



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

PERMÉTHRINE

La perméthrine [numéro de registre CAS : 52645-53-1; nom selon l'UICPA : (1*R,S*)-*cis,trans*-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-diméthylcyclopropane-carboxylate de 3-phénoxybenzyle] est un ingrédient actif synthétique utilisé dans divers produits insecticides homologués pour utilisation au Canada. Il peut prendre la forme d'un solide cristallin inodore et incolore, ou d'un liquide visqueux blanc à jaune pâle. Sa formule moléculaire est $C_{21}H_{20}Cl_2O_3$ et sa masse moléculaire relative est de 391,30 (Kidd et James, 1991). La perméthrine est pratiquement insoluble dans l'eau, avec une solubilité de $0,006 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ à 20°C (Tomlin, 2000), et est non volatile, avec une tension de vapeur de $1,5\text{-}2,5 \text{ }\mu\text{Pa}$ à 20°C (Wells *et al.*, 1986). Les auteurs situent son coefficient de partage octanol-eau ($\log K_{ow}$) entre 2,9 et 6,5, et son coefficient de partage carbone organique du sol-eau ($\log K_{oc}$) entre 1,3 et 2,8 (Schimmel *et al.*, 1983; Montgomery, 1993).

La perméthrine, synthétisée pour la première fois en 1973, est un ester de l'analogie dichloro de l'acide chrysanthémique et de l'alcool 3-phénoxybenzyle. Les produits techniques comprennent un mélange de quatre stéréo-isomères en raison de la chiralité du cyclopropane. Le rapport isomérique *cis:trans* est de 2:3 et le rapport des énantiomères optiques 1*R*:1*S* est de 1:1 (racémate) (IPCS, 1990). Ainsi, la perméthrine renferme les isomères [1*R*, *trans*], [1*R*, *cis*], [1*S*, *trans*] et [1*S*, *cis*] dans la proportion approximative 3:2:3:2. Parmi ces quatre isomères, celui qui a la plus forte action insecticide est l'isomère [1*R*, *cis*], suivi de l'isomère [1*R*, *trans*].

La perméthrine est homologuée pour utilisation au Canada dans plus de 230 produits, notamment comme ingrédient actif technique et dans des préparations pesticides (ARLA, 2004). Parmi les noms commerciaux ou autres utilisés pour les pesticides à base de perméthrine, on compte les suivants : Ambush, Atroban, Dragnet, Ectiban, Evercide, Permanone, Pounce, Pramex, Raid Fumigator. Les divers pesticides à base de perméthrine homologués au Canada sont utilisés à diverses fins, dont les suivantes : produits insecticides généraux à usage domestique; lutte contre les puces et les tiques des animaux de compagnie; lutte contre les insectes des cultures, vergers, pépinières et serres; lutte contre les insectes piqueurs du bétail (p. ex. marques d'oreille traitées); application autour des édifices pour lutter contre les moustiques adultes; application sur les vêtements et les filets moustiquaires. La perméthrine est aussi homologuée pour

utilisation restreinte dans les boisés commerciaux (ARLA, 2004).

Pour son application dans les cultures agricoles, la perméthrine est disponible sous forme de poudres, de concentrés émulsionnables et de préparations de poudre mouillable. Elle est utilisée au Canada pour lutter contre les ravageurs des cultures de noix, de fruits, de légumes, de tabac, d'oléagineux, de plantes ornementales et de céréales. On applique habituellement la perméthrine à des taux de $17\text{-}70 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ sur les arbres et arbustes de pépinière, de $35\text{-}150 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ sur les légumes, de $70\text{-}100 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ sur le tabac et les céréales, et de $100\text{-}200 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ sur les fruits (ARLA, 2004).

La perméthrine n'est pas produite au Canada, et on ne peut trouver d'information sur les quantités importées. Les données sur les ventes et l'utilisation colligées par certaines provinces donnent toutefois une idée de la quantité de perméthrine vendue annuellement au Canada. Les ventes annuelles totales combinées pour l'Alberta, l'Ontario et l'Île-du-Prince-Édouard sont estimées à $1077,6 \text{ kg}$ d'ingrédient actif (Environnement Canada, 2006). En Nouvelle-Écosse, environ 150 litres de formulation pesticide renfermant de la perméthrine comme ingrédient actif ont été vendus en 2003 (D. Burns, 2004, Nova Scotia Department of Environment and Labour, Halifax, Nouvelle-Écosse, comm. pers.).

Au Canada, comme les applications de la perméthrine sont très variées, cette substance peut entrer dans l'environnement depuis de nombreuses sources. L'application directe de perméthrine dans les masses d'eau est interdite au Canada. Toutefois, la perméthrine utilisée pour lutter contre des organismes nuisibles terrestres peut donner lieu à une contamination indirecte

Tableau 1. Recommandations pour la qualité de l'eau visant la protection de la vie aquatique contre la perméthrine (Environnement Canada, 2006).

Organismes aquatiques	Recommandation ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
Dulcicoles	$0,004^*$
Marins	$0,001^*$

*Recommandation provisoire.

des milieux aquatiques par les voies de la dérive de pulvérisation, du dépôt atmosphérique, de l'érosion des sols et du ruissellement.

La perméthrine se lie fortement aux particules du sol et est pratiquement insoluble dans l'eau (Carroll *et al.*, 1981; US DASCs, 1990). Par conséquent, les taux de lessivage de la perméthrine dans le sol sont faibles (Carroll *et al.*, 1981) et il y a peu de risque de contamination des eaux souterraines (Wagenet *et al.*, 1985), comme en témoigne le bas indice d'ubiquité dans l'eau souterraine (GUS, pour *groundwater ubiquity score*) de -1,5 pour la perméthrine (Vogue *et al.*, 1994). Néanmoins, la perméthrine a déjà été détectée dans des eaux souterraines, mais à une fréquence très faible, tant au Canada (Briggins et Moerman, 1995) qu'aux États-Unis (USGS, 1998). La perméthrine est légèrement à non persistante dans le sol, les auteurs lui attribuant une demi-vie de 5 à 42 jours (Kaufmann *et al.*, 1977; Kaneko *et al.*, 1978; Williams et Brown, 1979; Carroll *et al.*, 1981; Jordan *et al.*, 1982; Kidd et James, 1991; Wauchope *et al.*, 1992). La perméthrine est rapidement dégradée dans la plupart des sols, sauf dans les sols organiques. Son taux de dégradation varie selon l'isomère (*cis* ou *trans*), les conditions environnementales (p. ex. température, pH, teneur en eau, potentiel d'oxydation) et la communauté microbienne présente (Carroll *et al.*, 1981).

La perméthrine se dégrade rapidement dans l'eau, principalement par hydrolyse de la liaison ester et oxydation (Lutnicka *et al.*, 1999). La photolyse peut aussi contribuer à la dégradation de la perméthrine (Rawn *et al.*, 1982; Schimmel *et al.*, 1983). La perméthrine est plus persistante dans les sédiments que dans l'eau (Hartley et Kidd, 1983; Wagenet *et al.*, 1985). Dans une étude d'adsorption-désorption réalisée en laboratoire, on a observé que plus de 95 % de la perméthrine en solution aqueuse était rapidement adsorbée sur les sédiments et que la désorption était minime, même après plusieurs rinçages à l'eau (Sharom et Solomon, 1981). On a établi que la perméthrine se lie aux solides en suspension, à la matière organique dissoute et aux sédiments (Liu *et al.*, 2004; Lee *et al.*, 2004). L'adsorption sur les fractions solides grossières peut mettre la perméthrine à l'abri des microorganismes, ce qui en prolongerait la persistance; en revanche, la sorption sur les particules fines, les cellules algales et les films biologiques bactériens des sédiments peut accroître la biodisponibilité de la perméthrine pour les invertébrés benthiques (Allan *et al.*, 2005). Les produits habituels de la dégradation par hydrolyse de la liaison ester de la perméthrine comprennent notamment l'alcool 3-

phénoxybenzylique, l'acide 3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-diméthylcyclopropanecarboxylique, l'acide 3-(2,2-dichlorovinyl)-2-méthylcyclopropane-1,2-dicarboxylique et le 3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-diméthylcyclopropanecarboxylate de 3-(4-hydroxyphénoxy)-benzyle (Jordan et Kaufman, 1986; Kaneko *et al.*, 1978; Leahey et Carpenter, 1980; Rawn *et al.*, 1982). Le métabolisme microbien de l'alcool 3-phénoxybenzylique produit aussi habituellement de l'acide 3-phénoxybenzoïque (Kaufman *et al.*, 1981). Bon nombre des ces produits de dégradation sont oxydés et dégradés plus avant, et, selon les conditions environnementales, peuvent faire l'objet d'une minéralisation complète (Jordan *et al.*, 1982; Penick Corporation, 1979).

Les méthodes d'analyse pour la mesure de la perméthrine dans l'eau utilisent généralement la chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse, mais elles peuvent différer quant aux techniques d'extraction et de détection. Les méthodes utilisées comprennent celles du Laboratoire national des essais environnementaux d'Environnement Canada (Ed Sverko, 2005, Laboratoire national des essais environnementaux, Environnement Canada, Burlington, Ontario, comm. pers.), du ministère de l'Environnement de l'Ontario (OMOE, 2002) et de Bonwick *et al.* (1995), les seuils de détection se situant entre 0,0005 et 0,02 µg·L⁻¹.

Les données sur les concentrations de perméthrine dans les eaux canadiennes sont limitées. Dans le cadre d'une étude réalisée en 2003 en Ontario (John Struger, 2004, Environnement Canada, Burlington, Ontario, comm. pers.) et d'une autre réalisée en 1996 au Québec (Giroux, 1998), on n'a pas détecté de perméthrine ou on en a mesuré que des traces dans des échantillons d'eau recueillis dans des cours d'eau en zones agricoles. En Colombie-Britannique, on a mesuré la perméthrine à six endroits dans la vallée du bas Fraser et au lac Duck; les concentrations n'étaient supérieures au seuil de détection qu'à deux endroits, soit aux faux chenaux Cohilickhan (2,70 ng·L⁻¹) et Hope (0,61 ng·L⁻¹) (Environnement Canada, 2004). À l'Île-du-Prince-Édouard, on a analysé des échantillons d'eau et de sédiments recueillis dans trois bassins hydrographiques (Souris, Wilmot et Mill) en 2003; la perméthrine n'a été détectée dans aucun des échantillons d'eau de ruissellement ou de cours d'eau (seuil de détection de 5 µg·L⁻¹), mais elle l'a été dans quatre des trente échantillons de sédiments de cours d'eau, la plus forte concentration mesurée ayant été de 10,85 µg·kg⁻¹ (Environnement Canada, 2004; Jamie Mutch, 2005, PEI Dept. of Environment, Energy and Forestry, Charlottetown, Î.-P.-É., comm. pers.). Dans une

étude dans laquelle ont été analysés les sédiments superficiels de 60 tributaires du lac Ontario et du lac Érié, on a détecté la *cis*-perméthrine dans 3 % des sédiments et la *trans*-perméthrine dans 2 % des sédiments (Environnement Canada, 2004).

La perméthrine est une substance neurotoxique qui agit sur les axones des systèmes nerveux périphérique et central (IPCS, 1990). Elle prolonge la perméabilité des membranes neuronales à l'égard de l'ion sodium, ce qui donne lieu à une activité répétitive dans les systèmes sensoriel et moteur (IPCS, 1984). Les symptômes d'intoxication causés par cet insecticide comprennent l'agitation, l'incoordination, l'hyperactivité, la prostration et la paralysie (Gammon *et al.*, 1981). La perméthrine est très fortement toxique pour les invertébrés aquatiques et les poissons (Jarboe et Romaire, 1991; Mokry et Hoagland, 1990; Holdaway et Dixon, 1988), seulement légèrement toxique pour certaines algues (Stratton et Corke, 1982), et pratiquement non toxique pour les mammifères et les oiseaux du fait qu'ils la métabolisent rapidement (Hunt et Gilbert, 1977; IPCS, 1990). Dans des études où on a délibérément introduit de la perméthrine dans des milieux aquatiques (p. ex. cours d'eau, lacs), on a observé que la substance a eu un impact majeur sur la communauté d'invertébrés. Les effets observés comprenaient un accroissement de la densité d'invertébrés dérivants et des changements dans la communauté d'invertébrés (Kreutzweiser et Sibley, 1991; Werner et Hilgert, 1992).

Les principaux métabolites de la perméthrine sont beaucoup moins toxiques pour les invertébrés et les poissons que la perméthrine elle-même (Zitko *et al.*, 1977; Hill, 1985). Dans le cas des algues, toutefois, certains métabolites paraissent plus toxiques que la perméthrine (Stratton, 1981). Les concentrations de métabolites qui sont toxiques pour les algues sont cependant des ordres de grandeur supérieures aux concentrations de perméthrine qui sont toxiques pour les invertébrés aquatiques et les poissons. Par conséquent, l'établissement de recommandations pour la qualité des eaux relatives à la perméthrine assurant la protection des invertébrés assurera la protection des algues contre les métabolites.

Environnement Canada (Environnement Canada, 2006) a rédigé un document présentant les facteurs de bioconcentration (FBC) qui ont été mesurés pour la perméthrine dans les organismes dulcicoles et marins. Les FBC signalés dans la littérature se situent entre 44 et 2800, ce qui indique que la perméthrine n'est pas biocumulative.

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

Les recommandations canadiennes provisoires pour la qualité des eaux visant la protection des organismes dulcicoles et marins contre la perméthrine ont été élaborées suivant le protocole du CCME (CCME, 1991). On trouvera de plus amples renseignements dans le document scientifique de base (Environnement Canada, 2006).

Organismes dulcicoles

L'étude chronique révélant la plus grande sensibilité pour les poissons a été réalisée par Kumaraguru et Beamish (1986). Ces auteurs ont exposé à la perméthrine des truites arc-en-ciel sur des périodes de une à six semaines dans des bassins à écoulement continu. Ils ont déterminé l'impact de la perméthrine sur le taux de croissance de truites de petite taille (10 g) et de grande taille (100 g). Ils ont obtenu une CMEO (concentration minimale avec effet observé) sur 21 jours de $0,65 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les petites truites, les grosses truites ayant montré une plus grande tolérance. La tête-de-boule (*Pimephales promelas*) serait légèrement moins sensible, avec une CMEO sur 32 jours de $1,4 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la réduction du taux de survie et la perturbation de la nage (Spehar *et al.*, 1983).

Les CL_{50} de toxicité aiguë sur 96 heures pour les poissons dulcicoles varient de $0,62 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, pour les truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) juvéniles (Kumaraguru et Beamish, 1981), à $540 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, pour les fondules *Jordanella floridae* juvéniles (Holdway et Dixon, 1988). Parmi les autres espèces sensibles, on compte le meunier noir (*Catostomus commersonii*), la truite fardée de Lahontan (*Oncorhynchus clarkii hensawi*) et la truite apache (*Oncorhynchus gilae apache*), avec des CL_{50} sur 96 heures de 1,0, 1,6 et $1,7 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement (Holdway et Dixon, 1988; Sappington *et al.*, 2001).

Les études chroniques sur les invertébrés sont peu nombreuses. Anderson (1982) a étudié les effets de la perméthrine sur le comportement et le taux de survie des larves du plécoptère *Pteronarcys dorsata* et des larves du trichoptère *Brachycentrus americanus* dans le cadre d'essais de toxicité avec renouvellement continu. La CL_{50} sur 21 jours pour le *B. americanus* a été estimée à $0,17 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$. Une CMEO sur 21 jours de $0,042 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ a été obtenue pour l'immobilisation du *P. dorsata*. McLoughlin *et al.* (2000) ont observé une sensibilité similaire chez l'amphipode *Gammarus pulex*, avec une CMEO sur six jours de $0,06 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la réduction du taux d'alimentation.

Les CL_{50} de toxicité aiguë pour les invertébrés aquatiques se situent entre $0,17 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, pour l'amphipode *Gammarus pulex* (McLoughlin *et al.*, 2000), et $940 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, pour l'anostracé *Thamnocephalus platyurus* (Sánchez-Fortún et Barahona, 2005). Diverses études ont aussi montré que le *Daphnia magna* est sensible à la perméthrine. Stratton et Corke (1981) ont obtenu des CL_{50} sur 48 heures de 0,2 et de $0,6 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les *D. magna* juvéniles et adultes, respectivement. Des CL_{50} sur 48 heures similaires, soit de 0,43 et de $1,06 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, ont été obtenues dans une autre étude portant sur des *D. magna* adultes (Stratton et Giles, 1990), et Thurston *et al.* (1985) ont signalé des CL_{50} sur 48 heures de $<1,4$ et de $<2,5 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les *D. magna* juvéniles. Au nombre des autres invertébrés sensibles, on compte les écrevisses *Orconectes immunis* adultes, avec une CL_{50} sur 96 heures de $<1,2 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ (Thurston *et al.*, 1985), les larves du chironomidé *Tanytarsus dissimilis*, avec une CL_{50} sur 48 heures de $<2,5 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ (Thurston *et al.*, 1985), et les larves des demoiselles *Enallagma* spp. et *Ishnura* spp., avec une CL_{50} sur 24 heures de $2,9 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ (Siegfried, 1993).

Les algues ne sont pas particulièrement sensibles à la perméthrine. Stratton et Corke (1982) ont examiné la toxicité de la perméthrine et de ses produits de dégradation pour les algues et les cyanobactéries. Les essais ont porté sur des cultures des algues bleu-vert *Anabaena inaequalis*, *A. cylindrica* et *A. variabilis*, ainsi que des algues vertes *Chlorella pyrenoidosa* et *Scenedesmus quadricauda*. La perméthrine s'est révélée non toxique pour la plupart de ces organismes aux concentrations employées (0 à $1000 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$). La seule exception a été l'algue bleu-vert *A. inaequalis*, avec une CE_{50} de $1600 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la croissance.

Parmi les valeurs pour la toxicité aiguë concernant les amphibiens, on compte une CL_{50} sur 96 heures de $18,2 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les têtards de la grenouille léopard du Sud (*Rana sphenoccephala*) (Bridges *et al.*, 2002) et une CL_{50} sur 96 heures de $115 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les têtards du ouaouaron (*Rana catesbeiana*) (Thurston *et al.*, 1985).

La recommandation provisoire pour la qualité des eaux visant la protection des organismes dulcicoles contre la perméthrine est de $0,004 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$. On l'a obtenu en multipliant la CMEO sur 21 jours de $0,042 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le plécoptère *P. dorsata* (Anderson, 1982) par un facteur de sécurité de 0,1 (CCME, 1991).

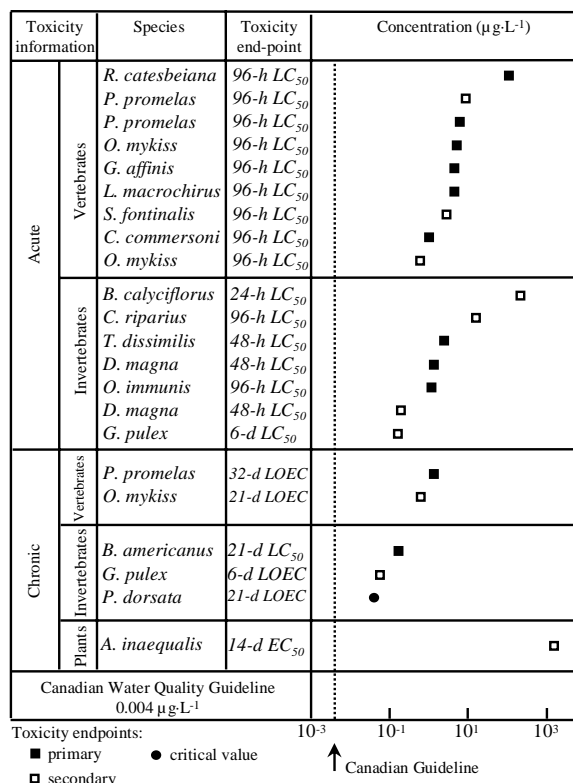


Figure 1. Données choisies sur la toxicité de la perméthrine pour des espèces dulcicoles

Organismes marins

On n'a trouvé qu'une seule étude chronique pour les poissons marins. Hansen *et al.* (1983) ont effectué des essais de toxicité sur 28 jours pour les embryons et larves du méné tête-de-mouton (*Cyprinodon variegatus*), espèce estuarienne. La réduction du taux de survie constituait la mesure la plus sensible pour l'effet de l'exposition à la perméthrine, les CSEO (concentration sans effet observé) et CMEO obtenues étant de 10 et de $22 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement (Hansen *et al.*, 1983).

Les CL_{50} de toxicité aiguë sur 96 heures pour les poissons marins se situent entre $2,2 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, pour la capucette (*Menidia menidia*) (Schimmel *et al.*, 1983), et $88 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, pour le méné tête-de-mouton (*C. variegatus*) (Borthwick et Walsh, 1981).

Pour les invertébrés marins, on ne dispose que de données d'exposition aiguë. Les valeurs se situent entre une CL_{50} sur 96 heures de $0,018 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, pour les larves du crabe

caillou noir (*Menippe mercenaria*) (Borthwick et Walsh, 1981), et une CL_{50} sur 24 heures de $8210 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$, pour les larves de l'*Artemia franciscana* (Sánchez-Fortún et Barahona, 2005). Le mysidé *Mysidopsis bahia* est sensible à la perméthrine, avec des CL_{50} mesurées sur 96 heures de 0,02, 0,046 et $0,095 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ (Schimmel *et al.*, 1983; Borthwick et Walsh, 1981; Cripe, 1994). Au nombre des autres espèces sensibles, on compte la crevette grise de sable (*Crangon septemspinosa*), avec une CL_{50} sur 96 heures de $0,13 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ (McLeese *et al.*, 1980), et la crevette rose du Nord (*Penaeus duorarum*), avec des CL_{50} sur 96 heures de 0,17 ou $0,22 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ (Cripe, 1994; Schimmel *et al.*, 1983).

On ne dispose de données sur la toxicité de la perméthrine pour les algues marines que pour une seule espèce, soit la diatomée *Skeletonema costatum*. Walsh et Alexander (1980) ont obtenu des CE_{50} sur 96 heures de 68 et de $72 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la réduction du nombre de cellules et de la biomasse de cette diatomée, respectivement. Des résultats similaires ont été obtenus par Borthwick et Walsh (1981), qui ont observé des CE_{50} sur 96 heures de 92 et de $124 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la réduction de la croissance dans deux essais avec le *S. costatum*.

La recommandation provisoire pour la qualité des eaux visant la protection des organismes marins contre la perméthrine est de $0,001 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$. On l'a obtenu en multipliant la CL_{50} sur 96 heures de $0,02 \mu\text{g i.a.}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le *M. bahia* (Schimmel *et al.*, 1983) par 0,05, facteur pour l'application aiguë de substances non persistantes (CCME, 1991).

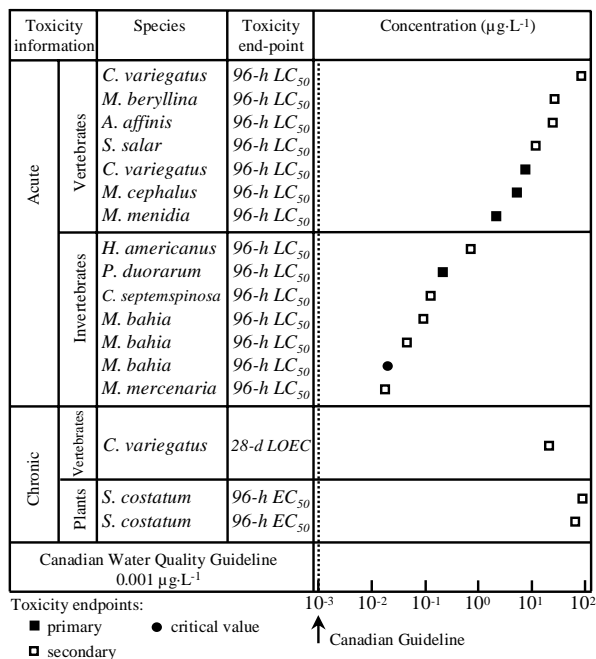


Figure 2. Données choisies sur la toxicité de la perméthrine pour des espèces marines

Références

- Allan, I.J., W.A. House, A. Parker et J.E. Carter. 2005. Diffusion of the synthetic pyrethroid permethrin into bed-sediments. *Environmental Science and Technology* 39: 523-530.
- Anderson R.L. 1982. Toxicity of fenvalerate and permethrin to several non-target aquatic invertebrates. *Environmental Entomology* 9:436-439.
- Bonwick, G.A., C. Sun, P. Abdul-Latif, P.J. Baugh, C.J. Smith, R. Armitage et D.H. Davies. 1995. Determination of permethrin and cyfluthrin in water and sediment by gas chromatography-mass spectrometry operated in the negative chemical ionization mode. *Journal of Chromatography A*, 707:293-302.
- Borthwick, P.W., et G.E. Walsh. 1981. Initial toxicological assessment of Ambush, Bolero, Bux, Dursban, Fenitranil, Larvin, and Pydrin: Static acute toxicity tests with selected estuarine algae, invertebrates, and fish. Document rédigé pour l'Office of Pesticides and Toxic Substances. Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Gulf Breeze, FL. EPA-600/4-81-076.
- Bridges, C.M., F.J. Dwyer, D.K. Hardesty et D.W. Whites. 2002. Comparative contaminant toxicity: Are amphibian larvae more sensitive than fish? *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 69:562-569.
- Briggins, D.R., et D.E. Moerman. 1995. Pesticides, nitrate-N and bacteria in farm wells of Kings County, Nova Scotia. *Water Quality Research Journal of Canada* 30: 429-442.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux, Winnipeg, Manitoba.
- Carroll, B.R., G.H. Willis et J.B. Graves. 1981. Permethrin concentration on cotton plants, persistence in soil, and loss in runoff. *Journal of Environment Quality* 10(4): 497-500.
- Cripe, G.M. 1994. Comparative acute toxicities of several pesticides and metals to *Mysidopsis bahia* and postlarval *Penaeus duorarum*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13(11): 1867-1872.
- Environnement Canada. 2004. Presence, levels and relative risks of priority pesticides in selected Canadian aquatic ecosystems. *Projet du Fonds sur les pesticides d'Environnement Canada*. Rapport annuel de l'année 1 (2003-2004). Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, Ottawa. 73 pp.
- Environnement Canada. 2006. Canadian water quality guidelines : Permethrin. Scientific Supporting Document. *Collection Santé des écosystèmes : Solutions fondées sur la science*. Bureau national des recommandations et des normes, Environnement Canada. Ottawa.
- Gammon, D.W., L.J. Lawrence et J.E. Casida. 1981. Two classes of pyrethroid action in the cockroach. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 15:181-191.
- Giroux, I. 1998. Suivi environnemental des pesticides dans des régions de vergers de pommiers, Rapport d'échantillonnage de petits cours d'eau et de l'eau souterraine au Québec en 1994, 1995 et 1996. *Gouvernement du Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune*, Direction des écosystèmes aquatiques, 21 p. + 3 annexes.
- Hansen, D.J., L.R. Goodman, J.C. Moore et P.K. Higdon. 1983. Effects of the synthetic pyrethroids AC 222,705, permethrin and fenvalerate on sheephead minnows in early life stage toxicity tests. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2:252-258.
- Hartley, D., et H. Kidd. 1983. *The agrochemicals handbook*. Nottingham, Angleterre: Royal Society of Chemistry.
- Hill, I.R. 1985. Effects on non-target organisms in terrestrial and aquatic environments. In : J.P. Leahey (dir.), *The Pyrethroid Insecticides*. Taylor & Francis Ltd., Philadelphie, Pennsylvanie. pp. 151-261.
- Holdway, D.A., et D.G. Dixon. 1988. Acute toxicity of permethrin or glyphosate pulse exposure to larval white sucker (*Catostomus commersoni*) and juvenile flagfish (*Jordanella floridae*) as modified by age and ration level. *Environmental Toxicology and Chemistry* 7:63-68.
- Hunt, L.M., et B.N. Gilbert. 1977. Distribution and excretion rates of ¹⁴C-labeled permethrin isomers administered orally to four lactating goats for 10 days. *Journal of Agricultural Food Chemistry* 25(3):673-676.
- IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1984. Data sheet on pesticides No. 51 – Permethrin. Organisation mondiale de la santé, Organisation pour l'alimentation et l'agriculture. http://www.inchem.org/documents/pds/pds/pest51_e.htm.
- IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1990. Environmental Health Criteria 94: Permethrin. Programme international sur la sécurité des substances chimiques. ISBN 9241542942
- Jarboe, H.H., et R.P. Romaine. 1991. Acute toxicity of permethrin to four size classes of Red Swamp Crayfish (*Procambarus clarkii*) and observations of post-exposure effects. *Arch. Environmental Contamination and Toxicology* 20:337-342.
- Jordan, E.G., et D.D. Kaufmann. 1986. Degradation of cis- and trans-permethrin in flooded soil. *Journal of Agricultural Food Chemistry* 34:880-884.
- Jordan, E.G., D.D. Kaufmann et A.J. Kayser. 1982. The effect of soil temperature on the degradation of cis-, trans-permethrin in soil. *Journal of Environmental Science and Health B17:1-17*.
- Kaneko, H., H. Ohkawa et J. Miyamoto. 1978. Degradation and movement of permethrin isomers in soil. *Journal of Pesticide Science* 3:43-51.
- Kaufman, D.D., S.C. Hayes, E.G. Jordan et A.J. Kayser. 1977. Permethrin degradation in soil and microbial cultures. Réimpression tirée de M. Elliot (dir.), *ACS Symposium Series No.42. Synthetic Pyrethroids*.
- Kaufman, D.D., B.A. Russell, C.S. Helling et A.J. Kayser. 1981. Movement of cypermethrin, decamethrin, permethrin, and their degradation products in soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 29: 239-245.
- Kidd, H., et D.R. James. (Dir.). 1991. *The Agrochemicals Handbook*, Troisième édition. Royal Society of Chemistry Information Services, Cambridge, R.-U. pp.2-13.
- Kreutzweiser, D.P., et P.K. Sibley. 1991. Invertebrate drift in a headwater stream treated with permethrin. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 20:330-336.
- Kumaraguru, A.K., et F.W.H. Beamish. 1981. Lethal toxicity of permethrin (NRDC-143) to rainbow trout, *Salmo gairdneri*, in relation to body weight and water temperature. *Water Research* 15:503-505.
- Kumaraguru, A.K., et F.W.H. Beamish. 1986. Effect of permethrin (NRDC-143) on the bioenergetics of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Aquatic Toxicology* 9:47-58.
- Leahey, J.P., et P.K. Carpenter. 1980. The uptake of metabolites of permethrin by plants grown in soil treated with [¹⁴C]permethrin. *Pesticide Science* 11:279-289.
- Lee, S., J. Gan, J.-S. Kim, J.N. Kabashima et D. Crowley. 2004. Microbial transformation of pyrethroid insecticides in aqueous and sediment phases. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23:1-6.
- Liu, W., J.J. Gan, S. Lee et J. Kabashima. 2004. Phase distribution of synthetic pyrethroids in runoff and stream water. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23:7-11.
- Lutnicka, H. T. Bogacka et L. Wolska. 1999. Degradation of pyrethroids in an aquatic ecosystem model. *Water Research* 33(16):3441-3446.
- McLeese, D.W., C.D. Metcalfe et V. Zitko. 1980. Lethality of permethrin, cypermethrin and fenvalerate to salmon, lobster and shrimp. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 2:950-955. (Article cité dans Hill, 1985)

- McLoughlin, N., D. Yin, L. Maltby, R.M. Wood et H. Yiu. 2000. Evaluation of sensitivity and specificity of two crustacean biochemical markers. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(8): 2085-2092.
- Mokry, L.E., et K.D. Hoagland. 1990. Acute toxicities of five synthetic pyrethroid insecticides to *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9:1045-1051.
- Montgomery, J.H. 1993. *Agrochemicals Desk Reference: Environmental Data*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- OMOE (Ontario Ministry of the Environment). 2002. The determination of organochlorine pesticides, chlorobenzenes, aroclors, and toxaphenes in water, effluent, and waste water by hexane microextraction and gas chromatography – mass spectrometry (GC-MS). OWOC-E3400. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Direction des services de laboratoire.
- Penick Corporation. 1979. (Juin). Technical Information Sheet: Praxem (permethrin) synthetic pyrethroid insecticide. Lyndhurst, New Jersey.
- ARLA (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire). 2004. Livraison, évaluation, dossiers électroniques (LÉDÉNet) : Étiquette électronique : Recherche et évaluation (ÉÉRÉ). <http://eddenet.pmra-arla.gc.ca/francais/4.0/4.01.asp>
- Rawn, G.P., G.R.B. Webster et D.C.G. Muir. 1982. Fate of permethrin in model outdoor ponds. *Journal of Environmental Science and Health* B17(5): 463-486.
- Sánchez-Fortún, S., et M.V. Barahona. 2005. Comparative study on the environmental risk induced by several pyrethroids in estuarine and freshwater invertebrate organisms. *Chemosphere* 59: 553-559.
- Sappington, L.C., F.L. Mayer, F.J. Dwyer, D.R. Buckler, J.R. Jones et M.R. Ellersieck. 2001. Contaminant sensitivity of threatened and endangered fishes compared to standard surrogate species. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20: 2869-2876.
- Schimmel, S.C., R.L. Garnas, J.M. Patrick, Jr. et J.C. Moore. 1983. Acute toxicity, bioconcentration, and persistence of AC 222, 705, benthocarb, chlorpyrifos, fenvalerate, methyl parathion, and permethrin in the estuarine environment. *Journal of Agricultural Food Chemistry* 31:104-113.
- Sharom, M.S., et K.R. Solomon. 1981. Adsorption-desorption degradation and distribution of permethrin in aqueous systems. *Journal of Agricultural Food Chemistry* 29:1122-1125.
- Siegfried, B.D. 1993. Comparative toxicity of pyrethroid insecticide to terrestrial and aquatic insects. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12:1683-1689.
- Spehar, R.L., D.K. Tanner et B.R. Nordling. 1983. Toxicity of the synthetic pyrethroids, permethrin and AC 222, 705 and their accumulation in early life stages of fathead minnows and snails. *Aquatic Toxicology* 3: 171-182.
- Stratton, G.W. 1981. The effects of selected pesticides and their degradation products on microorganisms and *Daphnia magna*. Thèse de doctorat. Université de Guelph. 224 pp.
- Stratton, G.W., et C.T. Corke. 1981. Interaction of permethrin with *Daphnia magna* in the presence and absence of particulate material. *Environmental Pollution Series A* 24(2): 135-144.
- Stratton, G.W., et C.T. Corke. 1982. Toxicity of the insecticide permethrin and some degradation products towards algae and cyanobacteria. *Environmental Pollution (Series A)* 29: 71-80.
- Stratton, G.W., et J. Giles. 1990. Importance of bioassay volume in toxicity tests using algae and aquatic invertebrates. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 44(2): 420-427.
- Thurston, R.V., T.A. Gilfoil, E.L. Meyn, R.K. Azjdel, T.I. Aoki et G.D. Veith. 1985. Comparative toxicity of ten organic chemicals to ten common aquatic species. *Water Research* 19:1145-1155.
- Tomlin, C.D.S. (Dir.). 2000. *The Pesticide Manual*, 12^e édition, Publié par le British Crop Protection Council, Farnham, Surrey, Royaume-Uni.
- US DASCs (United States Department of Agriculture, Soil Conservation Service). 1990 (Nov). SCS/ARS/CES Pesticide Properties Database: Version 2.0 (Summary). USDA – Soil Conservation Service, Syracuse, New York.
- USGS (United States Geological Survey). 1998. Pesticides in Surface and Ground Water of the United States: Summary of Results of the National Water Quality Assessment Program (NAWQA). 22 juillet 1998. Pesticides National Synthesis Project. National Water-Quality Assessment. <http://ca.water.usgs.gov/pnsp/allsum/>
- Vogue, P.A., E.A. Kerle et J.J. Jenkins. 1994. OSU Extension Pesticide Properties Database. Oregon State University. <http://npic.orst.edu/ppdmove.htm>
- Wagenet, L.P., A.T. Lemley et R.J. Wagenet. 1985. A review of the physical-chemical parameters related to the soil and groundwater fate of selected pesticides in N.Y. State. Cornell University Agricultural Experiment Station. N.Y. State of College of Agricultural and Life Sciences. Ithaca, N.Y. N° 30. ISSN 0362-2754.
- Walsh, G.E., et S.V. Alexander. 1980. A marine algal bioassay method: Results with pesticides and industrial wastes. *Water, Air, and Soil Pollution* 13(1):45-55.
- Wauchope, R.D., T.M. Buttler, A.G. Hornsby, P.W.M. Augustijn-Beckers et J.P. Burt. 1992. SCS/ARS/CES Pesticides properties database for environmental decision-making. *Reviews of Environment Contamination and Toxicology* 123:1-157.
- Wells, D., B.T. Grayson et E. Langner. 1986. Vapour pressure of permethrin. *Pesticide Science* 17:473-476.
- Werner, R.A., et J.W. Hilgert. 1992. Effects of permethrin on aquatic organisms in a freshwater stream in South-Central Alaska. *Journal of Economic Entomology* 85(3): 860-864.
- Williams, I.H., et M.J. Brown. 1979. Persistence of permethrin and WL 43775 in soil. *Journal of Agricultural Food Chemistry* 27: 130-132.
- Zitko, V., W.G. Carson et C.D. Metcalf. 1977. Toxicity of pyrethroids to juvenile Atlantic salmon. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 18: 35-41.

Comment citer le présent document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2006. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — perméthrine, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour obtenir de l'information scientifique plus détaillée, veuillez communiquer avec :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
351, boul. St. Joseph
Gatineau (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 956-5602
Courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir des exemplaires du présent document, veuillez communiquer avec :

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

Also available in English.