



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

IMIDACLOPRIDE

L'imidaclopride (numéro de registre CAS 13826-41-3; nom UICPA 1-(6-chloro-3-pyridylméthyl)-N-nitroimidazolidine-2-ylidèneamine est une matière active de synthèse qui est utilisée dans divers produits insecticides homologués pour utilisation au Canada. Il s'agit d'un solide cristallin incolore, dont la formule moléculaire est $C_9H_{10}ClN_5O_2$ et dont le poids moléculaire est de 255,7 (Tomlin, 2000). L'imidaclopride est très soluble dans l'eau, sa solubilité étant de 0,51 à 0,61 $g \cdot L^{-1}$ à 20 °C (Krohn, 1989; Tomlin, 2000); le produit est relativement non volatil, avec des pressions de vapeur rapportées de 2×10^{-7} à 4×10^{-10} Pa à 20 °C (EXTOXNET, 1998; Tomlin, 2000).

L'imidaclopride, fabriqué par Bayer CropScience Inc., a été vendu et utilisé pour la première fois au Canada en 1995 pour lutter contre le doryphore de la pomme de terre dans l'est du Canada (ARLA, 2001). Depuis ce temps, son profil d'emploi a été étendu et comprend, entre autres : la lutte contre divers insectes dans les cultures en champ et en serre, les vergers, et les pépinières; la lutte contre les puces chez les animaux domestiques; la lutte contre les ravageurs de la pelouse dans les zones urbaines. Les formulations suivantes de l'imidaclopride sont disponibles : bouillie pour le traitement des semences, suspension concentrée pour le traitement des semences, granulé, poudre mouillable, concentré soluble, suspension concentrée, granulé dispersable dans l'eau, et poudre pour poudrage (Tomlin, 2000). Les noms commerciaux utilisés pour les pesticides à base d'imidaclopride comprennent, entre autres, Admire, Advantage, Confidor, Gaucho, Genesis, Impower, Intercept, Maxforce IC et Merit (ARLA, 2005).

L'imidaclopride est utilisé en agriculture pour lutter contre les insectes suceurs tels que les pucerons, les cicadelles, les psylles, les thrips, les aleurodes et les coléoptères. Il est le plus souvent utilisé pour traiter le sol et le feuillage ainsi que dans l'enrobage des semences (Tomlin, 2000). Les taux d'application typiques sur le feuillage ou sur le sol varient d'environ 50 à 320 $g \cdot ha^{-1}$, selon la culture (ARLA, 2005). L'imidaclopride sert à traiter les semences de certaines cultures comme le canola, la moutarde et le maïs (ARLA, 2001). Pour les pommes de terre, le taux d'application recommandé est de

6,2 à 9,4 g d'imidaclopride par 100 kg de plantons (ARLA, 2005). Dans les zones urbaines, l'imidaclopride est utilisé pour lutter contre les ravageurs de la pelouse des parterres privés, des parcs, des terrains d'athlétisme, des terrains de golf, etc. Pour lutter contre les vers blancs dans le gazon, le taux d'application recommandé est d'environ 280 $g \cdot m.a. \cdot ha^{-1}$ (ARLA, 2005). L'imidaclopride est aussi utilisé pour lutter contre les ravageurs domestiques tels que les puces et les coquerelles. Pour lutter contre les puces sur les animaux domestiques, il est habituellement disponible en solution qui peut être appliquée une fois par mois sur les chiens et les chats (ARLA, 2005). Le pourcentage de matière active dans les produits varie selon le poids de l'animal à traiter.

D'après les données disponibles pour sept provinces (Nouvelle-Écosse, Nouveau-Brunswick, Île-du-Prince-Édouard, Ontario, Manitoba, Alberta et Colombie-Britannique), la quantité annuelle totale d'imidaclopride vendue ou utilisée au Canada a été évaluée à environ 19 600 kg m.a. (Brimble *et al.*, 2005). Or, la quantité réelle est probablement beaucoup plus grande parce que les données pour certaines provinces ne concernent que les ventes destinées à l'agriculture et ne tiennent pas compte des autres utilisations telles que la lutte contre les puces et les tiques des animaux domestiques et les applications en serres et sur la pelouse. De plus, on ne dispose pas d'estimations des quantités vendues ou utilisées en Saskatchewan, alors que certaines données indiquent que l'imidaclopride fait partie des 10 pesticides les plus utilisés dans la province (Sam Ferris, ministère de l'Environnement de la Saskatchewan, Regina, communication personnelle, 2004). Selon plusieurs tendances récentes, l'utilisation de l'imidaclopride est susceptible d'augmenter au cours des

Tableau 1. Recommandations relatives à l'imidaclopride pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique (CCME, 2007).

Vie aquatique	Valeur de la recommandation ($\mu g \cdot m.a. \cdot L^{-1}$)
Eaux douces	0,23*
Eaux marines	0,65*

*Recommandation provisoire.

prochaines années. En Ontario, les personnes détenant un permis pour l'application de pesticides utilisent l'imidaclopride sur la pelouse en remplacement du diazinon, lequel a été retiré du marché pour ce qui est de l'utilisation sur la pelouse en 2004 (Struger *et al.*, 2002). En Alberta, il est prévu que l'imidaclopride remplacera le lindane, qui est graduellement éliminé, ce qui pourrait entraîner une augmentation des ventes au cours des prochaines années (Byrtus *et al.*, 2002). Depuis la fin des années 1990, l'utilisation de l'imidaclopride pour lutter contre les puces a aussi considérablement augmenté en Colombie-Britannique (ENKON Environmental Limited, 2001).

L'application directe d'imidaclopride dans les plans d'eau est interdite au Canada. Toutefois, l'utilisation d'imidaclopride pour lutter contre les ravageurs terrestres pourrait entraîner le transport non intentionnel du produit vers les milieux aquatiques et leur contamination indirecte, de par la dérive de pulvérisation, le dépôt atmosphérique, l'érosion des sols et le ruissellement.

Il existe plusieurs méthodes d'analyse pour mesurer l'imidaclopride dans l'eau, mais pour ce qui est de la détermination de faibles concentrations, la méthode privilégiée est l'extraction en phase solide et l'utilisation de la chromatographie liquide – spectrométrie de masse – spectrométrie de masse (CL-SM-SM). Les méthodes utilisant cette approche ont des limites de détection rapportées de $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Culp *et al.*, 2006) à $0,001 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Giroux, 2003).

La surveillance de l'imidaclopride a été effectuée en divers endroits au Canada dans les eaux de surface, les eaux de ruissellement et les eaux souterraines. Dans les eaux de surface, il est rare qu'on ait mesuré des concentrations d'imidaclopride supérieures aux limites de détection. Par exemple, l'analyse des échantillons d'eaux de surface recueillis en Alberta en 1999 et en 2000 n'a pas permis de détecter des concentrations d'imidaclopride supérieures aux limites de détection de $0,02$ – $0,05 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Byrtus *et al.*, 2002). La surveillance en 2000-2001 des bassins versants des rivières Don et Humber, en Ontario, n'a pas permis de déceler d'imidaclopride, à une limite de détection de $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Struger *et al.*, sous presse). De plus, dans 167 échantillons d'eaux de surface recueillis dans une quarantaine d'endroits différents en Ontario en 2004, aucune concentration d'imidaclopride n'a été trouvée; cependant, il est à remarquer que la limite de détection de l'étude était quelque peu élevée, à $4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (John Struger, Environnement Canada, communication personnelle, octobre 2006; Environnement Canada, 2006). Dans les provinces de l'Atlantique, de 2003 à 2005, l'imidaclopride n'a pas été détecté dans les

82 échantillons d'eaux de surface provenant de l'Île-du-Prince-Édouard (limite de détection de $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) ni dans les 48 échantillons provenant de la Nouvelle-Écosse (Murphy *et al.*, 2006). Cependant, on a détecté de l'imidaclopride dans deux des 57 échantillons d'eaux de surface prélevés au Nouveau-Brunswick, avec une concentration maximale de $0,3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Murphy *et al.*, 2006; Environnement Canada, 2006). De même, une étude menée au Nouveau-Brunswick de 2003 à 2005, portant sur l'imidaclopride dans les eaux de ruissellement provenant de champs de pommes de terre et dans les eaux de surface du ruisseau Black, a révélé des concentrations maximales durant des épisodes de pluie avoisinant $0,3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Hewitt, 2006).

L'imidaclopride a été détecté le plus souvent dans les eaux de ruissellement des terres agricoles. Par exemple, les concentrations dans les eaux de ruissellement recueillies dans les cultures de pommes de terre à l'Île-du-Prince-Édouard après des épisodes de pluie en 2001 et 2002 variaient depuis moins de $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (limite de détection) jusqu'à $11,9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Denning *et al.*, 2004). Des études menées en Ontario portant sur les tuyaux de drainage ont montré aussi de faibles concentrations d'imidaclopride dans les eaux de ruissellement (ARLA, 2001). Cependant, lors d'activités de surveillance menées en 2003 et 2004 à l'Île-du-Prince-Édouard (45 échantillons), au Nouveau-Brunswick (42 échantillons) et en Nouvelle-Écosse (18 échantillons), on n'a pas détecté d'imidaclopride dans les échantillons d'eaux de ruissellement, à des limites de détection de $1,0$ à $2,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Murphy et Mutch, 2005).

Nous avons trouvé une seule étude de surveillance de l'imidaclopride dans les eaux souterraines canadiennes. D'après un rapport du ministère de l'Environnement du Québec, l'imidaclopride (avec une limite de détection de $0,001 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et ses métabolites (avec des limites de détection de $0,0007$ à $0,0009 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) ont été détectés dans 35 % des échantillons d'eaux souterraines recueillis près de cultures de pommes de terre partout au Québec (Giroux, 2003). Les échantillons ont été prélevés dans des puits peu profonds situés à proximité des champs traités, et ils correspondent donc au pire des scénarios. La concentration maximale d'imidaclopride qui a été détectée est de $6,4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, et les concentrations maximales des métabolites imidaclopride-urée, imidaclopride-guanidine et imidaclopride-oléfine étaient de $0,018$, $0,4$ et $0,0023 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement (Giroux, 2003).

Divers facteurs influent sur la persistance de l'imidaclopride dans le sol, y compris la température, les matières organiques du sol et le fait que le champ est

gardé en culture ou non (Rouchaud *et al.*, 1994; Flores-Cespedes *et al.*, 2002; Krohn et Hellpointner, 2002). Il est probable que la persistance diminue dans les zones végétalisées vu l'absorption et la métabolisation du produit par les plantes (Rouchaud *et al.*, 1994) et les bactéries (Krohn et Hellpointner, 2002). Le temps nécessaire pour que 50 % de l'imidaclopride appliqué dans les champs se dissipe (TD₅₀) peut varier d'environ 80 jours à 2 ans (Mulye, 1996; Sabbagh *et al.* 2002; Krohn et Hellpointner, 2002). Prémunant que le TD₅₀ typique est de 1 à 2 ans, l'ARLA a classé l'imidaclopride comme un produit persistant dans le sol selon la classification de Goring *et al.* (1975).

L'adsorption constitue la principale voie de l'imidaclopride dans le sol (Sabbagh *et al.*, 2002). L'imidaclopride a une tendance à la sorption au sol moyenne à élevée; on rapporte des coefficients d'adsorption au sol (K_{oc}) se situant entre 210 et 262 (Krohn et Hellpointner, 2002; Nemeth-Konda *et al.*, 2002; Orme et Kegley, 2003). Le type de sol influe sur l'intensité de la sorption de l'imidaclopride et de ses métabolites, qui dépend en grande partie de la teneur en carbone organique (Cox *et al.*, 1998). Le rapport sol : solution joue aussi sur la sorption au sol, qui est plus faible lorsque la teneur en eau dans le sol est plus élevée; la sorption au sol est aussi fonction de la concentration du produit, son taux variant en raison inverse de la concentration initiale d'imidaclopride (Cox *et al.*, 1998).

Vu sa forte solubilité dans l'eau, l'imidaclopride peut être lessivé à des profondeurs d'au moins 105 cm lorsque les conditions d'irrigation ne correspondent pas aux taux d'évapotranspiration de l'eau d'une manière telle que les sols deviennent saturés ou presque saturés (Felsot *et al.*, 1998). Cependant, certaines données indiquent que, lorsque l'imidaclopride est utilisé correctement (p. ex. aux taux recommandés, sans irrigation, et lorsqu'on ne prévoit pas de fortes pluies), le produit n'est pas lessivé de manière caractéristique dans les couches profondes du sol (Rouchaud *et al.*, 1994; Tomlin, 2000; Krohn et Hellpointner, 2002).

La persistance de l'imidaclopride en milieu aquatique est fonction de divers facteurs environnementaux tels que l'exposition à la lumière, le pH, la température et la communauté microbienne. La photolyse semble constituer un des processus principaux de la dégradation du produit. Des valeurs de TD₅₀ de 30, 130 et 160 jours ont été calculées en absence de lumière et avec différents sédiments (Krohn et Hellpointner, 2002). De même, Spittler (1993) a trouvé que la demi-vie de l'imidaclopride en conditions de noirceur était de

129 jours. Combinés, les processus de métabolisation et de photolyse réduisent les valeurs de TD₅₀ à une période qui se compte en jours (Heimbach et Hendel, 2001). La demi-vie de l'imidaclopride sous photolyse en milieu aqueux a été évaluée à environ quatre heures (Tomlin, 2000; Krohn et Hellpointner, 2002).

Des études en mésocosme indiquent qu'en conditions naturelles, les temps de dissipation sont plus courts que les temps observés dans les essais en laboratoire. Moring *et al.* (1992) ont déterminé une demi-vie dans la colonne d'eau de 1,4 jour pour l'imidaclopride dans une étude en microcosme extérieur dans laquelle ils ont effectué quatre applications en surface de la matière active, avec un intervalle de deux semaines entre les applications. L'imidaclopride ne semble pas avoir persisté dans les sédiments non plus, les concentrations de résidus ayant été inférieures aux limites de détection un mois après la dernière application (Moring *et al.*, 1992). Dans une autre étude en mésocosme, on a appliqué deux fois du Confidor SL 200 (à 17,3 % d'imidaclopride), à un intervalle de trois semaines, dans des étangs artificiels à des concentrations de 0,6 à 23,5 µg m.a.·L⁻¹ (Ratte et Memmert, 2003). La moyenne calculée du TD₅₀ pour l'imidaclopride dans l'eau a été de 8,2 jours. Le TD₅₀ moyen pour le système lentique entier (eau et sédiments) a été de 14,8 jours (Ratte et Memmert, 2003).

La formulation des produits à base d'imidaclopride influe aussi sur la persistance en milieu aquatique. Les valeurs de demi-vie déterminées pour les formulations de poudre sont supérieures à celles des formulations liquides (Sarkar *et al.*, 1999). La persistance augmente aussi en fonction de l'augmentation du taux d'application (Sarkar *et al.*, 1999). Comme l'imidaclopride est généralement stable à l'hydrolyse à des pH correspondant à ceux des milieux naturels, on pense que l'hydrolyse ne constitue pas un processus important du devenir du produit (U.S. EPA, 2005).

Les principaux produits de dégradation de l'imidaclopride dans l'eau sont le 6-chloro-3-pyridyl-méthyléthylènediamine, le 6-chloro-nicotinaldéhyde, le 6-chloro-N-méthylnicotinamide, le 1-[(6-chloro-3-pyridinyl)méthyl]-2-imidazolidinone (imidaclopride-urée) et l'acide 6-hydroxynicotinique. L'imidaclopride-guanidine est un produit de dégradation mineur (Wamhoff et Schneider, 1999; Zheng et Liu, 1999; Bacey, 2000). En l'absence de lumière et d'oxygène, du dénitro-imidaclopride est produit. On a trouvé que le dénitro-imidaclopride est plus persistant que son composé d'origine (Fritz et Hellpointner, 1991). Le dénitro-imidaclopride et l'imidaclopride-urée sont très solubles

dans l'eau, leurs solubilités respectives étant de 180-230 g·L⁻¹ et de 9,3 g·L⁻¹ à 20 °C (Krohn 1996a et 1996b).

Le log K_{oc} pour l'imidaclopride est de 0,57 (Krohn et Hellpointner, 2002; Tomlin, 2000), ce qui indique un faible potentiel d'accumulation dans les espèces aquatiques. L'imidaclopride ne semble pas se bioaccumuler dans les organismes vivants (Krohn et Hellpointner, 2002; ARLA, 2001). Les produits de transformation dénitro-imidaclopride (log K_{oc} < -2 pour des pH entre 4 et 7 et log K_{oc} = -1,7 à pH = 9) et imidaclopride-urée (log K_{oc} = 0,46) devraient eux aussi avoir un faible potentiel de bioaccumulation (Krohn, 1996a et 1996b).

L'imidaclopride étant un insecticide systémique (Tomlin, 2000), il est absorbé par les plantes, surtout par les racines, et transporté dans le système vasculaire où il peut affecter les ravageurs phytophages. L'imidaclopride agit comme un agoniste nicotinique de l'acétylcholine (Ach) (Song et Brown, 1998). Il se lie de manière irréversible aux récepteurs nicotiques des nerfs postsynaptiques, empêchant l'acétylcholine de se lier à ces récepteurs. L'imidaclopride n'est pas dégradé par l'acétylcholinestérase et, par conséquent, ce blocage entraîne l'accumulation d'acétylcholine, et finalement la paralysie et la mort (Hovda et Hooser, 2002). Il a été montré que l'imidaclopride a une plus forte affinité de liaison pour les récepteurs nerveux des insectes que pour ceux des mammifères (Matsuda *et al.*, 2000). L'imidaclopride est fortement toxique pour les insectes aquatiques ainsi que pour certains autres invertébrés aquatiques, mais il est peu toxique pour les poissons, les algues, les amphibiens et les mammifères (CCME, 2007).

Plusieurs études ont montré que les produits de transformation de l'imidaclopride sont considérablement moins toxiques pour les invertébrés que le composé d'origine (voir Mulye, 1997). La situation est moins claire en ce qui concerne la toxicité des produits formulés par rapport à celle de l'imidaclopride de qualité technique. Stoughton (2006) a comparé la toxicité de l'imidaclopride de qualité technique et celle du produit formulé Admire® pour deux invertébrés dulcicoles, le moucheron *Chironomus tentans* et l'amphipode *Hyaella azteca*. Les résultats ont été différents pour les deux espèces. Dans le cas de *H. azteca*, Admire® était considérablement plus toxique que l'imidaclopride de qualité technique, avec une CL₅₀ après 96 heures de 17,44 µg m.a.·L⁻¹ pour Admire® et de 65,43 µg m.a.·L⁻¹ pour l'imidaclopride. Cependant, une réponse semblable

aux deux substances a été observée chez *C. tentans*, avec une CL₅₀ après 96 heures de 5,40 µg m.a.·L⁻¹ pour Admire® et de 5,75 µg m.a.·L⁻¹ pour l'imidaclopride de qualité technique. Par conséquent, il pourrait ne pas être possible de tirer des conclusions générales sur la toxicité relative de l'imidaclopride et de ses produits formulés, parce qu'elle pourrait varier selon les espèces.

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

Les recommandations canadiennes provisoires pour la qualité des eaux relatives à l'imidaclopride visant la protection de la vie aquatique dulcicole et marine ont été élaborées conformément au protocole du CCME (CCME, 1991). Pour obtenir plus d'information, veuillez consulter le document scientifique complémentaire (CCME, 2007).

Les études toxicologiques qui ont été menées avec des produits formulés, plutôt qu'avec l'imidaclopride de qualité technique, n'ont pas été prises en compte pour l'élaboration des recommandations. Les formulants utilisés dans les pesticides peuvent faire augmenter la toxicité de la matière active en augmentant la biodisponibilité, ou les formulants eux-mêmes peuvent être toxiques. Par conséquent, il est possible, du fait qu'on ne tient pas compte des essais toxicologiques pour les produits formulés, que les présentes recommandations ne protègent pas assez la vie aquatique. Cependant, les formulants utilisés ne seront pas les mêmes dans tous les pesticides basés sur la même matière active, et les effets possibles des formulants eux-mêmes pourraient varier selon les espèces. Pour ces raisons, il devient difficile de comparer les données toxicologiques des diverses études. Les présentes recommandations sont donc fondées seulement sur les études qui portent sur l'imidaclopride de qualité technique.

Vie dulcicole

Les poissons d'eau douce ne semblent pas particulièrement sensibles à l'imidaclopride, les effets toxiques ne se manifestant chez eux qu'à des concentrations d'imidaclopride au moins deux fois supérieures à celles mesurées dans les eaux canadiennes. Après exposition sur 60 jours de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), du stade d'œuf nouvellement fécondé en stade juvénile, une concentration minimale avec effet observé (CMEO) de 2 300 µg m.a.·L⁻¹, pour des effets sur la croissance, a été rapportée, et aucun effet sur l'éclosion ou la survie n'a été observé à la plus forte concentration de l'essai, soit 19 000 µg m.a.·L⁻¹ (Cohle et Bucksath, 1991; Gagliano, 1992). Les CL₅₀ après

96 heures observées pour les poissons se situent habituellement dans la plage de 200 000 à 300 000 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ (p. ex. Grau, 1987; Grau, 1988). Une étude de l'exposition de truites arc-en-ciel juvéniles pendant 96 heures a aussi rapporté une CMEO de 64 000 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, pour des effets sur le comportement (Bowman et Bucksath, 1990).

La plage de toxicité de l'imidaclopride pour différentes espèces d'invertébrés paraît étendue, avec des valeurs de CL_{50} à court terme se situant entre 3 et plus de 130 000 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ (CCME, 2007). Les insectes et les ostracodes semblent particulièrement sensibles, alors que les cladocères sont relativement insensibles. L'étude ayant révélé la plus grande sensibilité est celle où a été obtenue une CMEO après 10 jours de 1,24 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, pour la croissance des larves du moucheron *Chironomus tentans* (Gagliano, 1991). Cependant, cette étude soulève certaines préoccupations vu une faible contamination détectée dans certains échantillons témoins. La deuxième plus grande sensibilité correspond à une CMEO après 28 jours (CE_{15}) de 2,25 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour une réduction de l'émergence chez le moucheron *Chironomus riparius* (Dorgerloh et Sommer, 2001). Plusieurs autres concentrations efficaces d'imidaclopride de qualité technique (et de nombreuses concentrations efficaces de produits formulés) se situent à moins de 10 fois la concentration de 2,25 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, dont la validité se trouve ainsi renforcée. Par exemple, Sánchez-Bayo et Goka (2006) ont rapporté une même CE_{50} après 48 heures pour l'immobilisation chez deux espèces d'ostracodes, *Ilyocypris dentifera* et *Cypridopsis vidua*, de 3 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$. Stoughton (2006) a signalé une CL_{50} après 96 heures de 5,75 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour *Chironomus tentans*. Les larves d'une autre espèce d'insecte, la mouche noire *Simulium vittatum*, ont montré une sensibilité semblable à l'exposition aiguë, avec des valeurs de CL_{50} après 48 heures de 6,75 à 9,54 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ (Overmyer *et al.*, 2005).

De manière générale, il semble que les algues sont d'au moins trois ordres de grandeur moins sensibles à l'imidaclopride que de nombreuses espèces d'insectes et d'ostracodes. La plus grande sensibilité rapportée pour une algue correspond à une CE_{50} après 4 jours de 12 370 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour l'inhibition de la croissance, chez la diatomée d'eau douce *Navicula pelliculosa* (Hall, 1996). On a signalé une CE_{50} après 4 jours de 32 800 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la réduction de la croissance chez la cyanophycée *Anabaena flos-aquae* (Bowers, 1996). Dans un essai de toxicité sur 96 heures mené avec la chlorophycée *Scenedesmus subspicatus*, aucun effet sur le taux de croissance ou la biomasse n'a été observé à la

plus forte concentration de l'essai, soit 10 000 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ (Heimbach, 1986). De même, un essai de cinq jours sur la chlorophycée *Pseudokirchneriella subcapitata* n'a produit aucun effet sur la croissance à la plus forte concentration de l'essai, soit 119 000 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ (Gagliano et Bowers, 1991).

Quelques études en mésocosme ou de terrain ont porté sur l'imidaclopride. Moring *et al.* (1992) ont rapporté que la concentration de 6 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ n'entraînait aucun effet nocif important sur le mésocosme entier. À la concentration supérieure suivante, soit 20 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, Moring *et al.* ont observé une diminution de la densité globale du phytoplancton et des densités de copépodes, d'éphéméroptères, de trichoptères et de l'amphipode *Hyalella azteca* (Moring *et al.*, 1992). Ratte et Memmert (2003) ont mentionné une concentration sans effet observé (CSEO) pour le mésocosme entier de 0,6 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ et une CMEO de 1,5 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$. Cependant, les résultats de cette étude doivent être interprétés avec prudence, parce qu'ils sont fondés sur des concentrations nominales et que le produit formulé utilisé contenait seulement 17,3 % de matière active, l'effet des autres substances de la formulation étant inconnu.

Des études ayant comparé l'effet de l'exposition soudaine à l'imidaclopride à celui de l'exposition continue laissent penser que la première entraîne une moins forte mortalité, mais que l'exposition soudaine à court terme pourrait néanmoins avoir des impacts à long terme (Alexander, 2006; Stoughton, 2006). Alexander (2006) a constaté des effets négatifs pour la même concentration dans le cas d'une exposition soudaine à l'imidaclopride de 12 heures (suivie d'une exposition de 19 jours à de l'eau propre témoin) et dans celui d'une exposition continue de 20 jours.

La recommandation provisoire pour la qualité des eaux relative à l'imidaclopride visant la protection de la vie dulcicole est de 0,23 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$. Elle a été obtenue par la multiplication de la CMEO après 28 jours de 2,25 $\mu\text{g m.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le moucheron *C. riparius* (Dorgerloh et Sommer, 2001) par un facteur de sécurité de 0,1 (CCME, 1991).

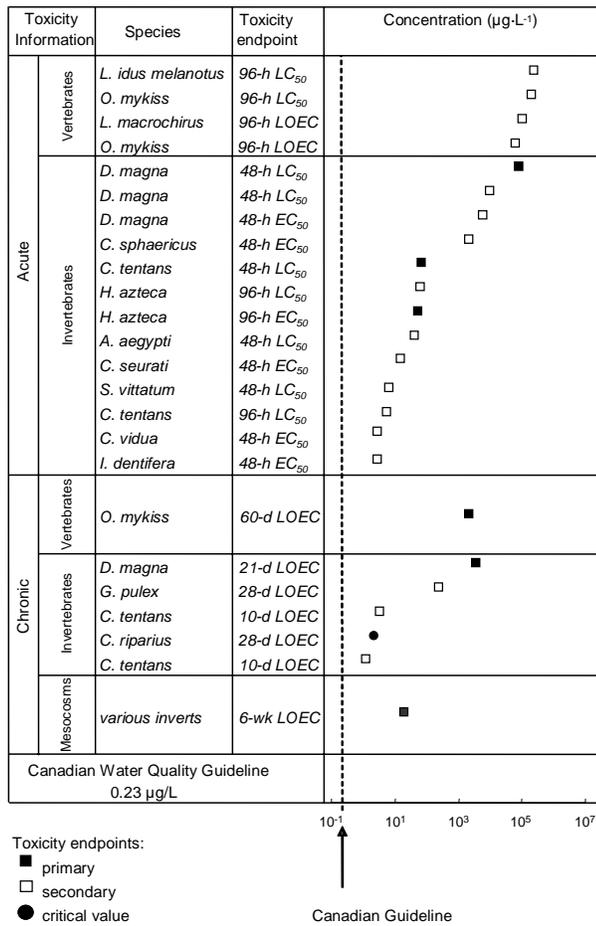


Figure 1. Données choisies sur la toxicité de l'imidaclopride en eaux douces

Vie marine

Seules deux études toxicologiques concernant les poissons marins ont pu être trouvées. Une CMEO après 7 jours de 34 000 $\mu\text{g}\cdot\text{m}\cdot\text{a}\cdot\text{L}^{-1}$ pour l'inhibition de la croissance a été rapportée pour les larves de la capucette nord-américaine (*Menidia beryllina*) (Environnement Canada, 2005). Dans la même étude, la CL_{50} après sept jours a été de 77 500 $\mu\text{g}\cdot\text{m}\cdot\text{a}\cdot\text{L}^{-1}$ (Environnement Canada, 2005). Une étude réalisée avec le mené tête-de-mouton adulte (*Cyprinodon variegatus*) a révélé une CL_{50} après 96 heures de 161 000 $\mu\text{g}\cdot\text{m}\cdot\text{a}\cdot\text{L}^{-1}$ (Ward, 1990a).

Des données toxicologiques pour les invertébrés marins ont été trouvées pour les trois espèces suivantes : le

mysidé *Mysidopsis bahia*, le moustique des marais salés *Aedes taeniorhynchus* et la crevette des salines *Artemia* sp. Le mysidé (*M. bahia*) semble très sensible, avec des valeurs de CL_{50} après 96 heures de 34,1 et de 37,7 $\mu\text{g}\cdot\text{m}\cdot\text{a}\cdot\text{L}^{-1}$ (Ward, 1990b). Pour ce qui est du moustique des marais salés juvénile (*A. taeniorhynchus*), la CL_{50} après 72 heures était de 21 $\mu\text{g}\cdot\text{m}\cdot\text{a}\cdot\text{L}^{-1}$ (Song et Brown, 1998), alors que la CL_{50} après 48 heures pour le premier stade larvaire était de 13 $\mu\text{g}\cdot\text{m}\cdot\text{a}\cdot\text{L}^{-1}$ (Song *et al.*, 1997). Song *et al.* (1997) ont signalé une CL_{50} après 48 heures de 361 000 $\mu\text{g}\cdot\text{m}\cdot\text{a}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la crevette des salines adulte (*Artemia* sp.). La crevette des salines juvénile a montré une sensibilité moins grande, environ 40 % des juvéniles étant morts après avoir été exposés à une concentration de 800 000 $\mu\text{g}\cdot\text{m}\cdot\text{a}\cdot\text{L}^{-1}$, la plus forte concentration employée, après 72 heures (Song et Brown, 1998).

Aucune étude sur la toxicité de l'imidaclopride pour les algues ou les autres plantes marines n'a pu être trouvée.

La recommandation provisoire relative à l'imidaclopride pour la qualité des eaux visant la protection de la vie marine est de 0,65 $\mu\text{g}\cdot\text{m}\cdot\text{a}\cdot\text{L}^{-1}$. Elle a été obtenue par la multiplication de la CL_{50} après 48 heures de 13 $\mu\text{g}\cdot\text{m}\cdot\text{a}\cdot\text{L}^{-1}$ pour *A. taeniorhynchus* (Song *et al.*, 1997) par le facteur d'application pour une exposition aiguë de 0,05 pour les substances non persistantes (CCME, 1991).

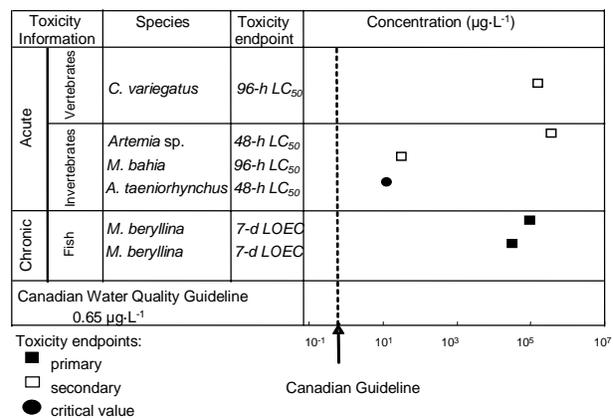


Figure 2. Données choisies sur la toxicité de l'imidaclopride en milieu marin

Références

- Alexander, A.C. 2006. Sublethal effects of imidacloprid on mayflies and oligochaetes. Mémoire de maîtrise. Université du Nouveau-Brunswick, Fredericton.
- ARLA (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire). 2005. Livraison, évaluation, dossiers électroniques (LÉDÉNet) : Étiquettes électroniques : Recherche et évaluation (ÉÉRÉ). <http://eddenet.pmra-arla.gc.ca/francais/4.0/4.01.asp>
- ARLA (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire). 2001. Imidaclopride. Note réglementaire. REG2001-11, Ottawa, Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. <http://eddenet.pmra-arla.gc.ca/francais/4.0/4.01.asp>
- Bacey, J. 2000. Environmental fate of imidacloprid. Environmental Monitoring and Pest Management Branch. Department of Pesticide Regulation, Californie. www.cdpr.ca.gov/docs/emppm/pubs/fatememo/imid.pdf. Document consulté en janvier 2004.
- Bowers, L.M. 1996. Toxicity of NTN 33893 2F to the blue-green alga *Anabaena flos-aquae*. Bayer Corporation, Kansas City, Missouri. Report No. 107549. 31 pp. (cité dans Mulye, 1997)
- Bowman, J., et J. Bucksath. 1990. Acute toxicity of NTN 33893 to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Analytical Bio-Chemistry Laboratories, Inc., Columbia, Missouri (laboratoire ayant fait les essais). Mobay Corporation, Kansas City, Missouri (entreprise ayant demandé les essais). 29 pp. Identification du projet chez Mobay : Rapport n° 100349.
- Brimble, S., P. Bacchus et P.-Y. Caux. 2005. Pesticide utilization in Canada: a compilation of current sales and use data. Environnement Canada, Ottawa.
- Byrtus, G., A. Anderson, K. Saffran, G. Bruns et L. Checknita. 2002. Determination of new pesticides in Alberta's surface waters (1999-2000). The Water Research User Group, ministère de l'Environnement de l'Alberta. Document consulté en septembre 2004. http://www3.gov.ab.ca/env/water/reports/NewPesticidesInSurfaceWaters_1999_2000.pdf
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger de la vie aquatique. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux, Winnipeg (Manitoba).
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2007. Canadian water quality guidelines: Imidacloprid. Scientific Supporting Document. Winnipeg, Manitoba. Final Draft.
- Cohle, P., et J. Bucksath 1991. Early Life Stage Toxicity of NTN 33893 Technical to Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) in a Flow-Through System. Analytical Bio-Chemistry Laboratories, Inc., Columbia, Missouri (laboratoire ayant fait les essais). Mobay Corporation, Kansas City, Missouri (entreprise ayant demandé les essais). Rapport n° 101214. 85 pp.
- Cox, L., W.C. Koskinen et P.Y. Yen. 1998. Influence of soil properties on sorption-desorption of imidacloprid. *J. Environ. Sci. Health B33(2)*: 123-134.
- Culp, J.M., K. Liber, A. Cessna et K. Doe. 2006. Improved ecological risk assessment of imidacloprid in aquatic ecosystems: PSF Final Report – February 2006. Fonds scientifique sur les pesticides, Environnement Canada.
- Denning, A., W.R. Ernst, G.R. Julien, K.G. Doe, A. Cook, M. Bernier, P. Jackman et C. Loiser. 2004. An assessment of buffer zone effectiveness in reducing pesticide runoff from potato fields in Prince Edward Island (2001-2002). Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Région de l'Atlantique. Rapport de surveillance EPS-5-AR-04-05.
- Dorgerloh, M., et H. Sommer. 2001. Influence of imidacloprid (tech.) on development and emergence of larvae of *Chironomus riparius* in a water-sediment system. Bayer AG, Crop Protection Development, Institute for Environmental Biology & Institute of Metabolism Research and Residue Analysis, Leverkusen, Allemagne. 74 pp.
- ENKON Environmental Limited. 2001. Survey of Pesticide Use in British Columbia : 1999. Environnement Canada, ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique, Surrey, Colombie-Britannique.
- Environnement Canada. 2005. Toxicity testing using imidacloprid: inland silverside test report. Préparé par Stantec Inc. pour le Bureau national des normes et des recommandations, Environnement Canada, Ottawa.
- Environnement Canada. 2006 (ébauche). Presence, levels and relative risks of priority pesticides in selected Canadian aquatic ecosystems. Summary of 2003-2005 surveillance results. Préparé par Cantox Environmental pour le Bureau national des normes et des recommandations, Environnement Canada, Ottawa.
- EXTOXNET (Extension Toxicology Network). 1998. Imidacloprid – Pesticide Information Profile. University of California-Davis, Oregon State University, Michigan State University, Cornell University, and the University of Idaho: Extension Toxicology Network (EXTOXNET). <http://www.extoxnet.orst.edu/>. Document consulté en janvier 2004.
- Felsot, A.S., W. Cone, J. Yu et J.R. Ruppert. 1998. Distribution of imidacloprid in soil following subsurface drip chemigation. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 60: 363-370.
- Flores-Cespedes, F., E. Gonzalez-Pradas, M. Fernandez-Perez, M. Villafraña-Sanchez, M. Socias-Viciana et M.D. Urena-Amate. 2002. Effects of dissolved organic carbon on sorption and mobility of imidacloprid in soil. *J. Environ. Qual.* 31:880-888.
- Fritz, R., et E. Hellpointner. 1991. Degradation of pesticides under anaerobic conditions in the water/sediment system: imidacloprid. Miles Report No. 101346. Bayer AG, Leverkusen, Allemagne. 69 pp. (cité dans Mulye, 1995)
- Gagliano, G.G. 1991. Growth and survival of the midge (*Chironomus tentans*) exposed to NTN 33893 technical under static renewal conditions. Mobay Corporation, Stilwell, Kansas (laboratoire ayant fait les essais). Mobay Corporation, Kansas City, Missouri (entreprise ayant demandé les essais). 43 pp. Rapport de Mobay n° 101985.
- Gagliano, G.G. 1992. Raw data and statistical analysis supplement for early life stage toxicity of NTN 33893 to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). ABC Laboratories, Inc., Columbia, Missouri (laboratoire ayant fait les essais). Miles Incorporated, Agriculture Division, Kansas City, Missouri (entreprise ayant demandé les essais). Rapport de Miles n° 101214-1. 295 pp.
- Gagliano, G.G., et L.M. Bowers. 1991. Acute toxicity of NTN 33893 to the green alga (*Selenastrum capricornutum*). Mobay Corporation, Stilwell, Kansas (laboratoire ayant fait les essais). Mobay Corporation, Kansas City, Missouri (entreprise ayant demandé les essais). 30 pp. Rapport de Mobay n° 101986.
- Giroux, I. 2003. Contamination de l'eau souterraine par les pesticides et les nitrates dans les régions en culture de pommes de terre. Campagne d'échantillonnage de 1999-2000-2001. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, Gouvernement du Québec, Québec. www.mddep.gouv.qc.ca/pesticides/pomme_terre/Pesticides_pomme_terre.pdf
- Goring, C.A.I., D.A. Laskowski, J.H. Hamaker et R.W. Meikle. 1975. Principles of pesticide degradation in soil. In: Haque, R., et V.H. Freed (dir.). *Environmental dynamics of pesticides*. pp 135 – 172. Plenum Press, New York. (cité dans Mulye, 1995)
- Grau, R. 1987. The acute toxicity of NTN 33893 Techn. to golden orfe (*Leuciscus idus melanotus*) in a static test. Final Report FO-1042,

- Study No. E 2820089-9. Bayer AG, Leverkusen, Allemagne. 11+ pp.
- Grau, R. 1988. The acute toxicity of NTN 33893 technical to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in a static test. Bayer AG, Leverkusen-Bayerwerk, Germany (laboratoire ayant fait les essais). Mobay Corporation, Kansas City, Missouri (entreprise ayant demandé les essais). 18 pp. Rapport n° 101303.
- Hall, A.T. 1996. Toxicity of NTN 33893 2F to the freshwater diatom *Navicula pelliculosa*. Bayer Corporation, Kansas City, Missouri. Rapport n° 107658. 31 pp. (cité dans Mulye, 1997)
- Heimbach, F. 1986. Growth inhibition of green algae (*Scenedesmus subspicatus*) caused by NTN 33893 (technical). Bayer AG, Leverkusen, Allemagne, Rapport HBF/A1 27. 16 pp.
- Heimbach et Hendel. 2001. Étude non publiée. Bayer CropScience AG, Monheim am Rhein, Allemagne. (cité dans Krohn et Hellpointner, 2002)
- Hewitt, M. 2006. Characterizing potato pesticide impacts in aquatic systems of Atlantic Canada. Rapport présenté dans le cadre du Fonds scientifique sur les pesticides, Environnement Canada.
- Hovda, L.R., et S.B. Hooser. 2002. Toxicology of newer pesticides for use in dogs and cats. *The Veterinary Clinics: Small Animal Practice*. 32(2):455-467.
- Krohn, J. 1989. Water solubility of NTN 33893. Miles report No. 99859. Bayer AG, Wuppertal-Elberfeld, Allemagne. 10 pp. (cité dans Mulye, 1995)
- Krohn, J. 1996a. Water solubility and partition coefficient of desnitro compound. Bayer Corporation, Kansas City, Missouri. Rapport n° 107676. (cité dans Mulye, 1997)
- Krohn, J. 1996b. Water solubility and partition coefficient of urea compound. Bayer Corporation, Kansas City, Missouri. Report No. 107677. 15 pp. (cité dans Mulye, 1997)
- Krohn, J., et E. Hellpointner. 2002. Environmental fate of imidacloprid. Pflanzenschutz Nachrichten Bayer. Volume 55, Special Edition. [www.bayercropscience.com/bayer/cropscience/cscms.nsf/id/studies/\\$file/Gaucho_Studien_IV_2_engl.pdf](http://www.bayercropscience.com/bayer/cropscience/cscms.nsf/id/studies/$file/Gaucho_Studien_IV_2_engl.pdf)
- Matsuda K., M. Shimomura, Y. Kondo, M. Ihara, K. Hashigami, N. Yoshida, V. Raymond, N.P. Morgan, J.C. Freeman, K. Komai et D.B. Sattelle. 2000. Role of loop D of the $\alpha 7$ nicotinic acetylcholine receptor in its interaction with the insecticide imidacloprid and related neonicotinoids. *Br. J. Pharmacol.* 130:981-6. (cite dans Hovda et Hooser., 2002)
- Moring, J.B., J.H. Kennedy et J. Wiggins. 1992. Assessment of the potential ecological and biological effects of NTN 33893 on aquatic ecosystems as measured in fibreglass pond systems. Rapport préparé par Miles Inc., Agriculture Division. Rapport n° 102600 de Bayer CropScience.
- Mulye, H.S. 1995. Environmental evaluation of imidacloprid insecticide and the end-use product Admire 240F. Submission Numbers: 94-1706 and 94-1705. Division des pesticides, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Service de protection de l'environnement, Environnement Canada.
- Mulye, H.S. 1996. Supplementary review of imidacloprid technical and the end-use product, Admire 240F insecticide. Numéros de demande : 94-1706 et 94-1705. Division de l'évaluation environnementale, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada.
- Mulye, H.S. 1997. Supplementary review of imidacloprid technical and the end-use product, Admire 240F insecticide. Numéros de demande : 95-1229 et 96-2186. Division de l'évaluation environnementale, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada.
- Murphy, C., et Mutch, J. 2005. Multimedia Pesticide Monitoring Programs in Prince Edward Island, New Brunswick and Nova Scotia. Year 1 and Year 2 (2003/04, 04/05) Progress Report, Environnement Canada et le ministère de l'Environnement, de l'Énergie et des Forêts de l'Île-du-Prince-Édouard.
- Murphy, C., J.P. Mutch, D. Reeves, T. Clark, S. Lavoie, H. Rees, L. Chow, L-A. Nunn et D. Hebb. 2006. Multi-media pesticide monitoring programs in Prince Edward Island, New Brunswick and Nova Scotia, Final Project Report of 3-year monitoring program, 2003/04 – 2005/06. Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Charlottetown.
- Nemeth-Konda, L., G. Füleky, G. Morovjan et P. Csokan. 2002. Sorption behaviour of acetochlor, atrazine, carbendazim, diazinon, imidacloprid and isoproturon on Hungarian agricultural soil. *Chemosphere* 48: 545-552.
- Orme, S., et S. Kegley. 2003. PAN Pesticide Database, Pesticide Action Network. Imidacloprid. www.pesticideinfo.org. Document consulté en janvier 2004.
- Overmyer, J.P., B.N. Mason et K.L. Armbrust. 2005. Aquatic toxicity of imidacloprid and fipronil to a nontarget aquatic insect, *Simulium vittatum* Zetterstedt cytospecies IS-7. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 74: 872-879.
- Ratte, H.T., et U. Memmert. 2003. Biological effects and fate of imidacloprid SL 200 in outdoor microcosm ponds. Bayer AG, Crop Protection, Leverkusen, Allemagne. Rapport n° 811776.
- Rouchaud, J., F. Gustin et A. Wauters. 1994. Soil Biodegradation and Leaf Transfer of Insecticide Imidacloprid Applied in Seed Dressing in Sugar Beet Crops. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 53: 344-350.
- Sabbagh, G.J., M.F. Lenz, J.M. Fisher et E.L. Arthur. 2002. Significance of binding on imidacloprid degradation in soils, and effects of soil characteristics on imidacloprid adsorption capacity. Rapport n° 200327. Bayer CropScience, Stilwell, Kansas.
- Sánchez-Bayo, F., et K. Goka. 2006. Influence of light in acute toxicity bioassays of imidacloprid and zinc pyriithione to zooplankton crustaceans. *Aquat. Toxicol.* 78: 262-271.
- Sarkar, M.A., P.K. Biswas, S. Roy, R.K. Kole et A. Chowdhury. 1999. Effect of pH and type of formulation on the persistence of imidacloprid in water. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 63:604-609.
- Song, M.Y., J.D. Stark et J.J. Brown. 1997. Comparative toxicity of four insecticides, including imidacloprid and tebufenozide, to four aquatic arthropods. *Environ. Toxicol. Chem.* 16 (12): 2494-2500.
- Song, M.Y., et J.J. Brown. 1998. Osmotic effects as a factor modifying insecticide toxicity on *Aedes* and *Artemia*. *Ecotoxicol. Environ. Safety*. 41: 195-202.
- Spiteller, M. 1993. Aerobic metabolism of imidacloprid, ¹⁴C-NTN 33893, in an aquatic model ecosystem. Bayer AG, Institute for Metabolism Research, Leverkusen-Bayerwerk, Allemagne. Rapport n° PF 3950.
- Stoughton, S.J. 2006. Toxicity of imidacloprid to two aquatic invertebrates, *Chironomus tentans* and *Hyalella azteca*, under different exposure conditions. Mémoire de maîtrise, Université de la Saskatchewan, Saskatoon.
- Struger, J., T. Fletcher, P. Martos, B. Ripley et G. Gris. 2002. Concentrations de pesticides dans les bassins versants des rivières Don et Humber (1998-2000). Environnement Canada, ministère de l'Environnement de l'Ontario et la Ville de Toronto. 21 pp.
- Struger, J., T. Fletcher et G. Gris. *Sous presse*. Présence de pesticides agricoles et de l'entretien de la pelouse dans les bassins versants des rivières Don et Humber (1998-2002). Publication conjointe d'Environnement Canada et du ministère de l'Environnement de l'Ontario.
- Tomlin, C.D.S. (dir.). 2000. The Pesticide Manual, 12th Edition. British Crop Protection Council, Surrey, Royaume-Uni.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 2005. Pesticide Fate Database. Environmental Fate and Effects Division of the Office of Pesticide Programs. Document consulté en octobre 2005 <http://efpub.epa.gov/pfate/home.cfm>
- Wamhoff, H., et V. Schneider. 1999. Photodegradation of Imidacloprid. *Journal of Agriculture, Food and Chemistry*. 47(4):1730-1734.

Ward, G.S. 1990a. NTN-33893 technical: acute toxicity to sheepshead minnow, *Cyprinodon variegatus*, under static conditions. Toxicon Environmental Sciences, Jupiter, Floride (laboratoire ayant fait les essais). Mobay Corporation, Kansas City, Missouri (entreprise ayant demandé les essais). 36 pp. Identification du projet chez Mobay : Rapport n° 100354.

Ward, G.S. 1990b. NTN 33893 technical: acute toxicity to the mysid, *Mysidopsis bahia*, under flow-through test conditions. Toxicon Environmental Sciences, Jupiter, Floride (laboratoire ayant fait les essais). Mobay Corporation, Kansas City, Missouri (entreprise ayant demandé les essais). 46 pp. Rapport n° 100355 de Mobay.

Zheng, W., et W. Liu. 1999. Kinetics and mechanism of the hydrolysis of imidacloprid. *Pesticide Science* 55(4): 482-485.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Fiche d'information. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – imidaclopride. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez communiquer avec :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
351, boul. Saint-Joseph
Gatineau (QC)
K1A 0H3
Téléphone : 1-819-953-1550
Courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Site Web : <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe>

Pour obtenir d'autres exemplaires du présent document, veuillez communiquer avec :

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.