



Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique

MÉTHOPRÈNE

Le méthoprène (ou *S*-méthoprène), qui porte le numéro CAS 40596-69-8 et l'appellation (2E, 4E, 7S)-11-méthoxy-3,7,11-triméthyl-2,4-dodécadiénoate d'isopropyle, est une matière active de synthèse qui entre dans la fabrication de divers insecticides homologués au Canada. Ce liquide couleur jaune pâle ou ambrée dégage une légère odeur fruitée (Kidd et James, 1991). Il existe deux formes de méthoprène, les isomères (R ou *cis*) et (S ou *trans*), ce dernier présentant le plus fort pouvoir insecticide (Henrick *et al.*, 2002).

Par son mécanisme d'action, le méthoprène se classe parmi les régulateurs de la croissance des insectes. Il interrompt la maturation et la reproduction des insectes en simulant l'activité de l'hormone juvénile (HJ), responsable de la régulation de la croissance des larves. Les concentrations d'HJ diminuent habituellement au cours des troisième et quatrième stades larvaires, ce qui déclenche l'émergence de l'adulte. Si la larve en croissance ingère du méthoprène, c'est-à-dire la fausse hormone juvénile, et/ou l'absorbe par l'exosquelette, le développement des structures physiques nécessaires à la pupaison et à l'émergence de l'adulte sera retardé. L'insecte meurt au moment d'une mue larvaire ou pupale (Staal, 1975). Contrairement à l'HJ naturelle, le méthoprène n'est pas sensible aux enzymes de dégradation (estérase de l'HJ), qui métabolisent habituellement l'hormone (Weirich et Wren, 1973). En supprimant l'activité de l'estérase, le méthoprène prolonge l'activité hormonale au-delà de ses limites normales (Downer *et al.*, 1976; Sawby *et al.*, 1992). Les analogues de l'HJ, comme le méthoprène, ne tuent pas directement les organismes visés. L'exposition à ces insecticides provoque des troubles de croissance qui affectent à leur tour la survie de l'insecte. Glare et O'Callaghan (1999) ont rapporté que le méthoprène réduit la survie de nombreuses espèces d'insectes, notamment les mouches (Diptères), les papillons nocturnes et diurnes (Lépidoptères) et les Coléoptères. Le méthoprène affecte également la survie de certains acariens.

Homologué comme insecticide au Canada depuis 1977, le méthoprène constitue un ingrédient homologué de 53 produits, notamment des concentrés de fabrication et des pesticides du commerce (ARLA, 2006). Voici quelques-uns des noms commerciaux et autres appellations des produits antiparasitaires à base de méthoprène : Altosid, Apex, Hartz, Kabat, Ovex, Precor,

Pre-Strike, Raid, Vet-Kem et Zodiac. Les divers produits antiparasitaires renfermant du méthoprène qui sont homologués au Canada servent à une diversité d'usages terrestres : insecticides généraux à usage domestique, produits anti-puces et tiques pour les animaux domestiques et agents de lutte contre les ravageurs des cultures de champignons ou du tabac entreposé. L'emploi du méthoprène dans le produit à usage restreint Altosid et l'insecticide domestique Pre-Strike est également homologué dans les zones inondées par les crues pour lutter contre les moustiques, qui constituent des vecteurs de maladies graves (p. ex. le virus du Nil occidental) (ARLA, 2006). Le méthoprène n'est pas produit au Canada; il est plutôt importé des États-Unis. En 2005, 330,61 kg de *S*-méthoprène (la matière active présente dans tous les produits de marque Altosid à usage dans l'eau) ont été importés au Canada (L. Goczan, gestionnaire de la division canadienne de Wellmark International, comm. pers.). Voici la répartition des importations selon les différentes formules de la marque : Altosid XR Briquettes : 47,71 kg; Altosid Pastilles : 147,9 kg; Altosid Granules : 135 kg (L. Goczan, gestionnaire de la division canadienne de Wellmark International, comm. pers.). Les données sur l'utilisation compilées à partir des permis pour usage larvicide contre le virus du Nil occidental délivrés par le ministère de l'Environnement de l'Ontario en 2005 révèlent qu'environ deux tiers du *S*-méthoprène importé a été utilisé en Ontario pour des usages en milieu aquatique (S.

**Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux :
protection de la vie aquatique - méthoprène (Hall,
2006).**

Vie aquatique	Valeur recommandée	Valeur de gestion des organismes visés
	(µg m.a./L)	(µg m.a./L)
Milieu dulcicole	0,09*	0,53*
Milieu marin	NRG [†]	NRG [†]

* Recommandation provisoire.

[†] Il n'y a pas de recommandation pour ce milieu.

Bowerman, scientifique chargé de la réglementation des produits antiparasitaires, Direction de l'élaboration des normes, ministère de l'Environnement de l'Ontario, comm. pers.). L'autre tiers a probablement été utilisé dans d'autres provinces, comme le Québec, pour des traitements larvicides.

Comme agent de démoustication en milieu aquatique, le méthoprène est offert en granules (1,5 % de matière active [m.a.]), en briquettes (2,1 % de m.a.), en pastilles (4,25 % de m.a.) et sous forme liquide (20 % de m.a.). Pour des granules de méthoprène à usage restreint, la dose habituelle va de 5,6 à 22,4 kg/ha de superficie du plan d'eau, alors que la dose des granules de méthoprène à usage domestique varie de 2,5 ml par 32 pi² à 500 ml par 3 200 pi² de superficie du plan d'eau. La dose varie de 2,8 à 11,2 kg/ha pour les pastilles. La dose du produit liquide est de 73 ml/ha. Les doses dépendent de facteurs tels que l'espèce de moustique visée, la profondeur de l'eau, le couvert végétal, la taille du bassin ainsi que la présence ou l'absence de pollution aquatique (ARLA, 2006).

L'emploi de méthoprène pour prévenir l'émergence des moustiques adultes dans des zones inondées par les crues et des plans d'eau permanents suscite des préoccupations concernant son impact sur les organismes aquatiques présents dans les eaux réceptrices. Seules les personnes détenant un certificat et/ou un permis d'un organisme provincial (p. ex. les autorités de santé publique, les responsables de la lutte contre les moustiques et tout autre agent qualifié d'un programme public de démoustication) sont autorisées à se servir du produit à usage restreint Altosid (ARLA, 2006). La formule liquide agit instantanément sur le développement des larves de moustiques et l'émergence ultérieure des adultes, alors que les granules, pastilles et briquettes agissent pendant respectivement 21 jours, 30 jours et plusieurs mois (ARLA, 2006). Les granules, les larvicides liquides et les pastilles sont homologués pour usage dans des zones inondées comme les prés, les champs, les mares formées par la fonte des neiges, les marais et marécages dulcicoles, les étangs et baissières en milieu boisé, les sites de dépôt des boues de dragage, les zones de drainage, les fossés, les étangs d'eaux résiduelles et de décantation, les objets qui retiennent l'eau (p. ex. des pneus) et d'autres cavités d'origine naturelle et artificielle (ARLA, 2006). Les pastilles peuvent également être utilisées dans des plans d'eau permanents comme les pièces d'eau décoratives, les excavations souterraines inondées, les chambres de transformateurs; les piscines non entretenues, les trous d'arbre, d'autres types de réservoirs artificiels, les collecteurs d'eaux pluviales, les bassins de réception, les fossés qui bordent les routes, les puits perdus, les fosses septiques et les bassins de décantation des eaux usées (ARLA, 2006). Les briquettes ne doivent être utilisées que dans les collecteurs d'eaux pluviales et les bassins de réception (ARLA, 2006). Le produit à usage domestique Pre-Strike® est homologué pour usage dans les eaux stagnantes entièrement confinées sur la propriété de l'utilisateur, où il n'y a pas

écoulement à l'extérieur de son périmètre et dans les récipients d'eau (p. ex. les baignoires d'oiseaux, les jardinières, les vieux pneus, les pièces d'eau et les citernes pluviales) (ARLA, 2006).

Chez les insectes, ce sont les moustiques qui produisent la principale forme d'hormone juvénile (HJ-III) (Edgar *et al.*, 2000). Les autres formes d'HJ d'insecte comprennent l'HJ-0, l'HJ-I et l'HJ-II, qui se distinguent entre elles par la présence de radicaux éthyles et méthyles supplémentaires sur la chaîne carbonée (Wheeler et Nijhout, 2003). Le méthoprène a un poids moléculaire et une structure chimique semblables à ceux de l'HJ naturelle du moustique (HJ-III). Il est cependant plus puissant et plus stable sur le terrain que son analogue naturel (Glare et O'Callaghan, 1999). La formule chimique du méthoprène est C₁₉H₃₄O₃, et son poids moléculaire, 310,48 (Kidd et James, 1991). Le méthoprène est très peu soluble dans l'eau (1,4 mg/L à 25 °C) et, à une pression de vapeur de 3,15 mPa à 25 °C, il se volatilise facilement des eaux de surface (Kidd et James, 1991). Le logarithme du coefficient de partage octanol-eau (log K_{ow}) est de 5,50, et le coefficient de partage carbone organique-sol (K_{oc}) est estimé à 23 000 (HSDB, 2002). Compte tenu de cette valeur K_{oc} élevée, le lessivage du méthoprène dans le sol est peu probable. Plusieurs études ont révélé que la demi-vie du méthoprène dans le sol était de 10 à 14 jours, et ce, même à une dose extrêmement élevée de 1 livre par acre (Glare et O'Callaghan, 1999; US EPA, 1991) lorsque la décomposition combine la photolyse et la biodégradation. Pour cette raison, le méthoprène ne risque ni de persister dans le sol ni de contaminer les eaux souterraines.

La solubilité du méthoprène dans l'eau est très faible, et l'on a signalé qu'il persistait dans les couches d'eau supérieures après son application (Glare et O'Callaghan, 1999). Une étude en laboratoire a été réalisée pour évaluer la distribution du méthoprène dans un réservoir en plastique, conçu pour représenter un bassin récepteur conventionnel en Ontario. Le réservoir était doté de trois becs placés à différentes hauteurs (J. Li, Département de génie civil, Université Ryerson, Toronto [Ontario], comm. pers.). Des pastilles de méthoprène ont été ajoutées à l'eau, et des échantillons d'eau ont été prélevés tous les jours à partir de chaque bec. Le chevauchement des données sur le graphe des concentrations du méthoprène qui ont été obtenues indique que le méthoprène se répartit uniformément dans l'ensemble du réservoir. On a montré que le méthoprène se dégradait rapidement dans l'eau sous l'action de la lumière et des microbes, ce qui peut entraîner sa détoxification. Dans des conditions environnementales normales, le méthoprène ne semble pas sensible à l'hydrolyse (US

EPA, 1991). On a montré que la demi-vie du méthoprène dans l'eau varie de moins de une journée (Quistad *et al.*, 1975) à entre deux jours et une semaine (Glare et O'Callaghan, 1999; Madder et Lockhart, 1980). Sous l'action des rayons du soleil, le méthoprène présent dans l'eau des étangs stériles et non stériles se transforme en 4 produits majeurs et 40 produits mineurs (LaClair *et al.*, 1998). On retrouve de l'acide méthoxycitronellique comme principal produit de dégradation et de petites quantités d'isomère R biologiquement inactif du méthoprène, de méthoxycitronellal, d'acide de méthoprène et d'époxyde de méthoprène (LaClair *et al.*, 1998). Bon nombre de ces sous-produits sont oxydés et décomposés à leur tour. Degitz *et al.* (2003) ont évalué en laboratoire l'évolution des concentrations des divers produits de décomposition du méthoprène. À la fin de la période d'évaluation de sept jours, le seul produit encore présent à sa concentration initiale (jour 0) était l'acide méthoxycitronellique. Comme il s'agissait d'une exposition contrôlée en laboratoire, soustraite à l'effet de l'assimilation par les plantes, les sédiments et le biote et à l'action du rayonnement ultraviolet, il se peut que la perte réelle soit supérieure à la perte nulle observée. La présence d'acide méthoxycitronellique comme principal produit de dégradation a également été confirmée dans une étude sur le terrain portant sur la dégradation du S-méthoprène dans l'eau d'un étang. Après sept jours, les chercheurs ont constaté que l'acide méthoxycitronellique était le seul produit résiduel significatif (Henrick *et al.*, 2002).

La salinité ne modifie pas la vitesse de dégradation du méthoprène, qui se produit au même rythme environ dans des milieux doux et salés maintenus dans la noirceur (US EPA, 1991). La température influe sur la vitesse de décomposition du méthoprène, qui est plus rapide à 20 °C (demi-vie de 10 à 35 jours) qu'à 4,5 °C (demi-vie \geq 35 jours) (US EPA, 1991). Schafer et Dupras (1973) ont récupéré des quantités moindres de méthoprène dans des échantillons d'eaux de surface polluées par des effluents d'égout et de laiterie et observé à des températures et une intensité lumineuse plus fortes. Dans l'ensemble, le méthoprène persiste habituellement peu longtemps dans l'eau. La présence de l'insecticide peut être prolongée lorsqu'on l'utilise sous forme de pastilles, de briquettes ou de granules, qui assurent une libération lente de l'ingrédient actif et une exposition continue des larves de moustiques (pseudo-persistance). Il a été difficile de trouver des données sur les facteurs qui modifient la toxicité du méthoprène. Schoeppner (1977) n'a constaté aucune perte d'efficacité du méthoprène dans un milieu riche en matières organiques.

On a habituellement recours à la chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrophotométrie de masse pour mesurer les teneurs en méthoprène dans l'eau, mais les méthodes d'extraction et de détection peuvent varier. Le Laboratoire national des essais environnementaux d'Environnement Canada (Ed Sverko, 2006, Laboratoire national des essais environnementaux, Environnement Canada, Burlington [Ontario], comm. pers.) et le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Yang, 2003) recourent à des méthodes assurant des limites de détection de 0,02 et 0,005 µg/L, respectivement.

Des municipalités du sud de l'Ontario ont lancé en 2003 un programme d'application de méthoprène dans un bassin collecteur pour lutter contre les effets nuisibles du virus du Nil occidental sur la santé humaine. Les bassins ont reçu de un à trois traitements de méthoprène de mai à septembre. Environnement Canada et le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO) ont coordonné la surveillance environnementale des concentrations de méthoprène dans l'eau. On a prélevé des échantillons dans les bassins collecteurs, dans les eaux réceptrices et dans l'eau potable traitée durant la période d'application (MEO, 2003; Struger *et al.*, 2004). En 2003, on a recueilli 16 échantillons dans les bassins collecteurs par temps sec et humide, dont la moitié contenait du méthoprène (limite de détection de 0,02 µg/L), le maximum décelé étant de 4,35 µg/L (Struger *et al.*, 2004). Les 51 échantillons prélevés dans les eaux réceptrices n'ont révélé que deux cas positifs, la teneur la plus élevée étant de 0,65 µg/L (Struger *et al.*, 2004). Le Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau de l'Ontario (RPCQEO) s'est chargé de la surveillance du méthoprène dans les eaux de surface en 2003, 2004 et 2005. Pendant ces années, on a prélevé respectivement 157, 134 et 45 échantillons d'eaux de surface. Tous les échantillons contenaient des teneurs inférieures au seuil de détection de 0,005 µg/L (MEO, Direction de la surveillance environnementale, RPCQEO, données inédites). Le prélèvement et l'analyse des échantillons d'eau brute et d'eau potable traitée par le Programme de surveillance de l'eau potable de l'Ontario (PSEP) n'a pas permis de déceler la présence de méthoprène (limite de détection de 0,005 µg/L) étant donné que la surveillance avait débuté en 2003 (L. Poff, Gestion des pesticides, ministère de l'Environnement de l'Ontario, comm. pers.). Le Manitoba a également suivi les teneurs en méthoprène des eaux de surface de la province. Une quarantaine d'échantillons ont été recueillis dans les cours d'eau et les collecteurs d'eaux pluviales de la ville de Winnipeg (et un peu en aval), et tous les échantillons se sont révélés négatifs (limite de détection $<$ 0,05 µg/L) (N. Armstrong, spécialiste de la surveillance de la qualité de l'eau,

Direction des sciences et de la gestion de l'eau, Gestion des ressources hydriques Manitoba, comm. pers.)

On a rapporté que des doses d'application sur le terrain de 1,0 µg/L suffisaient à éradiquer les moustiques visés courants sans produire d'effets létaux sur la plupart des éléments non visés du biote aquatique (Glare et O'Callaghan, 1999). Selon l'US EPA (1991), le méthoprène était moyennement toxique pour les poissons d'eau douce vivant en eaux chaudes (p. ex. le crapet arlequin [*Lepomis macrochirus*]) et légèrement toxique pour l'ichtyofaune dulcicole vivant en eaux froides (p. ex. la truite arc-en-ciel [*Oncorhynchus mykiss*]). Il exerce une toxicité de faible à négligeable sur les plantes (Glare et O'Callaghan, 1999; Miura et Takahashi, 1973). Le méthoprène est pratiquement non toxique pour les oiseaux et les mammifères (Glare et O'Callaghan, 1999). Comme tous les insectes fabriquent de l'HJ, surtout celle de type III, on s'inquiète des impacts du méthoprène sur les insectes aquatiques non visés qui vivent dans les marais et les marécages d'eau douce. Une étude sur le terrain d'une durée de trois ans a été réalisée afin de déterminer les effets à long terme sur les zones humides d'un traitement au méthoprène selon la dose recommandée de 5-10 kg/ha (Hershey *et al.*, 1998; Niemi *et al.*, 1999). Des granules à libération prolongée sur trois semaines ont été ajoutées toutes les trois semaines, ce qui représente six traitements par essai. On a entre autres observé des déclin significatifs de la densité et de la biomasse des insectes aquatiques, ces effets n'étant cependant apparus qu'au cours des deuxième et troisième années de traitement. Il faut souligner que trois années de sécheresse avaient précédé le début de cet essai effectué dans des zones humides (divers sites d'essai ayant même été complètement asséchés). Il se peut que les populations n'aient pas eu suffisamment de temps pour se rétablir dans les zones humides asséchées. En outre, il se peut que les traitements aux granules à libération prolongée sur trois semaines, qui ont été répétés toutes les trois semaines, aient pu créer des conditions d'exposition continue au méthoprène, nuisant ainsi à la recolonisation des zones humides affectées par les insectes. Les concentrations de méthoprène dans l'eau n'ont pas été mesurées durant cet essai pratique. Dans une étude de laboratoire en conditions contrôlées, Miura et Takashi (1973) ont évalué les effets du méthoprène sur 15 espèces d'insectes, dont on trouvera le compte rendu dans la présente fiche, sous la rubrique « Vie dulcicole ». Dans l'ensemble, ces études sur le terrain et en laboratoire ne permettent pas de conclure qu'un traitement au méthoprène perturberait définitivement les écosystèmes des zones humides traitées. Le respect des instructions sur l'étiquette des produits de l'ARLA (2006) devrait assurer le maintien de la dynamique des zones humides.

L'apparition de malformations chez les grenouilles exposées au méthoprène est un enjeu fort préoccupant. La structure et le comportement du méthoprène s'apparentent à ceux des rétinoïdes, comme l'acide rétinoïque, qui sont des produits de dégradation biochimiques de la vitamine A (Antumes-Kenyon et Kennedy, 2001). Les rétinoïdes sont des régulateurs de l'expression génique et participent au développement des membres chez les Vertébrés. Plusieurs chercheurs ont réussi à provoquer des malformations chez des grenouilles en les exposant à du méthoprène. L'étude de tératogenèse 90 jours sur le *Rana sphenoccephala* (grenouille léopard du Sud) (Sparling, 2000) constitue l'un des points de données de la figure 1 et enregistre la plus faible concentration avec effet chronique observé sur un vertébré (soit 32 µg m.a./L). Durant cette expérience, on a traité six zones humides avec une concentration nominale de méthoprène exposé à la lumière du soleil de 32 µg m.a./L, et six autres zones humides ont servi de sites témoins. Après l'exposition, les grenouilles léopards du Sud prélevées dans les zones humides traitées au méthoprène affichaient une fréquence significativement plus élevée de malformations des pattes, comparativement aux spécimens capturés dans les zones humides témoins. Sparling (2000) indique cependant que ces données ne sont pas concluantes, de nombreux cas de malformations chez des amphibiens ayant été signalés dans des zones réputées non traitées, ce qui donne à penser que d'autres facteurs pourraient déclencher l'apparition de malformations. Plusieurs autres études sont parvenues à induire des malformations chez des grenouilles à la suite d'une exposition au méthoprène. LaClair *et al.* (1997) ont examiné les effets d'une exposition au soleil et au méthoprène du crapaud sud-africain (*Xenopus laevis*). L'exposition au méthoprène et à ses produits de dégradation a provoqué des malformations significatives à des concentrations de 15 000 µg/L, soit 15 000 fois plus que la dose prescrite. Degitz *et al.* (2001) ont également effectué des essais sur le *Xenopus laevis* (organisme témoin) en étudiant les effets du méthoprène et de ses produits de dégradation (acide de méthoprène, époxyde de méthoprène, méthoxycitronellal et acide méthoxycitronellique) à des concentrations d'exposition allant de 100 à 30 000 µg/L. L'acide de méthoprène était le plus puissant des produits testés, induisant des malformations à des concentrations $\geq 1\ 250$ µg/L, soit des teneurs de méthoprène qui sont trois ordres de grandeur plus élevées que celles auxquelles on s'attend sur le terrain, après une application. Les études de surveillance sur le terrain révèlent que les concentrations de méthoprène dans l'eau n'excèdent habituellement pas 10 µg/L, ce qui donne à penser que le risque que des produits de dégradation du méthoprène affectent les amphibiens est faible (Degitz *et al.*, 2003). On n'a pas

encore rapporté de cas de malformations résultant d'une exposition au méthoprène dans le milieu naturel (Meteyer *et al.*, 2000a,b). Aucune étude sur la toxicité des produits de dégradation du méthoprène chez les poissons, les invertébrés ou les plantes aquatiques n'a été recensée.

Élaboration de la recommandation pour la qualité des eaux

Selon l'un des principes directeurs du CCME, il faut que les recommandations pour la qualité des eaux au Canada (RQEC) pour la protection de la vie aquatique «... s'appuient sur des valeurs permettant de protéger toute forme de vie aquatique et tous les domaines des cycles de la vie aquatique...» (CCME, 1991). Toutefois, le méthoprène est un produit utilisé intentionnellement dans l'eau à des fins de démoustication. L'établissement d'une recommandation relative au méthoprène qui serait conforme à ce principe directeur ne serait pas utile dans les zones où ce produit est utilisé pour éliminer les moustiques (p. ex. les marais et marécages d'eau douce). Il n'existe actuellement pas de critères sur l'établissement d'une recommandation relative à une substance utilisée pour lutter contre des organismes aquatiques. Compte tenu de la particularité du méthoprène, le Bureau national des recommandations et des normes d'Environnement Canada (à Gatineau, au Québec) a exploré diverses options visant à formuler une RQEC s'appliquant à cette substance. Il a été décidé d'établir deux valeurs distinctes. La première est une RQEC qui protège toutes les formes de vie aquatique (y compris les moustiques). Cette recommandation, fondée sur des notions scientifiques, est conforme au principe directeur du CCME. La seconde est une valeur de gestion des organismes visés qui exclut les données sur les espèces visées (moustiques). Cette valeur repose également sur des fondements scientifiques, mais elle a été modifiée pour des raisons politiques et déroge au principe directeur susmentionné. Les deux valeurs sont aussi fondées l'une que l'autre. Elles se distinguent par leurs modalités de mise en œuvre, chacune ayant un objectif particulier. La valeur choisie sera fonction du niveau de protection souhaité dans le site d'intérêt (à des fins de démoustication ou non). Pour un complément d'information, voir le document de corroboration scientifique (Hall et Fletcher, 2006).

Vie dulcicole

On trouvera à la figure 1 les données toxicologiques concernant la vie dulcicole qui ont servi à l'élaboration : 1) de la recommandation provisoire pour la qualité des eaux visant le méthoprène; 2) de la valeur de gestion des organismes visés. Plusieurs des études de toxicité chronique et aiguë effectuées sur les vertébrés et les

invertébrés non visés ainsi que toutes les études de toxicité aiguë réalisées sur les invertébrés visés (sauf une) ont utilisé une formulation de méthoprène faible en matière active (5-15 %) lors des expositions (points de données identifiés par un losange vide). Toutes les autres études ont utilisé des formulations riches en méthoprène (≥ 65 %). Les points de données des expositions des bioessais de toxicité avec du méthoprène peu actif ont été inclus dans le graphique ayant servi à l'élaboration de la recommandation (figure 1) étant donné qu'il s'agit du type de formulation couramment utilisé sur le terrain (granules à 1,5 % de m. a., briquettes à 2,1 %, pastilles à 4,25 %, liquide à 20 %).

L'étude la plus sensible de toxicité chronique sur les poissons a été réalisée par Ross *et al.* (1994). Les auteurs ont soumis des œufs fraîchement pondus et des alevins de têtes-de-boule (*Pimephales promelas*) à des concentrations variées de méthoprène pendant 37 jours. La concentration minimale avec effet observé (CMEO) était de 92 µg m.a./L d'après une baisse de longueur et de poids des alevins. La concentration sans effet observé (CSEO), de 53 µg m.a./L, est fondée sur le constat d'aucune réduction significative de l'éclosabilité, de la survie des alevins ou de la survie totale pour toutes les concentrations d'essai, comparativement aux témoins. Les embryons de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) semblent un peu moins sensibles, Standec (2004) ayant obtenu une CE₂₅ et une CE₅₀ de 270 et de 650 µg m.a./L, respectivement, lors d'un essai de survie en conditions statiques de 7 jours d'exposition. Toutes les données d'analyse des espèces chimiques de méthoprène et de l'eau témoin utilisées dans ce bioessai ont été fournies. Toutefois, les concentrations de méthoprène ont diminué significativement durant l'expérience, et une très grande variabilité a été observée entre les concentrations d'essai et entre les essais répétés. Cette variabilité est possiblement due à l'intervalle de temps qui s'est écoulé entre la collecte des échantillons et leur analyse (jusqu'à un mois). On sait que le méthoprène se métabolise rapidement dans l'eau sous l'effet de la lumière. Il se peut que la durée prolongée du stockage des échantillons avant l'analyse ait contribué à accélérer la dégradation du méthoprène. Conséquemment, les valeurs de la CE₂₅ et de la CE₅₀ présentées sont basées sur les concentrations nominales. Dans une étude du comportement natatoire, Ellgaard *et al.* (1979) n'ont observé aucune altération de l'activité locomotrice chez le cyprin doré (*Carassius auratus*) et la gambusie (*Gambusia affinis*) après une exposition de deux semaines à 2 000 µg m.a./L de méthoprène.

Johnson et Finley (1980) ont réalisé des essais en

conditions statiques de toxicologie aiguë sur des poissons exposés au méthoprène. Des spécimens de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*; poids de 0,6 g), espèce d'eaux froides, et de trois espèces d'eaux chaudes, soit la tête-de-boule (*Pimephales promelas*; 0,7 g), la barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*; 1,2 g) et le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*; 0,6 g), ont été exposés de façon continue à des concentrations mesurées de méthoprène dans le cadre de bioessais en milieu aquatique réalisés selon les conditions suivantes : pH = 7,2-7,5; alcalinité = 30-35 mg/L; dureté de l'eau = 40 à 50 mg/L de CaCO₃. Les valeurs de la CL₅₀-96 heures rapportées étaient de 1 600 µg m.a./L (intervalle de confiance à 95 % = 1,0-2,4) pour la truite arc-en-ciel, de > 10 000 pour la tête-de-boule, de > 100 000 pour la barbue de rivière et de 2 900 µg m.a./L pour le crapet arlequin. Les autres conditions de ces bioessais n'ont pas été précisées. Dans une autre étude de McKague et Pridmore (1978), les valeurs de la CL₅₀-96 heures pour la truite arc-en-ciel et le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) étaient respectivement de 106 000 et de 86 000 µg m.a./L. Cet écart des valeurs de la CL₅₀ entre les études pour la truite arc-en-ciel peut s'expliquer par les différences possibles entre les méthodes d'analyse et/ou l'appareillage utilisés pour détecter le méthoprène dans les échantillons d'eau. Ces différences ont pu influencer sur les concentrations de méthoprène mesurées (p. ex. selon que les solutions de méthoprène de départ étaient diluées dans de l'acétone, de l'éthanol, de l'isooctane ou de l'eau).

Une étude menée par l'US EPA (HSDB, 2002) a révélé la présence de résidus de méthoprène dans les tissus musculaires de crapets arlequins (facteur de bioconcentration = 457) et d'écrevisses (facteur de bioconcentration = 75). On considère qu'une substance chimique est bioaccumulatrice si son facteur de bioconcentration (FBC) est égal ou supérieur à 1 000 (ou que le log K_{ow} ≥ 4,00) (OMOE, 1992). Ces données indiquent que le méthoprène n'est pas une substance bioaccumulatrice. Aucune donnée n'a indiqué que le méthoprène, combiné au rayonnement UV, augmente la sensibilité des espèces de poissons étudiées, contrairement à ce que l'on croit pour les amphibiens.

Gelbic *et al.* (1994) ont étudié sur des naucorés (*Ilyocoris cimicoides*) les effets chroniques du méthoprène chez les invertébrés. Ils ont exposé en laboratoire des nymphes rendues au cinquième et dernier stade précédant l'émergence de l'adulte. Ils ont constaté que des concentrations de 210 et 100 µg m.a./L provoquaient la mort de 67 % et 30 % des nymphes, respectivement. La durée de la mue du quatrième stade au stade adulte a diminué de 5 jours chez les larves exposées (moyenne = 10,5 ± 3 jours), comparativement aux

groupes témoins (16,6 ± 6 jours), à une concentration de méthoprène de 210 µg m.a./L, et de deux jours (14,6 ± 2 jours), à 100 µg m.a./L. En outre, le nombre d'adultes présentant des malformations augmentait progressivement avec la concentration (16, 19, 22 et 30 adultes avec des malformations à 21, 100, 210 et 1 000 µg m.a./L, respectivement), contrairement aux groupes témoins. Tous les individus (n = 30) sont morts lorsque la concentration de méthoprène a atteint 1 000 µg m.a./L. Chu *et al.* (1997) ont exposé en laboratoire le cladocère *Moina macrocopa* au méthoprène pendant deux semaines. Ils ont observé une baisse de la survie, de la longévité et de la fécondité de ce crustacé dulcicole à des concentrations de 1 000 µg m.a./L et plus. Les auteurs ont conclu que, si les concentrations de méthoprène ne dépassent pas 1 000 µg m.a./L dans le milieu naturel, ce régulateur de la croissance des insectes (RCI) n'affectera pas les populations de *Moina macrocopa*. Des teneurs très faibles en méthoprène (5 µg/L) ont amélioré le taux de reproduction, qui peut influencer sur la reproduction du *Moina macrocopa*. Des essais de reproduction et de survie en laboratoire ont été effectués sur des spécimens de *Ceriodaphnia dubia* exposés à différentes concentrations de méthoprène (Stantec, 2004). Les valeurs nominales moyennes des CI₂₅-7 jours et CI₅₀-7 jours (CI = concentration d'inhibition) pour la reproduction étaient respectivement de 45 (intervalle de confiance à 95 % = 8,8-49) et 64 µg m.a./L (intervalle de confiance à 95 % = 54-77). Au plan de la reproduction, la CMEO était de 82 µg m.a./L, et la CSEO, de 41 µg m.a./L. On n'a relevé aucune mortalité significative, et ce, pour toutes les concentrations de méthoprène utilisées lors de l'essai, qui ont varié de 0 à 78 µg m.a./L (Stantec, 2004). L'amphipode *Hyaella azteca* a été exposé à différentes concentrations de méthoprène dans un essai de croissance et de survie. Les moyennes nominales des CI₂₅-14 jours et CI₅₀-14 jours associées à la croissance étaient respectivement de 115 (intervalle de confiance à 95 % = 13,8-202) et de 215 µg m.a./L (intervalle de confiance à 95 % = 96-298). Les valeurs de la CMEO et de la CSEO pour la croissance étaient respectivement de 310 et 150 µg m.a./L. La valeur de la CL₅₀ pour la survie dépassait la concentration d'essai la plus élevée utilisée, soit 310 µg m.a./L (Stantec, 2004). On a signalé que le méthoprène modifiait le rapport mâles/femelles chez les espèces dulcicoles de zooplancton. Une exposition de l'espèce zooplanctonique *Daphnia pulex* à des concentrations de méthoprène de 100 µg m.a./L a provoqué une diminution de l'incidence des descendances exclusivement mâles et une hausse des descendances exclusivement femelles, comparativement aux groupes témoins (Peterson *et al.*, 2001). Les auteurs concluent que la concentration de 100 µg m. a./L constitue la valeur plafond pour le méthoprène utilisé en

milieu naturel; cette valeur est susceptible d'affecter la reproduction des *Daphnia*. Parce que le méthoprène est réputé se lier au récepteur X des rétinoïdes chez les mammifères, des bioessais sur le *D. pulex* avec le méthoprène ont également été menés avec l'acide 9-*cis*-rétinoïque et l'acide tout-*trans*-rétinoïque, chacun à la concentration de 1 000 µg/L. L'exposition du zooplancton à ces deux dernières substances chimiques n'a provoqué aucun effet observable sur la reproduction. Miura et Takashi (1973) ont effectué des essais de laboratoire à long terme en conditions statiques sur des larves de psychodes du genre *Pericoma*, du moucheron *Chironomus stigmaterris* et de l'éphydridé *Brachydeutera argentata*. Ils ont obtenu des CL₅₀ de 110, 11 et 11 µg m.a./L pour les protocoles de 20, 12 et 21 jours, respectivement. (La plus faible concentration avec effet chronique observé, soit 11 µg m.a./L, a été choisie comme paramètre critique pour le calcul de la valeur de gestion des organismes visés pour le méthoprène. Voir le dernier paragraphe pour l'élaboration de la recommandation).

Miura et Takahashi (1973) ont étudié les effets à court terme du méthoprène sur de nombreux invertébrés dulcicoles. Ils ont rapporté des CL₅₀-24 heures de 960 µg m.a./L pour le *Daphnia magna* (cladocère), de 1 100 µg m.a./L pour les *Eulimnadia* (conchostracés), de 1 300 µg m.a./L pour le *Notonecta unifasciata* (notonecte), de 1 600 µg m.a./L pour les *Cypricercus* (crevette en forme de graine) et de 4 900 µg m.a./L pour les *Cyclops* (copépodes). Les CL₅₀-96 heures étaient de 1 760 pour le *Corisella decolor* (corise) et de 5 320 µg m.a./L pour le *Triops longicaudatus* (trioptidé). La CL₅₀-24 heures du *Hyalella azteca* (amphipode dulcicole) était de 1 330 µg m.a./L. La CL₅₀-48 heures des *Paramecium* (protozoaires) était de 1 330 µg m.a./L, et la CL₅₀-48 heures des *Laccophilus* (coléoptères aquatiques prédateurs), de 2 130 µg m.a./L. Après une exposition de 48 heures au S-méthoprène, la CL₅₀ du cladocère *Moina macrocopa* était de 6 800 µg m.a./L (Chu *et al.*, 1997).

Les algues et les diatomées ne sont pas particulièrement sensibles au méthoprène. On dispose de données secondaires pour cinq espèces d'algues. Des algues vertes (*Pithaphora oedogonia*, *Hydrodictyon reticulatum*, *Spirogyra*), une algue bleue (*Anacystis*) et une diatomée (*Diatoma vulgare*) ont été exposées à des teneurs de méthoprène de 110 µg m.a./L pendant une semaine (Miura et Takahashi, 1973). Les chercheurs n'ont observé aucun effet néfaste chez les spécimens étudiés.

En tant qu'organismes visés, les moustiques sont très vulnérables au méthoprène (Glare et O'Callaghan, 1999).

Le moustique *Aedes nigromaculis* était le plus sensible de tous, affichant une CL₅₀-24 heures de 0,1 µg m.a./L (Miura et Takashi, 1974). La moins sensible des espèces étudiées était le *Culex quinquefasciatus*, qui a obtenu une CL₅₀-14 jours de 100 µg m.a./L (Mulla et Darwazeh, 1979). La sensibilité des espèces canadiennes de moustiques au méthoprène se situait entre ces deux extrêmes. Les CL₅₀-24 heures du *Culex tarsalis* vont de 3 µg m.a./L (Miura et Takashi, 1974) à 4 µg m.a./L (Schaefer et Wilder, 1972). Les CL₅₀-24 heures de l'*Aedes triseriatus* ont varié de 0,93 à 3,4 µg m.a./L (Wells *et al.*, 1975). Une seule étude de toxicité chronique a été recensée concernant les impacts du méthoprène sur les moustiques. Ali *et al.* (1995) ont obtenu une CL₅₀-7-10 jours de 2,3 µg m.a./L pour les troisième et quatrième stades larvaires de moustiques-tigres (*Aedes albopictus*) élevés en laboratoire. (On a utilisé cette étude de toxicité chronique dans l'élaboration de la recommandation provisoire pour la qualité des eaux au Canada. Il est question de l'élaboration de cette recommandation à l'avant-dernier paragraphe du présent document. Selon le protocole du CCME (1991), il est préférable d'utiliser une CMEO provenant d'une étude des effets chroniques pour formuler la recommandation plutôt qu'une CL₅₀. En plus du point de données de la CL₅₀, Ali *et al.* (1995) ont également calculé la CL₉₀ (8,1 µg m.a./L) et fourni des données sur la pente (2,29). Il a été décidé de calculer une valeur d'effet inférieure à partir des données présentées dans l'article original. On a donc calculé une CL₂₀ [représentative d'une CMEO] en utilisant la méthode des probits. On a obtenu une CL₂₀ de 0,90 µg m.a./L, ce qui a donné une pente de 2,26, soit une valeur proche de la pente de 2,29 présentée dans l'étude. On a utilisé l'équation suivante pour ajuster la droite incluant les données des CL₅₀ et CL₉₀ : $y = 2,264x + 11,017$.)

Il faut signaler que les RQEC visent à assurer la protection de la vie aquatique dulcicole contre tous les agents stressants d'origine anthropique, notamment les produits antiparasitaires. On utilise le méthoprène pour empêcher l'émergence des moustiques adultes dans les plans d'eau artificiels (p. ex. les pièces d'eau décoratives, les piscines non entretenues, les collecteurs d'eaux pluviales, les bassins collecteurs) qui n'abritent pas d'organismes non visés. Son usage est également autorisé dans les sites envahis par des eaux de crue (p. ex. les mares formées par la fonte des neiges, les objets retenant l'eau, les aires de drainage, les marais et marécages dulcicoles), mais il est interdit de l'utiliser directement dans les plans d'eau comme les lacs, les cours d'eau et les étangs. Comme l'application du méthoprène est permis dans les endroits peu fréquentés par les organismes non

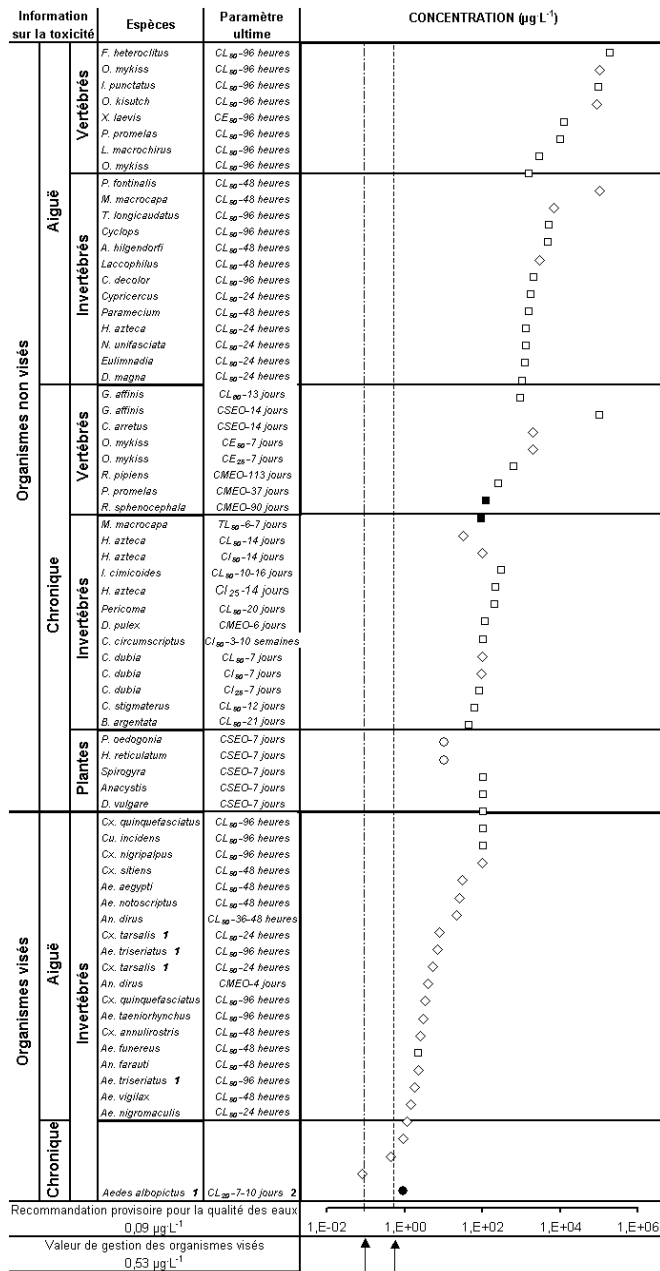
visés (p. ex. les pièces d'eau) ainsi que dans les marais et marécages dulcicoles (qui abritent de grandes quantités d'organismes non visés), on a élaboré deux valeurs : 1) une RQEC qui tient compte de la protection des larves de moustiques; 2) une valeur de gestion des organismes visés, qui ne tient pas compte de la protection des larves de moustiques.

La recommandation provisoire pour la qualité des eaux s'appliquant au méthoprène en vue de protéger la vie dulcicole est de 0,09 µg m.a./L (tableau 1, figure 1). Pour formuler cette valeur, on a tenu compte des données concernant tant les organismes visés (les moustiques) que ceux non visés. La valeur a été obtenue en multipliant le paramètre ultime de la CL₂₀-7-10 jours du moustique-tigre (*Aedes albopictus*) résident de 0,9 µg m.a./L (Ali *et al.*, 1995) par un coefficient de sécurité de 0,1 (CCME, 1991). Le protocole d'élaboration des recommandations du CCME de 1991 indique qu'il faut multiplier la valeur de la CMEO obtenue pour l'organisme le plus vulnérable lors d'une étude de toxicité chronique par un coefficient de sécurité de 0,1 afin de formuler la valeur recommandée. C'est parce que les recommandations provisoires sont établies de préférence à partir d'une étude de toxicité chronique (CCME, 1991) qu'on utilise ce type de valeur plutôt que la CL₅₀-24 heures la plus faible obtenue pour *Aedes triseriatus*, soit 0,9 µg m.a./L (Wells *et al.*, 1975). Outre cet aspect, notons qu'il s'agissait de l'une des deux seules études ayant utilisé un produit riche en matière active (méthoprène à 96 %) pour étudier les effets toxiques. Cette valeur permettrait de protéger toutes les espèces canadiennes de moustiques, comme l'illustre la figure 1. C'est à cause de la qualité des données qu'une recommandation provisoire a été établie plutôt qu'une recommandation complète. Presque toutes les données d'étude ont été classées dans la catégorie des données secondaires, à l'exception de deux points de données, qui ont été considérés comme primaires (figure 1). Pour établir une recommandation complète, il faut que toutes les données incluses dans l'ensemble des données de base soient de type primaire. Cette recommandation vise à protéger toutes les espèces, y compris les moustiques, étant donné que les recommandations ne font pas de distinction entre les expositions intentionnelles et non intentionnelles à un contaminant. Une recommandation sert (entre autres applications et utilisations) à évaluer la nocivité possible d'une concentration particulière mesurée dans l'environnement. Même si l'utilisation du méthoprène selon la dose prescrite vise la démoustication, une application inadéquate est toujours possible (p. ex. un trop grand nombre de traitements pratiqués par année à des doses plus fortes que celles recommandées); voilà pourquoi ces effets potentiels doivent être évalués. Si le

processus d'élaboration de la recommandation ne tient pas compte des données sur les concentrations avec effet observées chez les espèces de moustiques, la recommandation ne pourra assurer cette évaluation.

La valeur de gestion des organismes visés pour le méthoprène en vue d'assurer la protection de tous les organismes, sauf les moustiques, se situe à 0,53 µg m.a./L (tableau 1, figure 1). Cette valeur a été formulée en ne tenant compte d'aucune des données sur les organismes visés (les moustiques). La valeur de gestion a été établie à partir de la concentration avec effet chronique la plus faible observée chez l'organisme non visé le plus sensible. Deux organismes avaient exactement la même concentration avec effet, soit une CL₅₀-12 jours et une CL₅₀-21 jours de 10,6 µg m.a./L : le *Chironomus stigmatifer* et le *Brachydeutera argentata* (Miura et Takashi, 1973). La concentration avec effet a été multipliée par un facteur de 0,05 (CCME, 1991) afin d'obtenir la valeur de gestion finale. Le protocole d'élaboration des recommandations du CCME (1991) indique qu'il faut appliquer un coefficient de sécurité de 0,05 (ou de 20) aux données de la CL₅₀ pour les substances chimiques réputées non persistantes ($t_{1/2}$ dans l'eau < 8 semaines). Comme il n'existe pas de protocole d'élaboration des valeurs de gestion des organismes visés, on a pris le coefficient de sécurité utilisé dans l'élaboration des recommandations pour calculer cette valeur. Cette recommandation serait applicable dans les zones où le méthoprène est appliqué volontairement à des fins de démoustication, mais où il faut aussi protéger toutes les espèces non visées. Autrement dit, on utiliserait cette recommandation en vue de s'assurer que toutes les formes de vie aquatique et tous les aspects du cycle vital des organismes aquatiques non visés seraient protégés. Certains s'inquiètent des effets perturbateurs qu'une exposition à de faibles teneurs en méthoprène peut avoir sur les fonctions endocriniennes du crustacé *Daphnia magna* et du rotifère *Brachionus calyciflorus*. Olmstead et LeBlanc (2003) ont étudié les effets du méthoprène sur la production de *Daphnia* mâles dans des conditions idéales d'exposition pour le maintien de la reproduction parthénogénétique (asexuée), qui ne produit que des femelles (lumière du jour accrue, nourriture accrue, absence de surpeuplement). Des femelles adultes de daphnies portant des embryons dans leur cavité d'incubation ont été exposées à du méthoprène. La CE₅₀ requise pour que le méthoprène stimule les oocytes de sorte qu'ils se développent en mâles était de 354 µg/L. Templeton et Laufer (1983) n'ont pas constaté d'effet sur la reproduction et le développement des *Daphnia* lorsque les concentrations de méthoprène étaient de 9,94 µg m.a./L. L'exposition du rotifère *B. calyciflorus* à des concentrations de méthoprène de 0,1 et 1,0 µg/L a

cependant provoqué une baisse significative de la croissance globale des populations lors d'une exposition de 96 heures; les auteurs ont toutefois indiqué qu'il s'agissait d'un effet mineur (Preston *et al.*, 2000). On a constaté que le méthoprène n'avait pas d'effet significatif sur la reproduction sexuée et asexuée du *B. calyciflorus*, probablement à cause des faibles concentrations utilisées pour les essais (en deçà du seuil toxique).



Paramètres ultimes de toxicité :

- données primaires (% de matière active ≥ 65)
- données secondaires (% de matière active ≥ 65)
- ◇ données secondaires (entre 5 et 15 % de matière active)
- valeur critique de la RQEC provisoire (96 % de matière active)
- valeur de gestion critique (94 % de matière active)

† Espèces canadiennes ciblées (moustiques)
 ‡ Estimation calculée de la CL20 représentative d'une CMEC

Figure 1. Données des essais de toxicité sur les organismes dulcicoles visés et non visés utilisées afin d'élaborer la recommandation provisoire pour la qualité des eaux s'appliquant au méthoprène. Seules les données toxicologiques sur les organismes non ciblés ont été utilisées pour établir la valeur de gestion des organismes visés.

Références

- Ali, A., J.K. Nayar et R.D. Xue. 1995. Comparative toxicity of selected larvicides and insect growth regulators to a Florida laboratory population of *Aedes albopictus*. J. Amer. Mosq. Control Assoc. 11(1):72-76.
- Antumes-Kenyon, S., et G. Kennedy. 2001. A review of the impact of the insect growth regulator methoprene on non-target aquatic organisms in fish bearing waters (ver. 2.0). Massachusetts Pesticide Bureau, Department of Food and Agriculture, Boston.
- ARLA (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire). 2006. Système de dossiers électroniques, livraison et évaluation (LEDENet). Recherche d'étiquette dans l'EERE. <http://eddenet.pma-arla.gc.ca/francais/4.0/4.0.asp>
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Annexe IX – Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique (avril 1991). Dans : Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada. Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1987. Préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. [Mis à jour et réimprimé avec des révisions et des modifications rédactionnelles mineures dans les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 4, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- Chu, K.H., C.K. Wong et K.C. Chiu. 1997. Effects of the insect growth regulator (S)-methoprene on survival and reproduction of the freshwater cladoceran *Moina macrocopa*. Environ. Pollut. 96(2):173-178.
- Degitz, S.J., E.J. Durhan, J.E. Tietge, P.A. Kosian, G.W. Holcombe et G.T. Ankley. 2003. Developmental toxicity of methoprene and several degradation products in *Xenopus laevis*. Aquat. Toxicol. 64(1):97-105.
- Downer, R.G., J.H. Spring et S.M. Smith. 1976. Effect of an Insect Growth Regulator on Lipid and Carbohydrate reserves of Mosquito Pupae (Diptera: Culicidae). Can. Entomol. 108:627-630.
- Edgar, K.A., F.G. Noriega, B.C. Bonning et M.A. Wells. 2000. Recombinant juvenile hormone esterase, an effective tool for modifying juvenile hormone-dependent expression of the early trypsin gene in mosquitoes. Insect Molecular Biology 9(1):27-31.
- Elлгаard, E.G., J.T. Barber, S.C. Tiwari et A.L. Friend. 1979. An analysis of the swimming behaviour of fish exposed to the insect growth regulators, methoprene and diflubenzuron. Mosq. News 39(2):311-314.
- Gelbic, I., M. Papacek et J. Pokuta. 1994. The effects of methoprene S on the aquatic bug *Ilyocoris cimicoides* (Heteroptera, Naucoridae). Ecotoxicology 3:89-93.
- Glare, T.R., et M. O'Callaghan. 1999. Environmental and health impacts of insect juvenile hormone analogue, S-methoprene. Rapport pour le New Zealand Ministry of Health. 106 pp. Voir : [www.moh.govt.nz/moh.nsf/c7ad5e032528c34c4c256690076db9b/ff3b628d67e34963cc256ba3000d8476/\\$FILE/S-methoprene.pdf](http://www.moh.govt.nz/moh.nsf/c7ad5e032528c34c4c256690076db9b/ff3b628d67e34963cc256ba3000d8476/$FILE/S-methoprene.pdf)
- Hall, R., 2006. Scientific criteria document for the development of a provincial water quality objective for methoprene. Ontario Ministry of the Environment, Standards Development Branch.
- Henrick, C.A., J. Ko, J. Nguyen, J. Burleson, G. Lindahl, D. Van Gundy D et J.M. Edge. 2002. Investigation of the relationship between s-Methoprene and deformities in anurans. J. Amer. Mosq. Control Assoc. 18(3):214-221.
- Hershey, A.E., A.R. Lima, G.J. Niemi et R.R. Regal. 1998. Effects of *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) and methoprene on nontarget macroinvertebrates in Minnesota wetlands. Ecological Applications. 8(1):41-60.
- HSDB (Hazardous Substances DataBase). 2002. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/?/~temp/~stPGYU:1>
- Johnson, W.W., et M.T. Finley. 1980. Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. Resour. Publ.137, Fish and Wildlife Service, U.S.D.I., Washington, D.C :98 p.
- Kidd, H., et James D.R. (dir. de publ.). 1991. The Agrochemicals Handbook, Third Edition. Royal Society of Chemistry Information Services, Cambridge, UK. pp.2-13.
- LaClair, J.J. 1997. Amphibian Decline Research. <http://www.scripps.edu/mb/laclair/frog.html>
- LaClair, J.J., J.A. Bantle et J. Dumont. 1998. Photoproducts and metabolites of a common insect growth regulator produce developmental deformities in *Xenopus*. Environ. Sci. Technol. 32:1453-1461.
- Madder, D.J., et W.L. Lockhart. 1980. Studies on the dissipation of diflubenzuron and methoprene from shallow prairie pools. Can. Entomol. 112: 173-179.
- McKague, A.B., et R.B. Pridmore. 1978. Toxicity of Altiosid and Dimilin to juvenile rainbow trout and coho salmon. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 20:167-169.
- MEO (ministère de l'Environnement de l'Ontario). 2003. Rapport sommaire des activités entreprises en 2003 pour combattre le virus du Nil occidental. <http://www.ene.gov.on.ca/envision/gp/4637f.pdf>
- Meteyer, C.U., R.A. Cole, K.A. Converse, D.E. Docherty, M. Wolcott, J.C. Helgen, R. Levey, L. Eaton-Pool et J.G. Burdhart. 2000a. Defining anuran malformations in the context of a developmental problem. J. Iowa Acad. Sci. 107(3):72-78.
- Meteyer, C.U., I.K. Loeffler, J.F. Fallon, K.A. Converse, E. Green, J.C. Helgen, S. Kersten, R. Levey, L. Eaton-Pool et J.G. Burdhart. 2000b. Hind limb malformations in free-living northern leopard frogs (*Rana pipiens*) from Maine, Minnesota, and Vermont suggest multiple etiologies. Teratology 62: 151-171.
- Miura, M., et R.M. Takahashi. 1973. Insect Developmental Inhibitors. 3. Effects on non-target aquatic organisms. J. Econ. Entomol. 66(1): 917-922.
- Miura, T., et R.M. Takahashi. 1974. Toxicity of TH6040 to fresh water Crustacea and the use of a tolerance index as a method of expressing side effects on non-targets. Proceedings and Papers California Mosquito Control Association 42:177-180.
- Mulla, M., et H. Darwazeh. 1979. New insect growth regulators against flood and stagnant water mosquitoes- effects on nontarget organisms. Mosq. News 39(4):746-755.
- Niemi, G.J., A.E. Hershey, L. Shannon, J.M Hanowski, A. Lima, R.P. Axler et R.R. Regal. 1999. Ecological effects of mosquito control on zooplankton, insects and birds. Environ. Toxicol. Chem. 18(3):549-559.
- Olmstead, A.W., et G.A. LeBlanc. 2003. Insecticidal juvenile hormone analogs stimulate the production of male offspring in the crustacean *Daphnia magna*. Env. Health Persp. 111(7):919-924.
- OMOE (Ontario Ministry of Environment). 1992. Ontario's water quality objective development process. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, March 1992. ISBN 0-7729- 7532-9.
- Peterson, J.K., D.R. Kashian et S.I. Dodson. 2001. Methoprene and 20-OH-Ecdysone affect male production in *Daphnia pulex*. Environ. Toxicol. Chem. 20(3):582-588.
- Preston, B.L., T.W. Snell, T.L. Robertson et B.J. Dingmann. 2000. Use of freshwater rotifer *Brachionus calyciflorus* in screening assay for potential endocrine disruptors. Env. Toxicol Chem. 19(12):2923-2928.
- Quistad, G.B., L.E. Staugner et D. Schooley. 1975. Environmental degradation of the insect growth regulator methoprene (Isopropyl (2E, 4E)-11- 3,7,11- Trimethyl-2,4-dodecadienoate). III photodecomposition. J. Agr. Food Chem. 23(2):299-303.

- Ross, D.H., P. Cohle, P.R. Blase, J.B. Bussard et K. Neufeld. 1994. Effects of the insect growth regulator (S)-Methoprene on the early life stages of the fathead minnow *Pimephales promelas* in a flow-through laboratory. *J. Amer. Mosq. Control Assoc.* 10(2):211-221.
- Sawby, R., M.J. Klowden et R.D. Sjogren. 1992. Sublethal effects of larval methoprene exposure on adult mosquito longevity. *J. Amer. Mosq. Control Assoc.* 8(3):290-292.
- Schaefer, C.H., et W. H. Wilder 1972. Insect developmental inhibitors: A practical evaluation as mosquito control agents. *J. Econ. Entomol.* 65:1066-1071.
- Schaefer, C.H., et E.F. Dupras Jr. 1973. Insect developmental inhibitors. 4. Persistence of ZR-515 in water. *J. Econ. Entomol.* 66:923.
- Schoepfner, R.F. 1977. Methods used to suppress mosquito populations in a Bayside Community. In "Proceedings and papers of the Forty fifth Annual Conference of the Californian Mosquito and Vector Control Association, Inc.", dir. de publ., C. D. Grant, pp. 194-196.
- Sparling, D.W. 2000. Effects of Altosid and Abate-4E on deformities and survival in southern leopard frogs under semi-natural conditions. *Jour. Iowa Acad. Sci.* 107(3):90-91.
- Staal, G.B. 1975. Insect growth regulators with juvenile hormone activity. *Ann. Rev. Entomol.* 20:417.
- Stantec 2004. Toxicity of methoprene to rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*, *Ceriodaphnia dubia* and *Hyalella azteca* in a static renewal test system. Stantec Project # 63122929
- Struger, J., E. Sverko, E. Gilmer, T. Fletcher et D. Flaborea. 2004. Methoprene levels in urban catch basins and streams in southern Ontario. Poster Presentation. International Association for Great Lakes Research (IAGLR) Conference, University of Waterloo, Waterloo, ON, Canada.
- Templeton, N.S., et H. Laufer. 1983. The effects of a juvenile hormone analog (Altosid ZR-515) on the reproduction and development of *Daphnia magna* (Crustacea: Cladocera). *Int. J. Invert. Rep.* 6:99-110.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 1991. Registration Eligibility Document Isopropyl (2E, 4E)-11-methoxy-3,7,11-trimethyl-2,4-dodecadienoate (referred to as methoprene). List A, Case 0030. Office of Pesticides Programs, Special Review and Reregistration Division, Washington, D.C.
- Weirich, G., et J. Wren. 1973. The substance specificity of juvenile hormone esterase from *Manduca sexta* hemolymph. *Life Sciences* 13:213-226.
- Wells, R.D., J.H. Nelson, C.D. Davenport et E.S. Evans Jr. 1975. Laboratory dosage response of *Aedes triseriatus* (SAY) to Altosid® SR-10 and 10-F. *Mosq. News.* 35(4):546-548.
- Wheeler D. E., et H. F. Nijhout. 2003. A perspective for understanding the modes of juvenile hormone action as a lipid signalling system. 2003. *BioEssays* 25:994-1001.
- Yang P. 2003. The determination of mosquito larvicide and adulticide and the screening of decomposition by-products of methoprene in environmental matrices using micro-extraction and gas chromatography-time of flight-mass spectrometry. Ontario Ministry of the Environment, Laboratory Services Branch, Method ENE E3449.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – méthoprène. Dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
351, boul. Saint-Joseph
Gatineau QC K1A 0H3
Téléphone : 819-953-1550
Courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Site Web : <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez contacter :

Documents du CCME
Sans frais: 1-800-805-3025
www.ccme.ca

© Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2007
Extrait de la publication n° 1300; ISBN 1-896997-36-8

Also available in English.