 1993),

Les résultats des études de comportement dans l'environnement sont présentés au même degré de précision que dans les revues des organismes officiels

L'évaluation du risque environnemental est essentiellement basée sur les données de la substance active, tout en étant adaptée aux conditions d'application des préparations utilisées sur l'île de la Réunion dans le cadre de la lutte anti-vectorielle (LAV).

Dans le cadre de l'étude des impacts sur l'environnement de l'utilisation de biocides dans la lutte anti-vectorielle (LAV) à la Réunion, le Préfet de la Réunion a demandé à la Direction Régionale de l'Environnement (DIREN) de la Réunion, en février 2006, de réunir un comité scientifique et de susciter des études visant à évaluer l'impact sur l'environnement de l'utilisation de traitements insecticides dans la lutte contre les moustiques vecteurs de Chikungunya. Ces études ont fait l'objet de rapports publics, et ont été utilisés en partie dans l'évaluation suivante (DIREN Réunion, 2006a).

---

## **2. SUBSTANCE ACTIVE**

---

---

### **2.1. NOM COMMUN**

---

Naled

---

### **2.2. DENOMINATION CHIMIQUE**

---

Nom CAS : Phosphoric acid,1,2-dibromo-2,2-dichloroethyl dimethyl ester  
Nom IUPAC : Phosphate de 1,2-dibromo-2,2-dichloroéthyle et de diméthyle

---

### **2.3. N°CEE ET/OU N°CAS**

---

N°CAS : 300-76-5

N°EC : 206-098-3

N°CIPAC : 195

---

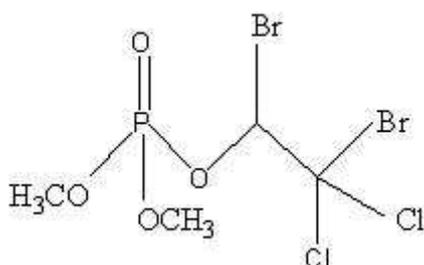
#### 2.4. FORMULE MOLECULAIRE ET FORMULE STRUCTURALE DEVELOPPEE (AVEC TOUS LES DETAILS RELATIFS A UNE EVENTUELLE COMPOSITION ISOMERIQUE) ; MASSE MOLAIRE

---

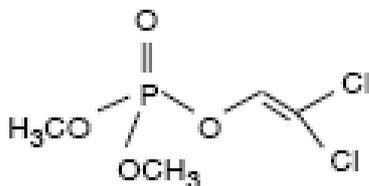
Formule moléculaire :  $C_4H_7Br_2Cl_2O_4P$ 

Masse molaire : 380,84 g/mol

Formule structurale développée :



Les formules structurales développées des produits de dégradation significatifs cités dans le document sont les suivantes :

**Dichlorvos :**Formule développée :  $C_4H_7Cl_2O_4P$ 

Masse molaire : 221,0 g/mol

**DCA** (2,2-dichloroacétaldéhyde) :Formule :  $O=CHCHCl_2$ 

Masse molaire : 113,0 g/mol

**DCAA** (acide 2,2-dichloroacétique) :Formule :  $HOOCCHCl_2$ 

Masse molaire : 127,0 g/mol

---

#### 2.5. ORIGINE ET MODE D'ACTION BIOLOGIQUE

---

Le naled est un insecticide organophosphoré utilisé, principalement, pour le contrôle des populations de moustiques adultes de mouches noires.

Un de ses métabolites majeurs, le dichlorvos (quelquefois noté DDVP) est également un insecticide organophosphoré, utilisé en agriculture contre plusieurs espèces d'insectes telles que les pucerons, thrips, mouches blanches, scarabées, charançons, lépidoptères (DAR du dichlorvos, juin 2005)

Le naled est un inhibiteur de la cholinestérase ; la formation in vivo de dichlorvos par débromination peut expliquer son activité. C'est un insecticide et acaricide non-systémique qui agit par contact et par ingestion, et possède également une action par voie respiratoire.

### **3. PROPRIETES PHYSIQUES ET CHIMIQUES DE LA FORMULATION REPRESENTATIVE**

Les informations fournies ci-dessous sont extraites de la fiche de sécurité de la formulation Dibrom® 8 Emulsive (AMVAC, 2005).

#### **3.1. TENEUR EN SUBSTANCE ACTIVE**

La teneur en substance active (s.a. = naled) de la formulation Dibrom® 8 Emulsive (concentré émulsionnable, code EC) est de 62.0% (p/p).

Le degré de pureté et la nature des impuretés de la substance active constitutive du produit adulticide susceptible d'être utilisé dans le cadre de la lutte anti-vectorielle (LAV) à la Réunion n'ont pas été rendus connus. Néanmoins, les évaluations de la matière active effectuées par l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) et par les Etats Membres Européens tiennent compte du degré de pureté de la substance ainsi que des éventuelles impuretés pour tirer leur conclusion pour les différents points finaux (« endpoints ») considérés. Ainsi, la présente évaluation présente les résultats pour la substance active avec une composition typique requise pour la commercialisation, comme la matière active qui devrait être utilisée dans le produit adulticide.

#### **3.2. COFORMULANTS**

La formulation Dibrom® 8 Emulsive contient moins de 3% de naphthalène (n°CAS : 91-20-3).

#### **3.3. PROPRIETES PHYSIQUES**

##### **3.3.1. Etat physique**

Formulation liquide

##### **3.3.2. Apparence**

Clair ambré

**3.3.3. Odeur**

Odeur de solvant aromatique

**3.3.4. Point d'ébullition**

160°C

**3.3.5. Point de fusion**

15°C

**3.3.6. Densité relative**

Entre 1,424 et 1,454 à 25°C/4°C

**3.3.7. Densité**

Entre 1,42 et 1,45 kg/L

**3.3.8. Pression de vapeur**

1333 Pa à 37,8°C.

**3.3.9. Densité de vapeur**

Donnée non disponible.

**3.3.10. Proportion de composés volatils par volume**

27.5%

**3.3.11. Solubilité dans l'eau**

Non soluble ; forme une émulsion

**3.3.12. Solubilité dans d'autres solvants**

La formulation est soluble dans les hydrocarbures aromatiques, les hydrocarbures chlorés, les cétones et les esters.

**3.3.13. Inflammabilité et auto-inflammabilité**

Point d'éclair : 65°C (essai closed cup).

Auto-inflammabilité : donnée non disponible

### 3.3.14. Explosivité

Par impact mécanique : formulation non explosive

### 3.3.15. Stabilité au stockage

La formulation est stable dans les conditions normales d'utilisation et de stockage. Elle peut réagir photochimiquement. Elle est instable en présence de fer et de matériau alcalin. La formulation est corrosive envers le fer, l'aluminium et le magnésium. Elle s'hydrolyse lentement en conditions neutres ou acides.

### 3.3.16. Produits de décomposition dangereux

Le chauffage de la formulation jusqu'à décomposition provoque l'émission de fumées âcres, de vapeurs de chlorure d'hydrogène, de bromure d'hydrogène, d'oxydes phosphoreux, d'oxydes de carbone et d'autres composés organiques inconnus.

### 3.3.17. Risque de polymérisation

Cette formulation ne polymérise pas.

## 4. PROPRIETES PHYSIQUES ET CHIMIQUES DE LA SUBSTANCE ACTIVE

### 4.1. POINT DE FUSION, POINT D'EBULLITION, DENSITE RELATIVE

Point de fusion : 26-27.5°C (The Pesticide Manual, 2003)  
Point d'ébullition : 110°C à 0.5 mm Hg (The Pesticide Manual, 2003)  
Densité relative : 1,96 g/cm<sup>3</sup> à 20°C (The Pesticide Manual, 2003)

### 4.2. PRESSION DE VAPEUR (EN PA)

Pression de vapeur :  
266 10<sup>-3</sup> Pa à 20°C (Agritox, 1993)  
Constante de Henry :  
100 Pa m<sup>3</sup> mol<sup>-1</sup> (PMRA-ARLA, 2004).

La pression de vapeur du naled étant supérieure à 10<sup>-4</sup> Pa à 20°C, cette substance active est considérée comme volatile (FOCUS, 2005).

### 4.3. ASPECT (ETAT PHYSIQUE, COULEUR)

Etat physique à l'état pur:  
- solide (Agritox, 1993)

Couleur :

- Blanc (Agritox, 1993)

---

#### **4.4. SPECTRES D'ABSORPTION (UV/VIS, IR, RMN), ET SPECTROMETRIE DE MASSE, EXTINCTION MOLECULAIRE AUX LONGUEURS D'ONDE ADEQUATES, LE CAS ECHEANT**

---

Donnée non disponible.

---

#### **4.5. SOLUBILITE DANS L'EAU, NOTAMMENT INFLUENCE DU PH (5 A 9) ET DE LA TEMPERATURE SUR LA SOLUBILITE, LE CAS ECHEANT**

---

Solubilité dans l'eau :

pratiquement insoluble (The Agrochemicals Handbook, cité dans Agritox, 1993)

Les solubilités suivantes dans les solvants organiques ont été déterminées (The Agrochemicals Handbook, cité dans Agritox, 1993):

- huiles minérales : peu soluble
- solvants aromatiques : soluble
- solvants oxygénés tels que cétones et alcools : très soluble (US-EPA., 1999),

---

#### **4.6. COEFFICIENT DE PARTAGE N-OCTANOL/EAU, Y COMPRIS INFLUENCE DU PH (5 A 9) ET DE LA TEMPERATURE**

---

logKow = 1,38 (HSDB, 2006).

---

#### **4.7. STABILITE THERMIQUE, IDENTITE DES PRODUITS DE DEGRADATION CORRESPONDANTS**

---

Le naled est stable dans les conditions normales d'utilisation et de stockage. Il est instable en présence de fer. Il est corrosif pour l'aluminium et le magnésium (AMVAC, 2005b).

---

#### **4.8. INFLAMMABILITE, Y COMPRIS AUTO-INFLAMMABILITE ET IDENTITE DES PRODUITS DE COMBUSTION**

---

Donnée non disponible

---

#### **4.9. POINT D'ECLAIR**

---

Donnée non disponible

---

**4.10. TENSION SUPERFICIELLE**

---

Non requis puisque la solubilité dans l'eau est <1 mg/L.

---

**4.11. PROPRIETES EXPLOSIVES**

---

Donnée non disponible.

---

**4.12. PROPRIETES OXYDANTES**

---

Donnée non disponible.

---

**4.13. REACTIVITE A L'EGARD DES MATERIAUX DU RECIPIENT**

---

Le naled est stable dans des récipients en verre mais en présence de métaux et d'agents réducteurs il se dégrade rapidement en dichlorvos par perte des atomes de brome (WHO INCHEM, 1978).

Le naled est incompatible avec des matériaux alcalins.

---

## 5. DEVENIR ET COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT

---

Il n'existe pas de données relatives au devenir et au comportement dans l'environnement du produit Dibrom 8 Emulsive 62%. Par conséquent, les données de la substance active ont été utilisées pour évaluer l'impact et le devenir de cette formulation dans l'environnement.

Les données présentées ci-dessous sont majoritairement des données issues d'études de laboratoires dans des conditions contrôlées. Les extrapolations aux conditions d'utilisation dans l'île de La Réunion seront indiquées lorsque cela sera nécessaire ou lorsque cela pourra modifier de façon significative les évaluations de risque ou les calculs proposés de CPE (Concentration Prévisible dans l'Environnement).

---

### 5.1. DEGRADATION

---

#### 5.1.1. Biotique

Le devenir dans l'environnement des substances actives est en général conduit sur de la substance active purifiée et si possible radiomarquée. Des études complémentaires peuvent être effectuées quand la substance active formulée laisse présager des propriétés environnementales différentes (dissipation, photolyse, hydrolyse, adsorption etc.). Dans le cas du naled cela n'est pas jugé nécessaire.

##### 5.1.1.1. Dégradation dans le sol en conditions aérobies

Les documents de l'US-EPA (1997) et de l'ARLA (2004) indiquent que la dégradation du naled dans le sol en conditions aérobies a été étudiée dans un sable limoneux (loam sand, 85% sable, 6% limon, 9% argile, teneur en matière organique 1.4%, pH 7.3, CEC 7.5 meq/g), à une température de 25°C et une concentration initiale de 10 ppm.

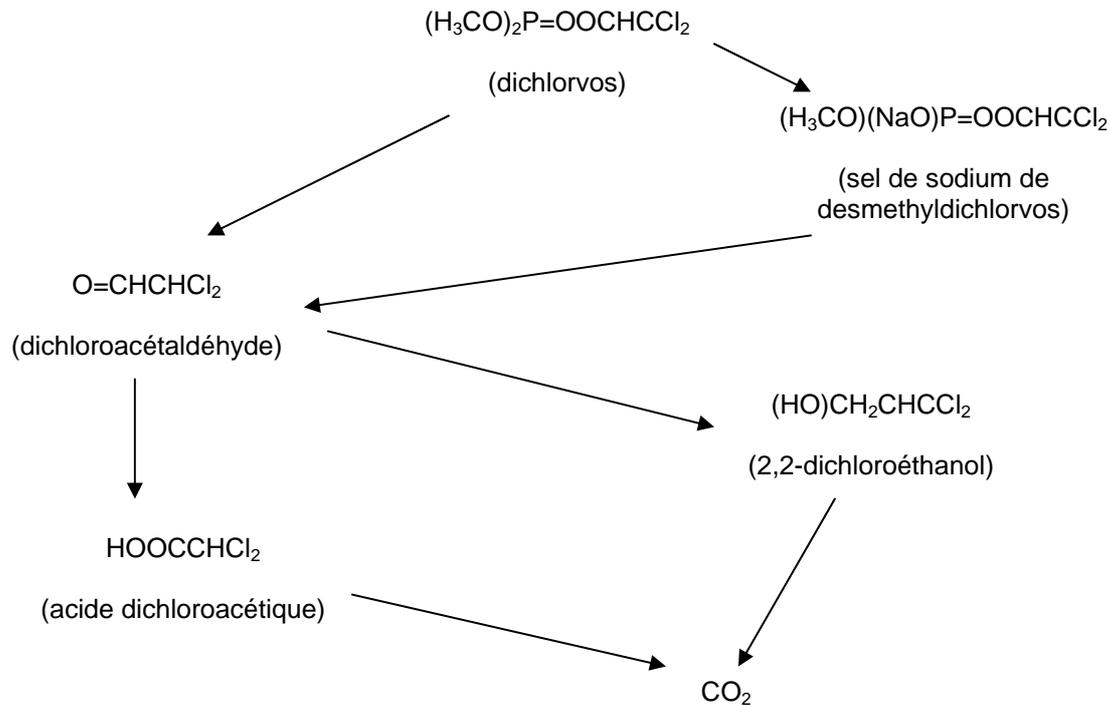
Le naled a été rapidement dégradé et a été pratiquement indétectable après 1 jour. La minéralisation s'est produite très rapidement, avec près de 50% de la radioactivité appliquée (naled appliqué sous forme de substance active) retrouvée sous forme de CO<sub>2</sub> 3 jours après l'application. Après 190 jours d'incubation, la quantité totale de CO<sub>2</sub> a été de 82%. Le métabolite volatil dichlorvos n'a pas été détecté dans les conditions de l'étude. Le métabolite majeur a été le DCAA (acide 2,2-dichloroacétique), avec un maximum de 20% après 2 jours, et diminuant jusqu'à moins de 1% après 15 jours. Le métabolite dichloroéthanol DCE (volatil) a été également détecté à un maximum d'environ 23% après 1 jour et moins de 1% après 15 jours. Les résidus non-extractibles ont atteint 10% environ, après 15 jours d'incubation.

La demi-vie du naled peut être considérée comme inférieure à 1 jour en conditions aérobies.

Les données du DAR du dichlorvos indiquent que ce métabolite du naled est très rapidement dégradé dans le sol en conditions aérobies de laboratoire, avec une DT<sub>50</sub> inférieure à 1 jour, ce qui expliquerait qu'on ne l'ait pas détecté dans l'étude résumée ci-dessus. Les métabolites majeurs trouvés lors d'une des études conduites en laboratoire ont été le desmethyl dichlorvos (max 14.2% immédiatement) et le 2,2-dichloroacétaldéhyde (max 11.6%), avec des DT<sub>50</sub> inférieures à 1 jour. Le 2,2-dichloroéthanol (DCE) a été un métabolite

mineur, et le métabolite acide 2,2-dichloroacétique (DCAA) n'a été détecté que lors d'études conduites avec de très fortes doses initiales de dichlorvos (conditions non réalistes). Le schéma métabolique de la dégradation aérobie du dichlorvos dans le sol est présenté dans la figure ci-dessous.

Figure 5.1.1.1-1: Dégradation du dichlorvos dans le sol en conditions aérobie



Des études de dégradation du naled ont été conduites en conditions de plein champ, la dose de naled appliquée étant de 2 lb naled/acre (soit environ 2.2 kg naled/ha) sur sol sableux nu (pH 6.8, CEC 3.30 mg/100 g, teneur en matière organique 4.7%, sable 88.8%, limon 8%, argile 3.2%), à raison de six applications en 3 semaines (durée de l'étude). Les températures de l'air étaient comprises entre 10,5 et 31,1°C et la somme des précipitations a été de 51 mm. Selon un rapport préliminaire, le naled s'est dissipé avec une demi-vie inférieure à 2 jours, les concentrations maximum dans le sol étant de 0.05 – 0.06 ppm 1 jour après la dernière application, dans l'horizon 0-5 cm. Les concentrations de naled ont toujours été inférieures à 0.01 ppm dans les horizons 0-10 et 10-15 cm. Le dichlorvos a été détecté à 0.02 ppm seulement dans l'horizon 0-5 cm 1 jour après la dernière application. La DT<sub>50</sub> du naled a été estimée à 1 jour (US-EPA, 1997).

#### 5.1.1.2. Dégradation dans le sol en conditions anaérobies

Le naled a été incubé à 25°C à la concentration de 8.3 µg/g dans un sol sableux inondé, préalablement maintenu sous azote pendant 30 jours (US-EPA, 1997). Il a été dégradé avec une demi-vie inférieure à 1 jour (de 0.2 à 0.5 jour). La quantité de naled restant après 1 jour a été comprise entre 12 et 13% de la radioactivité appliquée, et n'a pas été détecté après 7 jours. Le dichlorvos a été le métabolite majeur, avec un maximum de 14-15% de la radioactivité appliquée 1 jour après l'application. La quantité de dichlorvos a diminué jusqu'à des teneurs indétectables après 62 jours. Le métabolite DCAA a atteint un maximum de 19-20% 3 jours après l'application, et a diminué jusqu'à 7% 7 jours après application. Cinq métabolites non identifiés (chacun comptant pour moins de 7% de la dose appliquée) ont été détectés. Les résidus non-extractibles ont été compris entre 2.5 et 11% de la radioactivité appliquée pendant toute la durée de l'étude. Les métabolites Desméthyl-DDVP et 2,2-dichloroéthanol (DCE) ont été identifiés, chacun comptant pour moins de 10% de la dose appliquée. La production de CO<sub>2</sub> a augmenté au cours du temps, atteignant 72% après 44 jours et environ 76% après 190 jours.

La dégradation du dichlorvos a été plus lente que le parent naled. Pendant les 1-2 jours après application du parent, la demi-vie du dichlorvos a été de 0.9 jour environ. Après plusieurs jours, la vitesse de dégradation du dichlorvos était considérablement réduite, indiquant une dégradation/dissipation biphasique du dichlorvos.

La demi-vie du naled peut être considérée comme inférieure à 1 jour en conditions anaérobies.

#### 5.1.1.3. Risque d'accumulation

Etant données les vitesses de dissipation, on peut considérer qu'il n'y a pas de risque d'accumulation dans le sol.

#### 5.1.1.4. Photodégradation dans le sol

Sur sols viables la contribution de la biodégradation du naled est plus importante qu'une quelconque contribution de la photodégradation (US-EPA, 1997). De manière similaire le dichlorvos étant dégradé très rapidement dans le sol dans les études de laboratoire conduites à l'obscurité, la photodégradation ne constitue pas une voie de dissipation importante.

#### 5.1.1.5. Métabolisme aquatique en conditions aérobies

Aucune étude de métabolisme aquatique du naled en conditions de laboratoire n'est reportée dans la littérature. Toutefois compte tenu de la très rapide dégradation du naled en conditions aérobies, anaérobies et par hydrolyse en conditions abiotique (voir les paragraphes correspondants), une très rapide dissipation du naled des systèmes eau/sédiment est attendue.

Le DAR du dichlorvos indique que cette substance a été rapidement dégradée (valeurs de DT<sub>50</sub> dans le système total, dans l'eau et dans le sédiment inférieures à 1 jour) dans une étude conduite en système eau/sédiment statique. Cette dégradation a été accompagnée de la formation de 2,2-dichloroacétaldéhyde (max 14-22% après 1h, DT<sub>50</sub> (système) < 2 jours) et d'acide 2,2-dichloroacétique (max 50% après 1-3 jours, DT<sub>50</sub> (système) estimée à 1.5

jours). Après application du dichlorvos à la phase aqueuse, un maximum de 2.6% de la radioactivité appliquée est retrouvée dans le sédiment sous forme de dichlorvos, et 1.2% maximum sous forme de DCAA.

#### 5.1.1.6. Métabolisme aquatique en conditions anaérobies

Le naled a été incubé à 25°C à la concentration de 8.3 µg/g dans un sol sableux inondé et a été dégradé avec une demi-vie inférieure à 1 jour (entre 0.2 et 0.5 jour). Le système sol/eau a été maintenu sous flux d'azote pendant 30 jours avant traitement. Le naled restant après 1 jour a représenté 12-13% des quantités appliquées et n'a plus été détecté après 7 jours (US-EPA, 1997). Le dichlorvos a été le métabolite principal (14-15% de la dose appliquée) après 1 jour. La quantité de dichlorvos a diminué et n'a plus été détecté après 62 jours. Le métabolite DCAA a atteint un maximum de 19-20% après 3 jours de traitement, puis a diminué jusqu'à 7% 7 jours après le traitement. Cinq autres métabolites ont été détectés mais non identifiés, chacun comptant pour moins de 7% de la dose appliquée. Les résidus non extractibles ont été compris entre 2.5 et 11% de la dose appliquée pendant toute la durée de l'étude. Le desmethyl-DDVP et le 2,2-dichloroéthanol (DCE) ont été identifiés, chacun représentant moins de 10% de la quantité appliquée. La quantité de CO<sub>2</sub> produit a augmenté avec le temps, atteignant 72% après 44 jours et environ 76% après 190 jours.

La dégradation du dichlorvos a été plus lente que celle du naled. Pendant les 2 premiers jours après l'application du naled, la demi-vie du dichlorvos a été de 0.9 jours. Après plusieurs jours, la vitesse de dégradation a considérablement diminué, indiquant que la dégradation/dissipation du dichlorvos est biphasique. La dégradation du naled est plus lente en conditions anaérobies qu'en conditions aérobies (US-EPA, 1997).

#### 5.1.1.7. Etude de dissipation en milieu aquatique et en conditions de terrain

Le naled a été appliqué sous la forme de concentré soluble à 85%, à la dose d'environ 0.5 kg naled/ha et par application en 5 applications aériennes sur étangs (USA), pendant une période de 2 semaines (US-EPA, 1997). Le naled s'est dissipé de l'eau des étangs avec une demi-vie inférieure à 1 jour. La concentration maximum de naled retrouvé a été de 0.018 ppm (Floride) et de 0.006 ppm (Mississippi). En général, la concentration de naled a diminué avec la profondeur de la colonne d'eau. Après la dernière application, le naled n'a pas été retrouvé après 2 jours. Le métabolite dichlorvos a été retrouvé dans l'eau des étangs à des concentrations maximum de 0.013 et 0.014 ppm dans les sites de Floride et du Mississippi, respectivement. Après la dernière application, le dichlorvos n'a pas été détecté (moins de 0.001 ppm) après 7 jours. Le naled et le dichlorvos n'ont pas été détectés (moins de 0.01 ppm) dans les sédiments (sédiment du site de Floride : 92-94% sable, 1-3% limon, 5% argile, teneur en matière organique 1.2-2.5%, pH 7.7, CEC 1.4-2.9 meq/100g ; sédiment du site du Mississippi : 5% sable, 75% limon, 20% argile, pH 5.2, CEC 11.9 meq/100g).

#### 5.1.1.8. Biodégradabilité facile

Aucune donnée n'est disponible pour le naled.

Le DAR du dichlorvos (DAR, 2005) présente une étude conduite selon la ligne directrice OECD 301D. Le dichlorvos a été facilement biodégradé à 2 mg/L. Il faut toutefois noter que

le dichlorvos peut avoir un effet inhibiteur sur l'activité microbienne, pouvant de fait influencer sa biodégradation.

#### 5.1.1.9. Biodégradabilité intrinsèque, le cas échéant

Aucune donnée n'est disponible.

### 5.1.2. **Abiotique**

#### 5.1.2.1. Hydrolyse en fonction du pH et identification du ou des produits de la dégradation

Des études d'hydrolyse abiotique conduites avec du <sup>14</sup>C-naled ont montré que celui-ci était instable dans l'eau (US-EPA, 1997). La vitesse et le mécanisme de dégradation du naled dépendent du pH, les vitesses de dégradation augmentant avec le pH. En solutions tamponnées stériles à 25°C, les temps de demi-vie du naled ont été de 96 heures (soit 4 jours) à pH 5, 15.4 heures (soit 0.64 jour) à pH 7 et 1.6 heures (soit 0.07 jour) à pH 9. A pH 9, le produit de dégradation majeur est le bromodichloroacétaldéhyde (BDCA). La formation de ce métabolite implique le clivage de la liaison P-O et l'élimination de l'atome de brome en C2. A pH 7, le mécanisme de déméthylation et le mécanisme de clivage P-O/élimination du brome se produisent. Dans les conditions de l'étude, aucune formation de dichlorvos n'a été mise en évidence. Le DAR du dichlorvos indique effectivement que cette substance est très facilement hydrolysée, ce qui expliquerait qu'on ne l'ait pas détectée lors de l'étude conduite avec le naled (DAR, 2005).

#### 5.1.2.2. Phototransformation dans l'eau, y compris identité des produits de la transformation

La photolyse directe dans l'eau ne semble pas être la voie majeure de dégradation du naled, toutefois la photolyse indirecte dans l'eau peut être significative, comme l'a montré une étude conduite en présence d'acétone, photosensibilisant chimique (US-EPA, 1997).

Dans l'étude de **photolyse directe**, la dégradation du naled à pH 5 en solutions tamponnées, sous lumière naturelle du soleil (intensité moyenne quotidienne = 0.125-0.187 W/cm<sup>2</sup>), a été régie par des réactions d'hydrolyse. Les temps de demi-vies du naled exposé à la lumière et dans les échantillons témoins maintenus à l'obscurité ont été équivalentes à celles observées lors de l'étude d'hydrolyse abiotique à pH 5 et à 25°C, soit des valeurs expérimentales comprises entre 3.7 jours dans l'étude d'hydrolyse et des valeurs de 4.7 et 4.4 jours dans l'étude de photolyse. Le produit de dégradation majeur a été le BDCA (bromodichloroacétaldéhyde), avec un maximum de 71-80% à 14 jours (fin de l'étude). Ce métabolite est également le métabolite majeur du naled par hydrolyse à pH 5 ; il est formé par clivage de la liaison P-O du naled. De nombreux autres métabolites ont été formés par exposition à la lumière et n conditions d'obscurité, dont le desméthyl-naled (maximum 5.4-5.6% de la dose appliquée), le dichlorvos (< 5% de la dose appliquée) et le desméthyl-DDVP (< 2% de la dose appliquée). L'acide formique et l'acide glyoxylique ont été trouvés exclusivement dans les solutions irradiées, la somme des deux acides atteignant un maximum de 6.2%.

Dans l'étude de **photolyse indirecte** (en présence d'actone, photosensibilisant chimique), le dichlorvos a atteint un maximum de 20% de la dose appliquée après 1 jour. Les autres métabolites de photodégradation majeurs, l'acide formique et l'acide glyoxylique, ont atteint un maximum de 51.5% de la dose appliquée après 6 jours (somme des 2 acides). Le CO<sub>2</sub> comptait pour 22.8% après 6 jours, contre 1.3% après 14 jours dans l'étude de photolyse directe. Les autres produits de dégradation trouvés dans l'étude de photolyse indirecte étaient également présents dans l'étude sans sensibilisant, mais en concentrations moindres. La vitesse de dégradation du naled en solutions exposées à la lumière en présence de sensibilisant a été de 0.98 jour, contre 5 jours environ en absence de sensibilisant. Ainsi en conditions environnementales le naled peut être dégradé par photolyse indirecte et conduire à la formation de dichlorvos.

Par conséquent la demi-vie du naled est estimée comme étant inférieure à 5 jours par photolyse directe.

#### Photodégradation dans le sol :

La dégradation du naled à la surface du sol a été étudiée à 25°C sur un limon sableux (sandy loam), dont les caractéristiques étaient les suivantes : sable 74%, limon 18%, argile 8%, teneur en matière organique 2.2%, pH 7.4, CEC 8 meq/100g, 75% WHC. La dégradation du naled a été rapide, que ce soit en présence de lumière du soleil ou à l'obscurité, avec des demi-vies respectives de 0.54 et 0.58 heures. La dégradation du naled dans et sur les sols est principalement associée à des processus chimiques et microbiens, avec une contribution limitée des réactions photochimiques. La nature des métabolites a été quasiment la même dans les échantillons exposés à la lumière et ceux maintenus à l'obscurité : le dichlorvos a été formé en concentrations égales dans les 2 cas. Le métabolite BDCA a été formé rapidement dans les 2 conditions, et sa concentration a diminué après 2 heures (maximum 67-77% entre 0.5 et 1 heure). Le métabolite DCAA a été formé en quantités légèrement plus élevées dans les échantillons exposés à la lumière, ce qui semble signifier que la debromination photolytique favorise la formation de DCAA à partir de BDCA. Le maximum de DCAA trouvé a été 26% à la fin de l'étude. Le dichlorvos a atteint un maximum de 12% entre 0.5 et 2 heures.

---

## **5.2. ESSAIS D'ADSORPTION/DESORPTION**

---

### **5.2.1. Etudes d'adsorption/désorption**

En raison de la rapide dégradation du naled et du dichlorvos dans le sol et dans l'eau, les études classiques d'adsorption/désorption ne sont pas possibles pour ces 2 substances. Les propriétés d'adsorption/désorption du métabolite DCAA (retrouvé lors de l'étude de lixiviation sur colonnes de résidus vieillis) ont été étudiées selon la méthode de batch. Les coefficients d'adsorption de Freundlich ont été < 1, les isothermes d'adsorption ayant des exposants 1/n de 1 environ). Ce métabolite ne présente toutefois pas de risque pour les eaux souterraines, compte tenu de sa très rapide dégradation dans le sol, en conditions aérobies et anaérobies. (EFED, US EPA, 1997).

Le DAR du dichlorvos indique des valeurs de  $K_{om}$  égales à 87 et 98 mL/g, soit des valeurs de  $K_{oc}$  égales à 150 et 169.

### **5.2.2. Autres études**

Lixiviation sur colonnes de résidus vieillis (EFED, US EPA, 1997):

Des études de lixiviation sur colonnes de résidus vieillis de naled ont été conduites avec une période de vieillissement de la substance active de 0.4 à 3 heures, sur différents types de sol. Il a été montré que les résidus de naled étaient très mobiles dans les colonnes de sol sableux (pH 6.7, teneur en matière organique 1.9%), de limon argileux (clay loam, pH 8.1, teneur en matière organique 2.8%) et de deux sols limoneux (loam 1, pH 5.5 et teneur en matière organique 1.5% ; loam 2, pH 7.2, teneur en matière organique 0.8%).

La mobilité la plus grande a été observée pour le sol sableux, où 2.7% des résidus sont restés dans la colonne et 67% ont été retrouvés dans les lixiviats. Pour les autres colonnes, les résidus radioactifs restant dans les colonnes ont été compris entre 5.4% et 11% de la radioactivité appliquée, la radioactivité retrouvée dans les lixiviats s'élevant entre 36 et 59%.

En général la radioactivité restant dans les colonnes a été uniformément répartie le long des colonnes. Le naled, appliqué initialement à 10 ppm, a été retrouvé dans les lixiviats à moins de 0.2 ppm, soit 2% de la concentration initiale. Les métabolites retrouvés dans les lixiviats ont été : le dichlorvos (<0.093 ppm), DCE (< 0.085 ppm), DCAA (< 1.86 ppm) et des carbonates (< 0.282 ppm). Les carbonates sont une indication de la minéralisation du naled et de ses métabolites, mais ne doivent pas être considérés dans le CO<sub>2</sub> produit à l'état gazeux. La perte éventuelle de dichlorvos et de DCE par volatilisation n'a pas été prise en compte.

Le DAR du dichlorvos (2005) indique que dans une étude de lessivage sur colonnes le dichlorvos n'a pas été retrouvé dans les lessivats, pour 2 types de sols testés. Dans une étude de lessivage sur colonnes de résidus vieillis (durée de vieillissement = 2 jours), 10% de la radioactivité appliquée consistait en 2,2-dichloroéthanol.

Au vu des résultats présentés, on peut considérer que le risque de lessivage du naled et du dichlorvos est négligeable, malgré une mobilité importante, en raison de leur très rapide dégradation.

---

### **5.3. DEVENIR ET COMPORTEMENT DANS L'AIR**

---

La pression de vapeur du naled indique que cette substance active est volatile. Sa présence dans l'air ne peut donc pas être écartée.

La photodégradation du naled dans l'air a été étudiée mais certaines conditions expérimentales de l'étude ne sont pas clairement définies (EFED, US EPA, 1997). Les données suggèrent que le naled se dégrade rapidement à l'obscurité et lorsqu'il est exposé à la lumière. Les temps de demi-vie du naled ont été calculées comme étant égales à 57.8 heures (exposition à la lumière) et 99 heures (obscurité). Il semble que la substance active et ses produits de dégradation aient tendance à diffuser dans l'air plutôt qu'à se dégrader. Les proportions de composés qui ont pu être dégradés par la lumière via l'évaporation sont indiquées dans le tableau suivant :

	<u>Lumière</u>	<u>Obscurité</u>
<b><u>Naled</u></b>	87% (0h) - 16.6% (119h)	87% (0h) - 28.1% (119h)
<b><u>Dichlorvos</u></b>	3% (0h) - 13% (119h)	3% (0h) - 16% (119h)
<b><u>BDCA</u></b>	4% (0h) - 55% (119h)	4% (0h) - 43% (119h)

---

La demi-vie du dichlorvos dans l'air par réaction avec les radicaux OH calculée selon Atkinson est égale à 1.14 jour (DAR, 2005).

Volatilité depuis le sol- étude de laboratoire

EFED, US EPA, 1997 :

Une étude de volatilité a été conduite avec la formulation 63% EC Dibrom 8 Emulsive, appliquée sur un sol sablo-limoneux (loamy sand), à la dose de 2.6 lb naled/acre, soit environ 2.9 kg naled/ha. Le naled a été volatilisé à une vitesse comprise entre  $1.19 \cdot 10^{-4}$  et  $12.5 \cdot 10^{-4} \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{h}$ . Après 12 jours, 48% de la phase volatilisée a été identifiée comme étant du  $\text{CO}_2$  et 8% comme pouvant être du dichlorvos (plus volatil que le naled). Dans les extraits de sol seul 1% environ a été identifié comme étant du naled, le dichlorvos a été quantifié à 8% environ et un composé desméthylé-DDVP (soit le métabolite mono- desméthylé, soit le di-desméthylé, soit les deux) a été retrouvé à teneurs avoisinant 17% de la quantité de naled appliqué. Les résidus non-extractibles ont atteint approximativement 9%. La concentration moyenne de naled autre que  $\text{CO}_2$  dans l'air a été comprise entre 0.16 et  $1.67 \mu\text{g}/\text{cm}^3$ .

En conditions de plein champ la volatilisation du naled et de ses métabolites volatils sera influencée par la nature de la surface dans laquelle est présent le naled, ainsi que par les conditions météorologiques telles que la température, l'humidité ainsi que la vitesse et la direction du vent.

---

## 6. EVALUATION DU RISQUE POUR L'ENVIRONNEMENT ET CALCULS DE CPE

---

Il n'existe pas de scénario d'émission concernant la lutte anti-vectorielle. En effet, il est précisé dans le 3<sup>ème</sup> draft du scénario d'émission pour les insecticides, acaricides et produits pour contrôler les autres arthropodes (PT 18) en usages domestiques et professionnels (OECD, 2007) que les traitements de l'air, dans le but d'éradiquer les formes adultes ne sont pas privilégiés pour un traitement de routine. La pulvérisation et la nébulisation en extérieur pour le contrôle des moustiques adultes ne risque de produire qu'une réduction temporaire de la population adulte et ces usages ne doivent être envisagés que pour la protection de la santé humaine. Tous les traitements d'insecticide pour le contrôle vectoriel sont exclus du cadre de ce scénario.

Par conséquent, il convient d'adapter les scénarios existants aux conditions d'application du naled.

---

### 6.1. VOIE ET VITESSE DE DEGRADATION DANS L'AIR – CPE (AIR)

---

Le groupe de travail européen FOCUS Air (FOCUS, 2005) a proposé des valeurs seuil pour les pressions de vapeur des substances afin d'établir si une substance est susceptible de contaminer l'air ou non. Il est ainsi considéré que pour une pression de vapeur inférieure à  $10^{-4}$  Pa à 20°C, une substance ne sera pas volatilisée de manière significative dans l'air. Etant donnée la pression de vapeur du naled ( $266 \cdot 10^{-3}$  Pa à 20°C (Agritox, 1993)), sa volatilité est considérée comme non négligeable.

Le programme AOPwin (Atmospheric Oxidation Program for Microsoft Windows) appartient à l'interface EPIWIN v3.12 de l'US EPA (SRC, 2005) et est basé sur les relations structures/activités et permet d'estimer la vitesse de réaction entre les substances chimiques à l'état gazeux et les radicaux hydroxyles produits photochimiquement dans l'atmosphère. Il permet également d'estimer la vitesse de la réaction (à l'état gazeux) entre l'ozone et les composés oléfiniques/acétyléniques. Les vitesses ainsi estimées sont ensuite utilisées pour calculer les demi-vies atmosphériques des composés organiques à partir des concentrations moyennes atmosphériques des radicaux hydroxyles et de l'ozone.

Ainsi, même si la substance active est considérée comme volatile, celle-ci est dégradée relativement rapidement avec une  $DT_{50}$  de 20 heures environ. Une accumulation dans l'air n'est donc pas attendue.

---

### 6.2. VOIE ET VITESSE DE DEGRADATION DANS L'EAU

---

#### 6.2.1. Devenir dans les eaux de surface

Le naled se dégrade très rapidement en systèmes eau/sédiment, avec une  $DT_{50}$  inférieure à 1 jour. Son métabolite principal est le dichlorvos (maximum considéré dans les calculs = 100%), qui se dégrade également très rapidement en moins d'une journée, en 2 métabolites DCA (maximum 22% ds le système total,  $DT_{50}$  = 2 jours) et DCAA (maximum 50%,  $DT_{50}$  = 1.5 jours)

Le naled est instable à l'hydrolyse, avec des temps de demi-vie compris entre 4 jours à pH 5 et 1,7 heure à pH 9.

### 6.2.2. Application ULV/VLV

La formulation utilisée est le Dibrom® 8 Emulsive de type EC. Ce type de formulation n'est pas une formulation huileuse prête à l'emploi telle que le sont les formulations utilisées pour les applications ULV. Par contre les formulations EC sont utilisables après dilution dans l'eau en application VLV. Le principe de base des applications à faible volume consiste à utiliser le vent pour transporter latéralement les gouttelettes de produit, la largeur de l'andain de pulvérisation dépendant de nombreux facteurs.

La différence entre ULV et VLV consiste en premier lieu dans les volumes appliqués à l'hectare, les volumes appliqués en ULV étant plus faibles (0,5 à 5 L/ha) qu'en VLV (10 à 20 L/ha en lutte antiacridienne d'après Cressman et Dobson, 2001), ce qui a pour conséquence directe une différence dans la taille des gouttelettes. La taille d'une gouttelette correspond généralement à son diamètre. En lutte antiacridienne, pour laquelle les applications en ULV sont courantes, on estime le diamètre médian du volume (DMV) idéal des gouttelettes entre 50 et 100 µm. En VLV, le DMV est compris entre 100 et 200 µm ; les gouttelettes en VLV seront transportées moins loin qu'en ULV, à vitesse de vent égale. Des calculs théoriques permettent d'estimer la distance qui pourrait être parcourue par des gouttelettes de différentes tailles, en fonction de la vitesse du vent (Dropdata, 2007). Ces calculs théoriques ne prennent pas en compte les turbulences qui existent sur le terrain et les résultats doivent par conséquent être utilisés avec précaution. D'après le tableau suivant, une gouttelette appliquée à 1m de haut, dont le diamètre est 50 µm, peut être déplacée sur une distance de 28 m avec un vent de 2 m/s (7.2 km/h) et jusqu'à 64 m pour un vent de 4.6 m/s (16.6 km/h). Pour des gouttelettes de 100 et 200 µm de diamètre, ces distances sont respectivement de 8 et 2,8 m pour un vent de 7.2 km/h et de 18 et 6,5 m pour un vent de 16.6 km/h.

Fall time and theoretical displacement of different droplet sizes

Diameter µm	Estimates of terminal velocity (m.s <sup>-1</sup> )		Fall time from 1.0 m (in s.)	Displacement (m)*	
	Stokes' law (specific gravity = 1)	Mason (1971)		2 m.s <sup>-1</sup>	4.6 m.s <sup>-1</sup>
1	0.000030	0.000032	33222 (9.2 hr)		
5	0.00075	0.00079	1329 (22 min)	2658	6113
10	0.0030	0.0031	332 (6 min)	664	1528
20	0.012	0.012	83	166	382
30	0.027	0.027	37	74	170
50	0.075	0.072	13.9	28	64
100	0.30	0.256	3.9	8	18
200	1.20	0.703	1.4	2.8	6.5
500	7.5	2.044	0.5	1.0	2.3
1000	30.1	4.279	0.2	0.5	1.1

Rule used for fall time (suggested by Bache & Johnstone, 1992):

Stokes' for droplets <50µm (specific Gravity = 1.0), then Mason's (1971) 2 polynomial formulae for 50-100µm and >100µm droplets.

\* Theoretical displacement in laminar air (assuming no evaporation) at "typical" (2 m.s<sup>-1</sup>) and "threshold" maximum hourly mean cross wind speeds for spraying (Spackmann & Barrie, 1982)

La contamination de l'environnement est donc directement liée au mode d'application envisagé (ULV ou VLV), ainsi qu'au matériel utilisé (véhicule seul ou alternance véhicule/application manuelle).

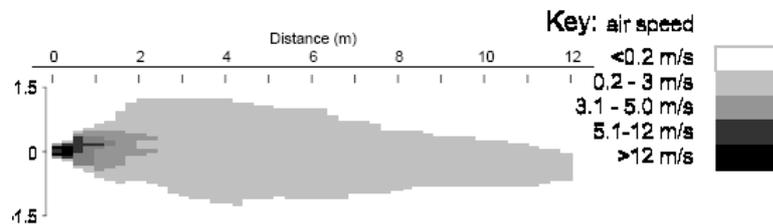
Concernant le matériel d'application, la FAO fournit plusieurs documents techniques, notamment pour la lutte antiacridienne. Ainsi pour des applications ULV manuelles (disque rotatif ou nébuliseur à dos) et sur véhicule (dérive passive ou jet porté) nécessitant plusieurs passages, le DMV doit être compris entre 50 et 75  $\mu\text{m}$ , l'espacement entre les passes variant de 10 m (disque rotatif manuel) à 50 m (véhicule équipé d'un nébuliseur en jet porté).

Les **nébuliseurs motorisés à dos** peuvent générer des andains larges, utilisés pour pouvoir pénétrer dans un couvert végétal dense et pour augmenter la largeur de l'andain de pulvérisation (Bateman, 1999). Parce qu'ils produisent des gouttelettes relativement fines, ces nébuliseurs sont généralement utilisés pour l'application de bouillies à base d'eau à la dose 20-100 L/ha, mais des adaptateurs ULV sont disponibles afin de réduire le débit, permettant d'appliquer des formulations huileuses à 2 L/ha. Le jet vertical et horizontal (c'est-à-dire la distance couverte par la pulvérisation) dépend principalement de la puissance du moteur et de la taille du ventilateur. La distance horizontale maximum est d'environ 15 m bien que l'espacement entre les applications soit en pratique souvent égal à 5-10 m. La distance verticale excède rarement 10 m et est également dépendante de la taille du ventilateur. Le débit peut également varier substantiellement en fonction de l'angle selon lequel le tube de pulvérisation est dirigé (plutôt vers le haut ou plutôt horizontalement). De plus le volume du feuillage des arbres et des buissons varie énormément selon l'espèce et le stade de développement. Ces facteurs conditionnent l'étalonnage de l'appareil ainsi que le relargage dans l'environnement.

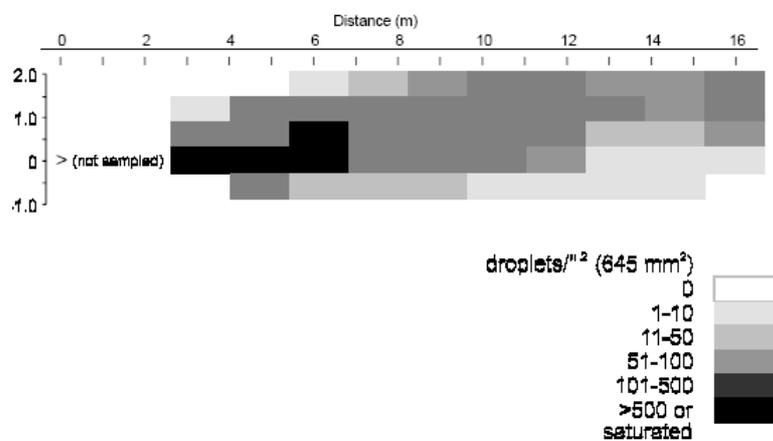
La réduction du volume d'application est possible pour les insecticides, notamment par les technologies CDA (Controlled Droplet Application), qui peuvent être définies comme étant l'ensemble des technologies d'optimisation de traitement par l'obtention de tailles appropriées de gouttelettes (fabrication de pulvérisateurs ou de matériel adéquats) pour un contrôle maximum des nuisibles. La figure ci-dessous montre que l'essentiel de la dose se situe dans les 12-15 m du point d'application pour les 2 modèles de nébuliseurs présentés.

Figure II. 1 Largeur du jet de deux nébuliseurs (données société Micron, disponible par le site [www.dropdata.org](http://www.dropdata.org))

a. The Motax 33 (courtesy J.Clayton)



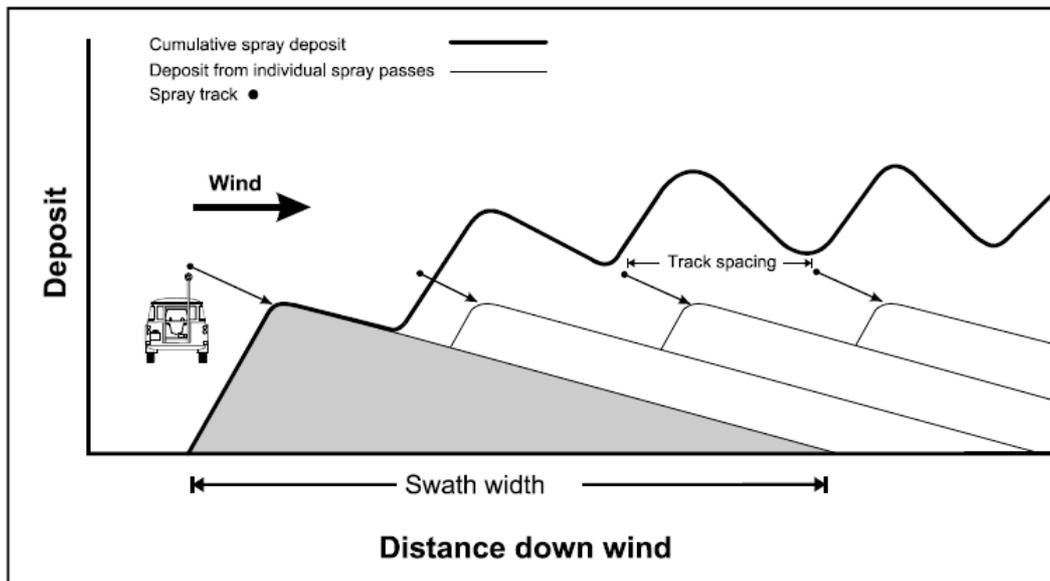
b. Solo Part 'Super 60' (from Clayphon, 1971)



**Les pulvérisateurs ULV à dérive passive montés sur véhicule** se composent d'un atomiseur rotatif avec des disques ou des cages empilés, actionnés par un moteur électrique (Cressman et Dobson, 2001). **Les pulvérisateurs ULV à jet porté montés sur véhicule** comportent un atomiseur rotatif avec des pales éoliennes, actionnées par un flux d'air produit par un grand ventilateur. Dans les deux cas, un réservoir à pesticide et une pompe électrique composent également l'appareil. Pour un pulvérisateur ULV à jet porté, le flux d'air ne remplace pas le vent, nécessaire à la dispersion des gouttelettes. La dispersion sur 5 m environ par le flux d'air est négligeable si on la compare à la largeur de plus de 100 m des andains, nécessaire pour permettre un espacement de 50 m entre les passages, pour des gouttelettes dont la taille est comprise entre 50 et 75  $\mu\text{m}$ , avec un vent stable de 2 m/s environ (soit 7.2 km/h) et dans des zones ouvertes éparées. Les distances à considérer sont inférieures si la taille des gouttelettes est augmentée.

L'application se fait en général perpendiculairement à la direction du vent. La majeure partie du dépôt de pulvérisation se trouve en général dans les 30 mètres du point d'application, toutefois en fonction des conditions climatiques et de terrain cette distance peut atteindre le double. La figure suivante présente schématiquement le cas des traitements en plusieurs passages.

Figure II.2 Représentation d'un traitement par pulvérisateur monté sur véhicule



Dans le cas particulier de la lutte antivectorielle sur l'île de la Réunion, les distances d'impact ont été étudiées (Marlière et Granier, 2006). Les traitements (deltaméthrine+esbiothrine) ont été effectués à l'aide de véhicules 4x4 dont la plage arrière est équipée d'un dispositif de pulvérisation ULV constituée d'une buse dirigée à 45° vers le haut. Le produit a été appliqué de nuit en milieu urbain, et des prélèvements atmosphériques ont été réalisés à différentes distances de la trajectoire d'application et différentes hauteurs. La dispersion du brouillard de pulvérisation au-delà de 35 m a été confirmée, ainsi que l'importance des facteurs tels que la présence de vent (force et direction), les caractéristiques des zones traitées (zones enclavées, bâtiments ou végétation ...).

Dès l'origine des études menées sur l'île de la Réunion, les cours d'eau ont été identifiés comme un enjeu fort, compte tenu de la toxicité des produits adulteicides vis-à-vis des organismes aquatiques (DIREN, 2006b). En conséquence, les itinéraires précis que doivent actuellement respecter les véhicules 4X4 ULV comprennent une zone d'exclusion de 50 mètres autour des cours d'eau pérennes. Pour les traitements à pieds, la zone d'exclusion est de 25 mètres. De même, bien que les produits migrent et persistent peu dans les sols il a été décidé de ne pas effectuer de traitement dans les périmètres de protection de captage destinés à la production d'eau potable.

Les figures précédentes ont montré que la distance sur laquelle s'étend le nuage de pulvérisation d'un nébuliseur ULV motorisé à dos est de l'ordre de 12-15 m (variable en fonction des conditions climatiques), et que l'application par nébuliseur ULV sur véhicule engendre un andain dont la largeur peut atteindre 100 m pour un vent stable de 7.2 km/h en zone ouverte. De plus les calculs théoriques décrits plus hauts indiquent qu'en ULV (avec un DMV entre 50 et 100  $\mu\text{m}$ ) le nuage de pulvérisation peut s'étaler jusqu'à 64 m pour un vent de 16.6 km/h et une chute de 1m. La répartition de la taille des gouttelettes pour les applications ULV et VLV n'est pas connu et par conséquent le risque lié à la présence de gouttelettes de très petite taille ne peut être écarté. Celles-ci peuvent être transportées sur des distances beaucoup plus grandes, de l'ordre de 500 m comme cela a pu être observé lors d'une étude conduite avec le malathion, appliqué en ULV sur véhicule avec un DMV de 10  $\mu\text{m}$  et des vents ne dépassant pas 12 km/h (Mickle et al., 2005).

Dans ce contexte, des évaluations affinées sont nécessaires avec l'utilisation de modèles plus sophistiqués tels qu'AgDrift ou par des mesures de terrain visant d'une part à déterminer la répartition de la taille des gouttelettes lors des applications manuelles et sur véhicule, qu'elles soient ULV ou VLV, et d'autre part à mesurer les concentrations de substance active retrouvées réellement dans les cours et plans d'eau adjacents lors des applications, afin d'obtenir des pourcentages de dilution de la dose appliquée en fonction de la distance séparant le point d'application et les eaux de surface.

### 6.2.3. Calculs des concentrations dans les eaux de surface

Le mode d'application de la formulation Dibrom® 8 Emulsive entraîne un risque potentiel de contamination des eaux de surface par dérive essentiellement lorsque les recommandations d'usage sont appliquées, et ce pour les 2 scénarios d'application (3 applications par véhicule, ou bien 1 application par véhicule suivie d'une application manuelle puis 1 dernière application par véhicule).

Habituellement, l'évaluation des risques pour l'environnement des biocides est conduite selon les recommandations du Document Guide Technique (TGD, 2003). Toutefois, aucun scénario d'émission standard (ESD, Emission Scenario Document) n'est disponible pour les usages d'adulticides en plein air. Par conséquent, ni le modèle EUSES ni le scénario d'émission OCDE (OCDE, 2007) n'ont été utilisés pour les applications du naled dans le cas considéré ici.

Dans le cadre des évaluations des risques environnementaux liés aux phytosanitaires (en application de la Directive européenne 91/414), les pourcentages de dérive sont calculés à l'aide des modèles de Rautmann et Ganzelmeier (SSM, 2006). Cependant, les abaques proposés ne sont pas extrapolables au contexte des nuages de fines gouttelettes obtenus lors de pulvérisations ULV ou VLV. Par conséquent, en première approche, les calculs ont été réalisés en considérant une application directe sur plan d'eau : 100% de la substance active est supposée atteindre les eaux de surface

Un autre outil pouvant être utilisé pour évaluer les valeurs de dérive est le logiciel américain AgDrift® (travaux du FOCUS Surface Water, FOCUS Air ; AFSSET, 2005). Son utilisation dans le contexte particulier de la lutte anti-vectorielle dans le cadre de l'épidémie de Chikungunya apparaît complexe à mettre en œuvre d'une façon scientifiquement rigoureuse :

- les distributions de taille des gouttelettes proposées sont trop élevées par rapport à une application ULV ou VLV
- la hauteur de la rampe d'épandage n'est pas adaptée aux cas particuliers des 4x4, mais aux tracteurs, pour le module d'application terrestre (hauteur 4\*4=3-4m ; hauteur tracteur AgDrift 1,27m)
- les épandages « manuels » (par pulvérisation à dos) ne sont pas considérés
- la définition des lignes de passage (nombre et distance entre elles) est également inadaptée au contexte étudié, puisqu'il s'agit d'outils habituellement mis en œuvre dans le cadre de la protection des végétaux en agriculture et non dans celui de la lutte anti-vectorielle.

En conséquence, en l'absence d'outils existants et spécifiquement dédiés à une telle évaluation, le choix est fait d'examiner et de confronter l'ensemble des valeurs et abaques disponibles et, en parallèle, de mettre en œuvre AgDrift®.

Un plan d'eau stagnante d'une superficie correspondant à la superficie traitée et de 30 cm de profondeur a été considéré pour les calculs de  $CPE_{\text{eau de surface}}$ . Ce scénario est pris par défaut, il est représentatif des cours d'eau et eaux stagnantes, et représente un cas défavorable pour les zones traitées (DIREN Réunion, 2006a).

Selon ces recommandations, la  $CPE_{\text{eau de surface}}$  après application directe est égale à :

Pour une application :

$$CPE_{1 \text{ application}} (\mu\text{g/L}) = \text{dose appliquée (g s.a./ha)} * 1/3$$

Pour n applications :

$$CPE_{\text{après la dernière application}} (\mu\text{g/L}) = CPE_{1 \text{ application}} + CPE_{\text{résiduelle des précédentes applications}}$$

A partir de la  $CPE_{1 \text{ application}}$ , une concentration pondérée par le temps ( $CPE_{\text{eau de surface, twa}}$ ) est également calculée sur une période couvrant la durée totale de toutes les applications; plus 42 jours après la dernière application. De cette manière, la  $CPE_{\text{eau de surface, twa}}$  tient compte de :

- La dégradation de la substance
- Le nombre d'applications
- L'intervalle entre les applications

Les calculs de  $CPE_{\text{eau de surface, twa}}$  sont réalisés selon l'équation suivante :

$$CPE_{\text{eau de surface, twa}} = CPE_{\text{eau de surface}} \frac{DT_{50}}{d \cdot \ln(2)} (1 - e^{(-d \cdot \ln(2)/DT_{50})})$$

Ainsi, lorsque la substance active se dissipe de la phase aqueuse, l'aire sous la courbe est calculée et divisée par le nombre de jours, permettant de prendre en compte une exposition constante pendant toute la période considérée.

Pour les métabolites, les données disponibles ne permettent pas de déterminer leur vitesse de formation. On considère donc qu'ils sont formés instantanément, au moment de l'application, et à leur pourcentage maximum observé lors des études eau/sédiment. Les concentrations sont donc calculées comme pour la substance active, considérant une application équivalente au maximum retrouvé dans l'eau pour les études eau/sédiment.

En cas de manque de données concernant la dissipation d'une substance, une approche maximaliste est utilisée, la substance est alors considérée comme stable (aucune dissipation n'est prise en compte).

Selon les informations fournies par l'IRD (2007), la dose de substance active recommandée dans les conditions normales d'utilisation est de 22.4 g/ha en ULV, selon les schémas d'application suivants :

Tableau II.1 Scénarios d'application du produit Dibrom® 8 Emulsive

<u>Scénario d'application existant pour d'autres produits en lutte adulticide sur l'île de la Réunion</u>	<u>Autre scénario proposé</u>
<u>1 application ULV en 4x4 pendant la nuit (J0)</u>	<u>3 applications ULV en 4x4 à 4 jours d'intervalle (J0, J4, J8)</u>
<u>1 application ULV manuelle dans la journée suivante (J0.5)</u>	
<u>1 application ULV en 4x4 pendant la nuit (J4)</u>	

#### 6.2.3.1. Application directe

Dans un cas défavorable, on considère une application directe du produit sur la surface de l'eau (ceci correspond à une dérive totale du nuage appliqué qui atteint le plan d'eau)

Compte tenu de la très rapide dégradation de tous les composés ( $DT_{50}$  de 1 à 2 jours), le pire-cas défavorable est le scénario d'application suivant:

1° application:	22.4 g/ha	véhicule	J0
2° application :	22.4 g/ha	manuel	dans les 12 h suivant la 1 <sup>ère</sup> application
3° application :	22.4 g/ha	véhicule	J4

L'intervalle de temps séparant les deux premières applications n'étant pas précisément défini, pour les calculs de CPE il a été considéré une première application à double dose (soit 44.8 g/ha) suivie d'une application à dose normale (22.4 g/ha), 4 jours après.

#### 6.2.3.2. Epandages par véhicules 4x4 uniquement

Le logiciel AgDrift® a été utilisé pour la modélisation des épandages par véhicules 4x4.

En l'absence d'une interface spécifique « véhicule 4x4 », 2 scénarii ont été modélisés :

- un scénario d'application terrestre (hauteur de la rampe = 1.27 m ; gouttelettes « very fine to fine »<sup>27</sup> ; une ligne de passage)
- un scénario d'application aérienne (hauteur d'application : 3.05m, vitesse 193km/h, gouttelettes « very fine to fine » un ligne de passage)

Ces scénarios ne sont pas parfaitement représentatifs de l'application par 4\*4 (hauteur d'environ 4m, vitesse environ 30km/h, diamètre des gouttelettes pour ULV ou VLV inférieures (diamètre au volume médian de l'ordre de 100 µm au lieu de 175 µm). Cependant, en choisissant dans chaque cas les valeurs s'approchant le plus du contexte

<sup>27</sup> « very fine to fine » : diamètre au volume médian à 175 µm, percentile 90 égal à 237 µm, percentile 10 égal à 62 µm

étudié d'après les données disponibles, on peut considérer que les deux modules utilisés (Tier 1 terrestre et Tier 1 aérien fournissent des résultats permettant d'encadrer la dérive.

Figure II.3 : Distribution des diamètres de gouttelettes Agdrift- "very fine ti fine"

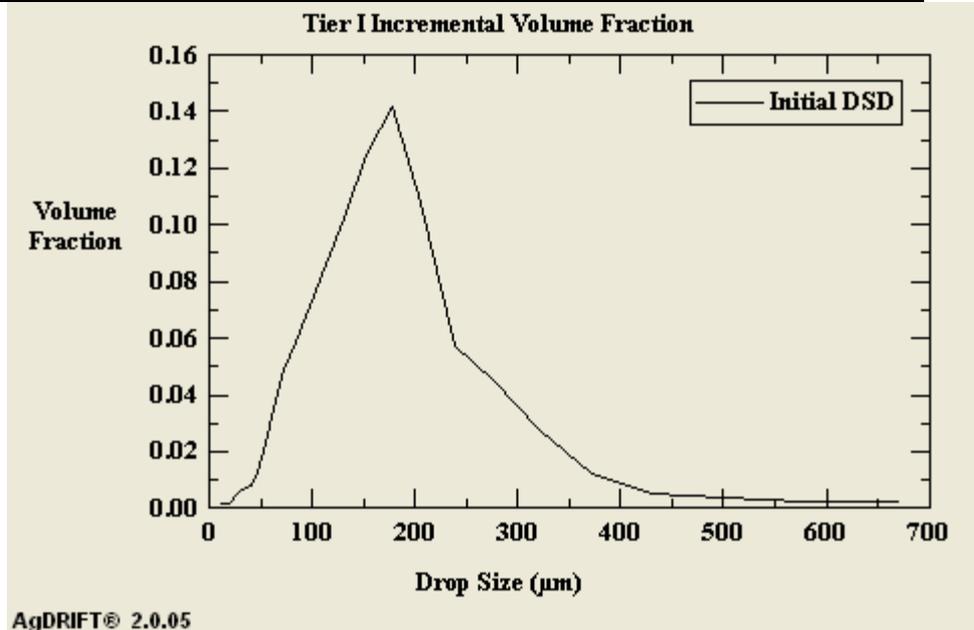


Figure II.4 : Distance d'impact des gouttelettes, AgDrift Tier 1 "terrestre"

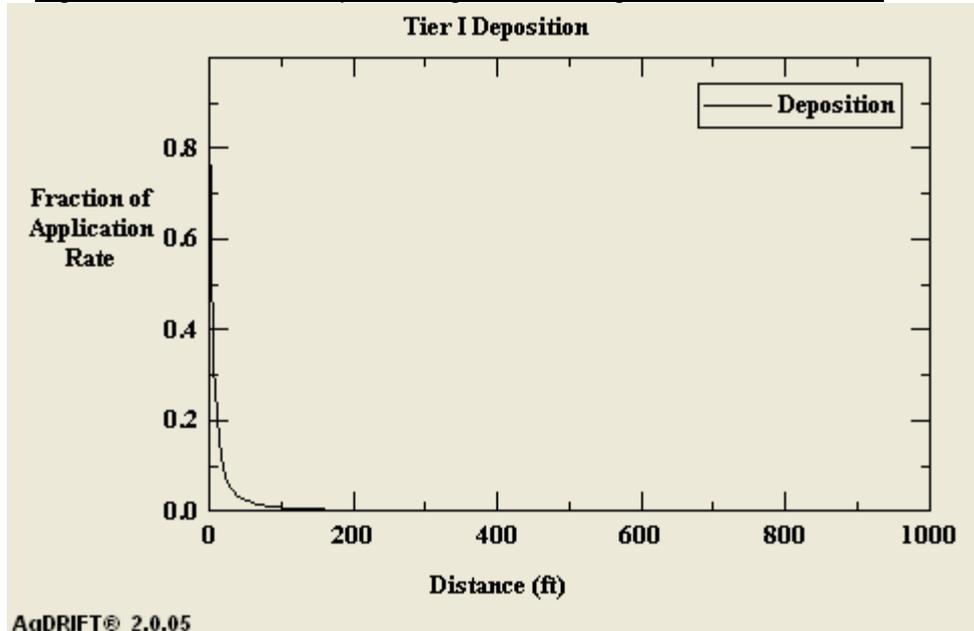
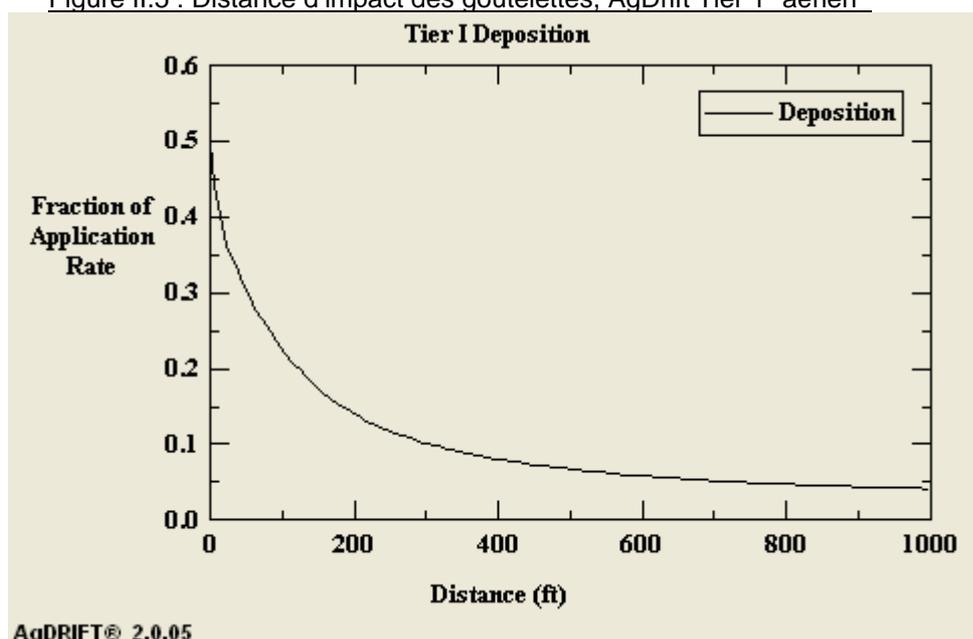


Figure II.5 : Distance d'impact des gouttelettes, AgDrift Tier 1 "aérien"



Les contaminations par dérive sont présentées ci-dessous pour des distances par rapport à l'application de 10, 25, 50 et 100m.

Tableau II.2 : Pourcentages de dérive, modèle AgDrift® épandage par véhicule 4\*4.

Epandage par véhicule 4x4 : (modèle AgDrift®)	
% de dérive à 10 mètres	Tier I terrestre : 4,5 Tier I aérien : 34,01
% de dérive à 25 mètres	Tier I terrestre : 1,1 Tier I aérien : 25,09
% de dérive à 50 mètres	Tier I terrestre : 0,36 Tier I aérien : 16,22
% de dérive à 100 mètres	Tier I terrestre : 0,11 Tier I aérien : 9,45

Ces valeurs de dérive semblent être cohérentes avec les données relevées lors de d'applications ULV/VLV (cf. 7.2.2)

Une évaluation Tier 2/3 « aérien » pourrait être envisagée, mais les paramètres spécifiques à ces scénarios ne sont pas adaptables avec une application en véhicule 4\*4 (type d'avion/hélicoptère, distance des hélices.....)

3 applications à la dose de 22,4g/ha et espacées de 4 jours ont été considérées.

### 6.2.3.3. Épandages par véhicule 4\*4 et pulvérisateurs à dos

On considère ici 1 application par véhicule suivie d'une application manuelle puis 1 dernière application par véhicule. Pour les épandages par pulvérisateurs à dos, les relations fournies par Rautmann et Ganzelmeier ont été utilisées. Les pourcentages de dérive proposés pour le traitement de la vigne correspondent le mieux au contexte étudié. Le scénario « traitement tardif », plus défavorable, a été retenu pour compenser le fait que les pourcentages de dérive de Rautmann et Ganzelmeier sont plutôt adaptés à des gouttelettes plus grosses - donc moins dérivantes - que celles générées par les appareils utilisés en lutte antivectorielle.

Pour les épandages par véhicules 4\*4, les hypothèses du paragraphe précédent sont prises en considérations :

Tableau II.3 Pourcentages de dérive, modèle Rautmann, épandage avec pulvérisateur à dos.

<u>Épandage par pulvérisateur à dos : (modèle Rautmann)</u>	
% de dérive à 10 mètres	1,23
% de dérive à 25 mètres	0,29
% de dérive à 50 mètres	0,10
% de dérive à 100 mètres	0,03

### 6.2.3.4. Résultats

Les résultats de calculs de PEC sont présentés ci-dessous

Tableau II.04 : Paramètres du naled utilisés pour le calcul des  $CPE_{\text{eau de surface}}$

Naled		
DT50 eau :	1	jour
Masse molaire :	380,84	g/mol
Dichlorvos		
DT50 eau :	1	jour
Masse molaire :	221	g/mol
%max dans l'eau :	100	%

Tableau II.5 : Résumé des scénarios envisagés

<u>Type d'application</u>	<u>Scénario</u>
<u>Application directe</u>	<u>J0 : 1 application 44,8g/ha (correspondant à 1 application directe par véhicule 4*4 + 1</u>

<u>Type d'application</u>	<u>Scénario</u> <u>application pulvérisateur à dos)</u> <u>J4 : 1 application de 22,4 g/ha</u>
<u>Application par véhicule 4*4 – Tier 1 terrestre AgDrift</u>	<u>3 applications de 22,4 g/ha à 4 jours d'intervalle</u> <u>Dérive 10, 25, 50, 100 m selon AgDrift Tier 1 - Terrestre</u>
<u>Application par véhicule 4*4 – Tier 1 aérien AgDrift</u>	<u>3 applications de 22,4g/ha à 4 jours d'intervalle</u> <u>Dérive 10, 25, 50, 100 m selon AgDrift Tier 1 - Aérien</u>
<u>Application par véhicule 4*4 + pulvérisateur à dos – Tier 1 terrestre AgDrift</u>	<u>J0 : 1 application 22,4 g/ha - Dérive 10, 25, 50, 100 m selon AgDrift Tier 1 – Terrestre</u> <u>J0 : 1 application 22,4 g/ha - Dérive 10, 25, 50, 100 m selon modèle Rautmann</u> <u>J4 : 1 application 22,4 g/ha - Dérive 10, 25, 50, 100 m selon AgDrift Tier 1 – Terrestre</u>
<u>Application par véhicule 4*4 + pulvérisateur à dos – Tier 1 aérien AgDrift</u>	<u>J0 : 1 application 22,4g/ha - Dérive 10, 25, 50, 100 m selon AgDrift Tier 1 – aérien</u> <u>J0 : 1 application 22,4g/ha - Dérive 10, 25, 50, 100 m selon modèle Rautmann</u> <u>J4 : 1 application 22,4g/ha -- Dérive 10, 25, 50, 100 m selon AgDrift Tier 1 – aérien</u>

Les valeurs maximales des  $CPE_{\text{eaux de surface}}$  calculées sont présentées dans le tableau ci-dessous :

Tableau II.6 : Résultat des  $CPE_{\text{eaux de surface}}$  maximales ( $\mu\text{g/L}$ )

<u>Type d'application</u>		<u>Naled</u>	<u>Dichlorvos</u>
<u>Application directe</u>		<u>14,933</u>	<u>8,666</u>
<u>Application par véhicule 4*4 – Tier 1 terrestre AgDrift</u>	<u>10m</u>	<u>0,714</u>	<u>0,414</u>
	<u>25m</u>	<u>0,175</u>	<u>0,101</u>
	<u>50m</u>	<u>0,057</u>	<u>0,033</u>
	<u>100m</u>	<u>0,017</u>	<u>0,010</u>
<u>Application par véhicule 4*4 – Tier 1 aérien AgDrift</u>	<u>10m</u>	<u>5,396</u>	<u>3,131</u>
	<u>25m</u>	<u>3,981</u>	<u>2,310</u>
	<u>50m</u>	<u>2,574</u>	<u>1,493</u>
	<u>100m</u>	<u>1,499</u>	<u>0,870</u>

Type d'application		<u>Naled</u>	<u>Dichlorvos</u>
<u>Application par véhicule 4*4</u> <u>+ pulvérisateur à dos</u> <u>- Tier 1 terrestre AgDrift</u>	<u>10m</u>	<u>0,726</u>	<u>0,421</u>
	<u>25m</u>	<u>0,177</u>	<u>0,103</u>
	<u>50m</u>	<u>0,058</u>	<u>0,034</u>
	<u>100m</u>	<u>0,018</u>	<u>0,010</u>
<u>Application par véhicule 4*4</u> <u>+ pulvérisateur à dos</u> <u>- Tier 1 aérien AgDrift</u>	<u>10m</u>	<u>5,408</u>	<u>3,138</u>
	<u>25m</u>	<u>3,984</u>	<u>2,312</u>
	<u>50m</u>	<u>2,575</u>	<u>1,494</u>
	<u>100m</u>	<u>1,500</u>	<u>0,870</u>

## Discussion

Les valeurs maximum des  $CPE_{\text{eau de surface}}$  calculées pour le naled et ses principaux métabolites permettent ensuite d'être comparées aux valeurs de PNEC (ou CPSE : Concentration Prévisible Sans Effet) calculées pour les organismes aquatiques (voir le chapitre d'évaluation des risques écotoxicologiques). Le risque est considéré comme acceptable si  $\frac{CPE}{CPSE} < 1$ .

Les valeurs de CPSE calculées pour le naled et pour le dichlorvos sont respectivement égales à 9,8 ng/L et 0,19 ng/L (se reporter à l'évaluation des risques écotoxicologiques). Les valeurs de CPSE du DCA et du DCAA n'ont pas été calculées car le risque éventuel engendré par la présence de ces 2 métabolites dans l'eau est couvert par les études écotoxicologiques du naled et du dichlorvos.

Tableau II.7 Valeurs de CPE, CPSE et facteurs de réduction pour le naled et le dichlorvos

	<u>naled</u>	<u>dichlorvos</u>
<u>CPE<sub>eau de surface</sub> max</u> ( $\mu\text{g/L}$ )	<u>14,933</u>	<u>8,666</u>
<u>CPSE (<math>\mu\text{g/L}</math>)</u>	<u>0,0098</u>	<u>0,00019</u>
<u><math>\frac{CPE}{CPSE}</math></u>	<u>1524</u>	<u>45610</u>
<u>Proportion de la dose pour laquelle le risque devient acceptable (rapport <math>\frac{CPSE}{CPE}</math>)</u>	<u>0,07%</u>	<u>0,002%</u>

L'évaluation du risque environnemental réalisée pour le scénario d'application le plus défavorable a conduit aux valeurs initiales de  $CPE_{\text{eau de surface}}$  présentées dans le tableau ci-dessus, entraînant des rapports  $\frac{CPE}{CPSE} \gg 1$ , indiquant un risque inacceptable pour les organismes aquatiques lorsque le produit est appliqué directement sur les eaux de surface.

Le risque pour les organismes aquatiques devient acceptable si les quantités de naled et de dichlorvos contaminant les eaux de surface sont quasiment nulles (voir les proportions de la dose dans le tableau ci-dessus). Pour les applications ULV et VLV il n'existe pas de données permettant de corréliser un pourcentage de dérive avec une distance séparant le point d'application des eaux de surface adjacentes, comme c'est le cas pour les usages classiques en agriculture (application par buses hydrauliques montées sur tracteur). Par conséquent pour l'application de naled dans le cadre de la lutte anti-vectorielle, il est souhaitable de définir des zones non traitées ou des distances minimales entre le point d'application et les eaux, afin d'éviter toute contamination et de minimiser le risque pour les organismes aquatiques. Ces distances de sécurité sont variables selon le mode d'application, et sont différentes selon que les applications sont faites en ULV (Ultra Low Volume) ou en VLV (Very Low Volume).

#### 6.2.4. Devenir dans les eaux souterraines

Considérant l'usage adulticide du naled, le produit est appliqué par nébulisation sur le couvert végétal, ce qui peut entraîner la contamination des sols par la substance active.

Les modèles existants de percolation permettant usuellement de réaliser l'évaluation des risques de contamination des eaux souterraines, à l'aide de scénarios standards FOCUS (FOCUS, 2000) (correspondant à des sols et climats européens) ne sont pas a priori applicables aux conditions environnementales de l'île de la Réunion, une île volcanique à climat tropical humide :

- Les températures moyennes sont supérieures (environ 20°C en moyenne dans les zones traitées) et les amplitudes inférieures (environ 5°C)
- Des événements pluvieux importants, jusqu'à plus de 200 mm/jour, ne peuvent être pris en compte par les scénarios FOCUS
- Le type de sol est spécifique à ce type d'île (roche volcanique, propriétés d'adsorptions particulières). En effet des résultats d'études d'adsorption utilisant des types de sols typiques de zone agricoles de canne à sucre (inceptisols) ont démontré une plus grande affinité des colloïdes du sol à mettre sans doute en relation avec le type de minéraux argileux originaires de matériaux volcaniques.
- Le relief est très accidenté sur l'île avec des pentes importantes (en moyenne 6% sur la façade ouest où se trouvent les principales zones de captage).
- L'humidité de l'air est très importante et peut affecter le passage de l'eau dans le sol.

Globalement on peut cependant estimer que les précipitations peuvent être très importantes aussi bien en moyenne mensuelle/annuelle que pour des durées plus courtes. Nombre de records mondiaux sont ainsi détenus pour des valeurs enregistrées à La Réunion. Nous pouvons de plus estimer que les sols sont riches en argiles et en limons favorisant une adsorption plus élevée que celles rencontrées pour des sols continentaux (voir publication ci-dessous), que leur porosité et leur conductivité hydraulique est élevée (compte tenu de leur héritage). Il faut de plus tenir compte de la température et de l'humidité localement importante, ainsi la dégradation dans les sols sera plus élevée comparés aux conditions rencontrées ou utilisés par les modèles couramment utilisés. Ces différents facteurs peuvent ainsi se compenser.

En ce qui concerne la production d'eau potable à la Réunion, nous pouvons estimer que la majorité des eaux potables produites sont d'origine superficielle, et que les captages d'eaux souterraines pour potabilisation sont surtout situées dans la partie littorale (nous avons estimé que les points de prélèvements sont Saint Philippe, Saint Benoît, Sainte Marie, La Possession, Le Port, Saint Paul, Trois Bassins, Etang-Sale, commune de Cilaos) et ainsi plutôt situées dans la région Nord ; Nord Est. Dans ces régions (plutôt semi arides tropicales et littorales) les pluviométries sont donc a priori plus faibles même si comme nous l'avons dit des valeurs très élevées peuvent être enregistrées. Pour toutes ces raisons, nous estimons que ces conditions sont plutôt en faveur d'un risque réduit comparé aux conditions continentales européennes.

Pour obtenir des informations plus quantitatives et en absence de modèle applicable et d'étude spécifique en laboratoire ou en plein champ, nous utiliserons des index globaux de classement de la mobilité des produits.

L'utilisation de ces index a permis de faire par exemple quelques prédictions en conditions réunionnaises (Bernard H. et al., 2005) . Ce sont :

- Gustafson (Gustafson, 1991) a proposé un indice simple et unique du risque de contamination par une matière active, mais qui ne tient pas compte des conditions hydriques locales (Groundwater Ubiquity Score – GUS), qui est donné par la formule suivante:
  - **GUS = log(DT50 sol)(4-log(Koc)).**

Ce sont les pesticides avec un GUS supérieur à 2,8 que l'on détecte en général dans les eaux souterraines, tandis que ceux dont l'indice est inférieur à 1,8 n'y ont pratiquement jamais été mis en évidence. Les valeurs discriminantes suivantes ont été ainsi définies :

- GUS < 1 = risque très faible
  - 1.0 < GUS < 2.0 = risque faible
  - 2.0 < GUS < 3.0 = risque modéré
  - 3.0 < GUS < 4.0 = risque important
  - GUS > 4 = risque très important
- Le **facteur d'atténuation AF et ses dérivés** qui tient compte des propriétés du sol et de la balance hydrique du sol, est défini selon :
    - $AF = \exp[-(0.693 * d * \theta_{FC} * RF) / (q * DT50)]$  où  $d$  est l'épaisseur de référence (définie ici à 60cm),  $\theta_{FC}$  ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ ) la proportion volumétrique d'eau à la capacité au champ et  $q$  (m/d) est le flux volumétrique d'eau dans le sol.
    - RF est le facteur de retard  $RF = 1 + (\rho_d * f_{oc} * Koc) / (\theta_{FC})$  où  $\rho_d$  ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ) est la masse volumique de sol sec,  $f_{oc}$  (%) la fraction de carbone organique et  $Koc$  le coefficient d'adsorption.
    - L'indexe AFT est défini selon :  $AFT = \ln(AF) / (-0.693)$

Les classifications correspondant à ces indices sont :

Tableau II.8 : Classifications de mobilité

<u>Index RF</u>	<u>Classification</u>	<u>Index AF</u>	<u>Index AFT</u>	<u>Classification</u>
<u>RF=1</u>	<u>Très mobile</u>	<u><math>2.5e^{-1} \leq AF \leq 1</math></u>	<u>AFT ≤ 2</u>	<u>Très probable</u>
<u>1 &lt; RF &lt; 2</u>	<u>Mobile</u>	<u><math>1e^{-1} \leq AF &lt; 2.5e^{-1}</math></u>	<u>2 ≤ AFT &lt; 3.3</u>	<u>Probable</u>
<u>2 ≤ RF &lt; 3</u>	<u>Modérément mobile</u>	<u><math>1e^{-2} \leq AF &lt; 1e^{-1}</math></u>	<u>3.3 ≤ AFT &lt; 7.2</u>	<u>Modérément probable</u>
<u>3 ≤ RF &lt; 10</u>	<u>Modérément immobile</u>	<u><math>1e^{-4} \leq AF &lt; 1e^{-2}</math></u>	<u>7.2 ≤ AFT &lt; 13.3</u>	<u>Improbable</u>
<u>RF ≥ 10</u>	<u>Très immobile</u>	<u><math>AF &lt; 1e^{-4}</math></u>	<u>AFT &gt; 13.3</u>	<u>Très improbable</u>

Pour une estimation quantitative des données texturales et hydraulique nous avons utilisé les données d'analyse de deux sols de la Réunion situés en région littorale (environ 400 m d'altitude) et au Nord Est (Saint Gilles). Ce sont un andept inceptisol (BA) et un vertic inceptisol (BV). Ce sont des sols communs en zone de production de canne à sucre.

Leurs propriétés physicochimiques sont résumées ci-dessous :

Tableau II.9 : Propriétés physico chimiques des sols considérés

Sol	pH-water	pH-KCl	OM %	f <sub>oc</sub> %	CEC cmol/kg	ρ <sub>d</sub> g/cm <sup>3</sup>	θ <sub>FC</sub> cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	Clay %	loam %	sand %
BV	6.3	5.2	3.37	1.96	26.6	1.1	0.49	56.7	39.3	4
BA	5.1	4.4	2.91	1.69	9.83	1.2	0.52	30.7	52.2	17.1

L'évaluation de la mobilité du naled a été effectuée avec les valeurs disponibles de DT<sub>50</sub> et de Koc.

Tableau II.10 : Paramètres d'entrée

Substances	DT50 sol (jours)	Koc	Origine du Koc
Naled	1	96	Episuite 3.12* CAS : 300-76-5
Dichlorvos	1	159.5	DAR Dichlorvos
Dichloroacétaldéhyde (DCA)	1	4.272	Episuite 3.12* CAS : 79-02-7
2,2-dichloroéthanol (DCE)	1	2.048	Episuite 3.12* CAS : 598-38-9
Acide dichloroacétique (DCAA)	2	1.895	Episuite 3.12* CAS : 79-43-6

\*valeur estimée par le logiciel EPIWIN (Syracuse Research Corporation)

Les résultats obtenus des calculs d'index sont les suivants :

Tableau II.11 : Index GUS

GUS :	GUS	Risque
Naled	0.00	Risque très faible
Dichlorvos	0.00	Risque très faible
Dichloroacétaldéhyde	0.00	Risque très faible
2,2-dichloroéthanol	0.00	Risque très faible
Acide dichloroacétique	0.00	Risque très faible

Tableau II.12 : Index RF

RF	RF		Mobilité
	BV	BA	
Naled	423.40	375.40	Très immobile
Dichlorvos	702.80	623.05	Très immobile
Dichloroacétaldéhyde	19.80	17.66	Très immobile
2,2-dichloroéthanol	10.01	8.99	Modérément immobile
Acide dichloroacétique	9.34	8.39	Modérément immobile

Tableau II.13 : Index AF, considérant une recharge de 50 mm par jour

AF – 50mm	AF	
	BV	BA
Naled	1.2E-75	3.2E-71
Dichlorvos	4.2E-125	9.8E-118
Dichloroacétaldéhyde	3.1E-04	4.8E-04
2,2-dichloroéthanol	1.7E-02	2.1E-02
Acide dichloroacétique	1.5E-01	1.6E-01

Tableau II.14 : Index AF, considérant une recharge de 25 mm par jour

AF – 25mm	AF	
	BV	BA
Naled	1.4E-150	9.9E-142
Dichlorvos	1.8E-249	9.5E-235
Dichloroacétaldéhyde	9.8E-08	2.3E-07
2,2-dichloroéthanol	2.9E-04	4.2E-04
Acide dichloroacétique	2.2E-02	2.7E-02

Tableau II.15 : Index AF, considérant une recharge de 10 mm par jour

AF – 10mm	AF	
	BV	BA
Naled	0.0E+00	0.0E+00
Dichlorvos	0.0E+00	0.0E+00
Dichloroacétaldéhyde	3.0E-18	2.6E-17
2,2-dichloroéthanol	1.4E-09	3.6E-09
Acide dichloroacétique	7.4E-05	1.1E-04

Tableau II.16 : Index AFT, considérant une recharge de 50 mm par jour

AFT – 50mm	AFT		Percolation
	BV	BA	
Naled	249.0	234.2	Très improbable
Dichlorvos	413.2	388.8	Très improbable
Dichloroacétaldéhyde	11.6	11.0	Improbable
2,2-dichloroéthanol	5.9	5.6	Modérément probable
Acide dichloroacétique	2.7	2.6	Probable

Tableau II.17 : Index AFT, considérant une recharge de 25 mm par jour

AFT – 25mm	AFT		
	BV	BA	Percolation
Naled	497.9	468.5	Très improbable
Dichlorvos	826.5	777.6	Très improbable
Dichloroacétaldéhyde	23.3	22.0	Très improbable
2,2-dichloroéthanol	11.8	11.2	Improbable
Acide dichloroacétique	5.5	5.2	Modérément probable

Tableau II.18 : Index AFT, considérant une recharge de 10 mm par jour

AFT – 10mm	AFT		
	BV	BA	Percolation
Naled	Infini	Infini	Très improbable
Dichlorvos	Infini	Infini	Très improbable
Dichloroacétaldéhyde	58.2	55.1	Très improbable
2,2-dichloroéthanol	29.4	28.0	Très improbable
Acide dichloroacétique	13.7	13.1	Improbable

Considérant des propriétés de dégradation et d'adsorption, le naled et ses métabolites ne présentent ainsi pas ou peu de risque de contamination des eaux souterraines étant classés comme immobiles par les diverses index de classification.

La dégradation de ces substances est très rapide, laissant peu de temps à l'adsorption.

Compte tenu de ces résultats il ne nous semble pas nécessaire d'effectuer des mesures d'adsorption en utilisant des sols originaires de la Réunion.

### 6.3. VOIE ET VITESSE DE DISSIPATION DANS LES SEDIMENTS

#### 6.3.1. Méthode de calcul

La présence et la dissipation des substances dans les sédiments sont dues :

- aux transferts depuis l'eau vers le sédiment, notamment par adsorption,
- aux transferts depuis les sédiments vers l'eau, notamment par désorption,
- à la dégradation de la substance dans les sédiments.

Les seules données disponibles pour le naled en système eau/sédiment aérobie sont issues d'une étude de terrain, où la dissipation du naled a été très rapide et où il n'a pas été détecté dans les sédiments. Toutefois ne connaissant pas les conditions exactes d'échantillonnage et sachant que le naled est très peu soluble dans l'eau, dans une première approche de pire-cas un transfert immédiat et total du naled vers les sédiments a été considéré. Les données du DAR du dichlorvos indiquent que celui-ci et les métabolites DCAA et DCA sont retrouvés principalement dans la phase aqueuse, et que les quantités retrouvées dans les sédiments sont négligeables.

Les transferts des sédiments vers l'eau et la dégradation des substances sont définis communément par la dissipation, et les vitesses sont déterminées dans les études eaux-sédiments. Les vitesses de dissipation dans le sédiment n'étant pas déterminées, la vitesse de dissipation dans le système complet, moins rapide que la dissipation dans l'eau, est utilisée, quand disponible, pour l'évaluation des concentrations dans les sédiments.

Les Concentrations Environnementales Prévisibles dans les sédiments ( $CPE_{sed}$ ) ont été calculées en considérant le même plan d'eau stagnante que pour les eaux de surface ( $100 \times 100 \times 0.3 \text{ m}^3$ ) avec une couche de sédiment de 5 cm de profondeur et de poids sec de  $0,8 \text{ g/cm}^3$  (SSM, 2004)

$$CPE_{sed}(t), (\text{mg/kg}) = \frac{CPE_{ini, \text{eau de surface}} * V_{sw} * P_{sed}(t)}{V_{sed} * bd_{sed} * 100}$$

Avec :

$CPE_{ini, \text{eau de surface}}$  : CPE initiale dans les eaux de surface  
 $V_{sw}$  : volume d'eau (300 L)  
 $P_{sed}(t)$  : % de substance active dans le sédiment au temps t  
 $V_{sed}$  : volume de sédiment ( $5000 \text{ cm}^3$  pour une profondeur de 5 cm)  
 $bd_{sed}$  : densité sèche de sédiment ( $0,8 \text{ g/cm}^3$ )

La dégradation entre les applications est prise en compte quand la substance n'est pas considérée comme stable.

Pour les métabolites, les concentrations sont calculées de la même manière que pour le parent, considérant le maximum de métabolite retrouvé dans le sédiment (% du parent appliqué) lors des études eaux-sédiment et en tenant compte des masses molaires.

$$CPE_{sed-met}(t), (\text{mg/kg}) = \frac{CPE_{ini, \text{eau de surface}} * V_{sw} * P_{sed}(t) * M(\text{met})}{V_{sed} * bd_{sed} * 100 * M(\text{parent})}$$

### 6.3.2. Paramètres considérés

Les paramètres du naled considérés pour le calcul des  $CPE_{sed}$  sont les suivants:

Tableau II.19 : Paramètres du naled utilisés pour le calcul des  $CPE_{sed}$

Substance active	Naled	
Nombre d'applications :	2	applications
Intervalle entre les applications :	4	jours
$CPE_{\text{eau de surface, max}}$ :	14,933	$\mu\text{g/L}$
Masse molaire (g/mol)	380,84	g/mol
% max dans les sédiments	100	% RA
$DT_{50}$ dans les sédiments *	1	jour

\*Aucune donnée n'est disponible pour la dissipation dans le sédiment, on considère donc la  $DT_{50}$  dans le système total.

### 6.3.3. Résultats

Les  $CPE_{sed}$  du naled ont été estimées en considérant les vitesses de dégradations proposées ci-dessus. Elles sont présentées dans le tableau suivant.

Tableau II.20 : Calculs des  $CPE_{sed}$  pour le naled

$CPE_{eau\ de\ surface}$ 1 <sup>ère</sup> application:	14,933	µg/L
$CPE_{sed, initial}$ :	111,998	µg/kg sédiment sec
$CPE_{sed}$ après 4 jours	7,000	µg/kg sédiment sec
$CPE_{sed, dernière\ application}$ :	63,000 *	µg/kg sédiment sec

\* 63,000 = 56,000 + 7,000

Jours après dernière application	Concentration (µg/kg)	Concentration pondérée (µg/kg)
0	63,000	63,000
1	31,500	45,445
2	15,750	34,084
4	3,938	21,302
7	0,492	12,883
14	0,004	6,492
21	0,000	4,328
28	0,000	3,246
42	0,000	2,164

## 6.4. VOIE ET VITESSE DE DEGRADATION DANS LE SOL

### 6.4.1. Méthode de calcul de $CPE_{local\ sol}$

Les Concentrations Environnementales Prévisibles dans le sol ont été estimées selon le Document-Guide Technique (TGD, 2003). Trois types de  $CPE_{sol}$  ont ainsi été calculées :

- Ecosystème terrestre
- Cultures pour la consommation humaine
- Pâturage pour le bétail (bovins principalement)

Les concentrations instantanées ( $CPE_{sol,t}$ ) ainsi que les concentrations pondérées par le temps ( $CPE_{sol,twa}$ ) ont été déterminées pour les 3 cas. En considérant que la substance se dégrade dans le sol selon une cinétique du premier ordre, la relation entre  $CPE_{sol}$  instantanée et  $CPE_{sol, initiale}$  après n applications ( $CPE_{ini, n}$ ) s'écrit :

$$CPE_{sol, t} = CPE_{ini, n} e^{(-kt)},$$

k étant la constante de la vitesse de dégradation.

Les  $CPE_{sol}$  pondérées par le temps ( $CPE_{sol,twa}$ ) sont obtenues par intégration de l'aire sous la courbe divisée par le nombre de jours considérés, selon la formule suivante :

$$CPE_{sol,twa} = CPE_{ini,n} \cdot \frac{DT_{50}}{t_i \cdot \ln(2)} (1 - e^{-(t_i \cdot \ln(2)/DT_{50})})$$

Avec :

$CPE_{ini,n}$  = CPE initiale dans le sol (mg/kg)

$DT_{50}$  = temps de demi-vie de la substance dans le sol (jours). Pour une cinétique du premier ordre,  $DT_{50} = \ln 2/k$

$t_i$  = période de temps considérée (jours)

Dans le cas d'applications multiples, la  $CPE_{sol}$ , initiale après la dernière application est calculée selon la formule :

$$CPE_{ini,n} = \frac{CPE_{ini,1} (1 - e^{-nki})}{(1 - e^{-ki})}$$

Avec :

$CPE_{ini,n}$  = CPE initiale dans le sol (mg/kg) après n applications,

$CPE_{ini,1}$  = CPE initiale dans le sol (mg/kg) après la première application,

n = nombre d'applications

i = intervalle entre les applications (jours),

k = vitesse de dégradation de la substance active dans le sol ( $j^{-1}$ ).

Les  $PEC_{sol}$  des métabolites du naled sont calculées en considérant que la substance active atteignant le sol est partiellement et continuellement transformée en métabolites, lesquels se dégradent partiellement et continuellement. Par conséquent pour chaque jour suivant l'application du parent, la concentration d'un métabolite a été calculée, en prenant en compte la fraction de formation à partir du parent et la dégradation du métabolite lui-même, selon l'équation suivante :

$$\frac{dC_{metabolite}}{dt} = k_p \cdot ff_m \cdot C_{parent} - k_m \cdot C_{metabolite}$$

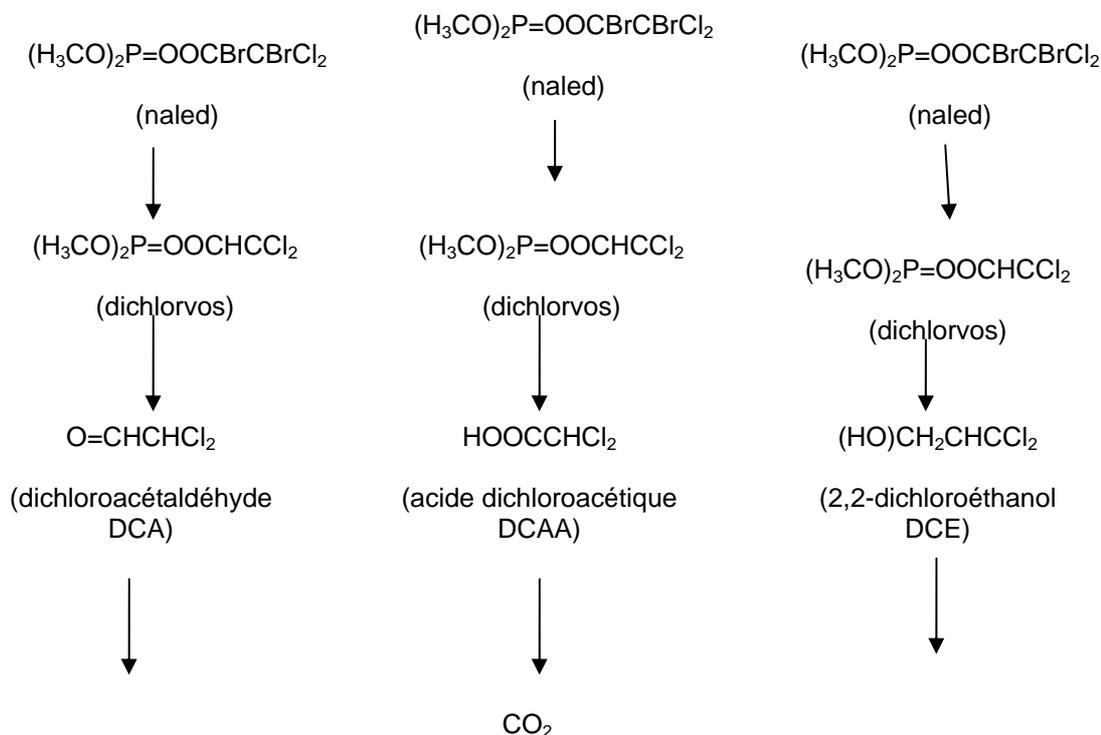
Etant donné qu'aucune donnée concernant les fractions de formation des métabolites n'est disponible, ces fractions sont calculées de manière itérative (en utilisant l'outil « solveur » de Microsoft Excel 2003) de manière à avoir une  $CPE_{max}$  correspondant au pourcentage maximum de métabolite observé dans les études.

#### 6.4.2. Paramètres considérés

Considérant l'usage adulticide du Naled, le produit est appliqué par nébulisation, ce qui peut entraîner la contamination des sols par déposition sur le sol de la substance active nébulisée.

Les schémas métaboliques de dégradation dans le sol, collectés dans les différents documents sources ne sont pas unanimes quant aux voies de dégradation du naled. Etant donné la dégradation très rapide du parent et des métabolites ( $DT_{50} < 2$  jours) le schéma métabolique suivant a été considéré pour le calcul des  $CPE_{sol}$ .

Figure II.6 : schéma métabolique du naled dans le sol en vue du calcul de CPEsol.



Les  $\text{CPE}_{\text{sol}}$  du naled ont été calculées en considérant le pire cas d'une dégradation lente (valeur maximum de  $\text{DT}_{50}$ ) et de 2 applications successives par nébulisation. On considère une première application de 10 g/ha le premier jour puis une application de 5 g/ha, 4 jours après. L'interception foliaire recommandée par la commission d'étude de la toxicité<sup>28</sup> est de 20% et correspond à une couverture végétale minimale. Les résultats sont présentés dans le paragraphe suivant.

En ce qui concerne les métabolites, on considère la valeur maximale de  $\text{DT}_{50}$  et le pourcentage maximal de métabolites retrouvé dans le sol. Les métabolites DCA, DCE et DCAA sont traités séparément. En première approche et en l'absence de consensus dans les documents disponibles sur les fractions de formation des métabolites, un pourcentage de formation de 100% de chaque métabolite a été considéré.

<sup>28</sup> SSM. Versailles. Evaluation du risque environnemental des produits phytopharmaceutiques. Révision 6-5, octobre 2004. Commission d'étude de la toxicité des produits antiparasitaires à usage agricole et des produits assimilés des matières fertilisantes et des supports de culture

Tableau II.21 : Paramètres du naled considérés pour les calculs de  $CPE_{sol}$ 

Substance	Naled	Dichlorvos	DCA	DCE	DCAA
Valeur maximum de $DT_{50}$ (jours) dans le sol	1	1	1	1	2
% maximum de formation dans le sol	-		11.6	23	20
% équivalent de formation dans le sol par défaut	-	100	100	100	100
Masse molaire (g/mol)	380.84	221.0	112.94	114.96	128.9

Application	Naled
Dose 1 appliquée (g as/ha)	44,8
Dose 2 appliquée (g as/ha)	22,8
Nombre d'applications	2
Intervalle entre les applications (jours)	4
Interception foliaire (%)	20
Dose 1 effective appliquée (g as/ha)	35,84
Dose 2 effective appliquée (g as/ha)	17,92

Pour les 3 types de  $CPE_{sol}$  la densité du sol a été prise égale à  $1,5 \text{ g/cm}^3$  (sol humide). Cette valeur usuelle est cohérente avec les sols présentés dans le paragraphe 6.2.2.

Tableau II.22 : Profondeurs de sol et périodes de pondération considérées pour chacune des 3  $CPE_{local, sol}$  calculées

	<u>Profondeur du sol (m)</u>	<u>Période de pondération pour le calcul de <math>CPE_{twa}</math> (jours)</u>	<u>Type de <math>CPE_{sol}</math></u>
<u><math>CPE_{local, sol}</math></u>	<u>0,20</u>	<u>30</u>	<u>Ecosystème terrestre</u>
<u><math>CPE_{local, agr, sol}</math></u>	<u>0,20</u>	<u>180</u>	<u>Cultures pour la consommation humaine</u>
<u><math>CPE_{local, pâturage}</math></u>	<u>0,10</u>	<u>180</u>	<u>Pâturage pour bétail</u>

Une profondeur de sol de 10 cm représentant un pire cas comparé à une profondeur de sol de 20 cm de sol ; en première approche les calculs ont été effectués en considérant une profondeur de 10 cm.

### 6.4.3. Résultats

Tableau II.23 : Résultats obtenus pour les trois types de  $CPE_{local}$  sol avec une profondeur de sol égale à 0.10m.- Naled et ses métabolites

<u>CPE (mg/kg de sol humide)</u>	<u>CPE initiale après 1<sup>ère</sup> application</u>	<u>CPE initiale après 2<sup>ème</sup> application</u>	<u>CPE<sub>sol</sub> pondérée 30 jours</u>	<u>CPE<sub>sol</sub> pondérée 180 jours</u>
	<u>mg/kg</u>	<u>mg/kg</u>	<u>mg/kg</u>	<u>mg/kg</u>
Naled	0.024	0.013	0.001	0.000
Dichlorvos	0.008	0.007	0.001	0.000
DCA	0.005	0.006	0.001	0.000
DCE	0.005	0.006	0.001	0.000
DCAA	0.006	0.008	0.002	0.000

Tableau II.24 : Résultats détaillés de  $CPE_{local}$  sol avec une profondeur de sol égale à 0,10 m - Naled- après 1<sup>ère</sup> application

<b>CPE<sub>local</sub> sol</b>	<b>Jours après la 1<sup>ère</sup> application</b>	<b>Concentration instantanée (mg/kg sol humide)</b>	<b>Concentration pondérée par le temps (mg/kg sol humide)</b>
Initiale	0	0.024	0.024
Court terme	1	0.012	0.018
	2	0.006	0.014
	4	0.001	0.009
Long terme	7	0.000	0.006
	21	0.000	0.002
	30	0.000	0.002
	100	0.000	0.000
	180	0.000	0.000

Tableau II.25 : Résultats détaillés de  $CPE_{local}$  sol avec une profondeur de sol égale à 0,10 m - Naled 2<sup>ème</sup> application

<b>CPE<sub>local</sub> sol</b>	<b>Jours après la 2<sup>ème</sup> application</b>	<b>Concentration instantanée (mg/kg sol humide)</b>	<b>Concentration pondérée par le temps (mg/kg sol humide)</b>
Initiale	0	0.013	0.013
Court terme	1	0.006	0.010
	2	0.003	0.008
	4	0.001	0.005

<b>CPE<sub>local, sol</sub></b>	<b>Jours après la 2<sup>ème</sup> application</b>	<b>Concentration instantanée (mg/kg sol humide)</b>	<b>Concentration pondérée par le temps (mg/kg sol humide)</b>
Long terme	7	0.000	0.003
	21	0.000	0.001
	30	0.000	0.001
	100	0.000	0.000
	180	0.000	0.000

Tableau II.26 : Résultats détaillés de CPE<sub>local sol</sub> avec une profondeur de sol égale à 0,10 m – Dichlorvos – 1<sup>ère</sup> application

<b>CPE<sub>local, sol</sub></b>	<b>Jours après la 1<sup>ère</sup> application</b>	<b>Concentration instantanée (mg/kg sol humide)</b>	<b>Concentration pondérée par le temps (mg/kg sol humide)</b>
Initiale	0	0.008	0.008
Court terme	1	0.007	0.003
	2	0.008	0.005
	4	0.005	0.005
Long terme	7	0.002	0.005
	21	0.000	0.002
	30	0.000	0.001
	100	0.000	0.000
	180	0.000	0.000

Tableau II.27 : Résultats détaillés de CPE<sub>local sol</sub> avec une profondeur de sol égale à 0,10 m – Dichlorvos

<b>CPE<sub>local, sol</sub></b>	<b>Jours après la 2<sup>ème</sup> application</b>	<b>Concentration instantanée (mg/kg sol humide)</b>	<b>Concentration pondérée par le temps (mg/kg sol humide)</b>
Initiale	0	0.007	0.007
Court terme	1	0.005	0.005
	2	0.007	0.006
	4	0.005	0.006
Long terme	7	0.002	0.005
	21	0.000	0.002
	30	0.000	0.001
	100	0.000	0.000
	180	0.000	0.000

Tableau II.28 : Résultats détaillés de  $CPE_{local\ sol}$  avec une profondeur de sol égale à 0,10 m – DCA- 1<sup>ère</sup> application

$CPE_{local, sol}$	Jours après la 1 <sup>ère</sup> application	Concentration instantanée (mg/kg sol humide)	Concentration pondérée par le temps (mg/kg sol humide)
Initiale	0	0.005	0.005
Court terme	1	0.005	0.005
	2	0.005	0.005
	4	0.004	0.005
Long terme	7	0.002	0.004
	21	0.000	0.002
	30	0.000	0.001
	100	0.000	0.000
	180	0.000	0.000

Tableau II.29 : Résultats détaillés de  $CPE_{local\ sol}$  avec une profondeur de sol égale à 0,10 m – DCA-2<sup>ème</sup> application

$CPE_{local, sol}$	Jours après la 2 <sup>ème</sup> application	Concentration instantanée (mg/kg sol humide)	Concentration pondérée par le temps (mg/kg sol humide)
Initiale	0	0.006	0.006
Court terme	1	0.005	0.005
	2	0.006	0.005
	4	0.005	0.005
Long terme	7	0.003	0.004
	21	0.000	0.002
	30	0.000	0.001
	100	0.000	0.000
	180	0.000	0.000

Tableau II.30 : Résultats détaillés de  $CPE_{local\ sol}$  avec une profondeur de sol égale à 0,10 m – DCE- 1<sup>ère</sup> application

$CPE_{local, sol}$	Jours après la 1 <sup>ère</sup> application	Concentration instantanée (mg/kg sol humide)	Concentration pondérée par le temps (mg/kg sol humide)
Initiale	0	0.005	0.005
Court terme	1	0.005	0.005
	2	0.005	0.005

	4	0.004	0.005
Long terme	7	0.002	0.004
	21	0.000	0.002
	30	0.000	0.001
	100	0.000	0.000
	180	0.000	0.000

Tableau II.31 : Résultats détaillés de  $CPE_{local\ sol}$  avec une profondeur de sol égale à 0,10 m - DCE-2<sup>ème</sup> application

$CPE_{local\ sol}$	Jours après la 2 <sup>ème</sup> application	Concentration instantanée (mg/kg sol humide)	Concentration pondérée par le temps (mg/kg sol humide)
Initiale	0	0.006	0.006
Court terme	1	0.005	0.005
	2	0.006	0.005
	4	0.005	0.005
Long terme	7	0.003	0.004
	21	0.000	0.002
	30	0.000	0.001
	100	0.000	0.000
	180	0.000	0.000

Tableau II.32 : Résultats détaillés de  $CPE_{local\ sol}$  avec une profondeur de sol égale à 0,10 m - DCAA-1<sup>ère</sup> application

$CPE_{local\ sol}$	Jours après la 1 <sup>ère</sup> application	Concentration instantanée (mg/kg sol humide)	Concentration pondérée par le temps (mg/kg sol humide)
Initiale	0	0.006	0.006
Court terme	1	0.006	0.005
	2	0.006	0.006
	4	0.006	0.006
Long terme	7	0.003	0.005
	21	0.000	0.002
	30	0.000	0.002
	100	0.000	0.001
	180	0.000	0.000

Tableau II.33 : Résultats détaillés de  $CPE_{local\ sol}$  avec une profondeur de sol égale à 0,10 m - DCAA-2<sup>ème</sup> application

CPE <sub>local</sub> , sol	Jours après la 2 <sup>ème</sup> application	Concentration instantanée (mg/kg sol humide)	Concentration pondérée par le temps (mg/kg sol humide)
Initiale	0	0.008	0.008
Court terme	1	0.007	0.007
	2	0.008	0.007
	4	0.007	0.007
Long terme	7	0.005	0.006
	21	0.000	0.003
	30	0.000	0.002
	100	0.000	0.001
	180	0.000	0.000

## 6.5. DEVENIR EN MILIEU MARIN ET ESTUARIEN

Aucune donnée n'est disponible concernant la contamination des milieux marins par le naled. Cependant, à la demande de la Préfecture de la Réunion, la Direction Régionale de l'Environnement (DIREN) de la Réunion a lancé dès le mois de février 2006 une opération d'évaluation de la contamination potentielle du milieu marin par les biocides utilisés dans le cadre de la lutte contre le chikungunya. Cette étude a pour objet la réalisation de campagnes d'échantillonnage d'eau de mer, de sédiments et d'organismes aquatiques marins et estuariens en vue de réaliser des analyses des niveaux de contamination par les biocides (DIREN Réunion, 2006c).

Deux campagnes d'échantillonnages ont été réalisées au cours du premier semestre 2006. La première campagne après une première tempête ayant générée une pluviométrie très abondante sur la Réunion. Le premier lessivage de la saison a ainsi pu être pris en compte. La seconde campagne a été réalisée dans une période globalement peu pluvieuse. En raison de la saturation relativement importante des sols suite à un hiver pluvieux, les transferts vers le milieu marin ont néanmoins pu être rapides.

De l'eau, du sédiment et des matrices biologiques (oursins, bivalves, poissons marins et poissons d'eau douce) ont été prélevés dans différents sites.

Les résultats des analyses réalisées sur quatre échantillons d'eau brute n'ont permis de détecter aucune des molécules recherchées (téméphos, fénitrothion, deltaméthrine).

Il convient toutefois de noter qu'il s'agit là d'un échantillonnage extrêmement léger, réalisé afin d'évaluer l'intérêt de la mise en oeuvre d'une seconde campagne plus importante. Considérant l'absence de traces des molécules recherchées, en dépit d'un lessivage potentiellement important en raison des pluies très abondantes qui ont précédé les prélèvements, il a été décidé de ne pas relancer d'échantillonnage d'eau de mer et de concentrer les efforts sur les matrices animales et sédimentaires.

On constate également que les trois molécules ayant fait l'objet d'une utilisation dans la LAV n'ont pas été détectées dans les sédiments marins analysés.

Pour les matrices animales, le premier constat est l'absence d'observation du téméphos et du fénitrothion sur l'ensemble des sites. Ces molécules ne semblent donc pas avoir été accumulées dans les animaux marins. La deltaméthrine a été observée à l'état de trace dans des oursins de la Baie de St Paul lors de la seconde campagne d'échantillonnage. Il

---

s'agit du seul résultat positif observé pour cette molécule sur les 23 échantillons prélevés en milieu marin et estuarien. La quasi-absence de cette molécule dans les organismes aquatiques est conforme à la bibliographie qui indique une rapide métabolisation lors de son ingestion par des organismes vivants.

Cette première phase d'évaluation des effets directs potentiels de la lutte anti-vectorielle contre le chikungunya en matière de contamination des milieux et des organismes aquatiques met en évidence une quasi absence de traces de contamination par les molécules utilisées. Il est tout de même important de noter que ces résultats doivent être considérés avec une grande prudence compte tenu de l'échantillonnage limité qui a pu être mis en place en fonction des moyens disponibles et de la durée limitée de cette étude.

Les propriétés de dissipation et Koc du naled, sensiblement équivalentes à celles du fénitrothion (instable à l'hydrolyse, Koc de l'ordre de 100 selon la base de données Agritox), permettent d'appuyer la comparaison du comportement de ces deux substances. Ces résultats lorsqu'ils seront complétés pourront être ainsi être extrapolés à des molécules comme le naled et justifient l'approche maximaliste d'étude par compartiment environnemental.

## 7. CONCLUSION

Le naled est un produit peu soluble dans l'eau, instable en phase aqueuse et dans les sols, volatil, et relativement peu adsorbé sur les particules du sol ou des sédiments. Son principal métabolite est le dichlorvos, lui-même biologiquement actif et très rapidement dégradé. Le dichlorvos ne s'adsorbe pas sur les sédiments.

Le naled et ses produits de dégradation sont transformés principalement par hydrolyse abiotique, photolyse indirecte dans l'eau, et par biodégradation. La **volatilisation** depuis les sols et/ou l'eau est la voie majeure de transport du naled, de son métabolite biologiquement actif le dichlorvos ainsi que des métabolites acide 2,2-dichloroacétique (DCAA) et 2,2-dichloroacétaldéhyde (DCA). Dans le sol et l'eau, le naled disparaît rapidement avec des temps de demi-vie de moins de 2 jours. La dissipation du dichlorvos et celle du DCAA sont également très rapides. Bien que la substance active, son métabolite actif, le DCAA et le DCA soient potentiellement mobiles dans les sols, en raison de leur rapide dégradation aucun résidu de naled, de dichlorvos ou d'un quelconque autre produit de dégradation n'est susceptible d'être lessivé vers les eaux souterraines. Si des quantités de naled et de ses produits de dégradation peuvent contaminer les différents compartiments de l'environnement, toutefois l'hydrolyse rapide et la biodégradation encore plus rapide de ces composés permettent d'avoir une diminution conséquente de leurs concentrations. Les voies majeures de contamination des eaux de surface par le naled ont été identifiées comme étant la dérive de pulvérisation.

Le mode d'application considéré pour l'évaluation des risques est une série d'applications par pulvérisation bas volume de naled en zones urbaines et périurbaines. Tous les compartiments de l'environnement présentent donc un risque de contamination.

Les concentrations prévisibles dans l'environnement (CPE), instantanées et moyennées ont été calculées, considérant le cas le plus défavorable de l'alternance d'applications sur véhicule et à pied (1 application par 4x4 suivie d'1 application manuelle dans la journée suivante, puis 1 application par 4x4 4 jours après la première application) à la dose de 22,4 g/ha. Les calculs ont été effectués en considérant les 2 premières applications ensemble, soit 1 application à double dose (44,8 g/ha) suivie d'1 application à dose normale (22,4 g/ha) 4 jours après. Les CPE ont également été calculées pour les métabolites pertinents.

Les résultats sont présentés ci-dessous :

Tableau II.34 : Bilan des Concentrations prévisibles dans l'environnement du naled

<u>Naled</u>	<u>CPE initiale</u>	<u>CPE max</u>	<u>CPEmoyennée</u>	<u>Unités</u>
<u>Eaux de surface</u>	14,933	14,933	0,00(21 jours)	<u>µg/L</u>
<u>Sédiments</u>	=	111,998	0,00(21 jours)	<u>µg/kg sédiment sec</u>
<u>Sols</u>	0.024	0.024	0.001 (30 jours)	<u>mg/kg</u>

## LISTE DES REFERENCES

**Partie I:** Liste des revues issues des organismes officiels et utilisées pour la constitution de ce document :

- AFSSA (1993) Base de données Agritox : <http://www.dive.afssa.fr/agritox/>
- AMVAC (2005a). Material Safety Data Sheet n° 254\_10. Dibrom® 8 Emulsive, Legion™ Insecticide (High Flash). EPA registration Number : 5481-479.
- AMVAC (2005b). Material Safety Data Sheet n° 147\_17. Naled technical,. EPA registration Number : 5481-478.
- ARLA (2004). *Projet d'acceptabilité d'homologation continue. Réévaluation du Naled*. Document publié par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada. 6 août 2004.
- Pesticide Manual (2003) Naled. Ref. 567. 13e édition. C D S Tomlin (editor)
- US-EPA (1997). Memorandum – EFED's Reregistration Chapter C. 14/11/1997.
- US-EPA (1999). Revised HED Risk Assessment for RED/ PC Code 034401. DP Barcode D260129. 12/10/1999
- US-EPA (2006). Memorandum – Finalization of Interim Reregistration Eligibility Decisions (IRED's). 31/07/2006.
- WHO INCHEM (1978). Data sheets on Pesticide n°39 - Naled

**Partie II:** liste des autres références citées dans ce document

- Bateman, R. (1999) The spray application of biopesticides to perennial crops. In: U. Krauss & P. Hebban Eds. *Research Methodology in Biocontrol of Plant Diseases: with Special reference to Fungal Diseases of Cacao* CABI/CATIE/USDA Workshop: Turrialba, Costa Rica, pp. 69-98. <http://www.cabi-commodities.org/Acc/ACCrc/PDFFiles/W-BPD/Ch8.pdf>
- Bernard H., Chabalière P., Chopart J.L., Legube B., Vauclin M. (2005). Organic compounds in the environment. Assessment of herbicide leaching risk in two tropical soils of Reunion Island (France). *Journal of environmental quality*. vol.34. n 2, p. 534-543
- Cressman et Dobson (2001). *Directives sur le Criquet pèlerin. Annexes*. Première édition. FAO, Rome, 2001 ; 171 pp.
- DAR dichlorvos (2005). Draft Assessment Report dichlorvos, Juin 2005, Volume 3, point B8.
- DIREN Réunion (2006a) Présentation des résultats du réseau d'alerte, volet : "Surveillance des eaux douces", version finale, juin 2006
- DIREN Réunion (2006b). Premier bilan sur les impacts des traitements anti moustiques, dans le cadre de la lutte contre le chikungunya, sur les espèces et les milieux de l'île de la Réunion. Juin 2006. [http://www.chikungunya.gouv.fr/chikungunya.gouv.fr/plugins/fckeditor/UserFiles/File/environnement/Rapport%20final\\_Chik.pdf](http://www.chikungunya.gouv.fr/chikungunya.gouv.fr/plugins/fckeditor/UserFiles/File/environnement/Rapport%20final_Chik.pdf)
- DIREN Réunion (2006c). Suivi environnemental de l'impact potentiel de la lutte antivectorielle mise en oeuvre contre le chikungunya. Evaluation de la qualité de l'eau, des sédiments et de la contamination d'organismes aquatiques en milieu marin et estuarien. Lionel Gardes, 28 juin 2006

- Dobson H.M. (2001). Directives sur le Criquet pèlerin. 4. Lutte antiacridienne. Deuxième édition. FAO, Rome, 2001.
- Dropdata (2007). Site internet [www.dropdata.org](http://www.dropdata.org), dernière mise à jour 1/3/2007.
- FOCUS (2000). *FOCUS groundwater scenarios in the EU review of active substances*. Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup, EC Document Référence SANCO/321/2000 rev.2, 202 pp.
- FOCUS (2005). « Pesticides in Air : Considerations for Exposure Assessment ». Rapport du groupe de travail FOCUS sur les Pesticides dans l'air, Document EC SANCO (draft, 218 pp)
- Gustafson, D.I. 1991. Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. Environ. Sci. Technol. 8:339–357.
- HSDB (2006). Naled. HSDB number 1148; Dernière mise à jour de la revue : Décembre 2006.
- IRD (2007) : Communication personnelle avec des représentants en charge de la lutte anti-vectorielle de cet organisme (Institut de Recherche pour le Développement), Avril 2007.
- Marlière et Granier (2006). Caractérisation des distances d'impact des traitements antivectoriels. Rapport final INERIS DRC-06-77152-AIRE-n°332-FMr, juin 2006. 18 pp.
- Mickle et al. (2005). Comparaison des dépôts de malathion générés par les applications UBV terrestres et aériennes avec les estimations d'AgDisp. Centre de Toxicologie des Risques Biologiques, Environnementaux et Occupationnels, Québec. Août 2005. Disponible sur le site web de l'INSP du Québec : <http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/459-ComparaisonDepotsMalathion.pdf>
- OCDE (2007). *OECD task force on biocides– 3rd Draft Emission Scenario Document for Insecticides, acaricides and products to control other arthropods (PT 18) for household and professional uses*. Mars 2007.
- SRC (2005). Syracuse Research Corporation. EPISUITE v3.12.
- SSM (2004) Evaluation du risque environnemental des produits phytopharmaceutiques. Révision 6-5, octobre 2004. Commission d'étude de la toxicité des produits antiparasitaires à usage agricole et des produits assimilés des matières fertilisantes et des supports de culture
- TGD (2003) Technical Guidance Document on risk assessment, Institute for Health and Consumer Protection, European Chemical Bureau, EUR 20418 EN/2, 2003

## ANNEXE II-1

**Estimation des Koc du naled et de ses métabolites du sol  
par le logiciel PCKOCWIN v1.66 (SRC, 2005)****NALED**

Koc (estimated): 96

SMILES : COP(=O)(OC)OC(Br)C(CL)(CL)Br

CHEM : Naled

MOL FOR: C4 H7 Br2 CL2 O4 P1

MOL WT : 380.79

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index ..... : 5.749

Non-Corrected Log Koc ..... : 3.6804

Fragment Correction(s):

\* OrganoPhosphorus [P=O], aliphatic ..... : -1.6980

Corrected Log Koc ..... : 1.9824

Estimated Koc: 96.03

**DCA**

Koc (estimated): 4.27

SMILES : O=CC(CL)CL

CHEM : Acetaldehyde, dichloro-

MOL FOR: C2 H2 CL2 O1

MOL WT : 112.94

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index ..... : 2.270

Non-Corrected Log Koc ..... : 1.8306

Fragment Correction(s):

1 Misc (C=O) Group (aliphatic attach).... : -1.2000

Corrected Log Koc ..... : 0.6306

Estimated Koc: 4.272

**DCE**

Koc (estimated): 2.05

SMILES : OCC(CL)CL  
CHEM : Ethanol, 2,2-dichloro-  
MOL FOR: C2 H4 CL2 O1  
MOL WT : 114.96

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index ..... : 2.270  
Non-Corrected Log Koc ..... : 1.8306  
Fragment Correction(s):  
  1 Aliphatic Alcohol (-C-OH) ..... : -1.5193  
Corrected Log Koc ..... : 0.3113

Estimated Koc: 2.048

## DCAA

Koc (estimated): 1.89

Koc may be sensitive to pH!

SMILES : O=C(O)C(CL)CL  
CHEM : Acetic acid, dichloro-  
MOL FOR: C2 H2 CL2 O2  
MOL WT : 128.94

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index ..... : 2.643  
Non-Corrected Log Koc ..... : 2.0287  
Fragment Correction(s):  
  \* Organic Acid (-CO-OH) ..... : -1.7512  
Corrected Log Koc ..... : 0.2775

Estimated Koc: 1.895

### NOTE:

The Koc of this structure may be sensitive to pH! The estimated Koc represents a best-fit to the majority of experimental values; however, the Koc may vary significantly with pH.

## ANNEXE II-2

Estimation de la vitesse de dégradation du naled dans l'air  
par le logiciel AOPWIN v1.91 (SRC, 2005)**Naled**

SMILES : COP(=O)(OC)OC(Br)C(CL)(CL)Br

CHEM : Naled

MOL FOR: C4 H7 Br2 CL2 O4 P1

MOL WT : 380.79

----- SUMMARY (AOP v1.91): HYDROXYL RADICALS -----

Hydrogen Abstraction = 6.3444 E-12 cm<sup>3</sup>/molecule-secReaction with N, S and -OH = 0.0000 E-12 cm<sup>3</sup>/molecule-secAddition to Triple Bonds = 0.0000 E-12 cm<sup>3</sup>/molecule-secAddition to Olefinic Bonds = 0.0000 E-12 cm<sup>3</sup>/molecule-secAddition to Aromatic Rings = 0.0000 E-12 cm<sup>3</sup>/molecule-secAddition to Fused Rings = 0.0000 E-12 cm<sup>3</sup>/molecule-secOVERALL OH Rate Constant = 6.3444 E-12 cm<sup>3</sup>/molecule-secHALF-LIFE = 1.686 Days (12-hr day; 1.5E6 OH/cm<sup>3</sup>)

HALF-LIFE = 20.231 Hrs

----- SUMMARY (AOP v1.91): OZONE REACTION -----

\*\*\*\*\* NO OZONE REACTION ESTIMATION \*\*\*\*\*  
(ONLY Olefins and Acetylenes are Estimated)

Experimental Database: NO Structure Matches



# Naled

## III-Evaluation du risque écotoxicologique

**DATE**

**Juillet 2007**

---

**TABLE DES MATIERES**

<b>1. INTRODUCTION.....</b>	<b>246</b>
<b>2. Effets sur les organismes aquatiques.....</b>	<b>247</b>
2.1. Toxicité du Naled sur les organismes.....	247
2.1.1. Données de laboratoire	247
2.2. Evaluation du risque pour les organismes aquatiques.....	250
2.2.1. Evaluation initiale du risque	250
2.3. Impact sur le milieu marin et estuarien.....	253
<b>3. Effets sur les oiseaux et les mammiferes.....</b>	<b>256</b>
3.1. Toxicité du Naled.....	256
3.1.1. Toxicité sur les oiseaux	256
3.1.2. Toxicité sur les mammifères	257
3.2. Evaluation du risque pour les oiseaux et les mammifères.....	258
3.2.1. Risque pour les animaux se nourrissant de végétation et d'insectes contaminés	258
3.2.2. Risque pour les organismes consommant l'eau traitée	265
3.2.3. Conclusion générale pour les oiseaux et mammifères	266
<b>4. EFFETs du Naled sur la faune non cible.....</b>	<b>268</b>
4.1. Effets sur les abeilles.....	268
4.1.1. Toxicité du naled sur les abeilles	268
4.1.2. Etudes de terrain	268
4.1.3. Evaluation du risque pour les abeilles	269
4.1.4. Conclusion	270
4.2. Effets sur les insectes non-cibles.....	271
<b>5. conclusion generale.....</b>	<b>272</b>

## 1. INTRODUCTION

Le naled est un insecticide organophosphoré à large spectre qui entrave l'action de l'enzyme acétylcholinestérase, ce qui interrompt la transmission de l'influx nerveux des insectes.

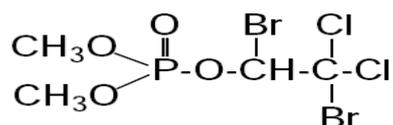


Figure III.1. Structure du naled

Dans le cadre de la lutte contre les moustiques, vecteurs d'arbovirose, des essais d'efficacité vont être conduits en partenariat avec l'AFSSET pour évaluer l'efficacité du naled, au cours desquels la formulation suivante sera utilisée:

<u>Nom commercial</u>	<u>Substance active</u>	<u>Fonction</u>	<u>Type de formulation</u>	<u>Dose autorisée</u>
<u>DIBROM® 8 Emulsive</u>	<u>62% p/p</u>	<u>Insecticide adulticide</u>	<u>EC</u>	<u>22,4 g s.a./ha</u>

Le protocole recommandé de traitement adulticide d'un site lors des campagnes de lutte anti-vectorielle à la Réunion est le suivant : un passage nocturne d'un véhicule 4x4 pour l'application à Ultra Bas Volume (UBV), un passage d'une brigade terrestre équipée d'appareil manuel d'application dans les 12 heures suivantes (dans la journée suivant l'application nocturne), puis de nouveau un passage de 4x4 4 jours après le premier passage (DRASS Réunion, 2006). Néanmoins, afin de prendre en compte les conditions réalistes les plus conservatrices, et en fonction de l'efficacité du produit contenant du naled, les conditions d'application suivantes ont également été prises en compte pour l'évaluation de risques pour l'homme et pour l'environnement : trois applications à l'aide d'un véhicule 4x4 espacées de 4 jours (IRD, 2007).

L'évaluation suivante a été réalisée la dose maximale de 22,4 g s.a./ha car susceptible d'entraîner l'exposition de l'homme et de l'environnement la plus significative.

L'équipement d'application considéré pour les applications nocturnes est un nébulisateur à bas volume monté sur un véhicule. Les brigades terrestres effectuant les applications diurnes sont équipées d'atomiseurs nébulisateurs.

L'évaluation des risques présentée dans ce document est une évaluation préliminaire des risques. Les sources de documentation sont des synthèses de documents de revue préalablement rédigés par des organismes officiels (références indiquées en partie I de la liste des références). Les rapports d'étude primaires n'ont pas été revus par les rédacteurs de ce document.

Les principales données quantitatives de toxicité du Naled sont issues de la revue faite par l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (US-EPA, 2006). Cette référence

majeure est citée car elle correspond à une mise à jour de toutes les évaluations faites précédemment par l'EPA.

Les résultats des études d'écotoxicologie sont présentés au même degré de précision que dans les revues des organismes officiels

Pour chaque niveau trophique et compartiment environnemental pertinent, les données de toxicité sont comparées avec les valeurs de concentration prédites dans l'environnement telles qu'elles ont été dérivées dans la section environnementale afin de caractériser le risque écotoxicologique.

En l'absence de données d'écotoxicité pertinentes sur la préparations et ses co-formulants, l'évaluation du risque est essentiellement basée sur les données de toxicité de la substance active, tout en étant adaptée aux conditions d'application des préparations utilisées sur l'île de la Réunion dans le cadre de la lutte anti-vectorielle (LAV).

Dans le cadre de l'étude des impacts sur l'environnement de l'utilisation de biocides dans la lutte anti-vectorielle (LAV) à la Réunion, le Préfet de la Réunion a demandé à la Direction Régionale de l'Environnement (DIREN) de la Réunion, en février 2006, de réunir un comité scientifique et de susciter des études visant à évaluer l'impact sur l'environnement de l'utilisation de traitements insecticides dans la lutte contre les moustiques vecteurs de Chikungunya. Ces études ont fait l'objet de rapports publics, et résumés en partie dans l'évaluation suivante (DIREN Réunion, 2006a).

## 2. EFFETS SUR LES ORGANISMES AQUATIQUES

### 2.1. TOXICITE DU NALED SUR LES ORGANISMES

La toxicité du Naled a été évaluée en laboratoire sur diverses espèces aquatiques.

#### 2.1.1. Données de laboratoire

Le naled a une toxicité de modérée à très élevée sur les poissons d'eau douce avec une  $CL_{50}$  variant de 87 µg/L à 3,3 mg/L. Une étude de toxicité sur les premières phases de vie des poissons a été conduite sur *Pimephales promelas* (vairon à grosse tête). La croissance larvaire est affectée pour des concentrations supérieures à 6,9 µg/L. La CSEO est de 6,9 µg/L, la MATC aux premiers stades de la vie (MATC = concentration maximale acceptable de toxiques) basée sur la longueur et le poids des poissons est de 10 µg/L et la CMEQ de 15 µg/L.

Le naled a une toxicité très élevée pour les invertébrés d'eau douce ( $CE_{50}$  = 0,3 à 18 µg s.a./L), Une étude sur le cycle de vie de *Daphnia magna* (97.3% de pureté) a montré que la longueur était affectée pour des concentrations supérieures à 0,0098 µg/L. La CSEO est de 0,098 µg/L, la MATC de 0,13 µg/L et la CMEQ est de 0,18 µg/L.

Le naled a une toxicité modérée à très élevée pour les organismes ( $CL_{50}$  = 9,3 – 1 200 µg s.a./L) et les poissons ( $CL_{50}$  = 1,2 mg s.a./L) estuariens et marins.

La toxicité est également très élevée pour les algues ( $CE_{50}$  = 12 à 640 µg s.a./L) et modérée pour les plantes vasculaires aquatiques (CSEO > 1,8 mg s.a./L).

Tableau III.1: Données de toxicité du Naled sur les organismes aquatiques

Espèce	Conditions du test	CL/CE <sub>50</sub>	Référence
<b>Poisson</b>			
Truite arc-en-ciel <i>Onchorhynchus mykiss</i>	EPA 72-1 <sup>1</sup> , 96h, Naled technique 90%	195 µg/L	US-EPA (2006)
Truite arc-en-ciel <i>Onchorhynchus mykiss</i>	EPA 72-1 <sup>1</sup> , 96h, Naled technique 90%	345 µg/L	US-EPA (2006)
Truite arc-en-ciel <i>Onchorhynchus mykiss</i>	EPA 72-1 <sup>1</sup> , Naled technique, 96h	160 µg/L	US-EPA (2006)
Crapet arlequin, <i>Lepomis macrochirus</i>	EPA 72-1 <sup>1</sup> , 96h, Naled technique 90%	2200 µg/L	US-EPA (2006)
Truite fardée <i>Oncorhynchus clarki</i>	EPA 72-1 <sup>1</sup> , 96h, Naled technique 90%	127 µg/L	US-EPA (2006)
Touladi <i>Salvelinus namaycush</i>	EPA 72-1 <sup>1</sup> , 96h, Naled technique 90%	87 µg/L	US-EPA (2006)
Vairon à grosse tête, <i>Pimephales promelas</i>	EPA 72-1, 96h, Naled technique 90%	3300 µg/L	US-EPA (2006)
Barbue <i>Ictalurus punctatus</i>	EPA 72-1 <sup>1</sup> , 96h, Naled technique 90%	710 µg/L	US-EPA (2006)
Achigan à grande bouche <a href="#"><i>Micropterus salmoides</i></a>	EPA 72-1 <sup>1</sup> , 96h, Naled technique 90%	1900 µg/L	US-EPA (2006)
Vairon à grosse tête, <i>Pimephales promelas</i>	EPA 72-4a <sup>2</sup> , Fish- Early Life Stage, Naled 94,4%	CSEO = 6,9 µg/L	US-EPA (2006)
<b>Invertébrés</b>			
<i>Daphnia magna</i>	EPA 72-2a <sup>3</sup> , Naled, 91,6%	0,3 µg/L	US-EPA (2006)
<i>Daphnia pulex</i>	EPA 72-2a <sup>3</sup> , Naled, 90%	0,4 µg/L	US-EPA (2006)
Puce d'eau <i>Simocephalus serrulatus</i>	EPA 72-2a <sup>3</sup> , Naled, 90%	1,1 µg/L	US-EPA (2006)
Mouche <i>Pteronarycys californica</i>	EPA 72-2a <sup>3</sup> , Naled, 90%	8,0 µg/L	US-EPA (2006)
Crustacé amphipode <i>Gammarus fasciatus</i>	EPA 72-2a <sup>3</sup> , Naled, 90%	18 µg/L	US-EPA (2006)

Espèce	Conditions du test	CL/CE <sub>50</sub>	Référence
<i>Daphnia magna</i>	Cycle de vie, Naled, EPA 72-4b <sup>4</sup> , 97,3%	CSEO = 0,098 µg/L	US-EPA (2006)
<b>Organisme marin/estuarien</b>			
Vairon à tête de mouton, <i>Cyprinodon variegatus</i>	90%, EPA72-3a <sup>5</sup>	1200 µg/L	US-EPA (2006)
Crevette	90%, EPA72-3c <sup>6</sup>	92 µg/L	US-EPA (2006)
Crevette	90%, EPA72-3c <sup>6</sup>	9,3 µg/L	US-EPA (2006)
Huître <i>Crassostrea virginica</i>	90%, EPA72-3b <sup>7</sup>	190 µg/L	US-EPA (2006)
Huître <i>Crassostrea virginica</i>	59.6%, EPA72-3b <sup>7</sup>	170 µg/L	US-EPA (2006)
Vairon à tête de mouton, <i>Cyprinodon variegatus</i>	59.5%, EPA72-3a <sup>5</sup>	1200 µg/L	US-EPA (2006)
Mysis	59.6%, EPA72-3c <sup>6</sup>	8,8 µg/L	US-EPA (2006)
<b>Algues</b>			
<i>Selenastrum capricornutum</i>	5 jours, 94,4%, EPA 123-2 <sup>8</sup>	20 µg/L	US-EPA (2006)
<i>Anabaena flos-aquae</i>	5 jours, 94,4%, EPA 123-2 <sup>8</sup>	640 µg/L	US-EPA (2006)
<i>Skeletonema costatum</i>	5 jours, 94,4%, EPA 123-2 <sup>8</sup>	15 µg/L	US-EPA (2006)
<i>Navicula pelliculosa</i>	5 jours, 94,4%, EPA 123-2 <sup>8</sup>	12 µg/L	US-EPA (2006)
<b>Plantes aquatiques</b>			
<i>Lemna gibba</i>	94,4%, EPA 123-2 <sup>8</sup>	CSEO > 1800 µg/L	US-EPA (2006)

<sup>1</sup>: Ancien numéro de la ligne directrice, correspondant à la nouvelle ligne directrice 850.1075

<sup>2</sup>: Ancien numéro de la ligne directrice, correspondant à la nouvelle ligne directrice 850.1400

<sup>3</sup>: Ancien numéro de la ligne directrice, correspondant à la nouvelle ligne directrice 850.1010

<sup>4</sup>: Ancien numéro de la ligne directrice, correspondant à la nouvelle ligne directrice 850.1350

<sup>5</sup>: Ancien numéro de la ligne directrice, correspondant à la nouvelle ligne directrice 850.1075

<sup>6</sup>: Ancien numéro de la ligne directrice, correspondant à la nouvelle ligne directrice 850.1035

<sup>7</sup>: Ancien numéro de la ligne directrice, correspondant à la nouvelle ligne directrice 850.1025

<sup>8</sup>: Ancien numéro de la ligne directrice, correspondant à la nouvelle ligne directrice 850.4400

Tableau III.2: Données de toxicité du **dichlorvos** sur les organismes aquatiques

Espèce	Conditions du test	CL/CE <sub>50</sub>	Référence
<b>Poisson</b>			
Truite arc-en-ciel <i>Onchorhynchus mykiss</i>	96 h, dichlorvos technique > 97%, semi-statique, OECD 203	550 µg/L	Addendum DAR (2005)
Vairon à grosse tête, <i>Pimephales promelas</i>	96 h, dichlorvos technique > 97%, semi-statique, OECD 203	3720 µg/L	Addendum DAR (2005)
<b>Invertébrés</b>			
<i>Daphnia magna</i>	Condition statiques, 48 h, dichlorvos technique	0,19 µg/L	DAR (2005)
<b>Algues</b>			
<i>Selenastrum capricornutum</i>	94 h, dichlorvos technique	140.10 <sup>3</sup> µg/L	DAR (2005)
<b>Organisme vivant dans le sédiment</b>			
<i>Chironomus riparius</i>	24 h, dichlorvos technique	16,7 µg/L	DAR (2005)

## 2.2. EVALUATION DU RISQUE POUR LES ORGANISMES AQUATIQUES

L'évaluation de risques est basée sur le calcul des CPSE (Concentration Prévisible Sans Effet). Pour suivre l'approche décrite dans le TGD (2003), la CPSE est la concentration au-dessous de laquelle aucun effet nuisible n'est prévu. La CPSE est établie à partir des données de toxicité de la substance active et de la préparation, affectées de facteurs de sécurité appropriés donnés dans le TGD.

La CPSE désigne une concentration pour laquelle il n'est pas attendu d'effet sur l'ensemble des organismes aquatiques. La CPSE de référence est la valeur jugée la plus appropriée dans le cadre de l'évaluation de risque.

### 2.2.1. Evaluation initiale du risque

Selon les recommandations du TGD, un facteur de 10 s'applique lorsque des CSEO issues d'essais à long terme sont validées pour au moins trois niveaux trophiques différents. La CSEO la plus basse sert à dériver la PNEC aquatique. Cependant, le facteur 10 n'est appliqué à la CSEO la plus faible que si celle-ci correspond à une espèce pouvant être considérée comme représentative du maillon le plus sensible de l'écosystème.

Concernant la toxicité du Naled, des données de toxicité chronique sont disponibles pour trois niveaux trophiques différents (poisson, invertébré et plante aquatique). La donnée de toxicité la plus défavorable des études de laboratoire est la CSEO issue de l'étude chronique sur *Daphnia magna* : CSEO = 0,098 µg/L

Cette donnée correspond à l'espèce la plus sensible en exposition aiguë puisque la CE<sub>50</sub> est de 0,3 µg/l pour *Daphnia magna*.

Selon les recommandations du TGD (2003) et au vu des données de toxicité disponibles, un facteur de sécurité de 10 est donc affecté à la donnée de toxicité chronique sur *Daphnia magna* pour la détermination de la CPSE.

CSEO= 0,098 µg/L sur *Daphnia magna*

D'où CPSE<sub>Naled</sub> = 9,8 ng/L

Dans le système eau/sédiment un métabolite est observé. La dégradation du naled dans l'eau aboutissant à la formation du dichlorvos est très rapide avec une DT<sub>50</sub> inférieure à 1 jour. Cependant, comme nous ne connaissons pas les conditions d'études dans lesquelles les études de toxicité sur les organismes aquatiques ont été conduites (statiques ou dynamiques), nous ne pouvons pas établir si les études conduites sur la toxicité du naled couvrent la toxicité du métabolite, par conséquent, la détermination de la CPSE est basée aussi sur les données de toxicité du dichlorvos.

Le dichlorvos se dégrade aussi dans l'eau extrêmement rapidement (DT<sub>50</sub> < 1 jour) en 2 métabolites :

- 2,2-dichloroacetaldehyde [DT<sub>50, eau</sub> < 2 j, DT<sub>50, système entier</sub> < 2j (estimation)]
- 2,2-dichloroacetic acide : [DT<sub>50 système entier</sub> = 0,9 et 2,2 j (Modelmaker)]

Les données de toxicité du dichlorvos sur les organismes aquatiques sont issues du document public d'évaluation appelé monographie ou « Draft Assessment Report » ou encore « DAR ». Le DAR est validé par les états membres et l'EFSA (European Food Safety Authority : Agence Européenne de Sécurité Alimentaire) et est publiquement disponible. La donnée de toxicité la plus faible pour le dichlorvos est la CE<sub>50</sub> issue de l'étude conduite sur *Daphnia*. Cette étude a été conduite en conditions statiques. Par conséquence et au vu de la rapide dégradation du dichlorvos, cette donnée de toxicité couvre aussi la toxicité des 2 métabolites.

Les données de toxicité du dichlorvos sont peu nombreuses. Par conséquent, la détermination de la PNEC est faite avec un facteur de sécurité élevé (1000)

CPSE<sub>dichlorvos</sub> = 0,19 ng/L

En l'absence de détails sur les conditions des études, la CPSE du naled est donc basée sur la toxicité du métabolite :

**CPSE<sub>naled, métabolite</sub> = 0,19 ng/L**

La concentration prévisible dans les eaux de surface a été calculée dans la section environnement de cette évaluation.

Dans le cadre des évaluations des risques environnementaux liés aux phytosanitaires (en application de la Directive européenne 91/414), les pourcentages de dérive sont calculés à l'aide des modèles de Rautmann et Ganzelmeier (SSM, 2004). Cependant, les abaques proposés ne sont pas extrapolables au contexte des nuages de fines gouttelettes obtenus lors de pulvérisations ULV ou VLV. Par conséquent, en première approche, les calculs ont été réalisés en considérant une application directe sur plan d'eau : 100% de la substance active est supposée atteindre les eaux de surface. La CPE serait alors de :

CPE<sub>eau de surface, 100%</sub> = 14,9 µg/L pour le naled

Le rapport CPE/CPSE ( $14900 / 0,19 = 78.10^3$ ) alors calculé dans des conditions très conservatrices conduit à une préoccupation importante pour les organismes aquatiques.

Cependant, il est peu réaliste de supposer que l'intégralité de la dose appliquée puisse atteindre les eaux de surface.

Un autre outil pouvant être utilisé pour ces évaluations est le logiciel américain AgDrift® (travaux du FOCUS Surface Water, FOCUS Air ; 2005). Son utilisation dans le contexte particulier de la lutte anti-vectorielle dans le cadre de l'épidémie de Chikungunya apparaît complexe à mettre en œuvre d'une façon scientifiquement rigoureuse :

- les distributions de taille des gouttelettes proposées sont trop élevées par rapport à une application ULV ou VLV
- la hauteur de la rampe d'épandage n'est pas adaptée aux cas particuliers des 4x4, mais aux tracteurs, pour le module d'application terrestre
- les épandages « manuels » (par pulvérisation à dos) ne sont pas considérés
- la définition des lignes de passage (nombre et distance entre elles) est également inadaptée au contexte étudié, puisqu'il s'agit d'outils habituellement mis en œuvre dans le cadre de la protection des végétaux en agriculture et non dans celui de la lutte anti-vectorielle.

En conséquence, en l'absence d'outils existants et spécifiquement dédiés à une telle évaluation, le choix est fait mettre en œuvre les abaques disponibles et, en parallèle AgDrift®, afin de modéliser des scénarios « encadrant » la situation de la lutte anti-vectorielle en traitement ULV : L'application par 4\*4 est modélisée par les Tier 1 terrestre et aérien de AGDrift, le premier représentant une situation favorable et le second une situation défavorable. Pour l'application par pulvérisateur à dos, les abaques disponibles sont utilisés.

Tableau III.3 : Calcul des rapports CPE/CPSE selon différents scénarios d'application et de modélisation

Type d'application	Distance au point d'eau	CPE <sub>initiale</sub> Naled (µg/L)	CPSE	CPE/CPSE
Application directe		14,933	0,00019	78594,7
Application par véhicule 4*4 – Tier 1 terrestre AgDrift	10m	0,714		3757,9
	25m	0,175		921,1
	50m	0,057		300,0
	100m	0,017		89,5
Application par véhicule 4*4 – Tier 1 aérien AgDrift	10m	5,396		28400,0
	25m	3,981		20952,6
	50m	2,574		13547,4
	100m	1,499		7889,5
Application par véhicule 4*4 (Tier 1 terrestre AgDrift) + pulvérisateur à dos	10m	0,726		3821,1
	25m	0,177		931,6
	50m	0,058		305,3
	100m	0,018		94,7
Application par véhicule 4*4 (Tier 1 aérien AgDrift) + pulvérisateur à dos	10m	5,408		28463,2
	25m	3,984		20968,4
	50m	2,575		13552,6
	100m	1,500		7894,7

Dans tous les cas, le rapport CPE/CPSE est supérieur à 1, donc inacceptable. A ce stade de l'évaluation, un risque pour les organismes aquatiques du à l'application de naled dans le cadre de la lutte anti-vectorielle ne peut donc pas être écarté.

Pour limiter au maximum les risques de contamination des cours d'eau, les itinéraires des véhicules utilisés pour l'application à Ultra Bas Volume (UBV) comprennent une zone d'exclusion de 50 mètres autour des cours d'eau pérennes et les équipes à pied possèdent une carte des cours d'eau et ont pour consigne de respecter une zone d'évitement de 25 mètres autour des cours d'eau pour le traitement. Les zones de captage d'eau potable, les habitats des espèces les plus sensibles, les ruchers et les zones mellifères ont été intégrés dans la détermination des zones à traiter (DIREN Réunion, 2006b).

Néanmoins, au vu de la toxicité élevée de la substance active, il faudrait que la dérive soit nulle à 50 m pour une application en 4x4 et à 25 m pour une application faite à pied pour écarter tout risque pour les organismes aquatiques. Cela ne peut être confirmé au vu des données existantes.

Ainsi, le risque pour les organismes aquatiques ne peut être exclu à ce stade de l'évaluation. Une évaluation affinée pour estimer le risque de façon plus précise pourrait inclure l'obtention dans les conditions d'utilisation de données chiffrées de dérive et de contamination des écosystèmes aquatiques.

---

### **2.3. IMPACT SUR LE MILIEU MARIN ET ESTUARIEN**

---

Aucune donnée n'est disponible concernant la contamination des milieux marins par le naled lors de ce type d'application.

Cependant, à la demande de la Préfecture de la Réunion, la Direction Régionale de l'Environnement (DIREN) de la Réunion a lancé dès le mois de février 2006 une opération d'évaluation de la contamination potentielle du milieu marin et estuarien par les biocides utilisés dans le cadre de la lutte contre le chikungunya. Cette étude (DIREN, 2006) a pour objet la réalisation de campagnes d'échantillonnage d'eau de mer, de sédiments et d'organismes aquatiques marins et estuariens en vue de réaliser des analyses des niveaux de contamination par les biocides.

Dans le cas de son utilisation comme adulticide sur *Aedes* à la Réunion, la dose hectare préconisée pour le fenitrothion est de 200 g de matière active/ha, celle pour la deltaméthrine est de 1 g matière active par hectare.

Deux campagnes d'échantillonnages ont été réalisées au cours du premier semestre 2006. La première campagne (C1) a été réalisée les 21 et 22 février après la première tempête ayant générée une pluviométrie très abondante sur la Réunion. Le premier lessivage de la saison a ainsi pu être pris en compte.

La seconde campagne (C2) a été réalisée du 26 au 28 avril dans une période globalement peu pluvieuse. En raison de la saturation relativement importante des sols suite à un hiver pluvieux, les transferts vers le milieu marin ont néanmoins pu être rapide.

Des échantillons d'eau, de sédiment et de matrices biologiques (oursins, bivalves, poissons marins et poissons d'eau douce) ont été prélevés dans différents sites. Les protocoles d'échantillonnage et les conditions analytiques sont détaillés dans le rapport d'étude.

Les analyses d'eau et de sédiments ont été faites pour 3 insecticides impliqués dans la lutte anti-vectorielle (LAV) : téméphos, fenitrothion, deltaméthrine.

Pour les matrices animales uniquement, il a par ailleurs été décidé d'étendre les recherches à l'ensemble des molécules appartenant aux groupes analytiques de trois des molécules définies.

Seuls les résultats concernant les 3 insecticides impliqués dans la LAV sont reportés ci-dessous.

Les sites de prélèvement en milieu marin ont été fixés dans les zones d'influence du panache des rivières prioritaires. La sélection a été réalisée en fonction de la densité de zones ayant fait l'objet de traitements par bassin versant entre le 10 mars et le 13 avril (soit après les épisodes pluvieux exceptionnels de l'été).

Les résultats des analyses réalisées sur quatre échantillons d'eau brute n'ont permis de détecter aucune des molécules recherchées (téméphos, fénitrothion, deltaméthrine).

Il convient toutefois de noter qu'il s'agit là d'un échantillonnage extrêmement léger, réalisé afin d'évaluer l'intérêt de la mise en oeuvre d'une seconde campagne plus importante. Considérant l'absence de traces des molécules recherchées, en dépit d'un lessivage potentiellement important en raison des pluies très abondantes qui ont précédé les prélèvements, il a été décidé de ne pas relancer d'échantillonnage d'eau de mer et de concentrer les efforts sur les matrices animales et sédimentaires.

On constate également que les trois molécules ayant fait l'objet d'une utilisation dans la LAV n'ont pas été détectées dans les sédiments marins analysés (10 échantillons).

Pour les matrices animales, le premier constat est l'absence d'observation du téméphos et du fénitrothion sur l'ensemble des sites. Ces molécules ne semblent donc pas avoir été accumulées dans les animaux marins. La deltaméthrine a été observée à l'état de trace dans des oursins de la Baie de St Paul lors de la seconde campagne d'échantillonnage. Il s'agit du seul résultat positif observé pour cette molécule sur les 23 échantillons prélevés en milieux marin et estuarien. Il est important de noter que la quantité mesurée est juste au dessus du seuil de détection (10 µg/kg). Cette suspicion de présence de deltaméthrine n'a toutefois pas pu être totalement confirmée car il a été impossible de vérifier ce résultat en le croisant avec une analyse au spectromètre de masse, dont le seuil de détection est de 20 µg/kg.

La quasi-absence de cette molécule dans les organismes aquatiques est conforme à la bibliographie qui indique une rapide métabolisation lors de son ingestion par des organismes vivants.

Afin de mettre en relation les résultats des analyses de contamination des organismes aquatiques avec l'intensité des traitements de LAV, une synthèse des données disponibles a été réalisée à l'échelle des bassins versants situés en amont des zones d'étude. Ces bassins versants ont été subdivisés selon une typologie composée de trois zones distinctes :

- la partie aval (« Littoral ») = jusqu'à une distance arbitraire de 1 km du trait de côte
- la partie intermédiaire (« Bas des pentes ») = jusqu'à une altitude de 200 m
- la partie supérieure (« Amont ») = au dessus de 200 m d'altitude

Pour chacune de ces zones, nous avons pu calculer le pourcentage de ce territoire ayant fait l'objet d'une LAV coordonnée la Préfecture.

Quatre périodes ont été considérées :

- Période 1 : depuis début décembre 2005 jusqu'au 17 février 2006 (correspondant à la tempête n°9 et au premier échantillonnage)
- Période 2 : du 18/02 au 04/03 (Tempête Diwa)
- Période 3 : du 05/03 au 25/04 (second échantillonnage)
- Période 4 : du 25/04 au 15/05

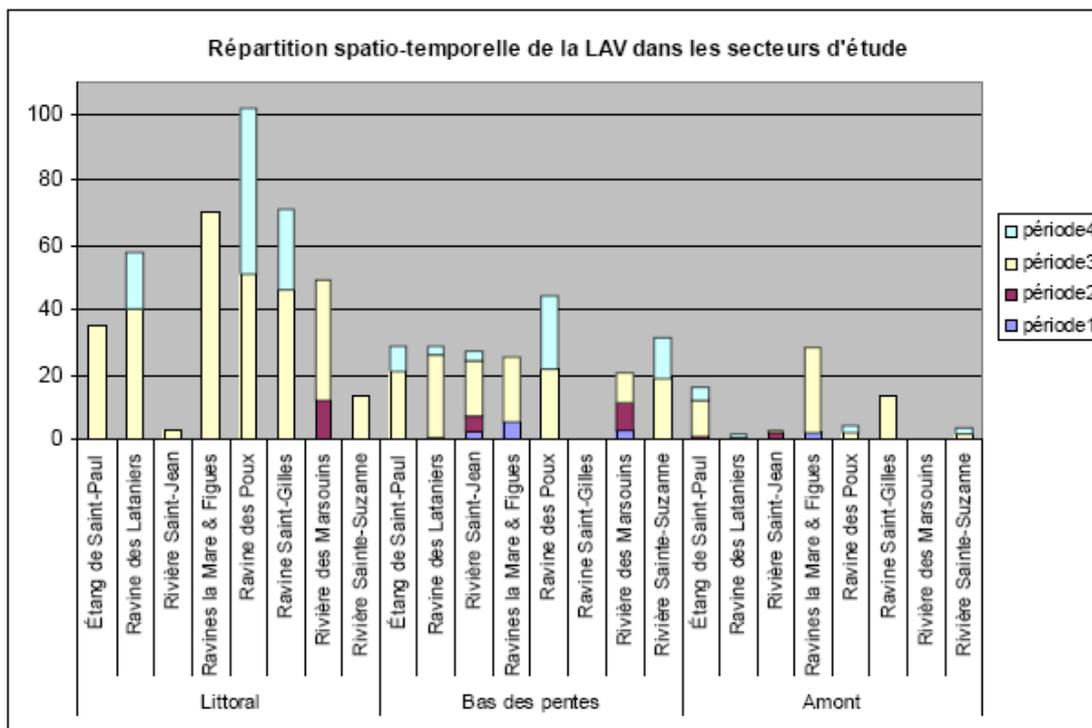


Figure III.1 : répartition des traitements réalisés dans les bassins versants étudiés (légende : Littoral = jusqu'à 1 km du trait de côte ; Bas des pentes = jusqu'à l'altitude 200 m ; Amont = au dessus de 200 m d'altitude ; Période 1 = 01/12/05 au 17/02/06 ; Période 2 = 18/02/06 au 04/03/06 ; Période 3 = 05/03/06 au 25/04/06 ; Période 4 = 26/04/06 au 15/05/06)

Ce graphique illustre bien la montée en puissance progressive des traitements de LAV puisque les traitements cumulés des périodes 1 et 2 ont rarement atteint 15 % de la superficie des zones (Rivière des Marsouins), alors que la plupart des bassins versants ont fait l'objet de traitements importants à partir de la période 3.

En ce qui concerne les traitements réalisés avant la campagne C1, on constate que dans la plupart des sites étudiés (Ravine des Lataniers, Ravine St Gilles, Ravine des Poux), les bassins versants ayant leur débouché à proximité n'avaient fait l'objet que d'une lutte très marginale, voire d'aucune LAV. Seuls les bassins versants à l'amont du port de Ste Marie (Ravines la Mare & Fignes) avaient déjà fait l'objet d'une lutte significative dans le secteur intermédiaire (Bas des pentes). Ces données corroborent le constat d'une absence de traces des trois molécules utilisées dans la LAV lors de cette première campagne d'évaluation.

En ce qui concerne les traitements réalisés entre la fin de la tempête DIWA et la campagne C2 (période 3), on constate que la plupart des bassins versants étudiés (Ravine St Gilles, Ravines la Mare & Fignes, Etang St Paul, Rivière des Marsouins) ont fait l'objet de traitements très importants (plus de 40% de la surface), en particulier dans la partie inférieure des bassins versants (zones « Littoral » et « Bas des pentes »). La superficie traitée à l'aval des bassins versants de rivières Ste Suzanne et St Jean est quant à elle de l'ordre de 20 %.

Une trace de deltaméthrine est suspectée dans des oursins de la Baie de St Paul, dont le bassin versant a fait l'objet de traitements importants au cours de la période 3 (57 % des surfaces traitées dans la partie aval du bassin versant de l'Etang St Paul).

Ce résultat, certes unique - puisque aucune autre trace (< 10 µg/kg) de deltaméthrine n'a pu être observée, ni dans les organismes aquatiques, ni dans les sédiments - n'en demeure pas moins très important car, si l'on considère sa structure chimique, il apparaissait quasiment impossible de retrouver cette molécule dans des être vivants.

L'absence de traces de fénitrothion (< 20 µg/kg pour C1 et < 5 µg/kg pour C2) et de téméphos (< 50 µg/kg), à la fois dans les sédiments et les organismes marins, est toutefois

une bonne nouvelle compte tenu du caractère potentiellement persistant de ces molécules dans l'environnement aquatique.

A noter toutefois deux éléments complémentaires pour l'interprétation des résultats :

- Les métabolites (oxon notamment) de ces substances n'ont pas été recherchés au cours du présent travail. Si ces molécules venaient à être utilisées de nouveau, la recherche de la molécule mère et de ses métabolites devra être mise en oeuvre.
- Ces deux molécules font l'objet d'importations limitées à la Réunion. Elles occupent les rangs 77 et 175 sur 186 molécules. La deltaméthrine est quant à elle beaucoup plus largement utilisée et occupe le 20<sup>ème</sup> rang.

Cette première phase d'évaluation des effets directs potentiels de la LAV contre le chikungunya en matière de contamination des milieux et des organismes aquatiques met en évidence une quasi absence de traces de contamination par les molécules utilisées. Il est tout de même important de noter que ces résultats doivent être considérés avec une grande prudence compte tenu de l'échantillonnage limité qui a pu être mis en place en fonction des moyens disponibles et de la durée limitée de cette étude.

Au vu des données de dégradation extrêmement rapide du naled dans le milieu aquatique, l'absence de résidus de fenitrothion, appliqué à une dose plus élevée que le naled, dans le milieu marin et estuarien laisse supposer qu'il soit peu probable qu'il y ait des résidus de naled après des applications équivalentes à celles faites avec les adulteicides.

### 3. EFFETS SUR LES OISEAUX ET LES MAMMIFERES

#### 3.1. TOXICITE DU NALED

##### 3.1.1. Toxicité sur les oiseaux

Des tests de toxicité ont été conduits sur diverses espèces d'oiseaux. Les résultats sont présentés dans le tableau III.3.

Le Naled présente une toxicité modérée à élevée pour les oiseaux (DL<sub>50</sub> de 36,9 à 64,9 mg s.a./kg) par exposition aiguë, et une toxicité légère (CL<sub>50</sub> de 1327 à 2117 ppm) par voie alimentaire.

Deux études ont été conduites pour évaluer la toxicité du Naled sur la reproduction des oiseaux. Seuls les résultats de l'espèce la plus sensible ont été présentés. La CSENO sur le canard est de 260 ppm. Cette CSENO est basée sur la réduction de la production d'oeufs (pondaison, viabilité des embryons, survie à 3 semaines, éclosion et survie après 14 jours).

Tableau III.3: Toxicité aviaire du naled

Espèce	Conditions	Critère de toxicité	Résultat	Référence
<b>Toxicité orale aiguë</b>				

Espèce	Conditions	Critère de toxicité	Résultat	Référence
Canard colvert	pureté 93%	DL <sub>50</sub>	52.2 mg/kg	US-EPA (2006)
Oie du canada	pureté 93%	DL <sub>50</sub>	36.9 mg/kg	US-EPA (2006)
Tétras à queue fine	pureté 93%	DL <sub>50</sub>	64.9 mg/kg	US-EPA (2006)
<b>Toxicité court-terme alimentaire</b>				
Canard colvert	pureté 95%	CL <sub>50</sub>	2724 ppm	US-EPA (2006)
Colin de Virginie	pureté 95%	CL <sub>50</sub>	2117 ppm	US-EPA (2006)
Faisan de Colchide	pureté 95%	CL <sub>50</sub>	2538 ppm	US-EPA (2006)
Caille du Japon	pureté 95%	CL <sub>50</sub>	1327 ppm i.e. 332 mg/kg pc/j <sup>1</sup>	US-EPA (2006)
<b>Toxicité long-terme - reproduction</b>				
Canard colvert	-	CSENO	260 ppm i.e. 39 mg/kg pc/j <sup>2</sup>	US-EPA (2006)

Facteurs de conversion préconisés par la Commission des Toxiques (Groupe Méthodologie Ecotoxicologie), compte-rendu du 16/12/2005:

- 1 conversion considérant le pire cas où le poids de nourriture consommée par un oiseau au cours des études à court terme correspond à 25% de son poids corporel
- 2 conversion considérant le pire cas où le poids de nourriture consommée par un oiseau au cours des études à court terme correspond à 15% de son poids corporel

### 3.1.2. Toxicité sur les mammifères

Les données pertinentes pour l'évaluation du risque pour les mammifères sont résumées dans le tableau III.4.

Le naled est modérément toxique pour les mammifères par exposition aiguë (DL<sub>50</sub> de 92 à 371 mg s.a./kg sur rat ). Une étude 2 générations sur rat a conduit à une DSEO de 2 mg/kg/j.

Tableau III.4 : Toxicité du Naled sur le rat

Espèce	Conditions	Critère de toxicité	Résultat	Référence
Rat	Oral	DL <sub>50</sub>	92 -371	EPA-EFED (1999)
Rat	Reproduction	NOEL	2 mg/kg pc/j	California EPA (1999)

### 3.2. EVALUATION DU RISQUE POUR LES OISEAUX ET LES MAMMIFERES

Suite à l'application de la préparation DIBROM® 8 Emulsive, les oiseaux peuvent être exposés par la consommation de certaines parties des végétaux traités (feuilles, graines...) ou d'invertébrés qui ont été exposés à la préparation. Nous n'avons pas retenu le cas d'exposition directe qui semble peu probable par rapport aux autres modes d'exposition potentielle.

Une autre voie d'exposition probable est l'exposition due à la consommation d'eau traitée.

Le log Pow du naled et du dichlorvos étant inférieur à 3, de 1,38 (IPCS, 2005) et 1,9 à 25°C (DAR dichlorvos, 2005), respectivement, le risque d'empoisonnement secondaire par ingestion de poissons ou de vers de terre contaminés est improbable.

#### 3.2.1. Risque pour les animaux se nourrissant de végétation et d'insectes contaminés

Au moment de l'application du produit, la végétation et les insectes présents sur la zone traitée peuvent être contaminés par la dérive de pulvérisation. Les oiseaux et autres mammifères peuvent donc être exposés par la consommation de certaines parties des végétaux traités (feuilles, graines...) ou d'invertébrés qui ont été exposés au produit par la dérive de pulvérisation.

Ce scénario est issu du document « OECD Task Force on Biocides 3rd Draft Emission Scenario Document for Insecticides, acaricides and products to control other arthropods (PT 18) for household and professional uses », du 12 mars 2007, qui préconise d'évaluer le risque pour les oiseaux et mammifères se nourrissant à proximité de la zone traitée selon l'approche du document SANCO/4145/2000 (EC, 2002), en utilisant des espèces représentatives différentes, vivant dans les zones proches des habitations, appelées « pelouses/jardin ». Ces espèces sont présentées dans le tableau III.5.

Cette approche est adaptée à l'utilisation du Naled à la Réunion où il est destiné à être appliqué en zones urbaines et périurbaines. Les espèces recommandées sont comparables à des espèces présentes sur l'île de la Réunion en termes de régime alimentaire, taille et poids.

Les espèces préconisées par le document SANCO/4145/2000 (EC, 2002) sont aussi prises en compte afin d'élargir la portée de l'évaluation du risque. Toutes les espèces recommandées par ce document et susceptibles d'être exposées lors de l'application de préparations à base de Naled dans le cadre de la lutte anti-vectorielle sont prises en compte.

Tableau III.5 : Espèces représentatives pour les biocides des zones « pelouse/jardin »

<u>Espèce indicatrice</u>	<u>Alimentation</u>	<u>Poids corporel</u>
<u>Mammifère insectivore</u>	<u>Gros insectes</u>	<u>7,6 g</u>
<u>Mammifère insectivore</u>	<u>Gros insectes / vers et limaces</u>	<u>1100 g</u>
<u>Mammifère insectivore</u>	<u>Gros insectes / vers de terre et limaces</u>	<u>10100 g</u>
<u>Mammifère herbivore</u>	<u>Plantes feuillues</u>	<u>1500 g</u>
<u>Oiseau insectivore</u>	<u>Petits insectes</u>	<u>22 g</u>
<u>Oiseau insectivore</u>	<u>Vers de terre / insectes</u>	<u>113 g</u>
<u>Oiseau omnivore</u>	<u>80 % matières animales (insectes, petits mammifères)</u>	<u>225 g</u>

Tableau III.6 : Espèces représentatives selon SANCO/4145/2000 (EC, 2002)

<u>Espèce indicatrice</u>	<u>Alimentation</u>	<u>Poids corporel</u>
<u>Grand oiseau herbivore</u>	<u>Herbe</u>	<u>3000 g</u>
<u>Oiseau herbivore moyen</u>	<u>Plantes feuillues</u>	<u>300 g</u>
<u>Oiseau insectivore</u>	<u>Petits insectes</u>	<u>10 g</u>
<u>Petit mammifère herbivore</u>	<u>Herbe</u>	<u>25 g</u>
<u>Mammifère herbivore moyen</u>	<u>Plantes feuillues</u>	<u>3000 g</u>
<u>Mammifère insectivore</u>	<u>Gros insectes</u>	<u>10 g</u>

L'estimation du risque est réalisée selon les recommandations de l'EPPO (1994) et les recommandations européennes décrites dans le document SANCO/4145/2000 (EC, 2002).

Les valeurs standards de résidus sont calculées pour un taux d'application de 1 kg s.a./ha (RUD, Résidu par Unité de Dose) et interviennent dans le calcul de la concentration de résidus dans la nourriture des oiseaux et autres mammifères terrestres.

Ces concentrations sont recalculées selon :

$$\text{Concentration en résidus (mg s.a./kg nourriture)} = \text{dose d'application (kg s.a./ha)} \times \text{RUD}$$

Les valeurs d'ETE (Exposition Théorique Estimée) sont calculées selon :

$$\text{ETE (mg s.a./kg p.c.)} = (\text{FIR/pc}) \times C \times \text{AV} \times \text{PT}_i \times \text{PD}_i$$

où :

- FIR est le taux de nourriture ingérée par l'espèce indicatrice (g poids frais par jour) et pc le poids corporel (g)
- AV est le potentiel répulsif (1 = pas de répulsion, 0 = répulsion totale)
- $\text{PT}_i$  est la fraction  $i$  de nourriture obtenue dans la zone traitée
- $\text{PD}_i$  est la fraction de nourriture de type  $i$  dans l'alimentation de l'espèce considérée

Pour une évaluation initiale et dans le cadre d'un scénario du pire cas, nous supposons que :

- la nourriture contaminée n'est pas répulsive ( $\text{AV} = 1$ )
- les animaux se nourrissent exclusivement dans la zone traitée ( $\text{PT}_i = 1$ )
- les animaux se nourrissent exclusivement de l'aliment contaminé ( $\text{PD}_i = 1$ )

Pour les espèces préconisées par le document SANCO/4145/2000 (EC, 2002<sup>e</sup>), le facteur d'applications multiples est de 1,7 pour une exposition aiguë (3 applications avec un intervalle inférieur à 7 jours) et de 2,63 pour une exposition chronique (3 applications en 4 jours, soit environ tous les 2 jours).

Pour les espèces recommandées par l'OCDE, les équations de calcul d'ETE préconisées dans le document « OECD Task Force on Biocides 2nd Draft Emission Scenario Document for Insecticides, acaricides and products to control other arthropods (PT 18) for household and professional uses », du 12 mars 2007 sont utilisées (OCDE, 2007). Le facteur d'applications multiples est de 1,4 pour une exposition aiguë et de 1,97 pour une exposition chronique. Le scénario « Traitement périmètre » est choisi en exposition aiguë car il est défavorable, tandis en exposition court terme, c'est le scénario « Traitement des murs » qui est présenté, car il est défavorable.

Oiseaux exposition aiguë	
Oiseaux insectivores	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 1,15$
Oiseaux herbivores	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 1,15 \times MAF$
Oiseaux omnivores	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 1,15$
Oiseaux exposition à court terme	
Oiseaux insectivores	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 2,5$
Oiseaux herbivores	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 2,5 \times MAF$
Oiseaux omnivores	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 2,5$

APPL<sub>ground</sub> : dose de substance active appliquée, en kg/ha.

Mammifères exposition aiguë	
Mammifère insectivore	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 1.15$
Mammifère herbivore	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 1.15 \times MAF$
Mammifères exposition à court terme	
Mammifère insectivore	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 2.5$
Mammifère herbivore	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 2.5 \times MAF$

Les RTE (Ratios Toxicité-Exposition) sont calculés suite à une exposition aiguë, court terme et long terme avec les données de toxicité les plus défavorables.

## Exposition aiguë

### Risque pour les oiseaux

Tableau III.7 : RTE<sub>aigu</sub> pour les oiseaux

RTE <sub>aigu</sub> pour les oiseaux							
Toxicité aiguë : DL <sub>50</sub> = 36,9 mg s.a./kg pc/j							
Espèce représentative	Dose (g/ha)	FIR/ Pc	RUD (90 %)	MAF	ETE <sub>A</sub>	RTE <sub>A</sub>	Valeur seuil (91/414 /CEE)
<b>Espèces SANCO/4145/2000 (EC, 2002)</b>							
Grand oiseau herbivore - 3000 g	22,4	0,44	142	1,7	2,38	15,5	10
Oiseau herbivore moyen - 300 g		0,76	87	1,7	2,52	14,7	
Oiseau insectivore - 10 g		1,04	52	n/a	1,21	30,5	
<b>Espèces ESD PT 18 sur les biocides</b>							
Oiseau insectivore - 22 g	139,4	0,2	52	n/a	0,7	138	10
Oiseau insectivore - 113 g		0,44	14	n/a	0,16	233	

Oiseau omnivore - 225 g		0,2	14	n/a	0,07	512	
-------------------------	--	-----	----	-----	------	-----	--

Les valeurs de RTE<sub>aigu</sub> sont supérieures à la valeur seuil de 10 définie par la directive européenne 91/414/CEE, et de ce fait l'application d'une préparation contenant du Naled selon les usages recommandés ne présente pas de risque aigu inacceptable pour les oiseaux.

### Risque pour les mammifères

Tableau III.8 : RTE<sub>aigu</sub> pour les mammifères

<b>RTE<sub>aigu</sub> pour les mammifères</b>							
Toxicité aiguë : DL <sub>50</sub> = 92 mg/kg pc/j							
Espèce représentative	Dose (g/ha)	FIR/pc	RUD (90%)	MAF	ETE <sub>A</sub>	RTE <sub>A</sub>	Valeur seuil (91/414 /CEE)
<b>Espèces SANCO/4145/2000 (EC, 2002)</b>							
Petit mammifère herbivore	22,4	1,39	142	1,7	7,52	12,2	10
Mammifère herbivore moyen		0,28	87	1,7	0,93	99	
Mammifère insectivore		0,63	14	n/a	0,20	466	
<b>Espèces ESD PT 18 sur les biocides</b>							
Mammifère insectivore-7,6 g	22,4	0,68	14	n/a	0,25	375	10
Mammifère insectivore-1100 g		0,18	14	n/a	0,06	1417	
Mammifère insectivore – 10100 g		0,18	14	n/a	0,06	1417	
Mammifère herbivore – 1500 g		0,32	87	1,7	1,22	75,5	

Les valeurs de RTE<sub>aigu</sub> sont supérieures à la valeur seuil de 10 définie par la directive européenne 91/414/CEE, et de ce fait l'application d'une préparation contenant du Naled selon les usages recommandés ne présente pas de risque aigu inacceptable pour les mammifères.

### **Exposition à court terme**

#### Risque pour les oiseaux

Après application de la préparation, les oiseaux peuvent consommer de la nourriture contaminée pendant plus d'un jour, et par conséquent l'absence de risque indésirable à court et long terme doit être vérifiée. Les résultats des études d'exposition alimentaire (5 jours) donnent une indication de la toxicité à court terme. Dans le cadre d'un scénario du pire-cas, on considère que les oiseaux ne consomment qu'un seul type de nourriture, contaminée, sans aucune répulsion.

Les résultats obtenus sont donnés dans le tableau III.9.

Tableau III.9 :  $RTE_{court\ terme}$  pour les oiseaux

<b>RTE<sub>CT</sub> pour les oiseaux</b>							
Toxicité alimentaire à 5 jours : DL <sub>50</sub> = 332 mg/kg pc/j							
Espèce représentative	Dose (g/ha)	FIR/pc	RUD (90%)	MAF	ETE <sub>CT</sub>	RTE <sub>CT</sub>	Valeur seuil (91/414 /CEE)
<b>Espèces SANCO/4145/2000 (EC, 2002)</b>							
Grand oiseau herbivore	139,4	0,44	76	2,63	1,97	169	10
Oiseau herbivore moyen		0,76	40	2,63	1,79	185	
Oiseau insectivore		1,04	29	n/a	0,68	491	
<b>Espèces ESD PT 18 sur les biocides</b>							
Oiseau insectivore: 22 g	139,4	0,2	29	n/a	0,32	1022	10
Oiseau insectivore: 113 g		0,44	5,1	n/a	0,13	2642	
Oiseau omnivore : 225 g		0,2	5,1	n/a	0,06	5812	

Les valeurs de  $RTE_{court\ terme}$  sont largement supérieures à la valeur seuil de 10 définie par la directive européenne 91/414/CEE, et de ce fait l'application de préparation contenant du Naled selon les usages recommandés ne présente pas de risque inacceptable sur le court terme pour les oiseaux.

## Exposition à long terme

### Risque pour les oiseaux

Pour l'évaluation à long terme les teneurs en résidus pondérées (moyenne pondérée sur le temps, mpt) dans la végétation sont utilisées car elles reflètent mieux l'exposition sur le long terme. La diminution des concentrations de résidus dans la végétation est considérée : les valeurs par défaut sont une période de 3 semaines et une  $DT_{50}$  de 10 jours dans la

végétation. Ainsi le facteur  $f_{mpt} = \frac{1 - e^{-kt}}{kt}$  est égal à 0,53, où k est la constante de vitesse et

t la période considérée pour la pondération.

L'évolution de la contamination dans les insectes en fonction du temps est peu connue, en raison de nombreux facteurs qui entrent en jeu tels que le remplacement des individus dû à la migration ou la reproduction. Ainsi aucun facteur n'est pris en compte dans le cas des animaux insectivores.

Pour les espèces recommandées par l'OCDE, aucune équation de calcul d'ETE spécifique à l'exposition à long terme n'est disponible. C'est pourquoi les valeurs d'exposition à court terme sont utilisées. Ces valeurs n'intègrent pas le facteur de pondération dans le temps ( $f_{mpt}$ ) comme c'est le cas des valeurs d'ETE long terme calculées selon le document SANCO/4145/2000 (EC, 2002). Elles représentent donc un cas défavorable.

Tableau III.10 :  $TER_{long\ terme}$  pour les oiseaux

<b>TER<sub>LT</sub> pour les oiseaux</b>								
Toxicité de reproduction : CSEO = 39 mg s.a./kg pc								
Espèce représentative	Dose (g/ha)	FIR/pc	RUD moyen	$f_{twa}$	MAF	ETE <sub>LT</sub>	TER <sub>LT</sub>	Valeur seuil (91/414/EEC)
Espèces Sanco/4145								
Grand oiseau herbivore	22,4	0,44	76	0,53	2,63	1,04	37,6	5
Oiseau herbivore moyen		0,76	40	0,53	2,63	0,94	41,4	
Oiseau insectivore		1,04	29	n/a	n/a	0,68	57,7	
Espèces document PT 18 sur les biocides								
Oiseau insectivore: 22 g	22,4	0,2	29	--	n/a	0,32	120	5
seau insectivore: 113 g		0,44	5,1	--	n/a	0,13	310	
Oiseau omnivore : 225 g		0,2	5,1	--	n/a	0,06	683	

Les valeurs de  $TER_{long\ terme}$  pour le Naled sont supérieures à la valeur seuil de 5 définie par la directive européenne 91/414/EEC, et de ce fait l'application du produit contenant du Naled selon les usages recommandés ne présente pas de risque inacceptable sur le long terme pour les oiseaux.

Risque pour les mammifèresTableau III.11 :  $RTE_{long\ terme}$  pour les mammifères

<b>RTE<sub>LT</sub> pour les mammifères</b>								
Toxicité de reproduction : CSEO = 2 mg s.a./kg pc								
<b>Espèces SANCO/4145/2000 (EC, 2002)</b>								
Espèce représentative	Dose (g/ha)	FIR/pc	RUD (90 %)	f <sub>mpt</sub>	MAF	ETE <sub>LT</sub>	RTE <sub>LT</sub>	Valeur seuil (91/414 /CEE)
Petit mammifère herbivore	22,4	1,39	76	0,53	2,63	3,28	<b>0,61</b>	5
Mammifère herbivore moyen		0,28	40	0,53	2,63	0,35	5,76	
Mammifère insectivore		0,63	5,1	n/a	n/a	0,07	27,8	
<b>Espèces ESD PT 18 sur les biocides</b>								
Mammifère insectivore – 7,6 g	22,4	0,68	5,1	n/a	n/a	0,19	10,3	5
Mammifère insectivore - 1100 g		0,18	5,1	n/a	n/a	0,05	38,9	
Mammifère insectivore : 10100 g		0,18	5,1	n/a	n/a	0,05	38,9	
Mammifère herbivore : 1500 g		0,32	40	1	2,63	1,89	<b>1,06</b>	

Les valeurs de  $RTE_{long\ terme}$  sont supérieures à la valeur seuil de 5 définie par la directive européenne 91/414/CEE pour la majorité des mammifères, et de ce fait l'application de préparation contenant du Naled selon les usages recommandés ne présente pas de risque inacceptable sur le long terme pour les mammifères, mis à part pour les petites espèces herbivores (de 25 à 1500 g).

Evaluation affinée du risque pour les petites espèces herbivores

Le naled se dégrade très rapidement dans le sol et dans l'eau. Les valeurs de  $DT_{50}$  dans ces deux compartiments sont inférieures à 1 jour. Ce composé étant très instable, nous pouvons supposé que la dégradation dans/sur les plantes sera tout aussi rapide.

Dans ce cas, les valeurs de MAF et f<sub>mpt</sub> qui étaient déterminées à partir d'une valeur de  $DT_{50}$  par défaut de 10 jours, peuvent être affinées et recalculées avec une  $DT_{50}$  plus réaliste (1 jour).

Afin de prendre en compte la dégradation rapide du naled sur la végétation contaminée, un facteur de dégradation est introduit dans le calcul du RTE pour l'espèce recommandée par l'OECD (2007).

Tableau III.12 :  $RTE_{long\ terme}$  affinés pour les mammifères

<b>RTE<sub>LT</sub> pour les mammifères</b>								
Toxicité de reproduction : CSEO = 2 mg s.a./kg pc								
<b>Espèces SANCO/4145/2000 (EC, 2002)</b>								
Espèce représentative	Dose (g/ha)	FIR/pc	RUD (90 %)	f <sub>mpt</sub>	MAF	ETE <sub>LT</sub>	RTE <sub>LT</sub>	Valeur seuil (91/414 /CEE)
Petit mammifère herbivore	22,4	1,39	76	0,07	1,7	0,28	<b>7,10</b>	5
<b>Espèces ESD PT 18 sur les biocides</b>								
Mammifère herbivore : 1500 g	22,4	0,32	40	0,07	1,7	0,09	<b>23</b>	5

Les valeurs de  $RTE_{long\ terme}$  sont supérieures à la valeur seuil de 5 définie par la directive européenne 91/414/CEE pour les mammifères herbivores.

Par conséquent, l'application de la préparation contenant du Naled selon les usages recommandés ne présente pas de risque inacceptable sur le long terme pour les mammifères. Cependant, il serait nécessaire de vérifier la dégradation du naled dans la végétation pour exclure définitivement ce risque.

### 3.2.2. Risque pour les organismes consommant l'eau traitée

Les espèces qui fréquentent les zones humides sont susceptibles d'ingérer des résidus de substance dus au traitement de l'eau. Le risque encouru est évalué selon les recommandations du document guide SANCO/4145/2000 (EC, 2002) pour les produits phytosanitaires.

La concentration d'exposition est dans ce cas égale à la  $CPE_{eau\ de\ surface}$ , déterminée dans la section environnementale de cette évaluation (Partie II - Propriétés physico-chimiques et Evaluation du risque pour l'environnement).

En considérant le cas où 100% de la dose appliquée pourrait contaminer un point d'eau, la  $CPE$  serait alors de :

$$CPE_{eau\ de\ surface} = 14,9\ \mu\text{g/L}$$

L'ingestion quotidienne d'eau est calculée selon les formules suivantes (Calder et Braun 1983 citée dans SANCO/4145/2000 (EC, 2002)):

Pour les oiseaux :  $Dose\ totale\ d'eau\ ingérée\ (L/j) = 0,059W^{0,67}$

Pour les mammifères :  $Dose\ totale\ d'eau\ ingérée\ (L/j) = 0,099W^{0,90}$

Où W est le poids du corps en kg.

Par conséquent, la dose quotidienne de substance ingérée est calculée selon la formule suivante :  $(CPE_{eau\ de\ surface} * Dose\ totale\ d'eau\ ingérée) / W$ .

Les rapports Toxicité-Exposition (RTE) sont calculés pour des oiseaux et des mammifères pour lesquels les données de toxicité à court ou long terme sont disponibles.

Tableau III.13 : RTE après consommation de l'eau

Espèce Exposition	Poids (kg)	Dose totale ingestion d'eau (L/j)	CPE <sub>esu</sub> (mg/L)	Dose quotidienne (mg s.a./kg pc/d)	DSEO (mg s.a./kg pc/d)	RTE	Valeur seuil
Oiseau, Court terme	1,00	0,059	0,0149	$8,8 \cdot 10^{-4}$	39	$4,4 \cdot 10^4$	> 5
Oiseau Court terme	0,01	0,003		$4,4 \cdot 10^{-3}$	39	$8,9 \cdot 10^4$	
Mammifère Long terme	0,35	0,038		$1,6 \cdot 10^{-3}$	2	1250	
Mammifère Long terme	0,01	0,002		$3,0 \cdot 10^{-3}$	2	667	

Les RTE sont très élevés et largement supérieurs à la valeur seuil (5). Par conséquent, le risque pour les oiseaux et les mammifères terrestres lié à l'absorption d'eau contaminée suite à l'application de Naled est considéré comme acceptable.

Les marges de sécurité étant très importantes, le risque peut être considéré comme exclu quelle que soit la durée d'exposition.

### 3.2.3. Conclusion générale pour les oiseaux et mammifères

Le risque a été évalué pour les oiseaux qui se nourrissent sur les zones traitées de plantes ou d'insectes contaminés par la dérive de pulvérisation au moment de l'application de la préparation DIBROM 8 Emulsive.

Le risque est évalué selon le scénario établi pour les biocides du type PT 18, basé sur le document guide SANCO/4145/2000 (EC, 2002).

Le risque est considéré comme acceptable après exposition aiguë, à court et long terme pour tous les oiseaux et la majorité des mammifères, mise à part les petits herbivores (25 à 1500 g).

En tenant compte de la dégradation potentiellement extrêmement rapide du naled dans/sur le feuillage contaminé, des facteurs de MAF et  $f_{mpt}$  plus réalistes sont déterminés, ce qui aboutit à des valeurs de RTE<sub>long terme</sub> pour les mammifères herbivores supérieures aux valeurs seuils.

Le risque semble acceptable pour tous les mammifères herbivores. Cependant, il serait nécessaire de vérifier la dégradation du naled dans la végétation pour exclure définitivement ce risque. En effet, pour les petits mammifères, il n'existe pas d'options pour réduire de façon efficace les risques découlant de l'ingestion de nourriture contaminée dans les aires traitées.

Le log Pow du naled et du dichlorvos étant inférieur à 3, de 1,38 (IPCS, 2005) et 1,9 à 25°C (DAR dichlorvos, 2005), respectivement, le risque d'empoisonnement secondaire par ingestion de poissons ou de vers de terre contaminés est improbable.

Le risque pour les oiseaux et les mammifères terrestres dû à l'absorption d'eau contaminée suite à l'application de Naled est considéré comme acceptable.

## 4. EFFETS DU NALED SUR LA FAUNE NON CIBLE

Les abeilles et d'autres insectes bénéfiques peuvent être exposés au naled par le dépôt de produit pulvérisé. L'étendue du risque résiduel variera en fonction du taux d'application, des conditions météo et de la formulation du produit qui est spécifiquement appliqué.

### 4.1. EFFETS SUR LES ABEILLES

#### 4.1.1. Toxicité du naled sur les abeilles

Le naled a été classé produit à toxicité élevée sur l'abeille domestique *Apis mellifera* avec une DL<sub>50</sub> de contact de 0,48 µg s.a./abeille (US-EPA, 2006). Aucune donnée de toxicité par voie orale n'est disponible. Cependant, des études de toxicité due aux résidus ont été conduites, ce qui permet d'évaluer l'impact de la substance par voie orale sur les abeilles.

La première étude conduite avec une préparation EC 1,816 kg (4lb) appliquée à 1,121 kg/ha a montré que les résidus vieillis de naled sont hautement toxiques après 1 heure alors qu'il ne le sont plus après une journée pour les abeilles.

La seconde étude conduite avec une préparation EC 3,63 kg (8lb) appliquée à 0,56 kg/ha a montré que les résidus vieillis de naled sont faiblement à modérément toxiques après 3 heures alors qu'ils ne le sont plus après une journée pour les abeilles.

Ces études ont montré une diminution significative de la toxicité résiduelle de 3 à 24 heures après le traitement.

Tableau III.14: Toxicité du Naled sur les abeilles

<b>Substance testée</b>	Naled
<b>Organisme</b>	Abeille
<b>Contact DL<sub>50</sub></b>	0,48 µg s.a./abeille
<b>Référence</b>	US-EPA (2006)

#### 4.1.2. Etudes de terrain

Dans le cadre de l'étude des impacts sur l'environnement de l'utilisation de biocides dans la lutte anti-vectorielle (LAV), une étude rend compte de l'évaluation des impacts sur les abeilles dans le cadre de l'épidémie de Chikungunya qui touche l'île de la Réunion depuis début 2005 (Métras, 2006).

Jusqu'au 14 février les produits utilisés étaient des insecticides de la classe des organophosphorés : le fénitrothion et le téméphos. A partir du 14 février, la lutte s'est organisée plus efficacement et les insecticides ont changé. On a fait appel à la deltaméthrine et au *Bti*.

Vu la courte période étudiée, deux mois, et l'absence de moyens permettant des analyses poussées, il a été retenu comme méthode une technique simple de recueils de données sur le terrain, faite par des apiculteurs et des agents sanitaires en les orientant vers les

conséquences connues que les produits utilisés pouvaient induire. Il apparaît deux tendances. Lors du premier protocole de nombreux incidents ont été répertoriés avec des pertes directes à l'entrée des ruches et des dépopulations massives et rapides des colonies entraînant leur disparition.

Lors du deuxième protocole, le nombre des incidents répertoriés a été divisé par trois. Un tiers des ruches déclarées à la DSV (Direction des Services Vétérinaires) ont été géo-référencées. Les apiculteurs ont été sensibilisés aux risques. L'impact sur les colonies a semblé moins fort. Il y eut cependant quelques incidents directs attribués surtout à une mauvaise coordination des services. Il semble juste de dire que l'impact des traitements est lié en grande partie aux protocoles de la LAV : de la communication des positions des ruchers d'une part et de la prise de conscience du risque par les apiculteurs d'autre part. On peut déjà établir la nécessité absolue de mettre en place une LAV en concertation avec les services de prophylaxie et des organismes apicoles.

L'élaboration de ces règles de conduites pourra ensuite faire l'objet de diffusion auprès des services de prophylaxie afin de limiter l'impact des traitements sur le cheptel apicole.

Le bilan du premier traitement effectué en 2006 indique que le respect du protocole d'application et la mise en place de celui-ci en partenariat avec les apiculteurs sont indispensables à la réduction des effets néfastes générés sur les populations d'abeilles. Le surdosage, le non-respect des distances de sécurité aux ruches, la contamination de plantes en floraison sont des facteurs ayant des répercussions importantes sur la gravité des impacts sur les abeilles. Le traitement des ravines et des points d'eau à proximité de ruches, en période d'intense activité de production de couvain nécessitant beaucoup d'eau, a eu un impact certain sur la qualité du couvain et son importance.

La prise en compte, dans le calendrier des applications, des données spécifiques de la zone traitée est indispensable. La saison de la miellée, la quantité de ressources disponibles qui peut faire varier le rayon d'action des abeilles, influençant le degré d'exposition des abeilles au produit

Le deuxième protocole a montré qu'une organisation plus efficace pouvait permettre de diffuser des informations indispensables pour limiter l'impact, sur les abeilles, des insecticides utilisés. Il a permis également de commencer à lister des mesures de base, non exhaustives, dont l'application simple paraît efficace.

- Un géo-référencement de l'emplacement des ruchers déclarés à la DSV.
- Une information des équipes de démoustication sur le risque de la LAV sur les abeilles.
- Une interdiction de traitement dans un rayon de 100 m autour des ruches.
- Une information des apiculteurs pour les inciter à couvrir leurs ruches le soir au passage des véhicules de traitement UBV (Ultra Bas Volume) et mettre en place un système de transhumance des ruches.

#### **4.1.3. Evaluation du risque pour les abeilles**

L'évaluation du risque est basée sur le calcul de coefficients de risque selon la directive européenne 91/414/CEE applicable aux produits phytosanitaires.

Le quotient de risque (QR) est défini comme le rapport entre la dose maximum d'application exprimée en gramme de substance active par hectare et les DL<sub>50</sub> orale ou de contact exprimées en µg de substance active ou de produit formulé.

Les quotients de risque sont calculés à partir des données de toxicité de la substance active et de la préparation (exprimée en quantité de substance active).

Seule une donnée de toxicité par contact est disponible. Le résultat du quotient de risque par contact est présenté dans le tableau suivant.

Tableau III.15. Coefficients de risque du Naled pour les abeilles

Substance testée	Dose d'application (g s.a./ha)	DL <sub>50</sub> orale µg s.a./abeille	QR <sub>o</sub> oral	DL <sub>50</sub> contact µg s.a./abeille	QR <sub>c</sub> contact	Annexe VI seuil
Naled	22,4	-	-	0,48	<b>47,7</b>	< 50

Le quotient de danger calculé est inférieur à la valeur seuil définie par la Directive 91/414/CEE (50). Par conséquent, il n'existe pas de risque potentiel par contact pour les abeilles du au naled lorsque le produit est appliqué selon les usages recommandés.

Le risque par voie orale ne peut être exclu par le calcul du quotient de risque.

Cependant, les études de résidu ont montré que la toxicité du naled diminuait rapidement dans les heures qui suivent l'application (cf point 4.1.1). Le risque par voie orale pour les abeilles diminue dans les heures qui suivent le traitement. Le risque, si il existe, peut donc être fortement réduit si le traitement n'est pas effectué durant la période d'activité des pollinisateurs, soit entre 8h et 19h30.

#### 4.1.4. Conclusion

Le calcul du quotient de risque à partir de la donnée de toxicité par contact du naled sur les abeilles permet de conclure qu'il n'existe pas de risque potentiel par contact pour les abeilles du au naled lorsque le produit est appliqué selon les usages recommandés.

Le risque par voie orale ne peut être exclu par le calcul du quotient de risque.

Cependant, les études de résidu ont montré que la toxicité du naled diminuait rapidement dans les heures qui suivent l'application.

En l'absence de données plus précises, des mesures de gestion du risque appropriées doivent être prises, comme par exemple appliquer le produit en dehors des périodes d'activité des abeilles en vertu de l'arrêté du 28 novembre 2003 relatif aux conditions d'utilisation des insecticides et acaricides à usage agricole en vue de protéger les abeilles et autres insectes pollinisateurs,

Le bilan du premier traitement effectué en 2006 avec d'autres produits larvicides et adulticides que le naled indique que le respect du protocole d'application et la mise en place de celui-ci en en partenariat avec les apiculteurs sont indispensables à la réduction des effets néfastes générés sur les populations d'abeilles. Le surdosage, le non-respect des distances de sécurité aux ruches, la contamination de plantes en floraison sont des facteurs ayant des répercussions importantes sur la gravité des impacts sur les abeilles.

Le deuxième protocole a montré qu'une organisation plus efficace pouvait permettre de diffuser des informations indispensables pour limiter l'impact, sur les abeilles, des insecticides utilisés. Il a permis également de commencer à lister des mesures de base, non exhaustives, dont l'application simple parait efficiente.

- Un géo-référencement de l'emplacement des ruches déclarés à la DSV.
- Une information des équipes de démoustication sur le risque de la LAV sur les abeilles.

- Une interdiction de traitement dans un rayon de 100 m autour des ruches, sachant que le rayon de butinage le plus efficace se situe entre 100 et 150 m de la ruche.
- Une information des apiculteurs pour les inciter à couvrir leurs ruches le soir au passage des véhicules de traitement UBV (Ultra Bas Volume) et mettre en place un système de transhumance des ruches.

Au vue de la diminution rapide de la toxicité du naled dans les résidus, les applications de nuit devraient permettre d'exclure une exposition des abeilles aux résidus de naled.

Il convient de noter que l'évaluation du risque encouru par les abeilles est supposée couvrir les risques pour les autres espèces pollinisatrices, bien que des essais avec d'autres espèces ne soient pas spécifiquement requis.

---

#### **4.2. EFFETS SUR LES INSECTES NON-CIBLES**

---

Très peu de données sont disponibles sur la toxicité du naled sur les insectes non cibles. Cox (2002) a résumé quelques données issues de la littérature.

« Les guêpes parasitoïdes qui pondent leurs oeufs dans d'autres insectes peuvent aussi être empoisonnés par une exposition au naled à faible niveau. Selon les chercheurs du Département Américain de l'Agriculture, les guêpes qui parasitent les mouches à fruit ont été tuées par un mélange de naled et d'appât protéiné préconisé pour tuer ces mouches à fruit (Purcell et al, 1999). Le Naled est aussi hautement toxique sur les acariens prédateurs (US-EPA, non daté).

En Floride, un zoologiste de l'Université a étudié les zones où des traitements insecticides sur moustiques ont eu lieu régulièrement avec soit du Dibrom ou soit un autre insecticide. Une diminution majeure dans la diversité des insectes sur ces zones traitées a été observée. Les guêpes ont montré « certaines des baisses les plus dramatiques dans la diversité des espèces ». La population des insectes, qui est normalement contrôlée par les guêpes parasitoïdes, a augmenté (Emmel, 1991). »

---

## 5. CONCLUSION GENERALE

---

Le naled est un insecticide organophosphoré à large spectre qui entrave l'action de l'enzyme acetylcholinestérase, ce qui interrompt la transmission de l'influx nerveux des insectes.

L'absence de risque pour les organismes aquatiques n'a pas pu être démontré. La comparaison des rapports CPE/CPSE montre un risque inacceptable aux doses proposées pour les organismes étudiés et notamment pour les producteurs primaires, les invertébrés et les organismes vivant dans les sédiments.

En raison du mode d'application du produit contenant du naled, les organismes terrestres peuvent être exposés. Les calculs de risques ont montré que le risque était acceptable pour les oiseaux et les mammifères buvant de l'eau contaminée, se nourrissant de poissons à proximité d'une zone traitée ou se nourrissant de la végétation et des insectes d'une zone traitée.

Le risque par voie orale pour les abeilles n'a pas pu être écarté lors de l'application de produit à base de naled.

Par conséquent, des mesures de gestion du risque seraient nécessaires telles qu'un appareillage plus sélectif, une limitation des périodes de traitement en fonction de la biologie des abeilles...

Le risque pour les vers de terre et les micro-organismes du sol n'a pu être évalué en l'absence de données de toxicité sur ces organismes.

L'ensemble des résultats est présenté dans le tableau III.16.

Tableau III.16 : Récapitulatif de l'évaluation quantitative du risque écotoxicologique pour l'application des produits contenant du Naled.

	<u>Type d'organisme</u>	<u>Résultat (comparaison avec la valeur seuil)</u>	<u>Risque</u>
<u>Aquatiques</u>	<u>Général</u>	$\frac{CPSE}{0,19 \text{ ng/L}}$ $CPE/CPSE = >1$	<u>Non écarté</u>
	<u>Buvant l'eau</u>	$RTE = 667 (> 5)$	<u>Ecarté</u>
	<u>Se nourrissant de poissons</u>	:	<u>Non probable</u>
	<u>Se nourrissant de vers de terre</u>	:	<u>Non probable</u>
<u>Oiseaux</u>	<u>Herbivore</u>	$RTE_{\text{aigu}} > 18 (> 10)$ $RTE_{\text{court terme}} > 225 (> 10)$ $RTE_{\text{long terme}} > 50 (> 5)$ $RTE_{\text{aigu}} > 30 (> 10)$	<u>Ecarté</u>
	<u>Insectivore</u>	$RTE_{\text{court terme}} \geq 491 (> 10)$ $RTE_{\text{long terme}} > 58 (> 5)$ $RTE_{\text{aigu}} = 512 (> 10)$	<u>Ecarté</u>
	<u>Omnivore</u>	$RTE_{\text{court terme}} = 5812 (> 10)$ $RTE_{\text{long terme}} = 683 (> 5)$	<u>Ecarté</u>
	<u>Buvant l'eau</u>	$RTE = 6,1 \cdot 10^4 (> 5)$	<u>Ecarté</u>
	<u>Se nourrissant de poissons</u>	:	<u>Non probable</u>
	<u>Se nourrissant de vers de terre</u>	:	<u>Non probable</u>
<u>Terrestres</u>	<u>Mammifères</u>	:	<u>Ecarté</u>
	<u>Herbivore</u> 25-1500 g	$RTE_{\text{aigu}} > 15 (> 10)$ $RTE_{\text{long terme}} = 0,8 \text{ et } 1,4 (> 5)$	<u>Non écarté</u>
	3000 g	$RTE_{\text{long terme}} = 7,7 (> 5)$ $RTE_{\text{aigu}} > 375 (> 10)$	<u>Ecarté</u>
	<u>Insectivore</u>	$RTE_{\text{long terme}} > 10 (> 5)$ $RTE_{\text{long terme}} = 333 (> 5)$	<u>Ecarté</u>
	<u>Abeilles</u>	$HQ_{\text{Oral}} = \text{n.d.}$ $QR_{\text{Contact}} = 47,7 (< 50)$	<u>Non écarté</u> <u>Ecarté</u>
	<u>Insectes non cibles aquatiques et terrestres</u>	<u>Pas de données</u>	<u>Non écarté</u>
	<u>Vers de terre</u>	<u>Pas de données</u>	<u>Non écarté</u>

## LISTE DES REFERENCES

**Partie I :** Liste des revues issues des organismes officiels et utilisées pour la constitution de ce document :

- Addendum DAR Dichlorvos (2005), Final Addendum to the Draft Assessment Report dichlorvos, Mai 2005.
- California EPA (1999) Naled Risk Characterisation Document (RCD 99-03). California Environmental Protection Agency, Department of Pesticide Regulation. November 1999.
- DAR Dichlorvos (2005), Draft Assessment Report dichlorvos, Juin 2005, Volume 3, point B9.
- EPA-EFED (1999)-Naled- Addendum to EFED's Registration Chapter DP Barcode : D254041, US EPA Memorandum from Jon Peckenpaugh and al. March 17, 1999.
- US-EPA (2006) Memorandum – "Finalization of Interim Registration Eligibility Decisions (IREDs) and Interim Tolerance reassessment and Risk Management decisions (TREDs) for the organophosphate pesticides, and Completion of the Tolerance reassessment and registration Eligibility Process for the organophosphate Pesticides". US EPA Memorandum from D. Edwards to J. Jones. July 31, 2006.

**Partie II :** Liste des documents utilisés pour la constitution de ce document :

- Cox (2002), Insecticide factsheet, Naled (Dibrom). Journal of pesticide reform/Fall 2002, Vol 22, N°3
- DRASS Réunion (2006) Note technique de la Direction Régionale des affaires sanitaires et sociales de la Préfecture de la Réunion sur la « Lutte contre l'épidémie de chikungunya ».
- DIREN Réunion (2006a) Premier bilan sur les impacts des traitements anti moustiques, dans le cadre de la lutte contre le chikungunya sur les espèces et les milieux de l'île de la Réunion. Rapport rédigé par le Comité scientifique ad-hoc créé le 15 mars 2005
- DIREN Réunion (2006b) « Note concernant les précautions environnementales prises dans le cadre de la lutte anti-vectorielle contre le chikungunya. » de la Direction Régionale de l'Environnement de la Réunion, 19 février 2006.
- DIREN (2006) Suivi environnemental de l'impact potentiel de la lutte antivectorielle mise en oeuvre contre le chikungunya. Evaluation de la qualité de l'eau, des sédiments et de la contamination d'organismes aquatiques en milieux marin et estuarien. Lionel Gardes, 28 juin 2006
- EPPO (1994): Decision-making scheme for the environmental risk assessment of plant protection products. Chapter 11, terrestrial vertebrates. EPPO Bulletin, Vol. 24, No. 1, March 1994.
- EC (2002) Guidance document on risk assessment for birds and mammals under council directive 91/414/EEC. European Commission, SANCO/4145/2000, 24 September 2002

- FOCUS (2005). « Pesticides in Air : Considerations for Exposure Assessment ». Rapport du groupe de travail FOCUS sur les Pesticides dans l'air, Document EC SANCO (draft, 218 pp)
- IPCS (2005) INCHEM, Naled ICSC 0925
- IRD (2007) Communication personnelle avec des représentants en charge de la lutte anti-vectorielle de cet organisme (Institut de Recherche pour le Développement), Avril 2007.
- Métas E. (2006) Etude des impacts à court terme de la lutte anti-vectorielle sur les abeilles dans le cadre de l'épidémie de chikungunya. Syndicat apicole de la Réunion, Etude DIREN – Volet Abeilles
- OCDE (2007) OECD Task Force on Biocides 3rd Draft Emission Scenario Document for Insecticides, acaricides and products to control other arthropods (PT 18) for household and professional uses », du 12 mars 2007
- SSM (2004) Evaluation du risque environnemental des produits phytopharmaceutiques. Révision 6-5, octobre 2004. Commission d'étude de la toxicité des produits antiparasitaires à usage agricole et des produits assimilés des matières fertilisantes et des supports de culture
- TGD (2003) Technical Guidance Document on risk assessment, Institute for Health and Consumer Protection, European Chemical Bureau, EUR 20418 EN/2, 2003

**Partie III:** Liste des références primaires des études discutées dans ce document :

- Emmel, T.C. 1991. Overview: Mosquito control, pesticides, and the ecosystem. In *Mosquito control pesticides: Ecological impacts and management alternatives*, ed. T.C Emmel and J.C. Tucker. Gainesville FL: Scientific Publishers, Inc.
- Purcell, M.F., J.D. Stark, and R.H. Messing. 1994. Insecticide effect on three tephritid fruit flies and associated braconid parasitoids in Hawaii. *J. Econ. Entomol.* 87(6): 1455-1462.
- U.S. EPA. Undated. Naled reregistration standard - Nontarget insects. p. 2



CEHTRA  
43 rue Laroque  
33560 Sainte Eulalie  
France

Tel (33) 5 57 77 56 10  
Fax (33) 5 57 77 56 20  
www.cehtra.fr

**NALED**

**IV-Toxicologie**

**DATE**

**Juillet 2007**

---

**TABLE DES MATIERES**

<b>1. Introduction.....</b>	<b>278</b>
<b>2. toxicocinetique .....</b>	<b>280</b>
<b>3. Toxicité aigue .....</b>	<b>281</b>
<b>4. Tolerance locale .....</b>	<b>282</b>
<b>5. Toxicité Subchronique.....</b>	<b>282</b>
<b>6. Mutagenicite .....</b>	<b>284</b>
<b>7. Etudes chroniques et oncogenicité .....</b>	<b>286</b>
7.1. Etude combinée Toxicité chronique/cancerogénicité chez le Rat.....	286
7.2. Etude de cancerogénicité chez la SOURIS .....	286
<b>8. Développement et reproduction.....</b>	<b>286</b>
8.1. Toxicité de la reproduction.....	286
8.2. Teratogenicité.....	287
<b>9. Etudes de neurotoxicité .....</b>	<b>287</b>
<b>10. autres composants présents dans la formulation .....</b>	<b>288</b>
<b>11. Effet sur la santé humaine.....</b>	<b>289</b>
<b>12. Selection de la DSEIO et des facteurs de securite pour l'evaluation des risques pour les operateurs ou les accompagnants et personnes presentes.....</b>	<b>290</b>
12.1. Selection de la DSEIO la plus pertinente .....	290
12.2. Selection des facteurs de sécurité les plus pertinents.....	292
12.3. selection d'une Cseio specifique et de facteurs de sécurités pertinents pour l'exposition par inhalation.....	292
<b>13. conclusion generale sur la toxicité de la formulation.....</b>	<b>293</b>

## 1. INTRODUCTION

Dans cette section, les propriétés toxicologiques de la matière active et les résultats des études sont présentés afin de pouvoir sélectionner la dose sans effet indésirable observé la plus pertinente à partir de l'ensemble des résultats expérimentaux présentés. Cette dose de référence ainsi que les facteurs de sécurité dérivés seront ensuite utilisés pour évaluer les risques pour les opérateurs ou les accompagnants et personnes présentes pendant les phases d'application de produit contenant du naled dans les conditions susceptibles d'être utilisées à la Réunion pour lutter contre le vecteur du virus du Chikungunya.

Cette évaluation des effets toxicologiques est une synthèse rédigée à partir des documents de revue effectués par les organismes officiels. Les rapports primaires d'étude n'ont pas été revus par les rédacteurs de ce document.

Les résultats des études de toxicologie sont présentés de manière exhaustive, tels que rapportés dans les revues des organismes officiels. Les données issues du document de caractérisation du risque du naled par les autorités environnementales de Californie ont été privilégiées dans ce document, en raison de la précision des résultats présentés et parce que ces résultats étaient aussi présentés dans les autres revues des organismes officiels (California Environmental Protection Agency, 1999 ; California Environmental Protection Agency, 2001).

Le naled est un insecticide organophosphoré à large spectre qui inhibe l'action de l'enzyme cholinestérase, ce qui interrompt la transmission de l'influx nerveux des insectes.

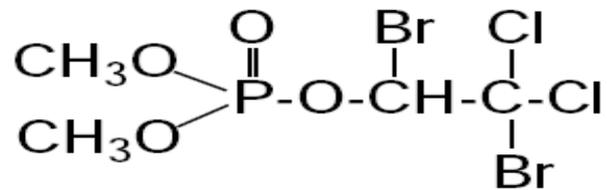


Figure IV.1. Structure du naled

Le dichlorvos (DDVP) est le produit de dégradation principal dans l'environnement et le métabolite majeur chez l'animal. Le naled technique, tel qu'il est étudié dans cette partie, contient du DDVP. Ce DDVP est présent à moins de 1% dans la formulation susceptible d'être utilisée à la Réunion, le DIBROM® 8 Emulsive (AMVAC, 2005). Le DDVP est classé comme possible cancérigène chez l'homme par l'IARC (groupe 2B) et l'EPA (classe C), parce qu'il a entraîné des tumeurs du pré-estomac chez la souris et du pancréas chez le rat par exposition orale.

La formulation à base de Naled, susceptible d'être utilisée à la Réunion, est le DIBROM® 8 Emulsive qui contient moins 3% de naphtalène (AMVAC, 2005). Le naphtalène est classé comme possible cancérigène chez l'homme par l'IARC (groupe 2B) et l'EPA (classe C), parce qu'il a entraîné des tumeurs du poumon chez le rat et la souris par exposition par inhalation.



## 2. TOXICOCINETIQUE

### **Absorption, distribution et excrétion**

**Dans le cadre d'une étude de pharmacocinétique**, un rat mâle et un rat femelle (Sprague-Dawley) ont reçu du naled (ethyl-1-<sup>14</sup>C) par gavage à une dose de 28 et de 50 mg/kg pc, respectivement (Cheng, 1981a dans California Environmental Protection Agency, 1999). 48 h après le traitement, la radioactivité retrouvée dans les urines, l'air, la carcasse et le foie ont montré que le taux d'absorption digestive était supérieur à 90% dans les deux sexes. De la radioactivité a été retrouvée dans tous les tissus examinés (foie, sang, intestin, rein, testicules, cœur, muscle, graisses et cerveau), mais elle était présente en taux les plus élevées dans le foie (4,3% chez le mâle et 7,6% chez la femelle) et l'intestin (6,0% chez le mâle et 2,5% chez la femelle). Le pourcentage de radioactivité récupéré dans les urines, les fèces, et dans l'air expiré a été de 38,7%, 6,6% et 16,1% respectivement chez le mâle et de 37,1%, 8,1% et 27,0% respectivement chez la femelle. Une étude complémentaire a été réalisée chez des rats mâles (Sprague-Dawley) qui ont reçu du naled (ethyl-1-<sup>14</sup>C) par gavage à une dose de 25 mg/kg pc et ont été sacrifiés 2, 6, 24 et 96 heures après traitement (Cheng, 1981b dans California Environmental Protection Agency, 1999). Après 2 heures, les taux les plus élevés de radioactivité ont été retrouvés dans l'intestin, le foie et le sang. Au cours du temps, la radioactivité a décliné dans l'intestin, alors qu'elle a augmenté dans les autres tissus.

**Une étude de pénétration cutanée *in vivo* chez le rat est disponible.** La formulation <sup>14</sup>C-Dibrom-8 (4,2, 0,52, 0,19 et 0,045 mg/rat) a été appliquée sur 10 cm<sup>2</sup> de peau rasée de rats mâles dérivés Wistar (4 par groupe) pendant 0,5, 1, 2, 4, 10 ou 24 heures (Jones, 1999 dans California Environmental Protection Agency, 2001). Pendant la période de 24 heures, l'absorption de naled a augmenté avec le temps, avec un pourcentage d'absorption maximum d'environ 20% atteint à 24 heures. Le pourcentage de radioactivité présente sur la peau, composée de la radioactivité retrouvée au niveau du stratum corneum et du site d'application, a été déterminé entre 6 et 13% de la radioactivité administrée. Le département de réglementation des pesticides de l'organisme Californien a déterminé le facteur de pénétration cutanée à 35%, basé sur les quantités de radioactivité mesurées sur la peau, dans les urines, les fèces, le tractus gastro-intestinal, la carcasse, le sang et dans l'air exhalé à la dose la plus faible (0,045 mg/10 cm<sup>2</sup>) à 10 heures après traitement.

**Ce facteur de pénétration cutanée de 35% est donc proposé pour l'évaluation des risques pour l'opérateur.**

### **Métabolisme**

Dans l'étude précédente de Cheng (1981a) (dans California Environmental Protection Agency, 1999), plus de 90% de la radioactivité retrouvée dans les urines a été identifiée en tant que dichloro-éthanol et ses conjugués. Des métabolites mineurs ont aussi été retrouvés, à savoir l'acide hippurique, l'urée, et le des-methyl dichlorvos (DDVP). Tous ces métabolites ont aussi été retrouvés dans les fèces. Dans l'étude complémentaire de Cheng (1981b) (dans California Environmental Protection Agency, 1999), le dichlorvos (DDVP) n'a été retrouvé que dans l'intestin mais en tant que métabolite majeur, constituant 80% et 50% de la radioactivité totale à 2 et 6 heures après traitement, respectivement. Lors de cette étude, l'analyse de l'urine a démontré un profil métabolique similaire à celui décrit dans l'étude précédente (Cheng 1981a dans California Environmental Protection Agency, 1999)

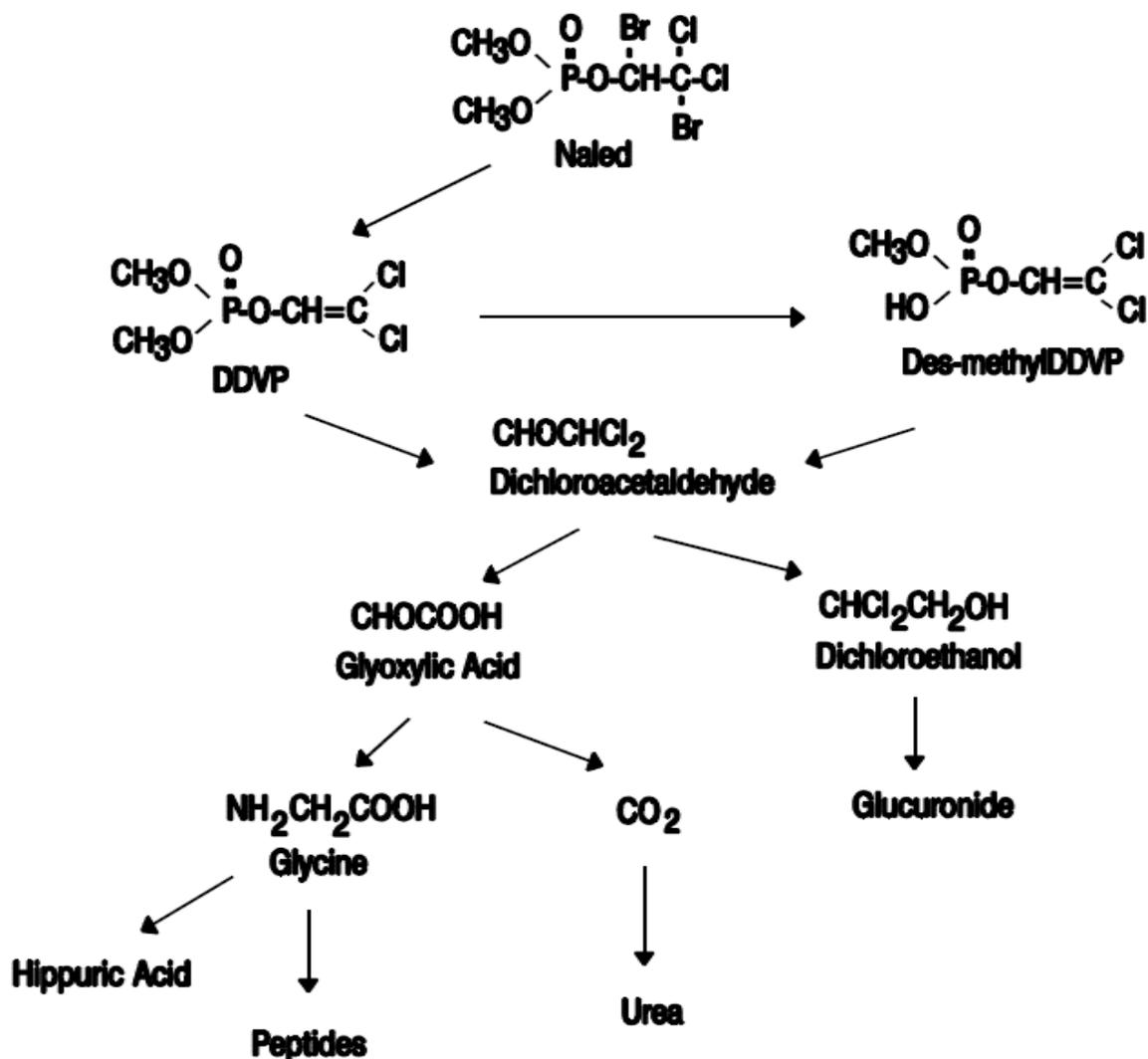


Figure IV.2: Profil métabolique du naled chez le rat  
(dans California Environmental Protection Agency, 1999).

D'autres études de toxicocinétique ont été conduites chez la chèvre, le poulet et la vache. Ces études ont confirmé la large distribution du naled à l'ensemble des tissus et le profil métabolique proposé pour le rat (California Environmental Protection Agency, 1999).

### 3. TOXICITE AIGUE

De nombreuses données sont disponibles pour estimer la toxicité aigue du naled (California Environmental Protection Agency, 1999 ; California Environmental Protection Agency, 2001). Par voie orale, les  $DL_{50}$  sont comprises entre 50 et 500 mg/kg pc. Le naled est nocif, avec des résultats relativement concordants entre eux. Ainsi, les résultats de  $DL_{50}$  rapportés par l'US EPA chez le rat sont de 92 à 371 mg/kg pc (USEPA, 2006).

Les résultats des études de toxicité aigue par voie cutanée et par inhalation sont moins homogènes, avec des  $DL_{50}$  variant de 350 à 4500 mg/kg pc et des  $CL_{50}$  variant de 0,2 à 1,5

mg/L. En l'absence de données expliquant ces fortes variations, les valeurs de DL<sub>50</sub> et CL<sub>50</sub> les plus faibles sont considérées. Ainsi le naled est toxique par voie cutanée et très toxique par inhalation (California Environmental Protection Agency, 1999 ; California Environmental Protection Agency, 2001).

#### 4. TOLERANCE LOCALE

A partir des résultats des études chez le lapin et le cobaye, le naled est considéré comme irritant pour la peau, sévèrement irritant pour les yeux et faiblement sensibilisant pour la peau (California Environmental Protection Agency, 1999 ; California Environmental Protection Agency, 2001).

#### 5. TOXICITE SUBCHRONIQUE

**Dans une étude de 28 jours chez le rat**, des groupes de 10 rats Sprague-Dawley /sexe/dose ont reçu **par gavage** des doses de 0, 0,25, 1,0, 10 ou 100 mg/kg pc/j de naled (pureté 91%) (Lough *et al.*, 1981 dans California Environmental Protection Agency, 1999). A 100 mg/kg pc/j, 12/20 animaux sont morts pendant l'étude. Une détresse respiratoire, une léthargie, une pâleur, une hypersalivation et une augmentation de la fréquence des diarrhées ont été observées dans la plupart des rats traités à cette dose. Le gain de poids corporel et la consommation de nourriture ont été affectés transitoirement. Les cholinestérases érythrocytaire, plasmatique et cérébrale mesurées en fin de traitement ont été inhibées de manière significative à partir de 10 mg/kg pc/j. A cette dose, les activités des cholinestérases érythrocytaire, plasmatique et cérébrale, comparées à celles des témoins, étaient de 63%, 74% et 47% chez les mâles, respectivement et de 52%, 72% et 48% chez les femelles, respectivement. L'examen macroscopique des tissus des animaux traités n'a pas montré d'effet lié au traitement.

**La DSEIO (Dose sans effet indésirable observé) est de 1,0 mg/kg pc/j** sur la base de l'inhibition des cholinestérases observée aux doses plus élevées.

**Dans une étude de 90 jours chez le rat**, des groupes de 10 rats Sprague-Dawley /sexe/dose ont reçu **par gavage** des doses de 0, 0,4, 2,0 ou 10 mg/kg pc/j de naled (pureté 92,7% avec 1,2% de dichlorvos (DDVP)) (Lamb 1994 dans California Environmental Protection Agency, 1999). Aucun effet lié au traitement n'a été observé dans la viabilité, le poids corporel moyen, le gain de poids corporel et la consommation de nourriture. A 10 mg/kg pc, des tremblements ont été observés chez 3 femelles sur 10. L'activité des cholinestérases n'a pas fait l'objet de mesures dans cette étude.

**La DSEIO (Dose sans effet indésirable observé) est de 2,0 mg/kg pc/j** sur la base des tremblements uniquement observés chez les femelles à 10 mg/kg pc/j.

**Dans une étude de 90 jours chez le rat**, des groupes de 12 rats Fischer 344 /sexe/dose ont été exposés **par inhalation** à des doses de 0, 0,039, 0,22 ou 1,0 mg/kg pc/j de naled (pureté 92,1%), équivalentes à des concentrations d'expositions de 0, 0,23, 1,29 ou 5,8 µg/L, respectivement. Les rats ont été exposés 6 h/j, 5j/semaine. Un groupe témoin et un groupe traité à la plus forte dose ont été utilisés en tant que groupe satellite avec une période de 6 semaines sans traitement avant sacrifice (Griffis, 1986 dans California Environmental Protection Agency, 1999). A 1 mg/kg pc/j, une détresse respiratoire, une hypersalivation et

les décharges nasales ont augmenté. Toutes les cholinestérases ont été significativement inhibées, notamment les cholinestérases plasmatiques et érythrocytaires comparées aux cérébrales. Ces inhibitions ont été réversibles puisque les activités enzymatiques étaient toutes  $\geq 79\%$  des contrôles après la période de récupération de 6 semaines. A cette même dose, certains paramètres biochimiques tels que le ratio albumine/globuline ont été modifiés. L'examen histopathologique a montré une faible augmentation des anomalies histopathologiques au niveau du nez (dysplasie épithéliale, rhinite chronique et une hémorragie) qui n'ont été observés presque exclusivement que chez les rats traités. L'incidence de la dysplasie épithéliale nasale chez les animaux témoins et ceux des groupes exposés à des concentrations faibles, moyennes et élevées étaient respectivement de 0/12, 0/12, 3/12, 2/12 chez les mâles et de 0/12, 1/12, 1/12, 3/12 chez les femelles. L'incidence de la rhinite chronique chez les animaux témoins et ceux des groupes exposés à des concentrations faibles, moyennes et élevées étaient respectivement de 0/12, 2/12, 1/12, 1/12 chez les mâles et de 0/12, 2/12, 3/12, 4/12 chez les femelles.

**La DSEIO (Dose sans effet indésirable observé) est de 0,039 mg/kg pc/j** sur la base de l'inhibition des cholinestérases observée aux doses plus élevées.

Pour les effets locaux, la DSEIO (Dose sans effet indésirable observé) est  $< 0,039$  mg/kg pc/j sur la base de l'augmentation des effets au niveau du nez observée à toutes les doses.

**Dans une étude de 21 jours chez le rat**, des groupes de 12 rats Sprague-Dawley /sexe/dose ont été traités **par application cutanée** aux doses de 0, 1, 20 ou 80 mg/kg pc/j de naled (pureté 90%). Les rats ont été exposés 6 h/j, 5j/semaine (Rausina and Zimmermann, 1986 dans California Environmental Protection Agency, 1999). Des augmentations d'incidence d'inflammation aiguë, et des nécroses ont été observées dans les régions traitées chez les animaux de chacun des groupes ; les effets à 1 mg/kg pc/j étant décrits comme minimes à légers. Certains signes cliniques et paramètres chimiques cliniques ont été modifiés non significativement. Une inhibition statistiquement significative des cholinestérases plasmatiques, érythrocytaires et cérébrales a été observée à 20 et 80 mg/kg pc. Toutes les cholinestérases ont été significativement inhibées, notamment les cholinestérases plasmatiques et cérébrales comparées aux érythrocytaires.

**La DSEIO (Dose sans effet indésirable observé) systémique est de 1 mg/kg pc/j** sur la base de l'inhibition des cholinestérases observée aux doses plus élevées.

Pour les effets locaux, la DSEIO (Dose sans effet indésirable observé) est  $< 1$  mg/kg pc/j sur la base de l'augmentation des effets locaux d'irritation de la peau observée à toutes les doses.

**Dans une étude de 28 jours menée chez le chien**, des groupes de 2 chiens Beagle /sexe/dose ont reçu **par gavage** des doses de 0, 0,2, 1,0, 5,0 ou 25,0 mg/kg pc/j de naled (pureté 92,3%) (Batham *et al.*, 1983 dans California Environmental Protection Agency, 1999). Les seuls signes cliniques observés ont été des vomissements à 5 et 25 mg/kg pc/j et des selles molles chez les deux mâles à 25 mg/kg pc/j. Des diminutions de gain de poids, de la consommation de nourriture et de certains paramètres biochimiques ont été notées. Une inhibition significative des cholinestérases plasmatiques et érythrocytaires a été observée à partir de 1 mg/kg pc/j, alors qu'elle n'est survenue qu'à partir de 5 mg/kg pc/j pour les cholinestérases cérébrales.

**La DSEIO (Dose sans effet indésirable observé) est de 0,2 mg/kg pc/j** sur la base de l'inhibition des cholinestérases plasmatiques et érythrocytaires observée aux doses plus élevées.

**Dans une étude d'un an menée sur le chien**, des groupes de 6 chiens Beagle /sexe/dose ont reçu **par gavage** des doses de 0, 0,2, 2,0 ou 20,0 mg/kg pc/j de naled (pureté 92,3%) (IRDC, 1986 ; Slagowski, 1986, dans California Environmental Protection Agency, 1999). Les signes cliniques observés ont été une incidence accrue et liée à la dose des vomissements, diarrhées et hypersalivation. Toutes les cholinestérases ont été significativement inhibées, notamment les cholinestérases érythrocytaires comparées aux plasmatiques et cérébrales. L'augmentation de la durée d'exposition de 4 semaines à 1 an s'est traduite en une augmentation légère (0-15%) de l'inhibition des cholinestérases plasmatiques et érythrocytaires. Les paramètres hématologiques (érythrocyte moyen, hémoglobine, hématocrite) ont été significativement diminués à 2,0 et 20,0 mg/kg pc/j. A ces mêmes doses, les poids relatifs et absolus du foie (chez les 2 sexes) et des reins (chez la femelle) ont été significativement augmentés.

**La DSEIO (Dose sans effet indésirable observé) est de 0,2 mg/kg pc/j** sur la base de l'inhibition des cholinestérases et des effets histopathologiques associés observée aux doses plus élevées.

## 6. MUTAGENICITE

Le naled a donné des résultats négatifs dans un nombre adéquat de tests de mutagénicité *in vivo* (tests du micronoyau et des aberrations chromosomiques chez la souris) et *in vitro* (test d'Ames, essai de synthèse non programmée de l'ADN) :

Tableau IV.1 : Résultats des études de mutagénicité

Test	Espèce	Conditions	Résultat	Référence
Test d'Ames <i>In vitro</i>	<i>Salmonella typhimurium</i> / <i>Escherichia coli</i>	De 0,0003 à 1,0 mg/plaque (Avec et sans S9)	Négatif	Carver, 1988 dans California Environmental Protection Agency, 1999
Synthèse non programmée de l'ADN <i>In vitro</i>	Primary rat hepatocyte	De 1,0 à 50 µg/mL	Négatif	Thilagar, 1988 dans California Environmental Protection Agency, 1999
Aberrations chromosomiques <i>In vivo</i>	Cellules de moelle osseuse de rats Sprague-dawley	6,2, 20,6, 61,7 mg/kg pc : femelles 3,9, 12,9, 38,8 mg/kg pc : mâles (gavage)	Négatif	Carver, 1983 dans California Environmental Protection Agency, 1999

---

Test du micronoyau <i>In vivo</i>	Cellules de moelle osseuse de souris Swiss albino	55, 110, 290 mg/kg pc : femelles 55, 110, 220 mg/kg pc : mâles (gavage)	Négatif	Machado, 1984 dans California Environmental Protection Agency, 1999
--------------------------------------	---	--	---------	---

## 7. ETUDES CHRONIQUES ET ONCOGENICITE

### 7.1. ETUDE COMBINEE TOXICITE CHRONIQUE/CANCEROGENICITE CHEZ LE RAT

Des groupes de 65 rats (55 rats après 8 semaines) Sprague-Dawley /sexe/groupe ont reçu par gavage des doses de 0, 0,2, 2,0, ou 10,0 mg/kg pc/j de naled (pureté 93,3 %) durant 102 semaines et 105 semaines pour les femelles et les mâles, respectivement (Batham *et al.*, 1984 ; Slagowski, 1987 dans California Environmental Protection Agency, 1999).

Aucun effet lié au traitement n'a été observé sur le taux de décès, les signes cliniques, le poids, la consommation de nourriture et les paramètres sanguins.

Toutes les cholinestérases ont été significativement inhibées, notamment les cholinestérases plasmatiques et cérébrales comparées aux érythrocytaires.

Des tumeurs mammaires ont été observées chez les femelles traitées et contrôles sans que leur incidence ne soit liée au traitement. Une incidence légèrement accrue des adénocarcinomes a été observée chez les rats mâles. Néanmoins, même si le pourcentage d'occurrence (0, 0, 2, 4% pour les groupes contrôle, traités à 0,2, 2, et 10,0 mg/kg pc/j, respectivement) a augmenté significativement selon l'analyse statistique rapportée de cette étude, l'apparition de tumeur a été très faible (1/49 et 2/48 à 2 et 10,0 mg/kg pc/j, respectivement).

Pour la toxicité chronique, **la DSEIO (systémique) est de 0,2 mg/kg pc/j** sur la base de l'inhibition des cholinestérases observée aux doses plus élevées.

### 7.2. ETUDE DE CANCEROGENICITE CHEZ LA SOURIS

Des groupes de 60 souris CD-1/sexe/groupe ont reçu par gavage des doses de 0, 3, 15 ou 75/50 mg/kg pc/j de naled (pureté 92,7%) durant 89 semaines. La dose maximale a été réduite à 50 mg/kg pc/j à partir de la semaine 27 en raison de la mortalité (14 souris sont mortes). 10 souris/sexe/groupe ont été sacrifiées en semaine 52 (IRDC, 1984 dans California Environmental Protection Agency, 1999).

Aucun effet significatif lié au traitement n'a été observé sur la mortalité, les signes cliniques, le poids, la consommation de nourriture et les paramètres hématologiques.

L'activité des cholinestérases n'a pas fait l'objet de mesures dans cette étude.

Aucun effet cancérigène n'a été observé.

Dans cette étude, **la DSEIO est de 15 mg/kg pc/j**, sur la base de l'augmentation de la mortalité à 75 mg/kg pc/j de naled.

## 8. DEVELOPPEMENT ET REPRODUCTION

### 8.1. TOXICITE DE LA REPRODUCTION

Dans une étude de reproduction sur deux générations, des groupes de 30 rats CD femelles et de 15 mâles /dose ont reçu par gavage des doses de 0, 2, 6 ou 18 mg/kg pc/j de naled (pureté 91,0 %). Le traitement a été maintenu pendant 102 jours durant la période de pré-

accouplement, l'accouplement, la parturition et la lactation (Bio/dynamic Inc., 1985 dans California Environmental Protection Agency, 1999).

Aucun signe clinique ni d'effet sur la consommation de nourriture n'a été rapporté. Le seul effet rapporté sur les parents a été une diminution du poids corporel de tous les mâles F1 traités durant les semaines 30 à 62.

On a constaté une diminution significative (71-75% du contrôle) du nombre total de nouveau-nés, seulement dans la génération F2 à 6 et 18 mg/kg pc/j. Une diminution significative du poids des animaux F1 (82-85% du contrôle) issus des animaux traités a été observée, uniquement aux jours 8 et 12 de la lactation.

**La DSEIO pour la toxicité maternelle est < 2 mg/kg pc/j**, la dose testée la plus faible en raison des effets sur le poids corporel.

**La DSEIO pour la toxicité de la reproduction est de 2 mg/kg pc/j**, sur la base du nombre total de nouveau-né et du poids corporel des animaux de la descendance des animaux traités.

---

## 8.2. TERATOGENICITE

---

**Dans une étude de tératogénicité réalisée par gavage chez le rat**, des groupes de 30 femelles Sprague-Dawley gravides ont reçu des doses de 0, 2, 10 ou 40 mg/kg pc/j de naled (pureté 91,4 %) durant la gestation du jour 6 au jour 19 (Science Applications, Inc., 1984 dans California Environmental Protection Agency, 1999).

Des tremblements, de l'hypersalivation et une activité réduite ont été observées chez les animaux traités à 40 mg/kg pc/j. Dans ce groupe, une diminution significative (71% du contrôle) du poids corrigé (poids des utérus gravides soustraits) des animaux a été observée.

Aucun effet significatif sur le développement n'a été observé.

Sur la base de la diminution de gain de poids observée à 40 mg/kg pc/j, **la DSEIO pour la toxicité maternelle est de 10 mg/kg pc/j**.

**La DSEIO pour la toxicité du développement est de 40 mg/kg pc/j** (concentration testée la plus élevée). Aucune LOAEL du développement n'a pu être établie.

**Dans une étude de tératogénicité réalisée par gavage menée sur lapin**, des groupes de 20 femelles New-Zealand gravides ont reçu par gavage des doses de 0, 0,2, 2 ou 8 mg/kg pc/j de naled (pureté 92,5 %) durant la gestation du jour 7 au jour 19 (Hardy, 1985 dans California Environmental Protection Agency, 1999).

Aucun effet significatif sur les parents n'a été observé.

Aucun effet significatif sur le développement n'a été observé.

**La DSEIO pour la toxicité maternelle et du développement est de 8 mg/kg pc/j** (concentration testée la plus élevée). Aucune LOAEL n'a pu être établie.

---

## 9. ETUDES DE NEUROTOXICITE

---

Des groupes de 12 rats Sprague-Dawley /sexe/groupe (16 pour la plus haute dose) ont reçu par gavage des doses uniques de 0, 25, 100 ou 400 mg/kg pc/j de naled (pureté 92,7 %)

(Lamb 1993 dans California Environmental Protection Agency, 1999). Les effets observés lors de la batterie d'essais d'observation fonctionnelle ont consisté en des tremblements, exophtalmie, diminution de la réponse au pincement de la queue, diminution de la force musculaire des pattes arrière. A 25 mg/kg pc/j, les effets observés n'ont pas été considérés comme significatifs, mais en raison de l'augmentation des effets en fonction de la dose administrée, ces effets ont été considérés comme pertinents du point de vue toxicologique. A partir de 100 mg/kg pc/j, des effets significatifs ont été observés sur les activités sensorimotrice, neuromusculaire et physiologique chez les deux sexes. Ces effets ont disparu au jour 14.

Dans l'étude de 90 jours chez le rat précédemment décrite en section 5, une batterie d'essais d'observation fonctionnelle a également été conduite. Des groupes de 10 rats Sprague-Dawley /sexe/dose ont reçu par gavage des doses de 0, 0,4, 2,0 ou 10 mg/kg pc/j de naled (pureté 92,7% avec 1,2% de dichlorvos (DDVP)) (Lamb 1994 dans California Environmental Protection Agency, 1999). A 10 mg/kg pc, des tremblements ont été observés chez 3 femelles sur 10. Les résultats de la batterie d'essais d'observation fonctionnelle conduite sur les rats n'ont pas révélé d'effets significatifs liés au traitement.

Dans cette deuxième étude, la **DSEIO (Dose sans effet indésirable observé) relative aux effets neurotoxicologiques est de 2,0 mg/kg pc/j** sur la base des tremblements uniquement observés chez les femelles à 10 mg/kg pc/j.

## 10. AUTRES COMPOSANTS PRESENTS DANS LA FORMULATION

Le dichlorvos est le métabolite principal du naled et est présent en faible pourcentage (environ 1% dans le naled technique). Ainsi, les études de toxicologie conduites avec le naled technique, permettent d'évaluer la toxicité du dichlorvos présent à faible pourcentage dans le naled. Quelques données complémentaires sur cette substance sont néanmoins présentées.

Le dichlorvos est un composé organo-phosphoré comme le naled. Il inhibe les cholinestérases dans le sang, les erythrocytes et le système nerveux. Il est toxique par contact avec la peau et par ingestion (T R24/25).

Le dichlorvos a été classé comme cancérigène possible chez l'homme par l'IARC (groupe 2B) et l'EPA (classe C) parce qu'il a entraîné des tumeurs chez les rats et les souris dans certaines études.

Aucune tumeur n'a été observée par voie orale après administration dans la nourriture (rat à 25 mg/kg j/pc ou chien à 11 mg/kg j/pc, expositions chroniques) ou par inhalation (rat 5 mg/L, 23 h/j, 2 ans) (INRS, 2000).

Après administration par voie orale par gavage, dans l'huile de maïs, le dichlorvos est cancérigène chez le rat et la souris. Il augmente le taux de papillomes à cellules squameuses du pré estomac chez la souris des 2 sexes (20 ou 40 mg/kg pc/j, 5 j/sem, 103 sem) et celui des adénomes du pancréas exocrine chez le rat des 2 sexes (4 ou 8 mg/kg pc/j, 5 j/sem, 103 sem). Chez le rat mâle, il induit des leucémies à cellules mononuclées à 4 et 8 mg/kg pc/j et des tumeurs bénignes du poumon à la forte dose; chez la femelle, il provoque des fibroadénomes mammaires (INRS, 2000).

Le naphtalène est produit à partir de goudron de houille ou de pétrole. Il possède une faible toxicité puisque les effets rapportés tels que l'anémie hémolytique, une cataracte lenticulaire

et un effet de sensibilisation n'apparaissent qu'à de fortes concentrations. Il est classé nocif par inhalation (Xn R22).

Le naphtalène est classé comme cancérigène possible chez l'homme par l'IARC et l'EPA, parce qu'il a entraîné des tumeurs du poumon chez le rat et la souris par exposition par inhalation.

Le naphtalène est classé comme cancérigène possible chez l'homme par l'IARC (groupe 2B) et l'EPA (classe C), parce qu'il a entraîné des tumeurs du poumon chez le rat et la souris par exposition par inhalation.

L'étude du NTP (1992) (dans INERIS, 2005) a exposé 70 souris B6C3F1 mâles et 70 souris B6C3F1 femelles à 0 et à 10 ppm de naphtalène (0 et 52 mg/m<sup>3</sup>), 6 heures par jour, 5 jours par semaine pendant 104 semaines et 135 souris mâles et 135 souris femelles à 30 ppm de naphtalène (157 mg/m<sup>3</sup>), 6 heures par jour, 5 jours par semaine pendant 104 semaines (pureté du naphtalène > 99 %). Cette étude a mis en évidence une augmentation significative de l'incidence des adénomes bronchio-alvéolaires chez les souris femelles exposées à la plus forte concentration de naphtalène (30 ppm). Un carcinome bronchio-alvéolaire fut également observé dans le groupe des souris femelles exposé à 30 ppm. Chez les souris mâles exposées au naphtalène, une augmentation de l'incidence des adénomes et des carcinomes bronchio-alvéolaires fut également constatée, mais cette augmentation n'est pas significative. Un LOAEL de 30 ppm a été établi pour le développement d'adénomes bronchio-alvéolaires chez les souris femelles (NTP, 1992 dans INERIS, 2005).

Dans leur étude, Adkins *et al.* (1986) (dans INERIS, 2005) ont exposé des groupes de 30 souris femelles A/J à des concentrations de 0, 10 et 30 ppm de naphtalène, 6 heures par jour, 5 jours sur 7, pendant 6 mois. La survie de ces animaux n'est pas différente entre le groupe témoin et les groupes exposés. Les animaux ont été sacrifiés au bout des 6 mois et les poumons ont été examinés. Une augmentation de l'incidence des tumeurs pulmonaires a été observée dans les groupes exposés, mais elle n'est pas statistiquement significative par rapport au groupe contrôle.

Chez le rat, une étude récente (NTP, 2000 dans INERIS, 2005) a été menée chez 49 rats mâles Fischer et 49 rats femelles Fischer exposés à 0, 10, 30 et 60 ppm de naphtalène (0, 52, 157 et 314 mg/m<sup>3</sup>), 6 heures par jour, 5 jours par semaines pendant 105 semaines (pureté du naphtalène > 99 %). Cette étude a montré la présence de neuroblastomes de l'épithélium olfactif chez 0/49, 0/49, 4/48 et 3/48 rats mâles et chez 0/49, 2/49, 3/49 et 12/49 rats femelles respectivement exposés à 0, 10, 30 et 60 ppm de naphtalène. De plus des adénomes de l'épithélium respiratoire nasale ont été constatés chez 0/49, 6/49, 8/48 et 15/48 rats mâles et chez 0/49, 0/49, 4/49 et 2/49 rats femelles respectivement exposés à 0, 10, 30 et 60 ppm de naphtalène. Ces adénomes et neuroblastomes ne sont pas retrouvés chez les animaux exposés à la même concentration de naphtalène pendant 2 ans.

Dans l'étude de Adbdo *et al.*, 2001 (dans INERIS, 2005) des rats F344 mâles et femelles ont été exposés à 0, 10, 30 ou 60 ppm de naphtalène (0, 52, 157 et 314 mg/m<sup>3</sup>), 6 heures par jour, 5 jours par semaine pendant 2 ans. Une augmentation de l'incidence des adénomes de l'épithélium respiratoire a été constatée. Chez les rats mâles, le pourcentage des adénomes observés est de 0 % pour les animaux témoins, de 12 % pour 10 ppm de naphtalène, de 17 % pour 30 ppm et de 31 % pour 60 ppm. Chez les rats femelles, les résultats sont les suivants : 0% (témoin), 0 % (10 ppm), 8 % (30 ppm) et 4 % (60 ppm). Une augmentation de l'incidence des neuroblastomes de l'épithélium nasal olfactif a également été observée : 0 % (témoin), 0 % (10 ppm), 8 % (30 ppm) et 6 % (60 ppm) chez les rats mâles et 0 % (témoin), 4 % (10 ppm), 6 % (30 ppm) et 24 % (60 ppm) chez les rats femelles.

## 11. EFFET SUR LA SANTE HUMAINE

La toxicité des organophosphorés, liée au mécanisme d'inhibition des cholinestérases, est bien connue chez l'homme.

Les cas annuels de maladie et d'accidents liés à l'exposition aux pesticides en Californie ont été répertoriés entre 1982 et 1996. Pendant cette période de 15 ans, 145 cas ont été rapportés comme étant liés à l'utilisation du naled seul ou du naled en combinaison avec d'autres pesticides (Mehler, 1999 dans California Environmental Protection Agency, 1999). La revue de ces cas a indiqué que plus de la moitié étaient liés à des applications accidentelles de naled sur le visage des personnes, à des contacts avec des résidus présents sur les feuilles ou des dérives de spray.

Pour 49 de ces 145 cas, les symptômes ont consisté en une irritation des mains et des yeux. Parmi les 86 autres cas, 56 ont été testés pour déterminer les taux des cholinestérases. Parmi ceux-ci, 32 avaient des résultats normaux, 13 avaient des taux de cholinestérases anormalement faibles et 11 n'avaient pas de résultats disponibles.

## **12. SELECTION DE LA DSEIO ET DES FACTEURS DE SECURITE POUR L'EVALUATION DES RISQUES POUR LES OPERATEURS OU LES ACCOMPAGNANTS ET PERSONNES PRESENTES**

### **12.1. SELECTION DE LA DSEIO LA PLUS PERTINENTE**

Les opérateurs sont très vraisemblablement exposés plusieurs jours par semaine et durant plusieurs semaines, voire des mois dans les cas d'importantes recrudescences de maladies infectieuses à transmission vectorielle.

Dans les études de toxicité répétée chez le rat, la souris ou le chien, les effets adverses les plus sensibles sont des inhibitions des cholinestérases dans le plasma, les erythrocytes et le système nerveux. Les effets les plus communément observés sont des tremblements, une hypersalivation et une augmentation de la mortalité.

Tableau IV.2 : Résultats des études de toxicité utiles pour dériver le NEAO (Niveau d'exposition acceptable pour l'opérateur)

Voie	Durée	Espèces	DSEIO	DMEIO	Effet	Référence
orale	28 jours	rat	1 mg/kg pc/j	20 mg/kg pc/j	Inhibition des cholinestérases dans le plasma, les erythrocytes et le système nerveux	Lough <i>et al.</i> , 1981 dans California Environmental Protection Agency, 1999
orale	13 semaines	rat	2 mg/kg pc/j	10 mg/kg pc/j	Tremblements (les activités des cholinestérases n'ont pas été mesurées)	Lamb 1994 dans California Environmental Protection Agency, 1999
inhalation	13 semaines	rat	0,039 mg/kg pc/j	0,22 mg/kg pc/j	Inhibition des cholinestérases dans le plasma, les erythrocytes et le système nerveux	Griffis, 1986 dans California Environmental Protection Agency, 1999
cutanée	21 jours	rat	1 mg/kg pc/j	20 mg/kg pc/j	Inhibition des cholinestérases dans le plasma, les erythrocytes et le système nerveux	Rausina and Zimmermann, 1986 dans California Environmental Protection Agency, 1999
orale	28 jours	chien	0,2 mg/kg pc/j	1 mg/kg pc/j	Inhibition des cholinestérases dans le plasma et les erythrocytes	Batham <i>et al.</i> , 1983 dans California Environmental Protection Agency, 1999
orale	1 an	chien	0,2 mg/kg pc/j	2 mg/kg pc/j	Inhibition des cholinestérases dans le plasma, les erythrocytes et le système nerveux ; Augmentation du poids du foie et des reins	IRDC, 1986 ; Slagowski, 1986, dans California Environmental Protection Agency, 1999
orale	2 ans	rat	0,2 mg/kg pc/j	2 mg/kg pc/j	Inhibition des cholinestérases dans le plasma, les erythrocytes et le système nerveux	Batham <i>et al.</i> , 1984 ; Slagowski, 1987 dans California Environmental Protection Agency, 1999
orale	89 semaines	souris	15 mg/kg pc/j	75 mg/kg pc/j	Mortalité (les activités des cholinestérases n'ont pas été mesurées)	Bio/dynamic Inc., 1985 dans California Environmental Protection Agency, 1999

Pour dériver, au niveau systémique, la dose sans effet indésirable observé la plus pertinente, les deux études menées chez le chien sur 28 jours et un an sont considérées (Batham *et al.*, 1984 ; IRDC, 1986 ; Slagowski, 1986, dans California Environmental Protection Agency, 1999), puisque les effets adverses ont été observés aux doses les plus faibles et les animaux ont été exposés sur une durée jusqu'à un an, période supérieure à la période d'exposition supposée des opérateurs et donc représentative d'un scénario pire-cas. Dans les deux études, des inhibitions des cholinestérases dans le plasma, les érythrocytes et le système nerveux ont été observées à 1 et 2 mg/kg pc/j, dans l'étude 28 jours et l'étude 1 an, respectivement. Dans ces 2 études, la DSEIO a été établie à 0,2 mg/kg pc/j.

## 12.2. SELECTION DES FACTEURS DE SECURITE LES PLUS PERTINENTS

Tableau IV.3 : Facteurs de sécurité pour le calcul des marges de sécurité

Facteurs d'évaluation	valeurs
Interespèces	10 Pas d'étude disponible chez l'homme.
Intraespèces	10
Durée d'exposition	1
Extrapolation pour la voie d'exposition	1
Qualité des données	1 (seulement des résumés d'études disponibles mais issus d'études BPL scientifiquement évaluées)
refMOS	100

## 12.3. SELECTION D'UNE CSEIO SPECIFIQUE ET DE FACTEURS DE SECURITES PERTINENTS POUR L'EXPOSITION PAR INHALATION

En raison du mode d'application du produit contenant du naled dans le cadre de la lutte antivectorielle et puisqu'une étude de toxicité par administration répétée utilisant cette voie spécifique est disponible, la dérivation d'une CSEIO (concentration sans effet indésirable observé) spécifique pour l'exposition par inhalation est nécessaire.

Dans l'étude de Griffis (1986) (dans California Environmental Protection Agency, 1999), les rats ont été exposés pendant 90 jours à des aérosols contenant du naled.

A la concentration testée la plus faible : 0,23 µg/L, correspondant à une dose de 0,039 mg/kg pc/j, aucun effet sur les cholinestérases n'a été observé, mais des effets au niveau de la muqueuse nasale ont été observés. Ces effets étaient néanmoins peu marqués. L'incidence de la dysplasie épithéliale nasale chez les animaux témoins et ceux des groupes exposés à des concentrations faibles, moyennes et élevées étaient respectivement de 0/12, 0/12, 3/12, 2/12 chez les mâles et de 0/12, 1/12, 1/12, 3/12 chez les femelles. L'incidence de la rhinite chronique chez les animaux témoins et ceux des groupes exposés à des concentrations faibles, moyennes et élevées étaient respectivement de 0/12, 2/12, 1/12, 1/12 chez les mâles et de 0/12, 2/12, 3/12, 4/12 chez les femelles.

A 1,29 µg/L (correspondant à 1 mg/kg pc/j), toutes les cholinestérases ont été significativement inhibées, notamment celles des cholinestérases plasmatiques et érythrocytaires.

Dans cette étude, aucune réelle CSEIO (Dose sans effet indésirable observé) n'a pu être dérivée. La valeur de référence dérivée à partir de cette étude est donc la CMEIO (Concentration minimale entraînant un effet indésirable observé) égale à 0,039 mg/kg pc/j. Un même facteur de sécurité de 100 que pour la DSEIO systémique (voir section 12.2 de ce document) auquel est ajouté un facteur de sécurité supplémentaire de 2, qui est pris en compte en raison de l'absence de DSEIO dérivée de cette étude. Ce facteur de 2 est suffisant en raison de la faible augmentation des effets observés à la première concentration testée.

Exposition par inhalation :

**Valeur de référence : 0,039 mg/kg pc/j**

**Facteur de sécurité : 200**

### 13. CONCLUSION GENERALE SUR LA TOXICITE DE LA FORMULATION

Le naled est très toxique par inhalation, toxique par voie cutanée et nocif par absorption orale. Cette substance est irritante et sensibilisante pour la peau et est sévèrement irritante pour les yeux. Cette substance est considérée comme ni mutagène, ni cancérigène. Aucun effet significatif sur la reproduction et le développement n'a été observé à des doses inférieures aux doses entraînant des effets toxiques chez les parents.

Quelle que soit l'espèce testée, l'inhibition des cholinestérases dans le plasma, les erythrocytes et le système nerveux a été identifiée comme le principal effet entraîné par l'administration répétée de naled. La durée d'exposition n'est pas un facteur déterminant dans l'apparition de cet effet, puisque les doses sans effet sont similaires lorsque les durées d'exposition ont été prolongées. En revanche, la voie d'administration est prépondérante, puisque l'exposition par inhalation a entraîné des effets à des doses bien plus faibles que par les autres voies. Ainsi, et en raison du mode d'application du produit à base de naled employé dans le cadre de la lutte anti-vectorielle, une valeur de référence et un facteur de sécurité pour l'exposition par inhalation ont été dérivés en plus d'une DSEIO par voie systémique.

La valeur de la DSEIO par voie systémique la plus pertinente pour évaluer les risques pour les opérateurs ou les accompagnants et personnes présentes a été établie à 0,2 mg/kg pc/j (études de 1 an et 28 jours sur chien par voie orale) et la marge de sécurité à 100.

La valeur de référence pour l'exposition par inhalation est une CMEIO équivalente à 0,039 mg/kg pc/j (étude de 90 jours sur rat par inhalation) et la marge de sécurité est de 200.

Le DIBROM® 8 Emulsive contient moins de 1% de dichlorvos. Cette substance est classée comme possible cancérigène chez l'homme par l'IARC (groupe 2B) et l'EPA (classe C), puisque certaines des études chez l'animal ont montré un possible effet cancérigène. Les évaluations de risques liées à l'utilisation de la formulation sont réalisées à partir des effets les plus sensibles liés aux propriétés toxicologiques de cette formulation. Ainsi, l'évaluation des risques basée sur l'exposition au naled et des effets du naled sur l'inhibition des cholinestérases couvre les risques de survenue des cancer liés à l'exposition au dichlorvos, en raison du faible pourcentage de cette substance dans la formulation et de la dose absorbée nécessaire pour augmenter le risque d'apparition de cancers.

Le DIBROM® 8 Emulsive contient moins de 3% de naphthalène. Cette substance est classée comme possible cancérigène chez l'homme par l'IARC et l'EPA, puisque certaines des études chez l'animal ont montré un possible effet cancérigène. Ainsi, pour les mêmes raisons que celles citées pour le dichlorvos (faible pourcentage dans la formulation et dose

nécessaire pour l'apparition d'un effet cancérigène), il est considéré que les risques de survenue des cancers liés à l'exposition au naphtalène sont couverts par l'évaluation des risques basée sur l'exposition au naled.

## LISTE DES REFERENCES

**Partie I:** Liste des revues issues des organismes officiels et utilisées pour la constitution de ce document :

- California Environmental Protection Agency (1999) Naled Risk Characterisation Document (RCD 99-03). California Environmental Protection Agency, Department of Pesticide Regulation. November 1999.
- California Environmental Protection Agency (2001) Naled Risk Characterisation Document (RCD 99-03), First Addendum. California Environmental Protection Agency, Department of Pesticide Regulation. August 6, 2001.
- INERIS (2005) Naphtalene- Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques
- INRS (2000) Dichlorvos : Fiche Toxicologique N°11 6. 2000.
- USEPA (2006) Memorandum – "Finalization of Interim Registration Eligibility Decisions (IREDs) and Interim Tolerance reassessment and Risk Management decisions (TREDs) for the organophosphate pesticides, and Completion of the Tolerance reassessment and registration Eligibility Process for the organophosphate Pesticides". US EPA Memorandum from D. Edwards to J. Jones. July 31, 2006.

**Partie II:** Liste des documents disponibles utilisés pour la constitution de ce document :

- AMVAC (2005) Material Safety Data Sheet. AMVAC Chemical Corporation DIBROM® 8 EMULSIVE. AMVAC MSDS No.: 254\_10. Current Revision Date: 21 October, 2005

**Partie III:** liste des références primaires des études citées dans ce document :

- Adbd K. M., Grumbein S. and Chou B. J., 2001. Toxicity and carcinogenicity study in F344 rats following 2 years of whole-body exposure to naphthalene vapors. *Inhal Toxicol*, 13, 931- 350.
- Adkins B., Van Stee E.W., Simmons J.E., 1986. Oncogenic response of strain A/J mice to inhaled chemicals. *J Toxicol Environ Health*, 17, 311-322.
- Batham, P., C. Bier, P. Araujo, B.R. Broxup, B.E. Osborne, and B.G. Procter (Bio-Research Laboratories Ltd.), 1983. A four-week Dibrom oral toxicity study in dogs. Chevron Chemical Company. DPR Vol. 215-092 #55451.
- Batham, P., B.E. Osborne, C. Bier, P. Araujo, B. Broxup, and B.G. Procter (Bio-Research Laboratories Ltd.), 1984. Dibrom chronic oral toxicity/carcinogenicity study in rats. Chevron Chemical Company. DPR Vol. 215-064 to 071 #37591.
- Bio/dynamic Inc., 1985. Two-generation reproduction study in rats with dibrom. Chevron Chemical Company. DPR Vol. 215-051 #27114, and 215-057 to 061 #34059-34065.
- Carver, J.H. (EG&G Mason Research Institute), 1983. *In vivo* cytogenetics study in rats naled technical. Chevron Chemical Company. DPR Vol. 215-043 #22769.

- Carver, J.H. (Chevron Chemical Company), 1988. Microbial/mammalian microsome plate incorporation mutagenicity assay with naled technical. DPR Vol. 215-105 #72239.
- Cheng HM, 1981a. Metabolism of [Ethyl-1-14C]Naled in Rats - 14C Excretion Pattern. Cal/EPA Department of Pesticide Regulation Registration Document No. 215-063, Record No. 40342.
- Cheng HM, 1981b. Metabolism of [Ethyl-1-14C]Naled in Rats - Characterization of 14C in Tissues. Cal/EPA Department of Pesticide Regulation Registration Document No. 215-063, Record No. 40343.
- Griffis, L., 1986. Thirteen week aerosol inhalation toxicity study of Chevron naled technical (SX-1665) in rats. Chevron Chemical Company. DPR Vol. 215-133 #131243.
- IRDC, 1984. Lifetime oral carcinogenicity study in mice. Chevron Chemical Company. DPR Vol. 215-044 #26886 and #26887.
- IRDC, 1986. One year chronic oral toxicity study in dogs with naled technical. Chevron Chemical Company. DPR Vol. 215-087 #46846.
- Lamb, I.C. (WIL Research Laboratories, Inc.), 1993. An acute neurotoxicity study of naled technical in rats. Valent U.S.A. Corp. DPR Vol. 215-122 #129873 (same as 215-135 #131841).
- Lamb, I.C. (WIL Research Laboratories, Inc.), 1994. A subchronic (13-week) neurotoxicity study of naled technical in rats. Valent U.S.A. Corp. DPR Vol. 215-125 #130838.
- Lough, R.L., P. Batham, C. Bier, B. Legg, P. Araujo, J.W. Hooper, B. Broxup, B.E. Osborne, and B.G. Procter (Bio-Research Laboratories Ltd.), 1981. Dibrom™ four-week subchronic oral toxicity study in rats. Chevron Chemical Limited. DPR Vol. 215-032 #928896.
- Machado, M.L. (Chevron Chemical Company), 1984. Mouse bone marrow micronucleus assay with Chevron naled technical. DPR Vol. 215-074 #37601 (also in DPR Vol 215-050 #26893).
- Mehler L, 1999. Summary Report on Illnesses and Injuries Associated with Exposure to Naled as Reported to the California Pesticide Illness Surveillance Program, 1982 – 1996. Worker Health and Safety Branch, Cal/EPA Department of Pesticide Regulation, dated March 22.
- NTP, 1992. National Toxicology Program. Technical report series No. 410. Toxicology and carcinogenesis studies of naphthalene (CAS No. 91-20-3) (inhalation studies). Research Triangle Park. TER-91021.
- NTP, 2000. National Toxicology Program (2000) toxicology and carcinogenesis studies of naphthalène (CAS N°91-20-3) in F344/N rats (inhalation studies) National Toxicology Program, National institute of Environmental Health Sciences, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Institute of Health. Research Triangle Park. NTP technical report N° 500; NIH Publ. N°01-4434.
- Rausina, G.A. and R.A. Zimmerman (Chevron Chemical Company), 1986. Twenty-eight day dermal toxicity study with naled technical in rats. DPR Vol. 215-086 #49218.
- Science Applications, Inc., 1984. Teratology study in rats with naled technical. Chevron Chemical Company. DPR Vol. 215-073 #37600.
- Slagowski, J.L. (Chevron Chemical Company), 1986. Addendum to one-year oral toxicity study in dogs with naled technical - Dosage formulation analyses. DPR Vol. 215-087 #46847.
- Thilagar, A (Sitek Research Laboratories), 1988. Test for chemical induction of unscheduled DNA synthesis in rat primary hepatocyte cultures by autoradiography: naled technical. Chevron Chemical Company. DPR Vol. 215-105 #72240.



## Annexe 1. DSEIO et LOAEL – Etudes chez l'animal sur le naled

Voie	Durée	Espèce	DSEIO	DMEIO	Organe/Effet	Commentaires	Référence
<b>Toxicité aigue</b>							
Orale	unique	rat		92 mg/kg	DL <sub>50</sub>	DL <sub>50</sub>	USEPA 2006
Orale	unique	rat		371 mg/kg	DL <sub>50</sub>	DL <sub>50</sub>	USEPA 2006
Orale	unique	rat		50 - 500 mg/kg	DL <sub>50</sub>	50 mg/kg : 1/10 mort 1 heure après traitement ; diarrhées, tremblements, hypersalivation 500 mg/kg : 10/10 mort ; baisse d'activité, tremblements	California EPA 2001
Orale	unique	rat		81-85 mg/kg	DL <sub>50</sub>	DL <sub>50</sub>	California EPA 1999
Orale	unique	rat (f)		160 mg/kg	DL <sub>50</sub>	DL <sub>50</sub>	California EPA 1999
Orale	unique	rat (m)		250 mg/kg	DL <sub>50</sub>	DL <sub>50</sub>	California EPA 1999
Orale	unique	souris		257-336 mg/kg	DL <sub>50</sub>	DL <sub>50</sub>	California EPA 1999
Orale	unique	souris (f)		222 mg/kg	DL <sub>50</sub>	DL <sub>50</sub>	California EPA 1999
Cutanée	unique	lapin (m)		3627 mg/kg	DL <sub>50</sub>	Diarrhées, tremblements, hypersalivation, baisse d'activité, érythèmes et nécroses cutanées	California EPA 2001
Cutanée	unique	lapin (f)		4492 mg/kg	DL <sub>50</sub>	Diarrhées, tremblements, hypersalivation, baisse d'activité, érythèmes et nécroses cutanées	California EPA 2001
Cutanée	unique	rat (m)		800 mg/kg	DL <sub>50</sub>	DL <sub>50</sub>	California EPA 1999
Cutanée	unique	lapin (m)		354 mg/kg	DL <sub>50</sub>	DL <sub>50</sub>	California EPA 1999
Cutanée	unique	lapin (m)		702 mg/kg	DL <sub>50</sub>	DL <sub>50</sub>	California EPA 1999
Cutanée	unique	lapin (m)		390 mg/kg	DL <sub>50</sub>	DL <sub>50</sub>	California EPA 1999

Voie	Durée	Espèce	DSEIO	DMEIO	Organe/Effet	Commentaires	Référence
Cutanée	unique	lapin (f)		360 mg/kg	DL <sub>50</sub>	DL <sub>50</sub>	California EPA 1999
Inhalation (nez seulement)	unique	rat (m)		1,4 mg/L	DL <sub>50</sub>	0,77 mg/L : diarrhées 1,45 mg/L : baisse d'activité, tremblements	California EPA 2001
Inhalation (nez seulement)	unique	rat (f)		1,5 mg/L	DL <sub>50</sub>	1,45 mg/L : gêne respiratoire chez une femelle	California EPA 2001
Inhalation	unique	rat		0,19 -0,20 mg/L	DL <sub>50</sub>	DL <sub>50</sub>	California EPA 1999

Voie	Durée	Espèces	DSEIO	DMEIO	Organe/Effet	Commentaires	Référence
<b>Toxicité Subchronique</b>							
orale	28 jours	rat	1 mg/kg/jour	10 mg/kg/jour	Inhibition des cholinestérases du plasma, des érythrocytes et du cerveau	Détresse respiratoire, léthargie, pâleur, hypersalivation, diarrhées	California EPA 1999
orale	90 jours	rat	2 mg/kg/jour	10 mg/kg/jour	Tremblements	L'activité des cholinestérases n'a pas été mesurée	California EPA 1999
inhalation	90 jours	rat	Systémique : 0,039 mg/kg/j	Systémique : 0,22 mg/kg/j	Inhibition des cholinestérases du plasma, des érythrocytes et du cerveau	A 0.039 mg/kg/j, des effets locaux au niveau du tissu nasal ont été observés	California EPA 1999
cutanée	21 jours	rat	1 mg/kg/jour	20 mg/kg/jour	Inhibition des cholinestérases du plasma, des érythrocytes et du cerveau	Inflammation aiguë, nécroses des régions traitées	California EPA 1999
orale	28 jours	chien	0,2 mg/kg/jour	1 mg/kg/jour	Inhibition des cholinestérases du plasma et des érythrocytes	Diminution de gain de poids et de consommation de nourriture.	California EPA 1999
orale	Un an	chien	0,2 mg/kg/jour	2 mg/kg/jour	Inhibition des cholinestérases du plasma, des érythrocytes et du cerveau	Diminution des taux d'érythrocyte moyen, d'hémoglobine, d'hématocrite. Poids relatifs et absolus du foie (chez les 2 sexes) et des reins (chez la femelle) significativement augmentés.	California EPA 1999

Voie	Durée	Espèces	DSEIO	DMEIO	Organe/Effet	Commentaires	Référence
<b>Toxicité chronique</b>							
orale	2 ans	rat	0,2 mg/kg/jour	2 mg/kg/jour	Inhibition des cholinestérases du plasma, des érythrocytes et du cerveau	Pas d'effet clinique significatif observé	California EPA 1999
orale	89 semaines	souris	15 mg/kg/jour	75 mg/kg/jour	Décès	L'activité des cholinestérases n'a pas été mesurée	California EPA 1999
<b>Tératogénicité/Toxicité de la reproduction</b>							
orale	2 générations	rat	Parentale < 2 mg/kg/jour Reproduction 2 mg/kg/jour	Parentale 2 mg/kg/jour Reproduction 10 mg/kg/jour	Parent : baisse du poids corporel Reproduction : diminution du nombre de nouveau-nés	Pas d'effet clinique significatif observé	California EPA 1999
Orale	tératogénicité	rat	Toxicité maternelle 10 mg/kg/jour Développement 40 mg/kg/jour	Toxicité maternelle 40 mg/kg/jour Développement -	Parents : baisse du poids	Hypersalivation, baisse d'activité chez les parents	California EPA 1999
Orale	tératogénicité	lapin	Toxicité maternelle 8 mg/kg/jour Développement 8 mg/kg/jour	Toxicité maternelle - Développement -	Pas d'effet significatif observé	-	California EPA 1999



CEHTRA  
43 rue Laroque  
33560 Sainte Eulalie  
France

Tel (33) 5 57 77 56 10  
Fax (33) 5 57 77 56 20  
www.cehtra.fr

## **NALED**

# **V-Evaluation de l'exposition et du risque pour l'homme**

### **DATE**

**Juillet 2007**

## TABLE DES MATIÈRES

<b>Introduction .....</b>	<b>305</b>
<b>1. Scenario 1: atomiseur nébulisateur porté sur le dos .....</b>	<b>307</b>
1.1. evaluation selon le modele poem .....	307
1.2. evaluation selon le modele TNSG biocides – Low Pressure .....	309
1.3. evaluation selon le modele TNSG biocides – medium Pressure (VLV) .....	311
1.4. evaluation selon le modele jardin .....	312
1.5. Conclusion pour l'opérateur utilisant un atomiseur nébulisateur porté sur le dos	313
<b>2. Scenario 2: nébulisateur monté sur un véhicule 4x4 .....</b>	<b>314</b>
2.1 evaluation selon le modele poem .....	314
2.2 Conclusion pour l'opérateur utilisant un atomiseur nébulisateur monté sur un véhicule 4x4 .....	314
<b>3 Exposition de l'accompagnant et de la personne présente .....</b>	<b>316</b>
3.1 Scénario 1 : atomiseur nébulisateur porté par sur le dos .....	316
3.2 Scénario 2 : nébulisateur monté sur un vehicule 4X4 .....	318
<b>4 Conclusion générale .....</b>	<b>320</b>
<b>ANNEXE I: Modèle UK POEM – nébulisateurs portés sur le dos (VLV) .....</b>	<b>321</b>
<b>ANNEXE IIA: Modèle TNG BIOCIDÉ – Low Pressure; 95%percentile (VLV)</b>	<b>324</b>
<b>ANNEXE IIb: Modèle TNG BIOCIDÉ – Low Pressure; 75%percentile (VLV)</b>	<b>325</b>
<b>ANNEXE IIIA: Modèle TNG BIOCIDÉ – Medium Pressure; 95%percentile (VLV) .....</b>	<b>326</b>
<b>ANNEXE IIIB: Modèle TNG BIOCIDÉ – Medium Pressure; 75%percentile (VLV) .....</b>	<b>327</b>
<b>ANNEXE IV: Modèle jardin – Presentation de l'étude.....</b>	<b>328</b>

**ANNEXE V: Modèle UK POEM – nébulisateurs portés sur 4X4 (VLV) .....331**

## INTRODUCTION

Dans cette section, l'évaluation des risques liés à l'utilisation du naled sous forme d'émulsion concentrée (EC) est présentée pour les opérateurs ou les accompagnants et personnes présentes dans les conditions prédites d'utilisation à la Réunion pour lutter contre le vecteur du virus du Chikungunya.

Deux valeurs de référence ont été dérivées pour cette molécule :

- une DSEIO (Dose Sans Effet Indésirable Observé) systémique de 0,2 mg/kg pc/j avec une marge de sécurité de 100,
- une valeur de toxicité de référence de 0,039 mg/kg pc/j avec une marge de sécurité de 200 pour l'exposition spécifique par inhalation.

Un facteur de pénétration cutanée de 35% a été sélectionné pour l'évaluation des risques pour l'opérateur.

Cette évaluation des risques sera conduite de manière préliminaire en comparant la dose d'exposition avec la dose de référence systémique. En cas de risque acceptable en première approche, l'évaluation sera alors conduite pour la voie spécifique par inhalation.

Le naled est appliqué pour contrôler les moustiques à l'âge adulte. Il sera utilisé sous la forme de la formulation DIBROM® 8 Emulsive à une dose de 22,4 g/ha. Cette formulation contient 888 g de naled par litre.

Peu de modèles sont disponibles pour estimer l'exposition des opérateurs ou des personnes présentes dans la zone traitée.

En raison de l'incertitude entre l'application ULV (Ultra-low volume) et VLV (Very low volume) concernant le type d'application qui sera réellement utilisé sur l'île de la Réunion (voir partie II : évaluation des risques environnement), ces deux types d'application seront considérés pour évaluer les risques pour les opérateurs. Le volume d'application de la solution de traitement (ou « bouillie ») varie entre ces deux types d'application : de 0,5 à 5 L/ha et de 10 à 20 L/ha pour les applications ULV et VLV, respectivement. Pour les deux types d'application les volumes de bouillie minimums seront considérés afin de prendre en compte les hypothèses les plus conservatrices pour l'évaluation des risques pour l'opérateur.

En première approche, cette évaluation des risques sera conduite en considérant uniquement le mode d'application VLV en raison de la plus faible concentration de matière active présente dans la bouillie appliquée par rapport à l'application ULV. En cas de risque acceptable, l'évaluation sera alors étendue à l'application ULV.

Les modèles suivants seront utilisés:

### UK POEM:

Ce modèle est construit sur la base d'études conduites au Royaume Uni au début des années 80. Il s'agissait surtout d'études non BPL et les données brutes ne sont plus disponibles. Ce modèle est considéré comme étant très conservateur. Cependant, comme il est reconnu en Europe, les résultats issus de ce modèle seront présentés quand nécessaire pour l'un ou l'autre usage. Les paramètres d'entrée et les chiffres génériques sont détaillés à l'adresse suivante :

[http://www.pesticides.gov.uk/uploadedfiles/Web\\_Assets/PSD/UK\\_POEM1.xls](http://www.pesticides.gov.uk/uploadedfiles/Web_Assets/PSD/UK_POEM1.xls)

**Modèle expo jardin v3\_4 :**

Ce modèle a été réalisé par l'UPJ (Union des entreprises pour la Protection des Jardins et Espaces Verts) à partir de mesures d'exposition sur des opérateurs lors de l'application de formulations phytopharmaceutiques par des jardiniers amateurs. Ce modèle a été validé en novembre 2005 par la Commission d'étude de la Toxicité des produits antiparasitaires à usage agricole et des produits assimilés. Il appartient à l'UPJ et à ses sociétaires. Un accès a été donné à l'AFSSET pour l'évaluation de ce dossier. Un des scénarios de ce modèle semble pertinent pour cette évaluation: mélange/chargement et application vers le haut d'une formulation liquide à l'aide d'un pulvérisateur à pression préalable. Un descriptif de l'étude sur laquelle est basé le modèle est joint en Annexe IV.

**Modèle produits biocides – TNSG : Human exposure guidance document :**

Ce document guide a été construit afin d'harmoniser au niveau Européen les différentes approches nationales considérées dans l'estimation de l'exposition de l'homme aux produits biocides. Ce modèle, décrit dans le Technical Notes for Guidance (TNSG), a permis la collecte et la consolidation des modèles et données disponibles sur l'exposition de l'homme aux produits biocides. Ce document guide est disponible sur le site Internet du Bureau Européen des substances chimiques :

<http://ecb.jrc.it/biocides/>

## 1. SCENARIO 1: ATOMISEUR NEBULISATEUR PORTE SUR LE DOS

### 1.1. EVALUATION SELON LE MODELE POEM

Le scénario « Hand-held rotary atomiser equipment (2,5 L tank). Outdoor, high level target” issu du modèle POEM a été retenu pour la pulvérisation portée.

#### Paramètres d'application considérés:

Taux d'application maximum: 22,4 g s.a. /ha

Dose de formulation appliquée : 0,025 L/ha

Volume d'application : 10 L/ha (Application VLV)

Volume du bidon : 1 L

Volume (estimé) du pulvérisateur: 15 L

Surface maximale traitée par jour: 5 ha

Durée de l'application: 4 h

L'évaluation du risque est donc conduite ci-dessous selon le modèle POEM. Un poids corporel de 60 kg a été considéré pour ce modèle.

Tableau V.1 : Scénario 1 - Evaluation selon le modèle UK POEM (détails en Annexe I)

	POEM			MOS
	Exposition	Absorbé		
	(mg/j)	(mg/j)	(mg/kg pc/j)	
<i>Exposition cutanée</i>				
Sans protection	287,5	100,6		
Gants mélange/chargement & Application	87,7	30,7		
Gants mélange/chargement & Application + combinaison imperméable	42,2	14,8		
<i>Inhalation</i>				
Mélange/chargement	-	-		
Application	0,088	0,088		
Total	0,088	0,088		
<b>Total (cutané+ inhalation)</b>				
Sans protection	287,6	100,7	1,68	< 1
Gants mélange/chargement & Application	87,8	30,8	0,51	< 1
Gants mélange/chargement & Application + combinaison imperméable	42,3	14,9	0,25	< 1

- pas d'inhalation mesurée selon POEM pendant le mélange/chargement

Le risque n'est pas acceptable pour l'opérateur en mode d'application VLV selon le modèle POEM puisque la dose estimée absorbée est supérieure à la dose toxicologique de

référence. L'évaluation des risques n'est donc pas conduite pour des conditions d'utilisation selon des hypothèses plus conservatrices (application ULV).

## 1.2. EVALUATION SELON LE MODELE TNSG BIOCIDES – LOW PRESSURE

Le modèle Spraying Model 1 – low pressure (1 to 3 bars) insecticide application, décrit dans le « Technical Notes for Guidance (TNSG) on human exposure to biocidal products ». Dans ce modèle, les valeurs d'exposition liées aux phases de mélange/chargement et d'application ne sont pas traitées séparément. Ce modèle ne prend pas en compte l'absence de port de gants ; l'exposition des mains est estimée sous les gants.

### Paramètres d'application considérés:

Pourcentage de s.a. dans bouillie d'application VLV : 0,22% (22 g/L)

Durée de l'application: 4 h

Poids corporel de l'opérateur : 60 kg

Tableau V.2 : Scénario 1 - Evaluation selon le modèle TNSG biocide low pressure insecticide application - VLV (détails en Annexes IIA & IIB)

	<b>95e percentile</b>			<b>MOS</b>	<b>75e percentile</b>			<b>MOS</b>
	Exposition (mg/j)	Absorbé (mg/j)	(mg/kg pc/j)		Exposition (mg/j)	Absorbé (mg/j)	(mg/kg pc/j)	
<i>Exposition cutanée</i>								
<u>Gants</u> mélange/chargement & Application	<u>153,3</u>	<u>53,7</u>	-		<u>54,2</u>	<u>19,0</u>	-	
<u>Gants</u> mélange/chargement & Application + protection corporelle #	<u>28,8</u>	<u>10,1</u>			<u>8,57</u>	<u>3,0</u>		
<i>Inhalation*</i>								
<u>Sans protection</u>	<u>1,43</u>	<u>1,43</u>			<u>1,43</u>	<u>1,43</u>		
<u>Protection individuelle</u> (masque) \$	<u>0,07</u>	<u>0,07</u>			<u>0,07</u>	<u>0,07</u>		
<b><u>Total (cutané+ inhalation)</u></b>								
<u>Gants</u> mélange/chargement & Application	<u>153,7</u>	<u>55,1</u>	<u>0,918</u>	<b>&lt; 1</b>	<u>54,6</u>	<u>20,4</u>	<u>0,34</u>	<b>&lt; 1</b>
<u>Gants</u> mélange/chargement & Application + protection corporelle + masque	<u>28,8</u>	<u>10,1</u>	<u>0,169</u>	<b>1,2</b>	<u>13,7</u>	<u>3,07</u>	<u>0,0510</u>	<b>3,9</b>

\* pour l'exposition par inhalation, la valeur du 95% percentile n'a pas été dérivée ; la valeur du 75% percentile est utilisée par défaut pour les 2 estimations.

# apporte 94% de protection sur le corps

\$ apporte 95% de protection respiratoire

Le modèle « TNSG biocides – Low Pressure » est défini en incertitude modérée : la base de données est suffisamment étendue et/ou la variabilité suffisamment faible pour que la distribution de l'exposition puisse être caractérisée avec un niveau raisonnable de fiabilité. Pour cette catégorie de modèle, on considère que la valeur du 75% percentile est représentative de la valeur d'exposition. Néanmoins, même en utilisant les valeurs de 75%

percentile, le risque n'est pas acceptable que l'opérateur soit équipé d'une protection individuelle ou non, puisque la marge de sécurité est dans tous les cas inférieure à 100.

### 1.3. EVALUATION SELON LE MODELE TNSG BIOCIDES – MEDIUM PRESSURE (VLV)

Le modèle Spraying Model 2 – medium pressure (4 to 7 bars) insecticide application, décrit dans le « Technical Notes for Guidance (TNsG) on human exposure to biocidal products ». Dans ce modèle, les valeurs d'exposition liées aux phases de mélange/chargement et d'application ne sont pas traitées séparément. Ce modèle ne prend pas en compte l'absence de port de gants ; l'exposition des mains est estimée sous les gants. Dans ce modèle, le produit présent sur les pieds à l'intérieur des chaussures est également pris en compte.

#### Paramètres d'application considérés:

Pourcentage de s.a. dans bouillie d'application VLV : 0,22% (22 g/L)

Durée de l'application: 4 h

Poids corporel de l'opérateur : 60 kg

Tableau V.3 : Scénario 1 - Evaluation selon le modèle TNsG biocide medium pressure insecticide application - VLV (détails en Annexes IIIA & IIIB)

	<u>95e percentile</u>			<u>MOS</u>	<u>75e percentile</u>			<u>MOS</u>
	<u>Exposition</u> (mg/j)	<u>Absorbé</u> (mg/j)	<u>(mg/kg</u> <u>pc/j)</u>		<u>Exposition</u> (mg/j)	<u>Absorbé</u> (mg/j)	<u>(mg/kg</u> <u>pc/j)</u>	
<u>Exposition cutanée</u>								
<u>Gants</u>								
<u>mélange/chargement &amp; Application</u>	<u>1132,5</u>	<u>396,4</u>	-		<u>140,9</u>	<u>49,3</u>	-	
<u>Gants</u>								
<u>mélange/chargement &amp; Application + protection individuelle</u>	<u>90,2</u>	<u>31,6</u>			<u>30,7</u>	<u>10,7</u>		
<u>Inhalation*</u>								
<u>Sans protection</u>	<u>2,18</u>	<u>2,18</u>			<u>2,18</u>	<u>2,18</u>		
<u>Protection individuelle</u>	<u>0,109</u>	<u>0,109</u>			<u>0,109</u>	<u>0,109</u>		
<b><u>Total (cutané+ inhalation)</u></b>								
<u>Gants</u>								
<u>mélange/chargement &amp; Application</u>	<u>1134,7</u>	<u>398,6</u>	<u>6,64</u>	<u>&lt; 1</u>	<u>143,1</u>	<u>51,5</u>	<u>0,836</u>	<u>&lt; 1</u>
<u>Gants</u>								
<u>mélange/chargement &amp; Application + protection individuelle</u>	<u>90,3</u>	<u>31,7</u>	<u>0,528</u>	<u>&lt; 1</u>	<u>30,8</u>	<u>10,8</u>	<u>0,180</u>	<u>1,1</u>

\* pour l'exposition par inhalation, la valeur du 95% percentile n'a pas été dérivée ; la valeur du 75% percentile est utilisée par défaut pour les 2 estimations.

Le risque n'est pas acceptable pour l'opérateur en mode d'application VLV selon le modèle « TNsG biocides – medium pressure » puisque la marge de sécurité est inférieure à 100 quel que soit le niveau de protection des opérateurs.

#### 1.4. EVALUATION SELON LE MODELE JARDIN

Des mesures d'exposition conduites selon les Bonnes Pratiques de Laboratoire ont été effectuées lors de l'application manuelle d'une formulation de désherbant sélectif sur des haies de hauteur > 60 cm par des jardiniers amateurs. Ces opérateurs ont appliqué le produit au moyen d'un pulvérisateur à pression préalable.

Ces données ont été intégrées dans le « Modèle expo jardin v3\_4 ». Un résumé de l'étude est présenté en Annexe IV.

Une évaluation de l'exposition peut être conduite avec ce modèle en raison du type d'application vers le haut, comme c'est le cas pour les opérateurs appliquant les produits adulticides dans le cas de la lutte anti-vectorielle. Néanmoins, le scénario et les paramètres sont différents. En effet, dans l'étude en jardin, la durée moyenne du traitement des haies était de 22 minutes ; les applicateurs ont utilisé des pulvérisateurs à pression préalable qu'ils ne portaient pas sur le dos, contrairement aux atomiseurs nébulisateurs employés sur l'île de la Réunion. Cependant, l'application de bouillie se faisait en plein sur les haies, alors que pour le pyrèthre, l'application impliquera davantage de déplacements entre les différents sites à traiter et donc une quantité de produit appliqué moindre pour une durée donnée compte tenu du temps de déplacement entre les zones à traiter.

La taille des gouttelettes est estimée être comprise entre 85 et 100 µm pour les pulvérisateurs manuels, elle est estimée entre 5 et 15 µm pour les atomiseurs nébulisateurs. Ainsi, l'application avec pulvérisateur à pression préalable implique des volumes d'application plus élevés que ceux résultant de l'utilisation des atomiseurs nébulisateurs, en particulier en mode d'application ULV. C'est pourquoi seuls les résultats obtenus en utilisant un volume d'application compatible avec les applications VLV (i.e. 10 L/ha) sont présentés.

Tableau V.4: Scénario 1 : Evaluation selon le Modèle expo jardin v3\_4 – VLV

Données toxicologiques		Formulation	
Nom s.a.:	pyrèthre	Type:	liquide
NOAEL :	4 mg/kg pc/jour	Concentration s.a. dans la formulation:	888 g/L
Dose tolérée journalière*	240000 µg/jour	Dose homologuée :	0,025 mL/10 m <sup>2</sup>
		Volume de bouillie minimum	10 L/ha
		Concentration s.a. dans la bouillie	2,22 g/L
Pénétration cutanée		Données d'application	
Formulation concentrée :	35%	Equipement utilisé :	Pulvérisateur à pression préalable
Formulation diluée :	35%		

Evaluation du risque * #	Sans Gants			Gants uniquement pendant mélange/chargement		
	Dose absorbée (µg s.a./jour)	Dose absorbée (µg s.a./kg pc/jour)	MOS	Dose absorbée (µg s.a./jour)	Dose absorbée (µg s.a./kg pc/jour)	MOS
Exposition par inhalation:	52,1			52,1		
Exposition cutanée :	83419			8990		
Exposition totale (inhalation + cutanée):	83472	<b>1391,2</b>	<b>&lt; 1</b>	9026	<b>150,4</b>	<b>1,3</b>

\* pour une personne de 60 kg

# 90<sup>e</sup> percentile pour le mélange/chargement et 75<sup>e</sup> percentile pour l'application haute

En utilisant le modèle jardin, le risque pour les opérateurs, dans le cas d'une application VLV, n'est pas acceptable quelque soit le niveau de protection porté puisque la marge de sécurité est toujours inférieure à 100.

#### 1.5. CONCLUSION POUR L'OPERATEUR UTILISANT UN ATOMISEUR NEBULISATEUR PORTE SUR LE DOS

Le risque pour l'opérateur utilisant un atomiseur nébulisateur porté sur le dos a été évalué selon trois modèles différents, à partir du mode d'application en VLV (« Very Low Volume ») représentant les conditions les moins conservatrices par rapport au mode d'application en ULV (« Ultra Low Volume »).

**Pour tous les modèles employés, le risque n'est pas acceptable quel que soit le niveau de protection de l'opérateur.**

## 2. SCENARIO 2: NEBULISATEUR MONTE SUR UN VEHICULE 4X4

### 2.1 EVALUATION SELON LE MODELE POEM

Une évaluation peut être conduite en utilisant le modèle POEM. Le scénario “Tractor mounted/trailed boom sprayer : rotary atomisers” a été retenu pour la pulvérisation tractée.

Paramètres d'application considérés:

Taux d'application maximum: 22,4 g s.a. /ha

Dose de formulation appliquée : 0,025 L/ha

Volume d'application : 10 L/ha

Volume du bidon : 1 L

Surface traitée par jour: 5 ha

Durée de l'application: 4 h

L'évaluation du risque est donc conduite ci-dessous selon le modèle POEM. Un poids corporel de 60 kg a été considéré pour ce modèle.

Tableau V.5 : Scénario 2 - Evaluation selon les modèles UK POEM (détails en Annexe V)

	POEM			MOS
	Exposition	Absorbé		
	(mg/j)	(mg/j)	(mg/kg pc/j)	
<i>Exposition cutanée</i>				
Sans protection	22,4	7,84		
Gants mélange/chargement & Application	2,44	0,85		
<i>Inhalation</i>				
Mélange/chargement	-	-		
Application	0,04	0,04		
Total	0,04	0,04		
<b>Total (cutané+ inhalation)</b>				
Sans protection	22,4	7,85	0,131	<b>1,5</b>
Gants mélange/chargement & Application	2,5	0,89	0,0148	<b>13,5</b>

- pas d'inhalation mesurée selon POEM pendant le mélange/chargement

Le risque pour les opérateurs, dans le cas d'une application VLV selon le modèle POEM, n'est pas acceptable quelque soit le niveau de protection porté puisque la marge de sécurité est toujours inférieure à 100.

### 2.2 CONCLUSION POUR L'OPERATEUR UTILISANT UN ATOMISEUR NEBULISATEUR MONTE SUR UN VEHICULE 4X4

**Selon le modèle POEM, le risque n'est pas acceptable pour l'opérateur utilisant un atomiseur nébulisateur monté sur un véhicule 4x4.**

### 3 EXPOSITION DE L'ACCOMPAGNANT ET DE LA PERSONNE PRESENTE

#### 3.1 SCENARIO 1 : ATOMISEUR NEBULISATEUR PORTE PAR SUR LE DOS

Il n'existe pas de données de dérive lors des applications avec atomiseur nébulisateur à dos. Cependant la dérive survenant lors de l'application avec un tel équipement pourrait être semblable à celle mesurée lors d'une application sur vigne. Selon des données de pire cas (Rautmann, 2001<sup>29</sup>) sur la dérive lors d'une application sur champ, il est montré qu'à 10 m (ce qui représente la distance à laquelle peut se situer une personne présente juste en dehors de la zone traitée) les quantités déposées représentent 0.3% ou moins de la dose appliquée (90<sup>e</sup> pourcentile). Lors d'une application sur vigne (Rautmann, 2001), les quantités déposées à 10 m correspondent à 1,23% de la dose appliquée. D'après cette extrapolation, on considère que l'exposition pendant l'application sur vigne est 4,1 fois plus élevée que lors d'une application avec un tracteur équipé d'une rampe de buses hydrauliques.

Des mesures directes de l'exposition des personnes présentes faites au Royaume Uni pendant des applications avec rampes à buses hydrauliques (Lloyd et Bell, 1983)<sup>30</sup> viennent appuyer ceci. Dans le cas typique d'un passage unique du pulvérisateur, l'exposition cutanée potentielle (ECP) a été mesurée égale à 0,1 mL de spray sur une personne présente située à 8 m du bord de la surface traitée. L'exposition moyenne potentielle par inhalation a été typiquement égale à 0,02 mL spray/m<sup>3</sup>. Les valeurs maximales obtenues atteignaient environ 5 fois ces valeurs moyennes.

Quand on extrapole ces valeurs de contamination cutanée et par inhalation à la vigne et en considérant une exposition 4,1 fois plus élevée selon l'étude de Rautmann (2001), on peut considérer que pour la vigne, l'ECP sera 0,41 mL de bouillie. L'exposition par inhalation sera 0,082 mL bouillie/m<sup>3</sup>.

Pour le naled, il est supposé que:

- 1) NOAEL = 0,2 mg/kg pc/jour;
- 2) la concentration dans la bouillie est égale à 2,22 mg naled/mL (application VLV);
- 3) 100 % de l'exposition potentielle par inhalation est absorbée et retenue;
- 4) un volume respiratoire égal à 3,2 m<sup>3</sup>/h pendant un travail éprouvant pour un adulte et 2,4 m<sup>3</sup>/h pour un enfant de 6 ans en activité intense<sup>31</sup> ;
- 5) une durée d'exposition de 5 minutes ;
- 6) un poids corporel de 60 kg pour un adulte et 22 kg pour un enfant de 6 ans<sup>3</sup>.

Ainsi l'exposition d'une personne présente au pyrèthre peut être déterminée comme suit:

<sup>29</sup> Rautmann, D., Streloke, M., Winkler, R. (2001) New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. In: Forster, R.; Streloke, M. (eds): Workshop on risk assessment and risk mitigation measures in the context of authorization of plant protection (WORMM): 27. -29. September 1999. Organised by Federal Biological Research Centre for Agriculture and Forestry, Biology Division, Braunschweig, Germany. Berlin: Parey. Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtschaft. 383, 133 - 141. Published

<sup>30</sup> Lloyd GA, Bell GJ (1983) Hydraulic nozzles: Comparative spray drift study, UK Ministry Agriculture Fisheries and Food. Published

<sup>31</sup> Thongsinthusak T. (1997) Position paper : Standard reference values and availability of exposure factors handbook. California Environmental Protection Agency, Department of Pesticide Regulation.



- Adulte :

\* Contamination cutanée:

$$0,41 \text{ mL} \times 2,22 \text{ mg/mL} = 0,910 \text{ mg/jour, soit } 0,0157 \text{ mg/kg pc/jour}$$

\* Contamination par inhalation:

$$5 \text{ min} \times 3,2 \text{ m}^3 / 60 \text{ min} \times 0,082 \text{ mL/m}^3 \times 2,22 \text{ mg/mL} = 0,0485 \text{ mg/jour}$$

$$\text{soit } 0,000809 \text{ mg/kg pc/jour}$$

Considérant la valeur du facteur d'absorption cutanée de 35%, la quantité absorbée par voie cutanée = exposition cutanée x 35%.

	<i>Absorption cutanée</i>	<i>Absorption par inhalation</i>	<i>Dose totale absorbée</i>
Dose (mg/kg/jour)	0,0055	0,000809	0,006304
<b>MOS</b>			<b>31,73</b>

- Enfant de 6 ans :

\* Contamination cutanée:

$$0,41 \text{ mL} \times 2,22 \text{ mg/mL} = 0,910 \text{ mg/jour, soit } 0,04136 \text{ mg/kg pc/jour}$$

\* Contamination par inhalation:

$$5 \text{ min} \times 2,4 \text{ m}^3 / 60 \text{ min} \times 0,082 \text{ mL/m}^3 \times 2,22 \text{ mg/mL} = 0,0364 \text{ mg/jour}$$

$$\text{soit } 0,00165 \text{ mg/kg pc/jour}$$

Considérant la valeur du facteur d'absorption cutanée de 35%, la quantité absorbée par voie cutanée = exposition cutanée x 35%.

	<i>Absorption cutanée</i>	<i>Absorption par inhalation</i>	<i>Dose totale absorbée</i>
Dose (mg/kg/jour)	0,0145	0,00165	0,01615
<b>MOS</b>			<b>12,38</b>

### **Conclusion :**

Le risque n'est pas acceptable pour une personne présente lors d'une application VLV avec appareil porté sur le dos, qu'il s'agisse d'un adulte ou d'un enfant. Dans le cas d'une application ULV, le risque ne serait pas non plus acceptable en raison de la plus forte concentration de matière active présente en application ULV, par rapport à l'application VLV.

## **3.2 SCENARIO 2 : NEBULISATEUR MONTE SUR UN VEHICULE 4X4**

Il n'existe pas de valeur de dérive quand celle-ci survient pendant une application avec un atomiseur nébulisateur monté sur un véhicule 4X4.

D'après le modèle AgDrift<sup>32</sup> et les calculs présentés dans la section Environnement du dossier une valeur de dérive maximum de 34,01% de la dose appliquée est obtenue à 10 m, la distance qui nous intéresse pour évaluer le risque de la personne présente. Cette valeur

<sup>32</sup> Modèle AgDrift, STDF 1999

est obtenue pour un scénario d'application aérienne (voir section 5.2.3.2 de la section Environnement du dossier). Selon le même raisonnement que celui présenté au point 3.1, l'exposition pendant l'application avec un nébulisateur monté sur un véhicule 4x4 est 113,4 fois plus élevée que lors d'une application avec un tracteur équipé d'une rampe de buses hydrauliques. Par extrapolation à partir des valeurs mesurées par Lloyd et Bell (1983), l'exposition cutanée potentielle (ECP) sera 11,34 mL de bouillie. L'exposition par inhalation sera 2,268 mL bouillie/m<sup>3</sup>.

Pour le naled, il est supposé que:

- 7) NOAEL = 4 mg/kg pc/jour;
- 8) la concentration dans la bouillie est égale à 2,22 mg naled/mL (application VLV);
- 9) 100 % de l'exposition potentielle par inhalation est absorbée et retenue;
- 10) un volume respiratoire égal à 3,2 m<sup>3</sup>/h pendant un travail éprouvant pour un adulte et 2,4 m<sup>3</sup>/h pour un enfant de 6 ans en activité intense<sup>33</sup> ;
- 11) une durée d'exposition de 5 minutes ;
- 12) un poids corporel de 60 kg pour un adulte et 22 kg pour un enfant de 6 ans<sup>3</sup>.

Ainsi l'exposition d'une personne présente au naled peut être déterminée comme suit:

- Adulte :

\* Contamination cutanée:

$$11,34 \text{ mL} \times 2,22 \text{ mg/mL} = 25,175 \text{ mg/jour, soit } 0,42 \text{ mg/kg pc/jour}$$

\* Contamination par inhalation:

$$5 \text{ min} \times 3,2 \text{ m}^3 / 60 \text{ min} \times 2,268 \text{ mL/m}^3 \times 2,22 \text{ mg/mL} = 1,3427 \text{ mg/jour}$$

soit 0,02238 mg/kg pc/jour

Considérant la valeur du facteur d'absorption cutanée de 35%, la quantité absorbée par voie cutanée = exposition cutanée x 35%.

	<i>Absorption cutanée</i>	<i>Absorption par inhalation</i>	<i>Dose totale absorbée</i>
Dose (mg/kg/jour)	0,147	0,02238	0,16938
<b>MOS</b>			<b>1,2</b>

- Enfant de 6 ans :

\* Contamination cutanée:

$$11,34 \text{ mL} \times 2,22 \text{ mg/mL} = 25,175 \text{ mg/jour, soit } 1,144 \text{ mg/kg pc/jour}$$

\* Contamination par inhalation:

$$5 \text{ min} \times 2,4 \text{ m}^3 / 60 \text{ min} \times 2,268 \text{ mL/m}^3 \times 2,22 \text{ mg/mL} = 1,007 \text{ mg/jour}$$

soit 0,0458 mg/kg pc/jour

Considérant la valeur du facteur d'absorption cutanée de 35%, la quantité absorbée par voie cutanée = exposition cutanée x 35%.

	<i>Absorption cutanée</i>	<i>Absorption par inhalation</i>	<i>Dose totale absorbée</i>

<sup>33</sup> Thongsinthusak T. (1997) Position paper : Standard reference values and availability of exposure factors handbook. California Environmental Protection Agency, Department of Pesticide Regulation.

Dose (mg/kg/jour)	0,4004	0,0103	0,4107
<b>MOS</b>			<b>&lt; 1</b>

### **Conclusion :**

Le risque n'est pas acceptable pour une personne présente lors d'une application VLV ou ULV avec appareil monté sur un tracteur, qu'il s'agisse d'un adulte ou d'un enfant.

## **4 CONCLUSION GENERALE**

Aucun modèle n'est réellement adapté au mode d'application par ULV (Ultra-low volume) et VLV (Very low volume) employé sur l'île de la Réunion dans le cadre de la lutte antivectorielle. Les modèles utilisés pour évaluer l'exposition des opérateurs dans le cadre de cette évaluation ne sont pas spécifiques à ce type d'application et les résultats obtenus difficilement adaptables aux conditions d'application à la Réunion.

Parmi tous les modèles utilisés, aucun n'a montré l'absence de risque inacceptable pour les opérateurs, qu'ils utilisent un nébulisateur porté sur le dos ou un nébulisateur monté sur un véhicule 4x4.

**En raison de sa toxicité et des conditions d'applications du produit à 22,4 g de naled/ha dans le cadre de la LAV, le risque pour les opérateurs utilisant du naled n'est pas acceptable.**

**Pour la personne présente, le risque n'est pas acceptable que l'application soit réalisée au moyen d'un nébulisateur porté sur le dos ou d'un nébulisateur monté sur un véhicule 4x4.**

**ANNEXE I: MODELE UK POEM – NEBULISATEURS PORTES SUR LE DOS (VLV)****A - Sans équipement de protection individuelle****THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)**

Product	DIBROM® 8 Emulsive	Active substance	naled
Formulation type	Organic solvent-based	a.s. concentration	888 mg/ml
Dermal absorption from product	35 %	Dermal absorption from spray	35 %
Container size	1 litre any closure		
PPE during mix/loading	None	PPE during application	None
Dose	0.025 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	10 l/ha	Duration of spraying	4 h

**EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING**

Container size	1 litres
Hand contamination/operation	0.01 ml
Application dose	0.1 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	20 /day
Hand contamination	0.2 ml/day
Protective clothing	None
Transmission to skin	100 %
Dermal exposure to formulation	0.2 ml/day

**DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION**

Application technique	Hand-held rotary atomiser equipment (2.5 l tank). Outdoor, high level target		
Application volume	10 L spray/ha		
Volume of surface contamination	50 ml/h		
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	10%	65%	25%
Clothing	None	Permeable	Permeable
Penetration	100%	15%	20%
Dermal exposure	5	4.875	2.5 ml/h
Duration of exposure	4 h		
Total dermal exposure to spray	49.5 ml/day		

**ABSORBED DERMAL DOSE**

	Mix/load	Application
Dermal exposure	0.2 ml/day	49.5 ml/day
Concen. of a.s. product or spray	888 mg/ml	2.22 mg/ml
Dermal exposure to a.s.	177.6 mg/day	109.89 mg/day
Percent absorbed	35 %	35 %
Absorbed dose	62.16 mg/day	38.46 mg/day

**INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING**

Inhalation exposure	0.01 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	2.22 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.0888 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.0888 mg/day

**PREDICTED EXPOSURE**

Total absorbed dose	100.71 mg/day
Operator body weight	60 kg
Operator exposure	1.6785 mg/kg bw/day

**B – Avec gants pendant le mélange/chargement et l'application****THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)**

Product	DIBROM® 8 Emulsive	Active substance	naled
Formulation type	Organic solvent-based	a.s. concentration	888 mg/ml
Dermal absorption from product	35 %	Dermal absorption from spray	35 %
Container size	1 litre any closure		
PPE during mix/loading	Gloves	PPE during application	Gloves
Dose	0.025 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	10 l/ha	Duration of spraying	4 h

**EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING**

Container size	1 litres
Hand contamination/operation	0.01 ml
Application dose	0.1 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	20 /day
Hand contamination	0.2 ml/day
Protective clothing	Gloves
Transmission to skin	100 %
Dermal exposure to formulation	0.2 ml/day

**DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION**

Application technique Hand-held rotary atomiser equipment (2.5 l tank). Outdoor, high level target

Application volume	10 L spray/ha
Volume of surface contamination	50 ml/h
Distribution	Hands Trunk Legs
	10% 65% 25%
Clothing	Gloves Permeable Permeable
Penetration	10% 15% 20%
Dermal exposure	0.5 4.875 2.5 ml/h
Duration of exposure	4 h
Total dermal exposure to spray	31.5 ml/day

**ABSORBED DERMAL DOSE**

	Mix/load	Application
Dermal exposure	0.2 ml/day	49.5 ml/day
Concen. of a.s. product or spray	888 mg/ml	2.22 mg/ml
Dermal exposure to a.s.	17.76 mg/day	69.93 mg/day
Percent absorbed	35 %	35 %
Absorbed dose	6.216 mg/day	24.48 mg/day

**INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING**

Inhalation exposure	0.01 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	2.22 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.0888 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.0888 mg/day

**PREDICTED EXPOSURE**

Total absorbed dose	30.78 mg/day
Operator body weight	60 kg
Operator exposure	0.5130 mg/kg bw/day

**C – Avec gants pendant le mélange/chargement et l'application + combinaison imperméable****THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)**

Product	DIBROM® 8 Emulsive	Active substance	naled
Formulation type	Organic solvent-based	a.s. concentration	888 mg/ml
Dermal absorption from product	35 %	Dermal absorption from spray	35 %
Container size	1 litre any closure		
PPE during mix/loading	Gloves	PPE during application	Gloves and impermeable coveralls
Dose	0.025 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	10 l/ha	Duration of spraying	4 h

**EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING**

Container size	1 litres
Hand contamination/operation	0.01 ml
Application dose	0.1 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	20 /day
Hand contamination	0.2 ml/day
Protective clothing	Gloves
Transmission to skin	10 %
Dermal exposure to formulation	0.02 ml/day

**DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION**

Application technique	Hand-held rotary atomiser equipment (2.5 l tank). Outdoor, high level target		
Application volume	10	L spray/ha	
Volume of surface contamination	50	ml/h	
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	10%	65%	25%
Clothing	Gloves	Impermeable	Impermeable
Penetration	10%	5%	5%
Dermal exposure	0.5	1.625	0.625 ml/h
Duration of exposure	4	h	
Total dermal exposure to spray	11	ml/day	

**ABSORBED DERMAL DOSE**

	Mix/load		Application	
Dermal exposure	0.2	ml/day	11	ml/day
Concen. of a.s. product or spray	888	mg/ml	2.22	mg/ml
Dermal exposure to a.s.	17.76	mg/day	24.42	mg/day
Percent absorbed	35	%	35	%
Absorbed dose	6.216	mg/day	8.55	mg/day

**INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING**

Inhalation exposure	0.01	ml/h
Duration of exposure	4	h
Concentration of a.s. in spray	2.22	mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.0888	mg/day
Percent absorbed	100	%
Absorbed dose	0.0888	mg/day

**PREDICTED EXPOSURE**

Total absorbed dose	14.85	mg/day
Operator body weight	60	kg
Operator exposure	0.2475	mg/kg bw/day

**ANNEXE IIA: MODÈLE TNG BIOCIDÉ – LOW PRESSURE; 95%PERCENTILE (VLV)**

**Spraying Model 1 – low pressure (1 to 3 bars) spray application, e.g. for remedial biocides (TNG)**

**SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (Naled) (percentile 95)**

	Sans EPI		Avec EPI	
	percentile 95 (pire cas raisonnable)		percentile 95 (pire cas raisonnable)	
<i>Application</i>	240 minutes (4h/j)		240 minutes (4h/j)	
Produit sur les vêtements	240 x 251	60240,00	240 x 251 = 60240 mg	60240,00
Exposition cutanée	100%		6%	
Produit sur la peau (mg)		60240,00		3614,40
Exposition des mains à l'intérieur des gants (mg)	240 x 39,4	9456,00	240 x 39,4	9456,00
Produit total sur la peau (mg)		69696,00		13070,40
Teneur en Naled	0,0022		0,010	
Absorption cutanée	35%		100%	
Dose cutanée sa (mg sa)		53,67		10,06
Dose cutanée systémique sa (mg sa/kg /j)	dose cutanée/masse corporelle (60 kg)	0,894		0,1677
Produit inhalé (mg/m <sup>3</sup> )	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130	650,00	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130	650,00
Naled inhalé sa (mg)		1,43		1,43
Absorption par inhalation	100 %		5 %	
Dose sa via inhalation (mg sa)		1,43		0,0715
Dose systémique sa par inhalation (mg sa/kg/j)		0,02383		0,001192
Dose systémique sa cutanée et par inhalation (sa/kg/j)		0,9183		0,1689

**ANNEXE IIB: MODÈLE TNG BIOCIDÉ – LOW PRESSURE; 75%PERCENTILE (VLV)**

**Spraying Model 1 – low pressure (1 to 3 bars) spray application, e.g. for remedial biocides (TNG)**

**SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (Naled) (percentile 75)**

	Sans EPI		Avec EPI	
	percentile 75 (données représentatives)		percentile 95 (données représentatives)	
<i>Application</i>	240 minutes (4h/j)		240 minutes (4h/j)	
<b>Produit sur les vêtements</b>	240 x 92	22080,00	240 x 92	22080,00
<b>Exposition cutanée</b>	100%		6%	
<b>Produit sur la peau (mg)</b>		22080,00		1324,80
<b>Exposition des mains à l'intérieur des gants (mg)</b>	240 x 10,7	2568,00	240 x 10,7	2568,00
<b>Produit total sur la peau (mg)</b>		24648,00		3892,80
<b>Teneur en Naled</b>	0,0022		0,0022	
<b>Absorption cutanée</b>	35%		35%	
<b>Dose cutanée sa (mg sa)</b>		18,98		3,0
<b>Dose cutanée systémique sa (mg sa/kg /j)</b>	dose cutanée/masse corporelle (60 kg)	0,316		0,05
<b>Produit inhalé (mg/m<sup>3</sup>)</b>	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130	650,00	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130	650,00
<b>Naled inhalé sa (mg)</b>		1,43		1,43
<b>Absorption par inhalation</b>	100 %		5 %	
<b>Dose sa via inhalation (mg sa)</b>		1,43	0,32	0,0715
<b>Dose systémique sa par inhalation (mg sa/kg/j)</b>		0,02043		0,001021
<b>Dose systémique sa cutanée et par inhalation (sa/kg/j)</b>		0,337		0,0510

**ANNEXE IIIA: MODELE TNG BIOCIDÉ – MEDIUM PRESSURE; 95%PERCENTILE (VLV)**

Spraying Model 2 – medium pressure (4 to 7 bars) spray application, e.g. for remedial biocides (TNG)

**SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (Naled) (percentile 95)**

<i>Application</i>	<b>Sans EPI</b>		<b>Avec EPI</b>	
	<b>percentile 95 (pire cas raisonnable)</b>		<b>percentile 95 (pire cas raisonnable)</b>	
	<b>240 minutes (4h/j)</b>		<b>240 minutes (4h/j)</b>	
<b>Produit sur les vêtements</b>	240 x 2100	504000,00	240 x 2100	504000,00
<b>Exposition cutanée</b>	100%		6%	
<b>Produit sur la peau (mg)</b>		504000,00		30240,00
<b>Exposition des mains à l'intérieur des gants (mg)</b>	240 x 191	9456,00	240 x 191	9456,00
<b>Produit sur les pieds à l'intérieur des chaussures (mg)</b>	240 x 5,4	1296,00	240 x 5,4	1296,00
<b>Produit total sur la peau (mg)</b>		514752,00		40992,00
<b>Teneur en Naled</b>	0,0022		0,0022	
<b>Absorption cutanée</b>	35%		35%	
<b>Dose cutanée sa (mg sa)</b>		396,36		31,56
<b>Dose cutanée systémique sa (mg sa/kg /j)</b>	dose cutanée/masse corporelle (70 kg)	6,61		0,526
<b>Produit inhalé (mg/m<sup>3</sup>)</b>	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 198	990,00	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 198	990,00
<b>Naled inhalé sa (mg)</b>		2,178		2,178
<b>Absorption par inhalation</b>	100 %		5 %	
<b>Dose sa via inhalation (mg sa)</b>		2,178	0,32	0,1089
<b>Dose systémique sa par inhalation (mg sa/kg/j)</b>		0,03630		0,001815
<b>Dose systémique sa cutanée et par inhalation (sa/kg/j)</b>		6,64		0,528

**ANNEXE IIIB: MODÈLE TNG BIOCIDÉ – MEDIUM PRESSURE; 75%PERCENTILE (VLV)**

Spraying Model 2 – medium pressure (4 to 7 bars) spray application, e.g. for remedial biocides (TNG)

**SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (Naled) (percentile 75)**

	Sans EPI		Avec EPI	
	percentile 75 (données représentatives)		percentile 75 (données représentatives)	
<i>Application</i>	240 minutes (4h/j)		240 minutes (4h/j)	
Produit sur les vêtements	240 x 222	53280,00	240 x 222	53280,00
Exposition cutanée	100%		6%	
Produit sur la peau (mg)		53280,00		3196,80
Exposition des mains à l'intérieur des gants (mg)	240 x 7,8	9456,00	240 x 7,8	9456,00
Produit sur les pieds à l'intérieur des chaussures (mg)	240 x 5,4	1296,00	240 x 5,4	1296,00
Produit total sur la peau (mg)		64032,00		13948,80
Teneur en Naled	0,0022		0,0022	
Absorption cutanée	35%		35%	
Dose cutanée sa (mg sa)		49,30		10,74
Dose cutanée systémique sa (mg sa/kg /j)	dose cutanée/masse corporelle (70 kg)	0,822		0,179
Produit inhalé (mg/m <sup>3</sup> )	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 76	380,00	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 76	380,00
Naled inhalé sa (mg)		0,836		0,836
Absorption par inhalation	100 %		5 %	
Dose sa via inhalation (mg sa)		0,836		0,0418
Dose systémique sa par inhalation (mg sa/kg/j)		0,0139		0,00070
Dose systémique sa cutanée et par inhalation (sa/kg/j)		0,836		0,180

**ANNEXE IV: MODELE JARDIN – PRESENTATION DE L'ETUDE**



**Evaluation du risque opérateur en jardins amateurs:  
Etude exposition jardin  
--  
Présentation de l'étude**

L'Union des entreprises pour la Protection des Jardins et Espaces verts (UPJ) a financé une étude de mesure d'exposition d'opérateurs utilisant du matériel d'application pour jardins amateurs.

Cette étude a été conduite selon les Bonnes Pratiques de Laboratoire dans le Sud-est de la France pendant l'automne 2003 pour mesurer l'exposition cutanée et par inhalation de jardiniers amateurs pendant différentes tâches de préparation et d'application identifiées comme étant les plus représentatives des activités de traitement en jardin.

Les jardins ont été sélectionnés de façon à ce que les surfaces à traiter soient aussi proches que possible des paramètres définis par la Commission d'Etude de la Toxicité établis sur la base de l'Enquête Jardin ("Jardins en chiffres", UPJ 2004 ; disponible auprès de l'UPJ) et des données d'une enquête INSEE (étude logement 1996/97) et du matériel d'application utilisé par les jardiniers amateurs. Le protocole mis en place a été élaboré en collaboration avec la Commission d'Etude de la Toxicité, commission d'évaluation des risques œuvrant pour la ministère de l'agriculture.

Les tâches étudiées pendant cette étude ont été les suivantes:

- Préparation d'une bouillie à partir d'une:
  - o formulation liquide (EW);
  - o formulation poudre (WP);
- Application de:
  - o liquide prêt à l'emploi (AL) avec pulvérisateur à gâchette (750 mL);
  - o bouillie avec pulvérisateur à pression préalable (5 L) sur:
    - massif et cultures légumières (application basse inférieure à 60 cm)
    - zone non cultivée perméable (application basse inférieure à 60 cm)
    - haie ou arbres plein vent (application haute supérieure à 60 cm)
  - o granulés à la main sur gazon.

Quatre types de formulations ont été utilisés:

- un liquide prêt à l'emploi (AL);
- une émulsion de type aqueux (EW);
- une poudre mouillable (WP);
- un micro granulé (GR).

Un modèle d'évaluation de l'exposition des jardiniers amateurs lors de l'emploi de formulations a été construit sur la base des résultats de cette étude jardin. Une normalisation des valeurs d'exposition en µL de formulation (ou de bouillie) par tâche a été employée dans tous les cas d'utilisation de liquide. Dans le cas des solides (poudre mouillable ou granulés), la normalisation utilisée est en mg formulation/tâche.

Feuille de saisie des données du modèle (sous excel) - exemple:

Données toxicologiques			Formulation						
Nom substance active:	XXX		Type:	WP/SP					
AOEL (Acceptable Operator Exposure Level ou Dose tolérée):	0,020	mg/kg poidjour	Concentration a. dans la formulation:	30	g/kg				
	1,2	mg/jour	Dose homologuée	750	g/10 m <sup>2</sup>				
			Volume de bouillie (minimum) appliqué par surface:	10	L/m <sup>2</sup>				
			Concentration a. dans la bouillie:	0,225	g/litre				
Préparation ou usage			Données de préparation et d'application						
Formulation concentrée (liquide ou solide):	1,00%		Équipement utilisé:	pulvérisateur à pression réglable					
Formulation diluée (bouillie ou AL):	10,00%		Type culture:	Haies et autres cultures hautes (>100 cm)					
Évaluation risque (selon les recommandations de la Commission d'Etude de la Toxicité)	Scénario 1: SANS GANTS			Scénario 2: AVEC GANTS (pendant la préparation)			Scénario 3: AVEC GANTS (pendant la préparation et l'application)		
	Exposition (µg)	Dose absorbée (µg)	% AOEL	Exposition (µg)	Dose absorbée (µg)	% AOEL	Exposition (µg)	Dose absorbée (µg)	% AOEL
Exposition par inhalation:	1,40	1,40		1,400	1,400		1,40	1,40	
Exposition cutanée:	919,7	46,19		428,97	41,20		Pas de gants considérés pendant l'application haute	Pas de gants considérés pendant l'application haute	
Exposition totale (inhalation + cutanée):	921	48	3,99%	430,34	42,64	3,99%	Pas de gants considérés pendant l'application haute	Pas de gants considérés pendant l'application haute	

Ce modèle est utilisable pour les types de formulations suivantes : WP, SP, WG, SG, sachet hydrosoluble, liquide (y compris liquide prêt à l'emploi) et granulés prêt à l'emploi.

Trois scénarios d'exposition ont été retenus en fonction du port des gants pour évaluer l'exposition et le risque pour l'opérateur:

**Scénario N°1** : Absence de port de gants pendant la préparation et l'application.

**Scénario N°2** : Port de gants pendant la préparation  
[dans le cas d'une formulation prête à l'emploi (liquide ou granulés) ou d'une formulation conditionnée en sachet hydrosoluble, ce scénario n'existe pas]

**Scénario N°3** : Port de gants pendant la préparation et l'application  
[dans le cas des applications basses sur massif ou sur zone non cultivée, il n'y a pas de données pour ce scénario puisque aucun opérateur ne portait de gants lors de ces applications ; dans le cas des applications hautes, ce scénario n'est pas considéré non plus]

<b>Contact :</b> UPJ Tel : 01.53.69.60.90 Fax : 01.53.69.60.95 59 avenue de Saxe - 75007 PARIS	Stéphanie MARTHON-GASQUET Jacques MY	<a href="mailto:smgasquet@wanadoo.fr">smgasquet@wanadoo.fr</a> <a href="mailto:jacquesmy@wanadoo.fr">jacquesmy@wanadoo.fr</a>
--	---	--

**ANNEXE V: MODELE UK POEM – NEBULISATEURS PORTES SUR 4X4 (VLV)****A - Sans équipement de protection individuelle****THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)**

Product	DIBROM® 8 Emulsive	Active substance	naled
Formulation type	Organic solvent-based	a.s. concentration	888 mg/ml
Dermal absorption from product	35 %	Dermal absorption from spray	35 %
Container size	1 litre any closure		
PPE during mix/loading	None	PPE during application	None
Dose	0.025 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	10 l/ha	Duration of spraying	4 h

**EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING**

Container size	1 litres
Hand contamination/operation	0.01 ml
Application dose	0.025 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	1 /day
Hand contamination	0.01 ml/day
Protective clothing	None
Transmission to skin	100 %
Dermal exposure to formulation	0.01 ml/day

**DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION**

Application technique	Tractor-mounted/trailed boom sprayer: rotary atomisers		
Application volume	10 L spray/ha		
Volume of surface contamination	2 ml/h		
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	75%	15%	10%
Clothing	None	Permeable	Permeable
Penetration	100%	5%	5%
Dermal exposure	1.5	0.015	0.01 ml/h
Duration of exposure	4 h		
Total dermal exposure to spray	6.1 ml/day		

**ABSORBED DERMAL DOSE**

	Mix/load	Application
Dermal exposure	0.01 ml/day	6.1 ml/day
Concen. of a.s. product or spray	888 mg/ml	2.22 mg/ml
Dermal exposure to a.s.	8.88 mg/day	13.54 mg/day
Percent absorbed	35 %	35 %
Absorbed dose	3.11 mg/day	4.74 mg/day

**INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING**

Inhalation exposure	0.005 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	2.22 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.0444 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.0444 mg/day

**PREDICTED EXPOSURE**

Total absorbed dose	7.89 mg/day
Operator body weight	60 kg
Operator exposure	0.1315 mg/kg bw/day

## B – Avec gants pendant le mélange/chargement et l'application

### THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)

Product	DIBROM® 8 Emulsive	Active substance	naled
Formulation type	Organic solvent-based	a.s. concentration	888 mg/ml
Dermal absorption from product	35 %	Dermal absorption from spray	35 %
Container size	1 litre any closure		
PPE during mix/loading	Gloves	PPE during application	Gloves
Dose	0.025 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	10 l/ha	Duration of spraying	4 h

#### EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING

Container size	1 litres
Hand contamination/operation	0.01 ml
Application dose	0.025 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	1 /day
Hand contamination	0.01 ml/day
Protective clothing	Gloves
Transmission to skin	10 %
Dermal exposure to formulation	0.001 ml/day

#### DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION

Application technique	Tractor-mounted/trailed boom sprayer: rotary atomisers		
Application volume	10 L spray/ha		
Volume of surface contamination	2 ml/h		
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	75%	15%	10%
Clothing	Gloves	Permeable	Permeable
Penetration	10%	5%	5%
Dermal exposure	0.15	0.015	0.01 ml/h
Duration of exposure	4 h		
Total dermal exposure to spray	0.7 ml/day		

#### ABSORBED DERMAL DOSE

	Mix/load	Application
Dermal exposure	0.001 ml/day	0.7 ml/day
Concen. of a.s. product or spray	888 mg/ml	2.22 mg/ml
Dermal exposure to a.s.	0.888 mg/day	1.55 mg/day
Percent absorbed	35 %	35 %
Absorbed dose	0.3108 mg/day	0.54 mg/day

#### INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING

Inhalation exposure	0.005 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	2.22 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.0444 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.0444 mg/day

#### PREDICTED EXPOSURE

Total absorbed dose	0.899 mg/day
Operator body weight	60 kg
Operator exposure	0.01495 mg/kg bw/day



## **6 Pyrèthre : évaluation des risques pour l'homme et l'environnement (juillet 2007)**





# **PYRETHRE**

## **I-Introduction des évaluations de risques pour l'homme et l'environnement**

**DATE**

**Juillet 2007**

En l'absence de vaccins et de médicaments pour lutter contre la maladie, les mesures visant à réduire les densités de moustiques restent des mesures très efficaces pour limiter la transmission du virus du Chikungunya. L'utilisation de produits adulticides est une des mesures employées à La Réunion. Ce document présente l'évaluation des risques pour l'homme et pour l'environnement lors de l'utilisation du pyrèthre pour limiter la transmission du virus du Chikungunya. Le pyrèthre est une substance adulticide susceptible d'être utilisée dans le cadre de futures campagnes de lutte anti-vectorielle à la Réunion.

Afin de réduire significativement la propagation du virus dans la population, et en l'absence de prophylaxie médicamenteuse spécifique du Chikungunya, il est primordial d'agir contre les pullulations locales du vecteur, le moustique *Aedes albopictus*. Ainsi, l'utilisation d'adulticides est considérée comme une nécessité, même si elle ne doit intervenir qu'en complément de la destruction mécanique des gîtes et de traitement larvicide.

Les utilisations d'adulticides pour lutter contre le vecteur du Chikungunya à la Réunion s'effectuent essentiellement en milieux urbains autour des bâtiments dans des conditions strictes d'information de la population environnante (DRASS Réunion, 2006).

L'application adulticide est à proscrire en cas de pluie (et jusqu'à 30 minutes après) et lorsque le vent dépasse 20 km/h. Pour limiter au maximum les risques de contamination des cours d'eau, les itinéraires des véhicules utilisés pour l'application à Ultra Bas Volume (UBV) comprennent une zone d'exclusion de 50 mètres autour des cours d'eau pérennes et les équipes à pied possèdent une carte des cours d'eau et ont pour consigne de respecter une zone d'évitement de 25 mètres autour des cours d'eau pour le traitement. Les zones de captage d'eau potable, les habitats des espèces les plus sensibles, les ruchers et les zones mellifères ont été intégrés dans la détermination des zones à traiter (DIREN Réunion, 2006).

Le pyrèthre est un insecticide non systémique avec une action de contact. Les effets initiaux incluent la paralysie qui mène ensuite au décès de l'insecte visé.

Le terme pyrèthre se réfère aux « pyréthrinés naturels » qui désigne l'ensemble des six constituants présents dans les extraits de fleurs de *Chrysanthemum* (= *Pyrethrum*) *cinerariaefolium* : Pyréthrinés I et II, Cinérines I et II et Jasmolines I et II. Pour la France, l'ISO a accepté l'appellation de pyrèthre pour cet ensemble de molécules. L'extrait de pyrèthre comprend 6 esters actifs résultant de la combinaison de deux acides (acide chrysanthémique et acide pyrétrique) avec trois alcools (alcool cinérolone, alcool jasmolone et alcool pyréthrolone), dont la nomenclature et la formule brute est indiquée dans le tableau suivant :

Tableau I.1. 6 isomères composant le pyrèthre

	Acide chrysanthémique	Acide pyrétrique
Alcool Cinérolone Formule brute	Cinérine I C <sub>20</sub> H <sub>28</sub> O <sub>3</sub>	Cinérine II C <sub>21</sub> H <sub>28</sub> O <sub>5</sub>
Alcool Jasmolone Formule brute	Jasmoline I C <sub>21</sub> H <sub>30</sub> O <sub>3</sub>	Jasmoline II C <sub>22</sub> H <sub>30</sub> O <sub>5</sub>
Alcool Pyréthrolone Formule brute	Pyrétrine I C <sub>21</sub> H <sub>28</sub> O <sub>3</sub>	Pyrétrine II C <sub>22</sub> H <sub>28</sub> O <sub>5</sub>

Typiquement, l'extraction à partir des fleurs est effectuée à l'hexane. Après filtration des parties de plante non dissoutes et retrait du solvant (par chauffage), on obtient un extrait brut

(« oléo-résine »), grossier (noir et visqueux) contenant 25 à 35% p/p de pyréthrinés. Cette proportion est augmentée à 50% p/p en y rajoutant un solvant isoparaffinique léger et peut même atteindre 70 %. Le ratio typique pyréthrinés I/pyréthrinés II est de 1,85 ; le ratio des pyréthrinés, des cinérines et des jasmolines est de 71/21/7.

La formule développée de chacune des pyréthrines constitutives du pyrèthre est présentée en figure I.1.

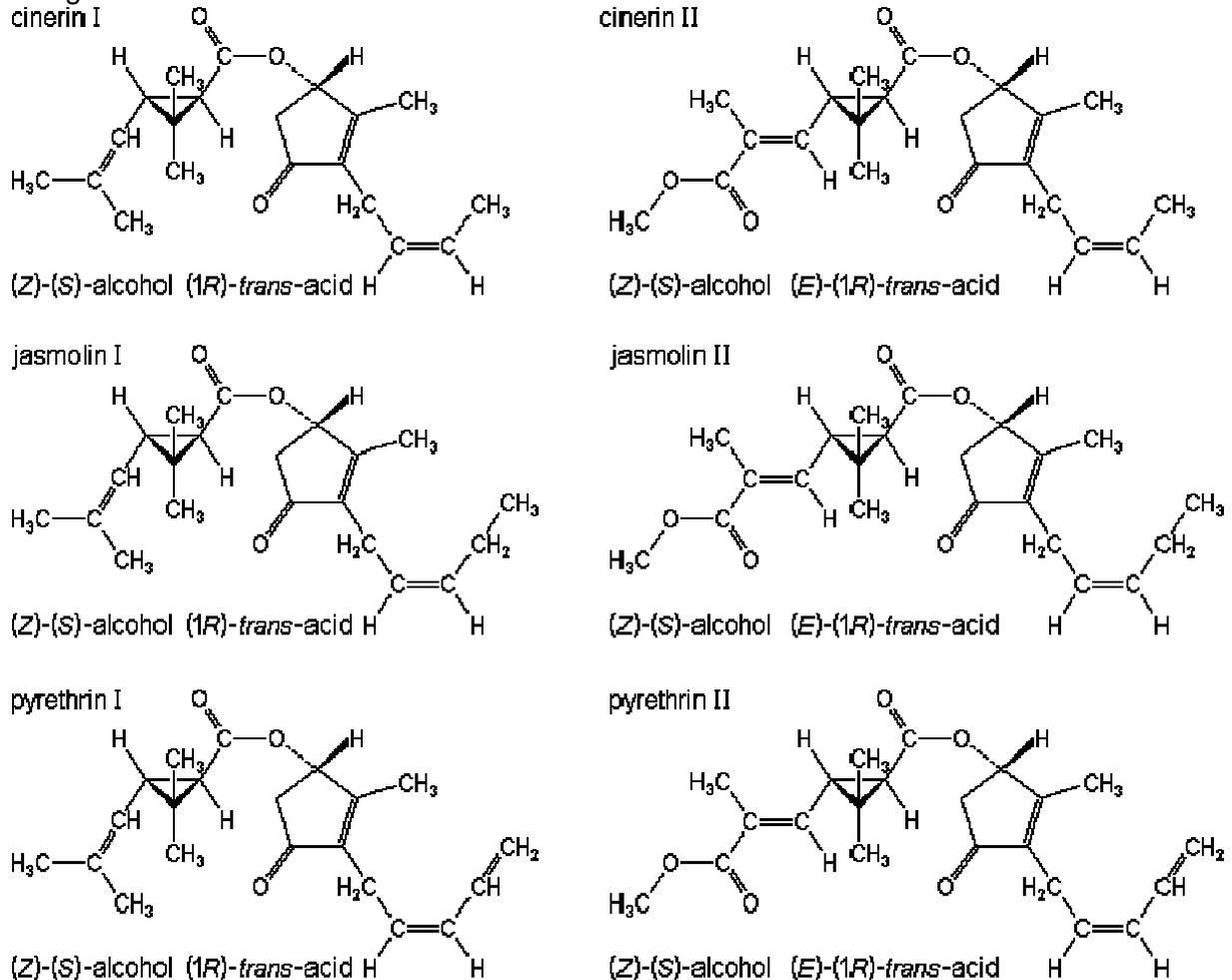


Figure I.1. Structure des 6 constituants du pyrèthre

Cette évaluation préliminaire des risques pour l'homme et l'environnement liés à l'utilisation du pyrèthre dans le cadre de la lutte contre le vecteur du Chikungunya à la Réunion consiste à évaluer les doses de substance active entraînant des effets toxiques pour l'homme et pour les différents compartiments environnementaux pertinents et de les comparer aux doses d'exposition de l'homme et de l'environnement pendant les phases d'application. Ces doses d'exposition seront estimées à partir des conditions d'utilisation prédites de produits contenant du pyrèthre à la Réunion pour limiter la transmission du virus du Chikungunya.

Dans le cadre de la lutte contre les moustiques, vecteurs d'arbovirose, des essais d'efficacité vont être conduits en partenariat avec l'AFSSET pour évaluer l'efficacité du pyrèthre, au cours desquels la formulation suivante sera utilisée :

Nom commercial	Substance active	Type de formulation	Dose autorisée
PYNET®	5%	EC	1-5 g s.a./ha

La dose recommandée est de 1 à 5 g de substance active/ha. Le pyrèthre est utilisé dans une émulsion concentrée contenant 5% de substance active.

La matière active, le pyrèthre, est ajustée à 25% p/p en tant que produit technique. Mais en y rajoutant un solvant isoparaffinique léger, la pureté peut atteindre 50% p/p de pyréthrine, voire même 70 % p/p de substance active. Ainsi, les études de toxicologie ont été conduites avec des substances dont la teneur en pyréthrine pouvait être variable. Dans cette formulation, la matière active, le pyrèthre, est pur à 25% (p/p). Les autres constituants sont des extraits de plante, des acides gras, des solvants tels que les isoparaffines, des caroténoïdes, des stéroïdes...

Le protocole recommandé de traitement adulticide d'un site lors des campagnes de lutte anti-vectorielle à la Réunion est le suivant : un passage nocturne d'un véhicule 4x4 pour l'application à Ultra Bas Volume (UBV), un passage d'une brigade terrestre équipée d'appareil manuel d'application dans les 12 heures suivantes (dans la journée suivant l'application nocturne), puis de nouveau un passage de 4x4, 4 jours après le premier passage (DRASS Réunion, 2006). Néanmoins, afin de prendre en compte les conditions réalistes les plus conservatrices, et en fonction de l'efficacité du produit contenant du pyrèthre, les conditions d'application suivantes ont également été prises en compte pour l'évaluation de risques pour l'homme et pour l'environnement : trois applications à l'aide d'un véhicule 4x4 espacées de 4 jours (WHO, IRD, 2007).

L'évaluation suivante a été réalisée avec la dose maximale de 5 g s.a./ha car susceptible d'entraîner l'exposition de l'homme et de l'environnement la plus significative.

L'équipement d'application considéré pour les applications nocturnes est un nébulisateur à bas volume monté sur un véhicule. Les brigades terrestres effectuant les applications diurnes sont équipées d'atomiseurs nébulisateurs.

Cette évaluation des risques est une évaluation préliminaire des risques. Les sources de documentation sont des synthèses de documents de revue préalablement rédigés par des organismes officiels. Les rapports d'étude primaires n'ont pas été revus par les rédacteurs de ce document.

## LISTE DES REFERENCES

- DRASS Réunion, Note technique de la Direction Régionale des affaires sanitaires et sociales de la Préfecture de la Réunion sur la « Lutte contre l'épidémie de chikungunya » 2006.
- DIREN Réunion, « Note concernant les précautions environnementales prises dans le cadre de la lutte anti-vectorielle contre le chikungunya. » de la Direction Régionale de l'Environnement de la Réunion, 19 février 2006.
- IRD: Communication personnelle avec des représentants en charge de la lutte anti-vectorielle de cet organisme (Institut de Recherche pour le Développement), Avril 2007.



# **PYRETHRE**

## **II-Propriétés physico-chimiques**

### **Evaluation du risque pour l'environnement**

#### **Calculs des concentrations prévisibles dans l'environnement lors de l'utilisation de PYNET® 5 EC à l'Île de la Réunion**

#### **DATE**

**Juillet 2007**

#### **TABLE DES MATIERES**

<b>1. INTRODUCTION.....</b>	<b>345</b>
<b>2. substance Active .....</b>	<b>346</b>
2.1. Nom commun.....	346
2.2. Dénomination chimique.....	346
2.3. N° CEE et/ou n° CAS .....	347
2.4. Formule moléculaire et formule structurale développée (avec tous les détails relatifs à une éventuelle composition isomérique) ; masse molaire	347
<b>3. Propriétés physiques et chimiques de la FORMULATION représentative .....</b>	<b>348</b>
3.1. Teneur en Substance active.....	348
3.2. coformulants.....	348
3.3. Propriétés physiques .....	348
3.3.1. Etat physique	348
3.3.2. Apparence	348
3.3.3. Odeur	348
3.3.4. Point d'ébullition	348
3.3.5. Point de fusion	349
3.3.6. Densité relative	350
3.3.7. Densité	350
3.3.8. Pression de vapeur	350
3.3.9. Densité de vapeur	350
3.3.10. Proportion de composés volatils par volume	350
3.3.11. Solubilité dans l'eau	350
3.3.12. Solubilité dans d'autres solvants	350
3.3.13. Inflammabilité et auto-inflammabilité	350
3.3.14. Explosivité	350
3.3.15. Stabilité	350
<b>4. Propriétés physiques et chimiques de la substance active.....</b>	<b>351</b>
4.1. Point de fusion, point d'ébullition, densité relative .....	351
4.2. Pression de vapeur (en Pa) .....	351
4.3. Aspect (état physique, couleur).....	352
4.4. Spectres d'absorption (UV/VIS, IR, RMN), et spectrométrie de masse, extinction moléculaire aux longueurs d'onde adéquates, le cas échéant	352
4.5. Solubilité dans l'eau, notamment influence du pH (5 à 9) et de la température sur la solubilité, le cas échéant.....	352
4.6. Coefficient de partage n-octanol/eau, y compris influence du pH (5 à 9) et de la température	353
4.7. Stabilité thermique, identité des produits de dégradation .....	correspondants 353
4.8. Inflammabilité, y compris auto-inflammabilité et identité des produits de combustion	353
4.9. Point d'éclair .....	353
4.10. Tension superficielle.....	355

<b>4.11. Propriétés explosives .....</b>	<b>355</b>
<b>4.12. Propriétés oxydantes .....</b>	<b>355</b>
<b>4.13. Réactivité à l'égard des matériaux du récipient .....</b>	<b>355</b>
<b>5. Devenir et comportement dans l'environnement.....</b>	<b>356</b>
<b>5.1. Dégradation.....</b>	<b>356</b>
5.1.1. Biotique	356
5.1.1.1. Dégradation dans le sol en conditions aérobies	356
5.1.1.2. Dégradation dans le sol en conditions anaérobies	357
5.1.1.3. Métabolisme aquatique en conditions anaérobies	357
5.1.1.4. Métabolisme aquatique en conditions aérobies	357
5.1.1.5. Biodégradabilité facile	358
5.1.1.6. Biodégradabilité intrinsèque, le cas échéant	358
5.1.2. Abiotique	358
5.1.2.1. Hydrolyse en fonction du pH et identification du ou des produits de la dégradation	358
5.1.2.2. Phototransformation dans l'eau et identité des produits de la transformation	359
<b>5.2. Essai préliminaire d'adsorption/désorption .....</b>	<b>359</b>
5.2.1. Essai préliminaire d'adsorption/désorption	359
5.2.2. Autres études	360
<b>5.3. Devenir et comportement dans l'air .....</b>	<b>360</b>
<b>6. Evaluation du risque pour l'environnement .....</b>	<b>362</b>
<b>6.1. Voie et vitesse de dégradation dans l'air .....</b>	<b>362</b>
<b>6.2. Voie et vitesse de dégradation dans l'eau .....</b>	<b>363</b>
6.2.1. Devenir dans les eaux de surface	363
6.2.2. Application ULV/VLV	363
6.2.3. Calculs des concentrations dans les eaux de surface	367
6.2.3.1. Application directe	368
6.2.3.2. Epandages par véhicules 4x4 uniquement	369
6.2.3.3. Epandages par véhicule 4*4 et pulvérisateurs à dos	371
6.2.3.4. Résultats	372
6.2.4. Devenir dans les eaux souterraines	373
<b>6.3. Voie et vitesse de dégradation dans les sédiments.....</b>	<b>377</b>
6.3.1. Méthode de calcul	377
6.3.2. Paramètres considérés	378
6.3.3. Résultats	379
<b>6.4. Voie et vitesse de dégradation dans le sol .....</b>	<b>379</b>
6.4.1. Méthode de calcul de $CPE_{local}$ sol	379
6.4.2. Paramètres considérés	380
6.4.3. Résultats	382
<b>6.5. Devenir en milieu marin et estuarien.....</b>	<b>383</b>
<b>7. Conclusion.....</b>	<b>385</b>

## 2. INTRODUCTION

Le pyrèthre est un insecticide non systémique avec une action de contact. Les effets initiaux incluent la paralysie qui mène ensuite au décès de l'insecte visé.

Dans le cadre de la lutte contre les moustiques, vecteurs d'arbovirose, des essais d'efficacité vont être conduits en partenariat avec l'AFSSET pour évaluer l'efficacité du pyrèthre, au cours desquels la formulation suivante sera utilisée:

Nom commercial	Substance active	Type de formulation	Dose autorisée
PYNET®	5%	EC	1-5 g s.a./ha

Le protocole recommandé de traitement adulte d'un site lors des campagnes de lutte anti-vectorielle à la Réunion est le suivant : un passage nocturne d'un véhicule 4x4 pour l'application à Ultra Bas Volume (UBV), un passage d'une brigade terrestre équipée d'appareil manuel d'application dans les 12 heures suivantes (dans la journée suivant l'application nocturne), puis de nouveau un passage de 4x4 4 jours après le premier passage (DRASS Réunion, 2006). Néanmoins, afin de prendre en compte les conditions réalistes les plus conservatrices, et en fonction de l'efficacité du produit contenant du pyrèthre, les conditions d'application suivantes ont également été prises en compte pour l'évaluation de risques pour l'homme et pour l'environnement : trois applications à l'aide d'un véhicule 4x4 espacées de 4 jours (IRD, 2007).

Ce document présente les propriétés physico-chimiques de la préparation PYNET® 5 EC, à base de pyrèthre susceptible d'être utilisée à l'île de la Réunion dans le cadre de la lutte anti-vectorielle (LAV) contre le chikungunya (traitements adultes, voir introduction générale), ainsi que les propriétés physico-chimiques et le comportement du pyrèthre dans l'environnement. Une évaluation des risques pour l'environnement est également présentée : niveau de contamination des différents compartiments pertinents, risque d'accumulation des substances et produits testés.

L'évaluation des risques a été réalisée à la dose maximale de 5 g s.a./ha car susceptible d'entraîner l'exposition de l'homme et de l'environnement la plus significative.

L'équipement d'application considéré pour les applications nocturnes est un nébuliseur à bas volume monté sur un véhicule. Les brigades terrestres effectuant les applications diurnes sont équipées d'atomiseurs nébuliseurs.

L'évaluation des risques présentée dans ce document est une évaluation préliminaire des risques. Les sources de documentation sont des synthèses de documents de revue préalablement rédigés par des organismes officiels (références indiquées en partie I de la liste des références). Les rapports d'étude primaires n'ont pas été revus par les rédacteurs de ce document.

Les principales données de toxicité du pyrèthre sont issues des revues faites par l'IPCS et l'Agence néerlandaise de Protection de l'Environnement (IPCS INCHEM, 1999 ; Health Council of the Netherlands, 2004).

Les résultats des études de comportement dans l'environnement sont présentés au même degré de précision que dans les revues des organismes officiels.

L'évaluation du risque environnemental est essentiellement basée sur les données de la substance active, tout en étant adaptée aux conditions d'application des préparations utilisées sur l'île de la Réunion dans le cadre de la lutte anti-vectorielle (LAV).

Dans le cadre de l'étude des impacts sur l'environnement de l'utilisation de biocides dans la lutte anti-vectorielle (LAV) à la Réunion, le Préfet de la Réunion a demandé à la Direction Régionale de l'Environnement (DIREN) de la Réunion, en février 2006, de réunir un comité scientifique et de susciter des études visant à évaluer l'impact sur l'environnement de l'utilisation de traitements insecticides dans la lutte contre les moustiques vecteurs de Chikungunya. Ces études ont fait l'objet de rapports publics, et ont été utilisés en partie dans l'évaluation suivante (DIREN Réunion, 2006a).

### 3. SUBSTANCE ACTIVE

#### 3.1. NOM COMMUN

Pyrèthre

#### 3.2. DENOMINATION CHIMIQUE

Le Pyrèthre est un extrait de *Chrysanthemum cinerariaefolium*, composé de 6 molécules principales (pyréthrines 1 et 2, cinérines 1 et 2, jasmolines 1 et 2). La proportion pyréthrines: cinérines:jasmolines est 71:21:7 (ATSDR, 2003 ; Tomlin, 1997). Les composés principaux sont la pyréthrine 1 et la pyréthrine 2.

Les extraits de pyrèthre contiennent environ 30% en poids (EXTOXNET, 1994) du mélange des 6 composés aux teneurs suivantes : pyréthrine 1 : 11,4%, pyréthrine 2 : 10,5%, cinérine 1 : 2,2%, cinérine 2 : 3,5%, jasmoline 1 : 1,2%, jasmoline 2 : 1,2% (IPCS INCHEM, 1970)

Tableau II.1 : Noms CAS et IUPAC des 6 isomères composant le Pyrèthre (document RED (2006) de l'US EPA)

	Nom IUPAC	Nom CAS
<b>Pyréthrine 1</b>	(Z)-(S)-2-méthyl-4-oxo-3-(penta-2,4-dienyl)cyclopent-2-enyl (1R,3R)-2,2-diméthyl-3-(2-méthylprop-1-enyl)cyclopropanecarboxylate	(1S)-2-méthyl-4-oxo-3-(2Z)-2,4-pentadienylcyclopent-1-yl (1R,3R)-2,2-diméthyl-3-(2-méthyl-1-propenyl)cyclopropanecarboxylate
<b>Pyréthrine 2</b>	(Z)-(S)-2-méthyl-4-oxo-3-(penta-2,4-dienyl)cyclopent-2-enyl (E)-(1R,3R)-3-(2-méthoxycarbonylprop-1-enyl)-2,2-diméthylcyclopropane-carboxylate	(1S)-2-méthyl-4-oxo-3-(2Z)-2,4-pentadienyl-2-cyclopent-1-yl (1R,3R)-3-[(1E)-3-méthoxy-2-méthyl-3-oxo-1-propenyl]-2,2-diméthylcyclopropanecarboxylate
<b>Cinérine 1</b>	(Z)-(S)-3-(but-2-enyl)-2-méthyl-4-oxocyclopent-2-enyl (1R,3R)-2,2-diméthyl-3-(2-méthylprop-1-enyl)cyclopropanecarboxylate	(1S)-3-(2Z)-2-butenyl-2-méthyl-4-oxo-2-cyclopent-1-yl (1R,3R)-2,2-diméthyl-3-(2-méthyl-1-propenyl)cyclopropanecarboxylate
<b>Cinérine 2</b>	(Z)-(S)-3-(but-2-enyl)-2-méthyl-4-oxocyclopent-2-enyl (E)-(1R,3R)-3-(2-méthoxycarbonylprop-1-enyl)-2,2-diméthylcyclopropanecarboxylate	(1S)-3-(2Z)-2-butenyl-2-méthyl-4-oxo-2-cyclopent-1-yl (1R,3R)-3-[(1E)-3-méthoxy-2-méthyl-3-oxo-1-propenyl]-2,2-diméthylcyclopropanecarboxylate
<b>Jasmoline 1</b>	(Z)-(S)-2-méthyl-4-oxo-3-(pent-2-enyl)cyclopent-2-enyl (1R,3R)-2,2-diméthyl-3-(2-méthylprop-1-	(1S)-2-méthyl-4-oxo-3-(2Z)-2-pentenyl-2-cyclopent-1-yl (1R,3R)-2,2-diméthyl-3-(2-méthyl-1-propenyl)cyclopropanecarboxylate

	enyl)cyclopropanecarboxylate	
<b>Jasmoline 2</b>	(Z)-(S)-2-methyl-4-oxo-3-(pent-2-enyl)cyclopent-2-enyl (E)-(1R,3R)-3-(2-methoxycarbonylprop-1-enyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate	(1S)-2-methyl-4-oxo-3-(2Z)-2-pentenyl-2-cyclopenten-1-yl (1R,3R)-3-[(1E)-3-methoxy-2-methyl-3-oxo-1-propenyl]-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate

### 3.3. N° CEE ET/OU N° CAS

Le Pyrèthre est un extrait de *Chrysanthemum cinerariaefolium*, contenant les 6 molécules suivantes :

Tableau II.2 : Noms CAS et IUPAC des 6 isomères composant le Pyrèthre

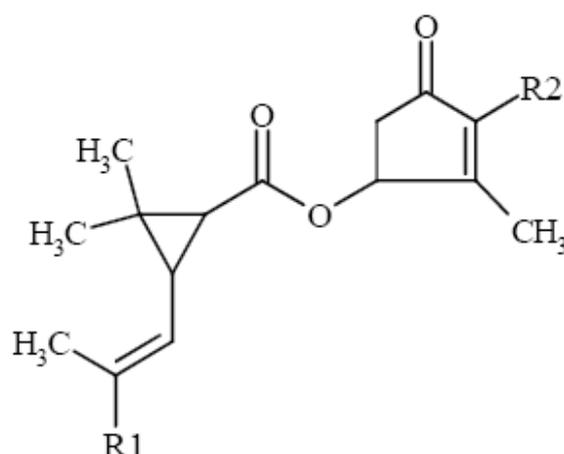
	N° CEE <sup>a</sup>	N° CAS <sup>b</sup>
<b>PYRÈTHRE</b>	232-319-8	8003-34-7
<b>Pyréthrine 1</b>	204-455-8	121-21-1
<b>Pyréthrine 2</b>	204-462-6	121-29-9
<b>Cinérine 1</b>	246-984-0	25402-06-6
<b>Cinérine 2</b>	204-454-2	121-20-0
<b>Jasmoline 1</b>	Non disponible	4466-14-2
<b>Jasmoline 2</b>	Non disponible	1172-63-0

<sup>a</sup> : Base de données ESIS (European Chemicals Bureau)

<sup>b</sup> : document RED de l'US EPA, base de données EXTOKNET, HSDB

### 3.4. FORMULE MOLECULAIRE ET FORMULE STRUCTURALE DEVELOPPEE (AVEC TOUS LES DETAILS RELATIFS A UNE EVENTUELLE COMPOSITION ISOMERIQUE) ; MASSE MOLAIRE

Le Pyrèthre est un extrait de *Chrysanthemum cinerariaefolium*, composé de 6 molécules principales. Sa formule structurale développée générale est la suivante :



Avec :

	R1	R2	Masse molaire (g/mol)	Formule moléculaire
<b>Pyréthrine I</b>	CH <sub>3</sub>	CH <sub>2</sub> CH=CHCH=CH <sub>2</sub>	328.4	C <sub>21</sub> H <sub>28</sub> O <sub>3</sub>

<b>Pyréthrine II</b>	COOCH <sub>3</sub>	CH <sub>2</sub> CH=CHCH=CH <sub>2</sub>	372.4	C <sub>22</sub> H <sub>28</sub> O <sub>5</sub>
<b>Cinérine I</b>	CH <sub>3</sub>	CH <sub>2</sub> CH=CH <sub>3</sub>	316.4	C <sub>20</sub> H <sub>28</sub> O <sub>3</sub>
<b>Cinérine II</b>	COOCH <sub>3</sub>	CH <sub>2</sub> CH=CH <sub>3</sub>	360.4	C <sub>21</sub> H <sub>28</sub> O <sub>5</sub>
<b>Jasmoline I</b>	CH <sub>3</sub>	CH <sub>2</sub> CH=CHCHCH <sub>3</sub>	328.4	C <sub>21</sub> H <sub>30</sub> O <sub>3</sub>
<b>Jasmoline II</b>	COOCH <sub>3</sub>	CH <sub>2</sub> CH=CHCHCH <sub>3</sub>	374.4	C <sub>22</sub> H <sub>30</sub> O <sub>5</sub>

#### 4. PROPRIETES PHYSIQUES ET CHIMIQUES DE LA FORMULATION REPRESENTATIVE

Les informations fournies ci-dessous sont extraites de la fiche de sécurité de la formulation PYNET® 5 EC (Pyrethrum Board of Kenya, 2007).

##### 4.1. TENEUR EN SUBSTANCE ACTIVE

La teneur en substance active (pyrèthre) de la formulation PYNET® 5 EC (concentré émulsionnable, code EC) est de 5.0% (p/v).

Le degré de pureté de la substance active est 25%. La nature des impuretés de la substance active constitutive du produit adulticide n'ont pas été précisément décrits. Ce sont des extraits de plantes, des acides gras, des solvants de type isoparaffine, des stérols de plantes et des caroténoïdes.

##### 4.2. COFORMULANTS

La formulation PYNET® 5 EC contient 20% de PBO (piperonyl butoxide) et 75% de produits végétaux et des solvants de type isoparaffine.

##### 4.3. PROPRIETES PHYSIQUES

###### 4.3.1. Etat physique

Formulation liquide

###### 4.3.2. Apparence

Jaune pâle

###### 4.3.3. Odeur

Odeur de fruit

###### 4.3.4. Point d'ébullition

Non décrit

#### 4.3.5. Point de fusion

75°C

**4.3.6. Densité relative**

0,975 g/mL à 20°C

**4.3.7. Densité**

Non décrit

**4.3.8. Pression de vapeur**

Non décrit

**4.3.9. Densité de vapeur**

Non décrit

**4.3.10. Proportion de composés volatils par volume**

Non décrit

**4.3.11. Solubilité dans l'eau**

Non décrit

**4.3.12. Solubilité dans d'autres solvants**

Non décrit

**4.3.13. Inflammabilité et auto-inflammabilité**

Non applicable

**4.3.14. Explosivité**

Non explosible

**4.3.15. Stabilité**

Décomposition à haute température.

## 5. PROPRIETES PHYSIQUES ET CHIMIQUES DE LA SUBSTANCE ACTIVE

### 5.1. POINT DE FUSION, POINT D'EBULLITION, DENSITE RELATIVE

**Point de fusion :** non pertinent

**Point d'ébullition :**

Le point d'ébullition du pyrèthre est de 136-198°C à  $1.10^5$  Pa (Fiche de données de sécurité (Pyrethrum Board of Kenya, 2007) PYNET® 5EC).

Certains documents donnent des résultats sur quelques-uns des composants du Pyrèthre (document RED (2006) de l'US EPA ; ATSDR, 2003 ; IPCS INCHEM, 1975 ; HSDB, 2006) :

Pyréthrine 1 : entre 146 et 150°C à  $5 \cdot 10^{-4}$  mm Hg, 170°C à 0,1 mm Hg (avec décomposition)  
 Pyréthrine 2 : entre 192 et 198 °C à  $7 \cdot 10^{-3}$  mm Hg, 200°C à 0,1 mm Hg (avec décomposition)  
 Cinérine 1 : 136-138 °C à  $8 \cdot 10^{-3}$  mm Hg  
 Cinérine 2 : 182-184 °C à  $1 \cdot 10^{-3}$  mm Hg

**Densité relative :**

Pyrèthre : Oléorésine brute : 0,982 g/mL à 20°C (document RED (2006) de l'US EPA ; HSDB, 2006)

Extrait à 25 % : 0,84 – 0,86 g/cm<sup>3</sup> (FAO, 2000 ; IPCS INCHEM, 2003 ; HSDB, 2006)

Gravité spécifique du pyrèthre de 0.976 g/mL (PYNET® 5EC, Pyrethrum Board of Kenya 2007).

Le document RED (2006) de l'US EPA et la base de données HSDB donnent également les valeurs suivantes :

Pyréthrine 1 : 1,52 g/mL

Pyréthrine 2 : 1,5355 g/mL

### 5.2. PRESSION DE VAPEUR (EN PA)

La pression de vapeur du Pyrèthre est de  $2.66 \cdot 10^2$  Pa à 20°C d'après la Fiche de données de sécurité du PYNET® 5EC (Pyrethrum Board of Kenya 2007).

ATSDR (2003) : les valeurs de pression de vapeur et de la constante de Henry des 6 isomères composant le Pyrèthre sont les suivantes :

	Pyréthrine 1	Pyréthrine 2	Cinérine 1	Cinérine 2	Jasmoline 1	Jasmoline 2
<b>P<sub>vap</sub> (mm Hg à 25°C)</b>	$2,03 \cdot 10^{-5}$	$3,98 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-6} *$	$4,6 \cdot 10^{-7} *$	$4,8 \cdot 10^{-7} *$	$1,9 \cdot 10^{-7} *$
Correspondant à P <sub>vap</sub> (Pa à 25°C)	$2,7 \cdot 10^{-3}$	$5,3 \cdot 10^{-5}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$6,1 \cdot 10^{-5}$	$6,4 \cdot 10^{-5}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$
<b>Constante de Henry (atm m<sup>3</sup>/mol)</b>	$7,7 \cdot 10^{-7} *$	$7,4 \cdot 10^{-10} *$	$9,6 \cdot 10^{-7} *$	$9,2 \cdot 10^{-10} *$	$1,3 \cdot 10^{-6} *$	$1,2 \cdot 10^{-9} *$
Correspondant à H (Pa)	$7,6 \cdot 10^{-2}$	$7,3 \cdot 10^{-5}$	$9,4 \cdot 10^{-2}$	$9 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-1}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$

m<sup>3</sup>/mol)

\* valeur estimée par le logiciel EPIWIN 3.12 - 2005 (Syracuse Research Corporation)

Les valeurs données pour les pyréthrinés 1 et 2 sont également indiquées dans le document RED (2006) de l'US EPA, ainsi que dans la base de données HSDB (2006).

---

### 5.3. ASPECT (ETAT PHYSIQUE, COULEUR)

---

Etat physique:

Résine visqueuse, liquide ou solide (EXTOXNET, 1994), ou huile jaune clair (IPCS INCHEM, 2003 ; HSDB, 2006).

Couleur :

Ambre (PYNET® 5EC, Pyrethrum Board of Kenya, 2007)

---

### 5.4. SPECTRES D'ABSORPTION (UV/VIS, IR, RMN), ET SPECTROMETRIE DE MASSE, EXTINCTION MOLECULAIRE AUX LONGUEURS D'ONDE ADEQUATES, LE CAS ECHEANT

---

La base de données HSDB (2006) donne les informations suivantes :

La pyréthrine 1 possède un maximum d'absorption à 225 nm avec un coefficient d'extinction molaire égal à 36400 g mol/L.

Spectrométrie de masse : pic à m/z = 238.

La pyréthrine 2 possède un maximum d'absorption à 229 nm avec un coefficient d'extinction molaire égal à 45850 g mol/L.

La cinérine 1 possède un maximum d'absorption à 222 nm avec un coefficient d'extinction molaire égal à 21400 g mol/L.

La cinérine 2 possède un maximum d'absorption à 229 nm avec un coefficient d'extinction molaire égal à 28700 g mol/L.

---

### 5.5. SOLUBILITE DANS L'EAU, NOTAMMENT INFLUENCE DU PH (5 A 9) ET DE LA TEMPERATURE SUR LA SOLUBILITE, LE CAS ECHEANT

---

Solubilité dans l'eau :

Document RED de l'US EPA (2006), base de données HSDB (2006) :

Pyréthre : < 10 ppm (soit insoluble dans l'eau d'après la Fiche de données de sécurité du PYNET® 5EC, Pyrethrum Board of Kenya 2007)

Pyréthrine 1 : 0,0002 g/L à 20°C

Pyréthrine 2 : 0,009 g/L à 20°C

Le Pyréthre est complètement soluble dans les solvants inorganiques non polaires. Sa solubilité est inférieure à 0,1% dans l'éthylène glycol. Il est soluble dans l'alcool, l'éther de pétrole, et le chlorure de méthylène (document RED, 2006), ainsi que dans le kérosène, le nitrométhane, le tétrachlorure de carbone et le dichlorure d'éthylène (EXTOXNET, 1994). La

base de données HSDB (2006) indique également que le Pyrèthre est soluble dans l'acétone, et d'une manière générale dans les hydrocarbures, les composés aromatiques et les esters.

## 5.6. COEFFICIENT DE PARTAGE N-OCTANOL/EAU, Y COMPRIS INFLUENCE DU PH (5 A 9) ET DE LA TEMPERATURE

ATSDR (2003) :

Les coefficients de partage des 6 molécules composant le Pyrèthre sont les suivants :

	Pyrèthrine 1	Pyrèthrine 2	Cinérine 1	Cinérine 2	Jasmoline 1	Jasmoline 2
<b>Log K<sub>ow</sub></b>	5,9	4,3	5,93 *	4,98 *	6,42 *	5,47 *

\* valeur estimée par le logiciel EPIWIN 3.12 - 2005 (Syracuse Research Corporation)

Les valeurs indiquées pour les pyrèthrines 1 et 2 sont retrouvées dans le document RED de l'US EPA, ainsi que dans la base de données HSDB et la Fiche de données de sécurité du PYNET® 5EC (Pyrethrum Board of Kenya 2007).

## 5.7. STABILITE THERMIQUE, IDENTITE DES PRODUITS DE DEGRADATION CORRESPONDANTS

La plupart des bases de données indiquent que les pyrèthrines sont rapidement oxydées (décomposition) et perdent leur activité insecticide lorsqu'elles sont exposées à la lumière du soleil (HSDB, 2006 ; IPCS INCHEM, 1975). Elles sont rapidement hydrolysées par les bases.

Il est précisé dans la Fiche de données de sécurité du PYNET® 5EC, le pyrèthre se dégrade pour des températures au dessus de 70°C (Pyrethrum Board of Kenya, 2007).

## 5.8. INFLAMMABILITE, Y COMPRIS AUTO-INFLAMMABILITE ET IDENTITE DES PRODUITS DE COMBUSTION

D'après la base de données HSDB (2006) et la Fiche de données de sécurité du PYNET® 5EC (Pyrethrum Board of Kenya, 2007), le pyrèthre est inflammable lorsqu'il est exposé à la chaleur ou à une flamme. Lorsqu'il se décompose il y a émission de fumées âcres et irritantes.

## 5.9. POINT D'ECLAIR

Le point d'éclair a été déterminé selon 2 méthodes (base de données HSDB, 2006):

Selon l'essai "fermé", le point d'éclair est de 180 – 190 degré F, soit 82 – 88°C

Selon l'essai "ouvert", le point d'éclair est de 82 – 88°C.

Le point d'éclair est de 70°C selon la Fiche de données de sécurité du PYNET® 5EC (Pyrethrum Board of Kenya, 2007).



---

**5.10. TENSION SUPERFICIELLE**

---

Non requis puisque la solubilité dans l'eau est <1 mg/L

---

**5.11. PROPRIETES EXPLOSIVES**

---

La fiche de sécurité du PYNET® 5EC indique que le Pyrèthre n'a pas de propriétés explosives.

---

**5.12. PROPRIETES OXYDANTES**

---

Information non disponible.

---

**5.13. REACTIVITE A L'EGARD DES MATERIAUX DU RECIPIENT**

---

La base de données HSDB et la fiche de sécurité du PYNET® 5EC indiquent que le Pyrèthre n'est pas corrosif.

Il est incompatible avec les oxydants puissants (incendies et explosions) et avec les bases ou les savons ordinaires.

La Fiche de données de sécurité du PYNET® 5EC indique également qu'il n'y a pas de réactivité spécifique du pyrèthre si le container en métal n'est pas rouillé (Pyrethrum Board of Kenya 2007).

## 6. DEVENIR ET COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT

### 6.1. DEGRADATION

Les 6 pyréthrine ayant des structures moléculaires très proches, il est attendu qu'elles aient des propriétés similaires de comportement dans l'environnement (document RED de l'US EPA, 2006).

**La pyréthrine 1 a été sélectionné pour être le représentant de toutes les pyréthrine pour générer les données de comportement dans l'environnement**, car il est difficile d'évaluer le comportement dans l'environnement du mélange que constitue le Pyrèthre.

A partir de l'analyse structurale, il est attendu que les produits de dégradation des pyréthrine perdent leur activité toxicologique.

Les principales voies de dissipation des pyréthrine dans l'environnement sont la photolyse (dans l'eau et dans le sol, avec des demi-vies inférieures à 1 jour dans les 2 cas), et dans un degré moindre la dégradation aérobie dans le sol. L'hydrolyse en milieu basique est une importante voie de dissipation dans l'eau (la demi-vie à pH 9 est de 14-17 heures). Toutefois, cette réaction apparaît être relativement lente en milieu neutre et acide, conditions plus fréquentes dans l'environnement naturel.

Les pyréthrine sont plus persistantes vis-à-vis des dégradations microbiennes en conditions anaérobies ( $t_{1/2} = 86,1$  jours) qu'en conditions aérobies ( $t_{1/2} = 10,5$  jours).

Elles s'adsorbent fortement à la surface des sols et sont généralement considérées comme immobiles avec des Koc compris entre 12 400 et 37 840 mL/g). Les pyréthrine non dégradées sont susceptibles de se lier aux sédiments puisqu'elles semblent persister en conditions anaérobies.

#### 6.1.1. Biotique

##### 6.1.1.1. Dégradation dans le sol en conditions aérobies

La pyréthrine 1 a été étudiée dans un sol sablo-limoneux (sandy loam) à la dose de 1,0 mg/kg environ, et incubée pendant 181 jours en conditions aérobies à  $25 \pm 1^\circ\text{C}$  à l'obscurité (FAO, 2000). La pyréthrine 1 a été dégradé avec une demi-vie de 2,2 jours. L'acide chrysanthémique a été identifié, mais sa concentration maximum n'a pas dépassé 4% de la concentration initiale de pyréthrine 1. Trois autres composés ont été observés à des teneurs comprises entre 5% et 10% de la pyréthrine 1 appliquée, ainsi que de nombreux composés à des teneurs inférieures à 5%.

Une étude de dissipation au champ a été conduite aux Etats-Unis, sur trois sites traités avec une formulation contenant du Pyrèthre et du piperonyl butoxide à la dose nominale de 0,52 kg s.a./ha. Les demi-vies de la pyréthrine ont été de 1 heure dans 2 sites et de 2 heures dans le troisième site. La pyréthrine n'a jamais été détectée à plus de 15 cm de profondeur.

La base de données HSDB (2006) indique que la dissipation globale de la pyréthrine 2 dans le sol se produit avec une demi-vie de 3,1 jours.

### Autre étude : photodégradation dans le sol

Une étude de photodégradation (FAO, 2000) conduite sur deux sols sablo-limoneux (sandy loam) avec la pyréthrine 1 radio marquée. La dose était de 10 mg/kg, les échantillons de sol traité ont été exposés à la lumière naturelle du soleil à 24°C pendant 24 heures. Des échantillons témoins ont été maintenus à l'obscurité. La demi-vie de la pyréthrine 1 a été de 12,9 heures dans les sols exposés à la lumière, et de nombreux produits de dégradation ont été formés. Aucun de ces produits n'a dépassé 10% de la radioactivité appliquée et seul le CO<sub>2</sub> a pu être identifié. Dans les échantillons témoins la demi-vie de la pyréthrine 1 a été de 82,9 heures.

#### 6.1.1.2. Dégradation dans le sol en conditions anaérobies

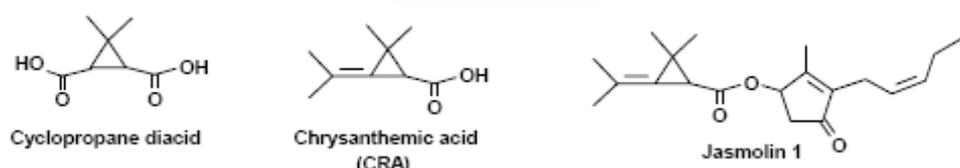
Donnée non disponible.

#### 6.1.1.3. Métabolisme aquatique en conditions anaérobies

La dégradation de la pyréthrine 1 a été étudiée à 25 ± 1°C, à l'obscurité, en systèmes aquatiques anaérobies préparés à partir d'un "hydrosol" sablo-limoneux (sandy loam) mélangé à de l'eau d'étang (FAO, 2000). La dose d'application a été d'environ 1 mg/kg, et la durée d'incubation a été de 364 jours en conditions anaérobies.

En conditions anaérobies la pyréthrine 1 a été dégradé avec une demi-vie d'environ 86 jours. Les principaux composés extractibles (surnageant et sédiment) ont été la pyréthrine 1, l'acide chrysanthémique (maximum 12,6% au jour 31), le diacide cyclopropane (maximum 14,6% au jour 364) et le Jasmolin 1 (maximum 10% au jour 180), et sont présentés dans la figure ci-dessous. Dix-sept autres produits de dégradation ont été retrouvés, mais aucun n'a représenté plus de 5% de la radioactivité appliquée.

Figure II.1 : Principaux produits de dégradation de la pyréthrine 1 en système eau/sédiment anaérobie (FAO).



#### 6.1.1.4. Métabolisme aquatique en conditions aérobie

La dégradation de la pyréthrine 1 a été étudiée à 25 ± 1°C, à l'obscurité, en systèmes aquatiques aérobie préparés à partir d'un "hydrosol" sablo-limoneux (sandy loam) mélangé

à de l'eau d'étang (FAO, 2000). La dose d'application a été d'environ 1 mg/kg, et la durée d'incubation a été de 30 jours en conditions aérobies.

En conditions aérobies, la pyréthrine 1 s'est dégradé avec une demi-vie de 10,5 jours environ. L'acide chrysanthémique a atteint un maximum de 21,9% de la dose appliquée dans le système total après 21 jours. A la fin de l'étude (30 jours), l'acide chrysanthémique représentait 18,6% de la dose appliquée et la pyréthrine 1 représentait 14,7%. Trois autres produits de dégradation ont été détectés mais aucun n'a dépassé 5% de la concentration initiale en pyréthrine 1.

#### 6.1.1.5. Biodégradabilité facile

Bien que des données de biodégradabilité ne soient pas disponibles pour les pyréthrines 1 et 2, les pyréthrines constituent une classe d'insecticides qui sont facilement dégradés par les micro-organismes présents dans l'environnement (HSDB, 2006). Par conséquent compte tenu de la structure moléculaire de la pyréthrine 1 et de la pyréthrine 2, il est attendu que ces molécules soient également biodégradables.

#### 6.1.1.6. Biodégradabilité intrinsèque, le cas échéant

Donnée non disponible.

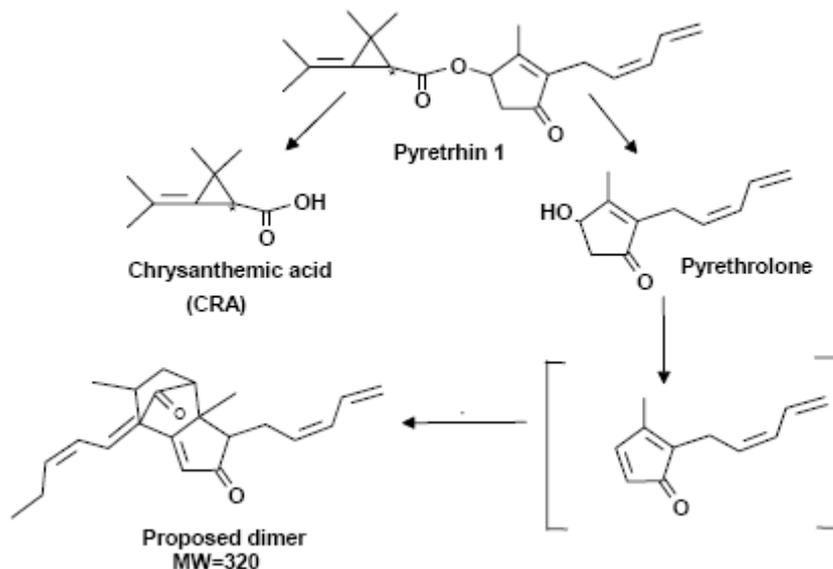
### 6.1.2. **Abiotique**

#### 6.1.2.1. Hydrolyse en fonction du pH et identification du ou des produits de la dégradation

L'hydrolyse de la pyréthrine 1 (FAO, 2000) a été étudiée dans des solutions aqueuses tamponnées à pH 5, 7 et 9, à 25°C et à l'obscurité, pendant 30 jours. La substance a été stable à pH 5 et pH 7, et s'est dégradée à pH 9 avec une demi-vie de 17 jours. L'acide chrysanthémique a été le seul produit de dégradation identifié, dont la teneur a atteint 61% de la radioactivité appliquée après 30 jours.

Le schéma réactionnel correspondant est présenté ci-dessous.

Figure II.2 : Schéma réactionnel de l'hydrolyse de la pyréthrine à pH 9 (FAO).



#### 6.1.2.2. Phototransformation dans l'eau et identité des produits de la transformation

Dans une étude (FAO, 2000) conduite à pH 7, la pyréthrine 1 a formé un isomère qui est à l'équilibre avec la molécule mère lors de son exposition à la lumière naturelle du soleil. La demi-vie de la pyréthrine 1 pour cette réaction a été d'environ 1 heure. Ensuite il y a eu dégradation selon une cinétique du premier ordre, la demi-vie globale pour le parent et l'isomère a été de 11,9 heures. La pyréthrine 1 a été stable dans les échantillons témoins.

## 6.2. ESSAI PRELIMINAIRE D'ADSORPTION/DESORPTION

### 6.2.1. Essai préliminaire d'adsorption/désorption

L'adsorption et la désorption de la pyréthrine 1 ont été étudiées à des concentrations comprises entre 0,05 et 0,81 mg/kg dans des sols sablo-limoneux (sandy loam), argile limoneuse (silty clay loam), limoneux (silt loam) et sableux (sand). Un ratio sol/solution de 1:100 et un temps d'équilibre de 3 heures ont été utilisés. Les valeurs de  $K_{oc}$  mesurées sont présentées dans le tableau suivant.

Tableau II.3 : Constantes d'adsorption et de désorption à l'équilibre, pour le Pyrèthre (FAO, 2000)

Type de sol	K <sub>oc</sub> adsorption	K <sub>oc</sub> désorption	Classe de mobilité
Sandy loam	12472	108679	immobile
Silty clay loam	16190	60133	Immoble
Silt loam	74175	448257	Immoble
Sand	37847	184767	immobile

### 6.2.2. Autres études

Donnée non disponible.

## 6.3. DEVENIR ET COMPORTEMENT DANS L'AIR

### Volatilisation :

La pyrèthrine 1, la cinérine 1 et la jasmoline 1 ont des constantes de Henry plus élevées que les esters correspondants (pyrèthrine 2, cinérine 2, jasmoline 2), et sont donc susceptibles de se volatiliser plus rapidement que leurs esters à partir des sols humides et de l'eau. Les temps de demi-vies de volatilisation des pyrèthrine 1, cinérine 1 et jasmoline 1 sont compris entre 1,8 et 2,7 jours, alors que les temps de demi-vies de volatilisation des pyrèthrine 2, cinérine 2 et jasmoline 2 sont compris entre 36,8 et 97 jours (Crosby, 1995, cité dans ATSDR, 2003).

La volatilisation de la pyrèthrine 1 depuis les surfaces humides du sol est considérée comme pouvant être un processus important, compte tenu de sa constante de Henry (estimée à  $4,4 \cdot 10^{-5}$  atm m<sup>3</sup>/mol). Toutefois la forte adsorption de cette molécule sur le sol atténue la volatilisation. La volatilisation de la pyrèthrine 2 depuis les surfaces humides du sol et depuis les plans d'eau est considérée comme une voie négligeable de dissipation dans l'environnement, compte tenu de sa constante de Henry (HSDB, 2006).

### Dégradation dans l'air :

Les pyrèthrines sont dégradées rapidement dans l'atmosphère par réaction avec les oxydants ou par photolyse directe. A partir des constantes de vitesse de réaction avec les radicaux hydroxyles et les molécules d'ozone (Meylan et Howard, 1993), les demi-vies atmosphériques des pyrèthrines sont de l'ordre de quelques minutes à quelques heures. Ces composés sont également rapidement dégradés par photolyse directe.

Selon la base de données HSDB (2006), la pyrèthrine 1 à l'état gazeux peut être dégradé dans l'atmosphère par réaction avec les radicaux hydroxyles produits photochimiquement avec une demi-vie estimée par calculs à 1,3 heures (à partir de la vitesse estimée à  $3,04 \cdot 10^{-10}$  cm<sup>3</sup>/molécule seconde à 25°C), et par réaction avec l'o zone avec une demi-vie estimée par calculs à 17 minutes (à partir de la vitesse estimée à  $9,63 \cdot 10^{-16}$  cm<sup>3</sup>/molécule seconde à 25°C). La pyrèthrine 1 sous forme particulaire se dissiperait de l'atmosphère par déposition

humide et sèche. La pyréthrine 1 absorbe la lumière et est donc sensible à la photolyse directe.

La pyréthrine 2 à l'état gazeux peut être dégradée dans l'atmosphère par réaction avec les radicaux hydroxyles produits photochimiquement avec une demi-vie estimée par calculs à 1,6 heures, à partir de la vitesse estimée à  $1,34 \cdot 10^{-11}$  cm<sup>3</sup>/molecule seconde à 25°C, et par réaction avec l'ozone avec une demi-vie estimée par calculs à 27 minutes (à partir de la vitesse estimée à  $6,07 \cdot 10^{-16}$  cm<sup>3</sup>/molecule seconde à 25°C). La pyréthrine 2 sous forme particulaire se dissipera de l'atmosphère par déposition humide et sèche. Les pyréthrines étant instable à la lumière, la pyréthrine 2 est susceptible d'être photodégradée dans le spectre "environnemental" ( $\lambda > 290$  nm).

La volatilisation de la pyréthrine 2 depuis les surfaces humides du sol et depuis les plans d'eau est considérée comme une voie négligeable de dissipation dans l'environnement, compte tenu de sa constante de Henry.

### Volatilité

Une étude de volatilité de la pyréthrine 1 (formulé) a été conduite avec un sol sablo-limoneux à 50% et 75% de la capacité au champ et deux débits d'air (100 et 300 mL/min). La dose d'application a été de 0,56 kg s.a./ha et les systèmes ont été incubés pendant 30 jours. A la fin de l'étude la majorité de la radioactivité était restée dans le sol, la pyréthrine 1 représentant 9,1% de la radioactivité appliquée. Quatre produits de dégradation organosolubles ont été observés dans les extraits. Les vitesses de volatilité ont été calculées à partir de la radioactivité des solutions pièges, en considérant une valeur de 0,025% pour la pyréthrine 1 à 75% d'humidité et 100 mL/min. La volatilité des toutes les espèces volatiles a été de 0,001 µg/cm<sup>2</sup>/heure dans toutes les conditions. Pour un débit d'air de 100 mL/min, la volatilité de la pyréthrine 1 *per se* a été respectivement de 3,5 et  $2,0 \cdot 10^{-6}$  µg/cm<sup>2</sup>/heure pour 50% et 75% d'humidité. Pour un débit d'air de 300 mL/min, la volatilité de la pyréthrine 1 a été respectivement de 9,9 et  $12 \cdot 10^{-6}$  µg/cm<sup>2</sup>/heure pour 50% et 75% d'humidité (FAO, 2000).

## 7. EVALUATION DU RISQUE POUR L'ENVIRONNEMENT

Il n'existe pas de scénario d'émission concernant la lutte anti-vectorielle. En effet, il est précisé dans le 3<sup>ème</sup> draft du scénario d'émission pour les insecticides, acaricides et produits pour contrôler les autres arthropodes (PT 18) en usages domestiques et professionnels (OECD, 2007) que les traitements de l'air, dans le but d'éradiquer les formes adultes ne sont pas privilégiés pour un traitement de routine. La pulvérisation et la nébulisation en extérieur pour le contrôle des moustiques adultes ne risque de produire qu'une réduction temporaire de la population adulte et ces usages ne doivent être envisagés que pour la protection de la santé humaine. Tous les traitements d'insecticide pour le contrôle vectoriel sont exclus du cadre de ce scénario.

Par conséquent, il convient d'adapter les scénarios existants aux conditions d'application du pyrèthre.

PYNET® 5% EC est une formulation de Pyrèthre de type concentré émulsifiable, utilisée en application ULV (Ultra Low Volume) ou VLV (Very Low Volume) à une dose de 1 à 5 g/ha. En lutte anti vectorielle, 3 applications spatiales à 4-7 jours d'intervalle sont généralement préconisées.

### 7.1. VOIE ET VITESSE DE DEGRADATION DANS L'AIR

Le groupe de travail européen FOCUS Air (FOCUS, 2005) a proposé des valeurs seuil pour les pressions de vapeur des substances afin d'établir si une substance est susceptible de contaminer l'air ou non. Il est ainsi considéré que pour une pression de vapeur inférieure à  $10^{-4}$  Pa à 20°C, une substance ne sera pas volatilisée de manière significative dans l'air. Etant données les pressions de vapeur de la pyrèthrine 1 :  $2 \cdot 10^{-3}$  mmHg ( $2,67 \cdot 10^{-3}$  Pa) et de la pyrèthrine 2,  $4 \cdot 10^{-3}$  mmHg ( $5,33 \cdot 10^{-3}$  Pa), les pyrèthrines sont considérées moyennement volatiles.

La volatilisation de la pyrèthrine 2 depuis les surfaces humides du sol et depuis les plans d'eau est considérée comme une voie négligeable de dissipation dans l'environnement, compte tenu de sa constante de Henry.

Les pyrèthrines 1 et 2 à l'état gazeux sont dégradées avec des demi-vies estimées par calculs à 1,3 heures et 1,6 heures respectivement.

Ainsi, on peut estimer que même si il y avait une légère volatilisation, la dégradation dans l'air étant rapide, la CPE<sub>air</sub> serait négligeable (CPE : Concentration Prévisible dans l'Environnement).

---

## 7.2. VOIE ET VITESSE DE DEGRADATION DANS L'EAU

---

### 7.2.1. Devenir dans les eaux de surface

Le pyrèthre se dégrade en systèmes eau/sédiment, avec une  $DT_{50}$  égale à 10,5 jours. Un métabolite principal est l'acide chrysanthémique (maximum 21,9% dans le système total), qui se dégrade ensuite.

Habituellement, l'évaluation des risques pour l'environnement des biocides est conduite selon les recommandations du Document Guide Technique (TGD, 2003). Toutefois, aucun scénario d'émission standard (ESD, Emission Scenario Document) n'est disponible pour les usages d'adulticides en plein air. Par conséquent, ni le modèle EUSES ni le scénario d'émission OCDE (OCDE, 2007) n'ont été utilisés pour les applications du pyrèthre dans le cas considéré ici, et un scénario simplifié d'émission de la substance dans l'environnement a été considéré.

Le mode d'application de la formulation PYNET® 5EC entraîne un risque potentiel de contamination des eaux de surface par dérive du nuage de produit généré au moment du traitement essentiellement, lorsque les recommandations d'usage sont appliquées, et ce pour les 2 scénarios d'application (3 applications par véhicule, ou bien 1 application par véhicule suivie d'une application manuelle puis 1 dernière application par véhicule). La dose appliquée peut varier de 1 à 5 g/ha.

### 7.2.2. Application ULV/VLV

La formulation utilisée est le PYNET® 5 de type EC. Ce type de formulation n'est pas une formulation huileuse prête à l'emploi telle que le sont les formulations utilisées pour les applications ULV. Par contre les formulations EC sont utilisables après dilution dans l'eau en application VLV. Le principe de base des applications à faible volume consiste à utiliser le vent pour transporter latéralement les gouttelettes de produit, la largeur de l'andain de pulvérisation dépendant de nombreux facteurs.

La différence entre ULV et VLV consiste en premier lieu dans les volumes appliqués à l'hectare, les volumes appliqués en ULV étant plus faibles (0,5 à 5 L/ha) qu'en VLV (10 à 20 L/ha en lutte antiacridienne d'après Cressman et Dobson, 2001), ce qui a pour conséquence directe une différence dans la taille des gouttelettes. La taille d'une gouttelette correspond généralement à son diamètre. En lutte antiacridienne, pour laquelle les applications en ULV sont courantes, on estime le diamètre médian du volume (DMV) idéal des gouttelettes entre 50 et 100  $\mu\text{m}$ . En VLV, le DMV est compris entre 100 et 200  $\mu\text{m}$  ; les gouttelettes en VLV seront transportées moins loin qu'en ULV, à vitesse de vent égale. Des calculs théoriques permettent d'estimer la distance qui pourrait être parcourue par des gouttelettes de différentes tailles, en fonction de la vitesse du vent (Dropdata, 2007). Ces calculs théoriques ne prennent pas en compte les turbulences qui existent sur le terrain et les résultats doivent par conséquent être utilisés avec précaution. D'après le tableau suivant, une gouttelette appliquée à 1m de haut, dont le diamètre est 50  $\mu\text{m}$ , peut être déplacée sur une distance de 28 m avec un vent de 2 m/s (7.2 km/h) et jusqu'à 64 m pour un vent de 4.6 m/s (16.6 km/h). Pour des gouttelettes de 100 et 200  $\mu\text{m}$  de diamètre, ces distances sont respectivement de 8 et 2,8 m pour un vent de 7.2 km/h et de 18 et 6,5 m pour un vent de 16.6 km/h.

## Fall time and theoretical displacement of different droplet sizes

Diameter µm	Estimates of terminal velocity (m.s <sup>-1</sup> )		Fall time from 1.0 m (in s.)	Displacement (m)*	
	Stokes' law (specific gravity = 1)	Mason (1971)		2 m.s <sup>-1</sup>	4.6 m.s <sup>-1</sup>
1	0.000030	0.000032	33222 (9.2 hr)		
5	0.00075	0.00079	1329 (22 min)	2658	6113
10	0.0030	0.0031	332 (6 min)	664	1528
20	0.012	0.012	83	166	382
30	0.027	0.027	37	74	170
50	0.075	0.072	13.9	28	64
100	0.30	0.256	3.9	8	18
200	1.20	0.703	1.4	2.8	6.5
500	7.5	2.044	0.5	1.0	2.3
1000	30.1	4.279	0.2	0.5	1.1

Rule used for fall time (suggested by Bache & Johnstone, 1992):

Stokes' for droplets < 50µm (specific Gravity = 1.0), then Mason's (1971) 2 polynomial formulae for 50-100µm and > 100µm droplets.

\* Theoretical displacement in laminar air (assuming no evaporation) at "typical" (2 m.s<sup>-1</sup>) and "threshold" maximum hourly mean cross wind speeds for spraying (Spackmann & Barrie, 1982)

La contamination de l'environnement est donc directement liée au mode d'application envisagé (ULV ou VLV), ainsi qu'au matériel utilisé (véhicule seul ou alternance véhicule/application manuelle).

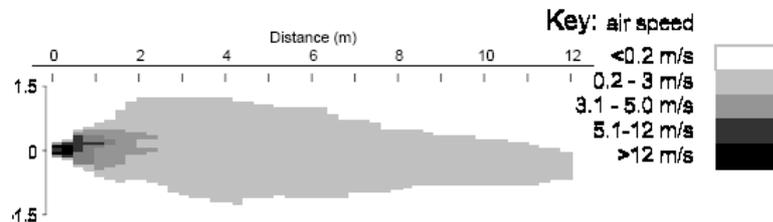
Concernant le matériel d'application, la FAO fournit plusieurs documents techniques, notamment pour la lutte antiacridienne. Ainsi pour des applications ULV manuelles (disque rotatif ou nébuliseur à dos) et sur véhicule (dérive passive ou jet porté) nécessitant plusieurs passages, le DMV doit être compris entre 50 et 75 µm, l'espacement entre les passes variant de 10 m (disque rotatif manuel) à 50 m (véhicule équipé d'un nébuliseur en jet porté).

Les **nébuliseurs motorisés à dos** peuvent générer des andains larges, utilisés pour pouvoir pénétrer dans un couvert végétal dense et pour augmenter la largeur de l'andain de pulvérisation (Bateman, 1999). Parce qu'ils produisent des gouttelettes relativement fines, ces nébuliseurs sont généralement utilisés pour l'application de bouillies à base d'eau à la dose 20-100 L/ha, mais des adaptateurs ULV sont disponibles afin de réduire le débit, permettant d'appliquer des formulations huileuses à 2 L/ha. Le jet vertical et horizontal (c'est-à-dire la distance couverte par la pulvérisation) dépend principalement de la puissance du moteur et de la taille du ventilateur. La distance horizontale maximum est d'environ 15 m bien que l'espacement entre les applications soit en pratique souvent égal à 5-10 m. La distance verticale excède rarement 10 m et est également dépendante de la taille du ventilateur. Le débit peut également varier substantiellement en fonction de l'angle selon lequel le tube de pulvérisation est dirigé (plutôt vers le haut ou plutôt horizontalement). De plus le volume du feuillage des arbres et des buissons varie énormément selon l'espèce et le stade de développement. Ces facteurs conditionnent l'étalonnage de l'appareil ainsi que le relargage dans l'environnement.

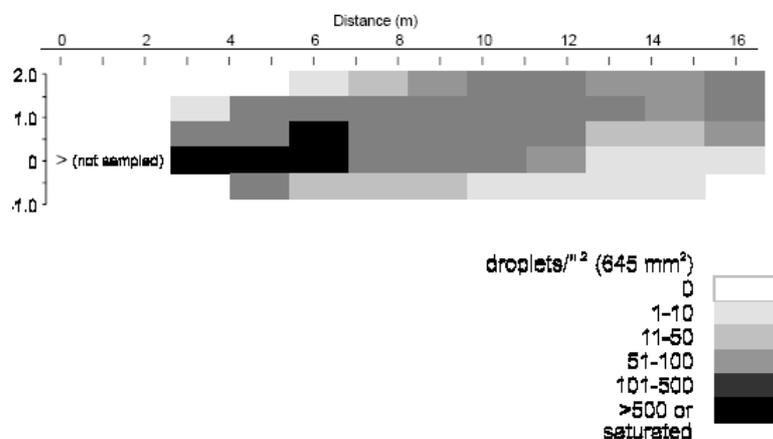
La réduction du volume d'application est possible pour les insecticides, notamment par les technologies CDA (Controlled Droplet Application), qui peuvent être définies comme étant l'ensemble des technologies d'optimisation de traitement par l'obtention de tailles appropriées de gouttelettes (fabrication de pulvérisateurs ou de matériel adéquats) pour un contrôle maximum des nuisibles. La figure ci-dessous montre que l'essentiel de la dose se situe dans les 12-15 m du point d'application pour les 2 modèles de nébuliseurs présentés.

Figure II.3 : Largeur du jet de deux nébuliseurs (données société Micron, disponible par le site [www.dropdata.org](http://www.dropdata.org))

a. The Motax 33 (courtesy J.Clayton)



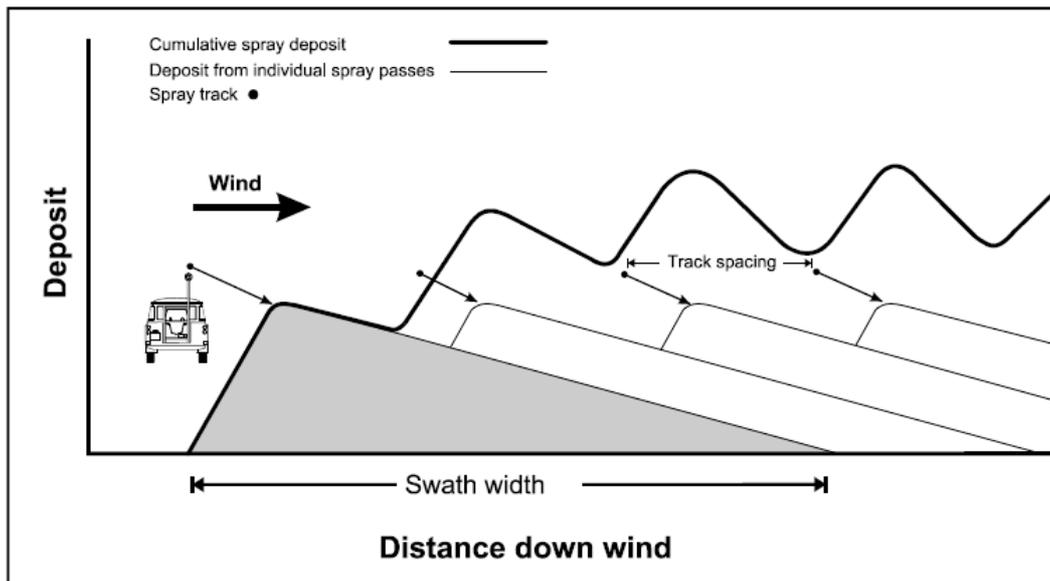
b. Solo Part 'Super 60' (from Clayphon, 1971)



**Les pulvérisateurs ULV à dérive passive montés sur véhicule** se composent d'un atomiseur rotatif avec des disques ou des cages empilés, actionnés par un moteur électrique (Cressman et Dobson, 2001). **Les pulvérisateurs ULV à jet porté montés sur véhicule** comportent un atomiseur rotatif avec des pales éoliennes, actionnées par un flux d'air produit par un grand ventilateur. Dans les deux cas, un réservoir à pesticide et une pompe électrique composent également l'appareil. Pour un pulvérisateur ULV à jet porté, le flux d'air ne remplace pas le vent, nécessaire à la dispersion des gouttelettes. La dispersion sur 5 m environ par le flux d'air est négligeable si on la compare à la largeur de plus de 100 m des andains, nécessaire pour permettre un espacement de 50 m entre les passages, pour des gouttelettes dont la taille est comprise entre 50 et 75  $\mu\text{m}$ , avec un vent stable de 2 m/s environ (soit 7.2 km/h) et dans des zones ouvertes éparées. Les distances à considérer sont inférieures si la taille des gouttelettes est augmentée.

L'application se fait en général perpendiculairement à la direction du vent. La majeure partie du dépôt de pulvérisation se trouve en général dans les 30 mètres du point d'application, toutefois en fonction des conditions climatiques et de terrain cette distance peut atteindre le double. La figure suivante présente schématiquement le cas des traitements en plusieurs passages.

Figure II.4 : Représentation d'un traitement par pulvérisateur monté sur véhicule



Dans le cas particulier de la lutte antivectorielle sur l'île de la Réunion, les distances d'impact ont été étudiées (Marlière et Granier, 2006). Les traitements (deltaméthrine+esbiothrine) ont été effectués à l'aide de véhicules 4x4 dont la plage arrière est équipée d'un dispositif de pulvérisation ULV constituée d'une buse dirigée à 45° vers le haut. Le produit a été appliqué de nuit en milieu urbain, et des prélèvements atmosphériques ont été réalisés à différentes distances de la trajectoire d'application et différentes hauteurs. La dispersion du brouillard de pulvérisation au-delà de 35 m a été confirmée, ainsi que l'importance des facteurs tels que la présence de vent (force et direction), les caractéristiques des zones traitées (zones enclavées, bâtiments ou végétation ...).

Dès l'origine des études menées sur l'île de la Réunion, les cours d'eau ont été identifiés comme un enjeu fort, compte tenu de la toxicité des produits adulticides vis-à-vis des organismes aquatiques (DIREN, 2006b). En conséquence, les itinéraires précis que doivent actuellement respecter les véhicules 4X4 ULV comprennent une zone d'exclusion de 50 mètres autour des cours d'eau pérennes. Pour les traitements à pieds, la zone d'exclusion est de 25 mètres. De même, bien que les produits migrent et persistent peu dans les sols il a été décidé de ne pas effectuer de traitement dans les périmètres de protection de captage destinés à la production d'eau potable.

Les figures précédentes ont montré que la distance sur laquelle s'étend le nuage de pulvérisation d'un nébuliseur ULV motorisé à dos est de l'ordre de 12-15 m (variable en fonction des conditions climatiques), et que l'application par nébuliseur ULV sur véhicule engendre un andain dont la largeur peut atteindre 100 m pour un vent stable de 7.2 km/h en zone ouverte. De plus les calculs théoriques décrits plus hauts indiquent qu'en ULV (avec un DMV entre 50 et 100  $\mu\text{m}$ ) le nuage de pulvérisation peut s'étaler jusqu'à 64 m pour un vent de 16.6 km/h et une chute de 1m. La répartition de la taille des gouttelettes pour les applications ULV et VLV n'est pas connu et par conséquent le risque lié à la présence de gouttelettes de très petite taille ne peut être écarté. Celles-ci peuvent être transportées sur des distances beaucoup plus grandes, de l'ordre de 500 m comme cela a pu être observé lors d'une étude conduite avec le malathion, appliqué en ULV sur véhicule avec un DMV de 10  $\mu\text{m}$  et des vents ne dépassant pas 12 km/h (Mickle et al., 2005).

Dans ce contexte, des évaluations affinées sont nécessaires avec l'utilisation de modèles plus sophistiqués tels qu'AgDrift ou par des mesures de terrain visant d'une part à déterminer la répartition de la taille des gouttelettes lors des applications manuelles et sur véhicule, qu'elles soient ULV ou VLV, et d'autre part à mesurer les concentrations de substance active retrouvées réellement dans les cours et plans d'eau adjacents lors des applications, afin d'obtenir des pourcentages de dilution de la dose appliquée en fonction de la distance séparant le point d'application et les eaux de surface.

### 7.2.3. Calculs des concentrations dans les eaux de surface

Dans le cadre des évaluations des risques environnementaux liés aux phytosanitaires (en application de la Directive européenne 91/414), les pourcentages de dérive sont calculés à l'aide des modèles de Rautmann et Ganzelmeier (SSM, 2006). Cependant, les abaques proposés ne sont pas extrapolables au contexte des nuages de fines gouttelettes obtenus lors de pulvérisations ULV ou VLV. Par conséquent, en première approche, les calculs ont été réalisés en considérant une application directe sur plan d'eau : 100% de la substance active est supposée atteindre les eaux de surface

Un autre outil pouvant être utilisé pour évaluer les valeurs de dérive est le logiciel américain AgDrift® (travaux du FOCUS Surface Water, FOCUS Air ; AFSSET, 2005). Son utilisation dans le contexte particulier de la lutte anti-vectorielle dans le cadre de l'épidémie de Chikungunya apparaît complexe à mettre en œuvre d'une façon scientifiquement rigoureuse :

- les distributions de taille des gouttelettes proposées sont trop élevées par rapport à une application ULV ou VLV
- la hauteur de la rampe d'épandage n'est pas adaptée aux cas particuliers des 4x4, mais aux tracteurs, pour le module d'application terrestre (hauteur 4\*4=3-4m ; hauteur tracteur AgDrift 1,27m)
- les épandages « manuels » (par pulvérisation à dos) ne sont pas considérés
- la définition des lignes de passage (nombre et distance entre elles) est également inadaptée au contexte étudié, puisqu'il s'agit d'outils habituellement mis en œuvre dans le cadre de la protection des végétaux en agriculture et non dans celui de la lutte anti-vectorielle.

En conséquence, en l'absence d'outils existants et spécifiquement dédiés à une telle évaluation, le choix est fait d'examiner et de confronter l'ensemble des valeurs et abaques disponibles et, en parallèle, de mettre en œuvre AgDrift®.

Un plan d'eau stagnante d'une superficie correspondant à la superficie traitée et de 30 cm de profondeur a été considéré pour les calculs de  $CPE_{\text{eau de surface}}$ . Ce scénario est pris par défaut, il est représentatif des cours d'eau et eaux stagnantes, et représente un cas défavorable pour les zones traitées (DIREN Réunion, 2006a).

Selon ces recommandations, la  $CPE_{\text{eau de surface}}$  après application directe est égale à :

Pour une application :

$$CPE_{1 \text{ application}} (\mu\text{g/L}) = \text{dose appliquée (g s.a./ha)} * 1/3$$

Pour n applications :

$CPE_{\text{après la dernière application}} (\mu\text{g/L}) = CPE_{1 \text{ application}} + CPE_{\text{résiduelle des précédentes applications}}$

A partir de la  $CPE_{1 \text{ application}}$ , une concentration pondérée par le temps ( $CPE_{\text{eau de surface, twa}}$ ) est également calculée sur une période couvrant la durée totale de toutes les applications; plus 42 jours après la dernière application. De cette manière, la  $CPE_{\text{eau de surface, twa}}$  tient compte de :

- La dégradation de la substance
- Le nombre d'applications
- L'intervalle entre les applications

Les calculs de  $CPE_{\text{eau de surface, twa}}$  sont réalisés selon l'équation suivante :

$$CPE_{\text{eau de surface, twa}} = CPE_{\text{eau de surface}} \frac{DT_{50}}{d \cdot \ln(2)} (1 - e^{(-d \cdot \ln(2)/DT_{50})})$$

Ainsi, lorsque la substance active se dissipe de la phase aqueuse, l'aire sous la courbe est calculée et divisée par le nombre de jours, permettant de prendre en compte une exposition constante pendant toute la période considérée.

Pour l'acide chrysanthémique, les données disponibles ne permettent pas de déterminer sa vitesse de formation. On considère donc qu'il est formé instantanément, au moment de l'application, et à son pourcentage maximum observé lors des études eau/sédiment. Les concentrations sont donc calculées comme pour la substance active, considérant une application équivalente au maximum retrouvé dans l'eau pour les études eau/sédiment.

En cas de manque de données concernant la dissipation d'une substance, une approche maximaliste est utilisée, la substance est alors considérée comme stable (aucune dissipation n'est prise en compte). L'acide chrysanthémique est le métabolite majeur formé par dégradation de la pyréthrine 1 dans le système total. Sa  $DT_{50}$  n'étant pas connue, dans une première approche de pire-cas une  $DT_{50}$  de 1000 jours a été prise en compte dans les calculs (pas de dégradation).

#### 7.2.3.1. Application directe

Dans un cas défavorable, on considère une application directe du produit sur la surface de l'eau (ceci correspond à une dérive totale du nuage appliqué qui atteint le plan d'eau)

Compte tenu de la rapide dégradation du pyréthre ( $DT_{50}$  de 10,5 jours), le pire-cas défavorable est le scénario d'application suivant:

1° application: 5 g/ha véhicule J0  
 2° application : 5 g/ha manuel dans les 12 h suivant la 1<sup>ère</sup> application  
 3° application : 5 g/ha véhicule J4

L'intervalle de temps séparant les deux premières applications n'étant pas précisément défini, pour les calculs de CPE il a été considéré une première application à double dose (soit 10 g/ha) suivie d'une application à dose normale (5 g/ha), 4 jours après.

Tableau II.4 : Paramètres du pyrèthre utilisés pour le calcul des  $CPE_{\text{eau de surface}}$ 

DT50 eau :	10,5	Jours *
Masse molaire :	328	g/mol *
Nombre d'applications :	2	applications
Intervalle entre les applications :	4	jours
Dose appliquée :	1 x 10	g s.a/ha
	1 x 5	g s.a/ha

\* données pyrèthrine 1

### 7.2.3.2. Epanchages par véhicules 4x4 uniquement

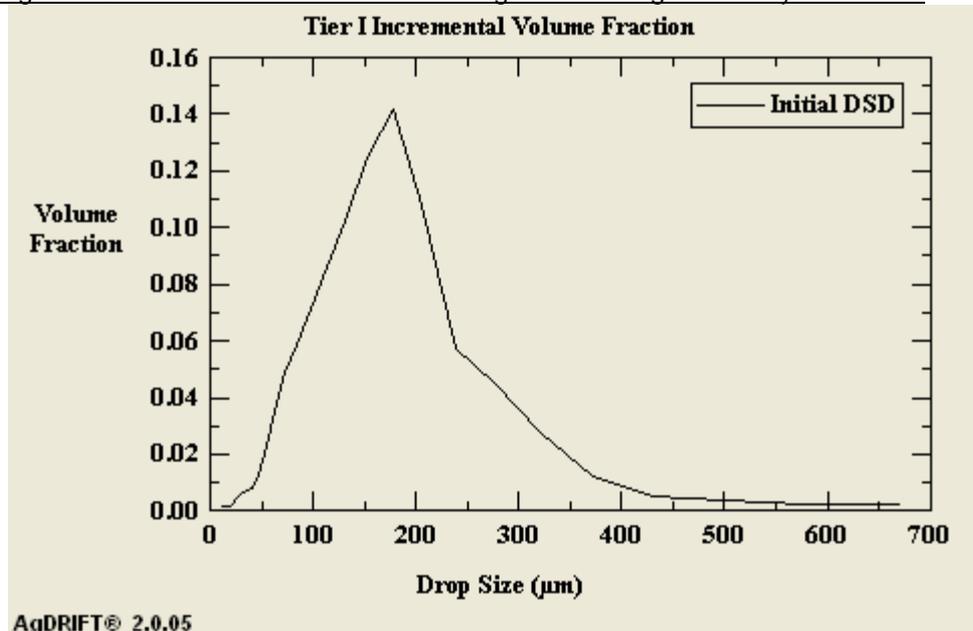
Le logiciel AgDrift® a été utilisé pour la modélisation des épanchages par véhicules 4x4.

En l'absence d'une interface spécifique « véhicule 4x4 », 2 scénarii ont été modélisés :

- un scénario d'application terrestre (hauteur de la rampe = 1.27 m ; gouttelettes « very fine to fine »<sup>34</sup> ; une ligne de passage)
- un scénario d'application aérienne (hauteur d'application : 3.05m, vitesse 193km/h, gouttelettes « very fine to fine » un ligne de passage)

Ces scénarios ne sont pas parfaitement représentatifs de l'application par 4\*4 (hauteur d'environ 4m, vitesse environ 30km/h, diamètre des gouttelettes pour ULV ou VLV inférieures (diamètre au volume médian de l'ordre de 100µm au lieu de 175µm). Cependant, en choisissant dans chaque cas les valeurs s'approchant le plus du contexte étudié d'après les données disponibles, on peut considérer que les deux modules utilisés (Tier 1 terrestre et Tier 1 fournissent des résultats permettant d'encadrer la dérive.

Figure II.5 : Distribution des diamètres de gouttelettes Agdrift- "very fine ti fine"



<sup>34</sup> « very fine to fine » : diamètre au volume médian à 175 µm, percentile 90 égal à 237µm, percentile 10 égal à 62µm

Figure II.6 : Distance d'impact des gouttelettes, AgDrift Tier 1 "terrestre"

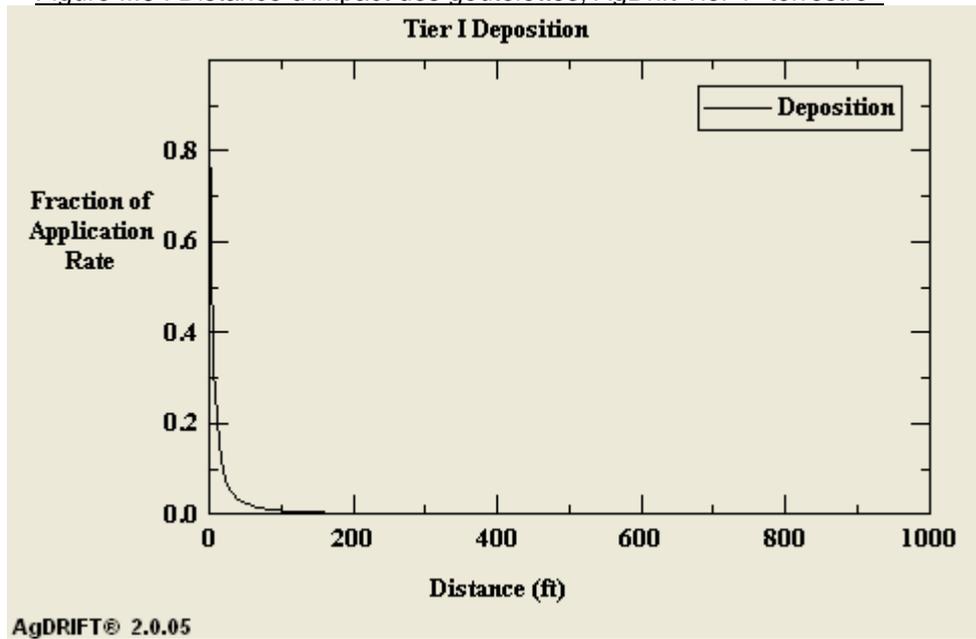
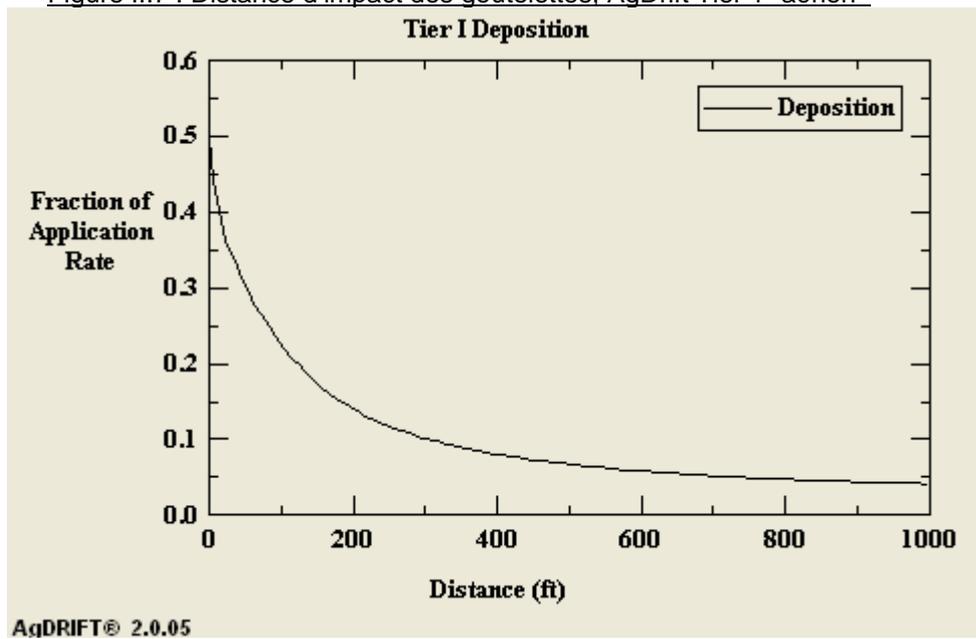


Figure II.7 : Distance d'impact des gouttelettes, AgDrift Tier 1 "aérien"



Les contaminations par dérive sont présentées ci-dessous pour des distances par rapport à l'application de 10, 25, 50 et 100m.

Tableau II.5 : Pourcentages de dérive, modèle AgDrift® épandage par véhicule 4\*4.

Epandage par véhicule 4x4 : (modèle AgDrift®)	
% de dérive à 10 mètres	Tier I terrestre : 4,5 Tier I aérien : 34,01
% de dérive à 25 mètres	Tier I terrestre : 1,1 Tier I aérien : 25,09
% de dérive à 50 mètres	Tier I terrestre : 0,36 Tier I aérien : 16,22
% de dérive à 100 mètres	Tier I terrestre : 0,11 Tier I aérien : 9,45

Ces valeurs de dérive semblent être cohérentes avec les données relevées lors de d'applications ULV/VLV (cf. 7.2.2)

Une évaluation Tier 2/3 « aérien » pourrait être envisagée, mais les paramètres spécifiques à ces scénarios ne sont pas adaptables avec une application en véhicule 4\*4 (type d'avion/hélicoptère, distance des hélices.....)

3 applications à la dose de 5g/ha et espacées de 4 jours ont été considérées.

#### 7.2.3.3. Epandages par véhicule 4\*4 et pulvérisateurs à dos

On considère ici 1 application par véhicule suivie d'une application manuelle puis 1 dernière application par véhicule. Pour les épandages par pulvérisateurs à dos, les relations fournies par Rautmann et Ganzelmeier ont été utilisées. Les pourcentages de dérive proposés pour le traitement de la vigne correspondent le mieux au contexte étudié. Le scénario « traitement tardif », plus défavorable, a été retenu pour compenser le fait que les pourcentages de dérive de Rautmann et Ganzelmeier sont plutôt adaptés à des gouttelettes plus grosses - donc moins dérivantes - que celles générées par les appareils utilisés en lutte antivectorielle.

Pour les épandages par véhicules 4\*4, les hypothèses du paragraphe précédent sont prises en considérations :

Tableau II.6 : Pourcentages de dérive, modèle Rautmann, épandage avec pulvérisateur à dos.

Epandage par pulvérisateur à dos : (modèle Rautmann)	
% de dérive à 10 mètres	1,23
% de dérive à 25 mètres	0,29
% de dérive à 50 mètres	0,10
% de dérive à 100 mètres	0,03

7.2.3.4. Résultats

Les résultats de calculs de PEC sont présentés ci-dessous

Tableau II.7 : Paramètres utilisés pour le pyrèthre et son métabolite acide chrysanthémique

Pyrèthre		
DT50 eau :	10,5	Jours *
Masse molaire :	328	g/mol *
Acide chrysanthémique		
DT50 eau :	Considéré comme stable	
Masse molaire :	168,24	g/mol
%max dans l'eau :	21,9	%

Tableau II.8 : Résumé des scénarios envisagés

Type d'application	Scénario
Application directe	<u>J0</u> : 1 application 10g/ha (correspondant à 1 application directe par véhicule 4*4 + 1 application pulvérisateur à dos) <u>J4</u> : 1 application de 5g/ha
Application par véhicule 4*4 – Tier 1 terrestre AgDrift	3 applications de 5g/ha à 4 jours d'intervalle Dérive 10, 25, 50, 100m selon AgDrift Tier 1 - Terrestre
Application par véhicule 4*4 – Tier 1 aérien AgDrift	3 applications de 5g/ha à 4 jours d'intervalle Dérive 10, 25, 50, 100m selon AgDrift Tier 1 - Aérien
Application par véhicule 4*4 + pulvérisateur à dos – Tier 1 terrestre AgDrift	<u>J0</u> : 1 application 5g/ha - Dérive 10, 25, 50, 100m selon AgDrift Tier 1 – Terrestre <u>J0</u> : 1 application 5g/ha - Dérive 10, 25, 50, 100m selon modèle Rautmann <u>J4</u> : 1 application 5g/ha - Dérive 10, 25, 50, 100m selon AgDrift Tier 1 – Terrestre
Application par véhicule 4*4 + pulvérisateur à dos – Tier 1 aérien AgDrift	<u>J0</u> : 1 application 5g/ha - Dérive 10, 25, 50, 100m selon AgDrift Tier 1 – aérien <u>J0</u> : 1 application 5g/ha - Dérive 10, 25, 50, 100m selon modèle Rautmann <u>J4</u> : 1 application 5g/ha -- Dérive 10, 25, 50, 100m selon AgDrift Tier 1 – aérien

Les valeurs maximum des CPE<sub>eaux de surface</sub> calculées sont présentées dans le tableau ci-dessous :

Tableau II.9 : Résultat des CPE<sub>eaux de surface</sub> maximales (µg/L)

Type d'application		Pyrèthre	Acide chrysanthémique
Application directe		4,226	0,562
Application par véhicule 4*4 – Tier 1 terrestre AgDrift	10m	0,177	0,025
	25m	0,043	0,006
	50m	0,014	0,002
	100m	0,004	0,001
Application par véhicule 4*4 – Tier 1 aérien AgDrift	10m	1,336	0,191
	25m	0,926	0,141
	50m	0,637	0,091
	100m	0,371	0,053
Application par véhicule 4*4 + pulvérisateur à dos – Tier 1 terrestre AgDrift	10m	0,148	0,019
	25m	0,036	0,005
	50m	0,012	0,002
	100m	0,004	<0,001
Application par véhicule 4*4 + pulvérisateur à dos – Tier 1 aérien AgDrift	10m	1,018	0,130
	25m	0,743	0,094
	50m	0,479	0,061
	100m	0,279	0,035

#### 7.2.4. Devenir dans les eaux souterraines

Considérant l'usage adulticide de la pyrèthrine, le produit est appliqué par nébulisation sur le couvert végétal, ce qui peut entraîner la contamination des sols par la substance active.

Les modèles existants de percolation permettant usuellement de réaliser l'évaluation des risques de contamination des eaux souterraines, à l'aide de scénarios standards FOCUS (FOCUS, 2000) (correspondant à des sol et climats européens) ne sont pas a priori applicables aux conditions environnementales de l'île de la Réunion, une île volcanique à climat tropical humide :

- Les températures moyennes sont supérieures (environ 20°C en moyenne dans les zones traitées) et les amplitudes inférieures (environ 5°C)
- Des événements pluvieux importants, jusqu'à plus de 200 mm/jour, ne peuvent être pris en compte par les scénarios FOCUS
- Le type de sol est spécifique à ce type d'île (roche volcanique, propriétés d'adsorptions particulières). En effet des résultats d'études d'adsorption utilisant des types de sols typiques de zone agricoles de canne à sucre (inceptisols) ont démontré une plus grande affinité des colloïdes du sol à mettre sans doute en relation avec le type de minéraux argileux originaires de matériaux volcaniques.

- Le relief est très accidenté sur l'île avec des pentes importantes (en moyenne 6% sur la façade ouest où se trouvent les principales zones de captage).
- L'humidité de l'air est très importante et peut affecter le passage de l'eau dans le sol.

Globalement on peut cependant estimer que les précipitations peuvent être très importantes aussi bien en moyenne mensuelle/annuelle que pour des durées plus courtes. Nombre de records mondiaux sont ainsi détenus pour des valeurs enregistrées à La Réunion. Nous pouvons de plus estimer que les sols sont riches en argiles et en limons favorisant une adsorption plus élevée que celles rencontrées pour des sols continentaux (voir publication ci-dessous), que leur porosité et leur conductivité hydraulique est élevée (compte tenu de leur héritage). Il faut de plus tenir compte de la température et de l'humidité localement importante, ainsi la dégradation dans les sols sera plus élevée comparés aux conditions rencontrées ou utilisés par les modèles couramment utilisés. Ces différents facteurs peuvent ainsi se compenser.

En ce qui concerne la production d'eau potable à la Réunion, nous pouvons estimer que la majorité des eaux potables produites sont d'origine superficielle, et que les captages d'eaux souterraines pour potabilisation sont surtout situées dans la partie littorale (nous avons estimé que les points de prélèvements sont Saint Philippe, Saint Benoît, Sainte Marie, La Possession, Le Port, Saint Paul, Trois Bassins, Etang-Sale, commune de Cilaos) et ainsi plutôt situées dans la région Nord ; Nord Est. Dans ces régions (plutôt semi arides tropicale et littorales) les pluviométries sont donc à priori plus faibles même si comme nous l'avons dit des valeurs très élevées peuvent être enregistrées. Pour toutes ces raisons, nous estimons que ces conditions sont plutôt en faveur d'un risque réduit comparé aux conditions continentales européennes.

Pour obtenir des informations plus quantitatives et en absence de modèle applicable et d'étude spécifique en laboratoire ou en plein champ, nous utiliserons des index globaux de classement de la mobilité des produits.

L'utilisation de ces index a permis de faire par exemple quelques prédictions en conditions réunionnaises (Bernard H. et al., 2005) . Ce sont :

- Gustafson (Gustafson,1991) a proposé un indice simple et unique du risque de contamination par une matière active, mais qui ne tient pas compte des conditions hydriques locales (Groundwater Ubiquity Score – GUS), qui est donné par la formule suivante:

- o  $GUS = \log(DT50)(4 - \log(Koc))$ .

Ce sont les pesticides avec un GUS supérieur à 2,8 que l'on détecte en général dans les eaux souterraines, tandis que ceux dont l'indice est inférieur à 1,8 n'y ont pratiquement jamais été mis en évidence. Les valeurs discriminantes suivantes ont été ainsi définies :

- $GUS < 1$  = risque très faible
  - $1.0 < GUS < 2.0$  = risque faible
  - $2.0 < GUS < 3.0$  = risque modéré
  - $3.0 < GUS < 4.0$  = risque important
  - $GUS > 4$  = risque très important
- **Le facteur d'atténuation AF et ses dérivés** qui tient compte des propriétés du sol et de la balance hydrique du sol, est défini selon :

- $AF = \exp[-(0.693 * d * \theta_{FC} * RF) / (q * DT_{50})]$  où  $d$  est l'épaisseur de référence (définie ici à 60cm),  $\theta_{FC}$  ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ ) la proportion volumétrique d'eau à la capacité au champ et  $q$  (m/d) est le flux volumétrique d'eau dans le sol.
- RF est le facteur de retard  $RF = 1 + (\rho_d * f_{oc} * K_{oc}) / (\theta_{FC})$  où  $\rho_d$  ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ) est la masse volumique de sol sec,  $f_{oc}$  (%) la fraction de carbone organique et  $K_{oc}$  le coefficient d'adsorption.
- L'indice AFT est défini selon :  $AFT = \ln(AF) / (-0.693)$

Les classifications correspondant à ces indices sont :

Tableau II.10 : Classifications de mobilité

Index RF	Classification	Index AF	Index AFT	Classification
RF=1	Très mobile	$2.5e^{-1} \leq AF \leq 1$	$AFT \leq 2$	Très probable
$1 < RF < 2$	Mobile	$1e^{-1} \leq AF < 2.5e^{-1}$	$2 \leq AFT < 3.3$	Probable
$2 \leq RF < 3$	Modérément mobile	$1e^{-2} \leq AF < 1e^{-1}$	$3.3 \leq AFT < 7.2$	Modérément probable
$3 \leq RF < 10$	Modérément immobile	$1e^{-4} \leq AF < 1e^{-2}$	$7.2 \leq AFT < 13.3$	Improbable
RF $\geq$ 10	Très immobile	$AF < 1e^{-4}$	$AFT > 13.3$	Très improbable

Pour une estimation quantitative des données texturales et hydraulique nous avons utilisé les données d'analyse de deux sols de la Réunion situés en région littorale (environ 400 m d'altitude) et au Nord Est (Saint Gilles). Ce sont un andept inceptisol (BA) et un vertic inceptisol (BV). Ce sont des sols communs en zone de production de canne à sucre.

Leurs propriétés physicochimiques sont résumées ci-dessous :

Tableau II.11 : Propriétés physico chimiques des sols considérés

Sol	pH-water	pH-KCl	OM %	$f_{oc}$ %	CEC cmol/kg	$\rho_d$ $\text{g}/\text{cm}^3$	$\theta_{FC}$ $\text{cm}^3/\text{cm}^3$	Clay %	loam %	sand %
BV	6.3	5.2	3.37	1.96	26.6	1.1	0.49	56.7	39.3	4
BA	5.1	4.4	2.91	1.69	9.83	1.2	0.52	30.7	52.2	17.1

L'évaluation de la mobilité de la pyréthrine a été effectuée d'une part avec des valeurs moyennes, d'autre part avec des valeurs extrêmes représentant un « pire cas ».

Tableau II.12 : Paramètres d'entrée

Substances	Pyréthrine 1
DT <sub>50</sub> maximum (jours) dans le sol	2.2
K <sub>oc</sub> minimum	12 472
DT <sub>50</sub> moyenne (jours) dans le sol	2.2
K <sub>oc</sub> moyen	35 171

Les résultats obtenus des calculs d'index sont les suivants:

Tableau II.13 : Index GUS

GUS :	GUS pire cas	GUS moyen	Risque

---

Pyréthrine 1	-0.03	-0.19	Risque très faible
--------------	-------	-------	--------------------

Tableau II.14 : Index RF, AF et AFT

Pyréthrine 1	Pire cas		Cas moyen	
	BV sol	BA sol	BV sol	BA sol
RF	54877.8	48641.8	154753.4	137167.9
AF – 50mm	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
AF – 25mm	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
AF – 10mm	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
AFT – 50mm	infini	infini	infini	infini
AFT – 25mm	infini	infini	infini	infini
AFT – 10mm	infini	infini	infini	infini

Considérant des propriétés moyennes (de dégradation), la pyréthrine ne présente ainsi pas ou peu de risque de contamination des eaux souterraines étant classés comme immobiles par les diverses index de classification.

Considérant des propriétés extrêmes, la pyréthrine ne présente pas de risque de contamination des eaux souterraines étant classés comme immobiles par les diverses index de classification.

Le cas défavorable d'adsorption ne représente pas une valeur réaliste pour l'île de La Réunion. En effet, comme présenté plus haut, des résultats d'études d'adsorption utilisant des types de sols typiques de zone agricoles de canne à sucre (inceptisols) ont démontré une plus grande affinités des colloïdes du sol à mettre sans doute en relation avec le type de minéraux argileux originaires de matériaux volcaniques. Une adsorption relativement élevée paraît donc vraisemblable, et l'utilisation d'une valeur moyenne de Koc (malgré l'important écart entre les valeurs extrêmes) est donc justifiable.

Compte tenu de ces résultats il ne nous semble pas nécessaire d'effectuer des mesures d'adsorption en utilisant des sols originaires de la Réunion.

### 7.3. VOIE ET VITESSE DE DEGRADATION DANS LES SEDIMENTS

#### 7.3.1. Méthode de calcul

La présence et la dissipation des substances dans les sédiments sont dues :

- aux transferts depuis l'eau vers le sédiment, notamment par adsorption,
- aux transferts depuis les sédiments vers l'eau, notamment pas désorption,
- à la dégradation de la substance dans les sédiments.

Les données disponibles pour le pyrèthre en système eau/sédiment aérobie montrent une dissipation rapide du système global (10,5 jours) avec formation d'acide chrysanthémique (maximum 21,9% dans le système total, pas de valeur de DT<sub>50</sub>).

Les transferts des sédiments vers l'eau et la dégradation des substances sont définis communément par la dissipation, et les vitesses sont déterminées dans les études eau-sédiment. Les vitesses de dissipation dans le sédiment n'étant pas déterminées, la vitesse de dissipation dans le système complet, moins rapide que la dissipation dans l'eau, est utilisée, quand disponible, pour l'évaluation des concentrations dans les sédiments.

Les Concentrations Environnementales Prévisibles dans les sédiments ( $CPE_{sed}$ ) ont été calculées en considérant le même plan d'eau stagnante que pour les eaux de surface ( $100*100*0.3 \text{ m}^3$ ) avec une couche de sédiment de 5 cm de profondeur et de poids sec de  $0,8 \text{ g/cm}^3$  (SSM, 2004)

$$CPE_{sed}(t), (\text{mg/kg}) = \frac{CPE_{ini, \text{eau de surface}} * V_{sw} * P_{sed}(t)}{V_{sed} * bd_{sed} * 100}$$

Avec :

$CPE_{ini, \text{eau de surface}}$  : CPE initiale dans les eaux de surface  
 $V_{sw}$  : volume d'eau (300 L)  
 $P_{sed}(t)$  : % de substance active dans le sédiment au temps t  
 $V_{sed}$  : volume de sédiment ( $5000 \text{ cm}^3$  pour une profondeur de 5 cm)  
 $bd_{sed}$  : densité sèche de sédiment ( $0,8 \text{ g/cm}^3$ )

La dégradation entre les applications est prise en compte quand la substance n'est pas considérée comme stable.

Pour les métabolites, les concentrations sont calculées de la même manière que pour le parent, considérant le maximum de métabolite retrouvé dans le sédiment (% du parent appliqué) lors des études eaux-sédiment et en tenant compte des masses molaires.

$$CPE_{sed-met}(t), (\text{mg/kg}) = \frac{CPE_{ini, \text{eau de surface}} * V_{sw} * P_{sed}(t) * M(\text{met})}{V_{sed} * bd_{sed} * 100 * M(\text{parent})}$$

Dans une première approche de pire-cas pour les sédiments nous avons considéré que les données pour système global étaient celles du sédiment et que l'acide chrysanthémique était stable ( $DT_{50} = 1000$  jours).

### 7.3.2. Paramètres considérés

Les paramètres du pyrèthre et de l'acide chrysanthémique considérés pour le calcul des  $CPE_{sed}$  sont les suivants:

Tableau II.15 : Paramètres du pyrèthre utilisés pour le calcul des  $CPE_{sed}$

Substance active	Pyrèthre	
Nombre d'applications :	2	applications
Intervalle entre les applications :	4	jours
$CPE_{\text{eau de surface, max}}$ :	4,227	$\mu\text{g/L}$
Masse molaire (g/mol)	328	g/mol
% max dans les sédiments	100	% RA
$DT_{50}$ dans les sédiments *	10,5	jour

\*Aucune donnée n'est disponible pour la dissipation dans le sédiment, on considère donc la  $DT_{50}$  dans le système total.

Tableau II.16 : Paramètres de l'acide chrysanthémique utilisés pour le calcul des  $CPE_{sed}$ 

Substance active	Acide chrysanthémique	
$CPE_{eau\ de\ surface, max}$ :	0,736	µg/L
Masse molaire (g/mol)	168,24	g/mol
% max dans les sédiments	21,9	% RA
$DT_{50}$ dans les sédiments *	10,5	jour

\*Aucune donnée n'est disponible pour la dissipation dans le sédiment, on considère donc la  $DT_{50}$  dans le système total.

### 7.3.3. Résultats

Les  $CPE_{sed}$  du pyréthre et de l'acide chrysanthémique ont été estimées en considérant les vitesses de dégradation proposées ci-dessus. Elles sont présentées dans le tableau suivant.

Tableau II.17 : Résultat des  $CPE_{sediment}$  maximales (µg/kg)

Type d'application		Pyrèthre	Acide chrysanthémique
Application directe		31,70	4,215
Application par véhicule 4*4 – Tier 1 terrestre AgDrift	10m	1,328	0,188
	25m	0,323	0,045
	50m	0,105	0,015
	100m	0,030	0,008
Application par véhicule 4*4 – Tier 1 aérien AgDrift	10m	10,02	1,433
	25m	6,945	1,058
	50m	4,778	0,683
	100m	2,783	0,398
Application par véhicule 4*4 + pulvérisateur à dos – Tier 1 terrestre AgDrift	10m	1,110	0,143
	25m	0,270	0,038
	50m	0,090	0,015
	100m	0,030	0,004
Application par véhicule 4*4 + pulvérisateur à dos – Tier 1 aérien AgDrift	10m	7,635	0,975
	25m	5,573	0,705
	50m	3,593	0,458
	100m	2,093	0,263

## 7.4. VOIE ET VITESSE DE DEGRADATION DANS LE SOL

### 7.4.1. Méthode de calcul de $CPE_{local\ sol}$

Les Concentrations Environnementales Prévisibles dans le sol ont été estimées selon le Document Guide Technique (TGD, 2003). Trois types de  $CPE_{sol}$  ont ainsi été calculées :

- Ecosystème terrestre
- Cultures pour la consommation humaine
- Pâturage pour le bétail (bovins principalement)

Les concentrations instantanées ( $CPE_{sol,t}$ ) ainsi que les concentrations pondérées par le temps ( $CPE_{sol,twa}$ ) ont été déterminées pour les 3 cas. En considérant que la substance se dégrade dans le sol selon une cinétique du premier ordre, la relation entre  $CPE_{sol}$  instantanée et  $CPE_{sol, initiale}$  après n applications ( $CPE_{ini, n}$ ) s'écrit :

$$CPE_{sol, t} = CPE_{ini, n} e^{(-kt)},$$

k étant la constante de la vitesse de dégradation.

Les  $CPE_{sol}$  pondérées par le temps ( $CPE_{sol,twa}$ ) sont obtenues par intégration de l'aire sous la courbe divisée par le nombre de jours considérés, selon la formule suivante :

$$CPE_{sol,twa} = CPE_{ini, n} \cdot \frac{DT_{50}}{t_i \cdot \ln(2)} (1 - e^{(-t_i \cdot \ln(2)/DT_{50})})$$

Avec :

$CPE_{ini, n}$  = CPE initiale dans le sol (mg/kg)

$DT_{50}$  = temps de demi-vie de la substance dans le sol (jours). Pour une cinétique du premier ordre,  $DT_{50} = \ln 2/k$

$t_i$  = période de temps considérée (jours)

Dans le cas d'applications multiples, la  $CPE_{sol, initiale}$  après la dernière application est calculée selon la formule :

$$CPE_{ini, n} = \frac{CPE_{ini, 1} (1 - e^{-nki})}{(1 - e^{-ki})}$$

Avec :

$CPE_{ini, n}$  = CPE initiale dans le sol (mg/kg) après n applications,

$CPE_{ini, 1}$  = CPE initiale dans le sol (mg/kg) après la première application,

n = nombre d'applications

i = intervalle entre les applications (jours),

k = vitesse de dégradation de la substance active dans le sol ( $j^{-1}$ ).

#### 7.4.2. Paramètres considérés

Considérant l'usage adulticide de la pyréthrine, le produit est appliqué par nébulisation, ce qui peut entraîner la contamination des sols par déposition de la substance active nébulisée.

Les  $CPE_{sol}$  de la pyréthrine ont été calculées en considérant le pire cas d'une dégradation lente (valeur maximum de  $DT_{50}$ ) et de 2 applications successives par nébulisation. On considère une première application de 10 g/ha le premier jour puis une application de 5 g/ha, 4 jours après. L'interception foliaire recommandée par la commission d'étude de la toxicité<sup>35</sup>

<sup>35</sup> SSM. Versailles. Evaluation du risque environnemental des produits phytopharmaceutiques. Révision 6-5, octobre 2004. Commission d'étude de la toxicité des produits antiparasitaires à usage agricole et des produits assimilés des matières fertilisantes et des supports de culture

est de 20% et correspond à une couverture végétale minimale. Les résultats sont présentés dans le paragraphe suivant.

Tableau II.18 : Paramètres de la pyréthrine considérés pour les calculs de  $CPE_{sol}$ 

Substance	Pyréthrine 1
Valeur maximum de $DT_{50}$ (jours) dans le sol	2.2
% maximum de formation dans le sol	-
% équivalent de formation dans le sol	-
Masse molaire (g/mol)	328.4
Dose 1 appliquée (g as/ha)	10
Dose 2 appliquée (g as/ha)	5
Nombre d'applications	2
Intervalle entre les applications (jours)	4
Interception foliaire (%)	20
Dose 1 effective appliquée (g as/ha)	8
Dose 2 effective appliquée (g as/ha)	4

Pour les 3 types de  $CPE_{sol}$  la densité du sol a été prise égale à  $1,5 \text{ g/cm}^3$  (sol humide). Cette valeur usuelle est cohérente avec les sols présentés dans le paragraphe 6.2.2.

Tableau II.19 : Profondeurs de sol et périodes de pondération considérées pour chacune des 3  $CPE_{local, sol}$  calculées

	Profondeur du sol (m)	Période de pondération pour le calcul de $CPE_{twa}$ (jours)	Type de $CPE_{sol}$
$CPE_{local, sol}$	0,20	30	Ecosystème terrestre
$CPE_{local, agr, sol}$	0,20	180	Cultures pour la consommation humaine
$CPE_{local, pâturage}$	0,10	180	Pâturage pour bétail

### 7.4.3. Résultats

Tableau II.20 : Résultats obtenus pour les trois types de  $CPE_{local, sol}$  - Pyréthrine 1

CPE (mg/kg de sol humide)	CPE initiale ( $CPE_{ini, 1}$ )	$CPE_{sol}$ après la dernière application $CPE_{ini, n}$	$CPE_{sol}$ pondérée $CPE_{sol, twa}$
$CPE_{local, sol}$	0,002	0,002	0,000
$CPE_{local, agr, sol}$	0,002	0,002	0,000
$CPE_{local, pâturage}$	0,005	0,005	0,000

Tableau II.21 : Résultats détaillés de  $CPE_{local\ sol}$  avec une profondeur de sol égale à 0,20 m - Pyrèthrine 1

$CPE_{sol, 1\ application, ini}$	0.002	mg/kg
$CPE_{sol, dernière\ application, ini}$	0.002	mg/kg

$CPE_{local, sol}$	Jours après la dernière application	Concentration instantanée (mg/kg sol humide)	Concentration pondérée par le temps (mg/kg sol humide)
Initiale	0	0.002	0.002
Court terme	1	0.002	0.002
	2	0.001	0.002
	4	0.001	0.001
Long terme	7	0.000	0.001
	21	0.000	0.000
	30	0.000	0.000
	100	0.000	0.000
	180	0.000	0.000

Tableau II.22 : Résultats détaillés de  $CPE_{local\ sol}$  avec une profondeur de sol égale à 0,10 m - Pyrèthrine 1

$CPE_{sol, 1\ application, ini}$	0.005	mg/kg
$CPE_{sol, dernière\ application, ini}$	0.005	mg/kg

$CPE_{local, sol}$	Jours après la dernière application	Concentration instantanée (mg/kg sol humide)	Concentration pondérée par le temps (mg/kg sol humide)
Initiale	0	0.005	0.005
Court terme	1	0.003	0.004
	2	0.002	0.003
	4	0.001	0.003
Long terme	7	0.001	0.002
	21	0.000	0.001
	30	0.000	0.000
	100	0.000	0.000
	180	0.000	0.000

## 7.5. DEVENIR EN MILIEU MARIN ET ESTUARIEN

Aucune donnée n'est disponible concernant la contamination des milieux marins par le pyrèthre. Cependant, à la demande de la Préfecture de la Réunion, la Direction Régionale de l'Environnement (DIREN) de la Réunion a lancé dès le mois de février 2006 une

opération d'évaluation de la contamination potentielle du milieu marin par les biocides utilisés dans le cadre de la lutte contre le chikungunya. Cette étude a pour objet la réalisation de campagnes d'échantillonnage d'eau de mer, de sédiments et d'organismes aquatiques marins et estuariens en vue de réaliser des analyses des niveaux de contamination par les biocides (DIREN Réunion, 2006c).

Deux campagnes d'échantillonnages ont été réalisées au cours du premier semestre 2006. La première campagne après une première tempête ayant générée une pluviométrie très abondante sur la Réunion. Le premier lessivage de la saison a ainsi pu être pris en compte. La seconde campagne a été réalisée dans une période globalement peu pluvieuse. En raison de la saturation relativement importante des sols suite à un hiver pluvieux, les transferts vers le milieu marin ont néanmoins pu être rapides.

De l'eau, du sédiment et des matrices biologiques (oursins, bivalves, poissons marins et poissons d'eau douce) ont été prélevés dans différents sites.

Les résultats des analyses réalisées sur quatre échantillons d'eau brute n'ont permis de détecter aucune des molécules recherchées (téméphos, fénitrothion, deltaméthrine).

Il convient toutefois de noter qu'il s'agit là d'un échantillonnage extrêmement léger, réalisé afin d'évaluer l'intérêt de la mise en oeuvre d'une seconde campagne plus importante. Considérant l'absence de traces des molécules recherchées, en dépit d'un lessivage potentiellement important en raison des pluies très abondantes qui ont précédé les prélèvements, il a été décidé de ne pas relancer d'échantillonnage d'eau de mer et de concentrer les efforts sur les matrices animales et sédimentaires.

On constate également que les trois molécules ayant fait l'objet d'une utilisation dans la LAV n'ont pas été détectées dans les sédiments marins analysés.

Pour les matrices animales, le premier constat est l'absence d'observation du téméphos et du fénitrothion sur l'ensemble des sites. Ces molécules ne semblent donc pas avoir été accumulées dans les animaux marins. La deltaméthrine a été observée à l'état de trace dans des oursins de la Baie de St Paul lors de la seconde campagne d'échantillonnage. Il s'agit du seul résultat positif observé pour cette molécule sur les 23 échantillons prélevés en milieux marin et estuarien. La quasi-absence de cette molécule dans les organismes aquatiques est conforme à la bibliographie qui indique une rapide métabolisation lors de son ingestion par des organismes vivants.

Cette première phase d'évaluation des effets directs potentiels de la lutte anti-vectorielle contre le Chikungunya en matière de contamination des milieux et des organismes aquatiques met en évidence une quasi absence de traces de contamination par les molécules utilisées. Il est tout de même important de noter que ces résultats doivent être considérés avec une grande prudence compte tenu de l'échantillonnage limité qui a pu être mis en place en fonction des moyens disponibles et de la durée limitée de cette étude.

Les propriétés de dissipation et Koc du pyrèthre, sensiblement équivalentes à celles du téméphos (dissipation inférieure à 14 jours, Koc très élevé selon la base de données Agritox), permettent d'appuyer la comparaison du comportement de ces deux substances.

Ces résultats lorsqu'ils seront complétés pourront être ainsi être extrapolés à des molécules comme le pyrèthre et justifient l'approche maximaliste d'étude par compartiment environnemental.

## 8. CONCLUSION

Le pyrèthre est un mélange de pyréthrinés 1 et 2, cinérines 1 et 2 et jasmolines 1 et 2. La proportion pyréthrinés:cinérines:jasmolines est 71:21:7 (ATSDR 2003, Tomlin 1997). Les composés principaux sont la pyréthrine 1 et la pyréthrine 2. La pyréthrine 1 a été sélectionné pour être le représentant de toutes les pyréthrinés pour générer les données de comportement dans l'environnement.

En condition biotique et dans le sol, la pyréthrine 1 est très rapidement dégradée en milieu aérobie avec une  $DT_{50}$  de 2.2 jours en laboratoire et de 1 à 2 heures en plein champ. Aucun métabolite majeur n'a été identifié. Etant données ces dissipations rapides dans le sol ( $dt_{90} < 1$  an) aucun risque d'accumulation dans le sol n'est à prévoir.

En condition biotique, dans le milieu aquatique et en conditions aérobies, la pyréthrine 1 s'est dégradé avec une demi-vie de 10.5 jours. Un métabolite majeur a été détecté, l'acide chrysanthémique.

En condition abiotique, la dégradation se fait essentiellement par photodégradation avec une demi-vie d'une heure. Le pyrèthre est stable à l'hydrolyse à pH 5 et pH 7 mais se dégrade avec une demi-vie de 17 jours à pH 9.

L'adsorption du pyrèthre est très importante avec des Koc entre 12 472 et 74175 selon les sols. Le mode d'application considéré est une application par nébulisation sur la végétation. On a estimé que la percolation vers les nappes phréatiques est improbable dans les conditions normales d'utilisation, compte tenu des conditions locales pédo-climatiques, des constantes d'adsorption et de la dégradation extrêmement rapide de la substance dans le sol. Le risque de contamination des eaux utilisées pour l'eau potable est donc lui aussi improbable.

Les concentrations prévisibles dans l'environnement, instantanées et moyennées ont été calculées, considérant 2 applications sur la végétation ; une première application de 10 g/ha puis une seconde application de 5 g/ha 4 jours après. L'interception foliaire considérée est de 20%.

Les résultats sont présentés ci-dessous :

Tableau II.23 : Bilan des Concentrations prévisibles dans l'environnement de la pyréthrine 1

<b>Pyréthrine 1</b>	CPE initiale	CPE max	CPE moyennée	Unités
Eaux de surface	3.333	4.227	1.429 (42 jours)	µg/L
Sédiment	31.698	31.698	10.718 (42 jours)	µg/kg sédiment sec
Sol	0,002	0,002	0,000 (30 jours)	mg/kg sol humide
Sol, agriculture	0,002	0,002	0,000 (180 jours)	mg/kg sol humide
Sol, pâturage	0,005	0,005	0,000 (180 jours)	mg/kg sol humide

## LISTE DE REFERENCES

**Partie I:** Liste des revues issues des organismes officiels et utilisées pour la constitution de ce document :

- ATSDR (2003). Toxicological profile for pyréthrines and pyrethroids. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Septembre 2003. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp155.pdf>
- EXTTOXNET (1994) Pesticide Information Profiles. Pyrethrins and pyrethroids. Revised March 1994.
- FAO (2000) Pesticide residues in Food - 2000. Evaluations Part I – Residues. Volume 1. Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment and the WHO Expert Group on Pesticide Residues (JMPR). FAO Plant Production and Protection Paper 165. pp 685-749.
- HSDB (2006) (Hazardous substance data bank). Base de données de la National Library of Medicine's TOXNET system (<http://toxnet.nlm.nih.gov>). Pyrèthre, Pyrèthrine I, Pyrèthrine II, Cinérine I, Cinérine II. Octobre 2006.
- IPCS INCHEM (1970). Evaluations of some pesticide residues in food. Rome, 1971. Référence du document : AGP :1970/M/12/1.
- IPCS INCHEM (1975). Data sheets on Pesticides No. 11. Pyrèthrines. 1975. Référence du document : VBC/DS/75.11.
- IPCS INCHEM (2003) IPCS INCHEM ICSC 1475. Pyrèthre. Date de revue : Novembre 2003.
- RED (2006). Reregistration Eligibility Decision for Pyrèthrines. List B, Case No. 2580. US EPA 2006.

**Partie II:** liste des autres références citées dans ce document

- Bateman, R. (1999) The spray application of biopesticides to perennial crops. In: U. Krauss & P. Hebbard Eds. Research Methodology in Biocontrol of Plant Diseases: with Special reference to Fungal Diseases of Cacao CABI/CATIE/USDA Workshop: Turrialba, Costa Rica, pp. 69-98. <http://www.cabi-commodities.org/Acc/ACCrc/PDFFiles/W-BPD/Ch8.pdf>
- Bernard H., Chabalier P., Chopart J.L., Legube B., Vauclin M. (2005). Organic compounds in the environment. Assessment of herbicide leaching risk in two tropical soils of Reunion Island (France). Journal of environmental quality. vol.34. n 2, p. 534-543
- Cressman et Dobson (2001). *Directives sur le Criquet pèlerin. Annexes*. Première édition. FAO, Rome, 2001 ; 171 pp.
- DIREN Réunion (2006a) Présentation des résultats du réseau d'alerte, volet : "Surveillance des eaux douces", version finale, juin 2006
- DIREN Réunion (2006b). Premier bilan sur les impacts des traitements anti moustiques, dans le cadre de la lutte contre le chikungunya, sur les espèces et le milieu de l'île de la Réunion. Juin 2006. [http://www.chikungunya.gouv.fr/chikungunya.gouv.fr/plugins/fckeditor/UserFiles/File/environnement/Rapport%20final\\_Chik.pdf](http://www.chikungunya.gouv.fr/chikungunya.gouv.fr/plugins/fckeditor/UserFiles/File/environnement/Rapport%20final_Chik.pdf)

- DIREN Réunion (2006c). Suivi environnemental de l'impact potentiel de la lutte antivectorielle mise en oeuvre contre le chikungunya. Evaluation de la qualité de l'eau, des sédiments et de la contamination d'organismes aquatiques en milieu marin et estuarien. Lionel Gardes, 28 juin 2006
- Dropdata (2007). Site internet [www.dropdata.org](http://www.dropdata.org), dernière mise à jour 1/3/2007.
- FOCUS (2000). *FOCUS groundwater scenarios in the EU review of active substances*. Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup, EC Document Référence SANCO/321/2000 rev.2, 202 pp.
- FOCUS (2005). « Pesticides in Air : Considerations for Exposure Assessment ». Rapport du groupe de travail FOCUS sur les Pesticides dans l'air, Document EC SANCO (draft, 218 pp)
- Gustafson, D.I. 1991. Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. *Environ. Sci. Technol.* 8:339–357.
- IRD (2007) : Communication personnelle avec des représentants en charge de la lutte anti-vectorielle de cet organisme (Institut de Recherche pour le Développement), Avril 2007.
- Marlière et Granier (2006). Caractérisation des distances d'impact des traitements antivectoriels. Rapport final INERIS DRC-06-77152-AIRE-n°332-FMr, juin 2006. 18 pp.
- Mickle et al. (2005). Comparaison des dépôts de malathion générés par les applications UBV terrestres et aériennes avec les estimations d'AgDisp. Centre de Toxicologie des Risques Biologiques, Environnementaux et Occupationnels, Québec. Août 2005. Disponible sur le site web de l'INSP du Québec : <http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/459-ComparaisonDepotsMalathion.pdf>
- OCDE (2007). *OECD task force on biocides– 3rd Draft Emission Scenario Document for Insecticides, acaricides and products to control other arthropods (PT 18) for household and professional uses*. Mars 2007.
- Pyrethrum Board of Kenya (2007) Fiche de données de sécurité de la formulation PYNET 5 EC.
- SRC (2005). Syracuse Research Corporation. EPISUITE v3.12.
- SSM (2004) Evaluation du risque environnemental des produits phytopharmaceutiques. Révision 6-5, octobre 2004. Commission d'étude de la toxicité des produits antiparasitaires à usage agricole et des produits assimilés des matières fertilisantes et des supports de culture
- TGD (2003) Technical Guidance Document on risk assessment, Institute for Health and Consumer Protection, European Chemical Bureau, EUR 20418 EN/2, 2003



# PYRETHRE

## III-Evaluation du risque écotoxicologique

### DATE

Juillet 2007

---

## TABLE DES MATIERES

<b>1. Introduction.....</b>	<b>390</b>
<b>2. Effets sur les organismes aquatiques.....</b>	<b>393</b>
2.1. Toxicité du pyrethrE sur les organismes aquatiques.....	393
2.2. Evaluation du risque pour les organismes aquatiques.....	395
2.3. Impact sur le milieu marin et estuarien.....	397
<b>3. Impact sur les animaux terrestres non cibles.....</b>	<b>401</b>
<b>3.1. Effets sur les oiseaux et les mammifères.....</b>	<b>401</b>
3.1.1. Effets sur les oiseaux 401	
3.1.2. Effets sur les mammifères 402	
3.1.3. Risque pour les organismes consommant l'eau traitée 402	
3.1.4. Risque pour les oiseaux et mammifères se nourrissant de poissons 403	
3.1.5. Oiseaux et mammifères se nourrissant dans les zones traitées 404	
3.1.6. Risque pour les animaux se nourrissant de vers de terre dans les zones traitées 411	
<b>3.2. Effets sur les abeilles.....</b>	<b>412</b>
3.2.1. Toxicité sur les abeilles 412	
3.2.2. Evaluation du risque 413	
<b>3.3. Effets sur les insectes non-cibles.....</b>	<b>414</b>
<b>3.4. Effets sur les vers de terre.....</b>	<b>414</b>
<b>4. Conclusion generale.....</b>	<b>415</b>

## 1 INTRODUCTION

Le pyrèthre est un insecticide non systémique avec une action de contact. Les effets initiaux incluent la paralysie qui mène ensuite au décès de l'insecte visé.

Le terme pyrèthre se réfère aux « pyréthrinés naturels » qui désigne l'ensemble des six constituants présents dans les extraits de fleurs de *Chrysanthemum* (= *Pyrethrum*) *cinerariaefolium* : Pyréthrinés I et II, Cinérines I et II et Jasmolines I et II. Pour la France, l'ISO a accepté l'appellation de pyrèthre pour cet ensemble de molécules.

L'extrait de pyrèthre comprend 6 esters actifs résultant de la combinaison de deux acides avec trois alcools :

	Acide chrysanthémique	Acide pyréthrique
Alcool Cinérolone Formule brute	Cinérine I $C_{20}H_{28}O_3$	Cinérine II $C_{21}H_{28}O_5$
Alcool Jasmolone Formule brute	Jasmoline I $C_{21}H_{30}O_3$	Jasmoline II $C_{22}H_{30}O_5$
Alcool Pyréthrolone Formule brute	Pyréthrine I $C_{21}H_{28}O_3$	Pyréthrine II $C_{22}H_{28}O_5$

Typiquement, l'extraction à partir des fleurs est effectuée à l'hexane. Après filtration des parties de plante non dissoutes et retrait du solvant (par chauffage), on obtient un extrait brut (« oléo-résine »), grossier (noir et visqueux) contenant 25 à 35% p/p de pyréthrinés. Cette proportion est augmentée à 50% p/p en y rajoutant un solvant isoparaffinique léger et peut même atteindre 70%. Le ratio typique pyréthrinés I/pyréthrinés II est de 1,85 ; le ratio des pyréthrinés, des cinérines et des jasmolines est de 71/21/7.

La formule développée de chacune des pyréthrinés constitutives du pyrèthre est présentée en figure III.1.

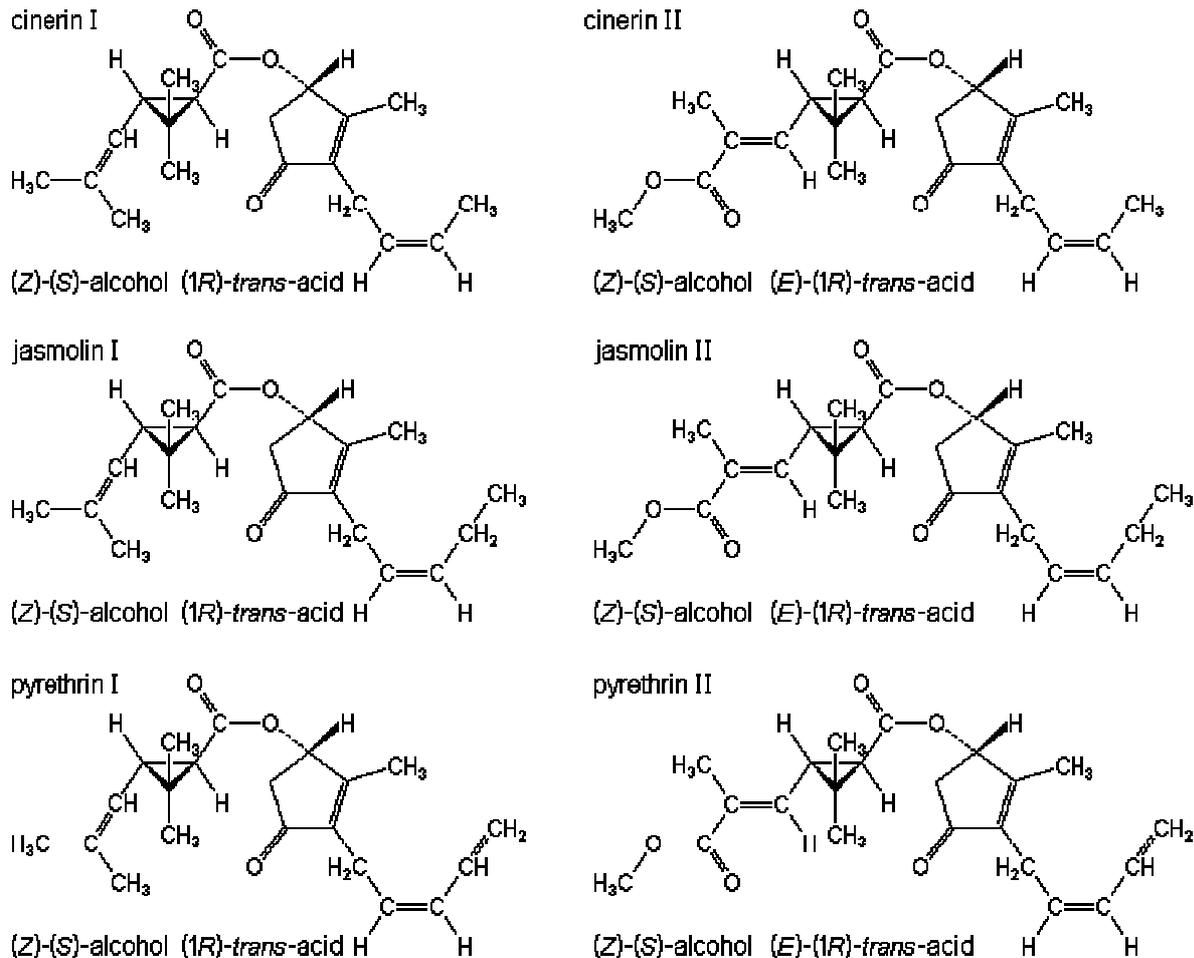


Figure III.1. Structure des 6 constituants du pyrèthre

Le pyrèthre agit sur le système nerveux central et périphérique des vertébrés et invertébrés, en interrompant la transmission du signal le long de l'axone. Les pyréthrines se lient au canal sodium, qui reste alors ouvert en permanence alors que les nerfs sont toujours stimulés, ce qui cause des tremblements. Cette condition aboutit à un rapide « knock down » et une paralysie des organismes cibles, qui conduit à leur mort. Les pyréthrines entrent dans l'organisme cible par ingestion ou par contact (EPA RED, 2006).

Cette évaluation préliminaire des risques pour l'homme et l'environnement liés à l'utilisation du pyrèthre dans le cadre de la lutte contre le vecteur du Chikungunya à la Réunion consiste à évaluer les doses de substance active entraînant des effets toxiques pour l'homme et pour les différents compartiments environnementaux pertinents et de les comparer aux doses d'exposition de l'environnement pendant les phases d'application. Ces doses d'exposition seront estimées à partir des conditions d'utilisation prédites de produits contenant du pyrèthre à la Réunion pour limiter la transmission du virus du Chikungunya.

Dans le cadre de la lutte contre les moustiques, vecteurs d'arbovirose, des essais d'efficacité vont être conduits en partenariat avec l'AFSSET pour évaluer l'efficacité du pyrèthre, au cours desquels la formulation suivante sera utilisée:

Nom commercial	Substance active	Type de formulation	Dose autorisée
----------------	------------------	---------------------	----------------

---

PYNET®	5%	EC	1-5 g s.a./ha
--------	----	----	---------------

Le protocole recommandé de traitement adulticide d'un site lors des campagnes de lutte anti-vectorielle à la Réunion est le suivant : un passage nocturne d'un véhicule 4x4 pour l'application à Ultra Bas Volume (UBV), un passage d'une brigade terrestre équipée d'appareil manuel d'application dans les 12 heures suivantes (dans la journée suivant l'application nocturne), puis de nouveau un passage de 4x4 4 jours après le premier passage (DRASS Réunion, 2006). Néanmoins, afin de prendre en compte les conditions réalistes les plus conservatrices, et en fonction de l'efficacité du produit contenant du pyrèthre, les conditions d'application suivantes ont également été prises en compte pour l'évaluation de risques pour l'homme et pour l'environnement : trois applications à l'aide d'un véhicule 4x4 espacées de 4 jours (IRD, 2007).

L'évaluation suivante a été réalisée avec la dose maximale de 5 g s.a./ha car susceptible d'entraîner l'exposition de l'homme et de l'environnement la plus significative.

L'équipement d'application considéré pour les applications nocturnes est un nébuliseur à bas volume monté sur un véhicule. Les brigades terrestres effectuant les applications diurnes sont équipées d'atomiseurs nébuliseurs.

Cette évaluation des risques est une évaluation préliminaire des risques. Les sources de documentation sont des synthèses de documents de revue préalablement rédigés par des organismes officiels. Les rapports d'étude primaires n'ont pas été revus par les rédacteurs de ce document.

## 2 EFFETS SUR LES ORGANISMES AQUATIQUES

### 2.1 TOXICITE DU PYRETHRE SUR LES ORGANISMES AQUATIQUES

La toxicité du pyrèthre a été évaluée sur diverses espèces aquatiques.

En l'absence de données de toxicité des métabolites formés dans l'eau, l'évaluation est basée sur les données de toxicité du composé parent.

La toxicité du pyrèthre sur les daphnies est de l'ordre d'une dizaine de µg/L. La toxicité chronique est élevée avec une CSEO (Concentration sans effet observé) de 1 µg/L. Comme le composé est une matière active bio-insecticide et est utilisé contre les moustiques, sa nature toxique envers les invertébrés aquatiques n'est pas surprenante.

Le pyrèthre est toxique sur les poissons avec des CL<sub>50</sub> (Concentration létale pour 50% des individus) variant de 3,4 µg/L pour *Lepomis macrochirus* en exposition statique à 58 µg/L pour *Lepomis macrochirus* en exposition en flux continu.

Des données sur les invertébrés marins et les crustacés confirment cette toxicité élevée.

Les données de log Pow des composants du pyrèthre suggèrent un potentiel de bioaccumulation. En effet, les données disponibles sont les suivantes :

pyrethrin I : log Pow = 4.3

pyrethrin II : log Pow 5.9

Cependant, aucune étude de bioaccumulation n'est disponible pour confirmer ou infirmer ce potentiel.

Les données de toxicité obtenues par expérimentation sur les organismes aquatiques sont présentées dans le tableau suivant.

Tableau III.1 : Toxicité du pyrèthre sur les organismes aquatiques

Espèce	Conditions du test	CL/CE <sub>50</sub>	Référence
<b>Poisson</b>			
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Aiguë, 96 h statique, 12 °C	CL <sub>50</sub> : 42 µg/L	HSDB (2005)
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Aiguë, 96 h flux continu, 12 °C	CL <sub>50</sub> : 28 µg/L	HSDB (2005)
<i>Salmo salar</i>	Aiguë, 96 h statique, 7 °C	CL <sub>50</sub> : 40 µg/L	HSDB (2005)
<i>Salmo trutta</i>	Aiguë, 96 h statique, 12 °C	CL <sub>50</sub> : 50 µg/L	HSDB (2005)
<i>Silvelinus namaycush</i>	Aiguë, 96 h statique, 12 °C	CL <sub>50</sub> : 37 µg/L	HSDB (2005)
<i>Ictalurus punctatus</i>	Aiguë, 96 h statique, 18 °C	CL <sub>50</sub> : 9 µg/L	HSDB (2005)
<i>Lepomis macrochirus</i>	Aiguë, 96 h statique, 22 °C	CL <sub>50</sub> : 58 µg/L	HSDB (2005)
<i>Onchorynchus mykiss</i>	Aiguë, 96 h	CL <sub>50</sub> : 5.1 µg/L	EPA RED
<i>Lepomis macrochirus</i>	Aiguë, 96 h flux continu	CL <sub>50</sub> : 3.4 µg/L	EPA RED (2006)

Espèce	Conditions du test	CL/CE <sub>50</sub>	Référence
<i>Cyprinodon variegatus</i> (poisson marin)	Aiguë	LC <sub>50</sub> = 16.0 µg/L	EPA RED (2006)
<i>Gambusia affinis</i>	Aiguë, 24 h statique	LC <sub>50</sub> = 24 µg/L	OHM (2006)
<i>Ictalurus punctatus</i>	Aiguë, 96 h statique	LC <sub>50</sub> = 15 µg/L	OHM (2006)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Aiguë, 48 h	LC <sub>50</sub> = 54 µg/L	OHM (2006)
<i>Pimephales promelas</i>	Chronique	CSEO = 1.9 µg/L	EPA RED (2006)
<b>Crustacés</b>			
<i>Carassius carassius</i>	Aiguë, statique 96 h	CL <sub>50</sub> : 1.4 µg/L	HSDB (2005)
<b>Invertébrés</b>			
<i>Daphnia pulex</i>	Aiguë, Statique 48h	CL <sub>50</sub> = 25 µg/L	HSDB (2005)
<i>Daphnia magna</i>	Aiguë, 48h (Invertébrés)	CE <sub>50</sub> = 11.6 µg/L	EPA RED (2006)
<i>Mysidopsis bahia</i>	Aiguë, (Invertébrés marins)	CL <sub>50</sub> = 1.4 µg/L	EPA RED (2006)
<i>Pteronarcys californica</i>	Aiguë, 24 h (Invertébrés eau douce)	LC <sub>50</sub> = 1 µg/L	OHM (2006)
<i>Gammarus lacustris</i>	Aiguë, 48 h (Invertébrés eau douce)	LC <sub>50</sub> = 18 µg/L	OHM (2006)
<i>Daphnia magna</i>	Reproduction (Invertébrés)	CSEO = 0.86 µg/L	EPA RED (2006)

En l'absence de données expérimentales sur certains organismes, une méthode de calcul a été utilisée par l'EPA pour extrapoler ces valeurs à partir des données de toxicité aiguë. Il s'agit de la méthode du ratio de la toxicité aiguë/chronique selon l'équation suivante :  
 $LC_{50} \text{ invertébrés eau douce (11.6 ppb) / NOAEC invertébrés eau douce (0.86 ppb) = LC}_{50} \text{ (1.4 ppb) / x (valeur estimée de NOEC marin)}$

Ce calcul a été effectué sur deux espèces et les résultats sont les suivants :

*Cyprinodon variegatus* (poisson marin) : CSEO = 5.9 µg/L

*Mysidopsis bahia* (Invertébré marin): CSEO = 0.1 µg/L

La valeur de CSEO obtenue pour les invertébrés marins est plus faible que celle mesurée sur Daphnie. Cependant, en l'absence d'une confirmation par expérimentation, cette donnée ne peut être dérivée pour obtenir une PNEC dans l'évaluation du risque.

Aucune donnée de toxicité du pyrèthre sur les algues et plantes aquatiques n'est disponible. Cependant, étant donné le mode d'action du pyrèthre sur les insectes (inhibition des canaux à sodium), il est peu probable que le pyrèthre soit toxique sur les plantes. En effet, celles-ci ne disposent pas de tels canaux, donc le pyrèthre ne peut être toxique sur ce type d'organisme.

## 2.2 EVALUATION DU RISQUE POUR LES ORGANISMES AQUATIQUES

L'évaluation de risques est basée sur le calcul des CPSE (Concentration prévisible sans effet). Pour suivre l'approche décrite dans le TGD (2003), la CPSE est la concentration au-dessous de laquelle aucun effet nuisible n'est prévu. La CPSE est établie à partir des données de toxicité de la substance active et de la préparation, affectées de facteurs de sécurité appropriés donnés dans le TGD.

La CPSE désigne une concentration pour laquelle il n'est pas attendu d'effet sur l'ensemble des organismes aquatiques. La CPSE de référence est la valeur jugée la plus appropriée dans le cadre de l'évaluation de risque : celle qui permet de couvrir la plus grande quantité d'espèces.

La détermination d'une CPSE aquatique pour la substance active est présentée dans le tableau suivant. Des données de toxicité à long terme sont disponibles pour deux niveaux trophiques (invertébrés et poissons). Elles ne couvrent pas l'organisme présentant la plus forte sensibilité en exposition aiguë : *Pteronarcys californica*. Selon le TGD, un facteur 100 est donc appliqué à la donnée long terme la plus faible pour calculer la CSEO<sub>pyréthre</sub>.

Tableau III.2 : Concentrations prédites sans effets pour l'environnement (CPSE) pour les organismes aquatiques

Substance active	Donnée retenue	Facteur de sécurité	CPSE <sub>pyréthre</sub>
Pyréthre	CSEO daphnie = 0,86 µg/l	100	0,0086 µg/L

La détermination du rapport PEC/CPSE permet de comparer la dose d'exposition prévue des organismes (PEC) à la dose prévue sans effet pour le milieu aquatique (CPSE).

La concentration prévisible dans les eaux de surface a été calculée dans la section environnement de cette évaluation.

Dans le cadre des évaluations des risques environnementaux liés aux phytosanitaires (en application de la Directive européenne 91/414), les pourcentages de dérive sont calculés à l'aide des modèles de Rautmann et Ganzelmeier (SSM, 2006). Cependant, les abaques proposés ne sont pas extrapolables au contexte des nuages de fines gouttelettes obtenus lors de pulvérisations ULV ou VLV. Par conséquent, en première approche, les calculs ont été réalisés en considérant une application directe sur plan d'eau : 100% de la substance active est supposée atteindre les eaux de surface. La CPE serait alors de :

$CPE_{\text{eau de surface, 100\%}} = 4,2 \mu\text{g/L}$  pour le pyréthre

Le rapport CPE/CPSE ( $4,2/0,0086 = 488$ ) alors calculé dans des conditions très conservatrices conduit à une préoccupation importante pour les organismes aquatiques.

Cependant, il est peu réaliste de supposer que l'intégralité de la dose appliquée puisse atteindre les eaux de surface.

Un autre outil pouvant être utilisé pour ces évaluations est le logiciel américain AgDrift® (travaux du FOCUS Surface Water, FOCUS Air ; AFSSET, 2005). Son utilisation dans le

contexte particulier de la lutte anti-vectorielle dans le cadre de l'épidémie de Chikungunya apparaît complexe à mettre en œuvre d'une façon scientifiquement rigoureuse :

- les distributions de taille des gouttelettes proposées sont trop élevées par rapport à une application ULV ou VLV
- la hauteur de la rampe d'épandage n'est pas adaptée aux cas particuliers des 4x4, mais aux tracteurs, pour le module d'application terrestre
- les épandages « manuels » (par pulvérisation à dos) ne sont pas considérés
- la définition des lignes de passage (nombre et distance entre elles) est également inadaptée au contexte étudié, puisqu'il s'agit d'outils habituellement mis en œuvre dans le cadre de la protection des végétaux en agriculture et non dans celui de la lutte anti-vectorielle.

En conséquence, en l'absence d'outils existants et spécifiquement dédiés à une telle évaluation, le choix est fait mettre en œuvre les abaques disponibles et, en parallèle AgDrift®, afin de modéliser des scénarios « encadrant » la situation de la lutte anti-vectorielle en traitement ULV : L'application par 4\*4 est modélisée par les Tier 1 terrestre et aérien de AGDrift, le premier représentant une situation favorable et le second une situation défavorable. Pour l'application par pulvérisateur à dos, les abaques disponibles sont utilisés.

Tableau III.3 : Calcul des rapports CPE/CPSE selon différents scénarios d'application et de modélisation Concentrations prédites sans effets pour l'environnement (CPSE) pour les organismes aquatiques

Type d'application	Distance au point d'eau	CPE <sub>initiale</sub> Pyrèthre (µg/L)	CPSE	CPE/CPSE
Application directe		4,226	0.0086	491,40
Application par véhicule 4*4 – Tier 1 terrestre AgDrift	10m	0,177		20,58
	25m	0,043		5,00
	50m	0,014		1,63
	100m	0,004		0,47
Application par véhicule 4*4 – Tier 1 aérien AgDrift	10m	1,336		155,35
	25m	0,926		107,67
	50m	0,637		74,07
	100m	0,371		43,14
Application par véhicule 4*4 (Tier 1 terrestre AgDrift) + pulvérisateur à dos –	10m	0,148		17,21
	25m	0,036		4,19
	50m	0,012		1,40
	100m	0,004		0,47
Application par véhicule 4*4 (Tier 1 aérien AgDrift) + pulvérisateur à dos –	10m	1,018		118,37
	25m	0,743		86,40
	50m	0,479		55,70
	100m	0,279	32,44	

Le rapport CPE/CPSE est inférieur à 1 (donc acceptable) dans les deux cas suivants :

- Scénario d'application par véhicule 4\*4 uniquement : utilisation du Tier 1 terrestre AgDrift, à 100 m,
- Scénario d'application par véhicule 4\*4 et pulvérisateur à dos : utilisation du Tier 1 terrestre AgDrift et des abaques, à 100 m.

Ces modèles indiquent que la mise en place de zones tampons peut atténuer les risques pour les organismes non ciblés se trouvant hors site. Cependant, à ce stade de l'évaluation un risque pour les organismes aquatiques du à l'application de pyrèthre dans le cadre de la lutte anti-vectorielle ne peut être écarté.

Pour limiter au maximum les risques de contamination des cours d'eau, les itinéraires des véhicules utilisés pour l'application à Ultra Bas Volume (UBV) comprennent une zone d'exclusion de 50 mètres autour des cours d'eau pérennes et les équipes à pied possèdent une carte des cours d'eau et ont pour consigne de respecter une zone d'évitement de 25 mètres autour des cours d'eau pour le traitement. Les zones de captage d'eau potable, les habitats des espèces les plus sensibles, les ruchers et les zones mellifères ont été intégrés dans la détermination des zones à traiter (DIREN Réunion, 2006b).

Néanmoins, au vu de la toxicité élevée de la substance active, il faudrait que la dérive soit nulle à 50 m pour une application en 4x4 et à 25 m pour une application faite à pied pour écarter tout risque pour les organismes aquatiques. Cela ne peut être confirmé au vu des données existantes.

Ainsi, le risque pour les organismes aquatiques ne peut être exclu à ce stade de l'évaluation. Une évaluation affinée pour estimer le risque de façon plus précise pourrait inclure l'obtention dans les conditions d'utilisation de données chiffrées de dérive et de contamination des écosystèmes aquatiques.

---

## 2.3 IMPACT SUR LE MILIEU MARIN ET ESTUARIEN

---

Aucune donnée n'est disponible concernant la contamination des milieux marins par le pyrèthre.

Cependant, à la demande de la Préfecture de la Réunion, la Direction Régionale de l'Environnement (DIREN) de la Réunion a lancé dès le mois de février 2006 une opération d'évaluation de la contamination potentielle du milieu marin et estuarien par les biocides utilisés dans le cadre de la lutte contre le chikungunya. Cette étude (DIREN, 2006a) a pour objet la réalisation de campagnes d'échantillonnage d'eau de mer, de sédiments et d'organismes aquatiques marins et estuariens en vue de réaliser des analyses des niveaux de contamination par les biocides.

Dans le cas de son utilisation comme adulticide sur *Aedes* à la Réunion, la dose hectare préconisée pour le fenitrothion est de 200 g de matière active/ha, celle pour la deltaméthrine est de 1 g matière active par hectare.

Deux campagnes d'échantillonnages ont été réalisées au cours du premier semestre 2006. La première campagne (C1) a été réalisée les 21 et 22 février après la première tempête ayant généré une pluviométrie très abondante sur la Réunion. Le premier lessivage de la saison a ainsi pu être pris en compte.

La seconde campagne (C2) a été réalisée du 26 au 28 avril dans une période globalement peu pluvieuse. En raison de la saturation relativement importante des sols suite à un hiver pluvieux, les transferts vers le milieu marin ont néanmoins pu être rapide.

Des échantillons d'eau, de sédiment et de matrices biologiques (oursins, bivalves, poissons marins et poissons d'eau douce) ont été prélevés dans différents sites. Les protocoles d'échantillonnage et les conditions analytiques sont détaillés dans le rapport d'étude.

Les analyses d'eau et de sédiments ont été faites pour 3 insecticides impliqués dans la lutte anti-vectorielle (LAV) : téméphos, fénitrothion, deltaméthrine.

Pour les matrices animales uniquement, il a par ailleurs été décidé d'étendre les recherches à l'ensemble des molécules appartenant aux groupes analytiques de trois des molécules définies.

Seuls les résultats concernant les 3 insecticides impliqués dans la LAV sont reportés ci-dessous.

Les sites de prélèvement en milieu marin ont été fixés dans les zones d'influence du panache des rivières prioritaires. La sélection a été réalisée en fonction de la densité de zones ayant fait l'objet de traitements par bassin versant entre le 10 mars et le 13 avril (soit après les épisodes pluvieux exceptionnels de l'été).

Les résultats des analyses réalisées sur quatre échantillons d'eau brute n'ont permis de détecter aucune des molécules recherchées (limites de détection : téméphos : 0.1µg/L, fénitrothion : 20 ng/L, deltaméthrine : 10 ng/L).

Il convient toutefois de noter qu'il s'agit là d'un échantillonnage extrêmement léger, réalisé afin d'évaluer l'intérêt de la mise en œuvre d'une seconde campagne plus importante. Considérant l'absence de traces des molécules recherchées, en dépit d'un lessivage potentiellement important en raison des pluies très abondantes qui ont précédé les prélèvements, il a été décidé de ne pas relancer d'échantillonnage d'eau de mer et de concentrer les efforts sur les matrices animales et sédimentaires.

On constate également que les trois molécules ayant fait l'objet d'une utilisation dans la LAV n'ont pas été détectées dans les sédiments marins analysés (10 échantillons).

Pour les matrices animales, le premier constat est l'absence d'observation du téméphos et du fénitrothion sur l'ensemble des sites. Ces molécules ne semblent donc pas avoir été accumulées dans les animaux marins. La deltaméthrine a été observée à l'état de trace dans des oursins de la Baie de St Paul lors de la seconde campagne d'échantillonnage. Il s'agit du seul résultat positif observé pour cette molécule sur les 23 échantillons prélevés en milieu marin et estuarien. Il est important de noter que la quantité mesurée est juste au dessus du seuil de détection (10 µg/kg). Cette suspicion de présence de deltaméthrine n'a toutefois pas pu être totalement confirmée car il a été impossible de vérifier ce résultat en le croisant avec une analyse au spectromètre de masse, dont le seuil de détection est de 20 µg/kg.

La quasi-absence de cette molécule dans les organismes aquatiques est conforme à la bibliographie qui indique une rapide métabolisation lors de son ingestion par des organismes vivants.

Afin de mettre en relation les résultats des analyses de contamination des organismes aquatiques avec l'intensité des traitements de LAV, une synthèse des données disponibles a été réalisée à l'échelle des bassins versants situés en amont des zones d'étude. Ces bassins versants ont été subdivisés selon une typologie composée de trois zones distinctes :

- la partie aval (« Littoral ») = jusqu'à une distance arbitraire de 1 km du trait de côte
- la partie intermédiaire (« Bas des pentes ») = jusqu'à une altitude de 200 m
- la partie supérieure (« Amont ») = au dessus de 200 m d'altitude

Pour chacune de ces zones, nous avons pu calculer le pourcentage de ce territoire ayant fait l'objet d'une LAV coordonnée la Préfecture.

Quatre périodes ont été considérées :

- Période 1 : depuis début décembre 2005 jusqu'au 17 février 2006 (correspondant à la tempête n°9 et au premier échantillonnage)
- Période 2 : du 18/02 au 04/03 (Tempête Diwa)
- Période 3 : du 05/03 au 25/04 (second échantillonnage)
- Période 4 : du 25/04 au 15/05

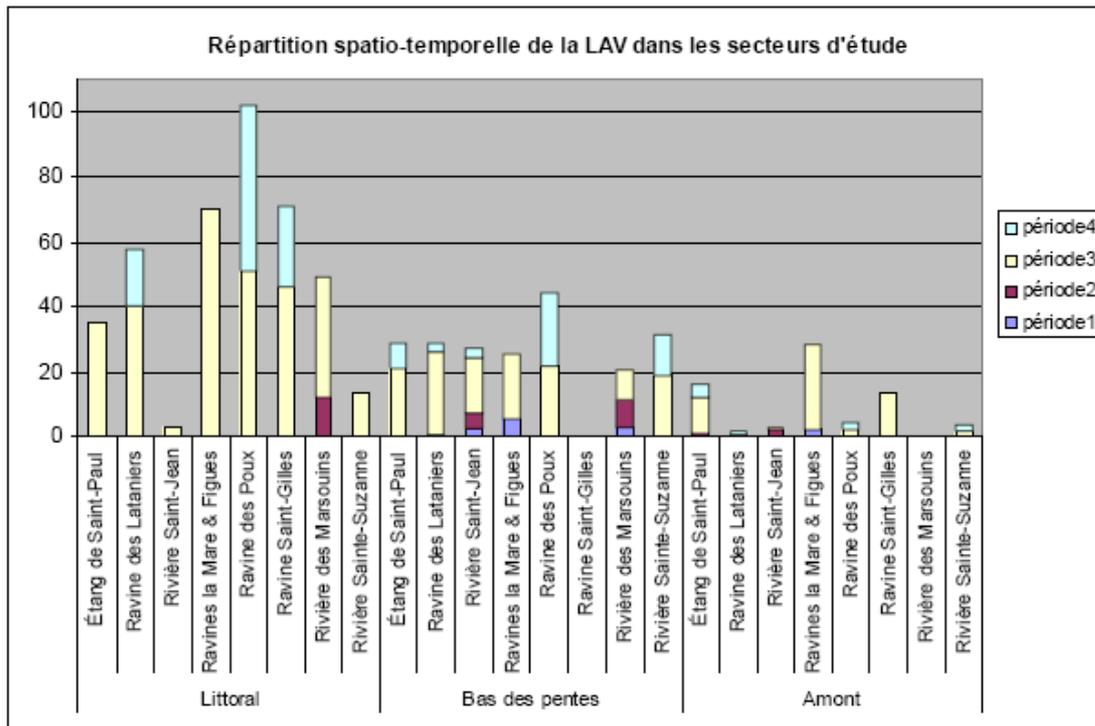


Figure III.2 : répartition des traitements réalisés dans les bassins versants étudiés (légende : Littoral = jusqu'à 1 km du trait de côte ; Bas des pentes = jusqu'à l'altitude 200 m ; Amont = au dessus de 200 m d'altitude ; Période 1 = 01/12/05 au 17/02/06 ; Période 2 = 18/02/06 au 04/03/06 ; Période 3 = 05/03/06 au 25/04/06 ; Période 4 = 26/04/06 au 15/05/06)

Ce graphique illustre bien la montée en puissance progressive des traitements de LAV puisque les traitements cumulés des périodes 1 et 2 ont rarement atteint 15 % de la superficie des zones (Rivière des Marsouins), alors que la plupart des bassins versants ont fait l'objet de traitements importants à partir de la période 3.

En ce qui concerne les traitements réalisés avant la campagne C1, on constate que dans la plupart des sites étudiés (Ravine des Lataniers, Ravine St Gilles, Ravine des Poux), les bassins versants ayant leur débouché à proximité n'avaient fait l'objet que d'une lutte très marginale, voire d'aucune LAV. Seuls les bassins versants à l'amont du port de Ste Marie (Ravines la Mare & Figues) avaient déjà fait l'objet d'une lutte significative dans le secteur intermédiaire (Bas des pentes). Ces données corroborent le constat d'une absence de traces des trois molécules utilisées dans la LAV lors de cette première campagne d'évaluation.

En ce qui concerne les traitements réalisés entre la fin de la tempête DIWA et la campagne C2 (période 3), on constate que la plupart des bassins versants étudiés (Ravine St Gilles, Ravines la Mare & Figues, Etang St Paul, Rivière des Marsouins) ont fait l'objet de traitements très importants (plus de 40% de la surface), en particulier dans la partie inférieure des bassins versants (zones « Littoral » et « Bas des pentes »). La superficie traitée à l'aval des bassins versants de rivières Ste Suzanne et St Jean est quant à elle de l'ordre de 20 %.

Une trace de deltaméthrine est suspectée dans des oursins de la Baie de St Paul, dont le bassin versant a fait l'objet de traitements importants au cours de la période 3 (57 % des surfaces traitées dans la partie aval du bassin versant de l'Etang St Paul).

Ce résultat, certes unique - puisque aucune autre trace (< 10 µg/kg) de deltaméthrine n'a pu être observée, ni dans les organismes aquatiques, ni dans les sédiments - n'en demeure pas moins très important car, si l'on considère sa structure chimique, il apparaissait quasiment impossible de retrouver cette molécule dans des être vivants.

L'absence de traces de fénitrothion (< 20 µg/kg pour C1 et < 5 µg/kg pour C2) et de téméphos (< 50 µg/kg), à la fois dans les sédiments et les organismes marins, est toutefois

une bonne nouvelle compte tenu du caractère potentiellement persistant de ces molécules dans l'environnement aquatique.

A noter toutefois deux éléments complémentaires pour l'interprétation des résultats :

- Les métabolites (oxon notamment) de ces substances n'ont pas été recherchés au cours du présent travail. Si ces molécules venaient à être utilisées de nouveau, la recherche de la molécule mère et de ses métabolites devra être mise en oeuvre.
- Ces deux molécules font l'objet d'importations limitées à la Réunion. Elles occupent les rangs 77 et 175 sur 186 molécules. La deltaméthrine est quant à elle beaucoup plus largement utilisée et occupe le 20<sup>ème</sup> rang.

Cette première phase d'évaluation des effets directs potentiels de la LAV contre le chikungunya en matière de contamination des milieux et des organismes aquatiques met en évidence une quasi absence de traces de contamination par les molécules utilisées. Il est tout de même important de noter que ces résultats doivent être considérés avec une grande prudence compte tenu de l'échantillonnage limité qui a pu être mis en place en fonction des moyens disponibles et de la durée limitée de cette étude.

Le pyrèthre présente des propriétés de physico-chimiques similaires à celles de la Deltaméthrine (Adsorption sur les sédiments,  $DT_{50}$ ). Il est appliqué à une dose supérieure à celle de la Deltaméthrine et inférieure à celle du Fénitrothion. (Cf point II : Propriétés physico-chimiques, Evaluation du risque pour l'environnement).

Par conséquent, l'absence de résidus de Fenitrothion et Deltaméthrine dans le milieu marin et estuarien laisse supposer qu'il soit peu probable qu'il y ait des résidus de pyrèthre après des applications équivalentes à celles faites avec les adulticides.

### 3 IMPACT SUR LES ANIMAUX TERRESTRES NON CIBLES

#### 3.1 EFFETS SUR LES OISEAUX ET LES MAMMIFERES

Le mode d'application (ULV) du Pynet 5% EC entraîne une exposition possible des oiseaux et mammifères terrestres à travers l'ingestion de nourriture contaminée. Cependant, deux autres voies de contamination sont possibles :

- Les animaux peuvent être exposés au pyrèthre après avoir bu de l'eau qui a été contaminée
- En raison des valeurs de log Pow des composants du pyrèthre, les animaux peuvent y être exposés en se nourrissant de poissons ou de vers de terre contaminés dans les zones traitées.

Lors d'une étude menée sur le rat, le pic de concentration en radioactivité dans le sang a été observé entre 5 et 8 h après administration. Plus de 90% de la faible dose a été absorbé, avec moins de 10% de produit parent retrouvé dans les selles. Les pyrèthrines I sont rapidement excrétées dans les selles et les urines, représentant environ 55-71% (♂) ou 50-52% (♀), et 32-47% (♂) ou 50-57% (♀) de la dose respectivement. C'est dans les selles des rats mâles auxquels on avait administré la dose unique élevée, qu'on retrouva le maximum de la dose administrée (71%), par rapport à la dose unique faible (63%), ou aux doses répétées (55%). Cette différence ne fut pas observée chez les femelles. On a observé une excrétion plus rapide chez les mâles et les femelles auxquels on avait administré des doses répétées faibles, que pour les doses uniques. La demi-vie des pyrèthrines I dans les urines est de 5h chez les mâles et de 7 h chez les femelles. La radioactivité dans les tissus est largement distribuée avec une concentration plus élevée dans les tissus adipeux.

#### **Métabolisme**

Deux métabolites principaux et quatre métabolites secondaires ont été identifiés.

Les résultats indiquèrent que chez le rat, les pyrèthrines I sont métabolisées selon deux voies métaboliques principales : (1) l'oxydation de la double liaison sur la partie cyclopentène ou cyclopropane de la molécule, et/ou l'oxydation des groupements méthyl sur la chaîne du noyau cyclopropane; (2) la deuxième voie métabolique implique une hydrolyse de la liaison ester du groupement methoxycarbonyl.

Le métabolite principal trouvé dans les urines fut l'acide chrysanthemum dicarboxylique. Dans les selles, une quantité significative de composé parent fut retrouvée (< 10% à la faible dose), mais c'est un autre métabolite qui fut retrouvé le plus répandu à toutes les doses.

Ainsi les études de toxicité conduites sur les oiseaux couvrent aussi la toxicité liée aux métabolites. L'évaluation est conduite d'après les valeurs de toxicité des études conduites avec le parent.

##### 3.1.1 Effets sur les oiseaux

Les données de toxicité pour les oiseaux sont présentées dans le tableau suivant

Tableau III.4 : Toxicité du pyrèthre sur les oiseaux

Type de toxicité	Espèce	Donnée	Référence
Aiguë	Canard Mallard	DL <sub>50</sub> > 10 000 mg/kg	HSDB (2005)
Aiguë	Canard Mallard	DL <sub>50</sub> > 10 000 mg/kg	HSDB (2005)
Aiguë	Caille japonaise	DL <sub>50</sub> : 7070 mg/kg pc	HSDB (2005)
Aiguë	Caille, oral	DL <sub>50</sub> : 2000 mg/kg pc	RTECS (2004)
Subaiguë (5 jours)	Caille	DL <sub>50</sub> : > 5620 mg/kg aliment Soit 1405 mg/kg pc*	EPA RED (2006)
Subaiguë (5 jours)	Canard Mallard	DL <sub>50</sub> : > 5620 mg/kg aliment Soit 1405 mg/kg pc*	EPA RED (2006)

\* Facteur de conversion préconisé par la Commission des Toxiques (Groupe Méthodologie Ecotoxicologie), compte-rendu du 16/12/2005: conversion considérant le pire cas où le poids de nourriture consommée par un oiseau au cours des études à court terme correspond à 25% de son poids corporel

Le pyrèthre présente une faible toxicité pour les oiseaux en exposition aiguë.

### 3.1.2 Effets sur les mammifères

Les données concernant la toxicité aiguë du pyrèthre pour les mammifères sont présentées dans le tableau suivant.

Tableau III.5 : Effets du pyrèthre sur les mammifères

Espèce	Conditions	Point final	Valeur	Référence
<b>Toxicité aiguë</b>				
Rat	Orale	DL <sub>50</sub>	200 mg/kg pc	RTECS (2004)
Souris	Orale	DL <sub>50</sub>	285 mg /kg	RTECS (2004)
Souris	Orale	DL <sub>50</sub>	370 mg /kg	RTECS (2004)
Rat	Orale	CL <sub>50</sub>	584 mg/kg	HSDB (2005)
Souris	Orale	CL <sub>50</sub>	273 mg/kg	HSDB (2005)
Rat(M)	Orale	DL <sub>50</sub>	2370 mg/kg	HSDB (2005)
Rat(F)	Orale	DL <sub>50</sub>	1030 mg/kg	HSDB (2005)
Rat (M)	Orale	DL <sub>50</sub>	470 mg/kg	HSDB (2005)
Rat	Orale	DL <sub>50</sub>	200 mg/kg pc	OHM (2006)
Rat	Orale	DSEO	1500 mg/kg pc	OHM (2006)
Rat	Orale	DL <sub>50</sub>	820 mg/kg pc	OHM (2006)
Cobaye	Orale	DL <sub>50</sub>	150 mg/kg pc	OHM (2006)
Rat	Orale	DL <sub>50</sub>	700 mg/kg pc	RED EPA (2006)
<b>Toxicité chronique</b>				
Rat	Reproduction	DSEO	500 mg/kg	RTECS (2004)
Rat	Reproduction 2 générations	DSENO	6.4 mg/kg/jour	RED EPA (2006)

### 3.1.3 Risque pour les organismes consommant l'eau traitée

Les espèces qui fréquentent les zones humides sont susceptibles d'ingérer des résidus de substance présents dans l'eau se trouvant à proximité des zones traitées. Le risque encouru est évalué selon les recommandations du document guide SANCO/4145 (EC, 2002b) pour les produits phytosanitaires.

La concentration d'exposition est dans ce cas égale à la  $CPE_{\text{eau de surface}}$ , déterminée dans la section environnementale de cette évaluation (Partie II - Propriétés physico-chimiques et Evaluation du risque pour l'environnement).

En considérant le cas où 100% de la dose appliquée pourrait contaminer un point d'eau, la CPE serait alors de :

$$CPE_{\text{eau de surface, pyrèthre}} = 4,2 \mu\text{g/L}$$

L'ingestion quotidienne d'eau est calculée selon les formules suivantes (EC, 2002b):

$$\text{Pour les oiseaux:} \quad \text{Dose totale d'eau ingérée (L /jour)} = 0,059W^{0,67}$$

$$\text{Pour les mammifères:} \quad \text{Dose totale d'eau ingérée (L/ jour)} = 0,099W^{0,90}$$

Où W est le poids du corps en kg.

Par conséquent, la dose quotidienne de substance ingérée est calculée comme ( $CPE_{\text{eau ingérée}} \times \text{Dose totale d'eau ingérée}$ ) / W.

Les rapports Toxicité-Exposition (TER) sont calculés pour des oiseaux et des mammifères pour lesquels les données de toxicité à court ou long terme sont disponibles.

Tableau III.6 : TER après consommation de l'eau

Organisme	Poids (kg)	Dose totale ingestion d'eau (L /jour)	Dose quotidienne (mg sa/kg pc/d)	DL <sub>50</sub> /DSEIO (mg sa/kg pc/d)	RTE	Valeur seuil
Oiseau	1,0	0.059	$2,5 \cdot 10^{-4}$	> 1405	> $5 \cdot 10^6$	> 5
Oiseau	0,01	0.003	$1,1 \cdot 10^{-3}$	> 1405	> $1 \cdot 10^6$	
Mammifère	0,35	0.038	$4,6 \cdot 10^{-4}$	6,4	$1,4 \cdot 10^4$	
Mammifère	0,01	0.002	$6,6 \cdot 10^{-4}$	6,4	$9,7 \cdot 10^3$	

Les résultats indiquent que la quantité de pyrèthre ingérée par les oiseaux et les mammifères buvant dans un point d'eau traité est bien inférieure à la dose leur étant potentiellement létale. C'est pourquoi aucun risque n'est à prévoir.

### 3.1.4 Risque pour les oiseaux et mammifères se nourrissant de poissons

Une valeur de  $\log P_{ow}$  supérieure à 3 peut signifier un risque de bioaccumulation le long de la chaîne trophique. Le  $\log P_{ow}$  de la pyrethrin II est de 5,9 (proportion dans le pyrèthre : 66,9%) et celui de la pyréthrine I est de 4,3 (Proportion dans le pyrèthre : 4,7%).

Par conséquent le risque de bioaccumulation est évalué pour les oiseaux et les mammifères selon le document guide européen SANCO/4145/2000 (EC, 2002b). Les modèles proviennent des travaux de Jager (1998) et de Crocker et al. (2002).

Les espèces indicatrices recommandées par le document guide (EC, 2002b) sont l'oiseau de 1000 g et le mammifère de 3000 g, même si les espèces observées dans cet environnement sont de taille et de poids divers.

Les résidus dans le poisson sont déterminés à partir de la  $CPE_{\text{eau de surface}}$ , pondérée à 21 jours (2,3 µg/L). Mais aucun facteur de bioaccumulation n'est disponible.

Cependant, en considérant le cas d'une substance extrêmement bioaccumulable (FBC de 1000),

$$CPE_{\text{poisson}} = FBC * CPE_{\text{sw, twa}} (21 \text{ j}) \text{ en mg/kg nourriture}$$

$$CPE_{\text{poisson}} = 1000 * 0,0023 = 2,3 \text{ mg/kg poisson}$$

Le résidu de substance dans les poissons  $CPE_{\text{poissons}}$  est ensuite calculé et converti en dose journalière, en supposant qu'un oiseau de 1000 g mange 206 g de poisson par jour (conversion préconisée dans le document guide SANCO/4145/2000) et qu'un mammifère de 3000 g en mange 390 g par jour.

La dose journalière est ainsi calculée puis comparée à la CSEO long terme, ce qui permet de déterminer un rapport TER (toxicité-exposition).

$$\text{Dose quotidienne} = 0,21 * 2,3 = 0,483 \text{ mg/kg pc/j pour les oiseaux}$$

$$\text{Dose quotidienne} = 0,13 * 2,3 = 0,299 \text{ mg/kg pc/j pour les mammifères}$$

Tableau III.7 : TER pour les oiseaux et mammifères se nourrissant de poissons

Espèces	$CPE_{\text{esu, 21 j, twa}}$ (µg/L)	$CPE_{\text{poisson}}$	ETE* (mg/kg pc/jour)	DL <sub>50</sub> /DSENO (mg/kg pc/jour)	TER	Valeur seuil TER
Oiseaux	2,3	2,3	0,483	>1405	> 2908	> 5
Mammifère	2,3	2,3	0,299	6,4	21,4	

\*ETE : Exposition Théorique Estimée

Les valeurs de TER obtenues sont largement supérieures à la valeur seuil de 5. C'est pourquoi un risque pour les oiseaux mangeant les poissons et pour les mammifères mangeant les poissons n'est pas à prévoir. Il est à noter que cette évaluation prends en compte les données de toxicité court terme pour la faune aviaire compt tenu du manque de données long terme.

### 3.1.5 Oiseaux et mammifères se nourrissant dans les zones traitées

Lors de l'application du produit, les zones terrestres peuvent être contaminées par les retombées et la dérive de pulvérisation. Les oiseaux et autres mammifères peuvent donc être exposés par la consommation de certaines parties des végétaux traités (feuilles, graines...) ou d'invertébrés qui ont été exposés au produit lors de la pulvérisation.

Ce scénario d'exposition est issu du document « OECD Task Force on Biocides 3rd Draft Emission Scenario Document for Insecticides, acaricides and products to control other arthropods (PT 18) for household and professional uses », du 12 mars 2007, qui préconise d'évaluer le risque pour les oiseaux et mammifères se nourrissant à proximité de la zone traitée selon l'approche du document guide (EC, 2002b), en utilisant des espèces représentatives différentes, vivant dans les zones proches des habitations, appelées « pelouses/jardin ». Ces espèces sont présentées dans le tableau III.8. Cette approche est adaptée à l'utilisation du pyrèthre à la Réunion où il est destiné à être appliqué en zones urbaines et périurbaines. Les espèces recommandées sont comparables à des espèces présentes sur l'île de la Réunion en termes de régime alimentaire, taille et poids.

Tableau III.8 : Espèces représentatives des zones « pelouse/jardin »

Espèce indicatrice	Alimentation
Mammifère insectivore – 7,6 g	Gros insectes
Mammifère insectivore - 1100 g	Gros insectes/ vers et limaces
Mammifère insectivore : 10100 g	Gros insectes/ vers de terre et limaces
Mammifère herbivore :1500 g	Plantes feuillues
Oiseau insectivore: 22 g	Petits insectes
Oiseau insectivore: 113 g	Vers de terre/ insectes
Oiseau omnivore : 225 g	80% matières animales (insectes, petits mammifères)

Les espèces préconisées par le document SANCO/4145/2000 (EC, 2002b) sont aussi prises en compte afin d'élargir la portée de l'évaluation du risque. Toutes les espèces recommandées par ce document et susceptibles d'être exposées lors de l'application de produit à base de pyrèthre dans le cadre de la lutte anti-vectorielle sont prises en compte.

Tableau III.9 : Espèces pertinentes pour différentes cultures et les différents stades végétatifs

Culture	Espèce indicatrice – poids corporel
Gazon	gros oiseau herbivore – 3 kg
	oiseau insectivore – 10 g
Céréales (application précoce)	gros oiseau herbivore – 3 kg
	oiseau insectivore – 10 g
Céréales (application tardive)	oiseau insectivore – 10 g
Cultures à feuilles alimentaires	oiseau herbivore de taille moyenne – 300 g
	oiseau insectivore – 10 g
Vergers, vignobles, houblon	oiseau insectivore – 10 g

L'estimation du risque est réalisée selon les recommandations de l'EPPO (1994) et les recommandations européennes décrites dans le document SANCO/4145/2000 (EC, 2002b).

Les valeurs d'ETE (Exposition Théorique Estimée) sont calculées selon l'équation générale suivante :

$$ETE (mg \text{ s.a./kg p.c.}) = (FIR/pc) \times C \times AV \times PT_i \times PD_i \times MAF$$

où :

- FIR est le taux de nourriture ingérée par l'espèce indicatrice (g poids frais par jour) et pc le poids corporel (g)
- C : La concentration en résidus de substance active (ppm). Les valeurs standards de résidus de substance active (ppm) dans les plantes et les invertébrés immédiatement après l'application d'un pesticide sont calculées pour un taux d'application de 1 kg s.a./ha et sont appelées RUD (Résidu par Unité de Dose).

$$\text{Concentration en résidus (mg s.a./kg nourriture)} = \text{dose d'application (kg s.a./ha)} \times \text{RUD}$$

Pour l'exposition aiguë, on utilise le 90<sup>ème</sup> percentile tandis qu'en exposition à court et long terme, la valeur moyenne est prise en compte.

- AV est le potentiel répulsif (1 = pas de répulsion, 0 = répulsion totale)
- PT<sub>i</sub> est la fraction *i* de nourriture obtenue dans la zone traitée
- PD<sub>i</sub> est la fraction de nourriture de type *i* dans l'alimentation de l'espèce considérée
- MAF : le facteur d'applications multiples représente l'accumulation de résidus en cas d'applications multiples. Il est fonction de l'intervalle entre les applications, du nombre d'applications, et de la durée d'exposition.

Les valeurs considérées dans le cadre de cette évaluation sont énoncées ci-dessous.

La dose maximum susceptible de contaminer les zones terrestres correspond à la dose d'application, soit 5 g s.a./ha.

Pour une évaluation initiale et dans le cadre d'un scénario du pire cas, nous supposons que :

- la nourriture contaminée n'est pas répulsive (AV = 1)
- les animaux se nourrissent exclusivement dans la zone traitée (PT<sub>i</sub> = 1)
- les animaux se nourrissent exclusivement de l'aliment contaminé (PD<sub>i</sub> = 1)

Le facteur d'applications multiples est de 1,7 pour l'exposition aiguë et de 2 pour l'exposition à court et à long terme (EC, 2002b).

Pour les espèces recommandées par l'OCDE, les équations de calcul d'ETE préconisées dans le document « OECD Task Force on Biocides 3<sup>rd</sup> Draft Emission Scenario Document for Insecticides, acaricides and products to control other arthropods (PT 18) for household and professional uses » (OECD, 2007), du 12 mars 2007 sont utilisées. Le scénario « Traitement périmètre » est choisi en exposition aiguë car il est défavorable, tandis en exposition court terme, c'est le scénario « Traitement des murs » qui est présenté, car il est défavorable.

Tableau III.10 : Equations de calcul d'ETE pour les oiseaux selon le document de l'OCDE (PT 18)

<b>Oiseaux exposition aiguë</b>	
<b>Oiseau insectivore</b>	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 1,15$
<b>Oiseau herbivore</b>	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 1,15 \times MAF$
<b>Oiseau omnivore</b>	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 1,15$
<b>Oiseaux exposition à court terme</b>	
<b>Oiseau insectivore</b>	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 2,5$
<b>Oiseau herbivore</b>	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 2,5 \times MAF$
<b>Oiseau omnivore</b>	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 2,5$

APPL<sub>ground</sub> : dose de substance active appliquée, en kg/ha.

Tableau III.11 : Equations de calcul d'ETE pour les mammifères selon le document de l'OCDE (PT 18)

<b>Mammifères exposition aiguë</b>	
<b>Mammifère insectivore</b>	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 1,15$
<b>Mammifère herbivore</b>	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 1,15 \times MAF$
<b>Mammifères exposition à court terme</b>	
<b>Mammifère insectivore</b>	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 2,5$
<b>Mammifère herbivore</b>	$ETE = (FIR/pc) \times RUD \times APPL_{ground} \times 2,5 \times MAF$

APPL<sub>ground</sub> : dose de substance active appliquée, en kg/ha.

Les TER (Ratios Toxicité-Exposition) sont calculés avec les données de toxicité les plus défavorables.

### Exposition aiguë

Tableau III.12 : TER<sub>aigu</sub> pour les oiseaux

<b>TER<sub>aigu</sub> pour les oiseaux</b>							
Toxicité aiguë : DL <sub>50</sub> > 2000 mg s.a. /kg pc							
Espèce représentative	Dose (g/ha)	FIR/pc	RUD (90%)	MAF	ETE <sub>A</sub>	TER <sub>A</sub>	Valeur seuil (91/414/EEC)
<b>Espèces Sanco/4145</b>							
Grand oiseau herbivore	5	0,44	142	1,7	0,53	3765	10
Oiseau herbivore moyen		0,76	87	1,7	0,56	3558	
Oiseau insectivore		1,04	52	n/a	0,27	7396	
<b>Espèces document PT 18 sur les biocides</b>							
Oiseau insectivore: 22 g	5	0,2	52	n/a	0,06	33444	10
Oiseau insectivore: 113 g		0,44	14	n/a	0,04	56465	
Oiseau omnivore : 225 g		0,2	14	n/a	0,02	124223	

Les valeurs de TER<sub>aigu</sub> pour le pyrèthre sont supérieures à la valeur seuil de 10 définie par la directive européenne 91/414/EEC, et de ce fait l'application du produit contenant du pyrèthre selon les usages recommandés ne présente pas de risque inacceptable en aigu pour les oiseaux.

Tableau III.13 :  $TER_{aigu}$  pour les mammifères

<b><math>TER_{aigu}</math> pour les mammifères</b>							
Toxicité aiguë : $LD_{50} > 150$ mg s.a. /kg pc							
Espèce représentative	Dose (g/ha)	FIR/pc	RUD (90%)	MAF	ETE <sub>A</sub>	TER <sub>A</sub>	Valeur seuil (91/414 /EEC)
<b>Espèces Sanco/4145</b>							
Petit mammifère herbivore	5	1,39	142	1,7	1,68	89	10
Mammifère herbivore moyen		0,28	87	1,7	0,21	724	
Mammifère insectivore		0,63	14	n/a	0,04	3401	
<b>Espèces document PT 18 sur les biocides</b>							
Mammifère insectivore – 7.6 g	5	0,68	14	n/a	0,05	2740	10
Mammifère insectivore - 1100 g		0,18	14	n/a	0,01	10351	
Mammifère insectivore : 10100 g		0,18	14	n/a	0,01	10351	
Mammifère herbivore :1500 g		0,32	87	1,7	0,27	551	

Les valeurs de  $TER_{aigu}$  pour le pyrèthre sont très largement supérieures à la valeur seuil de 10 définie par la directive européenne 91/414/EEC, et de ce fait l'application du produit contenant du pyrèthre selon les usages recommandés ne présente pas de risque inacceptable en aigu pour les mammifères.

### Exposition à court terme

Après application de la préparation, les oiseaux peuvent consommer de la nourriture contaminée pendant plus d'un jour, et par conséquent l'absence de risque indésirable à court et long terme doit être vérifiée. Les résultats des études d'exposition alimentaire (5 jours) donnent une indication de la toxicité à court terme. Dans le cadre d'un scénario du pire-cas, on considère que les oiseaux ne consomment qu'un seul type de nourriture, contaminée, sans aucune répulsion.

Les résultats obtenus sont donnés dans le tableau suivant.

Tableau III.14 : TER<sub>court terme</sub> pour les oiseaux

<b>TER<sub>CT</sub> pour les oiseaux</b>							
Toxicité alimentaire à 5 jours : CL <sub>50</sub> > 1405 mg/kg pc							
Espèce représentative	Dose (g/ha)	FIR/pc	RUD moyen	MAF	ETE <sub>CT</sub>	TER <sub>CT</sub>	Valeur seuil (91/414/EEC)
<b>Espèces Sanco/4145</b>							
Grand oiseau herbivore	5	0,44	76	2,33	0,39	3603	10
Oiseau herbivore moyen		0,76	40	2,33	0,35	3963	
Oiseau insectivore		1,04	29	n/a	0,15	9317	
<b>Espèces document PT 18 sur les biocides</b>							
Oiseau insectivore: 22 g	5	0,2	29	n/a	0,07	19379	10
Oiseau insectivore: 113 g		0,44	5,1	n/a	0,03	50089	
Oiseau omnivore : 225 g		0,2	5,1	n/a	0,01	110196	

Les valeurs de TER<sub>court terme</sub> pour le pyrèthre sont largement supérieures à la valeur seuil de 10 définie par la directive européenne 91/414/EEC, et de ce fait l'application du produit contenant du pyrèthre selon les usages recommandés ne présente pas de risque inacceptable sur le court terme pour les oiseaux.

### Exposition à long terme

Pour l'évaluation à long terme les teneurs en résidus pondérées (time-weighted average, twa) dans la végétation sont utilisées car elles reflètent mieux l'exposition sur le long terme. La diminution des concentrations de résidus dans la végétation est considérée : les valeurs par défaut sont une période de 3 semaines et une DT50 de 10 jours dans la végétation. Ainsi

le facteur  $f_{twa} = \frac{1 - e^{-kt}}{kt}$  est égal à 0.53, où k est la constante de vitesse et t la période considérée pour la pondération.

L'évolution de la contamination dans les insectes en fonction du temps est peu connue, en raison de nombreux facteurs qui entrent en jeu tels que le remplacement des individus dû à la migration ou la reproduction. Ainsi aucun facteur n'est pris en compte dans le cas des animaux insectivores.

Pour les espèces recommandées par l'OCDE, aucune équation de calcul d'ETE spécifique à l'exposition à long terme n'est disponible. C'est pourquoi les valeurs d'exposition à court terme sont utilisées. Ces valeurs n'intègrent pas le facteur de pondération dans le temps ( $f_{twa}$ ) comme c'est le cas des valeurs d'ETE long terme calculées selon le document Sanco/4145 (EC, 2002b). Elles représentent donc un cas défavorable.

En l'absence de données de toxicité du pyrèthre à long terme sur les oiseaux, le calcul de TER ne peut être réalisé.

Cependant, les pyrèthrines sont dégradées rapidement dans l'atmosphère par réaction avec les oxydants ou par photolyse directe. A partir des constantes de vitesse de réaction avec les radicaux hydroxyles et les molécules d'ozone, les demi-vies atmosphériques des

pyréthrines sont de l'ordre de quelques minutes à quelques heures. Ces composés sont également rapidement dégradés par photolyse directe. Ainsi, l'exposition à long terme des oiseaux consommant la végétation contaminée est peu probable.

La disponibilité de données de toxicité à long terme pour les mammifères permet d'effectuer un calcul de TER pour ce type d'organisme.

Tableau III.15 :  $TER_{long\ terme}$  pour les mammifères

<b>TER<sub>LT</sub> pour les mammifères</b>								
Toxicité de reproduction : NOAEL = 6,4 mg s.a. /kg pc								
Espèces Sanco/4145								
Espèce représentative	Dose (g/ha)	FIR/p c	RUD moyen	f <sub>twa</sub>	MAF	ETE <sub>LT</sub>	TER <sub>LT</sub>	Valeur seuil (91/414/EEC)
Petit mammifère herbivore	11,6	1,39	76	0,53	2,33	0,65	10	5
Mammifère herbivore moyen		0,28	40	0,53	2,33	0,07	93	
Mammifère insectivore		0,63	5,1	n/a	n/a	0,02	398	
Espèces document PT 18 sur les biocides								
Mammifère insectivore – 7.6 g	11,6	0,68	5,1	n/a	n/a	0,04	147	5
Mammifère insectivore - 1100 g		0,18	5,1	n/a	n/a	0,01	557	
Mammifère insectivore : 10100 g		0,18	5,1	n/a	n/a	0,01	557	
Mammifère herbivore :1500 g		0,32	40	1,00	2	0,32	20	

Les valeurs de  $TER_{long\ terme}$  pour le pyréthre sont supérieures à la valeur seuil de 5 définie par la directive européenne 91/414/EEC, et de ce fait l'application du produit contenant du pyréthre selon les usages recommandés ne présente pas de risque inacceptable sur le long terme pour les mammifères.

### 3.1.6 Risque pour les animaux se nourrissant de vers de terre dans les zones traitées

La bioaccumulation potentielle depuis les vers de terre est évaluée à partir des valeurs de  $CPE_{sol, twa}$  à 21 jours déterminées dans la section environnement et du facteur de bioconcentration FBC (=  $C_{vers\ de\ terre}/C_{sol}$ ) calculé selon l'équation suivante :

$$FBC = \frac{0,84 + 0,01 \cdot K_{ow}}{f_{oc} K_{oc}}$$

avec :

-  $f_{oc}$  = teneur en carbone organique du sol (valeur défavorable représentative des sols de la réunion = 0,069)

- $K_{oc}$  = coefficient défini lors des études d'adsorption (12472)
- $\text{Log } P_{ow}$  Pyrethrin II = 5,9 (cas défavorable),  $\text{Log } P_{ow}$  Pyrethrin I = 4,3

Nous avons donc  $FBC = 1,3$

L'estimation des résidus de substance dans les vers de terre  $CPE_{\text{vers de terre}}$  (en mg s.a./kg vers) est ensuite calculée en multipliant la valeur de  $CPE_{\text{sol, twa}}$  par le facteur FBC, ce qui conduit à :

$$CPE_{\text{vers de terre}} = 0,001 \times 1,3 = 0,001 \text{ mg /kg vers de terre}$$

Le résidu de substance dans les vers de terre  $CPE_{\text{vers de terre}}$  est ensuite converti en dose journalière, en supposant qu'un oiseau de 100 g mange 113 g de vers de terre par jour (conversion préconisée dans le document guide SANCO/4145/2000 (EC, 2002b)) et qu'un mammifère de 10 g en mange 14 g par jour.

Dose quotidienne =  $1,1 \times 0,001 = 0,001 \text{ mg/kg pc/j}$  pour les oiseaux

Dose quotidienne =  $1,4 \times 0,001 = 0,002 \text{ mg/kg pc/j}$  pour les mammifères

La dose journalière est ainsi calculée puis comparée à la DSEIO long terme, ce qui permet de déterminer un rapport TER (toxicité-exposition).

Tableau III.16 : TER pour les oiseaux et mammifères se nourrissant de vers de terre

Espèces	$CPE_{\text{sol, 21 j, twa}}$ (mg/kg)	$CPE_{\text{vers de terre}}$	ETE (mg/kg pc/jour)	DSEIO (mg/kg pc/jour)	RTE	Valeur seuil TER
Oiseau	0,001	0,001	0,001	0,007	5,0	> 5
Mammifère	0,001	0,001	0,002	6,4	3596	

Le  $TER_{\text{vers de terre}}$  obtenu pour les mammifères indique qu'il n'existe pas de risque lié à l'ingestion de vers de terre exposés suite à l'application du produit.

Aucune donnée de toxicité à long terme n'est disponible pour les oiseaux. Cependant, le risque lié à l'ingestion de vers de terre contaminés serait acceptable (RTE >5) pour une DSEO supérieure à 0,007 mg/kg pc/j. Cette donnée de toxicité à long terme très défavorable semble peu réaliste par rapport à la toxicité du pyrèthre en conditions aiguës ou à court terme.

Par conséquent, nous pouvons supposer que le risque lié à l'ingestion de vers de terre contaminés dans la zone traitée sera acceptable pour les oiseaux et les mammifères.

## 3.2 EFFETS SUR LES ABEILLES

### 3.2.1 Toxicité sur les abeilles

La dose létale 50 % du pyrèthre vis-à-vis de l'abeille domestique *Apis mellifera* est de 22 ng/abeille. Cette molécule présente donc une toxicité élevée pour les abeilles.

Tableau III.17 : Toxicité du pyrèthre sur les abeilles

Espèce	Toxicité	Point final	Valeur	Référence
<i>Apis mellifera</i>	Par voie orale	DL50	22 ng/abeille	BCPC, 2003
<i>Apis mellifera</i>	Par contact	DL50	130-290 ng/abeille	BCPC, 2003

### 3.2.2 Evaluation du risque

Le risque pour les abeilles lié à l'application de produit contenant du pyrèthre est évalué par le calcul des coefficients de risque selon la directive Européenne 96/12/CE pour les produits phytosanitaires.

Le coefficient de risque (QR) est défini comme le rapport entre la dose maximum d'application exprimée en grammes de substance active par hectare et les DL<sub>50</sub> orale ou de contact exprimées en µg de substance active ou de produit formulé.

Les coefficients de risque QR<sub>O</sub> et QR<sub>C</sub> sont calculés à partir des données de toxicité de la substance active et de la préparation (exprimée en quantité de substance active). Les résultats sont présentés dans le tableau suivant.

Tableau III.18 : Coefficients de risque pour les abeilles exposées au pyrèthre

Dose reçue (g s.a./ha)	Toxicité aiguë (µg s.a./abeille)	Coefficient de danger QR	Valeur seuil
5	Contact CL <sub>50</sub> = 0,130	50	< 50
5	Oral CL <sub>50</sub> = 0,022	227	

Selon les recommandations d'usage du Pynet 5% EC, l'exposition des abeilles à la substance peut avoir lieu directement lors de l'application.

Les résultats de QR obtenus indiquent que l'application de Pynet 5% EC selon les doses recommandées ne devrait pas engendrer de risque pour les abeilles suite à une exposition de ces dernières à la substance active par contact. Cependant en cas d'ingestion de la substance active, le risque ne peut être écarté compte tenu des informations disponibles. En effet, la substance possède une toxicité intrinsèque élevée, prouvée en laboratoire. Cependant des études de terrain seraient souhaitables.

En l'absence de données plus précises, des mesures de gestion du risque appropriées doivent être prises, comme par exemple : appliquer le produit en dehors des périodes d'activité des abeilles en vertu de l'arrêté du 28 novembre 2003 relatif aux conditions d'utilisation des insecticides et acaricides à usage agricole en vue de protéger les abeilles et autres insectes pollinisateurs.

En effet les pyréthrinés sont dégradés rapidement dans l'atmosphère par réaction avec les oxydants ou par photolyse directe. A partir des constantes de vitesse de réaction avec les radicaux hydroxyles et les molécules d'ozone, les demi-vies atmosphériques des pyréthrinés sont de l'ordre de quelques minutes à quelques heures. Ces composés sont également rapidement dégradés par photolyse directe. (cf point 4.3 de la partie « Evaluation du risque pour l'environnement) Il est donc probable que risque puisse être fortement réduit si le traitement n'est pas effectué durant la période d'activité des pollinisateurs, soit entre 8h et 19h30.

Le bilan du premier traitement effectué en 2006 (DIREN, 2006b) avec d'autres produits larvicides et adulticides que le pyrèthre indique que le respect du protocole d'application et la

mise en place de celui-ci en partenariat avec les apiculteurs sont indispensables à la réduction des effets néfastes générés sur les populations d'abeilles. Le surdosage, le non-respect des distances de sécurité aux ruches, la contamination de plantes en floraison sont des facteurs ayant des répercussions importantes sur la gravité des impacts sur les abeilles.

Un deuxième protocole a montré qu'une organisation plus efficace pouvait permettre de diffuser des informations indispensables pour limiter l'impact, sur les abeilles, des insecticides utilisés. Il a permis également de commencer à lister des mesures de base, non exhaustives, dont l'application simple paraît efficiente.

- Un géo-référencement de l'emplacement des ruches déclarés à la DSV.
- Une information des équipes de démustication sur le risque de la LAV sur les abeilles.
- Une interdiction de traitement dans un rayon de 100 m autour des ruches, sachant que le rayon de butinage le plus efficace se situe entre 100 et 150 m de la ruche.
- Une information des apiculteurs pour les inciter à couvrir leurs ruches le soir au passage des véhicules de traitement UBV (Ultra Bas Volume) et mettre en place un système de transhumance des ruches.

Il convient de noter que l'évaluation du risque encouru par les abeilles est supposée couvrir les risques pour les autres espèces pollinisatrices, bien que des essais avec d'autres espèces ne soient pas spécifiquement requis.

---

### **3.3 EFFETS SUR LES INSECTES NON-CIBLES**

---

En l'absence de données de toxicité sur les insectes non-cibles, le risque pour ce type d'organismes du à l'application de Pynet 5% EC ne peut être évalué.

---

### **3.4 EFFETS SUR LES VERS DE TERRE**

---

En l'absence de données de toxicité sur les vers de terre, le risque pour ce type d'organismes du à l'application de Pynet 5% EC ne peut être évalué.

---

## 4 CONCLUSION GENERALE

---

Le pyrèthre est un insecticide non systémique avec une action de contact. Les effets initiaux incluent la paralysie qui mène ensuite au décès de l'insecte visé.

L'absence de risque pour les organismes aquatiques n'a pas pu être démontré. La comparaison des rapports CPE/CPSE montre un risque inacceptable aux doses proposées pour la plupart des organismes traités et notamment pour les producteurs primaires, les invertébrés et les organismes vivant dans les sédiments.

En raison du mode d'application du produit contenant du pyrèthre, les organismes terrestres peuvent être exposés. Les calculs de risques ont montré que le risque était acceptable pour les oiseaux et les mammifères buvant de l'eau contaminée, se nourrissant de poissons à proximité d'une zone traitée ou se nourrissant de la végétation et des insectes d'une zone traitée.

La forte toxicité intrinsèque du produit envers les abeilles conduit à un risque inacceptable pour cet organisme lors de l'application de produit à base pyrèthre.

Par conséquent, des mesures de gestion du risque seraient nécessaires telles qu'un appareillage plus sélectif, une limitation des périodes de traitement en fonction de la biologie des abeilles...

Le risque pour les vers de terre et les micro-organismes du sol n'a pu être évalué en l'absence de données de toxicité sur ces organismes.

L'ensemble des résultats est présenté dans le tableau ci-dessous :

Tableau III.19 : Récapitulatif de l'évaluation du risque écotoxicologique pour l'application du Pynet 5% EC, à base de pyrèthre.

Type d'organisme		CPSE si existante	Résultat	Valeur seuil	Risque	
Aquatiques	Général	0.0086 µg/L	CPE/CPSE > 1	< 1	Non écarté	
Terrestres	Oiseaux	<i>Buvant l'eau</i>	-	TER > 1.10 <sup>6</sup>	> 5	Ecarté
		<i>Se nourrissant de poissons</i>	-	TER > 2908	> 5	Ecarté
		<i>Se nourrissant de vers de terre</i>	-	Pas de donnée	> 5	--
		<i>Zone adjacente</i>	-	TER <sub>aigu</sub> = 3558	> 10	Ecarté
		-	TER <sub>court terme</sub> = 1441	> 10	Ecarté	
		-	TER <sub>long terme</sub> = Pas de donnée	> 5	--	
	Mammifères	<i>Buvant l'eau</i>	-	TER > 9,7.10 <sup>3</sup>	> 5	Ecarté
		<i>Se nourrissant de poissons</i>	-	TER = 21.4	> 5	Ecarté
		<i>Se nourrissant de vers de terre</i>	-	Pas de donnée	> 5	--
		<i>Zone adjacente</i>	-	TER <sub>aigu</sub> = 89	> 10	Ecarté
		-	TER <sub>long terme</sub> = 10	> 5	Ecarté	
	Abeilles		-	HQ <sub>Oral</sub> = 227	< 50	Non écarté
			-	HQ <sub>Contact</sub> = 50	< 50	Non écarté
	Vers de terre		-	Pas de donnée	> 10	--
Micro-organismes du sol		-	Pas de donnée	< 25 %	--	

## LISTE DES REFERENCES

**Partie I:** Liste des revues issues des organismes officiels et utilisées pour la constitution de ce document :

- United States Environmental Protection Agency, June 2006: Reregistration Eligibility Decision for Pyrethrins, List B, Case No. 2580, EPA 738-R-06-004.

**Partie II:** Liste des autres références citées dans ce document

- British Crop Protection Council (BCPC) (2003) The Pesticide Manual, 13<sup>th</sup> Edition, CDS Tomlin publication.
- Crocker DR, Hart A, Gurney J and McCoy C (2002): Methods for estimating daily food intake of wild birds and mammals. Central Science Laboratory, Project PN0908. Final Report.
- DIREN (2006a) Suivi environnemental de l'impact potentiel de la lutte antivectorielle mise en oeuvre contre le chikungunya. Evaluation de la qualité de l'eau, des sédiments et de la contamination d'organismes aquatiques en milieux marin et estuarien. Lionel Gardes, 28 juin 2006.
- DIREN (2006b) Etude des impacts à court terme de la lutte antivectorielle sur les abeilles dans le cadre de l'épidémie de chikungunya. Eric Métas : Syndicat apicole de la Réunion.
- EC (2002b) Guidance document on risk assessment for birds and mammals under council directive 91/414/EEC. European Commission, SANCO/4145/2000, 24 September 2002.
- EPPO (1994): Decision-making scheme for the environmental risk assessment of plant protection products. Chapter 11, terrestrial vertebrates. EPPO Bulletin, Vol. 24, No. 1, March 1994.
- HSDB (Hazardous Substances Data Bank®), 28/03/2005, "PYRETHUM", HSDB number 6297
- IPCS INCHEM (International Programme on Chemical Safety's), November 2003 "PYRETHRUM", , ICSC: 1475
- IRD (2007) Communication personnelle avec des représentants en charge de la lutte anti-vectorielle de cet organisme (Institut de Recherche pour le Développement), Avril 2007.
- Jager T (1998): Mechanistic approach for estimating bioconcentration of organic chemicals in earthworms (Oligochaeta). Environ Toxicol Chem 17, 2080-2090.
- OECD (2007) OECD Task Force on Biocides 2nd Draft Emission Scenario Document for Insecticides, acaricides and products to control other arthropods (PT 18) for household and professional uses, du 12 mars 2007
- OHM/TADS (Oil and Hazardous Materials/Technical Assistance Data System), 2006, "PYRETHRUM" SIC, code 2879; 2842
- RTECS (Registry of Toxic Effects of Chemical Substances®), 11/2004, "PYRETHRUM", RTECS number UR4200000
- TGD (2003) Technical Guidance Document on risk assessment, Institute for Health and Consumer Protection, European Chemical Bureau, EUR 20418 EN/2, 2003.



CEHTRA  
43 rue Laroque  
33560 Sainte Eulalie  
France

Tel (33) 5 57 77 56 10  
Fax (33) 5 57 77 56 20  
www.cehtra.fr

# **PYRETHRE**

## **IV-Toxicologie**

**DATE**

**Juillet 2007**

---

**TABLE DES MATIERES**

<b>1. Introduction.....</b>	<b>420</b>
<b>2. toxicocinetique .....</b>	<b>421</b>
<b>3. Toxicité aigue .....</b>	<b>423</b>
<b>4. Tolerance locale .....</b>	<b>423</b>
<b>5. Toxicité Subchronique.....</b>	<b>423</b>
<b>6. Mutagenicite .....</b>	<b>426</b>
<b>7. Etudes chroniques et oncogenicité .....</b>	<b>427</b>
7.1. Etude combinée Toxicité chronique/cancerogénicité chez le Rat.....	427
7.2. Etude de cancerogénicité chez la SOURIS .....	429
<b>8. Développement et reproduction.....</b>	<b>431</b>
8.1. Toxicité de la reproduction.....	431
8.2. Teratogenicité.....	431
<b>9. Etudes de neurotoxicité .....</b>	<b>432</b>
<b>10. EffetS sur la santé humaine .....</b>	<b>433</b>
<b>11. Selection de la DSEIO et des facteurs de securite pour l'évaluation des risques pour les operateurs ou les accompagnants et personnes presentes.....</b>	<b>435</b>
11.1. Selection de la DSEIO la plus pertinente .....	435
11.2. Selection des facteurs de sécurité les plus pertinents.....	436
<b>12. conclusion generale sur la toxicité de la matiere active.....</b>	<b>437</b>

## 1 INTRODUCTION

Dans cette section, les propriétés toxicologiques de la matière active et les résultats des études sont présentés afin de pouvoir sélectionner la dose sans effet indésirable observé la plus pertinente à partir de l'ensemble des résultats expérimentaux présentés. Cette dose de référence ainsi que les facteurs de sécurité dérivés seront ensuite utilisés pour évaluer les risques pour les opérateurs ou les accompagnants et personnes présentes pendant les phases d'application de produit contenant du Pyrèthre dans les conditions susceptibles d'être utilisées à la Réunion pour lutter contre le vecteur du virus du Chikungunya.

Cette évaluation des effets toxicologiques est une synthèse des documents de revue préalablement rédigés par les organismes officiels. Les rapports d'étude n'ont pas été revus par les rédacteurs de ce document. Les résultats des études de toxicologie sont présentés de manière exhaustive, tels que rapportés dans les revues des organismes officiels.

Le Pyrèthre est un insecticide naturel extrait des pétales de fleurs de *Chrysanthemum cinerariaefolium* (Pyrèthre). C'est un insecticide neurotoxique composé de 3 esters d'acide chrysanthémique (les pyréthrin I) et de 3 esters d'acide pyréthrique (les pyréthrin II). Les pyréthrin I comprennent la pyrèthrin I, la cinérine I et la jasmoline I ; les pyréthrin II comprennent la pyrèthrin II, la cinérine II et la jasmoline II. Le terme de « pyréthrin » regroupe en fait les 6 isomères (figure IV.1). Après la première étape d'extraction on obtient un extrait brut contenant 30-35% de pyréthrin. Puis après purification, l'extrait de pyrèthre peut contenir jusqu'à 55-60% de pyréthrin totales.

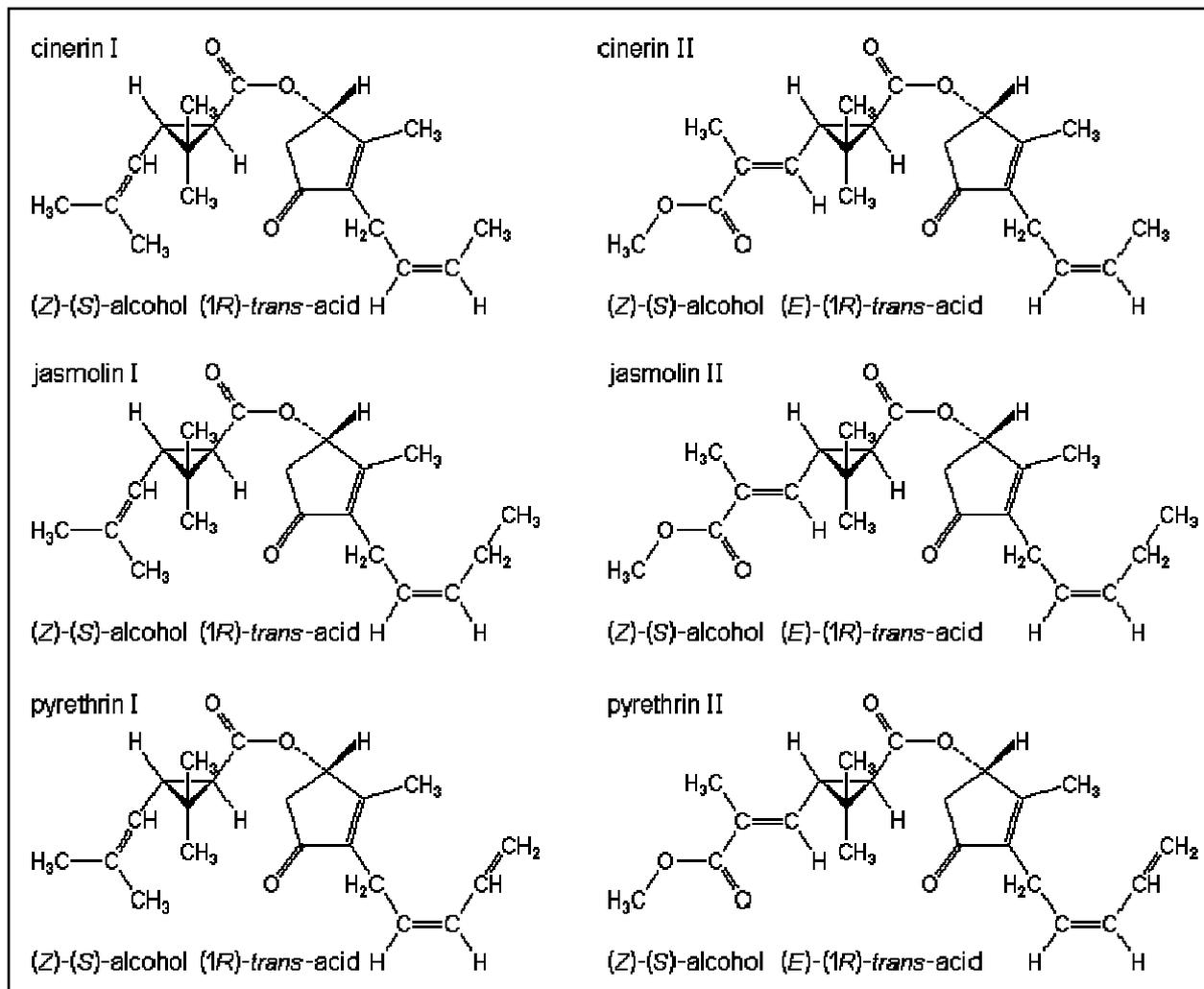


Figure IV.1: Structure des 6 isomères du Pyrèthre

## 2 TOXICOCINETIQUE

### **Absorption, distribution et excrétion**

Dans une étude BPL de Selim *et al.* (1995) menée sur le **rat**, des groupes de 5 rats/dose/sexe ont reçu dans leur nourriture (i) une faible dose (unique ou répétée) de <sup>14</sup>C-pyréthrine I à 10 mg/kg pc ou (ii) une forte dose (unique) à 100 mg/kg pc chez les mâles et 50 mg/kg pc chez les femelles. Le pic de concentration en radioactivité dans le sang a été observé entre 5 et 8 h. Plus de 90% de la faible dose ont été absorbés, avec moins de 10% de produit parent retrouvés dans les selles. Les pyréthrine I sont rapidement excrétées dans les selles et les urines, représentant environ 55-71% (♂) ou 50-52% (♀) de la dose dans les selles, et 32-47% (♂) ou 50-57% (♀) de la dose dans les urines. C'est dans les selles des rats mâles auxquels on avait administré la dose unique élevée, qu'on trouva le maximum de la dose administrée (71%), par rapport à la dose unique faible (63%), ou aux doses répétées (55%). Cette différence n'a pas été observée chez les femelles. On a observé une excrétion plus rapide chez les mâles et les femelles auxquels on avait administré des doses répétées faibles, que pour les doses uniques. La demi-vie des pyréthrine I dans les urines est de 5 h chez les mâles et de 7 h chez les femelles. La radioactivité dans les tissus est largement distribuée avec une concentration plus élevée dans les tissus adipeux, en particulier chez des femelles.

### **Métabolisme**

Les travaux de Selim *et al.* (1995) menée chez le rat ont permis d'identifier les principaux métabolites présents dans les urines et de déterminer le profil métabolique dans les urines et les selles, avec une quantification des résidus radiomarqués. Des groupes supplémentaires de 5 rats/dose/sexe ont reçu dans leur nourriture une dose unique de <sup>14</sup>C-pyréthrine I à 10 mg/kg pc (♂ et ♀), 50 mg/kg pc (♀), ou 100 mg/kg pc (♂). Le profil chromatographique a montré que le profil métabolique était quantitativement similaire dans les urines des mâles et des femelles quelle que soit la dose administrée, et que tous les métabolites présents dans les selles étaient également présents dans les urines. Les urines des rats mâles traités à la forte concentration ont donc été utilisées pour l'isolement, la purification et l'identification des métabolites majeurs. Deux métabolites principaux et quatre métabolites secondaires ont été identifiés. Les résultats ont indiqué que chez le rat, les pyréthrine I sont métabolisées selon deux voies métaboliques principales : (1) l'oxydation de la double liaison sur la partie cyclopentène ou cyclopropane de la molécule pour former un diol, et/ou l'oxydation des groupements méthyles sur la chaîne du noyau cyclopropane, pour former un acide carboxylique; (2) la deuxième voie métabolique implique une hydrolyse de la liaison ester du groupement methoxycarbonyl pour former l'acide et l'alcool correspondants.

Ainsi, un acide carboxylique est formé par oxydation du groupement 10-méthyl de la partie acide de la pyréthrine I, en passant par l'alcool et l'aldéhyde correspondants (Figure IV-2). Le même métabolite est également formé après hydrolyse du groupement methoxycarbonyl de la pyréthrine II. Cet acide carboxylique est ensuite oxydé pour former le 10,11-dihydrodiol (14-21% dose), qui est ensuite, en partie, conjugué à l'acide glucuronique ou au sulfate (4-6%) avant d'être excrété. Le 8, 11-dihydrodiol est également formé (3-4%). Les métabolites qui ont été identifiés comportent tous la liaison ester-cyclopropane, et sont présents à la fois dans les urines et dans les selles. On notera que le produit parent n'est retrouvé que dans les selles (4-18%) et que le métabolite principal des urines est l'acide chrysanthémum dicarboxylique. (Health Council of the Netherlands, 2004).

Une étude de Casida et Quistad (1995), indique que les taux d'oxydation sont similaires pour les quatre pyréthrine majoritaires, qui sont aisément oxydées par les cytochromes P450s. Plusieurs sites sont impliqués sur chaque pyréthrine (figure IV.2). La toxicité des pyréthrine peut être attribuée à la combinaison des effets des groupements esters des composés parents et de leurs métabolites, les métabolites ayant probablement une toxicité relativement faible.

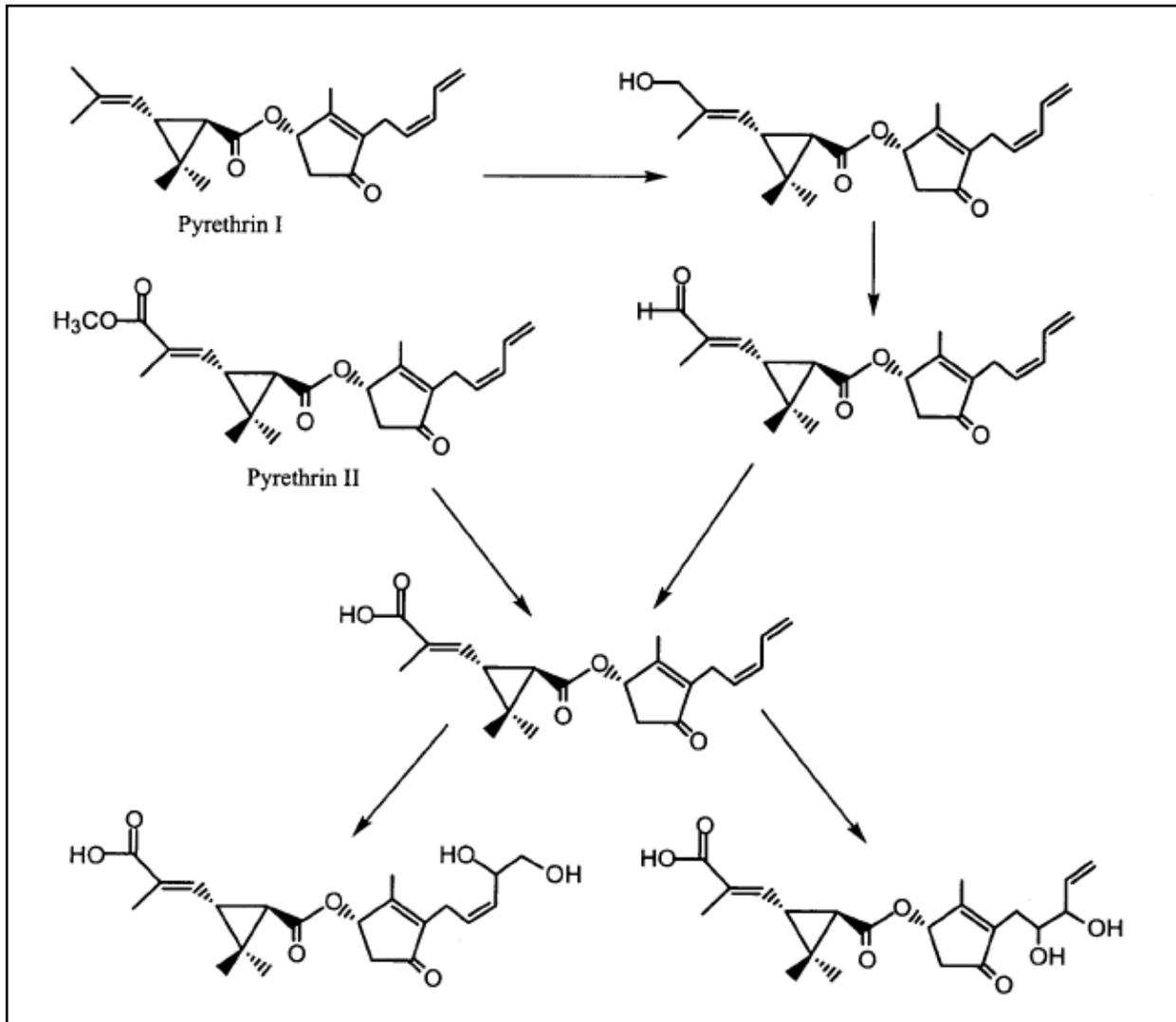


Figure IV.2: Profils métaboliques des pyréthrine chez le rat proposés dans l'étude de Casida et Quistad (1995) (dans IPCS INCHEM 1999).

Une étude *in vitro* de Class et al (1989) menée sur le métabolisme des six pyréthrine naturelles chez la souris et le rat (microsomes), a démontré que les pyréthrine I sont principalement oxydées, tandis que les pyréthrine II subissent préalablement une hydrolyse puis des réaction d'oxydation.

### 3 TOXICITE AIGUE

Le Pyrèthre possède une faible toxicité aigue chez les rats traités oralement avec une DL<sub>50</sub> de 2400 mg/kg pour les mâles et de 1000 mg/kg chez les femelles. Les différents ratios pyrèthrines I/II (1.44 ou 2.50) utilisés, n'ont pas modifié la toxicité des pyrèthrines chez le rat quel que soit le sexe. Les signes de toxicité incluent un aspect hérissé et des tremblements durant 4-24 heures après le traitement. Un examen post-mortem des animaux décédés a mis en évidence des poumons hémorragiques, la présence d'un fluide brun à jaune dans la partie inférieure du tube gastro-intestinal et au niveau du museau, ainsi qu'une coloration des parties génitales (Gabriel, 1992 ; dans IPCS INCHEM 1999).

La DL<sub>50</sub> cutanée des pyrèthrines (pureté 58%) chez le lapin est supérieure à 2000 mg/kg (Gabriel, 1991 ; dans IPCS INCHEM 1999).

La CL<sub>50</sub> des pyrèthrines (pureté 58%) est de 3.4 mg/L pour les animaux des deux sexes (Hoffmann, 1991 ; dans IPCS INCHEM 1999).

### 4 TOLERANCE LOCALE

Les pyrèthrines sont faiblement irritantes pour la peau (score 0,42) (Romanelli, 1991a; dans IPCS INCHEM 1999) et non irritantes pour les yeux chez le lapin. De l'extrait de pyrèthre non dilué n'occasionne qu'une irritation moyenne de la conjonctive chez le lapin albinos durant les premières 48 heures suivant l'exposition. Cette irritation disparaît 72 heures après l'application. Aucune opacité de la cornée, ni inflammation de l'iris ne fut observée durant la période d'observation (Bieluc, 1991 dans Health Council of the Netherlands, 2004).

Ce composé n'est pas un sensibilisant de la peau chez le cobaye (Romanelli, 1991b; dans IPCS INCHEM 1999). D'autres études réalisées sur des cobayes femelles ont démontré que des extraits purifiés de pyrèthre utilisés en aérosol contre les mouches, ne provoquent pas de réponse allergique. Les résultats obtenus avec les pyrèthrines I ou II furent également négatifs (Rickett et al., 1972 et 1973 dans Health Council of the Netherlands, 2004).

### 5 TOXICITE SUBCHRONIQUE

**Dans une étude de 90 jours réalisée chez le rat** (Goldenthal, 1988a dans IPCS INCHEM 1999), des groupes de 15 rats/sexe/dose ont reçu dans leur nourriture des doses de 300, 1000, 3000, 10 000 ou 20 000 ppm d'extrait de pyrèthre (pureté : 57,6% de pyrèthrines totales) (équivalent à 17, 57, 170, 590 et 1200 mg/kg pc/j pour les ♂ et 22, 74, 220, 710 et 1440 mg/kg pc/j pour les ♀). Durant la première semaine un mâle et 12 femelles traités à 20 000 ppm, ainsi qu'une femelle traitée à 10 000 ppm ont été trouvés morts. Les signes de toxicité observés avant le décès des animaux incluaient une diminution des selles et de la fréquence respiratoire, des tremblements, et une augmentation ou une diminution de l'activité. Ces signes de toxicité ont été également observés chez les animaux survivant traités à 10 000 et 20 000 ppm. La plupart de ces signes ont été observés durant les deux premières semaines de traitement. On a noté une diminution significative de la moyenne des poids durant la plupart voire la totalité de l'étude chez les animaux traités à 20 000 ppm, ainsi qu'une diminution significative de la consommation de nourriture à partir de 10 000 ppm chez les femelles, et 20 000 ppm chez les mâles.

Une anémie avec une diminution significative de l'hématocrite et de la concentration en hémoglobine, a été observée chez les femelles ayant reçu des doses  $\geq 10\ 000$  ppm, et à  $20\ 000$  ppm chez les mâles. On a noté également, chez les femelles traitées à  $3000$  ppm, une diminution de la concentration en hémoglobine.

Une augmentation significative du poids du foie a été observée chez les mâles à des doses  $\geq 10\ 000$  ppm, et chez les femelles à des doses  $\geq 3000$  ppm. Une hépatomégalie, ainsi qu'une hyperhémie, toutes deux liées au traitement, ont été observées chez les animaux des deux sexes (principalement chez les mâles à  $10\ 000$  et  $20\ 000$  ppm). Des augmentations significatives du poids des reins ont été observées chez les animaux traités à des doses  $\geq 3000$  ppm.

**La DSEIO (Dose sans effet indésirable observé) est de  $1000$  ppm ( $57$  mg/kg pc/j)** sur la base des augmentations de poids du foie et des reins, et des diminutions du taux d'hémoglobine, observés aux doses plus élevées.

**Dans une étude de toxicité par inhalation menée chez le rat** (Newton, 1992 dans IPCS INCHEM, 1999 et dans Health Council of the Netherlands, 2004), des groupes de 15 rats (CD) /sexe/dose ont été exposés à des concentrations de 0, 38, 68, 230 ou  $830$  mg/m<sup>3</sup> de pyrèthre (pureté : 57,6% de pyréthrinés totales) sous forme aérosol, 6h/jour et généralement 5 jours par semaine, durant **90 jours**. Le diamètre moyen des particules était de  $2,7$   $\mu$ m.

On a noté à la forte concentration un mort potentiellement lié au traitement. Des signes cliniques de toxicité ont été observés chez les animaux traités à des doses  $\geq 68$  mg/m<sup>3</sup>, incluant une respiration difficile, une hyperactivité, une hypersécrétion lacrymale et des tremblements. Une irritation de l'appareil respiratoire est observée chez les animaux traités à des doses  $\geq 68$  mg/m<sup>3</sup>. Le poids corporel, le gain de poids et la consommation de nourriture ont été diminués chez les animaux des deux sexes à 230 et  $830$  mg/m<sup>3</sup>. Des diminutions du taux d'hémoglobine, de l'hématocrite et du nombre d'érythrocytes, ont été observées chez les mâles traités à des doses  $\geq 68$  mg/m<sup>3</sup> et chez les femelles traitées à  $830$  mg/m<sup>3</sup>.

On a constaté des augmentations, clairement liées au traitement, du poids du foie chez les animaux traités à  $830$  mg/m<sup>3</sup>. Des anomalies du larynx, des cornets, du nasopharynx et des poumons ont été observées dans tous les groupes, mais de façon plus prononcée chez les animaux traités au pyrèthre. Celles-ci ont donc été considérées comme liées au traitement.

Dans cette étude, **la DSEIO pour la toxicité systémique est de  $38$  mg/m<sup>3</sup>** sur la base de l'anémie observée chez les mâles aux doses supérieures. A  $38$  mg/m<sup>3</sup>, des effets locaux sur l'appareil respiratoire ont été observés.

**Dans une étude de 90 jours menée chez la souris** (Goldenthal *et al.*, 1988b dans Health Council of the Netherlands, 2004), des groupes de 15 souris (CD-1) /sexe/dose ont reçu dans leur nourriture des doses de 300, 1000, 3000 ou  $10\ 000$  ppm de pyréthrinés (équivalent à 47, 160, 460, et  $1600$  mg/kg pc/j pour les ♂ et 56, 200, 580, et  $1800$  mg/kg pc/j pour les ♀). On a noté quatre morts chez les mâles et deux chez les femelles à  $10\ 000$  ppm. Les signes cliniques observés chez les animaux morts prématurément étaient des tremblements, une pâleur de la peau, des pupilles dilatées, une activité altérée, une respiration difficile, une hypothermie, un état moribond et des postures voûtées. Aucun signe clinique chez les souris traitées à des doses  $< 10\ 000$  ppm. La moyenne de poids corporel par groupe, ainsi que la consommation de nourriture étaient similaires dans tous les groupes.

On a constaté une augmentation significative du poids absolu et relatif du foie chez les animaux traités à des doses  $\geq 3000$  ppm. Une augmentation significative du ratio poids du foie/poids corporel et du ratio poids du foie/poids du cerveau a également été observée à ces doses. Une augmentation liée au traitement de l'incidence et/ou de la sévérité de l'hyperhémie du foie a été observée chez les animaux survivant traités à 10 000 ppm. Une incidence accrue mais de faible sévérité a été observée chez moins de 15% des animaux traités à 3000 ppm. Une augmentation des hypertrophies hépatocellulaires a été observée chez les animaux traités à 1000, 3000 et 10 000 ppm. Deux souris sur 15 ont montré des congestions du foie à 1000 ppm.

**La DSEIO est de 300 ppm (47 mg/kg pc/j)**, sur la base des hypertrophies hépatocellulaires observées aux doses plus élevées.

**Dans une étude de toxicité par voie cutanée réalisée sur le lapin** (Goldenthal, 1992 dans IPCS INCHEM 1999), des groupes de 5 lapins blancs New Zealand/dose/sexe ont été exposés à 0, 100, 300, ou 1000 mg/kg pc de pyrèthre (pureté : 57,6% de pyréthrine totales) mélangé à de l'huile végétale (25% w/v), et cela une fois par jours, 5 jours par semaine, durant **21 jours**. Certains animaux des groupes traités montrèrent des érythèmes légers voire bien définis au niveau du site d'application, mais cet effet n'est pas dépendant de la dose appliquée. L'examen microscopique des tissus et organes n'a pas permis de révéler des anomalies liées au traitement.

**La DSEIO dans cette étude est la dose maximale testée, soit 1000 mg/kg pc.**

**Dans une étude de 8 semaines menée chez le chien** (Goldenthal, 1988c dans IPCS INCHEM 1999), des groupes de 2 chiens Beagle /sexe/dose ont reçu dans leur nourriture des doses de 0, 600, 1000, 3000 ou 6000 ppm de pyréthrine (équivalent à 0, 18, 30, 86, et 170 mg/kg pc/j pour les ♂ et 0, 19, 29, 94, et 200 mg/kg pc/j pour les ♀).

A 6000 ppm, un mâle et deux femelles sont décédés ou ont été sacrifiés *in extremis*. Les signes cliniques observés chez les animaux traités à cette dose incluaient, une perte d'appétit, une apparence maigre, une ataxie, des tremblements, un pelage gras, une diminution fonctionnelle au niveau des membres, une respiration cavernueuse, un état moribond et la mort. Des signes similaires sont observés à 3000 ppm excepté l'état moribond et les décès.

Une diminution de poids a été notée chez les mâles et les femelles traités à 6000 ppm. On a observé une diminution de la consommation globale de nourriture chez les mâles traités à 3000 ppm et chez les animaux des deux sexes à 6000 ppm.

Les paramètres érythrocytaires, incluant l'hématocrite, la concentration en hémoglobine et le nombre d'érythrocytes, étaient réduits de manière significative à la fin de l'étude chez les mâles ayant reçu des doses  $\geq 3000$  ppm. On a constaté, à la fin de l'étude, une faible diminution des concentrations en glucose, calcium, phosphore et cholestérol chez les mâles à 6000 ppm, une faible diminution des concentrations en cholestérol chez les animaux des deux sexes à 3000 ppm. Une légère augmentation des activités alanine et aspartate aminotransférases a été observée chez les mâles traités à 6000 ppm à la fin du traitement et chez les mâles survivants traités à cette dose, un taux très élevé de créatinine phosphokinase fut observé.

On a constaté une augmentation du poids absolu du foie chez les mâles et les femelles liée au traitement à 1000 et 3000 ppm. Une diminution du poids absolu des testicules fut observée à ces deux doses d'une manière similaire. Aucune lésion macroscopique ou microscopique ne pu être attribuée à l'administration des pyréthrine.

Dans cette étude, **la DSEIO est de 600 ppm (18 mg/kg pc/j)** sur la base des augmentations du poids absolu du foie observées chez les animaux des deux sexes aux doses plus élevées.

**Dans une étude d'un an menée sur le chien** (Goldenthal, 1990a dans IPCS INCHEM 1999), des groupes de 4 chiens Beagle/dose/sexe ont reçu dans leur nourriture des doses de 0, 100, 500 ou 2500 ppm d'extrait de pyrèthre (pureté : 57,6% de pyréthrinés totales) (équivalent à 0 ; 2,6 ; 14, et 66 mg/kg pc/j pour les ♂ et 0 ; 2,8 ; 14, et 75 mg/kg pc/j pour les ♀).

Tous les animaux ont survécu et aucun signe de toxicité n'a été observé quelle que soit la dose. Globalement les moyennes des poids corporels des animaux traités étaient similaires à celle du groupe contrôle. La consommation de nourriture durant la première semaine de l'étude s'est trouvée réduite chez les mâles à 2500 ppm et chez les femelles à 500 et 2500 ppm. Durant le reste de l'étude la consommation de nourriture chez les animaux traités fut similaire à celle du groupe contrôle, à l'exception des mâles traités à 500 ppm qui mangeaient plus.

Plusieurs paramètres hématologiques ont été significativement modifiés incluant une augmentation du nombre de leucocytes et de neutrophiles chez les femelles et une diminution du nombre d'érythrocytes, de l'hémoglobine et de l'hématocrite chez les mâles à 2500 ppm. L'activité alanine aminotransférase (ALAT) était augmentée significativement chez les femelles traitées à 2500 ppm. Aucune augmentation significative n'a été observée chez les mâles.

On a constaté une augmentation significative du poids, absolu et relatif, du foie chez les mâles à 2500 ppm, mais aucune différence significative ne fut observée chez les femelles.

Dans cette étude, **la DSEIO est de 500 ppm (14 mg/kg pc/j)** sur la base des augmentations du poids absolu du foie, et des modifications des paramètres hématologiques observées à la dose plus élevée.

## 6 MUTAGENICITE

L'effet du pyrèthre a été testé sur plusieurs souches bactériennes (IPCS INCHEM 1999 et 2003).

Dans les tests *in vitro* le pyrèthre (pureté 57,6% de pyréthrinés totales) n'induit pas de mutations reverses sur *E. coli* et *S. typhimurium*, n'induit pas d'augmentation de la fréquence des aberrations chromosomiques sur cellules CHO, ni de la fréquence des mutations sur cellules L5178Y, et n'induit pas d'augmentation de la réparation non programmée de l'ADN sur culture primaire d'hépatocytes de rat. On notera que lors de l'étude de mutation génétique, des effets cytotoxiques ont été observés à partir de 25 µg/mL, avec une croissance totale relative de 6% à 50 µg/mL (-S9) et 3% à 85 µg/mL (+S9).

Le pyrèthre ne présente donc pas de caractéristique génotoxique *in vitro*.

Il n'y a aucune donnée disponible sur les effets génotoxiques du pyrèthre *in vivo*.

Tableau IV.1 : Résultats des études de mutagenicité (d'après IPCS INCHEM 1999 et 2003).

Test	Type cellulaire	Concentration	Pureté	Résultat	Référence
Test d'Ames <i>In vitro</i>	<i>Salmonella typhimurium</i> (TA98, TA100, TA1535, TA1537 et TA1538)	8,8-8772 µg/plaque dans l'acétone (±S9)	57,6%	Négatif	San & Springfield 1989
Aberrations chromosomiques <i>In vitro</i>	CHO-K1 (cellules ovariennes de hamster chinois)	+ S9: 0,02-0,32 µL/mL  - S9: 0,005-0,08 µL/mL	57,6%	Négatif	Putman et Morris 1989
Mutation génétique	L517Y (locus <i>Tk</i> ) (Cellules de lymphome de souris)	+S9 : 0-85 µg/mL  -S9 : 0-50 µg/mL  Dans DMSO	57,03%	Négatif	Steenwinkel 2001
UDS <i>In vitro</i>	Hépatocytes de rat	0,03-1 µL/mL	57,6%	Négatif	Curren 1989

## 7 ETUDES CHRONIQUES ET ONCOGENICITE

### 7.1 ETUDE COMBINEE TOXICITE CHRONIQUE/CANCEROGENICITE CHEZ LE RAT

Dans une étude de Goldenthal (1990b, dans IPCS INCHEM 1999), des groupes de 60 rats CD/sexe/groupe ont reçu dans leur nourriture des doses de 0, 100, 1000, ou 3000 ppm d'extrait de pyrèthre (pureté : 57,6% de pyréthrinés totales) (équivalant à 0, 4, 43, et 130 mg/kg pc/j pour les ♂ et 0, 5, 56, ou 170 mg/kg pc/j pour les ♀) durant **2 ans** (étude BPL).

Aucun effet lié au traitement ne fut observé sur le taux de décès, les signes cliniques, les mesures ophtalmiques, urinaires et hématologiques, ou sur le poids des organes. Des diminutions significatives de poids ont été observées durant les 78 premières semaines chez les animaux des deux sexes à 3000 ppm (diminutions de 7% chez les ♂, et 10% chez les ♀ / aux contrôles). Une faible réduction de la consommation de nourriture a également été observée durant cette période, et considérée comme liée au traitement.

Les activités transaminases étaient augmentées chez les mâles à 3000 ppm dans la plupart des mesures effectuées au cours de l'étude.

On a noté une augmentation du nombre des tumeurs bénignes du foie, de la thyroïde et de la peau, ainsi qu'une augmentation significative du nombre d'adénomes hépatocellulaires chez les femelles à la forte dose. Concernant la thyroïde, un nombre accru d'hyperplasie fut observé chez les animaux des deux sexes à la forte dose, ainsi qu'une augmentation du nombre d'adénomes folliculaires chez les animaux traités à 1000 et 3000 ppm (> aux valeurs maximales des données historiques des contrôles).

Un examen macroscopique de la peau a montré une légère augmentation des lésions cystiques chez les mâles à la forte dose. L'examen microscopique révéla une faible augmentation mais significative du nombre d'acanthomes cutanés (kérato-acanthomas) chez les mâles traités à 3000 ppm.

Les augmentations des tumeurs du foie, des tumeurs de la thyroïde, et des lésions cutanées (keratoacanthomas) ont été considérées comme étant liées au traitement.

Dans cette étude, **la DSEIO est de 100 ppm (4 mg/kg pc/j)** sur la base de l'augmentation des tumeurs folliculaires de la thyroïde observée à 1000 ppm chez les animaux des deux sexes.

- ❖ Les modes d'action impliqués dans l'induction des **tumeurs hépatiques** chez les rattes et dans l'induction des **tumeurs de la glande thyroïde** chez les animaux des deux sexes ont été récemment décrits (Price et al., 2007 ; Finch et al., 2006).

### ➤ **Tumeurs hépatiques :**

Le développement de tumeurs hépatiques semble précédé par une hyperplasie étroitement corrélée à l'augmentation de l'expression de certaines enzymes hépatiques, incluant les cytochromes P450, ainsi que certaines enzymes de phase II. Les travaux de Price (2007) ont permis d'étudier le mode d'action des pyréthrinés après 42 jours de traitement à 100, 3000 et 8000 ppm pour les femelles et 100 et 8000 ppm pour les mâles. L'induction de certaines enzymes de phase I a été observée à 3000 et 8000 ppm pour les femelles et à 8000 chez les mâles après 7, 14, et 42 jours de traitement. Les auteurs mettent également en évidence des hypertrophies du foie, ainsi que des augmentations de la réplication d'ADN et des altérations hépatiques localisées, à 3000 et 8000 ppm chez les rattes. L'ensemble de ces effets a également été observé chez les animaux traités au phénobarbital (PB ; contrôle positif).

Le mécanisme conduisant au cancer du foie chez les rats exposés aux pyréthrinés est non génotoxique, et impliquerait l'induction de l'expression de certaines isoformes de cytochromes P450, et plus particulièrement les familles CYP2B et CYP3A. Ces inductions reposent sur l'activation de récepteurs nucléaires spécifiques tels que les récepteurs CAR (constitutive androstane receptor) et PXR (pregnane X receptor), également impliqués dans l'expression d'autres enzymes et dans la régulation des processus apoptotiques (paramètres non mesurés dans cette étude). Bien que l'induction prolongée de ces enzymes soit souvent associée à la formation de tumeurs chez les rongeurs, le mécanisme précis du processus de cancérisation reste néanmoins mal connu. Par ailleurs, l'induction prolongée de ces enzymes chez l'homme n'est pas associée à un risque plus élevé de formation de tumeurs hépatiques (Williams et Iatropoulos, 2002).

### ➤ **Tumeurs de la glande thyroïde :**

Le développement de tumeurs de la glande thyroïde semble précédé par une hyperplasie liée à l'augmentation des sécrétions des hormones thyroïdiennes induite par des concentrations plasmatiques élevées de TSH (thyroid stimulating hormone). Les travaux de Finch (2006) ont permis d'étudier le mode d'action des pyréthrinés après 42 jours de traitements à 100, 3000 et 8000 ppm pour les femelles et 100 et 8000 ppm pour les mâles. Les concentrations plasmatiques de thyroxine (T<sub>4</sub>), de triiodothyronine (T<sub>3</sub>) et de TSH ont été mesurées après 7, 14, et 42 jours de traitement. Parallèlement, les auteurs ont également mesuré l'activité de l'UDP-glucuronosyltransférase (UDPGT), enzyme impliquée dans le métabolisme des hormones thyroïdiennes (excrétion).

Les auteurs ont mis en évidence une augmentation du poids de la thyroïde associée à des hypertrophies des cellules folliculaires chez les mâles traités à 8000 ppm, et chez les femelles traitées à 1000 et 8000 ppm. Ces travaux ont également permis de mettre en évidence une diminution des hormones T<sub>3</sub> et T<sub>4</sub> chez les mâles traités à 8000 ppm, après 7 et 14 jours de traitements, voire 42 jours pour la T<sub>4</sub>. Chez les femelles, une diminution du taux de T<sub>3</sub> a été observée après 42 jours de traitement à 100, 1000 et 8000 ppm.

Les pyréthrinés ne sont pas génotoxique *in vitro*, le mode d'action impliqué dans le développement des tumeurs de la glande thyroïde semble similaire à celui d'autres inducteurs classiques des enzymes hépatiques, tel que le phénobarbital. Bien que ce mode d'action ait été clairement établi chez les rongeurs, celui-ci n'est pas pertinent chez l'homme pour les raisons suivantes :

- Chez l'homme, les T<sub>3</sub> et T<sub>4</sub> sont liés en majeure partie à la TBG (thyroxine binding globulin), seules des traces de T<sub>3</sub> et T<sub>4</sub> circulent librement dans le sang et sont donc disponibles pour l'UDPGT ; cette protéine est absente chez le rat adulte.
- Chez le rat le taux de TSH est plus élevé que chez l'homme, permettant une stimulation de la synthèse des T<sub>4</sub> et T<sub>3</sub> dont les demi-vies sont plus courtes chez le rat (faiblement liées et donc mobilisable pour l'UDPGT = turnover plus important).
- Le PB est utilisé depuis longtemps comme sédatif, comme agent anti-épileptique ou hypnotique, chez des patients recevant des doses journalières de PB durant de longues périodes (pouvant aller jusqu'à plusieurs années). Des études épidémiologiques n'ont pas permis de mettre en évidence que ces traitements au PB à des doses pharmacologiquement actives induisaient une augmentation significative de l'incidence des cancers de la thyroïde chez les patients traités.

Un tel mécanisme lié à la surexpression d'hormone au niveau de la thyroïde n'est donc pas pertinent chez l'homme. L'induction prolongée de l'UDPGT chez l'homme n'est pas associée à un risque plus élevé de formation de tumeurs de la thyroïde (Meek et al., 2003).

---

## 7.2 ETUDE DE CANCEROGENICITE CHEZ LA SOURIS

---

**Dans une étude de Goldenthal** (1990c, dans IPCS INCHEM 1999), des groupes de 60 souris CD-1/sexe/groupe ont reçu dans leur nourriture des doses de 0, 100, 2500, ou 5000 ppm d'extrait de pyrèthre (pureté : 57,6% de pyréthrinés totales) (équivalant à 0, 14, 350, et 690 mg/kg pc/j pour les ♂ et 0, 17, 410, ou 830 mg/kg pc/j pour les ♀) durant **18 mois** (étude BPL).

Un mâle et une femelle traités à 5000 ppm ont été retrouvés morts durant la première semaine de l'étude. Les autres animaux traités à 5000 ppm montrèrent une activité accrue après stimulation uniquement durant la première semaine. Aucun effet lié au traitement ne n'a été observé sur le poids corporel ou la consommation de nourriture.

A l'examen macroscopique, des foies décolorés ou sombres ont été fréquemment observés chez les mâles traités à 5000 ppm et chez les femelles traitées à 2500 et 5000 ppm. Des augmentations du poids, relatif et absolu, du foie ont été observées chez les animaux des deux sexes à 2500 et 5000 ppm. L'examen microscopique a révélé un changement au niveau des vacuoles lipidiques chez les mâles à ces doses, considéré comme étant lié au traitement.

Le nombre de nodules et de masses au niveau des poumons était légèrement augmenté chez les animaux traités à 5000 ppm. L'examen microscopique a révélé une augmentation significative du nombre d'adénomes des alvéoles bronchiques chez les femelles traitées à 5000 ppm (excédant les valeurs maximum historiques des contrôles). Une augmentation non dose-dépendante du nombre de carcinomes des alvéoles bronchiques a été rapportée chez les mâles traités à 2500 et 5000 ppm.

Dans cette étude, **la DSEIO est de 100 ppm (14 mg/kg pc/j)**, sur la base de l'augmentation des tumeurs des poumons observée à 2500 ppm.

---

## 8 DEVELOPPEMENT ET REPRODUCTION

---

### 8.1 TOXICITE DE LA REPRODUCTION

---

Dans une étude de reproduction sur deux générations (Schardein, 1989, dans IPCS INCHEM, 1999 et dans Health Council of the Netherlands, 2004), des groupes de 28 rats/sexe/dose ont reçu dans leur nourriture des doses de 0, 100, 1000 ou 3000 ppm de pyrèthre (pureté : 57,6 % de pyréthrinés totales), équivalant à 0, 10, 100 ou 300 mg/kg pc/jour. Le traitement fut maintenu 77 jours avant l'accouplement pour les parents F0 et 95 jours pour les parents F1, puis durant la gestation et la lactation (étude BPL).

Aucun changement lié au traitement n'a été constaté sur les signes cliniques, le poids corporel ou la consommation de nourriture chez les animaux F0. On a constaté une diminution du poids et de la consommation de nourriture chez les animaux F1 à partir de 1000 ppm (significative à 3000 ppm). A 3000 ppm, des réductions significatives de poids ont été rapportées chez les nouveau-nés F1 et F2 à la naissance et durant la lactation chez les animaux des deux sexes. A 1000 ppm le poids moyen des nouveau-nés F1 et F2 étaient également inférieur à celui des contrôles durant la lactation, avec une diminution observée dès la naissance uniquement chez les mâles F2.

Aucun autre effet sur la reproduction n'a été observé : aucun effet lié au traitement ne fut rapporté sur la longueur de la gestation, la taille des portées, le nombre de nouveau-nés viables ou morts, la viabilité et la croissance des ratons durant la lactation.

Dans cette étude, **la DSEIO pour la toxicité parentale et la toxicité de la reproduction est de 100 ppm (10 mg/kg pc/j)** sur la base des effets observés à 1000 ppm incluant une réduction de poids chez les animaux F1 et chez les nouveau-nés des deux générations.

---

### 8.2 TERATOGENICITE

---

Dans une étude préliminaire de tératogénicité réalisée par voie orale chez le rat (Schardein, 1987a – étude BPL dans IPCS INCHEM 1999), des groupes de 5 femelles gravides ont reçu par gavage des doses de 0, 37,5, 75, 150, 300, ou 600 mg/kg pc/j de pyrèthre (pureté 57,6% de pyréthrinés totales) durant la gestation du jour 6 au jour 15.

Une toxicité maternelle liée au traitement, des animaux trouvés morts, des convulsions et/ou des tremblements ont été observés à 150, 300 et 600 mg/kg pc/j. Aucune mortalité des femelles liée au traitement ne fut constatée à 75 mg/kg pc/j, malgré l'observation de tremblements dans ce groupe. Aucun signe clinique lié au traitement n'a été rapporté à 37,5 mg/kg pc/j.

Sur les bases de cette étude préliminaire, **une étude de tératogénicité fut réalisée par voie orale chez le rat** (Schardein, 1987b – étude BPL dans IPCS INCHEM 1999). Des groupes de 25 femelles gravides ont reçu par gavage des doses de 0, 5, 25, ou 75 mg/kg pc/j de Pyrèthre (pureté : 57,6% de pyréthrinés totales) durant la gestation du jour 6 au jour 15. Au 20<sup>ème</sup> jour de la gestation, les foetus ont été prélevés chirurgicalement.

Tous les animaux ont survécu et aucun signe de toxicité lié au traitement ne fut observé. Les gains de poids des animaux traités étaient similaires à ceux des animaux contrôles. Aucun signe de fœto-toxicité, ni aucun effet tératogène n'a été observé quelle que soit la dose administrée.

**La DSEIO pour la toxicité maternelle et la toxicité du développement est de 75 mg/kg pc/j** (concentration testée la plus élevée). Aucune DMEIO (Dose minimal entraînant un effet indésirable observé) de la reproduction n'a pu être établie.

**Dans une étude préliminaire de tératogénicité menée par voie orale chez le lapin** (Schardein, 1987c –étude BPL- dans IPCS INCHEM 1999), des groupes de 5 femelles gravides (New Zealand white SPF) ont reçu par gavage des doses de 0, 37,5, 75, 150, 300, ou 600 mg/kg pc/j de pyrèthre (pureté : 57,6% de pyréthrinés totales) durant la gestation du jour 7 au jour 19.

Une toxicité maternelle liée au traitement qui s'est traduit par une mortalité, des convulsions et/ou des tremblements, des pertes de poids, ainsi qu'une toxicité sur les fœtus qui s'est traduit par une diminution du nombre d'implantations, ont été observés à 600 mg/kg pc/j. Une perte de poids ainsi que des tremblements furent également rapportés chez les animaux à 300 mg/kg pc/j. Aucun effet lié au traitement ne fut rapporté à 37,5, 75 ou 150 mg/kg pc/j.

Sur les bases de cette étude préliminaire, **une étude de tératogénicité fut menée par voie orale chez le lapin** (Schardein, 1987d – étude BPL dans IPCS INCHEM 1999). Des groupes de 16 femelles gravides ont reçu par gavage des doses de 0, 25, 100, ou 200 mg/kg pc/j de pyrèthre (pureté : 57,6% de pyréthrinés totales) durant la gestation du jour 7 au jour 19. Au 29<sup>ième</sup> jour de la gestation, les foetus ont été prélevés par césarienne.

Une femelle, traitée à la forte dose, a avorté le 28<sup>ième</sup> jour de gestation. Elle avait montré une réduction, voire une absence, de défécation plusieurs jour auparavant. Aucune lésion macroscopique ne fut rapportée. Quelques femelles traitées à la forte dose, présentaient une hypersalivation, une tête courbée, et/ou une respiration difficile aux jours 18-19 de la gestation. Une femelle à la dose intermédiaire a montré une salivation excessive et une tête courbée. Aucun effet lié au traitement ne fut observé à la faible dose.

L'examen histopathologique n'a pas révélé de changement macroscopique lié au traitement. On a constaté une perte de poids tout au long de l'étude chez les femelles traitées à la forte dose, et une diminution de gain de poids pour les femelles traitées à la dose intermédiaire.

Aucun effet sur les fœtus n'a été observé : aucune différence significative ne fut rapportée sur le poids des fœtus ou la distribution des fœtus mâles et femelles. Une portée fut résorbée chez une femelle à la forte dose, mais l'incidence du traitement n'a pas été clairement établie. Aucune incidence sur les malformations fœtales ne fut constatée.

**La DSEIO pour la toxicité maternelle est de 25 mg/kg pc/j** sur la base des avortements, et des signes cliniques de toxicité rapportés à 100 mg/kg pc/j.

**La DSEIO pour la toxicité du développement est de 200 mg/kg pc/j** (concentration testée la plus élevée).

## 9 ETUDES DE NEUROTOXICITE

**Dans une étude de neurotoxicité aiguë menée chez le rat** (Hermansky et Hurley, 1993a et b –études BPL- dans IPCS INCHEM 1999), des groupes de 15 rats Sprague-Dawley /sexe/groupe ont reçu par gavage des doses de 0, 40, 125, ou 400 mg/kg pc de pyrèthre (pureté : 57,6%) (à partir d'une solution de pyréthrinés à 10%) pour les ♂, et 0, 20, 63, ou 200 mg/kg (à partir d'une solution à 5%) pour les ♀.

A la forte dose, cinq mâles et deux femelles sont morts le jour du traitement, et plusieurs signes de neurotoxicité ont été observés chez les autres animaux traités à cette dose, incluant des tremblements, une humidité de la région urogénitale, des salivations excessives, des incrustations périnasales, des réflexes de sursaut exagérés, une diminution dans la force de préhension, les pattes postérieures évasées, et une augmentation de la

température corporelle. Des tremblements ont également été observés chez trois femelles traitées à la dose intermédiaire.

Les mesures d'activité motrice le jour du traitement ont indiqué une augmentation des mouvements fins et une diminution de l'apprentissage et de l'activité motrice chez les animaux des deux sexes à la forte dose, et une diminution des mouvements fins chez les mâles à la dose intermédiaire.

Aucune lésion macroscopique liée au traitement n'a été constatée. L'examen microscopique du nerf sciatique a révélé une dégénération diffuse des fibres nerveuse ou des gaines de myéline. Ces modifications ont été observées chez quelques animaux, sont de grade minimal et non liées à la dose.

Dans cette étude, **la DSEIO est de 20 mg/kg pc/j**, sur la base des signes de neurotoxicité (♀) et de la diminution de la motricité fine (♂) observés à la dose intermédiaire.

## 10 EFFETS SUR LA SANTE HUMAINE

### *Irritation et effet sensibilisant*

Les eczémas allergiques et l'asthme sont les effets habituellement observés chez les travailleurs exposés aux poussières ou à la poudre de pyrèthre. Les cas rapportés d'effets nocifs au niveau respiratoire attribués aux pyréthrinés, sont des réponses de type crise d'asthme et réactions anaphylactiques, ce qui indique que les réponses de toxicité obtenues ont eu lieu chez des individus ayant des antécédents asthmatiques.

Deux cas récents de décès associés à une réponse allergique à des shampoings pour chien contenant des pyréthrinés ont été rapportés. Le premier cas concernait une jeune fille asthmatique de 11 ans qui lavait son chien avec un shampoing contenant 0.2% de pyréthrine. En 10 minutes elle déclara une crise d'asthme sévère et succomba 3 heures plus tard malgré un traitement médical (Wagner SL, 2000 dans Health Council of the Netherlands, 2004). Dans le deuxième cas, il s'agissait d'une femme de 37 ans asthmatique depuis 10 ans qui développa des troubles sévères de la respiration 5 minutes après avoir commencé à laver son chien avec un shampoing contenant 0.06% de pyréthrine. Elle mourut rapidement après un arrêt cardiorespiratoire (Wax et Hoffman, 1994, dans Health Council of the Netherlands, 2004).

Certaines études ont été menées afin d'isoler et de caractériser les allergènes responsables de ces réactions. Des extraits purifiés de pyrèthre ont été testés sur 106 patients allergiques aux fleurs de pyrèthre. Peu de personnes ont réagi positivement. Contrairement aux extraits purifiés, toutes les personnes ont réagi positivement au pyrèthre non purifié (Zucker A, 1965, dans Health Council of the Netherlands, 2004). Dans une étude d'exposition par voie cutanée (patch) à une solution aqueuse contenant 1% de pyréthrinés, réalisée sur 200 personnes (177 femmes et 23 hommes), aucune primo réaction d'irritation ou de sensibilisation n'a été observée (Griffin CS, 1972, dans Health Council of the Netherlands, 2004).

Le comité hollandais a conclu que les extraits purifiés de pyrèthre n'induisent pas de réactions allergiques quand ils sont testés sur des personnes dites sensibles, et que les effets cutanés rapportés dans les références anciennes ne sont pas pertinents pour l'évaluation de pyréthrinés purifiées (Health Council of the Netherlands, 2004).

### *Toxicité aigue*

Il existe peu d'information sur les effets survenant suite à une exposition aigue accidentelle ou occasionnée. Ces informations sont limitées à deux cas. L'un d'eux concerne un enfant de deux ans ayant succombé après avoir ingéré environ 15 g d'une poudre insecticide. L'autre concerne un enfant de 11 mois dont la bouche, les narines et le visage furent recouverts de poudre de pyrèthre. Cet enfant a immédiatement montré une pâleur, des convulsions intermittentes, des vomissements, une bradycardie et une respiration difficile. Après avoir bien rincé son visage ainsi que les muqueuses, et vomit abondamment, l'enfant a récupéré au bout d'une heure et demi, excepté concernant l'inflammation légère de la conjonctive et la rougeur des lèvres et de la langue (Ray DE, 1991 ; dans Health Council of the Netherlands, 2004).

### **Interaction avec les récepteurs hormonaux**

Un extrait de pyrèthre purifié (contenant 20% de pyréthrinés totales) a été testé *in vitro* sur (i) des fibroblastes humains afin d'étudier sa capacité à interagir avec les sites de liaison à l'androgène, et (ii) dans le plasma humain afin d'étudier sa capacité à interagir avec la SHBG (sex hormone binding globulin) (Eil et Nisula, 1990 ; dans Health Council of the Netherlands, 2004).

Les résultats ont montré que les pyréthrinés se lient de manière compétitive à la SHBG, ainsi qu'au récepteur aux androgènes (AR) humain, suggérant un effet androgénique ou anti-androgénique de ces molécules. Ils ont également démontré que l'effet agoniste ou antagoniste des pyréthrinés naturelles était plus élevé que celui des pyréthrinés de synthèse. Selon les auteurs, de très fortes quantités seraient nécessaires pour induire de tels effets *in vivo*.

## 11 SELECTION DE LA DSEIO ET DES FACTEURS DE SECURITE POUR L'EVALUATION DES RISQUES POUR LES OPERATEURS OU LES ACCOMPAGNANTS ET PERSONNES PRESENTES

### 11.1 SELECTION DE LA DSEIO LA PLUS PERTINENTE

Les opérateurs sont très vraisemblablement exposés plusieurs jours par semaine et durant plusieurs semaines, voire des mois dans les cas d'importantes recrudescences de maladies infectieuses à transmission vectorielle.

Dans les études de toxicité répétée par voie orale chez le rat, la souris ou le chien, les effets adverses les plus sensibles semblent être des modifications des paramètres hématologiques et des effets sur le foie. Le foie a été considéré comme le principal organe cible, avec des augmentations de poids du foie, des modifications de concentrations plasmatiques en cholestérol, et des augmentations des activités enzymatiques (ALAT, P450s et UDPGT) mentionnés dans le tableau IV-2. Ce tableau liste les résultats des principales études utiles pour dériver la DSEIO la plus pertinente pour l'évaluation des risques pour les opérateurs.

Tableau IV.2 : Résultats des études de toxicité utiles pour dériver le NEAO (Niveau d'exposition acceptable pour l'opérateur)

Voie	Durée	Espèces	DSEIO	DMEIO	Effet	Référence
orale	13 semaines	rat	57 mg/kg pc/j	170 mg/kg pc/j	Anémie, augmentation du poids absolu du foie et des reins.	Goldenthal; 1989a IPCS, 1999
orale	13 semaines	souris	160 mg/kg pc/j	460 mg/kg pc/j	Augmentation du poids relatif du foie, hypertrophies hépatocellulaires.	Goldenthal; 1989b IPCS, 1999
orale	8 semaines	chien	18 mg/kg pc/j	29 mg/kg pc/j	Anémie, diminution du taux de cholestérol, augmentation du poids du foie.	Goldenthal; 1988c IPCS, 1999
orale	1 an	chien	14 mg/kg pc/j	66 mg/kg pc/j	Augmentation du poids absolu du foie chez les mâles, diminution des paramètres hématologiques.	Goldenthal; 1990a IPCS, 1999
orale	2 ans	rat	♂ : 4 mg/kg pc/j	♂ : 43 mg/kg pc/j	Tumeurs de la thyroïde à 43 mg/kg pc/j mais mode d'action non pertinent chez l'homme. Induction enzymatique.	Goldenthal; 1990b IPCS 1999
orale	18 mois	souris	♂ : 14 mg/kg pc/j	♂ : 350 mg/kg pc/j	Tumeurs des poumons (carcinomes alvéolaires bronchiques) chez les souris mâles à 350 mg/kg pc/j (5%).	Goldenthal; 1990c IPCS, 1999

\*DSEIO : Dose Sans Effet Indésirable Observé

\*\*DMEIO : Dose Minimale ayant un Effet Indésirable Observé

L'espèce la plus sensible est le chien. Les études menées sur 8 et 52 semaines (Goldenthal, 1988c et 1990a dans WHO 1999) ont montré (i) des augmentations du poids absolu du foie chez les animaux des deux sexes à 29-30 mg/kg pc/j, dans l'étude 8 semaines ; (ii) des augmentations des activités alanine aminotransférase (ALAT) chez les femelles à 66 mg/kg pc/jour et des augmentations de poids (relatif et absolu) du foie chez les mâles à 75 mg/kg pc/jour, dans l'étude un an. Néanmoins, dans une étude de cancérogénicité menée chez le rat (Goldenthal 1990b dans IPCS 1999), la DSEIO a été établie à 4 mg/kg pc/j, sur la base de l'augmentation des tumeurs folliculaires de la thyroïde observée à 43 mg/kg pc/j chez les animaux des deux sexes. Le mode d'action impliqué et menant à la formation de tumeurs de la thyroïde chez le rat n'est pas pertinent chez l'homme, du en particulier à la présence d'une protéine, la thyroxine binding globulin, absente chez le rat.

Si le mode d'action n'est pas pertinent chez l'homme, l'induction enzymatique (P450s et UDPGT) ne peut être écartée. En effet, comme le phénobarbital, les inducteurs des enzymes de phase I et II chez les rongeurs, peuvent également s'avérer être des inducteurs des isoformes correspondantes chez l'homme.

Sur la base de l'étude de cancérogénicité menée chez le rat, la DMEIO (Dose Minimale ayant un Effet Indésirable Observé) a été établie à 43 mg/kg pc/j et la DSEIO à 4 mg/kg pc/j.

## 11.2 SELECTION DES FACTEURS DE SECURITE LES PLUS PERTINENTS

Tableau IV.3 : Facteurs de sécurité pour le calcul des marges de sécurité

Facteurs d'évaluation	valeurs
Interespèces	10 Pas d'étude disponible chez l'homme.
Intraespèces	10
Durée d'exposition	1 (cf Remarque)
Extrapolation pour la voie d'exposition	1
Qualité des données	1 (seulement des résumés d'études disponibles mais issus d'études BPL scientifiquement évaluées)
refMOS	100

*Remarque* : la valeur de 1 a été retenue car c'est une valeur classiquement recommandée pour comparer une valeur de toxicité chronique à une exposition répétée sur l'année, telle qu'elle se peut se produire pour les opérateurs impliqués dans les opérations de LAV.

Néanmoins, un facteur de 0,5 pourrait sembler plus adapté dans ce cas précis en raison de l'effet considéré. En effet, l'induction enzymatique observée est un effet réversible en l'absence d'exposition continue. Cette induction n'est pas nocive en tant que telle, mais est considérée comme telle lorsqu'elle s'accompagne des modifications métaboliques qu'elle implique. Ces modifications métaboliques ne peuvent apparaître qu'en cas d'exposition continue sur la vie entière. Or, il est prévisible que les opérations de lutte anti-vectorielle, même si elles peuvent être répétées sur l'année, ne seront pas effectuées en continu sur plusieurs années.

## 12 CONCLUSION GENERALE SUR LA TOXICITE DE LA MATIERE ACTIVE

Le Pyrèthre possède une toxicité aiguë faible car il est rapidement métabolisé par le foie (principalement des oxydations). Cette substance n'est ni irritante, ni sensibilisante pour la peau et est faiblement irritante pour les yeux. Elle est considérée comme non-mutagène sur la base des études de mutagénicité *in vitro*.

Des effets cancérigènes ont été observés chez le rat, mais ne sont pas extrapolables à l'homme du fait des modes d'action impliqués, non pertinents chez l'homme.

Dans le cas des tumeurs folliculaires de la thyroïde, le mode d'action du pyrèthre repose sur l'induction de la sécrétion des hormones thyroïdiennes ( $T_3$  et  $T_4$ ), causée par une augmentation de l'activité de l'UDPGT. Cette enzyme de phase II va permettre la conjugaison et l'élimination des hormones thyroïdiennes circulantes, et donc l'augmentation de leurs turnovers. Chez l'homme, les hormones  $T_3$  et  $T_4$  sont majoritairement présentes sous forme liée, en particulier à la protéine TBG, absente chez le rat. Chez le rat, ces hormones sont présentes sous forme libre ou liée avec une faible affinité à des protéines, et vont donc être conjuguées plus rapidement par l'UDPGT, d'autant plus si cette enzyme est induite. Ce phénomène va donc conduire (i) à une diminution du taux circulant des hormones thyroïdiennes libres, (ii) à une augmentation de TSH pour augmenter la synthèse de  $T_3$  et  $T_4$  (retro-contrôle positif), qui va alors conduire à l'hypertrophie des cellules folliculaires puis au développement de tumeurs de la thyroïde. Si les hormones  $T_3$  et  $T_4$  sont produites de façon continue chez l'homme, on obtient uniquement une hypertrophie de la thyroïde. Dans cette étude de cancérigénicité, l'augmentation des tumeurs hépatiques est également corrélée à l'induction de certaines isoformes de cytochromes P450s, phénomène non pertinent chez l'homme. Chez la souris, le pyrèthre induit une faible augmentation des tumeurs des poumons.

Les études de tératogénicité n'ont montré aucun effet sur les fœtus. Le pyrèthre n'est pas considéré comme tératogène, ni comme toxique pour la reproduction.

Par administration répétée chez le rat, la souris ou le chien, le foie a été identifié comme le principal organe cible du pyrèthre avec des augmentations de poids du foie, des modifications de concentrations plasmatiques en cholestérol, des augmentations de l'activité de certaines enzymes hépatiques et une induction des cancers du foie chez les rats femelles. La valeur de la Dose Sans Effet Indésirable Observé la plus pertinente pour évaluer les risques pour les opérateurs ou les accompagnants et personnes présentes a été établie à 4 mg/kg pc/j (étude de 2 an chez le rat par voie orale) et la marge de sécurité à 100 (considérée conservatrice en raison du type d'effet et de l'exposition supposée).

## LISTE DES REFERENCES

**Partie I:** Liste des revues issues des organismes officiels et utilisées pour la constitution de ce document :

- IPCS INCHEM (1999) Pesticide residues in food. Toxicological evaluations. Pyrethrum extract (Pyrethrins) Addendum (first draft prepared by Roland Solecki, Federal institute for user's health protection and veterinary medicine, Berlin, Germany).
- IPCS INCHEM (2003) Meeting on pesticide residues. Pyrethrins (addendum). (First draft prepared by Rudolf Pfeil, Federal Institute for Risk Assessment, Berlin, Germany).
- Health Council of the Netherlands: Committee on Updating of Occupational. Exposure Limits. Pyrethrum (pyrethrins); Health-based Reassessment of Administrative Occupational Exposure Limits. The Hague: Health Council of the Netherlands, 2004; 2000/15OSH/138.

**Partie II:** liste des références primaires des études citées dans ce document :

- Bielucke, J. (1991) Primary eye irritation in rabbits (New Zealand white). Unpublished Report, Project No. 91-7316A, MRID #41964802 from Biosearch Inc., Philadelphia, Pennsylvania, USA. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Casida, J.E. & Quistad, G.B. (1995) Metabolism and synergism of pyrethrins. In: Casida, J.E. & Quistad, G.B., eds, Pyrethrum Flowers: Production, Chemistry, Toxicology and Uses, Oxford: Oxford University Press, pp. 258-277.
- Class, T.J., Ando, T. & Casida, J.E. (1989) Pyrethroid metabolism; microsomal oxidase metabolites of (S)-Bioallethrin and the six natural pyrethrins. Unpublished report MRID #41248801 from Pesticide Chemistry & Toxicology Laboratory. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Curren, R.D. (1989) Unscheduled DNA synthesis assay in rat primary hepatocytes with a confirmatory assay. Unpublished report, laboratory study No. T8729.380009, MRID #41344501 from Microbiological Associates, Inc. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Eil C, Nisula BC. (1990) The binding properties of pyrethroids to human skin fibroblast androgen receptors and to sex hormone binding globulin. J Steroid Biochem 35: 409-14.
- Finch JM, Osimitz TG, Gabriel KL, Martin T, Henderson WJ, Capen CC, Butler WH and Lake BG. (2006). A mode of action of thyroid gland tumors by Pyrethrins in the rat. *Toxicol Appl Pharmacol* 214: 253-262.
- Gabriel, D. (1991) Acute dermal toxicity in rabbits (New Zealand white). Unpublished report, project No. 91-7316A, MRID #41964801 from Biosearch Inc., Philadelphia, Pennsylvania, USA. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.

- Gabriel, D. (1992) Summary of results of acute oral toxicity study Unpublished report, project No. 92-7529A, from Biosearch Inc., Philadelphia, Pennsylvania, USA. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Goldenthal E.I. (1992). 21-day repeated dose dermal toxicity with pyrethrum extract in rabbits. Laboratory project ID: 556-018, MRID #42212601 from International Research & Development Corp. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Goldenthal, E.I. (1988a) Evaluation of pyrethrum extract in a 13-week dose range-finding study in rats. Unpublished report, laboratory project ID: 556-010 from International Research & Development Corporation. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Goldenthal, E.I. (1988b) Evaluation of pyrethrum extract in a 13-week dose range-finding study in mice. Unpublished report, laboratory project ID: 556-008, MRID #433585201 from International Research & Development Corp. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Goldenthal, E.I. (1988c) Toxicity study in dogs. Unpublished report, laboratory project ID: 556-006 from International Research & Development Corp. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Goldenthal, E.I. (1990a) Evaluation of pyrethrum extract in a 1-year chronic toxicity study in dogs. Unpublished report, laboratory project ID: 556-007, MRID #41496502 from International Research & Development Corp. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Goldenthal, E.I. (1990b) Evaluation of pyrethrum extract in a two-year dietary toxicity and oncogenicity study in rats. Unpublished report, laboratory project ID: 556-011, MRID #41559501 from International Research & Development Corp. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Goldenthal, E.I. (1990c) Evaluation of pyrethrum extract in an 18-month dietary oncogenic study in mice. Unpublished report, laboratory project ID: 556-013, MRID #41559401 from International Research & Development Corp. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Griffin CS. Mammalian toxicology of pyrethrum. *Pyrethrum Post* 1973; 12: 50-8.
- Hermansky, S.J. & Hurley, J.M. (1993a) Peroral (gavage) neurotoxicity probe study with pyrethrins in rats (Sprague Dawley). Unpublished report, laboratory project ID: 91N0122, MRID #42930401 from Bushy Run Research Center. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Hermansky, S.J. & Hurley, J.M. (1993b) Acute oral neurotoxicity study with pyrethrins in rats (Sprague Dawley). Unpublished report, laboratory project ID: 92N1036, MRID #42925801 from Bushy Run Research Center. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Hoffmann, G.M. (1991) Acute inhalation toxicity in rats (Sprague Dawley). Unpublished report, project No. 91-8331, MRID #42008001 from Biosearch Inc., Philadelphia, Pennsylvania, USA. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Meek ME, Bucher JR, Cohen SM, Dellarco V, Hill RN, Lehman-McKeeman LD, Longfellow DG, Pastoor T, Seed J, Patton DE. (2003). A framework for human relevance analysis of information on carcinogenic modes of action. *Crit Rev Toxicol.* 33:591-653.
- Newton PE. (1992). 90-day inhalation toxicity study of pyrethrum extract in the rat via whole body exposure. East Millstone NJ, USA: Bio/dynamics, Inc ; unpublished report, cited in FAO00.
- Price RJ, Walters DG, Finch JM, Gabriel KL, Capen CC, Osimitz TG and Lake BG. (2007). A mode of action for induction of liver tumors by Pyrethrins in rat. *Toxicol Appl Pharmacol* 218: 186-195.

- Putman, D.L. & Morris, M.J. (1989) Chromosome aberrations in Chinese hamster ovary (CHO) cells. Unpublished report, laboratory study No. T8729.337, MRID #41344601 from Microbiological Associates Inc. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Ray DE. (1991). Pesticides derived from plants and other organisms. In: Hayes WJ Jr, Laws ER Jr, eds. Classes of pesticides. New York, USA: Academic press, Inc, 585-93 (Handbook of pesticide toxicology; Vol 2).
- Rickett RE, Tyszkiewicz K, Brown NC. (1972). Pyrethrum dermatitis. I. The allergenic properties of various extracts of pyrethrum flowers. *Pestic Sci*; 3: 57-66.
- Rickett RE, Tyszkiewicz K. (1973). Pyrethrum dermatitis. II. The allergenicity of pyrethrum oleoresin and its cross-reactions with the saline extract of pyrethrum flowers. *Pestic Sci*; 4: 801-10.
- Romanelli, P. (1991a) Primary skin irritation in rabbits (New Zealand white). Unpublished report, project No. 91-7316A, MRID #41964803 from Biosearch Inc., Philadelphia, Pennsylvania, USA. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Romanelli, P. (1991b) Sensitization study in guinea pig (Hartley strain). Unpublished report, project No. 91-7316A, MRID # 41964804 from Biosearch Inc., Philadelphia, Pennsylvania, USA. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- San, R.H.C. & Springfield, K.A. (1989) Salmonella/ mammalian-microsome plate incorporation mutagenicity assay (Ames test) with a confirmatory assay. Unpublished report, laboratory study No. T8729.501014, MRID #41344701 from Microbiological Associates, Inc. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Schardein, J.L. (1987a) Evaluation of pyrethrum extract in a dose range-finding teratology study in rats. Unpublished report, laboratory project ID: 556-001, MRID #40603701 from International Research & Development Corp. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Schardein, J.L. (1987b) Evaluation of pyrethrum extract in definitive rat teratology study. Unpublished report, laboratory project ID: IRDC 556-002, MRID #40288202 from International Research & Development Corp. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Schardein, J.L. (1987c) Evaluation of pyrethrum extract in a dose range-finding teratology study in rabbits. Unpublished report. Laboratory project ID: 556-003, MRID #40603702 from International Research & Development Corp. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Schardein, J.L. (1987d) Evaluation of pyrethrum extract in a definitive rabbit teratology study. Unpublished report, laboratory project ID: IRDC 556-004, MRID #40288203 from International Research & Development Corp. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Selim, S. (1995) Pharmacokinetics and metabolism of <sup>14</sup>C pyrethrin I in the rat. Unpublished report, study No. P1092006, MRID #43554304 from Biological Test Center. Submitted to WHO by Kenya Pyrethrum Information Centre, Oberalm, Austria.
- Steenwinkel, M-J.S.T. (2001) Gene mutation test at the TK-locus of L5178Y cells with pyrethrin. Unpublished report No. V2503/06 from TNO Nutrition and Food Research, 3700 AJ Zeist, The Netherlands. Submitted to WHO by Pyrethrins Joint Venture.
- Wagner SL. (2000). Fatal asthma in a child after use of an animal shampoo containing pyrethrin. *West J Med*; 173: 86-7.
- Wax PM, Hoffman RS. (1994). Fatality associated with inhalation of a pyrethrin shampoo. *Clin Toxicol*; 32: 457-60.

- Williams GM, Iatropoulos MJ. (2002). Alteration of liver cell function and proliferation: differentiation between adaptation and toxicity. Toxicol Pathol 30:41-53.
- Zucker A. Investigation on purified pyrethrum extracts. Ann Allergy 1965; 23: 335-9.

## Annexe 1. DSEIO et DMEIO – Etudes chez l'animal sur le pyrèthre

Voie	Durée	Espèce	DSEIOI	DMEIO	Organe/Effet	Commentaires	Référence
<b>Toxicité aiguë</b>							
Cutanée	unique	lapin (m et f)		>2000 mg/kg	DL <sub>50</sub>	DL <sub>50</sub>	IPCS INCHEM 1999
Orale	unique	rat (m)		2400 mg/kg	DL <sub>50</sub>	Poils hérissés et tremblements	IPCS INCHEM 1999
Orale	unique	rat (f)		1000 mg/kg	DL <sub>50</sub>	Poils hérissés et tremblements	IPCS INCHEM 1999
Inhalation	unique	Rat (m et f)		3,4 mg/L	DL <sub>50</sub>	Tremblements Tissus respiratoires décolorés et oedémateux.	IPCS INCHEM 1999
<b>Toxicité Subchronique</b>							
orale	90 jours	rat	1000 ppm (57 mg/kg/jour)	3000 ppm (170 mg/kg/jour)	Signes cliniques, érythrocytes, foie	Diminution des paramètres érythrocytaires (hémoglobine, hématocrite). Augmentation de poids du foie	IPCS INCHEM 1999
Inhalation	90 jours	rat	38 mg/m <sup>3</sup>	68 mg/m <sup>3</sup>	Anémie. Effets locaux sur la voie respiratoire supérieure. Foie.	Diminution des paramètres. Irritations voies supérieures respiratoires. Augmentation de poids du foie.	IPCS INCHEM 1999
orale	90 jours	souris	300 ppm (47 mg/kg/jour)	1000 ppm (160 mg/kg/jour)	Signes cliniques, foie.	Augmentation du poids absolu et relatif du foie, des hyperhémies hépatiques et des hypertrophies hépatocellulaires.	Health Council of the Netherlands, 2004
Cutanée	21 jours	lapin	1000 mg/kg/jour	-	Signes cliniques, organes et tissus.	Absence d'effet relié au traitement	IPCS INCHEM 1999
orale	8 semaines	chien	18 mg/kg/jour	30 mg/kg/jour	Décès, signes cliniques, hématologie, foie.	Diminution des paramètres érythrocytaires Augmentation de poids absolu du foie.	IPCS INCHEM 1999
orale	Un an	Chien	18 mg/kg/jour	66 mg/kg/jour	Examen hématologique, effet sur le foie.	Diminution des paramètres érythrocytaires Augmentation de poids absolu du foie.	IPCS INCHEM 1999

Voie	Durée	Espèces	DSEIO	DMEIO	Organe/Effet	Commentaires	Référence
<b>Toxicité chronique</b>							
orale	24 mois	rat	100 ppm 4 mg/kg pc/jour	1000 ppm 43 mg/kg pc/jour	Effets sur le foie et la thyroïde, examen histopathologique	Tumeurs folliculaires de la thyroïde chez les animaux des deux sexes. Adénome hépatocellulaires chez les femelles. Acanthomes cutanés chez les mâles.	IPCS INCHEM 1999
orale	18 mois	souris	Systémique 16 mg/kg/jour ♂ 110 mg/kg/jour ♀	81 mg/kg/jour ♂ 530 mg/kg/jour ♀	Décès, effets sur le foie et les poumons, examen histopathologique	Morts. Augmentation de poids relatif et absolu du foie, présence de vacuoles lipidiques. Adénome et carcinomes des alvéoles bronchiques.	IPCS INCHEM 1999
<b>Tératogénicité/Toxicité de la reproduction</b>							
orale (régime)	2 générations	rat	Toxicité parentale et Reprotoxicité 10 mg/kg pc/jour	Toxicité parentale et Reprotoxicité 100 mg/kg pc/jour	Fertilité, gestation, reproduction, lactation, déficiences congénitales	Réduction de poids chez parents F1 et les nouveau-nés dans les deux générations.	IPCS INCHEM 1999
orale (gavage)	Etude de développement	rat	Toxicité maternelle et Toxicité du développement :  75 mg/kg pc/j	-	Nombre de portées, Taille des portées, Déficiences congénitales, Signes de toxicité	Pas d'effet maternel ni d'effet sur le développement.	IPCS INCHEM 1999
orale (gavage)	Etude de développement	lapin	Toxicité maternelle 25 mg/kg pc/j  Développement 200 mg/kg pc/j	Toxicité maternelle 100 mg/kg pc/j	Nombre de portées, Taille des portées, Déficiences congénitales, Signes de toxicité	Perte de poids chez les femelles. Pas d'effet sur le développement.	IPCS INCHEM 1999
<b>Neurotoxicité</b>							
orale (gavage)	Etude de neurotoxicité	rat	20 mg/kg pc (♀) 40 mg/kg pc (♂)	-	Signes de neurotoxicité Motricité histopathologie	Neurotoxicité chez les femelles et diminution de la motricité chez les femelles.	IPCS INCHEM 1999



CEHTRA  
43 rue Laroque  
33560 Sainte Eulalie  
France

Tel (33) 5 57 77 56 10  
Fax (33) 5 57 77 56 20  
www.cehtra.fr

# **PYRETHRE**

## **V-Evaluation de l'exposition et du risque pour l'homme**

**DATE**

**Juillet 2007**

## TABLE DES MATIERES

<b>Introduction .....</b>	<b>447</b>
<b>1. Scenario 1: atomiseur nébulisateur porté sur le dos .....</b>	<b>449</b>
1.1. evaluation selon le modele poem (ULV).....	449
1.2. evaluation selon le modele poem (VLV).....	450
1.3. evaluation selon le modele TNSG biocides – Low Pressure (ULV) .....	452
1.4. evaluation selon le modele TNSG biocides – Low Pressure (VLV).....	454
1.5. evaluation selon le modele TNSG biocides – medium Pressure (ULV).....	455
1.6. evaluation selon le modele TNSG biocides – medium Pressure (VLV) .....	456
1.7. evaluation selon le modele jardin .....	457
1.8. Conclusion pour l’opérateur utilisant un atomiseur nébulisateur porté sur le dos. ....	459
<b>2. Scenario 2: nébulisateur monté sur un véhicule 4x4 .....</b>	<b>459</b>
2.1. evaluation selon le modele poem (ULV).....	459
2.2. evaluation selon le modele poem (VLV).....	460
2.3. Conclusion pour l’opérateur utilisant un atomiseur nébulisateur monté sur un véhicule 4x4.....	461
<b>3. Exposition de l’accompagnant et de la personne présente .....</b>	<b>461</b>
3.1. Scénario 1 : atomiseur nébulisateur porté par sur le dos .....	461
3.2. Scénario 2 : nébulisateur monté sur un vehicule 4X4 .....	463
<b>4. Conclusion générale .....</b>	<b>465</b>
<b>ANNEXE I: Modèle UK POEM – nébulisateurs portés sur le dos (ULV).....</b>	<b>467</b>
<b>ANNEXE II: Modèle UK POEM – nébulisateurs portés sur le dos (VLV).....</b>	<b>470</b>
<b>ANNEXE IIIa: Modèle TNG BIOCIDÉ – Low Pressure; 95%percentile (ULV)...</b>	<b>473</b>
<b>ANNEXE IIIb: Modèle TNG BIOCIDÉ – Low Pressure; 75%percentile (ULV)...</b>	<b>474</b>
<b>ANNEXE IIIc: Modèle TNG BIOCIDÉ – Low Pressure; 95%percentile (VLV) ...</b>	<b>475</b>
<b>ANNEXE IIId: Modèle TNG BIOCIDÉ – Low Pressure; 75%percentile (VLV) ...</b>	<b>476</b>

---

<b>ANNEXE IVa: Modèle TNG BIOCIDE – medium Pressure; 95%percentile (ULV)</b> .....	<b>477</b>
<b>ANNEXE IVb: Modèle TNG BIOCIDE – Medium Pressure; 75%percentile (ULV)</b> .....	<b>478</b>
<b>ANNEXE IVc: Modèle TNG BIOCIDE – Medium Pressure; 95%percentile (VLV)</b> .....	<b>479</b>
<b>ANNEXE IVd: Modèle TNG BIOCIDE – Medium Pressure; 75%percentile (VLV)</b> .....	<b>480</b>
<b>ANNEXE V: Modèle jardin – Presentation de l'étude</b> .....	<b>481</b>
<b>ANNEXE Vi: Modèle UK POEM – nébulisateurs portés sur 4X4 (ULV)</b> .....	<b>484</b>
<b>ANNEXE VII: Modèle UK POEM – nébulisateurs portés sur 4X4 (VLV)</b> .....	<b>486</b>

## INTRODUCTION

Dans cette section, l'évaluation des risques liés à l'utilisation du pyrèthre sous forme d'émulsion concentrée (EC) est présentée pour les opérateurs ou les accompagnants et personnes présentes dans les conditions prédites d'utilisation à la Réunion pour lutter contre le vecteur du virus du Chikungunya.

La valeur de la Dose Sans Effet Indésirable Observé la plus pertinente pour évaluer les risques pour les opérateurs ou les accompagnants et personnes présentes a été établie à 4 mg/kg pc/j (étude de cancérogénicité sur rat par voie orale) et la marge de sécurité à 100.

Le pyrèthre est appliqué pour contrôler les moustiques à l'âge adulte. Il sera utilisé sous la forme de la formulation Pynet® 5% à une dose comprise généralement entre 1 et 5 g/ha. L'évaluation suivante a été réalisée avec la dose maximale de 5 g s.a./ha car susceptible d'entraîner l'exposition de l'homme et de l'environnement la plus significative. Cette formulation contient 50 g de pyrèthre par litre.

Les produits contenant du pyrèthre sont appliqués par nébulisation pour lutter contre les moustiques. Ces produits sont appliqués soit la nuit au moyen de nébulisateurs montés sur un véhicule 4x4, soit en journée par des brigades terrestres, équipés d'atomiseurs nébulisateurs portés sur le dos.

L'exposition pourra être cutanée par contact avec le matériel d'application ou avec les particules retombant sur la peau ou les équipements de protection ou par inhalation des particules éjectées du matériel.

Peu de modèles sont disponibles pour estimer l'exposition des opérateurs ou des personnes présentes dans la zone traitée.

En raison de l'incertitude entre l'application ULV (Ultra-low volume) et VLV (Very low volume) concernant le type d'application qui sera réellement utilisé sur l'île de la Réunion (voir partie II : évaluation des risques environnement), ces deux types d'application seront considérés pour évaluer les risques pour les opérateurs. Le volume d'application de la solution de traitement (ou « bouillie ») varie entre ces deux types d'application : de 0,5 à 5 L/ha et de 10 à 20 L/ha pour les applications ULV et VLV, respectivement. Pour les deux types d'application les volumes de bouillie minimums seront considérés afin de prendre en compte les hypothèses les plus conservatrices pour l'évaluation des risques pour l'opérateur.

Les modèles suivants seront utilisés:

### UK POEM:

Ce modèle est construit sur la base d'études conduites au Royaume Uni au début des années 80. Il s'agissait surtout d'études non BPL et les données brutes ne sont plus disponibles. Ce modèle est considéré comme étant très conservateur. Cependant, comme il est reconnu en Europe, les résultats issus de ce modèle seront présentés quand nécessaire pour l'un ou l'autre usage. Les paramètres d'entrée et les chiffres génériques sont détaillés à l'adresse suivante :

[http://www.pesticides.gov.uk/uploadedfiles/Web\\_Assets/PSD/UK\\_POEM1.xls](http://www.pesticides.gov.uk/uploadedfiles/Web_Assets/PSD/UK_POEM1.xls)

### Modèle expo jardin v3\_4 :

---

Ce modèle a été réalisé par l'UPJ (Union des entreprises pour la Protection des Jardins et Espaces Verts) à partir de mesures d'exposition sur des opérateurs lors de l'application de formulations phytopharmaceutiques par des jardiniers amateurs. Ce modèle a été validé en novembre 2005 par la Commission d'étude de la Toxicité des produits antiparasitaires à usage agricole et des produits assimilés. Il appartient à l'UPJ et à ses sociétaires. Un accès a été donné à l'AFSSET pour l'évaluation de ce dossier. Un des scénarios de ce modèle semble pertinent pour cette évaluation: mélange/chargement et application vers le haut d'une formulation liquide à l'aide d'un pulvérisateur à pression préalable. Un descriptif de l'étude sur laquelle est basée le modèle est joint en Annexe VIII.

**Modèle produits biocides – TNSG : Human exposure guidance document :**

Ce document guide a été construit afin d'harmoniser au niveau Européen les différentes approches nationales considérées dans l'estimation de l'exposition de l'homme aux produits biocides. Ce modèle, décrit dans le Technical Notes for Guidance (TNSG), a permis la collecte et la consolidation des modèles et données disponibles sur l'exposition de l'homme aux produits biocides. Ce document guide est disponible sur le site Internet du Bureau Européen des substances chimiques :

<http://ecb.jrc.it/biocides/>

## 1. SCENARIO 1: ATOMISEUR NEBULISATEUR PORTE SUR LE DOS

### 1.1 EVALUATION SELON LE MODELE POEM (ULV)

Le scénario « Hand-held rotary atomiser equipment (2,5 L tank). Outdoor, high level target” issu du modèle POEM a été retenu pour la pulvérisation portée.

Paramètres d'application considérés:

Taux d'application maximum: 5 g s.a. /ha

Dose de formulation appliquée : 0,1 L/ha

Volume d'application : 0,5 L/ha

Volume du bidon : 1 L

Volume (estimé) du pulvérisateur: 15 L

Surface maximale traitée par jour: 5 ha

Durée de l'application: 4 h

L'évaluation du risque est donc conduite ci-dessous selon le modèle POEM. Un poids corporel de 60 kg a été considéré pour ce modèle.

Tableau V.1 : Scénario 1 - Evaluation selon le modèle UK POEM (détails en Annexe I)

	POEM			MOS
	Exposition	Absorbé		
	(mg/j)	(mg/j)	(mg/kg pc/j)	
<i>Exposition cutanée</i>				
Sans protection	495,5	495,5		
Gants mélange/chargement & Application	315,1	315,1		
Gants mélange/chargement & Application + combinaison imperméable	110,1	110,1		
<i>Inhalation</i>				
Mélange/chargement	-	-		
Application	0,4	0,4		
Total	0,4	0,4		
<b>Total (cutané+ inhalation)</b>				
Sans protection	495,5	495,5	8,258	< 1
Gants mélange/chargement & Application	315,5	315,5	5,258	< 1
Gants mélange/chargement & Application + combinaison imperméable	110,5	110,5	1,842	<b>2,2</b>

- pas d'inhalation mesurée selon POEM pendant le mélange/chargement

Le risque n'est pas acceptable pour l'opérateur en mode d'application ULV selon le modèle POEM puisque la marge de sécurité est inférieure à 100 quel que soit le niveau de protection

des opérateurs. Lorsque l'applicateur ne porte pas de combinaison imperméable en plus des gants, la dose estimée absorbée est même supérieure à la dose toxicologique de référence.

## 1.2 EVALUATION SELON LE MODELE POEM (VLV)

Le scénario « Hand-held rotary atomiser equipment (2,5 L tank). Outdoor, high level target » issu du modèle POEM a été retenu pour la pulvérisation portée.

### Paramètres d'application considérés:

Taux d'application maximum: 5 g s.a. /ha

Dose de formulation appliquée : 0,1 L/ha

Volume d'application : 10 L/ha

Volume du bidon : 1 L

Volume (estimé) du pulvérisateur: 15 L

Surface traitée par jour: 5 ha

Duré de l'application: 4 h

L'évaluation du risque est donc conduite ci-dessous selon le modèle POEM. Dans ce modèle POEM, un poids corporel de 60 kg est considéré.

Tableau V.2 : Scénario 1 - Evaluation selon le modèle UK POEM (détails en Annexe II)

	POEM			MOS
	Exposition	Absorbé		
	(mg/j)	(mg/j)	(mg/kg pc/j)	
<i>Exposition cutanée</i>				
Sans protection	34,75	34,75		
Gants mélange/chargement & Application	16,8	16,8		
Gants mélange/chargement & Application + combinaison imperméable	6,5	6,5		
<i>Inhalation</i>				
Mélange/chargement	-	-		
Application	0,02	0,02		
Total	0,02	0,02		
<b>Total (cutané+ inhalation)</b>				
Sans protection	34,77	34,77	0,5795	<b>6,9</b>
Gants mélange/chargement & Application	16,77	16,77	0,2795	<b>14</b>
Gants mélange/chargement & Application + combinaison imperméable	6,5	6,5	0,109	<b>37</b>

- pas d'inhalation mesurée selon POEM pendant le mélange/chargement

Le risque n'est pas acceptable pour l'opérateur en mode d'application VLV selon le modèle POEM puisque la marge de sécurité est inférieure à 100 quel que soit le niveau de protection des opérateurs.



### 1.3 EVALUATION SELON LE MODELE TNSG BIOCIDES – LOW PRESSURE (ULV)

Le modèle Spraying Model 1 – low pressure (1 to 3 bars) insecticide application, décrit dans le « Technical Notes for Guidance (TNSG) on human exposure to biocidal products ». Dans ce modèle, les valeurs d'exposition liées aux phases de mélange/chargement et d'application ne sont pas traitées séparément. Ce modèle ne prend pas en compte l'absence de port de gants ; l'exposition des mains est estimée sous les gants.

#### Paramètres d'application considérés:

Pourcentage de s.a. dans bouillie d'application ULV : 1% (10 g/L)

Durée de l'application: 4 h

Poids corporel de l'opérateur : 60 kg

Tableau V.3 : Scénario 1 - Evaluation selon le modèle TNSG biocide low pressure insecticide application - ULV (détails en Annexes IIIA & IIIB)

	95e percentile				75e percentile			
	Exposition	Absorbé		MOS	Exposition	Absorbé		MOS
	(mg/j)	(mg/j)	(mg/kg pc/j)		(mg/j)	(mg/j)	(mg/kg pc/j)	
<i>Exposition cutanée</i>								
Gants mélange/chargement & Application	697	697			246,5	246,5		
Gants mélange/chargement & Application + protection corporelle #	130,7	130,7			61,8	61,8		
<i>Inhalation*</i>								
Sans protection	6,5	6,5			6,5	6,5		
Protection individuelle (masque) \$	0,33	0,33			0,33	0,33		
<b>Total (cutané+ inhalation)</b>								
Gants mélange/chargement & Application	703,5	703,5	11,72	< 1	253	253	4,22	< 1
Gants mélange/chargement & Application + protection corporelle + masque	131	131	2,18	1,8	62,1	62,1	1,035	3,9

\* pour l'exposition par inhalation, la valeur du 95% percentile n'a pas été dérivée dans ce modèle ; la valeur du 75% percentile est utilisée par défaut pour les 2 estimations.

# apporte 94% de protection sur le corps

\$ apporte 95% de protection respiratoire

Le risque n'est pas acceptable pour l'opérateur en mode d'application ULV selon le modèle « TNSG biocides – Low Pressure » puisque la marge de sécurité est inférieure à 100 quel que soit le niveau de protection des opérateurs.



## 1.4 EVALUATION SELON LE MODELE TNSG BIOCIDES – LOW PRESSURE (VLV)

Le modèle Spraying Model 1 – low pressure (1 to 3 bars) insecticide application, décrit dans le « Technical Notes for Guidance (TNSG) on human exposure to biocidal products ». Dans ce modèle, les valeurs d'exposition liées aux phases de mélange/chargement et d'application ne sont pas traitées séparément. Ce modèle ne prend pas en compte l'absence de port de gants ; l'exposition des mains est estimée sous les gants.

### Paramètres d'application considérés:

Pourcentage de s.a. dans bouillie d'application VLV : 0,05% (0,5 g/L)

Durée de l'application: 4 h

Poids corporel de l'opérateur : 60 kg

Tableau V.4 : Scénario 1 - Evaluation selon le modèle TNSG biocide low pressure insecticide application - VLV (détails en Annexes IIIC & IIID)

	95e percentile				75e percentile			
	Exposition	Absorbé		MOS	Exposition	Absorbé		MOS
	(mg/j)	(mg/j)	(mg/kg pc/j)		(mg/j)	(mg/j)	(mg/kg pc/j)	
<i>Exposition cutanée</i>								
Gants mélange/chargement & Application	34,85	34,85			12,3	12,3		
Gants mélange/chargement & Application + protection corporelle #	6,54	6,54			3,09	3,09		
<i>Inhalation*</i>								
Sans protection	0,33	0,33			0,33	0,33		
Protection individuelle (masque) \$	0,02	0,02			0,02	0,02		
<b>Total (cutané+ inhalation)</b>								
Gants mélange/chargement & Application	35,18	35,18	0,586	<b>6,8</b>	12,4	12,4	0,210	<b>19</b>
Gants mélange/chargement & Application + protection corporelle + masque	6,56	6,56	0,109	<b>37</b>	3,11	3,11	0,0518	<b>77</b>

\* pour l'exposition par inhalation, la valeur du 95% percentile n'a pas été dérivée ; la valeur du 75% percentile est utilisée par défaut pour les 2 estimations.

# apporte 94% de protection sur le corps

\$ apporte 95% de protection respiratoire

Le modèle « TNSG biocides – Low Pressure » est défini en incertitude modérée : la base de données est suffisamment étendue et/ou la variabilité suffisamment faible pour que la

distribution de l'exposition puisse être caractérisée avec un niveau raisonnable de fiabilité. Pour cette catégorie de modèle, on considère que la valeur du 75% percentile est représentative de la valeur d'exposition. Néanmoins, même en utilisant les valeurs de 75% percentile, le risque n'est acceptable que pour l'opérateur équipé d'une protection individuelle en mode d'application VLV selon le modèle « TNSG biocides – Low Pressure » puisque la marge de sécurité est inférieure à 100.

### 1.5 EVALUATION SELON LE MODELE TNSG BIOCIDES – MEDIUM PRESSURE (ULV)

Le modèle Spraying Model 2 – medium pressure (4 to 7 bars) insecticide application, décrit dans le « Technical Notes for Guidance (TNSG) on human exposure to biocidal products ». Dans ce modèle, les valeurs d'exposition liées aux phases de mélange/chargement et d'application ne sont pas traitées séparément. Ce modèle ne prend pas en compte l'absence de port de gants ; l'exposition des mains est estimée sous les gants. Dans ce modèle, le produit présent sur les pieds à l'intérieur des chaussures est également pris en compte.

#### Paramètres d'application considérés:

Pourcentage de s.a. dans bouillie d'application ULV : 1% (10 g/L)

Durée de l'application: 4 h

Poids corporel de l'opérateur : 60 kg

Tableau V.5 : Scénario 1 - Evaluation selon le modèle TNSG biocide medium pressure insecticide application - ULV (détails en Annexes IVA & IVB)

	95e percentile				75e percentile			
	Exposition	Absorbé		MOS	Exposition	Absorbé		MOS
	(mg/j)	(mg/j)	(mg/kg pc/j)		(mg/j)	(mg/j)	(mg/kg pc/j)	
<i>Exposition cutanée</i>								
Gants mélange/chargement & Application	5148	5148			640,3	640,3		
Gants mélange/chargement & Application + protection individuelle	409,9	409,9			139,5	139,5		
<i>Inhalation</i>								
Sans protection	9,9	9,9			3,8	3,8		
Protection individuelle	0,495	0,495			0,19	0,19		
<b>Total (cutané+ inhalation)</b>								
Gants mélange/chargement & Application	5158	5158	85,97	< 1	644,1	644,1	10,73	< 1
Gants mélange/chargement & Application + protection individuelle	410,4	410,4	6,84	< 1	139,7	139,7	2,33	1,7

Le risque n'est pas acceptable pour l'opérateur en mode d'application ULV selon le modèle « TNSG biocides – medium Pressure » puisque la marge de sécurité est inférieure à 100 quel que soit le niveau de protection des opérateurs.

## 1.6 EVALUATION SELON LE MODELE TNSG BIOCIDES – MEDIUM PRESSURE (VLV)

Le modèle Spraying Model 2 – medium pressure (4 to 7 bars) insecticide application, décrit dans le « Technical Notes for Guidance (TNSG) on human exposure to biocidal products ». Dans ce modèle, les valeurs d'exposition liées aux phases de mélange/chargement et d'application ne sont pas traitées séparément. Ce modèle ne prend pas en compte l'absence de port de gants ; l'exposition des mains est estimée sous les gants. Dans ce modèle, le produit présent sur les pieds à l'intérieur des chaussures est également pris en compte.

### Paramètres d'application considérés:

Pourcentage de s.a. dans bouillie d'application VLV : 0,05% (0,5 g/L)

Durée de l'application: 4 h

Poids corporel de l'opérateur : 60 kg

Tableau V.6 : Scénario 1 - Evaluation selon le modèle TNSG biocide medium pressure insecticide application - VLV (détails en Annexes IVC & IVD)

	95% percentile				75% percentile			
	Exposition	Absorbé		MOS	Exposition	Absorbé		MOS
	(mg/j)	(mg/j)	(mg/kg pc/j)		(mg/j)	(mg/j)	(mg/kg pc/j)	
<i>Exposition cutanée</i>								
Gants mélange/chargement & Application	257,4	257,4			32,0	32,0		
Gants mélange/chargement & Application + protection individuelle	20,5	20,5			6,97	6,97		
<i>Inhalation*</i>								
Sans protection	0,495	0,495			0,190	0,190		
Protection individuelle	0,0248	0,0248			0,0095	0,0095		
<b>Total (cutané+ inhalation)</b>								
Gants mélange/chargement & Application	257,9	257,9	4,30	<b>0,93</b>	32,2	32,2	0,537	<b>7,5</b>
Gants mélange/chargement & Application + protection individuelle	20,5	20,5	0,342	<b>11,7</b>	7,0	7,0	0,117	<b>34</b>

\* pour l'exposition par inhalation, la valeur du 95% percentile n'a pas été dérivée ; la valeur du 75% percentile est utilisée par défaut pour les 2 estimations.

Le risque n'est pas acceptable pour l'opérateur en mode d'application VLV selon le modèle « TNsG biocides – medium Pressure » puisque la marge de sécurité est inférieure à 100 quel que soit le niveau de protection des opérateurs.

## 1.7 EVALUATION SELON LE MODELE JARDIN

Des mesures d'exposition conduites selon les Bonnes Pratiques de Laboratoire ont été effectuées lors de l'application manuelle d'une formulation de désherbant sélectif sur des haies de hauteur > 60 cm par des jardiniers amateurs. Ces opérateurs ont appliqué le produit au moyen d'un pulvérisateur à pression préalable.

Ces données ont été intégrées dans le « Modèle expo jardin v3\_4 ». Un résumé de l'étude est présenté en Annexe V.

Une évaluation de l'exposition peut être conduite avec ce modèle en raison du type d'application vers le haut, comme c'est le cas pour les opérateurs appliquant les produits adulticides dans le cas de la lutte anti-vectorielle. Néanmoins, le scénario et les paramètres sont différents. En effet, dans l'étude en jardin, la durée moyenne du traitement des haies était de 22 minutes ; les applicateurs ont utilisé des pulvérisateurs à pression préalable qu'ils ne portaient pas sur le dos, contrairement aux atomiseurs nébulisateurs employés sur l'île de la Réunion. Cependant, l'application de bouillie se faisait en plein sur les haies, alors que pour le pyréthre, l'application impliquera davantage de déplacements entre les différents sites à traiter et donc une quantité de produit appliqué moindre pour une durée donnée compte tenu du temps de déplacement entre les zones à traiter.

La taille des gouttelettes est estimée être comprise entre 85 et 100 µm pour les pulvérisateurs manuels, elle est estimée entre 5 et 15 µm pour les atomiseurs nébulisateurs. Ainsi, l'application avec pulvérisateur à pression préalable implique des volumes d'application plus élevés que ceux résultant de l'utilisation des atomiseurs nébulisateurs, en particulier en mode d'application ULV. C'est pourquoi seuls les résultats obtenus en utilisant un volume d'application compatible avec les applications VLV (i.e. 10 L/ha) sont présentés.

Tableau V.7 : Scénario 1 : Evaluation selon le Modèle expo jardin v3\_4 – VLV

<b>Données toxicologiques</b>			<b>Formulation</b>		
Nom s.a.:	pyréthre		Type:	liquide	
NOAEL :	4	mg/kg pc/jour	Concentration s.a. dans la formulation:	50 g/L	
Dose tolérée journalière*	240000	µg/jour	Dose homologuée :	0,1 mL/10 m <sup>2</sup>	
			Volume de bouillie minimum	10 L/ha	
			Concentration s.a. dans la bouillie	0,5 g/L	
<b>Pénétration cutanée</b>			<b>Données d'application</b>		
Formulation concentrée :	100%		Equipement utilisé :	Pulvérisateur à pression préalable	
Formulation diluée :	100%				

Evaluation du risque * #	Sans Gants			Gants uniquement pendant mélange/chargement		
	Dose absorbée	Dose absorbée	MOS	Dose absorbée	Dose absorbée (µg s.a./kg)	MOS

	( $\mu\text{g}$ s.a./jour)	( $\mu\text{g}$ s.a./kg pc/jour)		( $\mu\text{g}$ s.a./jour)	pc/jour	
Exposition par inhalation:	4,6			4,6		
Exposition cutanée :	14105			2131		
Exposition totale (inhalation + cutanée):	14110	<b>235,2</b>	<b>17</b>	2136	<b>36,6</b>	<b>109</b>

\* pour une personne de 60 kg

# 90<sup>e</sup> percentile pour le mélange/chargement et 75<sup>e</sup> percentile pour l'application haute

En utilisant le modèle jardin, le risque pour les opérateurs, dans le cas d'une application VLV, n'est pas acceptable dans le cas où l'opérateur ne porte pas de gants pendant la préparation, puisque dans ce cas, la marge de sécurité est inférieure à 100.

Selon ce modèle, l'exposition cutanée est fortement diminuée lorsque l'opérateur porte des gants pendant le mélange/chargement. Elle est alors estimée à 2131  $\mu\text{g}$  s.a./jour et l'exposition totale est de 2136  $\mu\text{g}$  s.a./jour ; la marge de sécurité est alors de 109.

En utilisant le modèle jardin, le risque est considéré comme acceptable dans le cas où l'opérateur porte des gants pendant la phase de mélange/chargement de formulations contenant du pyrèthre.

## 1.8 CONCLUSION POUR L'OPERATEUR UTILISANT UN ATOMISEUR NEBULISATEUR PORTE SUR LE DOS

Le risque pour l'opérateur utilisant un atomiseur nébulisateur porté sur le dos a été évalué selon trois modèles différents, à partir de deux modes d'applications susceptibles d'être utilisés sur l'île de la Réunion.

L'exposition de l'opérateur est inférieure en mode d'application VLV par rapport au mode ULV. Ainsi, en utilisant le **modèle jardin**, qui ne considère que le **mode VLV** en raison du matériel considéré incompatible avec le mode ULV, **le risque estimé pour les opérateurs est considéré acceptable avec port de gants** pendant la phase de mélange/chargement. Néanmoins, ce modèle est peu adapté aux conditions rencontrées à la Réunion, en raison de la durée des opérations et du matériel considérés.

**Pour les autres modèles employés, le risque n'est pas acceptable quel que soit le niveau de protection de l'opérateur.** En utilisant les modèles POEM et TNsG for human exposure to biocide products, le risque n'est pas acceptable pour les opérateurs que ce soit en mode ULV ou VLV. En application ULV, la dose estimée absorbée est supérieure à la dose toxicologique de référence. En application VLV, même si la dose estimée absorbée diminue, la marge de sécurité est insuffisante pour que le risque pour l'opérateur devienne acceptable.

## 2 SCENARIO 2: NEBULISATEUR MONTE SUR UN VEHICULE 4X4

### 2.1 EVALUATION SELON LE MODELE POEM (ULV)

Une évaluation peut être conduite en utilisant le modèle POEM. Le scénario "Tractor mounted/trailed boom sprayer : rotary atomisers" a été retenu pour la pulvérisation tractée.

Paramètres d'application considérés:

Taux d'application maximum: 5 g s.a. /ha

Dose de formulation appliquée : 0,1 L/ha

Volume d'application : 0,5 L/ha

Volume du bidon : 1 L

Surface traitée par jour: 5 ha

Durée de l'application: 4 h

L'évaluation du risque est donc conduite ci-dessous selon le modèle POEM. Un poids corporel de 60 kg a été considéré pour ce modèle.

Tableau V.8 : Scénario 2 - Evaluation selon les modèles UK POEM (détails en Annexe VI)

	POEM			MOS
	Exposition	Absorbé		
	(mg/j)	(mg/j)	(mg/kg pc/j)	
<i>Exposition cutanée</i>				
Sans protection	61,5	61,5		

Gants mélange/chargement & Application	7	7		
<i>Inhalation</i>				
Mélange/chargement	-	-		
Application	0,2	0,2		
Total	0,2	0,2		
<b>Total (cutané+ inhalation)</b>				
Sans protection	61,7	61,7	1,03	<b>3,9</b>
Gants mélange/chargement & Application	7,2	7,2	0,12	<b>33</b>

- pas d'inhalation mesurée selon POEM pendant le mélange/chargement

Le risque n'est pas acceptable pour l'opérateur en mode d'application ULV selon le modèle POEM puisque la marge de sécurité est inférieure à 100 quel que soit le niveau de protection des opérateurs.

## 2.2 EVALUATION SELON LE MODELE POEM (VLV)

Une évaluation peut être conduite en utilisant le modèle POEM. Le scénario "Tractor mounted/trailed boom sprayer : rotary atomisers" a été retenu pour la pulvérisation tractée.

### Paramètres d'application considérés:

Taux d'application maximum: 5 g s.a. /ha

Dose de formulation appliquée : 0,1 L/ha

Volume d'application : 10 L/ha

Volume du bidon : 1 L

Surface traitée par jour: 5 ha

Durée de l'application: 4 h

L'évaluation du risque est donc conduite ci-dessous selon le modèle POEM. Un poids corporel de 60 kg a été considéré pour ce modèle.

Tableau V.9 : Scénario 1 - Evaluation selon les modèles UK POEM (détails en Annexe VII)

	POEM			MOS
	Exposition	Absorbé		
	(mg/j)	(mg/j)	(mg/kg pc/j)	
<i>Exposition cutanée</i>				
Sans protection	3,55	3,55		
Gants mélange/chargement & Application	0,4	0,4		
<i>Inhalation</i>				
Mélange/chargement	-	-		
Application	0,01	0,01		
Total	0,01	0,01		
<b>Total (cutané+ inhalation)</b>				
Sans protection	3,56	3,56	0,059	<b>68</b>
Gants mélange/chargement &	0,41	0,41	0,0068	<b>588</b>

Application				
-------------	--	--	--	--

- pas d'inhalation mesurée selon POEM pendant le mélange/chargement

Il est recommandé aux opérateurs de porter des gants pendant le mélange/chargement et l'application afin d'augmenter la marge de sécurité qui est inférieure à 100 en l'absence de port de gants. Ainsi, le risque devient acceptable pour l'opérateur en mode d'application VLV selon le modèle POEM lorsqu'il porte des gants pendant le mélange/chargement..

## 2.3 CONCLUSION POUR L'OPERATEUR UTILISANT UN ATOMISEUR NEBULISATEUR MONTE SUR UN VEHICULE 4X4

**Selon le modèle POEM, le risque n'est pas acceptable pour l'opérateur en mode d'application ULV, alors qu'il est acceptable en mode d'application VLV avec port de gants pendant mélange/chargement.**

Le mode d'application et la formulation utilisée influent significativement sur le risque encouru par les opérateurs utilisant des produits à base de pyréthre à l'aide d'un nébulisateur monté sur 4x4.

## 3 EXPOSITION DE L'ACCOMPAGNANT ET DE LA PERSONNE PRESENTE

### 3.1 SCENARIO 1 : ATOMISEUR NEBULISATEUR PORTE PAR SUR LE DOS

Il n'existe pas de données de dérive lors des applications avec atomiseur nébulisateur à dos. Cependant la dérive survenant lors de l'application avec un tel équipement pourrait être semblable à celle mesurée lors d'une application sur vigne. Selon des données de pire cas (Rautmann, 2001<sup>36</sup>) sur la dérive lors d'une application sur champ, il est montré qu'à 10 m (ce qui représente la distance à laquelle peut se situer une personne présente juste en dehors de la zone traitée) les quantités déposées représentent 0.3% ou moins de la dose appliquée (90<sup>e</sup> pourcentile). Lors d'une application sur vigne (Rautmann, 2001), les quantités déposées à 10 m correspondent à 1,23% de la dose appliquée. D'après cette extrapolation, on considère que l'exposition pendant l'application sur vigne est 4,1 fois plus élevée que lors d'une application avec un tracteur équipé d'une rampe de buses hydrauliques.

Des mesures directes de l'exposition des personnes présentes faites au Royaume Uni pendant des applications avec rampes à buses hydrauliques (Lloyd et Bell, 1983)<sup>37</sup> viennent appuyer ceci. Dans le cas typique d'un passage unique du pulvérisateur, l'exposition cutanée potentielle (ECP) a été mesurée égale à 0,1 mL de spray sur une personne présente située à 8 m du bord de la surface traitée. L'exposition moyenne potentielle par inhalation a été typiquement égale à 0,02 mL spray/m<sup>3</sup>. Les valeurs maximales obtenues atteignaient environ 5 fois ces valeurs moyennes.

<sup>36</sup> Rautmann, D., Strelake, M., Winkler, R. (2001) New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. In: Forster, R.; Strelake, M. (eds): Workshop on risk assessment and risk mitigation measures in the context of authorization of plant protection (WORMM): 27. -29. September 1999. Organised by Federal Biological Research Centre for Agriculture and Forestry, Biology Division, Braunschweig, Germany. Berlin: Parey. Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtschaft. 383, 133 - 141. Published

<sup>37</sup> Lloyd GA, Bell GJ (1983) Hydraulic nozzles: Comparative spray drift study, UK Ministry Agriculture Fisheries and Food. Published

Quand on extrapole ces valeurs de contamination cutanée et par inhalation à la vigne et en considérant une exposition 4,1 fois plus élevée selon l'étude de Rautmann (2001), on peut considérer que pour la vigne, l'ECP sera 0,41 mL de bouillie. L'exposition par inhalation sera 0,082 mL bouillie/m<sup>3</sup>.

Pour le pyrèthre, il est supposé que:

- 13) NOAEL = 4 mg/kg pc/jour;
- 14) la concentration dans la bouillie est égale à 10 mg pyrèthre/mL (application ULV);
- 15) 100 % de l'exposition potentielle par inhalation est absorbée et retenue;
- 16) un volume respiratoire égal à 3,2 m<sup>3</sup>/h pendant un travail éprouvant pour un adulte et 2,4 m<sup>3</sup>/h pour un enfant de 6 ans en activité intense<sup>38</sup> ;
- 17) une durée d'exposition de 5 minutes ;
- 18) un poids corporel de 60 kg pour un adulte et 22 kg pour un enfant de 6 ans<sup>3</sup>.

Ainsi l'exposition d'une personne présente au pyrèthre peut être déterminée comme suit:

#### **Application VLV :**

- Adulte :

\* Contamination cutanée:

$$0,41 \text{ mL} \times 0,5 \text{ mg/mL} = 0,205 \text{ mg/jour, soit } 0,00342 \text{ mg/kg pc/jour}$$

\* Contamination par inhalation:

$$5 \text{ min} \times 3,2 \text{ m}^3 / 60 \text{ min} \times 0,082 \text{ mL/m}^3 \times 0,5 \text{ mg/mL} = 0,01093 \text{ mg/jour}$$

$$\text{soit } 0,000182 \text{ mg/kg pc/jour}$$

Avec un AOEL interne, la quantité absorbée par voie cutanée = contamination cutanée x 100%

	<i>Absorption cutanée</i>	<i>Absorption par inhalation</i>	<i>Dose totale absorbée</i>
Dose (mg/kg/jour)	0,00342	0,000182	0,003602
<b>MOS</b>			<b>1110</b>

- Enfant de 6 ans :

\* Contamination cutanée:

$$0,41 \text{ mL} \times 0,5 \text{ mg/mL} = 0,205 \text{ mg/jour, soit } 0,00932 \text{ mg/kg pc/jour}$$

\* Contamination par inhalation:

$$5 \text{ min} \times 2,4 \text{ m}^3 / 60 \text{ min} \times 0,082 \text{ mL/m}^3 \times 0,5 \text{ mg/mL} = 0,0082 \text{ mg/jour}$$

$$\text{soit } 0,000373 \text{ mg/kg pc/jour}$$

Avec un AOEL interne, la quantité absorbée par voie cutanée = contamination cutanée x 100%

	<i>Absorption cutanée</i>	<i>Absorption par inhalation</i>	<i>Dose totale absorbée</i>
Dose (mg/kg/jour)	0,00932	0,000373	0,00969
<b>MOS</b>			<b>413</b>

<sup>38</sup> Thongsinthusak T. (1997) Position paper : Standard reference values and availability of exposure factors handbook. California Environmental Protection Agency, Department of Pesticide Regulation.

**Application ULV :**

- Adulte :

\* Contamination cutanée:

$$0,41 \text{ mL} \times 10 \text{ mg/mL} = 4,1 \text{ mg/jour, soit } 0,0683 \text{ mg/kg pc/jour}$$

\* Contamination par inhalation:

$$5 \text{ min} \times 3,2 \text{ m}^3 / 60 \text{ min} \times 0,082 \text{ mL/m}^3 \times 10 \text{ mg/mL} = 0,2187 \text{ mg/jour}$$

soit 0,00364 mg/kg pc/jour

Avec un AOEL interne, la quantité absorbée par voie cutanée = contamination cutanée x 100%

	<i>Absorption cutanée</i>	<i>Absorption par inhalation</i>	<i>Dose totale absorbée</i>
Dose (mg/kg/jour)	0,0683	0,00364	0,07194
<b>MOS</b>			<b>56</b>

- Enfant de 6 ans :

\* Contamination cutanée:

$$0,41 \text{ mL} \times 10 \text{ mg/mL} = 4,1 \text{ mg/jour, soit } 0,186 \text{ mg/kg pc/jour}$$

\* Contamination par inhalation:

$$5 \text{ min} \times 2,4 \text{ m}^3 / 60 \text{ min} \times 0,082 \text{ mL/m}^3 \times 10 \text{ mg/mL} = 0,164 \text{ mg/jour}$$

soit 0,00745 mg/kg pc/jour

Avec un AOEL interne, la quantité absorbée par voie cutanée = contamination cutanée x 100%

	<i>Absorption cutanée</i>	<i>Absorption par inhalation</i>	<i>Dose totale absorbée</i>
Dose (mg/kg/jour)	0,164	0,00745	0,171
<b>MOS</b>			<b>23</b>

**Conclusion :**

Le risque est acceptable pour une personne présente lors d'une application VLV avec appareil porté sur le dos, qu'il s'agisse d'un adulte ou d'un enfant. Dans le cas d'une application ULV, le risque n'est acceptable ni pour un adulte ni pas pour un enfant (MOS < 100 dans les deux cas).

**3.2 SCENARIO 2 : NEBULISATEUR MONTE SUR UN VEHICULE 4X4**

Il n'existe pas de valeur de dérive quand celle-ci survient pendant une application avec un atomiseur nébulisateur monté sur un véhicule 4X4.

D'après le modèle AgDrift<sup>39</sup> et les calculs présentés dans la section Environnement du dossier une valeur de dérive maximum de 34,01% de la dose appliquée est obtenue à 10 m, la distance qui nous intéresse pour évaluer le risque de la personne présente. Cette valeur est obtenue pour un scénario d'application aérienne (voir section 5.2.3.2 de la section Environnement du dossier). Selon le même raisonnement que celui présenté au point 3.1, l'exposition pendant l'application avec un nébulisateur monté sur un véhicule 4x4 est 113,4

<sup>39</sup> Modèle AgDrift, STDF 1999

fois plus élevée que lors d'une application avec un tracteur équipé d'une rampe de buses hydrauliques. Par extrapolation à partir des valeurs mesurées par Lloyd et Bell (1983), l'exposition cutanée potentielle (ECP) sera 11,34 mL de bouillie. L'exposition par inhalation sera 2,268 mL bouillie/m<sup>3</sup>.

La concentration dans la bouillie pour l'ULV (10 g/L) étant plus élevée que celle dans le VLV (0,5 g/L), les calculs pour l'ULV représentent un pire cas. et couvrent ceux relatifs à un VLV.

Pour le pyrèthre, il est supposé que:

- 19) NOAEL = 4 mg/kg pc/jour;
- 20) la concentration dans la bouillie est égale à 0,5 et 10 mg pyrèthre/mL (applications VLV et ULV, respectivement);
- 21) 100 % de l'exposition potentielle par inhalation est absorbée et retenue;
- 22) un volume respiratoire égal à 3,2 m<sup>3</sup>/h pendant un travail éprouvant pour un adulte et 2,4 m<sup>3</sup>/h pour un enfant de 6 ans en activité intense<sup>40</sup> ;
- 23) une durée d'exposition de 5 minutes ;
- 24) un poids corporel de 60 kg pour un adulte et 22 kg pour un enfant de 6 ans<sup>3</sup>.

Ainsi l'exposition d'une personne présente au pyrèthre peut être déterminée comme suit:

#### **Application VLV :**

- Adulte :

\* Contamination cutanée:

$$11,34 \text{ mL} \times 0,5 \text{ mg/mL} = 5,67 \text{ mg/jour, soit } 0,0945 \text{ mg/kg pc/jour}$$

\* Contamination par inhalation:

$$5 \text{ min} \times 3,2 \text{ m}^3 / 60 \text{ min} \times 2,268 \text{ mL/m}^3 \times 0,5 \text{ mg/mL} = 0,3024 \text{ mg/jour}$$

soit 0,00504 mg/kg pc/jour

Avec un AOEL interne, la quantité absorbée par voie cutanée = contamination cutanée x 100%

	<i>Absorption cutanée</i>	<i>Absorption par inhalation</i>	<i>Dose totale absorbée</i>
Dose (mg/kg/jour)	0,0945	0,00504	0,09954
<b>MOS</b>			<b>40</b>

- Enfant de 6 ans :

\* Contamination cutanée:

$$11,34 \text{ mL} \times 0,5 \text{ mg/mL} = 5,67 \text{ mg/jour, soit } 0,258 \text{ mg/kg pc/jour}$$

\* Contamination par inhalation:

$$5 \text{ min} \times 2,4 \text{ m}^3 / 60 \text{ min} \times 2,268 \text{ mL/m}^3 \times 0,5 \text{ mg/mL} = 0,2268 \text{ mg/jour}$$

soit 0,0103 mg/kg pc/jour

Avec un AOEL interne, la quantité absorbée par voie cutanée = contamination cutanée x 100%

	<i>Absorption cutanée</i>	<i>Absorption par inhalation</i>	<i>Dose totale absorbée</i>
Dose (mg/kg/jour)	0,258	0,0103	0,268

<sup>40</sup> Thongsinthusak T. (1997) Position paper : Standard reference values and availability of exposure factors handbook. California Environmental Protection Agency, Department of Pesticide Regulation.

<b>MOS</b>	<b>15</b>
------------	-----------

**Application ULV :**

- Adulte :

\* Contamination cutanée:

$$11,34 \text{ mL} \times 10 \text{ mg/mL} = 113,4 \text{ mg/jour, soit } 1,89 \text{ mg/kg pc/jour}$$

\* Contamination par inhalation:

$$5 \text{ min} \times 3,2 \text{ m}^3 / 60 \text{ min} \times 2,268 \text{ mL/m}^3 \times 10 \text{ mg/mL} = 6,048 \text{ mg/jour}$$

soit 0,1008 mg/kg pc/jour

Avec un AOEL interne, la quantité absorbée par voie cutanée = contamination cutanée x 100%

	<i>Absorption cutanée</i>	<i>Absorption par inhalation</i>	<i>Dose totale absorbée</i>
Dose (mg/kg/jour)	1,89	0,1008	1,991
<b>MOS</b>			<b>2</b>

- Enfant de 6 ans :

\* Contamination cutanée:

$$11,34 \text{ mL} \times 10 \text{ mg/mL} = 113,4 \text{ mg/jour, soit } 5,155 \text{ mg/kg pc/jour}$$

\* Contamination par inhalation:

$$5 \text{ min} \times 2,4 \text{ m}^3 / 60 \text{ min} \times 2,268 \text{ mL/m}^3 \times 10 \text{ mg/mL} = 4,536 \text{ mg/jour}$$

soit 0,2062 mg/kg pc/jour

Avec un AOEL interne, la quantité absorbée par voie cutanée = contamination cutanée x 100%

	<i>Absorption cutanée</i>	<i>Absorption par inhalation</i>	<i>Dose totale absorbée</i>
Dose (mg/kg/jour)	5,155	0,2062	5,361
<b>MOS</b>			<b>&lt;1</b>

**Conclusion :**

Le risque n'est pas acceptable pour une personne présente lors d'une application VLV ou ULV avec appareil monté sur un tracteur, qu'il s'agisse d'un adulte ou d'un enfant.

**4 CONCLUSION GENERALE**

Aucun modèle n'est réellement adapté au mode d'application par ULV (Ultra-low volume) ou VLV (Very low volume) susceptible d'être employé sur l'île de la Réunion dans le cadre de la lutte anti-vectorielle. Les modèles utilisés pour évaluer l'exposition des opérateurs dans le cadre de cette évaluation ne sont pas spécifiques à ce type d'application et les résultats obtenus difficilement adaptables aux conditions d'application à la Réunion.

Parmi tous les modèles utilisés, seul le modèle jardin et a montré l'absence de risque inacceptable pour les opérateur utilisant un nébulisateur porté sur le dos, et uniquement en mode d'application VLV. Néanmoins, ce modèle est peu adapté en raison des différences

entre le type de matériel considéré pour ces modèles et celui employé dans le cadre de la LAV.

Le risque pour les opérateurs utilisant un nébulisateur monté sur un véhicule 4x4 n'est acceptable que pour le mode d'application en VLV.

**Dans les conditions d'applications du produit à 5 g de pyrèthre/ha dans le cadre de la LAV, le risque pour les opérateurs n'est pas acceptable selon la majorité des modèles décrits dans cette évaluation.**

Le risque pour l'opérateur utilisant un produit à base de pyrèthre dans le cadre de la LAV ne peut être écarté, en raison notamment de la toxicité de cette matière active et de l'absence de données permettant d'évaluer le potentiel de pénétration transcutanée de ce produit.

Cependant certaines mesures pourraient faire diminuer les risques encourus pour l'opérateur. Ainsi, l'emploi de produits permettant d'utiliser un mode d'application en VLV (very low volume) qui entraîne une diminution de concentration de matière active dans la bouillie appliquée par rapport à l'application ULV, et l'emploi d'un équipement de protection individuelle, permettant de diminuer l'exposition des opérateurs, devraient être recommandés.

Dans les deux scénarii considérés, les applicateurs travaillent vraisemblablement seuls ; le risque de l'accompagnant n'est donc pas pris en compte dans cette évaluation.

**Pour la personne présente, le risque n'est pas acceptable en mode d'application ULV, que l'équipement soit porté ou tracté et en mode d'application VLV avec un équipement tracté. Cependant le risque est acceptable pour adultes et enfants présents lors d'une application VLV avec un équipement porté sur le dos.**

**ANNEXE I: MODELE UK POEM – NEBULISATEURS PORTES SUR LE DOS (ULV)****A - Sans équipement de protection individuelle****THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)**

Product	Pynetr®	Active substance	pyrèthre
Formulation type	Organic solvent-based	a.s. concentration	50 mg/ml
Dermal absorption from product	100 %	Dermal absorption from spray	100 %
Container size	1 litre any closure		
PPE during mix/loading	None	PPE during application	None
Dose	0.1 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	0.5 l/ha	Duration of spraying	4 h

**EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING**

Container size	1 litres
Hand contamination/operation	0.01 ml
Application dose	0.1 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	1 /day
Hand contamination	0.01 ml/day
Protective clothing	None
Transmission to skin	100 %
Dermal exposure to formulation	0.01 ml/day

**DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION**

Application technique	Hand-held rotary atomiser equipment (2.5 l tank). Outdoor, high level target		
Application volume	0.5 L spray/ha		
Volume of surface contamination	50 ml/h		
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	10%	65%	25%
Clothing	None	Permeable	Permeable
Penetration	100%	15%	20%
Dermal exposure	5	4.875	2.5 ml/h
Duration of exposure	4 h		
Total dermal exposure to spray	49.5 ml/day		

**ABSORBED DERMAL DOSE**

	Mix/load	Application
Dermal exposure	0.01 ml/day	49.5 ml/day
Concen. of a.s. product or spray	50 mg/ml	10 mg/ml
Dermal exposure to a.s.	0.5 mg/day	495 mg/day
Percent absorbed	100 %	100 %
Absorbed dose	0.5 mg/day	495 mg/day

**INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING**

Inhalation exposure	0.01 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	10 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.4 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.4 mg/day

**PREDICTED EXPOSURE**

Total absorbed dose	495.9 mg/day
Operator body weight	60 kg
Operator exposure	8.265 mg/kg bw/day

**B – Avec gants pendant le mélange/chargement et l'application****THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)**

Product	Pynetr®	Active substance	pyrèthre
Formulation type	Organic solvent-based	a.s. concentration	50 mg/ml
Dermal absorption from product	100 %	Dermal absorption from spray	100 %
Container size	1 litre any closure		
PPE during mix/loading	Gloves	PPE during application	Gloves
Dose	0.1 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	0.5 l/ha	Duration of spraying	4 h

**EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING**

Container size	1 litres
Hand contamination/operation	0.01 ml
Application dose	0.1 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	1 /day
Hand contamination	0.01 ml/day
Protective clothing	Gloves
Transmission to skin	10 %
Dermal exposure to formulation	0.001 ml/day

**DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION**

Application technique	Hand-held rotary atomiser equipment (2.5 l tank). Outdoor, high level target		
Application volume	0.5 L spray/ha		
Volume of surface contamination	50 ml/h		
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	10%	65%	25%
Clothing	Gloves	Permeable	Permeable
Penetration	10%	15%	20%
Dermal exposure	0.5	4.875	2.5 ml/h
Duration of exposure	4 h		
Total dermal exposure to spray	31.5 ml/day		

**ABSORBED DERMAL DOSE**

	Mix/load	Application
Dermal exposure	0.001 ml/day	31.5 ml/day
Concen. of a.s. product or spray	50 mg/ml	10 mg/ml
Dermal exposure to a.s.	0.05 mg/day	315 mg/day
Percent absorbed	100 %	100 %
Absorbed dose	0.05 mg/day	315 mg/day

**INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING**

Inhalation exposure	0.01 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	10 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.4 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.4 mg/day

**PREDICTED EXPOSURE**

Total absorbed dose	315.45 mg/day
Operator body weight	60 kg
Operator exposure	5.2575 mg/kg bw/day

**C – Avec gants pendant le mélange/chargement et l'application + combinaison imperméable****THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)**

Product	Pynetr®	Active substance	pyrèthre
Formulation type	Organic solvent-based	a.s. concentration	50 mg/ml
Dermal absorption from product	100 %	Dermal absorption from spray	100 %
Container size	1 litre any closure		
PPE during mix/loading	Gloves	PPE during application	Gloves and impermeable coverall
Dose	0.1 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	0.5 l/ha	Duration of spraying	4 h

**EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING**

Container size	1 litres
Hand contamination/operation	0.01 ml
Application dose	0.1 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	1 /day
Hand contamination	0.01 ml/day
Protective clothing	Gloves
Transmission to skin	10 %
Dermal exposure to formulation	0.001 ml/day

**DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION**

Application technique	Hand-held rotary atomiser equipment (2.5 l tank). Outdoor, high level target		
Application volume	0.5 L spray/ha		
Volume of surface contamination	50 ml/h		
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	10%	65%	25%
Clothing	Gloves	Impermeable	Impermeable
Penetration	10%	5%	5%
Dermal exposure	0.5	1.625	0.625 ml/h
Duration of exposure	4 h		
Total dermal exposure to spray	11 ml/day		

**ABSORBED DERMAL DOSE**

	Mix/load	Application
Dermal exposure	0.001 ml/day	11 ml/day
Concen. of a.s. product or spray	50 mg/ml	10 mg/ml
Dermal exposure to a.s.	0.05 mg/day	110 mg/day
Percent absorbed	100 %	100 %
Absorbed dose	0.05 mg/day	110 mg/day

**INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING**

Inhalation exposure	0.01 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	10 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.4 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.4 mg/day

**PREDICTED EXPOSURE**

Total absorbed dose	110.45 mg/day
Operator body weight	60 kg
Operator exposure	1.8408 mg/kg bw/day

**ANNEXE II: MODELE UK POEM – NEBULISATEURS PORTES SUR LE DOS (VLV)****A - Sans équipement de protection individuelle****THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)**

Product	Pynetr®	Active substance	pyréthre
Formulation type	Organic solvent-based	a.s. concentration	50 mg/ml
Dermal absorption from product	100 %	Dermal absorption from spray	100 %
Container size	1 litre any closure		
PPE during mix/loading	None	PPE during application	None
Dose	0.1 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	10 l/ha	Duration of spraying	4 h

**EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING**

Container size	1 litres
Hand contamination/operation	0.01 ml
Application dose	0.1 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	20 /day
Hand contamination	0.2 ml/day
Protective clothing	None
Transmission to skin	100 %
Dermal exposure to formulation	0.2 ml/day

**DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION**

Application technique	Hand-held rotary atomiser equipment (2.5 l tank). Outdoor, high level target		
Application volume	10 L spray/ha		
Volume of surface contamination	50 ml/h		
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	10%	65%	25%
Clothing	None	Permeable	Permeable
Penetration	100%	15%	20%
Dermal exposure	5	4.875	2.5 ml/h
Duration of exposure	4 h		
Total dermal exposure to spray	49.5 ml/day		

**ABSORBED DERMAL DOSE**

	Mix/load	Application
Dermal exposure	0.2 ml/day	49.5 ml/day
Concen. of a.s. product or spray	50 mg/ml	0.5 mg/ml
Dermal exposure to a.s.	10 mg/day	24.75 mg/day
Percent absorbed	100 %	100 %
Absorbed dose	10 mg/day	24.75 mg/day

**INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING**

Inhalation exposure	0.01 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	05 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.02 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.02 mg/day

**PREDICTED EXPOSURE**

Total absorbed dose	34.77 mg/day
Operator body weight	60 kg
Operator exposure	0.5795 mg/kg bw/day

## B – Avec gants pendant le mélange/chargement et l'application

### THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)

Product	Pynetr®	Active substance	pyrèthre
Formulation type	Organic solvent-based	a.s. concentration	50 mg/ml
Dermal absorption from product	100 %	Dermal absorption from spray	100 %
Container size	1 litre any closure		
PPE during mix/loading	Gloves	PPE during application	Gloves
Dose	0.1 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	10 l/ha	Duration of spraying	4 h

#### EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING

Container size	1 litres
Hand contamination/operation	0.01 ml
Application dose	0.1 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	20 /day
Hand contamination	0.2 ml/day
Protective clothing	Gloves
Transmission to skin	10 %
Dermal exposure to formulation	0.02 ml/day

#### DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION

Application technique	Hand-held rotary atomiser equipment (2.5 l tank). Outdoor, high level target		
Application volume	10 L spray/ha		
Volume of surface contamination	50 ml/h		
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	10%	65%	25%
Clothing	Gloves	Permeable	Permeable
Penetration	10%	15%	20%
Dermal exposure	0.5	4.875	2.5 ml/h
Duration of exposure	4 h		
Total dermal exposure to spray	31.5 ml/day		

#### ABSORBED DERMAL DOSE

	Mix/load	Application
Dermal exposure	0.02 ml/day	31.5 ml/day
Concen. of a.s. product or spray	50 mg/ml	0.5 mg/ml
Dermal exposure to a.s.	1 mg/day	15.75 mg/day
Percent absorbed	100 %	100 %
Absorbed dose	1 mg/day	15.75 mg/day

#### INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING

Inhalation exposure	0.01 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	0.5 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.02 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.02 mg/day

#### PREDICTED EXPOSURE

Total absorbed dose	16.77 mg/day
Operator body weight	60 kg
Operator exposure	0.2795 mg/kg bw/day

**C – Avec gants pendant le mélange/chargement et l'application + combinaison imperméable****THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)**

Product	Pynetr®	Active substance	pyrèthre
Formulation type	Organic solvent-based	a.s. concentration	50 mg/ml
Dermal absorption from product	100 %	Dermal absorption from spray	100 %
Container size	1 litre any closure		
PPE during mix/loading	Gloves	PPE during application	Gloves and impermeable coverall
Dose	0.1 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	10 l/ha	Duration of spraying	4 h

**EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING**

Container size	1 litres
Hand contamination/operation	0.01 ml
Application dose	0.1 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	20 /day
Hand contamination	0.2 ml/day
Protective clothing	Gloves
Transmission to skin	10 %
Dermal exposure to formulation	0.02 ml/day

**DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION**

Application technique	Hand-held rotary atomiser equipment (2.5 l tank). Outdoor, high level target		
Application volume	10 L spray/ha		
Volume of surface contamination	50 ml/h		
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	10%	65%	25%
Clothing	Gloves	Impermeable	Impermeable
Penetration	10%	5%	5%
Dermal exposure	0.5	1.625	0.625 ml/h
Duration of exposure	4 h		
Total dermal exposure to spray	11 ml/day		

**ABSORBED DERMAL DOSE**

	Mix/load	Application
Dermal exposure	0.02 ml/day	11 ml/day
Concen. of a.s. product or spray	50 mg/ml	0.5 mg/ml
Dermal exposure to a.s.	1 mg/day	5.5 mg/day
Percent absorbed	100 %	100 %
Absorbed dose	1 mg/day	5.5 mg/day

**INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING**

Inhalation exposure	0.01 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	0.5 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.02 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.02 mg/day

**PREDICTED EXPOSURE**

Total absorbed dose	6.52 mg/day
Operator body weight	60 kg
Operator exposure	0.109 mg/kg bw/day

**ANNEXE IIIA: MODÈLE TNG BIOCIDÉ – LOW PRESSURE; 95%PERCENTILE (ULV)**

**Spraying Model 1 – low pressure (1 to 3 bars) spray application, e.g. for remedial biocides (TNG)**

**SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (pyrèthre) (percentile 95)**

	Sans EPI		Avec EPI	
	percentile 95 (pire cas raisonnable)		percentile 95 (pire cas raisonnable)	
<i>Application</i>	<b>240 minutes (4h/j)</b>		<b>240 minutes (4h/j)</b>	
<b>Produit sur les vêtements</b>	240 x 251	60240,00	240 x 251 = 60240 mg	60240,00
<b>Exposition cutanée</b>	100%		6%	
<b>Produit sur la peau (mg)</b>		60240,00		3614,40
<b>Exposition des mains à l'intérieur des gants (mg)</b>	240 x 39,4	9456,00	240 x 39,4	9456,00
<b>Produit total sur la peau (mg)</b>		69696,00		13070,40
<b>Teneur en Pyrèthre</b>	0,010		0,010	
<b>Absorption cutanée</b>	100%		100%	
<b>Dose cutanée sa (mg sa)</b>		696,96		130,70
<b>Dose cutanée systémique sa (mg sa/kg /j)</b>	dose cutanée/masse corporelle (60 kg)	11,62		2,18
<b>Produit inhalé (mg/m<sup>3</sup>)</b>	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130	650,00	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130	650,00
<b>Pyrèthre inhalé sa (mg)</b>		6,50		6,50
<b>Absorption par inhalation</b>	100 %		5 %	
<b>Dose sa via inhalation (mg sa)</b>		6,50	0,32	0,33
<b>Dose systémique sa par inhalation (mg sa/kg/j)</b>		0,11		0,0054
<b>Dose systémique sa cutanée et par inhalation (sa/kg/j)</b>		11,72		2,18

**ANNEXE IIIB: MODÈLE TNG BIOCIDÉ – LOW PRESSURE; 75%PERCENTILE (ULV)**

**Spraying Model 1 – low pressure (1 to 3 bars) spray application, e.g. for remedial biocides (TNG)**

**SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (pyrèthre) (percentile 75)**

	Sans EPI		Avec EPI	
	percentile 75 (données représentatives)		percentile 95 (données représentatives)	
	240 minutes (4h/j)		240 minutes (4h/j)	
<b>Application</b>				
<b>Produit sur les vêtements</b>	240 x 92	22080,00	240 x 92	22080,00
<b>Exposition cutanée</b>	100%		6%	
<b>Produit sur la peau (mg)</b>		22080,00		1324,80
<b>Exposition des mains à l'intérieur des gants (mg)</b>	240 x 10,7	2568,00	240 x 10,7	2568,00
<b>Produit total sur la peau (mg)</b>		24648,00		3892,80
<b>Teneur en Pyrèthre</b>	0,010		0,010	
<b>Absorption cutanée</b>	100%		100%	
<b>Dose cutanée sa (mg sa)</b>		246,48		38,93
<b>Dose cutanée systémique sa (mg sa/kg /j)</b>	dose cutanée/masse corporelle (60 kg)	4,11		0,649
<b>Produit inhalé (mg/m<sup>3</sup>)</b>	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130	650,00	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130	650,00
<b>Pyrèthre inhalé sa (mg)</b>		6,50		6,50
<b>Absorption par inhalation</b>	100 %		5 %	
<b>Dose sa via inhalation (mg sa)</b>		6,50	0,32	0,33
<b>Dose systémique sa par inhalation (mg sa/kg/j)</b>		0,11		0,0054
<b>Dose systémique sa cutanée et par inhalation (sa/kg/j)</b>		4,22		0,654

**ANNEXE IIIC: MODÈLE TNG BIOCIDÉ – LOW PRESSURE; 95%PERCENTILE (VLV)**

**Spraying Model 1 – low pressure (1 to 3 bars) spray application, e.g. for remedial biocides (TNG)**

**SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (pyrèthre) (percentile 95)**

	Sans EPI		Avec EPI	
	percentile 95 (pire cas raisonnable)		percentile 95 (pire cas raisonnable)	
<i>Application</i>	240 minutes (4h/j)		240 minutes (4h/j)	
Produit sur les vêtements	240 x 251	60240,00	240 x 251 = 60240 mg	60240,00
Exposition cutanée	100%		6%	
Produit sur la peau (mg)		60240,00		3614,40
Exposition des mains à l'intérieur des gants (mg)	240 x 39,4	9456,00	240 x 39,4	9456,00
Produit total sur la peau (mg)		69696,00		13070,40
Teneur en Pyrèthre	0,0005		0,0005	
Absorption cutanée	100%		100%	
Dose cutanée sa (mg sa)		34,85		6,54
Dose cutanée systémique sa (mg sa/kg /j)	dose cutanée/masse corporelle (60 kg)	0,581		0,1089
Produit inhalé (mg/m <sup>3</sup> )	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130	650,00	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130	650,00
Pyrèthre inhalé sa (mg)		0,33		0,33
Absorption par inhalation	100 %		5 %	
Dose sa via inhalation (mg sa)		0,33	0,32	0,0163
Dose systémique sa par inhalation (mg sa/kg/j)		0,00542		0,000271
Dose systémique sa cutanée et par inhalation (sa/kg/j)		0,5862		0,1092

**ANNEXE IIID: MODÈLE TNG BIOCIDÉ – LOW PRESSURE; 75%PERCENTILE (VLV)**

**Spraying Model 1 – low pressure (1 to 3 bars) spray application, e.g. for remedial biocides (TNG)**

**SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (pyrèthre) (percentile 75)**

	Sans EPI		Avec EPI	
	percentile 75 (données représentatives)		percentile 95 (données représentatives)	
	240 minutes (4h/j)		240 minutes (4h/j)	
<b>Application</b>				
<b>Produit sur les vêtements</b>	240 x 92	22080,00	240 x 92	22080,00
<b>Exposition cutanée</b>	100%		6%	
<b>Produit sur la peau (mg)</b>		22080,00		3614,40
<b>Exposition des mains à l'intérieur des gants (mg)</b>	240 x 10,7	2568,00	240 x 10,7	2568,00
<b>Produit total sur la peau (mg)</b>		24648,00		6182,40
<b>Teneur en Pyrèthre</b>	0,0005		0,0005	
<b>Absorption cutanée</b>	100%		100%	
<b>Dose cutanée sa (mg sa)</b>		12,32		3,09
<b>Dose cutanée systémique sa (mg sa/kg /j)</b>	dose cutanée/masse corporelle (60 kg)	0,205		0,0515
<b>Produit inhalé (mg/m<sup>3</sup>)</b>	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130	650,00	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 130	650,00
<b>Pyrèthre inhalé sa (mg)</b>		0,33		0,33
<b>Absorption par inhalation</b>	100 %		5 %	
<b>Dose sa via inhalation (mg sa)</b>		0,33	0,32	0,0163
<b>Dose systémique sa par inhalation (mg sa/kg/j)</b>		0,00464		0,000232
<b>Dose systémique sa cutanée et par inhalation (sa/kg/j)</b>		0,210		0,0518

**ANNEXE IVA: MODELE TNG BIOCIDE – MEDIUM PRESSURE; 95%PERCENTILE (ULV)**

**Spraying Model 2 – medium pressure (4 to 7 bars) spray application, e.g. for remedial biocides (TNG)**

**SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (pyrèthre) (percentile 95)**

<i>Application</i>	Sans EPI		Avec EPI	
	percentile 95 (pire cas raisonnable)		percentile 95 (pire cas raisonnable)	
	240 minutes (4h/j)		240 minutes (4h/j)	
Produit sur les vêtements	240 x 2100	504000,00	240 x 2100	504000,00
Exposition cutanée	100%		6%	
Produit sur la peau (mg)		504000,00		30240,00
Exposition des mains à l'intérieur des gants (mg)	240 x 191	9456,00	240 x 191	9456,00
Produit sur les pieds à l'intérieur des chaussures (mg)	240 x 5,4	1296,00	240 x 5,4	1296,00
Produit total sur la peau (mg)		514752,00		40992,00
Teneur en Pyrèthre	0,010		0,010	
Absorption cutanée	100%		100%	
Dose cutanée sa (mg sa)		5147,52		409,92
Dose systémique sa (mg sa/kg /j)	dose cutanée/masse corporelle (70 kg)	85,79		6,83
Produit inhalé (mg/m <sup>3</sup> )	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 198	990,00	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 198	990,00
Pyrèthre inhalé sa (mg)		9,90		9,90
Absorption par inhalation	100 %		5 %	
Dose sa via inhalation (mg sa)		9,90	0,32	0,495
Dose systémique sa par inhalation (mg sa/kg/j)		0,165		0,0083
Dose systémique sa cutanée et par inhalation (sa/kg/j)		85,96		6,840

**ANNEXE IVB: MODELE TNG BIOCIDES – MEDIUM PRESSURE; 75%PERCENTILE (ULV)**

**Spraying Model 2 – medium pressure (4 to 7 bars) spray application, e.g. for remedial biocides (TNG)**

**SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (pyrèthre) (percentile 75)**

<i>Application</i>	Sans EPI		Avec EPI	
	percentile 75 (données représentatives)		percentile 95 (données représentatives)	
	240 minutes (4h/j)		240 minutes (4h/j)	
Produit sur les vêtements	240 x 222	53280,00	240 x 222	53280,00
Exposition cutanée	100%		6%	
Produit sur la peau (mg)		53280,00		3196,80
Exposition des mains à l'intérieur des gants (mg)	240 x 7,8	9456,00	240 x 7,8	9456,00
Produit sur les pieds à l'intérieur des chaussures (mg)	240 x 5,4	1296,00	240 x 5,4	1296,00
Produit total sur la peau (mg)		64032,00		13948,80
Teneur en Pyrèthre	0,010		0,010	
Absorption cutanée	100%		100%	
Dose cutanée sa (mg sa)		640,32		139,49
Dose systémique sa (mg sa/kg /j)	dose cutanée/masse corporelle (70 kg)	10,67		2,32
Produit inhalé (mg/m <sup>3</sup> )	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 76	380,00	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 76	380,00
Pyrèthre inhalé sa (mg)		3,80		3,80
Absorption par inhalation	100 %		5 %	
Dose sa via inhalation (mg sa)		3,80	0,32	0,190
Dose systémique sa par inhalation (mg sa/kg/j)		0,0633		0,00317
Dose systémique sa cutanée et par inhalation (sa/kg/j)		10,74		2,33

**ANNEXE IVC: MODELE TNG BIOCIDE – MEDIUM PRESSURE; 95%PERCENTILE (VLV)**

**Spraying Model 2 – medium pressure (4 to 7 bars) spray application, e.g. for remedial biocides (TNG)**

**SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (pyrèthre) (percentile 95)**

<i>Application</i>	Sans EPI		Avec EPI	
	percentile 95 (pire cas raisonnable)		percentile 95 (pire cas raisonnable)	
	240 minutes (4h/j)		240 minutes (4h/j)	
Produit sur les vêtements	240 x 2100	504000,00	240 x 2100	504000,00
Exposition cutanée	100%		6%	
Produit sur la peau (mg)		504000,00		30240,00
Exposition des mains à l'intérieur des gants (mg)	240 x 191	9456,00	240 x 191	9456,00
Produit sur les pieds à l'intérieur des chaussures (mg)	240 x 5,4	1296,00	240 x 5,4	1296,00
Produit total sur la peau (mg)		514752,00		40992,00
Teneur en Pyrèthre	0,0005		0,0005	
Absorption cutanée	100%		100%	
Dose cutanée sa (mg sa)		257,38		20,50
Dose systémique sa (mg sa/kg /j)	dose cutanée/masse corporelle (70 kg)	4,29		0,342
Produit inhalé (mg/m <sup>3</sup> )	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 198	990,00	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 198	990,00
Pyrèthre inhalé sa (mg)		0,495		0,495
Absorption par inhalation	100 %		5 %	
Dose sa via inhalation (mg sa)		0,495	0,32	0,0248
Dose systémique sa par inhalation (mg sa/kg/j)		0,00825		0,000413
Dose systémique sa cutanée et par inhalation (sa/kg/j)		4,30		0,342

**ANNEXE IVD: MODELE TNG BIOCIDE – MEDIUM PRESSURE; 75%PERCENTILE (VLV)**

**Spraying Model 2 – medium pressure (4 to 7 bars) spray application, e.g. for remedial biocides (TNG)**

**SCENARIO DE LA PULVERISATION PORTEE (pyrèthre) (percentile 75)**

<i>Application</i>	Sans EPI		Avec EPI	
	percentile 75 (données représentatives)		percentile 95 (données représentatives)	
	240 minutes (4h/j)		240 minutes (4h/j)	
Produit sur les vêtements	240 x 222	53280,00	240 x 222	53280,00
Exposition cutanée	100%		6%	
Produit sur la peau (mg)		53280,00		3196,80
Exposition des mains à l'intérieur des gants (mg)	240 x 7,8	9456,00	240 x 7,8	9456,00
Produit sur les pieds à l'intérieur des chaussures (mg)	240 x 5,4	1296,00	240 x 5,4	1296,00
Produit total sur la peau (mg)		64032,00		13948,80
Teneur en Pyrèthre	0,0005		0,0005	
Absorption cutanée	100%		100%	
Dose cutanée sa (mg sa)		32,02		6,97
Dose systémique sa (mg sa/kg /j)	dose cutanée/masse corporelle (70 kg)	0,534		0,116
Produit inhalé (mg/m <sup>3</sup> )	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 76	380,00	4 h x 1,25 m <sup>3</sup> /h x 76	380,00
Pyrèthre inhalé sa (mg)		0,190		0,190
Absorption par inhalation	100 %		5 %	
Dose sa via inhalation (mg sa)		0,190	0,32	0,0095
Dose systémique sa par inhalation (mg sa/kg/j)		0,0032		0,00016
Dose systémique sa cutanée et par inhalation (sa/kg/j)		0,537		0,116

**ANNEXE V: MODELE JARDIN – PRESENTATION DE L'ETUDE**



**Evaluation du risque opérateur en jardins amateurs:  
Etude exposition jardin  
--  
Présentation de l'étude**

L'Union des entreprises pour la Protection des Jardins et Espaces verts (UPJ) a financé une étude de mesure d'exposition d'opérateurs utilisant du matériel d'application pour jardins amateurs.

Cette étude a été conduite selon les Bonnes Pratiques de Laboratoire dans le Sud-est de la France pendant l'automne 2003 pour mesurer l'exposition cutanée et par inhalation de jardiniers amateurs pendant différentes tâches de préparation et d'application identifiées comme étant les plus représentatives des activités de traitement en jardin.

Les jardins ont été sélectionnés de façon à ce que les surfaces à traiter soient aussi proches que possible des paramètres définis par la Commission d'Etude de la Toxicité établis sur la base de l'Enquête Jardin ("Jardins en chiffres", UPJ 2004 ; disponible auprès de l'UPJ) et des données d'une enquête INSEE (étude logement 1996/97) et du matériel d'application utilisé par les jardiniers amateurs. Le protocole mis en place a été élaboré en collaboration avec la Commission d'Etude de la Toxicité, commission d'évaluation des risques œuvrant pour la ministère de l'agriculture.

Les tâches étudiées pendant cette étude ont été les suivantes:

- Préparation d'une bouillie à partir d'une:
  - o formulation liquide (EW);
  - o formulation poudre (WP);
- Application de:
  - o liquide prêt à l'emploi (AL) avec pulvérisateur à gâchette (750 mL);
  - o bouillie avec pulvérisateur à pression préalable (5 L) sur:
    - massif et cultures légumières (application basse inférieure à 60 cm)
    - zone non cultivée perméable (application basse inférieure à 60 cm)
    - haie ou arbres plein vent (application haute supérieure à 60 cm)
  - o granulés à la main sur gazon.

Quatre types de formulations ont été utilisés:

- un liquide prêt à l'emploi (AL);
- une émulsion de type aqueux (EW);
- une poudre mouillable (WP);
- un micro granulé (GR).

Un modèle d'évaluation de l'exposition des jardiniers amateurs lors de l'emploi de formulations a été construit sur la base des résultats de cette étude jardin. Une normalisation des valeurs d'exposition en µL de formulation (ou de bouillie) par tâche a été employée dans tous les cas d'utilisation de liquide. Dans le cas des solides (poudre mouillable ou granulés), la normalisation utilisée est en mg formulation/tâche.

Feuille de saisie des données du modèle (sous excel) - exemple:

Données toxicologiques			Formulation						
Nom substance active:	XXX		Type:	WP/SP					
AOEL (Acceptable Operator Exposure Level ou Dose tolérée):	0,020	mg/kg poid/jour	Concentration a. dans la formulation:	30	g/kg				
	1,2	mg/jour	Dose homologuée	750	g/10 m <sup>2</sup>				
			Volume de bouillie (minimum) appliqué par surface:	10	L/m <sup>2</sup>				
			Concentration a. dans la bouillie:	0,225	g/litre				
Formulation commerciale			Données de préparation et d'application						
Formulation concentrée (liquide ou solide):	1,00%		Équipement utilisé:	pulvérisateur à pression réglable					
Formulation diluée (bouillie ou AL):	10,00%		Type culture:	Haies et autres cultures hautes (>100 cm)					
Évaluation risque (selon les recommandations de la Commission d'Etude de la Toxicité)	Scénario 1: SANS GANTS			Scénario 2: AVEC GANTS (pendant la préparation)			Scénario 3: AVEC GANTS (pendant la préparation et l'application)		
	Exposition (µg)	Dose absorbée (µg)	% AOEL	Exposition (µg)	Dose absorbée (µg)	% AOEL	Exposition (µg)	Dose absorbée (µg)	% AOEL
Exposition par inhalation:	1,40	1,40		1,400	1,400		1,40	1,40	
Exposition cutanée:	919,7	46,19		428,97	41,20		Pas de gants considérés pendant l'application haute	Pas de gants considérés pendant l'application haute	
Exposition totale (inhalation + cutanée):	921	48	3,99%	430,34	42,64	3,99%	Pas de gants considérés pendant l'application haute	Pas de gants considérés pendant l'application haute	

Ce modèle est utilisable pour les types de formulations suivantes : WP, SP, WG, SG, sachet hydrosoluble, liquide (y compris liquide prêt à l'emploi) et granulés prêt à l'emploi.

Trois scénarios d'exposition ont été retenus en fonction du port des gants pour évaluer l'exposition et le risque pour l'opérateur:

**Scénario N°1** : Absence de port de gants pendant la préparation et l'application.

**Scénario N°2** : Port de gants pendant la préparation  
[dans le cas d'une formulation prête à l'emploi (liquide ou granulés) ou d'une formulation conditionnée en sachet hydrosoluble, ce scénario n'existe pas]

**Scénario N°3** : Port de gants pendant la préparation et l'application  
[dans le cas des applications basses sur massif ou sur zone non cultivée, il n'y a pas de données pour ce scénario puisque aucun opérateur ne portait de gants lors de ces applications ; dans le cas des applications hautes, ce scénario n'est pas considéré non plus]

<b>Contact :</b> UPJ Tel : 01.53.69.60.90 Fax : 01.53.69.60.95 59 avenue de Saxe - 75007 PARIS	Stéphanie MARTHON-GASQUET Jacques MY	<a href="mailto:smgasquet@wanadoo.fr">smgasquet@wanadoo.fr</a> <a href="mailto:jacquesmy@wanadoo.fr">jacquesmy@wanadoo.fr</a>
--	---	--

**ANNEXE VI: MODELE UK POEM – NEBULISATEURS PORTES SUR 4X4 (ULV)****A - Sans équipement de protection individuelle  
THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)**

Product	Pynetr®	Active substance	pyrèthre
Formulation type	Organic solvent-based	a.s. concentration	50 mg/ml
Dermal absorption from product	100 %	Dermal absorption from spray	100 %
Container size	1 litre any closure		
PPE during mix/loading	None	PPE during application	None
Dose	0.1 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	0.5 l/ha	Duration of spraying	4 h

**EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING**

Container size	1 litres
Hand contamination/operation	0.01 ml
Application dose	0.1 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	1 /day
Hand contamination	0.01 ml/day
Protective clothing	None
Transmission to skin	100 %
Dermal exposure to formulation	0.01 ml/day

**DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION**

Application technique	Tractor-mounted/trailed boom sprayer: rotary atomisers		
Application volume	0.5 L spray/ha		
Volume of surface contamination	2 ml/h		
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	75%	15%	10%
Clothing	None	Permeable	Permeable
Penetration	100%	5%	5%
Dermal exposure	1.5	0.015	0.01 ml/h
Duration of exposure	4 h		
Total dermal exposure to spray	6.1 ml/day		

**ABSORBED DERMAL DOSE**

	Mix/load	Application
Dermal exposure	0.01 ml/day	6.1 ml/day
Concen. of a.s. product or spray	50 mg/ml	10 mg/ml
Dermal exposure to a.s.	0.5 mg/day	61 mg/day
Percent absorbed	100 %	100 %
Absorbed dose	0.5 mg/day	61 mg/day

**INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING**

Inhalation exposure	0.005 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	10 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.2 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.2 mg/day

**PREDICTED EXPOSURE**

Total absorbed dose	61.7 mg/day
Operator body weight	60 kg
Operator exposure	1.0283 mg/kg bw/day

**B – Avec gants pendant le mélange/chargement et l'application****THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)**

Product	Pynetr®	Active substance	pyrèthre
Formulation type	Organic solvent-based	a.s. concentration	50 mg/ml
Dermal absorption from product	100 %	Dermal absorption from spray	100 %
Container size	1 litre any closure		
PPE during mix/loading	Gloves	PPE during application	Gloves
Dose	0.1 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	0.5 l/ha	Duration of spraying	4 h

**EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING**

Container size	1 litres
Hand contamination/operation	0.01 ml
Application dose	0.1 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	1 /day
Hand contamination	0.01 ml/day
Protective clothing	Gloves
Transmission to skin	10 %
Dermal exposure to formulation	0.001 ml/day

**DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION**

Application technique	Tractor-mounted/trailed boom sprayer: rotary atomisers		
Application volume	0.5 L spray/ha		
Volume of surface contamination	2 ml/h		
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	75%	15%	10%
Clothing	Gloves	Permeable	Permeable
Penetration	10%	5%	5%
Dermal exposure	0.15	0.015	0.01 ml/h
Duration of exposure	4 h		
Total dermal exposure to spray	0.7 ml/day		

**ABSORBED DERMAL DOSE**

	Mix/load	Application
Dermal exposure	0.001 ml/day	0.7 ml/day
Concen. of a.s. product or spray	50 mg/ml	10 mg/ml
Dermal exposure to a.s.	0.05 mg/day	7 mg/day
Percent absorbed	100 %	100 %
Absorbed dose	0.05 mg/day	7 mg/day

**INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING**

Inhalation exposure	0.005 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	10 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.2 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.2 mg/day

**PREDICTED EXPOSURE**

Total absorbed dose	7.25 mg/day
Operator body weight	60 kg
Operator exposure	0.1208 mg/kg bw/day

**ANNEXE VII: MODELE UK POEM – NEBULISATEURS PORTES SUR 4X4 (VLV)****A - Sans équipement de protection individuelle  
THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)**

Product	Pynetr®	Active substance	pyréthre
Formulation type	Organic solvent-based	a.s. concentration	50 mg/ml
Dermal absorption from product	100 %	Dermal absorption from spray	100 %
Container size	1 litre any closure		
PPE during mix/loading	None	PPE during application	None
Dose	0.1 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	10 l/ha	Duration of spraying	4 h

**EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING**

Container size	1 litres
Hand contamination/operation	0.01 ml
Application dose	0.1 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	1 /day
Hand contamination	0.01 ml/day
Protective clothing	None
Transmission to skin	100 %
Dermal exposure to formulation	0.01 ml/day

**DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION**

Application technique	Tractor-mounted/trailed boom sprayer: rotary atomisers		
Application volume	10 L spray/ha		
Volume of surface contamination	2 ml/h		
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	75%	15%	10%
Clothing	None	Permeable	Permeable
Penetration	100%	5%	5%
Dermal exposure	1.5	0.015	0.01 ml/h
Duration of exposure	4 h		
Total dermal exposure to spray	6.1 ml/day		

**ABSORBED DERMAL DOSE**

	Mix/load	Application
Dermal exposure	0.01 ml/day	6.1 ml/day
Concn. of a.s. product or spray	50 mg/ml	0.5 mg/ml
Dermal exposure to a.s.	0.5 mg/day	3.05 mg/day
Percent absorbed	100 %	100 %
Absorbed dose	0.5 mg/day	3.05 mg/day

**INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING**

Inhalation exposure	0.005 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	0.5 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.01 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.01 mg/day

**PREDICTED EXPOSURE**

Total absorbed dose	3.56 mg/day
Operator body weight	60 kg
Operator exposure	0.0593 mg/kg bw/day

**B – Avec gants pendant le mélange/chargement et l'application****THE UK PREDICTIVE OPERATOR EXPOSURE MODEL (POEM)**

Product	Pynetr®	Active substance	pyrèthre
Formulation type	Organic solvent-based	a.s. concentration	50 mg/ml
Dermal absorption from product	100 %	Dermal absorption from spray	100 %
Container size	1 litre any closure		
PPE during mix/loading	Gloves	PPE during application	Gloves
Dose	0.1 l/ha	Work rate/day	5 ha
Application volume	10 l/ha	Duration of spraying	4 h

**EXPOSURE DURING MIXING AND LOADING**

Container size	1 litres
Hand contamination/operation	0.01 ml
Application dose	0.1 litres product/ha
Work rate	5 ha/day
Number of operations	1 /day
Hand contamination	0.01 ml/day
Protective clothing	Gloves
Transmission to skin	10 %
Dermal exposure to formulation	0.001 ml/day

**DERMAL EXPOSURE DURING SPRAY APPLICATION**

Application technique	Tractor-mounted/trailed boom sprayer: rotary atomisers		
Application volume	10 L spray/ha		
Volume of surface contamination	2 ml/h		
Distribution	Hands	Trunk	Legs
	75%	15%	10%
Clothing	Gloves	Permeable	Permeable
Penetration	10%	5%	5%
Dermal exposure	0.15	0.015	0.01 ml/h
Duration of exposure	4 h		
Total dermal exposure to spray	0.7 ml/day		

**ABSORBED DERMAL DOSE**

	Mix/load	Application
Dermal exposure	0.001 ml/day	0.7 ml/day
Concen. of a.s. product or spray	50 mg/ml	0.5 mg/ml
Dermal exposure to a.s.	0.05 mg/day	0.35 mg/day
Percent absorbed	100 %	100 %
Absorbed dose	0.05 mg/day	0.35 mg/day

**INHALATION EXPOSURE DURING SPRAYING**

Inhalation exposure	0.005 ml/h
Duration of exposure	4 h
Concentration of a.s. in spray	0.5 mg/ml
Inhalation exposure to a.s.	0.01 mg/day
Percent absorbed	100 %
Absorbed dose	0.01 mg/day

**PREDICTED EXPOSURE**

Total absorbed dose	0.41 mg/day
Operator body weight	60 kg
Operator exposure	0.00683 mg/kg bw/day



## **7 Annexes**



Liberté - Égalité - Fraternité

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

MINISTÈRE DES SOLIDARITÉS,  
DE LA SANTÉ ET DE LA  
FAMILLE

MINISTÈRE DE L'EMPLOI, DE  
LA COHESION SOCIALE ET DU  
LOGEMENT

MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET  
DU DÉVELOPPEMENT  
DURABLE

Direction générale de la santé

Direction des relations du travail

Direction de la prévention des  
pollutions et des risques

Paris le **10 FEV. 2006**

Le directeur général de la santé

Le directeur des relations du travail

Le directeur de la prévention des pollutions  
et des risques

à

Madame la Directrice générale de l'Agence  
Française de Sécurité Sanitaire de  
l'Environnement et du Travail  
253 Avenue du Général Leclerc  
94701 Maisons-Alfort

**Objet :** Evaluation comparée des produits de lutte anti-vectorielle adulticides

**Copie :** DGAI

Dans le cadre de la gestion de la crise de Chikungunya qui sévit actuellement à la Réunion, un des instruments de lutte anti-vectorielle mis en œuvre est la lutte adulticide contre le vecteur de cette maladie.

Les produits adulticides actuellement utilisés contiennent essentiellement la substance active fénitrothion, associée le cas échéant avec des produits à base de pyréthrianoïdes.

La question des risques pour la santé et pour l'environnement associés à l'utilisation de ces produits, et l'existence d'éventuels substituts d'efficacité et de mise en œuvre similaire, et présentant moins de risques pour la santé et l'environnement, se pose aujourd'hui.

Une première saisine du réseau de toxicovigilance sur la toxicité du fénitrothion et de la deltaméthrine a été faite par le ministère de la santé dans l'objectif d'élaborer des recommandations pour prévenir les risques pour les personnes exposées et d'évaluer la faisabilité d'un réseau de surveillance des effets toxiques.

Nous vous demandons de bien vouloir réaliser, en vous appuyant notamment sur l'IVS, les CAP-TV, l'IRD et l'INERIS, et dans un premier temps, une évaluation comparative de l'efficacité et des risques pour la santé humaine et pour l'environnement, entre les produits utilisés actuellement dans la lutte anti-vectorielle adulticide à la Réunion, et un substitut potentiel à base de deltaméthrine.

Pour les produits à base de fénitrothion utilisés à ce jour, ou leurs substituts éventuels à base de deltaméthrine, il s'agira de réaliser :

une synthèse des données disponibles en matière d'efficacité et de conditions de mise en œuvre ;

- une synthèse des informations disponibles relatives à la physico-chimie de la substance et à ses dangers pour l'homme et pour l'environnement ;
- une évaluation simplifiée des risques pour le travailleur, le consommateur, l'homme à travers l'environnement et l'environnement, pour l'usage de chaque produit en traitement adulticide.

Cette synthèse et cette évaluation se baseront :

- sur les données générales, disponibles dans la littérature, relatives à ces produits et à leurs substances actives, qui seront collectées par l'AFSSET ; en ce qui concerne le fénitrothion, vous vous appuyerez sur les synthèses bibliographiques déjà réalisées par le réseau de toxicovigilance et par l'INERIS ;
- sur les informations relatives à la mise en œuvre de ces produits qui seront collectées par les ministères chargés de l'environnement et de la santé auprès des services compétents de lutte anti-vectorielle de la Réunion ou d'autres DOM utilisateurs en particulier de produits à base de deltaméthrine ;
- sur des données, en particulier relatives à l'efficacité, aux dangers des produits et aux modes précis d'utilisation, transmises par les opérateurs de démoustication, des données disponibles auprès du ministère chargé de l'agriculture, ou des résumés de dossiers de substances actives biocides, disponibles auprès d'autorités européennes. Il ne s'agira pas de réaliser une validation approfondie des données, mises à disposition par le ministère chargé de l'environnement, mais bien une première synthèse.

Les évaluations des risques consisteront en une évaluation générale se basant le cas échéant, en l'absence de données sur l'exposition, sur des scénarios d'exposition génériques, lorsqu'ils existent, relatifs à ce type d'usage.

Au-delà de ces premiers travaux, il s'agira dans un second temps de réaliser, en lien avec l'IRD, un bilan des produits qui par leurs caractéristiques pourraient être à terme des candidats possibles pour la substitution des produits à base de fénitrothion ou de deltaméthrine pour la lutte anti-vectorielle adulticide à la Réunion, dans le cadre des recommandations de l'OMS.

Nous vous serions reconnaissants de bien vouloir nous faire parvenir dans les 8 jours une note d'étape sur l'organisation de votre travail, le rapport relatif à l'évaluation des dangers et des risques du fénitrothion et de la deltaméthrine sous six semaines, la synthèse relative aux produits de substitution sous 4 mois.

Le directeur général de la santé

Le directeur des relations du travail

Le directeur de la prévention des pollutions et des risques, délégué aux risques majeurs



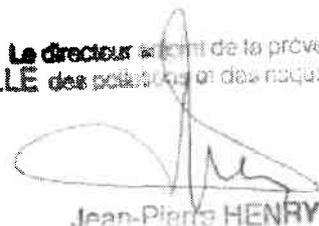
Professeur Didier HOUSSIN

Le Directeur des Relations du Travail,



Jean-Denis COMBEXELLE

Le directeur de la prévention des pollutions et des risques



Jean-Pierre HENRY

## Synthèse des déclarations d'intérêts par rapport au champ de la saisine

---

### RAPPEL DES RUBRIQUES DE LA DECLARATION PUBLIQUE D'INTERETS

---

<b>IP-A</b>	Interventions ponctuelles : autres
<b>IP-AC</b>	Interventions ponctuelles : activités de conseil
<b>IP-CC</b>	Interventions ponctuelles : conférences, colloques, actions de formation
<b>IP-RE</b>	Interventions ponctuelles : rapports d'expertise
<b>IP-SC</b>	Interventions ponctuelles : travaux scientifiques, essais, etc.
<b>LD</b>	Liens durables ou permanents (Contrat de travail, rémunération régulière ...)
<b>PF</b>	Participation financière dans le capital d'une entreprise
<b>SR</b>	Autres liens sans rémunération ponctuelle (Parents salariés dans des entreprises visées précédemment)
<b>SR-A</b>	Autres liens sans rémunération ponctuelle (Participation à conseils d'administration, scientifiques d'une firme, société ou organisme professionnel)
<b>VB</b>	Activités donnant lieu à un versement au budget d'un organisme

### DECLARATIONS PUBLIQUES D'INTERETS DES MEMBRES DU CES

---

<b>NOM</b>	<b>Prénom</b> <i>Rubrique de la DPI</i> Description de l'intérêt	<b>Date de déclaration</b> <b>intérêts</b>	<b>de des</b>
<b>CALMELS</b>	<b>Régis</b>	01/12/2004 23/10/2005 27/08/2006 16/06/2007	
	Aucun lien déclaré		
<b>CHIRON</b>	<b>Jean-Paul</b>	27/09/2004 03/12/2004 21/11/2005 10/12/2005 08/06/2006	
	Aucun lien déclaré		
<b>COLLOT</b>	<b>Valérie</b>	03/01/2005 01/07/2006	
	Aucun lien déclaré		

---

<b>CREMIEUX</b>	<b>Andrée</b>	27/09/2004 04/12/2004 21/01/2006 16/05/2006 18/06/2006
Aucun lien déclaré		
<b>DELAFORGE</b>	<b>Marcel</b>	01/12/2004 29/06/2006
Aucun lien déclaré		
<b>DEROUBAIX</b>	<b>Gérard</b>	19/06/2003 27/09/2004 11/10/2006
Aucun lien déclaré		
<b>DEVILLERS</b>	<b>James</b>	15/12/2004 06/06/2006
Aucun lien déclaré		
<b>FORSTER</b>	<b>Roy</b>	08/12/2004 07/06/2006
<b>LD</b>		
Directeur scientifique du Centre International de Toxicologie (CIT)		
<b>Analyse Afsset</b> : M. Forster n'a pas déclaré de lien en rapport avec la thématique traitée : pas de risque de conflit d'intérêts par rapport à la saisine.		
<b>GAMELIN</b>	<b>Laurence</b>	02/12/2004 02/06/2006
Aucun lien déclaré		
<b>GOMEZ</b>	<b>Elena</b>	09/09/2004 28/02/2005 10/07/2006
Aucun lien déclaré		

<b>HUBERT François</b>	15/02/2003 02/12/2004 26/06/2006
<b>IP-RE</b>	
Evaluation des risques pour l'homme et l'environnement pour des phytopharmaceutiques pour CERTIS	
<b>IP-AC</b>	
Conseils en toxicologie pour BASF Agro	
<b>Analyse Afsset</b> : Si dans un premier temps il a été demandé à M. Hubert de ne pas participer à l'orientation des travaux, la présidente du CES a jugé que sa participation aux délibérations finales et à l'adoption de l'avis du CES ne présentait pas de risque de conflit d'intérêt.	
<b>JAEG Jean-Philippe</b>	27/09/2004 08/06/2006 13/02/2007
Aucun lien déclaré	
<b>LEMAZURIER Emmanuel</b>	06/12/2004
Aucun lien déclaré	
<b>MARIS Pierre</b>	28/01/2003 24/09/2004 21/11/2005
Aucun lien déclaré	
<b>PARIS Jacques</b>	07/12/2004 10/10/2005 09/06/2006
Aucun lien déclaré	
<b>PERICHAUD Alain</b>	07/09/2004 10/06/2005 19/06/2006
Aucun lien déclaré	
<b>PONTAL Pierre-Gérard</b>	03/12/2004 20/07/2006
<b>LD</b>	
Gérant de CEHTRA	
<b>Analyse Afsset</b> : Le CEHTRA a été mandaté par l'Afsset pour réaliser des rapports d'évaluation des dangers et des risques liés au naled et au pyrèthre. <b>M. Pontal n'a participé à aucune séance traitant de ces deux substances.</b>	

---

<b>QUINIOU</b>	<b>Françoise</b>	20/09/2004 05/06/2006
	Aucun lien déclaré	
<b>RAMBOURG</b>	<b>Marie-Odile</b>	22/04/2004 11/07/2007
	Aucun lien déclaré	
<b>ROQUES</b>	<b>Christine</b>	05/01/2005 18/05/2006 20/06/2007
	Aucun lien déclaré	
<b>RYFFEL</b>	<b>Bernhard</b>	09/12/2004 08/01/2007
	Aucun lien déclaré	
<b>SANDOUK</b>	<b>Pierre</b>	24/09/2004
	<i>Démission le 9 novembre 2006</i>	
	Aucun lien déclaré	
<b>TRUCHOT</b>	<b>Eric</b>	15/10/2004 25/10/2005
	Aucun lien déclaré	

---



agence française de **sécurité sanitaire**  
**de l'environnement et du travail**

253, avenue du Général Leclerc  
94701 Maisons-Alfort Cedex  
Tél. +33 1 56 29 19 30  
afsset@afsset.fr

[www.afsset.fr](http://www.afsset.fr)

ISBN 978-2-11-095614-9

