

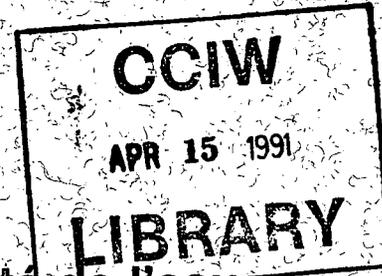


Environnement
Canada

Environment
Canada

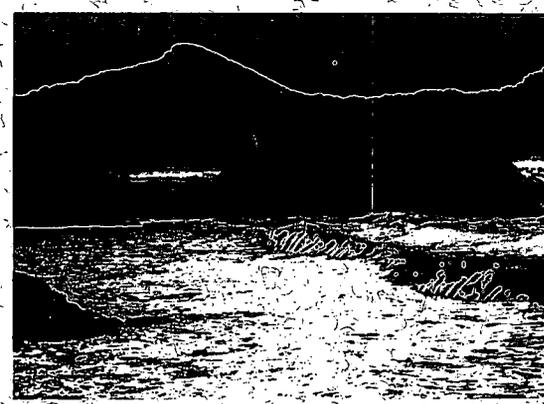
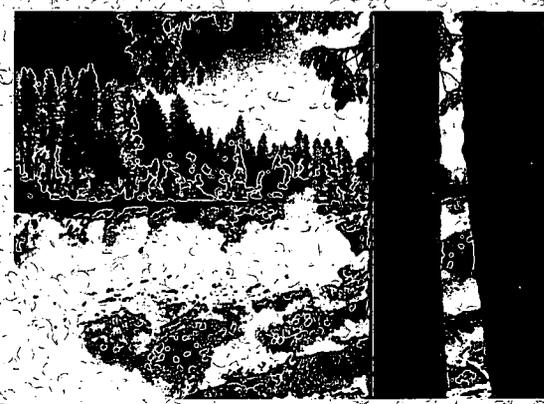
Conservation et
Protection

Conservation and
Protection



Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : métolachlore

R.A. Kent, B.D. Pauli, D.M. Trotter et J. Gareau



ÉTUDE N° 184, SÉRIE SCIENTIFIQUE

GB
707
C335
no. 184F

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
OTTAWA (ONTARIO) 1991

(Available in English on request)





Environnement
Canada

Environment
Canada

Conservation et
Protection

Conservation and
Protection

Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : métolachlore

R.A. Kent, B.D. Pauli, D.M. Trotter* et J. Gareau*

*Monenco Consulting Ltd.
Calgary (Alberta)

ÉTUDE N° 184, SÉRIE SCIENTIFIQUE

**DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
OTTAWA (ONTARIO) 1991**

(Available in English on request)



Imprimé sur du papier à base de matériels récupérés

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1991
N° de cat. En 36-502/184F
ISBN 0-662-96803-4

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	v
SOURCES, PRÉSENCE DANS LE MILIEU ET PROPRIÉTÉS	1
Utilisations et production	1
Propriétés physiques et chimiques	2
Mode d'action	2
Métolachlore dans le milieu	2
Concentrations dans l'eau, les sédiments et le biote	5
Évolution, persistance et dégradation dans le milieu	6
Sol	6
Eau	12
ANALYSE	12
Source d'approvisionnement en eau potable	12
Recommandation	12
Sommaire des recommandations existantes	13
Concentrations dans l'eau potable	13
Traitement de l'eau	13
Organismes aquatiques d'eau douce	13
Accumulation et élimination dans le biote aquatique	13
Toxicité pour les organismes aquatiques	15
Toxicité létale aiguë	15
Toxicité chronique et réactions sous-létales	15
Recommandation	15
Sommaire des recommandations existantes	18
Lacune des données	19
Utilisation de l'eau en agriculture	19
Abreuvement du bétail	19
Toxicité pour les animaux d'élevage et le biote connexe	19
Toxicité aiguë	19
Toxicité sous-aiguë et chronique	19
Absorption, métabolisme et élimination	19
Cancérogénicité, mutagénicité et tératogénicité	22
Recommandation	22
Sommaire des recommandations existantes	22
Irrigation	22
Toxicité pour les espèces végétales non visées	22
Recommandation	24
Qualité des eaux pour les loisirs et l'esthétique	24
Effets organoleptiques	24
Recommandation	24
Eau utilisée à des fins industrielles	25
Recommandation	25

Table des matières (suite)

	Page
SOMMAIRE	25
REMERCIEMENTS	25
RÉFÉRENCES	25
ANNEXE A. Présence du métolachlore dans les eaux de surface et les eaux souterraines	33
ANNEXE B. Sommaire des études de persistance du métolachlore dans le sol	37

Tableaux

1. Propriétés physiques et chimiques du métolachlore	3
2. Techniques d'analyse pour déterminer les résidus de métolachlore dans les sols et l'eau	4
3. Sommaire des données sur la dégradation du métolachlore dans les sols, les sédiments, et le biote	8
4. Sommaire des données de toxicité du métolachlore pour les organismes aquatiques	16
5. Sommaire des effets de l'ingestion de métolachlore sur la santé des mammifères et des oiseaux	20
6. Sommaire des études en laboratoire et en serre sur la toxicité du métolachlore pour les plantes	23
7. Recommandations sur la qualité de l'eau pour le métolachlore	25

Illustrations

Figure 1. Structure de la formule du métolachlore	2
Figure 2. Graphique pour l'établissement d'une recommandation pour les organismes aquatiques d'eau douce	18

Résumé

On a examiné la documentation relative à l'utilisation, à l'évolution et aux effets du métolachlore sur les sources d'approvisionnement en eau potable, sur les organismes aquatiques d'eau douce, sur l'utilisation de l'eau pour l'agriculture, sur la qualité de l'eau pour les loisirs et l'esthétique, ainsi que sur l'eau utilisée à des fins industrielles. Ces renseignements sont résumés dans cette publication. À partir de cette étude, on recommande des concentrations limites de métolachlore afin de protéger les diverses utilisations de l'eau.

Abstract

A literature review was conducted on the uses, fate, and effects of metolachlor on raw water for drinking water supply, freshwater aquatic life, agricultural uses, recreational water quality and aesthetics, and industrial water supplies. The information is summarized in this publication. From it, water quality guidelines for the protection of specific water uses are recommended.

Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada: métolachlore

R.A. Kent, B.D. Pauli, D.M. Trotter et J. Gareau

SOURCES, PRÉSENCE DANS LE MILIEU ET CARACTÉRISTIQUES

Utilisations et production

Le métolachlore, nom commun de l'herbicide chloroacétamide de formule 2-chloro-6'-éthyl-N-(2-méthoxy-1-méthyléthyl)acét-o-toluidide (UICPA), est un liquide incolore et inodore. Dans le Chemical Abstract Services (CAS), son nom est 2-chloro-N-(2-éthyl-6-méthylphényl)-N-(2-méthoxy-1-méthyléthyl)acétamide, et son numéro d'enregistrement CAS est 51218-45-2 (Worthing et Walker, 1987). Il a été mis en marché en 1974 par la société Ciba-Giegy AG, sous le code CGA-24705, et vendu comme herbicide sous le nom commercial «Dual®».

Le produit technique de métolachlore vendu au Canada est le Dual® Ciba-Giegy 960E. Il s'agit d'un concentré émulsifiable ou une émulsion qui contient $960 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ de matière active (ma). On trouve deux autres produits, le Primextra (un mélange de $300 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ de métolachlore et de $200 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ d'atrazine) et le Galex 500 EC (un mélange de $200 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ de métobromuron et de $300 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ du métolachlore), tous deux vendus par Ciba-Giegy Canada (Agriculture Canada, 1989).

Le métolachlore est un inhibiteur de germination utilisé surtout dans la lutte contre les mauvaises herbes. En agriculture, on l'utilise pour les traitements de pré-émergence (Chesters et coll., 1989) ou on l'incorpore au sol avant la plantation (Thomson, 1979; WSSA, 1983). Le métolachlore est appliqué à raison de 1.4 à $4.5 \text{ kg ma}\cdot\text{ha}^{-1}$ pour les terrains cultivés et non cultivés, selon les conditions pédologiques et climatiques (U.S. EPA, 1988). On peut également utiliser le métolachlore pour éliminer les mauvaises herbes dans plusieurs cultures : maïs, soja, pommes de terre, haricots en gousse, fèves sèches, sorgho, haricots de Lima, betteraves à sucre

et rutabagas. On mélange le métolachlore à l'atrazine pour éliminer les mauvaises herbes dans les champs de maïs. Parmi les mauvaises herbes qui sont vulnérables à l'action du métolachlore, il y a la digitale sanguine, la gaillet gratteron, le panic capillaire, le pied-de-coq, le panic d'automne, l'amarante, la sétaire, le souchet comestible et la morelle noire de l'Est (Chesters et coll., 1989; Ontario Ministry of Agriculture and Food, 1989). On a récemment recommandé l'utilisation du métolachlore pour la rotation hivernale orge sorgho-grain sans travail du sol (Diawara et Banks, 1990). Aux États-Unis, l'application du métolachlore se fait par pulvérisation au sol, par aéronef ou par systèmes d'irrigation centrale avec rampes-pivot (U.S. EPA, 1988).

Le métolachlore n'est pas fabriqué au Canada, et il a été homologué pour la première fois au Canada en 1977 (Agriculture Canada, 1989). Les importations de métolachlore au Canada ont été de 4839 t, 4522 t et 4322 t, en 1985, 1986 et 1987, respectivement (Statistique Canada, 1986, 1988). Au Nouveau-Brunswick, on a vendu 221 kg de métolachlore en 1985 (Shanks, 1986). En 1986 et 1987, les ventes se sont chiffrés à 230 kg et 182 kg, respectivement (Shanks, 1986, 1987). Depuis l'interdiction frappant l'utilisation libre de l'alachlore, un herbicide similaire à base de chloroacétamide, en 1985 (Frank et coll., 1990), la consommation de métolachlore a augmenté de façon appréciable. Par exemple, en Ontario, on avait utilisé 842 t de matière active de métolachlore pour la culture des champs, des fruits, des légumes, ainsi que le long des routes en 1983 (McGee, 1984). En 1988, la quantité de métolachlore utilisée avait augmenté à plus de 1724 (Moxley, 1989). Pendant ce temps, la consommation d'alachlore est passée de 1060 t en 1983 (McGee, 1984) à 2.2 t en 1988 (Moxley, 1989). Le métolachlore est donc devenu l'herbicide le plus utilisé dans cette province en 1988.

Propriétés physiques et chimiques

La figure 1 montre la structure de la formule du métolachlore. Le tableau 1 donne les principales propriétés physiques et chimiques du métolachlore. Bien que, selon plusieurs auteurs, le métolachlore est soluble dans la plupart des solvants organiques, on ne dispose pas de données détaillées à cet effet. Par exemple, le métolachlore est «très» soluble dans le benzène, le dichlorométhane, l'hexane, le méthanol et l'octan-1-ol (Worthing et Walker, 1987), mais il est insoluble dans l'éthylène glycol et le propylène glycol (WSSA, 1983). Sa solubilité dans l'eau est de $530 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Worthing et Walker, 1987).

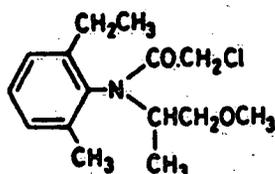


Figure 1. Structure de la formule du métolachlore.

Le tableau 2 donne un résumé des techniques d'analyse utilisées pour quantifier les concentrations résiduelles de métolachlore dans les sols et l'eau, ainsi que les seuils de détection correspondants.

Mode d'action

Le métolachlore, comme toute la famille des herbicides à base de chloroacétamide, est une substance qui inhibe la croissance des plantes. Bien qu'on ignore le mode d'action biochimique précis du métolachlore, il semble que celui-ci agisse principalement en inhibant la synthèse des protéines, la synthèse de la terpénoïde (et particulièrement l'incorporation de l'acide aminé leucine dans les protéines) (Pillai et coll., 1979), ainsi que la synthèse de l'acide gibbérellique (LeBaron et coll., 1988; Wilkinson, 1988). On a également indiqué que le métolachlore inhibait la synthèse de l'ARN fongique, et il semble que ce produit nuirait au regroupement des acides nucléiques (Fisher et Hayes, 1985). L'absorption du métolachlore se fait d'abord dans la région du coléoptile (Braverman et coll., 1985). De la sorte, les espèces sensibles au métolachlore peuvent germer, mais soit que les semences n'émergent pas du sol, soit qu'elles émergent mais en croissant de façon anormale ou rabougrie (LeBaron et coll., 1988). La croissance hâtive des semences est probablement limitée en raison de l'inhibition de la division et du développement cellulaires, de l'expansion des cellules

corticales et de l'activité mitotique (Chesters et coll., 1989). Ebert (1980) et Paradies et coll. (1981) ont décrit en détail les symptômes histologiques et morphologiques de la toxicité du métolachlore chez le sorgho.

Les espèces végétales qui tolèrent le métolachlore en annulent les effets par métabolisme (WSSA, 1983; Chesters et coll., 1989). Le métabolisme du métolachlore dans le maïs débute par la conjugaison de la chaîne latérale chloroacétyle avec le glutathion. Ensuite, le tripeptide glutathion est rompu en conjugué cystéine, qui subit alors une désamination oxydative. La réduction de l'acide alpha-cétonique intermédiaire en conjugué acide thioacétique est suivie de l'oxydation en dérivés sulfoxydes correspondants. Ceux-ci sont les produits finals du système métabolique dépendant du glutathion (LeBaron et coll., 1988). Sur ces dérivés, il peut y avoir clivage du groupe éther placé en chaîne latérale, suivi d'une conjugaison finale avec le glucose. On retrouve des métabolismes similaires dans la laitue et les pommes de terre (Szolics et coll., 1981a, 1981b).

Certaines plantes résistent aux effets toxiques du métolachlore, grâce à l'action de l'enzyme glutathion-S-transférase, laquelle peut conjuguer l'herbicide au glutathion pour former un complexe non toxique (Edwards et Owen, 1986). Les phytoprotecteurs chimiques protègent les plantes cultivées ou non ciblées, comme le sorgho-grain, contre les dommages que pourrait causer le métolachlore; ils stimulent la conjugaison spontanée et enzymatique du métolachlore et du glutathion (Zama et Hatzios, 1986). De plus, les produits chimiques utilisés pour protéger les semences contre la toxicité du métolachlore peuvent accroître la capacité des plantes à métaboliser celui-ci (Fuerst et Gronwald, 1986).

Métolachlore dans le milieu

Le métolachlore peut se retrouver dans les eaux de surface de plusieurs façons : déversements accidentels, application directe au-dessus des cours d'eau, déplacement superficiel ou souterrain à partir des champs traités. On a trouvé du métolachlore dans l'eau pluviale, ce qui s'explique par l'évaporation directe du métolachlore à partir des plantes et des sols traités, et par sa recondensation subséquente (concentration maximale de $2.4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); sa présence dans l'eau pluviale coïncide avec des applications agricoles (Baker, 1986; Richards et coll., 1987).

Tableau 1. Propriétés physiques et chimiques du métolachlore

Paramètre	Valeur
Formule chimique	$C_{15}H_{22}ClNO_2$ ⁽¹⁾
Masse moléculaire	283.8 ⁽¹⁾
État physique	Liquide incolore et inodore à 25 °C ⁽²⁾
Point de fusion	100 °C à 0.001 mm Hg ⁽¹⁾
Densité	1.085 ± 0.005 à 20 °C ⁽¹⁾
Pression de vapeur	1.3 × 10 ⁻⁵ mm Hg à 20 °C ⁽¹⁾ 1.7 mPa ⁽³⁾
Constante de Henry	3.7 × 10 ⁻⁷ ⁽⁶⁾
Solubilité aqueuse	530 mg·L ⁻¹ à 20 °C ⁽³⁾
Stabilité aqueuse	Demi-vie d'une solution de 0.25 % à 100 °C : 30 h à un pH de 3, 18 h à un pH de 7, et 1.5 h à un pH de 10 ⁽⁴⁾
Coefficients d'adsorption :	
K _{oc}	0.21 à 0.47 m ³ ·kg ⁻¹ pour des sols ayant une teneur en matières organiques de 1.3 à 34.5 g·kg ⁻¹ ⁽⁵⁾
K _d	0.76 × 10 ⁻³ à 1.75 × 10 ⁻³ m ³ ·kg ⁻¹ pour des sols ayant une teneur en matières organiques de 1.3 à 34.5 g·kg ⁻¹ ⁽⁵⁾
Demi-vie dans les sols	30 à 50 jours (nord des É.-U.) ⁽¹⁾ 15 à 25 jours (sud des É.-U.) ⁽¹⁾ 22 à 531 jours (données de laboratoire avec divers régimes d'humidité) ⁽⁴⁾
Proportion des éléments	C : 63.48 %; H : 7.83 %; Cl : 12.49 %; N : 4.93 %; O : 11.27 %
K _{ow}	log(P _{ow}) = 3.13 ⁽²⁾

(1) WSSA, 1983

(2) LeBaron et coll., 1988

(3) Worthing et Walker, 1987

(4) U.S. EPA, 1987b

(5) Wood et coll., 1987

(6) Chesters et coll., 1989

Tableau 2. Techniques d'analyse pour déterminer les résidus de métolachlore dans les sols et l'eau

Matrice	Extraction, solvant, nettoyage	Appareillage ¹	Récupération (%)	Parent ou métabolites ²	Seuil de détection [$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (sol) ou $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (eau)]	Référence
Sol	Chlorure de méthylène	CGL/DIF(M) CCM (Métab) SM (Métab)	n.i. ³	M et Métab	n.i.	Liu et coll., 1988
Sol	Méthanol et partage dans des colonnes d'hexane/alumine/ élution avec hexane:éther, 2:1 v/v	CGL/DCE	90 ± 2.0	M	n.i.	Walker et Zimdahl, 1981
Sol	Méthanol et partage dans l'hexane	CG/DCE	97 ± 7	M	n.i.	Braverman et coll., 1986
Sol	Reflux de dichlorométhane dans un soxhlet/évaporation/acétate d'éthyle	CG/DT	84 ± 5 (extraction)	M	1.0	Harvey, 1987
Eau (milieu de culture)	Chlorure de méthylène/redissolution dans le méthanol	CG/DIF CLHP CG/SM	n.i.	M et Métab	n.i.	Krause et coll., 1985
Eau	Chlorure de méthylène, ultra-sons au besoin	CG/N-P	80 (moyenne)	M	35-44.7	Kramer et Baker, 1985
Eau	Freon 113	CGL/DIF CG/SM	n.i.	M et Métab	n.i.	McGahan et Tiedje, 1978
Eau	Chlorure de méthylène, ultra-sons au besoin	CG/N-P	67 (moyenne)	M	0.25	Richards et coll., 1987
Eau	Chloroforme/évaporation, redissolution dans le méthanol	CGL/DCE	70-95 80-90 80-96	M M M	0.1 < 0.02 0.05	Frank et coll., 1987a, 1987b Frank et Logan, 1988 Frank et coll., 1990
Eau	Dichlorométhane	CG/DCE	n.i.	M	5	Pionke et coll., 1988

¹CG = chromatographie en phase gazeuse; CGL = chromatographie gas-liquide; CCM = chromatographie en couche mince; SM = spectroscopie de masse; CLHP = chromatographie liquide à haute performance; N-P = détecteur azote-phosphore; DIF = détecteur à ionisation de flamme; DCE = détecteur à conductibilité électrolytique; DT = détecteur thermoionique (le détecteur azote-phosphore est équivalent au DT)

²M = métolachlore; Métab = métabolites du métolachlore

³n.i. = non indiqué

Bien qu'il y ait eu un nombre restreint d'études portant sur la présence de métolachlore dans les eaux superficielles, la plupart des cas de contamination de l'eau au Canada mettent en cause des pluies contaminées par les déversements ou le reflux du produit à partir des cuves utilisées pour mélanger le métolachlore et l'eau (Frank et coll., 1987a, 1987b). Par exemple, Frank et coll. (1987a) ont trouvé qu'un puits sur 91, échantillonnés dans le sud de l'Ontario, était contaminé au métolachlore. L'été précédant cette étude, on avait utilisé cet herbicide dans 25 fermes. La concentration de métolachlore était de $112 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans le premier échantillon prélevé dans le puits, et elle n'était que de $29 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 225 jours après le pompage du puits. Les auteurs ont conclu que la contamination du puits s'était faite par la surface du sol, lors du mélange de l'herbicide et de son chargement dans l'équipement de pulvérisation.

Concentrations dans l'eau, les sédiments et le biote

L'annexe A résume les concentrations de métolachlore trouvées dans les eaux superficielles et souterraines. Dans le cadre d'un vaste programme d'échantillonnage réalisé aux embouchures des rivières Grand, Saugeen et Thames, dans le sud de l'Ontario, entre janvier 1981 et décembre 1985, Frank et Logan (1988) ont détecté du métolachlore dans 21 des 454 échantillons recueillis. En 1983, on avait utilisé plus de 339 t de métolachlore sur une superficie cultivée d'un peu plus de 1 million ha (taux d'application de $0.34 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Pendant cette période, la concentration moyenne de métolachlore dans les rivières Grand, Saugeen et Thames était de $0.9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $0.7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et $3.6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement (Frank et Logan, 1988). Dans chaque rivière, on a trouvé du métolachlore pendant seulement une ou deux des cinq années du programme d'échantillonnage.

Lorsque le ministère de l'Environnement de l'Ontario (OMOE, 1987a, 1987b) a échantillonné 15 réseaux d'adduction municipaux en 1985, on a trouvé que 6 des 31 échantillons contenaient du métolachlore allant de $0.4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ à $5.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Aucun des échantillons d'eau traitée ne contenait de métolachlore. Toujours en 1985, l'OMOE (1987a) a échantillonné 351 puits privés. Ces puits n'avaient pas été choisis au hasard, mais plutôt en raison de leur contamination présumée par les pesticides. En tout, on a trouvé du métolachlore dans 52 puits (soit 15 % des puits); et dans 4 de ces puits, les concentrations de métolachlore étaient supérieures à $105 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Ces concentrations élevées étaient

probablement attribuables à l'infiltration d'eaux superficielles contaminées dans des puits mal construits ou mal situés. En 1986 (OMOE, 1987b), on a échantillonné les eaux souterraines dans 42 endroits, soit 37 puits domestiques et 5 puits alimentant des réseaux municipaux d'adduction, dans des régions de production intensive de maïs et de soja. On a décelé du métolachlore dans trois puits domestiques, à des concentrations qui varient entre $1.2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et $3.2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Au cours de la même année, on a évalué 25 installations d'adduction municipales afin de déterminer les concentrations des pesticides dans l'eau brute et traitée. On a trouvé du métolachlore dans 8 des 25 endroits, soit dans 40 des 417 (ou 10 %) échantillons prélevés. Les concentrations allaient de $0.51 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ à $15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. On a également trouvé du métolachlore dans l'eau traitée en 5 endroits; 23 des 150 échantillons (soit 15 %) contenaient ce composé, à des concentrations de $0.47 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ à $5.97 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Pendant la période d'échantillonnage de mai à août 1987, on a trouvé dans 7 des 12 échantillons provenant de la rivière Sydenham, dans cette même région, du métolachlore (concentration maximale de $14 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), et 6 des 12 échantillons d'eau potable étaient contaminés (concentration maximale de $16 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (Frank et coll., 1990).

Aux États-Unis, on a trouvé du métolachlore dans 1644 des 1997 (soit 82 %) échantillons d'eau de surface, la concentration maximale ayant été de $138 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (U.S. EPA, 1987a). La valeur du 85^e percentile pour toutes les concentrations détectables était de $11.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Selon U.S. EPA (1987a), on a détecté du métolachlore dans 45 des 239 échantillons d'eau souterraine aux États-Unis, à une concentration maximale de $0.25 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Toutefois, Chesters et coll. (1989) ont fait état de la présence de métolachlore dans 49 échantillons d'eau souterraine sur un total de 442, à une concentration maximale de $680 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Cette valeur élevée s'expliquait par la mauvaise manutention de l'herbicide à proximité d'un puits. Dans un puits de contrôle au Wisconsin, on a trouvé une concentration de $12 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ après des applications normales de l'herbicide en terrain agricole.

Pionke et coll. (1986) ont analysé l'eau provenant de 18 puits et deux sources dans des régions agricoles de la Pennsylvanie. On n'a pas détecté de métolachlore, dans aucun des échantillons. Fishel et Lietman (1986) ont également échantillonné des eaux souterraines en Pennsylvanie, et ils ont trouvé une concentration maximale de $3.4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en automne. Au Wisconsin, on a effectué 1508 analyses

portant sur 358 puits, et on a détecté du métolachlore dans un seul échantillon (on n'a pas indiqué la concentration réelle, mais elle était inférieure à $25 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (Krill et Sonzogni, 1986).

On n'a pas trouvé de données sur les concentrations de métolachlore dans les sédiments ou le biote.

Évolution, persistance et dégradation dans le milieu

Sol

L'adsorption sur les sols joue un grand rôle dans la régulation du déplacement du métolachlore dans l'environnement. La teneur en matières organiques, la teneur en argile et la capacité d'échange cationique sont les plus importantes caractéristiques pédologiques qui influent sur l'adsorption accrue de métolachlore (Obrigawitch et coll., 1981; Streck et Weber, 1981; Weber et Peter, 1981; Kozak et coll., 1983; Peter et Weber, 1985; Braverman et coll., 1986; Wood et coll., 1987). L'adsorption est plus faible dans les sols alcalins (Jordan, 1978), mais lorsque le pH est inférieur à 7, il a peu d'effet sur l'adsorption (Chesters et coll., 1989).

L'adsorption sur l'argile peut provoquer la rétention du métolachlore sur les sols de surface. Un sol de loam sableux, qui avait précédemment reçu plusieurs traitements au métolachlore pendant un certain nombre d'années (quantités non indiquées), contenait $29.3 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de métolachlore dans la couche superficielle (4 % d'argile) et seulement $8.4 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ à une profondeur de 2.5 à 3.5 cm (0.3 % d'argile) (Huang et Frink, 1989). En règle générale, l'adsorption sur les sols augmente avec leur teneur en matières organiques (Peter et Weber, 1985). Toutefois, comme l'adsorption sur les sols n'augmente pas toujours en fonction stricte de leur teneur en matières organiques et en argile, Chesters et coll. (1989) ont suggéré que le type de matières organiques peut influencer sur l'adsorption.

Dans une étude réalisée par Peter et Weber (1985), on a obtenu les coefficients de distribution dans le sol (K_d), lesquels sont une mesure de la quantité de métolachlore adsorbé sur les sols dans une solution métolachlore-sols-solvant en équilibre; ils variaient de 0.5 à 10.9 (rapport de la quantité adsorbée en $\text{nmol}\cdot\text{g}^{-1}$ sur la concentration à l'équilibre en μM). Les valeurs K_d correspondaient à des teneurs en matières organiques de 0.5 % à 8.7 %, et

l'adsorption était corrélée de façon positive avec la teneur en matières organiques et en argile.

Dans la fraction organique des sols, les substances humiques étaient celles qui influent le plus sur l'adsorption. On estime que l'adsorption est le résultat d'une liaison hydrogène multifonctionnelle entre l'oxygène du groupe carbonyle de la molécule de métolachlore et les atomes d'hydrogène des groupes carboxyle et hydroxyle des substances humiques (Kozak et coll., 1983). La liaison par transfert de charges entre le noyau aromatique du métolachlore et ceux des matières organiques jouerait également un rôle dans le mécanisme d'adsorption (Peter et Weber, 1985).

Diverses études sur le terrain ont démontré l'effet de la composition des sols sur le lessivage, du métolachlore. Jordan (1978) a trouvé que la propension au lessivage, mesurée par les valeurs R_p , était négativement corrélée avec la teneur en matières organiques, la capacité d'échange cationique et les valeurs K_d , ce qui souligne l'influence de l'adsorption sur la mobilité. On a trouvé que le métolachlore appliqué à raison de 3 et $6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ à un sol tropical contenant 1.9 % de matières organiques et 13.2 % d'argile avait atteint par lessivage une profondeur de 30 cm, 84 jours après le traitement. Pendant la même période, la même quantité de métolachlore a atteint une profondeur de seulement 20 cm par lessivage dans un sol similaire contenant toutefois 2.1 % de matières organiques et 17.2 % d'argile (Utulu et coll., 1986). Les matières organiques présentes dans l'écorce d'un bois dur (on n'a pas indiqué l'essence) sont plus efficaces qu'un mélange sol-tourbe pour retarder le déplacement du métolachlore, comme on l'a constaté dans des études réalisées en serre (Fine et coll., 1982; Kuhns et coll., 1982). Les auteurs n'ont pas traité de l'importance environnementale de cet effet retardateur particulier de l'écorce.

Dans des études réalisées sur le terrain avec un sol sableux Plainfield ontarien de texture légère (91.5 % de sable, 1.5 % de limon, 7 % d'argile, 0.7 % de matières organiques), le métolachlore résiduel a eu un faible mouvement descendant (seulement jusqu'à 10 cm) après avoir été exposé à 386 mm de pluie (Bowman, 1988). Dans des expériences au lysimètre réalisées par Bowman (1988, 1989), on a enfoui des lysimètres de 15 cm de diamètre et de 75 cm de longueur dans une enceinte remplie de sable, les cylindres des lysimètres dépassant la surface du sol de 5 cm. Les lysimètres ont ensuite reçu 707 mm de pluie entre le 14 mai et le 8 octobre 1986, et

526.6 mm de pluie en 1987, y compris des arrosages artificiels supplémentaires. Les effluents ont été recueillis dans un bœcher en pyrex d'un litre placé sous les lysimètres, par l'intermédiaire d'un tube en acier inoxydable de 0.48 cm de diamètre intérieur. À la surface de chaque lysimètre, on a versé du Dual® 960 E sous forme de 10 mL de concentré émulsifiable aqueux, de sorte que chaque lysimètre a reçu 5.27 mg. Cette quantité était équivalente à $2.75 \text{ L}\cdot\text{ha}^{-1}$, ce qui est le taux d'application maximal recommandé dans les champs pour le métolachlore. Avec l'arrosage supplémentaire, le métolachlore a filtré à travers les lysimètres jusqu'à 40 cm seulement.

On n'a pas détecté de métolachlore à des profondeurs supérieures à 30 cm, lors d'une étude sur le terrain réalisée près d'Ottawa au cours d'une année marquée par des pluies plus abondantes qu'à l'habitude (Patni et coll., 1987). Les auteurs ont supposé que toute l'eau pluviale ayant atteint les tuyaux de drainage (0.6 à 0.9 m sous la surface du sol) et les rigoles de drainage avaient percolé au travers du sol en raison de la pente presque nulle ($<0.02 \%$) qui empêchait l'eau de surface de s'écouler hors des parcelles de terrain. Les concentrations de métolachlore dans l'eau de drainage variaient d'une valeur inférieure au seuil de détection (S.D. = $0.05 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) à $12 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, après une application de métolachlore à raison de $2.6 \text{ kg ma}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Dans un sol de loam limono-argileux à Hagerstown (Pennsylvanie), Hall et coll. (1989) ont creusé des canaux horizontaux à 1.2 m sous des champs de maïs travaillés de façon classique (CT) et au sol non labouré (NT), et ils ont installé des gouttières de plastique afin de recueillir l'eau ayant percolé à cette profondeur après les pluies. En mai, on a fait un traitement de pré-émergence sur la surface du sol en y appliquant du métolachlore à raison de $2.2 \text{ kg ma}\cdot\text{ha}^{-1}$. En 1984, il est tombé 109 cm de pluie dans cette région. La concentration moyenne de métolachlore dans les percolats des champs NT était plus élevée ($1.4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) que dans ceux des champs CT ($0.6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). La concentration maximale de métolachlore dans les percolats NT était beaucoup plus élevée ($21.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) que dans les percolats CT ($2.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Le pourcentage de l'herbicide appliqué ayant atteint les gouttières à 1.2 m sous la surface du sol était $<0.1 \%$ pour les champs CT, alors qu'il était de 0.17% pour les champs NT. Comme on n'a pas détecté de résidus de métolachlore dans le sol même sous 61 cm, mais qu'il y en avait dans les produits de lessivage à 1.2 m, les auteurs ont conclu que l'herbicide avait été transporté

par les macropores dans le sol. Patni et coll. (1987) étaient arrivés à une conclusion similaire après leur étude sur le terrain. Bien qu'à peu près la même quantité de pluie (100 cm) soit tombée en 1985, les concentrations moyennes d'herbicide dans les deux modes de culture étaient beaucoup plus élevées. En 1985, la perte d'herbicide était de 0.43% pour les parcelles CT, et d'environ 1.5% pour les parcelles NT. Les auteurs ont conclu que la variation annuelle des résultats s'expliquait par le nombre de lessivages et par leur proximité avec la date d'application de l'herbicide.

Dans leur recherche bibliographique considérable, Chesters et coll. (1989) ont indiqué n'avoir trouvé aucune étude réalisée sur le terrain et ayant porté sur les concentrations de métolachlore dans les ruissellements de surface. Dans une étude de simulation, on a traité au métolachlore une parcelle de sol de sable loameux ayant une teneur en matières organiques de 1.5% et une pente de 8% , à raison de $1.1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Aux jours 1, 3 et 7 après le traitement, on a arrosé avec 3.8 cm de pluie à raison de 1.3 à $2.5 \text{ cm}\cdot\text{h}^{-1}$. On a constaté que 4.5% du métolachlore appliqué était perdu dans le ruissellement de surface et les sédiments (Dynamac Corporation, 1986).

Le principal facteur qui influe sur la dégradation du métolachlore dans les sols est l'activité microbienne (tableau 3). Dans un sol de loam argileux, on a observé que des micro-organismes aérobies produisaient du $^{14}\text{CO}_2$ à partir de métolachlore radiomarqué, pendant 84 jours d'incubation (Ellgehausen, 1976a). Après un court décalage, 4.8% du métolachlore appliqué avait été converti en $^{14}\text{CO}_2$. Les produits métaboliques restants consistaient principalement en dérivés d'acide oxalique du métolachlore (18% de la radioactivité totale). Après 84 jours, moins de 8% du métolachlore appliqué à raison de $5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ était demeuré inchangé. Par contre, dans un sol stérilisé à l'autoclave, 65% du métolachlore appliqué était demeuré inchangé après la même période. Un dérivé déchloré du métolachlore constituait 30% de la dose appliquée au sol stérilisé. Dans un sol non stérile, le même composé représentait seulement 1% de la radioactivité totale enregistrée dans les extraits de sol. L'imposition de conditions anaérobies a grandement réduit la libération de $^{14}\text{CO}_2$ par les sols non stériles, et la stérilisation des sols anaérobies a presque totalement empêché la production de $^{14}\text{CO}_2$. D'autres expériences ont été réalisées sur des sols contenant des résidus insolubles de sols anaérobies âgés et de sols aérobies, et on a constaté que les résidus non

Tableau 3. Sommaire des données sur la dégradation du métolachlore dans les sols, les sédiments, et le biote

Sol et sédiments

Photolyse

- $T_{1/2}$ d'environ 8 jours dans des conditions idéales en laboratoire; la valeur $T_{1/2}$ en conditions réelles est beaucoup plus grande.⁽¹⁾
- la volatilisation rend difficile l'interprétation des données de laboratoire⁽²⁾

Oxydation

- pas de données

Métabolisme aérobie

- principale voie de dégradation⁽¹⁾⁽²⁾⁽³⁾
- principaux métabolites : voir U.S. EPA, 1980

Métabolisme anaérobie

- peu de métabolisme de ce genre, peu de données⁽²⁾

Volatilisation

- relativement non volatil, mais dans certaines conditions, la volatilité peut être un facteur important de dispersion⁽¹⁾

Mobilité

- faible lessivage et faible déplacement latéral dans les sols⁽¹⁾
- dépend de l'adsorption et de la texture des sols; déplacement plus prononcé dans les sols sableux; le lessivage est plus prononcé dans les colonnes de sol après de fortes précipitations sur des sols à texture grossière; faible dans les matières organiques⁽²⁾

Adsorption/désorption

- dépend de la teneur en matières organiques et en argile, mais pas de la teneur en limon⁽²⁾
- adsorption plus prononcée dans la terre noire ou le sol argileux⁽¹⁾
- l'adsorption diminue en fonction de la température⁽²⁾
 - $K_d = 1.5-11$ dans les loams sableux
 - $K_d = 0.71-4.3$ dans les loams limoneux
 - $K_d = 11$ dans les sols limono-argileux
 - $K_d = 1.8$ dans un sol argileux
 - K_d augmente en fonction de la teneur en matières organiques⁽²⁾
- pas de données au sujet de l'adsorption sur les sédiments

(1) WSSA, 1983

(2) Chesters et coll., 1989

(3) Bouchard et coll., 1982

(4) Zimdahl et coll., 1982

(5) Walker et Brown, 1985

(6) Rao et coll., 1986

(7) McGahen, 1982

(8) LeBaron et coll., 1988

(9) Ellgehausen et coll., 1980

Tableau 3. (Suite)

Persistence

- dépend de la température et de l'humidité

T_h = 13-38 jours à 10 °C-30 °C dans un loam argileux (lab)⁽⁴⁾

T_h = 21-110 jours à 5 °C-30 °C dans un loam sableux (lab)⁽⁵⁾

T_h = 14-19 jours dans un sable sableux à loameux (lab)⁽⁶⁾

T_h = 11-52 jours dans un loam limoneux (terrain)⁽³⁾

T_h = 39-70 jours dans un loam sableux (terrain)⁽⁵⁾

T_h = 26-42 jours dans des sédiments stériles et non stériles⁽⁷⁾

Eau

Photolyse

- ne constitue pas un mécanisme important de perte

- faible photolyse dans des solutions aqueuses⁽⁸⁾

- photolyse lente; 8 % en 30 jours⁽²⁾

Oxydation, métabolisme aérobie, métabolisme anaérobie, persistance

= pas de données

Volatilisation

- ne constitue pas un mécanisme important de devenir; relativement non volatil⁽⁸⁾

- pas de données «acceptables», mais la volatilisation peut être un mécanisme important de dispersion dans des conditions naturelles⁽²⁾

Biote

- rapidement absorbé, métabolisé et excrété dans l'urine et les matières fécales des chèvres, des rats et de la volaille

- on n'a pas trouvé de résidus dans les oeufs, la chair ou les échantillons de matières grasses de poules pondeuses

- dépuration constatée chez les rats, avec T_h = 28 h

- les réactions chez le rat comprennent : déchloration, O-déméthylation, N-désalkylation et oxydation des chaînes latérales

- chez le rat, on a trouvé comme métabolites dans l'urine le N-(2-éthyl-6-méthylphényl)hydroxyacétamide et le N-(2-éthyl-6-méthylphényl)-N-(hydroxyacétyl)-DL-alanine⁽²⁾

- le métolachlore est absorbé et éliminé rapidement par les poissons⁽²⁾

- le métolachlore est rapidement éliminé par les poissons, les daphnies et les algues⁽⁹⁾

extractibles étaient surtout formés par l'activité microbienne, et sujets à une dégradation microbienne subséquente (Ellgehausen, 1976a, 1976b). Liu et coll. (1988) ont constaté qu'après 28 jours d'incubation, un sol stérilisé aux rayons gamma et traité au métolachlore radiomarqué ne donnait pas de $^{14}\text{CO}_2$.

Plusieurs études en laboratoire portant sur des cultures fongiques et bactériennes (Krause et coll., 1985; Bailey et Coffey, 1986; Saxena et coll., 1987; Liu et coll., 1987, 1989) ont confirmé la capacité de certains microbes de transformer et dégrader le métolachlore. Chesters et coll. (1989) ont dressé la liste des métabolites du métolachlore produits par dégradation chimique et microbienne dans divers milieux, et des micro-organismes pouvant métaboliser le métolachlore.

L'acclimatation au métolachlore par la communauté microbienne des sols a un effet marqué sur la vitesse de biodégradation du métolachlore radiomarqué. Une communauté microbienne dans un sol de Virginie, traité avec la formulation commerciale Dual® pendant cinq années consécutives, a été capable de dégrader cinq fois plus de métolachlore qu'une communauté microbienne non acclimatée, et ce, dans le même laps de temps (Liu et coll., 1988). Cette étude contredit les résultats d'une étude faite par Harvey (1987) dans laquelle les applications de métolachlore pendant cinq années consécutives sur des sols du Wisconsin n'ont pas eu pour effet d'accroître la dégradation du métolachlore. Harvey (1987) a mesuré la quantité de métolachlore qui restait dans des contenants en polyéthylène de 150 mL, après 12 jours d'incubation à 25 °C : elle était égale à 52 % de la concentration initiale de 4 mg·kg⁻¹ appliquée sur des sols ayant déjà reçu auparavant du métolachlore. Liu et coll. (1988) ont utilisé une solution de 50 mg·L⁻¹ de métolachlore radiomarqué et qui a filtré en continu à travers une colonne de sol pendant 28 jours à 24 °C–28 °C. On a emprisonné le CO₂ radiomarqué et les métabolites volatiles dans des solutions appropriées, en faisant passer de l'air stérile dans le système. Les résultats contradictoires obtenus par Harvey (1987) et Liu et coll. (1988) peuvent s'expliquer par l'utilisation de techniques différentes par ces chercheurs.

Dans une expérience faite en laboratoire sur des sols de loam silteux provenant de rizières, on a étudié la dégradation du métolachlore en fonction de la tension de l'eau des sols, avec deux régimes hydriques : 1) sols maintenus sous une tension de -30 kPa (20 % d'humidité en poids pour ce sol)

pendant toute la période d'incubation de 70 jours; et 2) sols soumis à une tension initiale de -30 kPa et laissés ensuite à sécher pendant 70 jours (Braverman et coll., 1986). La vitesse de dégradation du métolachlore n'était pas corrélée de façon marquée avec la diminution de la tension de l'eau dans le sol. De plus, pendant ces expériences on n'a pas observé de corrélation entre le dégagement de CO₂ et la dégradation du métolachlore, mais on n'a pas donné d'explication appropriée.

Walker et Barnes (1981) ont conçu un modèle pour simuler la persistance des herbicides dans le sol. On a comparé les vitesses de dissipation du métolachlore dans divers sols américains, observées en laboratoire, avec les vitesses prédites par le modèle. Le modèle a surestimé la persistance du métolachlore : sur les 48 prévisions de concentrations résiduelles dans les sols, 41 des valeurs mesurées étaient inférieures aux prévisions (on a pas donné les valeurs en cause), 16 valeurs mesurées étaient inférieures de plus de 30 % aux prévisions, et 6 étaient inférieures de plus de 50 % aux prévisions (Walker et Zimdahl, 1981). On a supposé que les pertes par volatilisation étaient l'une des raisons principales expliquant les différences entre les valeurs prédites par le modèle et les valeurs mesurées en laboratoire.

Avec une pression de valeur égale à 7×10^{-3} Pa (1.3×10^{-5} mm Hg) à 20°, le métolachlore est relativement non volatile. D'après les données obtenues en laboratoire, Burkhard (1977) a estimé que les pertes par volatilisation de métolachlore appliqué sur des sols agricoles seraient de 0.6 % à 1.4 % pendant les 24 premières heures. On a calculé que le métolachlore, à une concentration de 80 µg·g⁻¹ (sol humide), se volatiliserait à raison de 1.5 à 4.5 ng·cm⁻²·h⁻¹, à 20 °C, pour un débit d'air au-dessus de la surface du sol de 30 L·h⁻¹ (Burkhard et Guth, 1981). On a fait état de vitesses de volatilisation comprises entre 0.03 et 0.09 kg·ha⁻¹ par jour, pour trois types de sol (les types de sol n'étaient pas indiqués) dans les conditions suivantes : 80 µg·g⁻¹ de métolachlore dans les sols, 12 % d'humidité à 35 °C, 100 % d'humidité relative, pour un débit d'air de 30 L·h⁻¹ au-dessus de la surface du sol. On a indiqué que la volatilisation augmentait en fonction inverse de la teneur des sols en matières organiques. L'augmentation de la température de 10 °C à 45 °C a eu pour effet d'accroître la vitesse de volatilisation par un facteur d'environ 3.8, tandis que la diminution de la température de 25 °C a eu pour effet de diminuer la vitesse de volatilisation d'un même facteur. En

augmentant le débit d'air au-dessus du sol à 60 L·h⁻¹, on a à peu près doublé les pertes.

Parochetti (1978) a signalé de faibles pertes par volatilisation (0.1 %) de métolachlore à partir de la surface d'un sol, après 8 jours. Par contre, près de 50 % du métolachlore appliqué sur une surface de verre peut se volatiliser en plusieurs jours, et on a estimé qu'il a pu y avoir volatilisation, en quelques jours, de 11 % à 37 % du métolachlore à partir de surfaces de plantes (paille, fétuque élevée ou *Festuca arundinacea* et sétairie géante ou *Setaria faberi* laissées sur le sol afin de simuler un champ sans labour) tout dépendant de la vitesse de l'air circulant au-dessus de la surface des plantes (Parochetti, 1978; Streck et Weber, 1981).

L'hydrolyse du métolachlore est faible. Worthing et Walker (1987) ont calculé que, à 20 °C, la perte par hydrolyse de 50 % du composé prenait plus de 200 jours, dans un intervalle de pH de 1 à 9. De plus, le composé est thermiquement stable jusqu'à des températures supérieures à 300 °C.

Dans le cas des applications agricoles du métolachlore, on considère les pertes par photodégradation comme négligeables (LeBaron et coll., 1988). Aziz (1974) a appliqué du métolachlore radiomarké sur une pellicule mince de sol recouvrant des lamelles de verre, et il les a exposées au soleil. Après 8 jours, 50 % de l'herbicide avait été photodégradé, mais plus de 10 % s'était volatilisé, et les températures enregistrées pendant l'expérience atteignirent 50 °C à 55 °C, ce qui soulève des questions au sujet de la pertinence de ces résultats pour les milieux naturels. La majeure partie des produits de photodégradation étaient constituées de 2-chloro-N-(2-éthyl-6-méthylphényl)-N-(2-hydroxy-1-méthyléthyl)acétamide (Aziz, 1974). Un autre photoproduit observé a été le N-chloroacétyl-N-(hydroxprop-1-en-2-yl)-2-éthyl-6-méthylaniline (Chesters et coll., 1989).

Comme la biodégradation est la principale cause de dispersion du métolachlore dans des conditions de sol normales, les facteurs environnementaux qui favorisent une densité et une activité microbiennes accrues auront pour effet de diminuer la persistance du métolachlore dans le sol. Par exemple, Bouchard et coll. (1982) ont mesuré la dégradation du métolachlore à des profondeurs de 10 à 20 cm et 40 à 50 cm dans un sol de loam limoneux en Arkansas. Une teneur accrue de matières organiques dans les sols, ce qui favorise des densités

microbiennes plus grandes et une adsorption plus élevée du métolachlore, a eu pour effet de réduire la persistance du métolachlore de 455.7 jours dans la couche de 40 à 50 cm (0.5 % à 0.7 % de matières organiques) à 277.2 jours dans la couche de 10 à 20 cm (0.9 % à 1.1 % de matières organiques). Dans les études avec incubation des sols, on a augmenté les températures, ce qui favorise une activité microbienne accrue, et on a obtenu des demi-vies de 36 à 45 jours à 37 °C, tandis qu'elles étaient de 182 à 203 jours à 15 °C (Bouchard et coll., 1982). L'humidité du sol, qui influe également sur l'activité microbienne, modifie la persistance du métolachlore, celle-ci étant plus grande avec une capacité au champ de 80 % (demi-vie de 15.8 jours) qu'avec une capacité de 20 % (demi-vie de 37.6 jours) (Zimdahl et Clark, 1982).

On a trouvé un seul rapport ayant conclu que le lessivage est un mécanisme important de dispersion du métolachlore dans les champs (Skipper et coll., 1976). Cette étude a été réalisée dans des sols de loam sableux, ayant une teneur en matières organiques de 1.6 % et 2.3 %. On a mesuré la persistance de l'herbicide au moyen d'un essai biologique avec maïs. Dans les deux terrains, les pluies avaient été relativement fortes (22 cm en 4 semaines à un endroit, et 16 cm en 8 semaines à l'autre) au cours de l'étude, ce qui peut avoir poussé les chercheurs à conclure que le lessivage avait causé la dispersion observée. Cependant, on n'a pas tenu compte d'une possible influence de la biodégradation, et il est possible que celle-ci ait joué un rôle important dans l'élimination du métolachlore. L'annexe B présente un résumé des études faites sur le terrain et en laboratoire au sujet de la persistance du métolachlore.

Rao et coll. (1986) ont suggéré que les vitesses de dispersion du métolachlore observées dans différentes études dépendent de la variabilité inhérente aux sols, due à des mécanismes pédogènes naturels, et des techniques de gestion des sols et des cultures utilisées pendant ces diverses études sur la dégradation du métolachlore. Dans trois sols en Georgie, on a observé des demi-vies du métolachlore dans la couche superficielle (0 à 20 cm) comprises entre 14 et 19 jours. Dans la même région, les demi-vies dans des horizons plus profonds (c.-à-d. 25 à 46 cm, 48 à 63 cm et 94 à 107 cm) étaient à peu près deux fois plus longues, et avaient tendance à être plus variables. Les demi-vies moyennes sous la surface du sol variaient de 27 à 43 jours (Rao et coll., 1986). Lors d'études avec lysimètre effectuées dans le sud

de l'Ontario, Bowman (1988) a obtenu des demi-vies de 23 à 28 jours dans un sol de sable Plainfield. Patni et coll. (1987) ont mesuré les vitesses de dispersion du métolachlore dans une étude sur le terrain effectuée près d'Ottawa en Ontario. Dans les conditions fraîches et humides de la saison de végétation, on a constaté que la dégradation du métolachlore suivait une cinétique d'ordre 1. Dans la couche supérieure de 0 à 7.5 cm d'un sol de loam argileux, on a obtenu une demi-vie de 72 jours dans le cas d'un traitement de préplantation, et de 39 jours dans le cas d'un traitement de pré-émergence.

Les produits de transformation découlant de la dégradation microbienne du métolachlore ont été identifiés par chromatographie en couche mince et par spectrométrie de masse. Trois métabolites sont des dérivés déchlorés. Les autres métabolites résultent du remplacement du substituant N-alkyle par un groupe hydroxyle, et de l'hydroxylation des chaînes latérales méthyle et éthyle des noyaux aromatiques (Liu et coll., 1988). McGahen (1982) ainsi que McGahen et Tiedje (1978, 1980) ont fait état de la déchloration, de la déshydrogénation et de l'hydroxylation du métolachlore par des communautés anaérobies vivant dans des sédiments lacustres et par le champignon de sol *Chaetomium globosum*.

Eau

Il existe peu d'informations sur la persistance du métolachlore dans les milieux aquatiques. Jusqu'en 1987, l'U.S. EPA (1988) déclarait que les données disponibles étaient insuffisantes pour évaluer l'évolution du métolachlore dans l'environnement. Toutefois, des études faites sur des microcosmes et portant sur l'évolution aquatique de deux herbicides de structure apparentée, l'alachlore et le propachlore, ont démontré que le métolachlore se dégradait rapidement en nombreux métabolites en 33 jours (Yu et coll., 1975).

Le champignon de sol *Chaetomium globosum* a pu dégrader 45 % de métolachlore dans une suspension liquide aérobie en 144 h (McGahen et Tiedje, 1978). Dans des solutions stériles sans mycéliums fongiques, on n'a observé aucune perte de métolachlore. Les produits de la biodégradation fongique étaient le 2-chloro-N-(2'-éthyl-6'-méthylphényl)acétamide et le 2-chloro-N-(2'-éthyl-6'-méthylphényl)-N-(2-hydroxy-1-méthyléthyl)acétamide. McGahen et Tiedje (1980) ont également étudié la biodégradation anaérobie du métolachlore dans des sédiments provenant de lacs eutrophes. Les microorganismes

anaérobies ont entièrement dégradé le métolachlore en 8 semaines; dans les sédiments témoins stérilisés, on n'a pas observé de perte de métolachlore.

LeBaron et coll. (1988) ont résumé les informations sur l'évolution du métolachlore en milieu aquatique : l'hydrolyse aqueuse du métolachlore est lente pour diverses valeurs de pH et de température; on a calculé que la demi-vie à 20 °C était supérieure à 200 jours à des pH de 1, 5, 7 et 9, en supposant une cinétique de dégradation d'ordre 1. Pareillement, la photolyse dans l'eau est faible. Lorsque le métolachlore en suspension dans un milieu aqueux était exposé à la lumière solaire, on observait une décomposition totale par photolyse de seulement 6 % pendant un mois (LeBaron et coll., 1988). Selon LeBaron et coll. (1988), le métolachlore est hydrolysé dans des conditions basiques en N-(2-éthyl-6-méthylphényl)-2-hydroxy-N-(2-méthoxy-1-méthyléthyl)acétamide. Dans des conditions acides, le métolachlore est d'abord hydrolysé en 2-chloro-N-(2-éthyl-6-méthylphényl)-N-(2-hydroxy-1-méthyléthyl)acétamide, qui est ensuite rapidement converti en 4-(2'-méthyl-6'-éthylphényl)-3-méthylmorpholinone-5.

Il n'y a pas de données acceptables provenant d'études sur le terrain et portant sur la volatilisation du métolachlore à partir de l'eau (Chesters et coll., 1989).

ANALYSE

Source d'approvisionnement en eau potable

Recommandation

La concentration maximale admissible provisoire (CMAP) de métolachlore ne doit pas dépasser $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ selon les recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (Santé et Bien-être social Canada, 1989). Cette CMAP est fondée sur la dose journalière négligeable (DJN) de $0.005 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ par jour, établie par une étude de deux ans portant sur les rats. Comme effets observables, on s'est basé sur l'atrophie des testicules, l'augmentation du poids du foie et des reins, la diminution du poids de la rate, et une incidence accrue de la modification des cellules néoplasiques dans le foie, observations faites à des concentrations plus élevées. Cette CMAP fait actuellement l'objet d'une révision par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable, qui relève du Comité consultatif

fédéral- provincial de l'hygiène et du milieu du travail (G. Wood, 1989, Santé et Bien-être social Canada, comm. pers.).

Sommaire des recommandations existantes

Krill et Sonzogni (1986) ont indiqué la concentration limite recommandée par l'État du Wisconsin pour l'eau potable, soit $25 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, mais l'analyse de cette concentration n'était pas donnée. L'U.S. EPA (1987a) a recommandé une concentration de $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de métolachlore dans l'eau potable, pour la consommation pendant une vie entière. Cette valeur est fondée sur une étude d'un an effectuée par Tisdell et coll. (1983), dans laquelle on a fait ingérer à des rats mâles et femelles des doses de métolachlore équivalentes à 1.5, 15 et $150 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ par jour. Ce traitement a eu pour effets une activité de la transaminase glutamino-oxaloacétique, une atrophie des testicules avec dégénération de l'épithélium tubulaire, et une incidence accrue des foyers éosinophiles hépatiques. D'après ces données, on a déterminé un niveau sans effet nocif observé (NSENO) de $1.5 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ par jour. On a divisé ce NSENO par un facteur de sécurité de 100, qu'on a converti en niveau équivalent pour l'eau potable de $525 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en multipliant par le poids moyen du corps humain (70 kg) et en divisant par une consommation d'eau (2 L par jour). On a divisé 20 % de cette valeur (soit la contribution relative à la source présumée pour l'eau potable) par un autre facteur de sécurité de 10 afin de tenir compte d'une cancérogénicité possible, pour en arriver à la recommandation pour la vie entière de $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

L'Organisation mondiale de la santé a recommandé une concentration limite de $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le métolachlore dans l'eau potable (OMS, 1987), mais on n'a pas analysé cette recommandation.

Concentrations dans l'eau potable

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a détecté en 1985 du métolachlore dans 6 des 31 échantillons prélevés dans 15 installations municipales d'adduction (concentrations de 0.4 à $5.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), mais dans aucun des échantillons d'eau traitée provenant de ces installations (OMOE, 1987a). On a également trouvé du métolachlore dans 52 des 351 puits privés échantillonnés (concentration maximale de $1800 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). En 1986, on a détecté du métolachlore dans 3 des 37 puits domestiques étudiés (concentration maximale observée de $3.2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), mais dans aucun des échantillons d'eau prélevés dans

5 puits municipaux d'approvisionnement en eau souterraine (OMOE, 1987b). On a trouvé du métolachlore dans 40 des 417 échantillons (soit 10 %) prélevés dans 25 installations municipales alimentées par de l'eau de surface, et dans 23 des 150 échantillons d'eau traitée (concentration maximale de $5.97 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). On a détecté du métolachlore dans 16 % des échantillons d'eau potable prélevés entre 1981 et 1987 dans les installations de distribution d'eau de Dresden, sur la rivière Sydenham dans le sud-ouest de l'Ontario (Frank et coll., 1990).

Traitement de l'eau

L'U.S. EPA (1987a) a indiqué que l'adsorption sur du charbon actif granulaire (CAG) est une méthode prometteuse pour éliminer le métolachlore contenu dans l'eau potable contaminée. On a publié les capacités d'adsorption suivante pour le métolachlore à 20°C : 0.173 mg, 0.148 mg et 0.105 mg de métolachlore par milligramme de CAG, à des concentrations de $79.8 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $10.0 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et $1.7 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement (Whittaker, 1980). Holiday et Hardin (1981) ont mentionné que le métolachlore contenu à raison de $16.4 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (concentration initiale moyenne) dans des eaux usées était éliminé à 99.5 % au moyen de colonnes de CAG utilisées sous une charge hydraulique de $0.85 \text{L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^2$, avec un temps de contact de 72 min.

D'après le ministère de l'Environnement de l'Ontario, les techniques habituelles de traitement de l'eau comme la coagulation, la floculation, la filtration et la désinfection sont inefficaces pour éliminer les résidus d'herbicides présents dans l'eau (OMOE, 1987a, 1987b). Le charbon actif en poudre, utilisé aux doses qu'on emploie habituellement pour éliminer le goût et l'odeur, soit de 4.4 à $48.1 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ selon le mois de l'année, a pu réduire les concentrations de métolachlore dans l'eau traitée, lorsqu'on l'ajoutait dans l'eau à traiter en doses de 40 à $50 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, ou davantage. Frank et coll. (1990) ont indiqué que cette quantité de carbone avait permis d'éliminer une concentration moyenne de $2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de métolachlore, dans une eau de rivière, et d'abaisser la concentration à une valeur inférieure au seuil de détection ($0.02 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) pour ce composé.

Organismes aquatiques d'eau douce

Accumulation et élimination dans le biote aquatique

La concentration environnementale prévue (CEP) est une mesure de l'exposition potentielle des

organismes aquatiques à un contaminant. En se basant sur un scénario de la pire éventualité, on obtient cette valeur en multipliant le taux d'application maximal recommandé (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) pour un étang ayant une superficie de 0.01 ha et un volume de 50 000 L par 0.2, car on suppose que 20 % de l'herbicide appliquée atteint le milieu aquatique. Ce calcul donne une CEP exprimée en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Dans le cas du métolachlore, la CEP est de $0.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. On peut ensuite comparer les données toxicologiques et le potentiel de bioaccumulation du métolachlore à cette CEP, afin d'évaluer les risques que représente pour la faune aquatique l'application de ce composé dans les activités agricoles normales.

On a effectué des études sur l'accumulation du métolachlore, à des concentrations supérieures à la CEP. Dans des essais statiques effectués avec le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), on a exposé ces poissons à environ $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de métolachlore radiomarqué au ^{14}C pendant 70 jours, ce qui a donné une concentration résiduelle de $18 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (d'après l'activité du ^{14}C dans les tissus), dans les tissus comestibles des poissons. Dans les tissus non comestibles, on a observé une concentration résiduelle de $486 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Après une dépuración de 28 jours, la concentration résiduelle a diminué à une valeur équivalente de $12 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans les tissus comestibles, et à $13 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans les tissus non comestibles (Barrows, 1974). On n'a pas déterminé si l'activité du ^{14}C était attribuable à la présence du métolachlore ou de ses métabolites.

Dans un essai en milieu à circulation continue, on a exposé le crapet arlequin *L. macrochirus* à $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de métolachlore radiomarqué au ^{14}C , ce qui a donné des concentrations résiduelles de $28 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans les tissus comestibles et de $702 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans les tissus non comestibles. Après une dépuración de 28 jours, l'activité du ^{14}C dans les tissus comestibles avait diminué à une valeur équivalente à $11.7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de métolachlore (Barrows, 1974). On n'a pas indiqué les concentrations de métolachlore dans les tissus non comestibles, ni la nature des résidus.

Dans les études portant sur l'accumulation du métolachlore et effectuées à des concentrations inférieures à la CEP, on a obtenu des facteurs de bioconcentration apparents de 6.5 à 9.0 dans les parties comestibles des barbottes (espèces non indiquées), exposés à une concentration de $0.08 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de métolachlore pendant 30 jours (Smith, 1977). Dans les viscères des poissons exposés, la

concentration de métolachlore était 10 fois supérieure à celle observée dans la chair (c.-à-d. 55.0 à 92.4 fois la concentration dans l'eau). Après une dépuración de 14 jours, les concentrations résiduelles dans les tissus comestibles avaient diminué de 0.72 à $0.03 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Dans les tissus viscéraux, cette diminution a été de 7.39 à $0.18 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Smith, 1977).

On a observé chez la *D. magna* une accumulation de métolachlore de $0.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ après 24 h d'exposition à une concentration de $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Après une dépuración de 8 h, cette concentration est tombée à $0.30 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Ellgehausen, 1977). La chlorophycée *Scenedesmus acutus* avait une concentration de métolachlore de $10.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ après une exposition de 1.5 h à $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Après 2 h de dépuración, cette accumulation avait chuté à $2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Ellgehausen, 1977; Ellgehausen et coll., 1980).

En utilisant du métolachlore radiomarqué au ^{14}C , Liu et coll. (1987, 1989) ont observé un facteur de bioconcentration de 11 000 pour le métolachlore, dans une communauté bactérienne après 10 jours dans un chemostat. L'analyse chromatographique n'a pas permis de détecter de métolachlore; toutefois, ces chercheurs ont conclu que les substances radioactives recueillies dans les cellules représentaient les produits de transformation. Le facteur élevé observé par Liu et coll. (1989) semble être une exception, car, en règle générale, les taux d'absorption de métolachlore par les microbes sont faibles (Krause et coll., 1985; Saxena et coll., 1987). Par exemple, Krause et coll. (1985) ont indiqué que la sorption de métolachlore sur une actinomycète, à partir d'un milieu liquide, était inférieure à 1 %. Saxena et coll. (1987) ont fait état d'une sorption de métolachlore, à partir de cultures liquides, de 1 % par deux espèces de bactéries, et de 3 % à 5 % par des micro-organismes filamenteux. Dans aucun de ces deux rapports, on n'a fait de différence entre l'adsorption et l'absorption, et les faibles concentrations de métolachlore observées peuvent avoir été le résultat du métabolisme rapide du composé (U.S. EPA, 1987b).

Le poisson métabolise rapidement le métolachlore (U.S. EPA, 1987b; Chesters et coll., 1989), bien qu'on n'ait pas cité d'études à l'appui. Chez la barbotte noire (*Ictalurus melas*) exposée de façon répétée pendant 4 jours à une concentration de métolachlore d'environ $0.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, Ellgehausen et coll. (1980) ont mesuré une demi-vie par dépuración de 0.60 jours.

Toxicité pour les organismes aquatiques

Toxicité létale aiguë

Dans la base de données sur la toxicité aiguë du métolachlore pour les vertébrés, seules deux espèces d'eau froide sont représentées : la tête-de-boule (*Pimephales promelas*), pour laquelle on a obtenu quatre $CL_{50} - 96$ h, et la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*), pour laquelle on a observé deux CL_{50} . Pour ces deux espèces, l'intervalle des CL_{50} était de 2.0 à 11.0 $mg \cdot L^{-1}$. Les autres espèces étudiées comprenaient : le poisson arc-en-ciel (*Lebistes reticulata*), le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), la barbus de rivière (*Ictalurus punctatus*), et le carassin (*Carassius carassius*). Pour ces espèces, les CL_{50} étaient comprises entre 4.9 et 15 $mg \cdot L^{-1}$. La plupart des données toxicologiques disponibles sont des informations confidentielles, non publiées et accessibles seulement par l'intermédiaire des études effectuées par l'EPA américain. Par conséquent, les procédures exactes ainsi que les qualités ou formulations des produits utilisés ne sont pas toujours indiquées. Le tableau 4 contient les données disponibles sur la toxicité aiguë du métolachlore pour les vertébrés.

Les données toxicologiques citées pour les invertébrés portent sur seulement deux espèces, soit la *D. magna* et la larve de moucheron (*Chironomus plumosus*). Pour la *D. magna*, on a obtenu une $CE_{50} - 48$ h et une CL_{50} de 23.5 et 25.1 $mg \cdot L^{-1}$, respectivement (Vilkas, 1976; Mayer et Ellersieck, 1986). Vilkas (1976) a fait état d'un niveau sans effet observé (NSEO) de 5.6 $mg \cdot L^{-1}$ après une exposition de 48 h, pour la *D. magna*. La $CE_{50} - 48$ h pour la *C. plumosus* était de 3.8 $mg \cdot L^{-1}$ avec du métolachlore de qualité technique.

À l'heure actuelle, il n'y a pas de données acceptables sur la toxicité du métolachlore pour les algues ou les plantes vasculaires aquatiques d'eau douce. Dans leur étude sur la bioaccumulation, Ellgehausen et coll. (1980) ont obtenu un niveau sans effet observé (NSEO) de 0.1 $mg \cdot L^{-1}$ pour le *Scenedesmus acutus*; toutefois, on n'a pas donné d'informations détaillées sur les mesures de la toxicité.

Toxicité chronique et réactions sous-létales

Dionne (1978) a publié des données sur la toxicité chronique du métolachlore pour la tête-de-boule (*P. promelas*), à des expositions de plus de 28 jours. Ces données ont été examinées par l'U.S. EPA

(1987b) et jugées acceptables en termes de qualité. Dans cette étude, on a examiné les effets du métolachlore de qualité technique (97.4 %) sur la reproduction de la tête-de-boule (*P. promelas*). La concentration la plus élevée au-dessous de laquelle aucun effet n'a été observé (concentration sans effet observé ou CSEO) était de 780 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Recommandation

Les données disponibles sur la toxicité du métolachlore pour les vertébrés consistent en 11 valeurs $CL_{50} - 96$ h, obtenues à la suite d'essais sur six espèces de poissons, dont une seule était un salmonidé. Les données de toxicité chronique consistent en données sur la tête-de-boule (*P. promelas*), obtenues avec des temps d'exposition supérieurs à 4 semaines. Les données sur la toxicité du métolachlore pour les invertébrés consistent en quatre $CE_{50} - 48$ h, une $CL_{50} - 48$ h et un NSEO - 48 h.

Après une revue critique des données de toxicité aiguë, dont la plupart n'avaient pas été publiées, l'U.S. EPA (1987b) a indiqué que seulement deux essais de toxicité de 96 h effectués sur des poissons contenaient suffisamment d'informations quant au contrôle de la qualité pour qu'on puisse les utiliser afin de recommander une concentration maximale en matière de toxicité aiguë. Ces $CL_{50} - 96$ h étaient de 10 $mg \cdot L^{-1}$ pour le crapet arlequin (*L. macrochirus*), et de 3.9 $mg \cdot L^{-1}$ pour la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) (Buccafusco, 1978a, 1978b). On a également approuvé la valeur CMAT (concentration maximale admissible d'un toxique) de 0.78 à 1.6 $mg \cdot L^{-1}$ obtenue pour la tête-de-boule (Dionne, 1978). L'U.S. EPA (1987b) n'a pas examiné les données de toxicité de Mayer et Ellersieck (1986); toutefois, les procédures d'essai utilisées par ces derniers sont des méthodes approuvées par l'U.S. EPA.

La procédure du CCME pour l'élaboration de recommandations encourage l'utilisation de facteurs d'application lorsque les données de toxicité sont insuffisantes (CCMRE, 1987, Annexe IX). Ces facteurs d'application sont des nombres sans unité que l'on applique à une valeur de toxicité aiguë afin d'assurer la protection des organismes soumis à une exposition chronique, lorsqu'il n'y a pas suffisamment de données sur la toxicité ou l'évolution du composé dans l'environnement. Pour le métolachlore, on a trouvé une seule étude de toxicité chronique, portant sur la reproduction de la tête-de-boule (*P. promelas*) (Dionne, 1978). Comme les informations sur

Tableau 4. Sommaire des données de toxicité du métolachlore pour les organismes aquatiques

Organisme	Formulation	Temps d'exposition	Effets*	Observations	Référence
VERTÉBRÉS					
<u>Tête-de-boule</u> (<u>Pimephales promelas</u>)	Qualité technique 95.40 %	96 h	CL ₅₀ = 8.0 mg·L ⁻¹ (5.4 à 12)	pH de l'eau d'essai = 7.4; dureté = 40; 22 °C; S; p. = 0.70 g	Mayer et Ellersieck, 1986
	Concentration émulsifiable 87.00 %	96 h	CL ₅₀ = 8.4 mg·L ⁻¹ (6.4 à 11)	pH de l'eau d'essai = 7.4; dureté = 40; 22 °C; S; p. = 0.80 g	Mayer et Ellersieck, 1986
	Qualité technique 97.4 %	Plus de 4 semaines	CMAT entre 0.78 et 1.60 mg·L ⁻¹	Les poissons exposés à plus de 1.6 mg·L ⁻¹ avaient un faible taux de survie chez les alevins de première et deuxième générations	Dionne, 1978
		96 h	CL ₅₀ = 11.0 mg·L ⁻¹		Dionne, 1978
		96 h	CL ₅₀ = 9.2 mg·L ⁻¹	Essai en milieu à circulation continue	Dionne, 1978
<u>Poisson arc-en-ciel</u> (<u>Lebistes reticulata</u>)		96 h	CL ₅₀ = 8.6 mg·L ⁻¹		Sachsse et Ullman, 1974
<u>Crapet arlequin</u> (<u>Lepomis macrochirus</u>)		96 h	CL ₅₀ = 10 mg·L ⁻¹		Buccafusco, 1978a
	Qualité technique	96 h	CL ₅₀ = 15 mg·L ⁻¹		WSSA, 1983
<u>Barbue de rivière</u> (<u>Ictalurus punctatus</u>)		96 h	CL ₅₀ = 4.9 mg·L ⁻¹		Sachsse et Ullman, 1974
<u>Carassin</u> (<u>Carassius carassius</u>)	Qualité technique	96 h	CL ₅₀ = 4.9 mg·L ⁻¹		Sachsse et Ullman, 1974
<u>Truite arc-en-ciel</u> (<u>Salmo gairdneri</u>)	Qualité technique	96 h	CL ₅₀ = 2.0 mg·L ⁻¹		WSSA, 1983
		96 h	CL ₅₀ = 3.9 mg·L ⁻¹		Buccafusco, 1978b

*Limite de confiance de 95 % entre parenthèses.

Dureté = dureté exprimée en mg·L⁻¹ de CaCO₃

S = essai statique

p. = poids du poisson en grammes (indiqué lorsqu'il est connu)

NSEO = niveau sans effet observé

Tableau 4. (Suite)

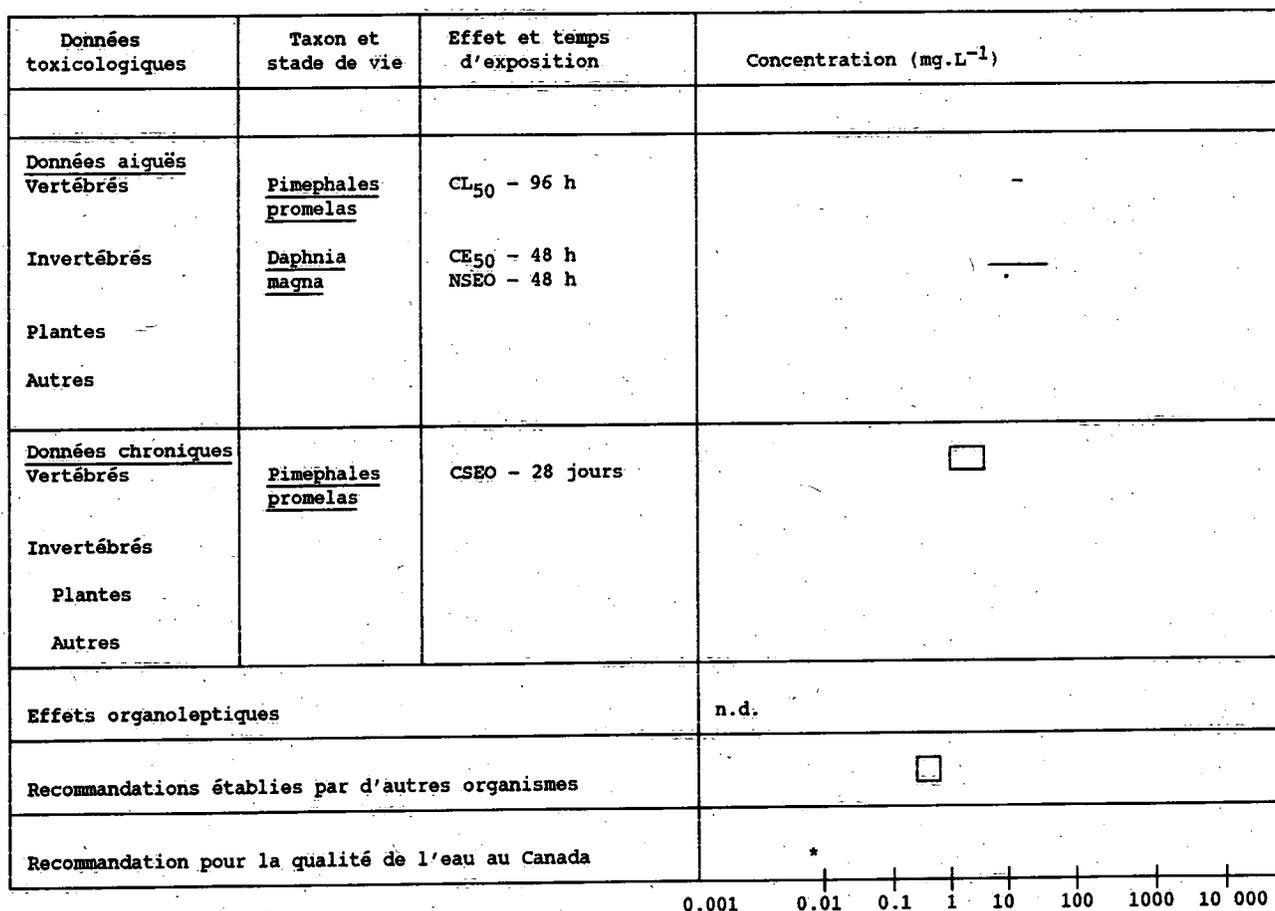
Organisme	Formulation	Temps d'exposition	Effets	Observations	Référence
INVERTÉBRÉS					
Cladocère (1 ^{er} stade larvaire) (<i>Daphnia magna</i>)	Qualité technique 95.4 %	48 h	CE ₅₀ = 23.5 mg·L ⁻¹ (18.7 à 29.5)	pH de l'eau d'essai = 7.2; dureté = 44; 17 °C; S	Mayer et Ellersieck, 1986
	Concentré émulsifiable 87.0 %	48 h	CE ₅₀ = 26.0 mg·L ⁻¹ (19.4 à 34.9)	pH de l'eau d'essai = 7.2; dureté = 44; 17 °C; S	Mayer et Ellersieck, 1986
Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		48 h	CL ₅₀ = 25.1 mg·L ⁻¹ (21.6 à 29.2) NSEO = 5.6 mg·L ⁻¹		Vilkas, 1976
Moucheron (<i>Chironomus plumosus</i>) (3 ^e stade larvaire)	Qualité technique 95.4 %	48 h	CE ₅₀ = 3.8 mg·L ⁻¹ (2.1 à 10.3)	pH de l'eau d'essai = 6.9; dureté = 40; 22 °C; S	Mayer et Ellersieck, 1986
	Concentré émulsifiable 87.0 %	48 h	CE ₅₀ = 4.4 mg·L ⁻¹ (3.2 à 6.1)	pH de l'eau d'essai = 6.9; dureté = 40; 22 °C; S	Mayer et Ellersieck, 1986

l'évolution chimique du métolachlore en milieu aquatique sont limitées, on a utilisé un facteur d'application de 0.01 (CCMRE, 1987). On est donc arrivé à une valeur provisoire de $7.8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la protection des organismes aquatiques d'eau douce. Compte tenu des lacunes dans la base de données sur la toxicité du métolachlore, cette recommandation est provisoire. On peut comparer les données de toxicité aiguë et chronique pour les organismes aquatiques d'eau douce à la valeur de la recommandation de la figure 2. En raison de la déuration rapide du métolachlore dans les poissons

(U.S. EPA, 1987b; Chesters et coll., 1989), cette concentration limite devrait empêcher la bioconcentration du métolachlore dans les poissons, et donc protéger les consommateurs de poisson contre l'ingestion de concentrations nocives de métolachlore.

Sommaire des recommandations existantes

L'U.S. EPA (1987b) a divisé la plus faible valeur de toxicité aiguë tirée des données approuvées ($3.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la truite arc-en-ciel) par un coefficient



■ Essai de toxicité utilisé pour établir la concentration recommandée
 □ Valeur aiguë provisoire de U.S. EPA

Figure 2. Graphique pour l'établissement d'une recommandation pour les organismes aquatiques d'eau douce

de sécurité de 11 afin d'obtenir une valeur aiguë de vulgarisation (VAV) de $355 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Cette valeur est prudente et raisonnable, et devrait assurer la protection des organismes aquatiques contre la létalité aiguë due au métolachlore. On a obtenu une concentration chronique de vulgarisation dans l'eau de $14.2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en divisant la valeur VAV par un rapport présumé de toxicité aiguë/chronique égal à 25.

Lacunes des données

La base de données sur la toxicité du métolachlore pour les organismes aquatiques a des lacunes relativement à la toxicité chronique du composé pour les vertébrés et les invertébrés. Il manque aussi des données sur les effets nocifs du métolachlore sur le phytoplancton et les plantes vasculaires aquatiques. De plus, on dispose de peu de données sur l'évolution et la persistance du métolachlore en milieu aquatique. Par exemple, on ne dispose d'aucune donnée sur la persistance de ce composé dans l'eau dans des conditions naturelles. De plus, il n'y a pas de données sur la volatilisation du métolachlore à partir des eaux naturelles, et on n'a pas trouvé d'études sur le terrain traitant du transport en surface du métolachlore vers les sources d'eau.

Utilisation de l'eau en agriculture

Abreuvement du bétail

Toxicité pour les animaux d'élevage et le biote connexe

Toxicité aiguë — Le tableau 5 est un résumé des données sur la toxicité du métolachlore pour les mammifères, et des effets de ce composé sur la reproduction lorsqu'il est ingéré. Selon les études de toxicité aiguë, les DL_{50} pour le métolachlore sont comprises dans l'intervalle 2000 à $5000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (poids corporel) pour les rats.

Toxicité sous-aiguë et chronique — Chez des rats blancs ayant reçu des doses orales de $27.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de Dual® (la formulation n'a pas été donnée) de poids corporel, par sonde stomacale, pendant 15 jours successifs, on a observé l'ulcération de la muqueuse buccale, ainsi que la dégradation et la nécrose de l'épithélium viscéral et du myocarde. L'examen histopathologique des tissus des poumons, du foie, du coeur et des reins a révélé une congestion et une hémorragie généralisées. L'organe le plus touché a été le foie, dans lequel on a observé une nécrose centrolobulaire (Shihata et coll., 1985).

Dans une étude de 180 jours portant sur l'ingestion de métolachlore par des chiens, on a constaté une diminution du gain de poids corporel chez les mâles et les femelles, ainsi que l'incapacité du système enzymatique de la phosphatase alcaline sérique de diminuer à mesure que les animaux vieillissent (Jessup et coll., 1979). Le NSEO pour cette étude était de $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ($3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ par jour).

Absorption, métabolisme et élimination — Bien qu'on ne connaisse pas complètement les voies métaboliques pour le métolachlore (tableau 3), il semble que ce composé soit absorbé rapidement et entièrement par le tractus gastro-intestinal des mammifères, et qu'il soit ensuite rapidement métabolisé et excrété. Chez les rats, environ 70 % à 90 % de doses simples administrées par voie orale ont été excrétées sous forme de métabolites dans l'urine et les matières fécales dans une période de 48 h (Hamböck, 1974a, 1974b, 1974c). On a également observé que le métolachlore était rapidement métabolisé chez les mammifères par déchloration, O-méthylation, N-désalkylation et oxydation des chaînes latérales; on n'a pas observé de métolachlore non modifié (Hamböck, 1974a, 1974b).

On a établi une demi-vie de 28 h à partir d'études sur l'excrétion chez des rats auxquels on avait administré par voie orale des doses de métolachlore marqué. L'urine et les matières fécales recueillies pendant 48 h après l'administration d'une dose orale unique (environ $31 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, poids corporel), contenaient sous forme de métabolites 21.5 % et 51.4 %, respectivement, de la dose de métolachlore administrée. Les excrétions combinées contenaient 1 %, 15 % et 22 % de la dose administrée, sous forme respectivement de 2-éthyl-6-méthylhydroxyacétanilide, 2-chloro-N-(2-éthyl-6-méthylphényl)-N-(2-hydroxy-1-méthyléthyl) et N-(2-éthyl-6-méthylphényl)-N-(hydroxyacétyl)-DL-alanine. On n'a pas isolé de métolachlore non modifié, et on n'a pas trouvé de conjugués du métolachlore (Hamböck, 1974c).

Des rats ayant reçu des injections intrapéritonéales de métolachlore ont métabolisé l'herbicide, par l'intermédiaire du système de l'oxygénase hépatique à fonction mixte, en anilines 2,4- et 2,6-di-substituées, lesquelles ont été à leur tour transformées en nitrosobenzènes correspondants (Kimmel et coll., 1986). On a démontré dans des épreuves bactériennes que ces composés nitroso sont fortement mutagènes (Chesters et coll., 1989).

Tableau 5. Sommaire des effets de l'ingestion de métolachlore sur la santé des mammifères et des oiseaux

Animal	Formulation d'essai	Durée	Effets*	Référence
Rat	Qualité technique	n.i.	DL ₅₀ = 2780 mg·kg ⁻¹ (poids corporel) (2180-3545)	Bathe, 1973
Rat	Concentré émulsifiable, 0.72 kg·L ⁻¹	n.i.	DL ₅₀ > 2000, mais < 5000 mg·kg ⁻¹ (poids corporel)	Affiliated Medical Research, Inc., 1974
Chien	n.i.	3 mois	NSEO ³ = 500 mg·kg ⁻¹ (poids corporel) (14-19 mg·kg ⁻¹ par jour)	Coquet et coll., 1974
Chien	n.i.	6 mois	NSEO = 3 mg·kg ⁻¹ par jour (poids corporel) ou 100 mg·kg ⁻¹ (ration)	Jessup et coll., 1979
Chien	Qualité technique	7 jours	NSEO = 13.7 mg·kg ⁻¹ (poids corporel)	Goldenthal et coll., 1979
Souris	n.i.	18 mois (mâles) 20 mois (femelles)	NSEO = 3000 mg·kg ⁻¹ (ration)	Industrial Bio-Test Laboratories, 1975
Souris	n.i.	2 ans	NSEO = 1000 mg·kg ⁻¹ (ration) (170 mg·kg ⁻¹ par jour pour les mâles, 224 mg·kg ⁻¹ par jour pour les femelles) NSEO = 3000 mg·kg ⁻¹ (ration) (704 mg·kg ⁻¹ par jour)	Tisdell et coll., 1980
Rat	n.i.	2 ans	Augmentation importante des néoplasmes primaires du foie chez les femelles à une concentration (dans la ration) de 3000 mg·kg ⁻¹	Gordon, 1978
Rat	Dual	15 jours	Ulcération de la muqueuse bucale, congestion et hémorragie des viscères, nécrose centrolobulaire hépatique, 40 % de mortalité à 273 mg·kg ⁻¹ (poids corporel) ingéré par gavage	Shihata et coll., 1985
Souris	n.i.	2 ans	NSEO = 1.5 mg·kg ⁻¹ (poids corporel) ou 30 mg·kg ⁻¹ (ration); atrophie des testicules à 300 mg·kg ⁻¹ (ration); augmentation importante des nodules néoplasiques et prolifération des lésions hépatiques chez les femelles à 3000 mg·kg ⁻¹ (ration)	Tisdell et coll., 1983

*Limites de confiance de 95 % entre parenthèses

n.i. = valeur non indiquée

NSEO = Niveau sans effet observé

NMEO = Niveau minimal produisant un effet observé

Tableau 5. (Suite)

Animal	Formulation d'essai	Durée	Effets*	Référence
Rat	n.i. (qualité technique)	10 jours (jours 6 à 15 de la gestation)	NSEO = 360 mg·kg ⁻¹ par jour (poids corporel) pour des effets fétotoxiques ou sur le développement	Fritz, 1976
Rat	n.i.	2 générations	NSEO = 300 mg·kg ⁻¹ (ration) pour des effets sur la reproduction (14.7 mg·kg ⁻¹ par jour)	Smith et coll., 1981
Lapin	n.i.	n.i.	NSEO = 360 mg·kg ⁻¹ par jour (poids corporel) pour des effets fétotoxiques, 36 mg·kg ⁻¹ par jour pour une toxicité chez les mères	Lightkep et coll., 1980
Canard malard	n.i.	—	CL ₅₀ > 2500 mg·kg ⁻¹	U.S. EPA, 1988
	Qualité technique	8 jours	CL ₅₀ > 10 000 mg·kg ⁻¹ (ration)	WSSA, 1983
Colin de Virginie	Qualité technique	8 jours	CL ₅₀ > 10 000 mg·kg ⁻¹ (ration)	WSSA, 1983
Canard malard et colin de virginie	n.i.	112-119 jours	Perturbation importante de la reproduction à 10 mg·kg ⁻¹ (ration)	Chesters et coll., 1989

Geiger et Calabrese (1985) ont signalé un effet *in vitro* du métolachlore en présence d'un stress oxydatif (c.-à-d. une concentration moindre de glutathion) sur les globules rouges du mouton, à une concentration de 100 mg•L⁻¹. Les auteurs n'ont pas formulé d'hypothèse au sujet de ce que serait l'effet réel *in vivo*.

Cancérogénicité, tératogénicité et mutagénicité — Les évaluations visant à déterminer les caractéristiques génotoxiques et mutagènes du métolachlore de qualité technique, avec et sans activation métabolique, ont été négatives lors d'un essai avec la *Salmonella typhimurium* (cinq souches), d'un essai avec la *Saccharomyces cerevisiae* (levure) et d'un essai génétique sur le maïs (Plewa et coll., 1984); on n'a pas donné de détail sur les méthodes d'évaluation. Toutefois, on a observé une réaction positive avec le métolachlore de qualité commerciale chez une souche de *S. typhimurium*, avec et sans activation métabolique. La seule autre réaction produite par le métolachlore de qualité commerciale a été observée dans un essai avec la levure, après activation métabolique animale (Plewa et coll., 1984). Les auteurs n'ont pas élaboré sur l'importance de ces réactions positives. D'après toutes les autres données disponibles, le métolachlore n'a pas de pouvoir mutagène (U.S. EPA, 1987a).

L'U.S. EPA (1987b) a classé de façon provisoire le métolachlore comme substance cancérigène de catégorie "C" (preuve limitée de cancérigénicité chez les animaux). L'EPA américain a également classé le métolachlore comme substance cancérigène possible pour les humains (IRIS, 1989). Dans une étude de 2 ans portant sur l'ingestion chronique de métolachlore par des rats, on a observé une augmentation importante des néoplasmes primaires du foie chez des femelles ayant reçu dans leur ration une concentration de 3000 mg•kg⁻¹ de métolachlore. Chez des souris ayant ingéré la même concentration de métolachlore, on n'a pas observé de manifestations histologiques pouvant être interprétées comme une réaction cancéreuse. Les résultats de ces études sur les souris et les rats ont par la suite été confirmés lors d'études de contrôle (U.S. EPA, 1987b; IRIS, 1989).

On estime que le métolachlore n'est pas tératogène pour les rats ou les lapins, et qu'il ne cause pas d'autres effets sur la reproduction. Des doses orales de 360 mg•kg⁻¹ par jour administrées pendant la gestation n'ont pas eu d'effets sur la progéniture de rats et de lapins, bien qu'on ait

observé une toxicité chez les mères à cette concentration. À des doses orales de 1000 mg•L⁻¹ de métolachlore, on n'a pas observé d'effets directs chez les rats, pendant une étude de 2 ans portant sur la reproduction. La valeur NSEO découlant de 380 mg•L⁻¹ pour les effets sur la reproduction était basée sur une réduction du poids des jeunes rats et sur une diminution de la consommation de nourriture par les femelles (U.S. EPA, 1987a).

Recommandation

On n'a trouvé aucune information sur la toxicité du métolachlore pour le bétail qui ingère ce composé dans l'eau potable. En l'absence de données suffisantes, il convient d'observer la procédure du CCMRE (1987) qui adopte la valeur recommandée sur le pesticide pour l'eau brute destinée aux approvisionnements en eau potable et de l'appliquer comme recommandation pour l'eau destinée à l'abreuvement du bétail.

Par conséquent, la recommandation provisoire pour le métolachlore dans les eaux destinées à l'abreuvement des animaux d'élevage est de 50 µg•L⁻¹. Elle sera la même que la recommandation provisoire pour le métolachlore dans l'eau potable dont la valeur de 50 µg•L⁻¹ a été adoptée à la suite des études sur les rats et au NSEO obtenu à long terme.

Sommaire des recommandations existantes

On n'a trouvé aucune recommandation qui existe concernant des concentrations de métolachlore dans l'eau qui ne présentent aucun risque pour l'abreuvement du bétail.

Irrigation

Toxicité pour les espèces végétales non visées

Les études réalisées en laboratoire et en serre ont démontré que le métolachlore a des effets nocifs sur les plantes cultivées à des concentrations aussi faibles que 10⁻⁷ M (0.028 mg•L⁻¹). Dans ces études, résumées au tableau 6, on a utilisé comme substrat des solutions nutritives, des filtres-papiers humectés ou du sable; sur ces substrats, on a examiné la germination et la croissance de diverses espèces de plantes. L'absence de matières organiques dans les sols, notamment de substances humiques, peuvent avoir empêché la réduction, par adsorption, de

Tableau 6. Sommaire des études en laboratoire et en serre sur la toxicité du métolachlore pour les plantes

Concentration de métolachlore ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Effets	Référence
2.8	Augmentation appréciable de la perte de ^{32}P des racines du coton (<u>Gossypium birsutum</u>), de l'oignon (<u>Allium cepa</u>) et du concombre (<u>Cucumis sativus</u>), dans une solution nutritive.	Pillai et coll., 1977; Mellis et coll., 1982
283 28.3	Inhibition de la germination des graines de concombre (<u>C. sativus</u>); réduction de l'élongation des radicules, du poids à l'état frais et du poids sec dans les 48 h suivant la germination des graines de concombre. Germination effectuée dans des boîtes de Pétri sur papier humecté.	Sloan et Camper, 1986
0.0284 à 28.38	Inhibition importante de l'incorporation de l'acide mévalonique dans les précurseurs de l'acide gibbérellique dans la solution tampon liquide de phosphate, avec des extraits acellulaires de sorgho (<u>Sorghum bicolor</u>).	Wilkinson, 1981a
2	Diminution de 90 % du poids à l'état frais du sorgho (<u>S. bicolor</u>) cultivé dans le sable.	Wilkinson, 1981b
0.25	Diminution de la longueur des pousses à des concentrations supérieures.	Wilkinson, 1981b
0.06	Diminution de la longueur des racines à des concentrations supérieures.	Wilkinson, 1981b
2	Effet nuisible important sur la croissance des pousses du pois (<u>Pisum sativum</u>) cultivés dans le sable.	Jordan et Harvey, 1978
28.3	À des concentrations supérieures à cette valeur, on a observé une réduction de 50 % de la croissance des pousses de semences de maïs (<u>Zea mays</u>) âgées de 4 jours, dans une solution nutritive.	Dixon et Stoller, 1982
283	Réduction de 90 % de la germination de <u>Zea mays</u> , des pois (<u>P. sativum</u>), du séné (<u>Cassia obtusifolia</u>) et du blé (<u>Triticum aestivum</u>) sur du papier humecté; réduction de 100 % de la germination de l'avoine (<u>Avena sativa</u>); réduction de 86 % de la germination de l'arachide (<u>Arachis hypogaea</u>); réduction de 89 % de la germination de la laitue (<u>Lactuca sativa</u>) sur du papier humide.	Pillai et coll., 1979
0.283	Niveau sans effet observé sur la germination des espèces ci-dessus.	Pillai et coll., 1979
28.4	Inhibition de la synthèse des protéines et incorporation de la leucine dans les protéines des tiges des racines du concombre (<u>C. sativus</u>).	Pillai et coll., 1979
0.0099	Inhibition importante de l'élongation des pousses des bourgeons du souchet comestible (<u>Cyperus esculentus</u>).	Cornelius et coll., 1985
1 à 4	Inhibition de la mobilisation de l'amidon dans les chloroplastes et inhibition de la synthèse des lipides dans le sorgho (<u>S. bicolor</u>).	Ebert, 1980
0.0028 (dans une solution aqueuse de 0.1 % de tensio-actif).	Nécrose des feuilles chez le soja (<u>Glycine max</u>), dans la zone de traitement, inférieure à 96 h.	Diner et coll., 1977
28.4 (dans une solution nutritive)	Des racines de fèves de soja (<u>G. max</u>) ont été exposées à du métolachlore dans une solution nutritive pendant 96 h sans dommages apparents aux plantes.	Diner et coll., 1977

l'activité du métolachlore (Weber et coll., 1987). Pillai et coll. (1979) ont obtenu une valeur NSEO de $0.28 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la germination de sept plantes cultivées, en utilisant comme substrat de germination des filtres-papiers humectés.

Par contre, une pulvérisation hâtive après l'émergence de métolachlore sur des terrains à raison de 1.2 et $4.48 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (3000 et $12\ 000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) n'a pas eu d'effet marqué sur la croissance du chou-fleur (*Brassica oleracea* var. *italica*), du chou (*B. oleracea* var. *capitata*) ou du brocoli (*B. oleracea* var. *botrytis*) poussant dans un sol de loam (Sieczka et coll., 1986). D'autres études sur le terrain ont démontré qu'un traitement à raison de $2.24 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($9570 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) n'avait qu'un léger effet sur le chou chinois (*Brassica campestris*) poussant dans un loam limoneux (Grenoble et Ferretti, 1986).

On a aspergé de 1.3 cm d'eau des terrains au sol de loam sableux, traités au métolachlore à raison de $10\ 000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{ha}^{-1}$, et on a ensuite planté du sorgho-grain (*Sorghum bicolor*). Dix jours après la plantation, les semences de sorgho étaient endommagées à 98% à cause du métolachlore. On a replanté d'autres semences dans le même sol, et on a laissé passer une autre période de croissance de 10 jours. Vingt jours après le traitement, les semences de la deuxième plantation étaient endommagées à 70% (Banks et Robinson, 1986).

Les haricots mange-tout et les haricots communs (*Phaseolus* sp.) — des cultures pour lesquelles le traitement au métolachlore est autorisé — ont toléré des concentrations de métolachlore de 2.8 à $5.6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, peu importe la méthode d'application. Ces deux mêmes cultures ont toléré une concentration de $8.4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ seulement lorsque le métolachlore était incorporé avant la plantation (Higgins et Pruss, 1978). Le Dual® 720 EC, appliqué sur un sol d'Afrique du Sud à raison de $1.5 \text{ L}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($1.08 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), n'a pas endommagé les petits haricots blancs (*Phaseolus vulgaris*) à 30°C (van Rensburg et van Dyk, 1986). Toutefois, des dommages étaient apparents à 35°C et 40°C . Les auteurs ont émis l'hypothèse que l'adsorption a diminué aux températures élevées, ce qui a accru la phytotoxicité. Des doses plus élevées de 3 à $7.5 \text{ L}\cdot\text{ha}^{-1}$ (2.16 à $5.4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) ont également causé des lésions aux plantes (van Rensburg et van Dyk, 1986). Des applications de métolachlore à raison de 1.68 et $3.36 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, pendant trois jours successifs, n'ont pas eu d'effet sur des radis (*Raphanus sativus*) qui poussaient dans un sol à très haute teneur en

matières organiques (c.-à-d. de la terre noire) (Dusky, 1986).

Recommandation

On n'a pas trouvé de rapports faisant état d'études sur la contamination par le métolachlore de l'eau servant à l'irrigation des cultures. Toutefois, selon les études de phytotoxicité résumées au tableau 6, la biochimie de la croissance des plantes peut être grandement perturbée à des concentrations de métolachlore aussi faibles que $28 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans des solutions nutritives (Wilkinson, 1981a). Tant que des études ne seront pas réalisées sur le terrain au sujet de l'eau d'irrigation contaminée au métolachlore, on devra utiliser les données obtenues en laboratoire pour formuler une recommandation provisoire à l'égard de la qualité de l'eau d'irrigation. Il est donc recommandé, de façon provisoire, une concentration limite de $28 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, basée sur le niveau minimal produisant un effet observé (NMEO) de $0.0284 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les extraits acellulaires de sorgho (*Sorghum bicolor*) dans une solution tampon de phosphate (Wilkinson, 1981a). Comme ces extraits ont été exposés en l'absence des matières qui, dans le sol, peuvent adsorber ou dégrader l'herbicide, les plantes cultivées dans des conditions plus naturelles devraient donc être protégées si la concentration de métolachlore ne dépasse pas cette limite. On ne peut pas utiliser les données de Diner et coll. (1977) pour recommander une concentration limite, car la solution de $2.8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de métolachlore qui a produit la nécrose des feuilles de soja contenait également un tensioactif en concentration de $1000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Qualité des eaux pour les loisirs et l'esthétique

Effets organoleptiques

On n'a pas trouvé d'informations dans la recherche bibliographique portant sur la capacité du métolachlore de donner un goût ou une odeur à l'eau. De plus, on n'a pas trouvé d'informations sur l'altération de la chair des poissons par accumulation de métolachlore.

Recommandation

À l'heure actuelle, rien ne permet de croire que les résidus de métolachlore peuvent avoir des effets nuisibles sur la qualité des eaux pour les loisirs et l'esthétique, lorsque les utilisateurs respectent le mode d'emploi indiqué sur les étiquettes. De plus, si l'eau contient des résidus de métolachlore qui nuisent

Tableau 7. Recommandations sur la qualité de l'eau pour le métolachlore.

Utilisations	Recommandations
Source d'approvisionnement en eau potable	50 µg•L ⁻¹ (CMAP)*
Organismes aquatiques en eau douce	8 µg•L ⁻¹ (recommandation provisoire)
Utilisations de l'eau en agriculture	
Abreuvement des animaux	50 µg•L ⁻¹ (recommandation provisoire)
Irrigation	28 µg•L ⁻¹ (recommandation provisoire)
Qualité des eaux pour les loisirs et l'esthétique	Pas de recommandation
Eau utilisée à des fins industrielles	Pas de recommandation

*Recommandation existante pour l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada, 1989).

à cette utilisation de l'eau, c'est qu'elle est déjà très contaminée pour les autres utilisations de l'eau (par exemple, protection des organismes aquatiques). Aucune recommandation n'a donc, pour l'instant, été élaborée en ce qui concerne la qualité des eaux pour les loisirs et l'esthétique.

Eau utilisée à des fins industrielles

Recommandation

Présentement, rien ne permet de croire que le métolachlore a ou peut avoir des effets nuisibles sur l'eau utilisée à des fins industrielles, quand les utilisateurs respectent le mode d'emploi indiqué sur les étiquettes. Bien que la présence de métolachlore dans les approvisionnements en eau (si on en trouvait) pourrait constituer un problème, on n'a élaboré aucune recommandation en ce qui concerne la présence de métolachlore dans l'eau utilisée à des fins industrielles.

SOMMAIRE

Après évaluation des informations publiées sur l'herbicide métolachlore, les recommandations suivantes ont été élaborées. On a examiné les données de base sur le métolachlore, notamment en

ce qui concerne les utilisations et la production de cet herbicide, sa présence dans l'environnement aquatique, ainsi que sa persistance et sa dégradation. On a également présenté les motifs des différentes recommandations.

REMERCIEMENTS

Les auteurs sont très reconnaissants, pour leur aide et leurs commentaires, aux membres du Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux, du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME), ainsi qu'aux scientifiques qui ont bien voulu commenter ce document, que ce soit à Environnement Canada (M.P. Wong de la Direction de la qualité des eaux; R.J. Maguire de l'Institut national de recherche sur les eaux; C. Boutin du Service canadien de la faune; D. Waite de la Protection de l'environnement), à Pêches et Océans Canada (V. Zitko) ou à Agriculture Canada (B. Bowman).

RÉFÉRENCES

Affiliated Medical Research, Inc. 1974. Emetic dose 50 in beagle dogs with CGA-24705-technical: Contract No. 120-2255-34. (Received Sept. 26, 1974, Greensboro, N.C.; CDL: 112840-C.) (Cité dans U.S. EPA, 1987a.)

- Agriculture Canada. 1985. Information contained in several untitled reports in 1985 survey conducted by Agriculture Canada. (Cité dans Hiebsch, 1988.)
- Agriculture Canada. 1989. Regulatory Information on Pesticide Products, RIPP Database (CCINFODISK). Produit par Agriculture Canada et distribué par le Centre canadien pour l'hygiène de l'environnement et du milieu du travail (CD-ROM).
- Arruda, J.A., M.S. Cringan, W.G. Layher, G. Kersh, et C. Bever. 1988. Pesticides in fish tissue and water from Tuttle Creek Lake, Kansas. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 41: 617-624.
- Aziz, S.A. 1974. Photolysis of CGA-24705 on soil slides under natural and artificial sunlight conditions. GAAC-74102. Unpublished report, Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C. (Cité dans LeBaron et coll., 1988.)
- Bailey, A.M., et M.D. Coffey. 1986. Characterization of microorganisms involved in accelerated biodegradation of metalaxyl and metolachlor in soils. *Can. J. Microbiol.*, 32: 562-569.
- Baker, D.B. 1986. Seasonal herbicide occurrences in rainfall. *Ohio J. Sci.*, 86(2): 50 (abstract).
- Banks, P.A., et E.L. Robinson. 1986. Soil reception and activity of acetochlor, alachlor, and metolachlor as affected by wheat (*Triticum aestivum*) straw and irrigation. *Weed Sci.*, 34: 607-611.
- Barrows, M.E. 1974. Exposure of fish to ¹⁴C-CGA-24705. Accumulation, distribution and elimination of ¹⁴C residues. Report No. 73019-3. (Unpublished study received March 27, 1975, under 5F1606; prepared by EG&G Bionomics Environmental Consultants for Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C.; CDL: 94376-E.) (Cité dans U.S. EPA, 1987b.)
- Bathe, R. 1973. Acute oral LD50 of technical CGA-23705 in the rat. Project No. Siss 2979. (Unpublished study received Sept. 26, 1974, under 5G1553; prepared by Ciba-Giegy Ltd., Basel, Switzerland; CDL: 112840-A.) (Cité dans U.S. EPA, 1987b.)
- Bouchard, D.C., T.L. Lavy, et D.B. Marx. 1982. Fate of metribuzin, metolachlor, and fluometuron in soil. *Weed Sci.*, 30: 629-632.
- Bowman, B.T. 1988. Mobility and persistence of metolachlor and aldicarb in field lysimeters. *J. Environ. Qual.*, 17(4): 689-694.
- Bowman, B.T. 1989. Mobility and persistence of the herbicides atrazine, metolachlor and terbuthylazine in Plainfield sand determined using field lysimeters. *Environ. Toxicol. Chem.*, 8: 485-491.
- Braverman, M.P., T.L. Lavy, et R.E. Talbert. 1985. Effects of metolachlor residues on rice (*Oryza sativa*). *Weed Sci.*, 33: 819-824.
- Braverman, M.P., T.L. Lavy, et C.J. Barnes. 1986. The degradation and bioactivity of metolachlor in the soil. *Weed Sci.*, 34: 479-484.
- Buccafusco, R.J. 1978a. Acute toxicity test results of CGA-24705 to bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). Report No. BW-78-181. (Unpublished study received July 13, 1978, under 100-597; prepared by EG&G Bionomics.) (Cité dans U.S. EPA, 1987b.)
- Buccafusco, R.J. 1978b. Acute toxicity test results of CGA-24705 to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Report No. BW-78-6-186. (Unpublished study received July 13, 1978, under 100-597; prepared by EG&G Bionomics; submitted by Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C.; CDL: 234396.) (Cité dans U.S. EPA, 1987b.)
- Burkhard, N. 1977. Volatilization of CGA-24705 from soil under laboratory conditions. Unpublished report 2/77, Ciba-Giegy Corp., Ltd., Basel, Switzerland. (Cité dans LeBaron et coll., 1988.)
- Burkhard, N., et J.A. Guth. 1981. Rate of volatilisation of pesticides from soil surfaces: Comparison of calculated results with those determined in a laboratory model system. *Pestic. Sci.*, 12: 37-44.
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Document préparé par le groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement.
- Chesters, G., G.V. Simsiman, J. Levy, B.J. Alhajar, R.N. Fathulla, et J.M. Harkin. 1989. Environmental fate of alachlor and metolachlor. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 110: 1-74.
- Cohen, S.Z., C. Eiden, and M.N. Lorber. 1986. Monitoring ground water for pesticides. Dans *Evaluation of Pesticides in Ground Water*, éd. W.Y. Garner, R.C. Honeycutt, et H.N. Nigg. Am. Chem. Soc. Symp. Ser. No. 315, pp. 179-196. Washington, D.C.
- Coquet, B., L. Gallard, D. Guyot, X. Pouillet, et J.L. Rounand. 1974. Three-month oral toxicity study trial of CGA-24705 in the dog. IC-CREB-R740119. (Unpublished study received Sept. 26, 1974, under 5G1553; prepared by the Oncins Research and Breeding Center for Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C.; MRID 52477.) (Cited in U.S. EPA, 1987a.)
- Cornelius, A.J., W.F. Meggitt, et D. Penner. 1985. Activity of acetanilide herbicides on yellow nutsedge (*Cyperus esculentus*). *Weed Sci.*, 33: 721-723.
- Diawara, M.M., et P.A. Banks. 1990. Weed control in barley (*Hordeum vulgare*) - no-till grain sorghum (*Sorghum bicolor*) production. *Weed Sci.*, 38(1): 50-53.
- Diner, A.M., D.E. Davis, et B. Truelove. 1977. Absorption and translocation of root and foliar-applied ¹⁴C-metolachlor in soybean. *Proc. South. Weed Sci. Soc.*, 30: 358 (abstract).
- Dionne, E. 1978. Chronic toxicity of CGA-24705 to the fathead minnow (*Pimephales promelas*). (Received Dec. 13, 1978, under 100-587; prepared by EG&G Bionomics for Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C.; CDL: 236620.) (Cité dans U.S. EPA, 1987b.)
- Dixon, G.A., et E.W. Stoller. 1982. Differential toxicity, absorption, translocation, and metabolism of metolachlor in corn (*Zea mays*) and yellow nutsedge (*Cyperus esculentus*). *Weed Sci.*, 30: 225-230.
- Dusky, J.A. 1986. Preemergence herbicides for radishes grown on organic soils. *HortScience*, 21(1): 74-76.
- Dynamac Corporation. 1986. Metolachlor final registration standard and tolerance reassessment. Final report, Contract No. 68-02-4266. Submitted to the U.S. Environmental Protection Agency, Arlington, Va. (Cité dans Chesters et coll., 1989.)

- Ebert, E. 1980. Herbicidal effects of metolachlor (2-chloro-N-(2-ethyl-6-methylphenyl)-N-(2-methoxy-1-methylethyl)acetamide) at the cellular level in sorghum. *Pestic. Biochem. Physiol.*, 13: 227-236.
- Edwards, R., et W.J. Owen. 1986. Comparison of glutathione S-transferases of *Zea mays* responsible for herbicide detoxification in plants and suspension-cultured cells. *Planta*, 169: 208-215.
- Elgehausen, H. 1976a. Degradation of CGA-24705 in aerobic, anaerobic, and autoclaved soil. Unpublished report 4/76, Ciba-Giegy Ltd., Basel, Switzerland. (Cité dans LeBaron et coll., 1988.)
- Elgehausen, H. 1976b. Addendum to Project Report 4/76, 5/76. Unpublished report, Ciba-Giegy Ltd., Basel, Switzerland. (Cité dans LeBaron et coll., 1988.)
- Elgehausen, H. 1977. Project Report 3/77: Uptake, transfer, and degradation of CGA-24705 (Dual) by aquatic organisms. AC 2.52. (Unpublished study received Feb. 6, 1978, under 100-583; prepared by Ciba-Giegy Ltd., Basel, Switzerland; CDL: 232789-C.) (Cité dans U.S. EPA, 1987b.)
- Elgehausen, H., J.A. Guth, et H.O. Esser. 1980. Factors determining the bioaccumulation potential of pesticides in the individual compartments of aquatic food chains. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 4: 134-157.
- Fine, A., L.J. Kuhns, et C. Haramaki. 1982. The leaching of metolachlor 15G, oxadiazon 2G, and oxyfluorfen 2E and 2G in container-grown ornamentals. *Proc. Northeast. Weed Sci. Soc.*, 36: 287 (abstract).
- Fishel, D.K., et P.L. Lietman. 1986. Occurrence of nitrate and herbicides in the Upper Conestoga River Basin, Pennsylvania. *U.S. Geol. Surv. Rep.* 85-4202, Harrisburg, Pa. (Cité dans Hall et coll., 1989.)
- Fisher, D.J., et A.L. Hayes. 1985. A comparison of the biochemical and physiological effects of the systemic fungicide cyprofluram with those of the related compounds metalaxyl and metolachlor. *Crop Prot.*, 4(4): 501-510.
- Frank, R., et L. Logan. 1988. Pesticide and industrial chemical residues at the mouth of the Grand, Saugeen and Thames Rivers, Ontario, Canada, 1981-85. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 17: 741-754.
- Frank, R., B.D. Ripley, H.E. Braun, B.S. Clegg, R. Johnston, et T.J. O'Neil. 1987a. Survey of farm wells for pesticide residues, southern Ontario, Canada, 1981-1982, 1984. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 16: 1-8.
- Frank, R., B.S. Clegg, B.D. Ripley, et H.E. Braun. 1987b. Investigations of pesticide contaminations in rural wells, 1979-1984, Ontario, Canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 16: 9-22.
- Frank, R., B.S. Clegg, C. Sherman, et N.D. Chapman. 1990. Triazine and chloroacetamide herbicides in Sydenham River water and municipal drinking water, Dresden, Ontario, Canada, 1981-1987. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 19: 319-324.
- Fritz, H. 1976. Reproduction study CGA-24705 Tech. Rat: L Seg. II: (Test for teratogenic or embryotoxic effects): PH 2.632. (Unpublished study received Jan. 19, 1977, under 7F1913; prepared by Ciba-Giegy Ltd., Basel, Switzerland; CDL: 95768-A.) (Cité dans U.S. EPA, 1987b.)
- Fuerst, E.P., et J.W. Gronwald. 1986. Induction of rapid metabolism of metolachlor in sorghum (*Sorghum bicolor*) shoots by CGA-92194 and other antidotes. *Weed Sci.*, 34: 354-361.
- Geiger, C.P., et E.J. Calabrese. 1985. The effects of five widely used pesticides on erythrocytes of the Dorset sheep, an animal model with low erythrocyte glucose-6-phosphate dehydrogenase (G-6-PD) activity. *J. Environ. Sci. Health*, A20(5): 521-527.
- Goldenthal, E.I., D.C. Jessup, et J.S. Mehring. 1979. Range-finding study with metolachlor technical in beagle dogs: IRDC No. 382-053. (Unpublished study received Dec. 11, 1979, under 100-597; prepared by International Research and Development Corp.; submitted to Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C.; MRID 16631.) (Cité dans U.S. EPA, 1987a.)
- Gordon, D.E. 1978. Two-year chronic oral toxicity study—albino rats: IBT No. 8532-07926. (Unpublished study received July 7, 1978, under 100-583; prepared by Industrial Bio-Test Laboratories, Inc.; submitted by Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C.; CDL: 09168-D.) (Cité dans U.S. EPA, 1987b.)
- Grenoble, D.W., et P.A. Ferretti. 1986. Herbicides for Chinese cabbage. *Proc. Northeast. Weed Sci. Soc.*, 40: 145-147.
- Hall, J.K., M.R. Murray, et N.L. Hartwig. 1989. Herbicide leaching and distribution in tilled and untilled soil. *J. Environ. Qual.*, 18: 439-445.
- Hamböck, H. 1974a. Project 7/74: Metabolism of CGA 24705 in the rat: (Status of results gathered up until June 10, 1974): AC 2.52. (Unpublished study received Sept. 26, 1974, under 5G1553; prepared by Ciba-Giegy Ltd., Basel, Switzerland; MRID 39193.) (Cité dans U.S. EPA, 1987a.)
- Hamböck, H. 1974b. Project 12/74: Addendum to Project 7/74: Metabolism of CGA 24705 in the rat: AC 2.52. (Unpublished study received Sept. 26, 1974, under 6G1708; prepared by Ciba-Giegy Ltd., Basel, Switzerland; MRID 15425.) (Cité dans U.S. EPA, 1987a.)
- Hamböck, H. 1974c. Project 1/74: Distribution, degradation and excretion of CGA 24705 in the rat: AC 2.52. (Unpublished study received Sept. 26, 1974, under 6G1708; prepared by Ciba-Giegy Ltd., Basel, Switzerland; MRID 39192.) (Cité dans U.S. EPA, 1987a.)
- Harvey, R.G. 1987. Herbicide dissipation from soils with different herbicide use histories. *Weed Sci.*, 35: 583-589.
- Hiebsch, S.C. 1988. The occurrence of 35 pesticides in Canadian drinking water and surface water. A report prepared for Monitoring and Criteria Division, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa.
- Higgins, E.R., et S.W. Pruss. 1978. Metolachlor tolerance in snapbeans and kidney beans. *Proc. Northeast. Weed Sci. Soc.*, 32: 151 (abstract).

- Holden, P.W. 1986. Pesticides and Groundwater Quality. Issues and Problems in Four States. Washington, D.C.: National Academy Press.
- Holiday, A.D., et D.P. Hardin. 1981. Activated carbon removes pesticides from wastewater. Chem. Eng., 88: 88-89. (Cité dans U.S. EPA, 1987a.)
- Huang, L.Q., et C.R. Frink. 1989. Distribution of atrazine, simazine, alachlor, and metolachlor in soil profiles in Connecticut. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 43: 159-164.
- Industrial Bio-Test Laboratories, Inc. 1975. Report to Ciba-Giegy Corporation: Acute Dust Inhalation Toxicity Study with CGA-24705 and CGA-18762 (1 : 1) 15G (FL751873) in albino rats: IBT No. 663-07862. (Unpublished study received Feb. 9, 1976, under 100-EUP-44; prepared for Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C.; CDL: 96495-B.) (Cité dans U.S. EPA, 1987a.)
- IRIS. 1989. Integrated Risk Information System On-line Database, File 0074 Metolachlor. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Jessup, D.C., F.L. Estes, N.D. Jefferson, et coll. 1979. Six-month chronic oral toxicity study in Beagle dogs: IRDC No. 382-054. (Unpublished study including addendum and AG-A No. 5358, received Dec. 11, 1979, under 100-597; prepared by Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C.; CDL: 099116.) (Cité dans U.S. EPA, 1987b.)
- Jordan, G.L. 1978. Environmental factors and soil relationships influencing the activity of acetanilide herbicides. Unpublished Ph.D. thesis, University of Wisconsin, Madison, Wis. (Diss. Abstr. 78-23069.) (Cité dans LeBaron et coll., 1988.)
- Jordan, G.L., et R.G. Harvey. 1978. Response of processing peas (*Pisum sativum*) and annual weeds to acetanilide herbicides. Weed Sci., 26(4): 313-317.
- Kimmel, E.C., J.E. Casida, et L.O. Ruzo. 1986. Formamidine insecticides and chloroacetanilide herbicides: Disubstituted anilines and nitrosobenzenes as mammalian metabolites and bacterial mutagens. J. Agric. Food Chem., 34: 157-161.
- Kózak, J., J.B. Weber, et T.J. Sheets. 1983. Adsorption of prometryn and metolachlor by selected soil organic matter fractions. Soil Sci., 136(2): 94-101.
- Kramer, J.W., et D.B. Baker. 1985. An analytical method and quality control program for studies of currently used pesticides in surface waters. Dans Quality Assurance for Environmental Measurements, éd. J.K. Taylor et T.W. Stanley. ASTM Spec. Tech. Publ. 867, pp. 116-132. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pa.
- Krause, A., W.G. Hancock, R.D. Minard, A.J. Freyer, R.C. Honeycutt, H.M. LeBaron, D.L. Paulson, S.-Y. Liu, et J.-M. Bollag. 1985. Microbial transformation of the herbicide metolachlor by a soil actinomycete. J. Agric. Food Chem., 33: 584-589.
- Krill, R.M., et W.C. Sonzogni. 1986. Chemical monitoring of Wisconsin's groundwater. J. Am. Water Works Assoc., 78(9): 70-75.
- Kuhns, L.J., A. Fine, et C. Haramaki. 1982. The leaching of metolachlor 15G, oxadiazon 2G, and oxyfluorfen 2E and 2G in two media. HortScience, 17(3): 57 (abstract).
- LeBaron, H.M., J.E. McFarland, B.J. Simoneaux, et E. Ebert. 1988. Metolachlor. Dans Herbicides. Chemistry, Degradation and Mode of Action, Vol. 3, éd. P.C. Kearney et D.D. Kaufman. New York: Marcel Dekker, Inc.
- Lightkep, G.E., M.S. Christian, G.D. Christian, et coll. 1980. Teratogenic potential of CGA 24705 in New Zealand white rabbits: Segment II evaluation—Project 203-001. (Unpublished study received Sept. 15, 1980, under 100-597; prepared by Argus Research Laboratories, Inc.; submitted by Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C.; CDL: 232191-B.) (Cité dans U.S. EPA, 1987b.)
- Liu, S.-Y., Z. Zhang, et J.-M. Bollag. 1987. Sorption and metabolism of metolachlor by a bacterial consortium. Abstr. Annu. Meet. Am. Soc. Microbiol., 87: 288.
- Liu, S.-Y., R. Zhang, et J.-M. Bollag. 1988. Biodegradation of metolachlor in a soil perfusion experiment. Biol. Fert. Soils, 5: 276-281.
- Liu, S.-Y., Z. Zhang, R. Zhang, et J.-M. Bollag. 1989. Sorption and metabolism of metolachlor by a bacterial community. Appl. Environ. Microbiol., 55(3): 733-740.
- Mayer, F.L., Jr., et M.R. Ellersieck. 1986. Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. Fish Wildl. Serv. Resour. Publ. 160, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C.
- McGahen, L.L. 1982. Microbial transformations of acetanilide herbicides. Ph.D. thesis, Michigan State University, East Lansing, Mich. (Cité dans Liu et coll., 1988.)
- McGahen, L.L., et J.M. Tiedje. 1978. Metabolism of two new acylanilide herbicides, Antor herbicide (H-22234) and Dual (metolachlor), by the soil fungus *Chaetium globosum*. J. Agric. Food Chem., 26(2): 414-419.
- McGahen, L.L., et J.M. Tiedje. 1980. Anaerobic metabolism of two acetanilide herbicides. Agron. Abstr., 1980, (30 nov.-5 déc.): 142-143.
- McGee, B. 1984. Survey of pesticide use in Ontario, 1983. Estimates of pesticides used on field crops, fruits, vegetables and in roadside weed control. Economics Information Report No. 84-05, Economics and Policy Coordination Branch, Ontario Ministry of Agriculture and Food, Toronto. 39 p.
- Mellis, J.M., P. Pallai, D.E. Davis, et B. Truelove. 1982. Metolachlor and alachlor effects on membrane permeability and lipid synthesis. Weed Sci., 30: 399-404.
- Moxley, J. 1989. Survey of pesticide use in Ontario, 1988. Estimates of pesticides used on field crops, fruits, vegetables. Economics Information Report No. 89-08, Economics and Policy Coordination Branch, Ontario Ministry of Agriculture and Food, Toronto. 40 p.
- Obriawitch, T., F.M. Hons, J.R. Abernathy, et J.R. Gipson. 1981. Adsorption, desorption, and mobility of metolachlor in soils. Weed Sci., 29(3): 332-336.

- Oehmichen, U., et K. Haberer. 1986. Stickstoffherbizide im Rhein (N-pesticides in the Rhine River). *Vom Wasser*, 66: 225-241.
- OMOE (Ontario Ministry of the Environment). 1986. Information contained in memorandum dated Jan. 9, 1986, to Medical Officer of Health from the Regional Director of the Ontario Ministry of the Environment. (Cité dans Hiebsch, 1988.)
- OMOE (Ontario Ministry of the Environment). 1987a. Pesticides in Ontario drinking water — 1985. August 1987, Toronto. 31 pp.
- OMOE (Ontario Ministry of the Environment). 1987b. Pesticides in Ontario Drinking Water — 1986. November 1987, Toronto. 104 pp.
- Ontario Ministry of Agriculture and Food. 1989. 1990 Guide to Weed Control., Publication 75, RV-11-89-62M. Toronto: Queen's Printer for Ontario. 208 pp.
- Paradies, I., E. Ebert, et E.F. Elstner. 1981. Metolachlor (2-chloro-N-[2-ethyl-6-methylphenyl]-N-[2-methoxy-1-methylethyl]-acetamide) and the metolachlor safener GCA 43089 [a-(cyanomethoximino)benzacetone nitrile] in sorghum seedlings: Correlations between morphological effects and ethylene formation. *Pestic. Biochem. Physiol.*, 15: 209-212.
- Parochetti, J.V. 1978. Photodecomposition, volatility and leaching of atrazine, simazine, alachlor, and metolachlor from soil and plant material. *Meet. Weed Sci. Soc. Am.*, 1978: 8 (abstract No. 17).
- Patni, N.K., R. Frank, et S. Clegg. 1987. Pesticide persistence and movement under farm conditions. Pap. No. 87-2627, presented at the 1987 International Winter Meeting of the American Society of Agricultural Engineers.
- Peter, J.C., et J. Weber. 1985. Adsorption, mobility, and efficacy of alachlor and metolachlor as influenced by soil properties. *Weed Sci.*, 33: 874-881.
- Pillai, C.G.P., D.E. Davis, et B. Truelove. 1977. Site of uptake and mode of action of metolachlor. *Proc. South. Weed Sci. Soc.*, 30: 367 (abstract).
- Pillai, P., D.E. Davis, et B. Truelove. 1979. Effects of metolachlor on germination, growth, leucine uptake and protein synthesis. *Weed Sci.*, 27(6): 634-637.
- Pionke, H.B., D.E. Glotfelty, et J.B. Urban. 1986. Pesticide contamination in ground water in a rural Pennsylvania watershed. *Dans Proc. Agricultural Impacts on Ground Water, Omaha, Nebr.* pp. 452-463. Dublin Ohio: Natl. Water Well Assoc.
- Pionke, H.B., D.E. Glotfelty, A.D. Lucas, et J.B. Urban. 1988. Pesticide contamination of groundwaters in the Mahantango Creek watershed. *J. Environ. Qual.*, 17(1): 76-84.
- Plewa, M.J., E.D. Wagner, G.J. Gentile, et J.M. Gentile. 1984. An evaluation of the genotoxic properties of herbicides following plant and animal activation. *Mutat. Res.*, 136: 233-245.
- Rao, P.S.C., K.S.V. Edvardsson, L.T. Ou, R.E. Jessup, P. Nkedi-Kizza, et A.G. Hornsby. 1986. Spatial variability of pesticide sorption and degradation parameters. *Dans Evaluation of Pesticides in Ground Water*, éd. W.Y. Garner, R.C. Honeycutt, et H.N. Nigg. ACS Symp. Ser. 315. Washington, D.C.: American Chemical Society.
- Richards, R.P., J.W. Kramer, D.B. Baker, et K.A. Krieger. 1987. Pesticides in rainwater in the northeastern United States. *Nature (London)*, 327: 129-131.
- Sachsse, K., et L. Ullman. 1974. Acute toxicology to rainbow trout, crucian carp, channel catfish, bluegill, and guppy of technical CGA-24705: Project No. Siss 3516. (Unpublished study received Sept. 1974, under 5G1553; prepared by Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C.; CDL: 112840-N.) (Cité dans U.S. EPA, 1987b.)
- Santé et Bien-être social Canada. 1989. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1987. Préparé par le Sous-comité fédéral-provincial sur la qualité de l'eau potable, du comité consultatif fédéral-provincial sur l'hygiène de l'environnement et du milieu de travail.
- Saxena, A., R. Zheng, et J.-M. Bollag. 1987. Microorganisms capable of metabolizing the herbicide metolachlor. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53: 390-396.
- Shanks, G. 1985. Pesticide usage in New Brunswick 1985. Inédit, Direction des services de l'environnement, Affaires municipales et Environnement, Province du Nouveau-Brunswick. 29 p.
- Shanks, G. 1986. Pesticide usage in New Brunswick 1986. Inédit, Direction des services de l'environnement, Affaires municipales et Environnement, Province du Nouveau-Brunswick. 31 p.
- Shanks, G. 1987. Pesticide usage in New Brunswick 1987. Inédit, Direction des services de l'environnement, Affaires municipales et Environnement, Province du Nouveau-Brunswick. 32 p.
- Shihata, I.M., N.R.A. Hassan, et S.A. Regal. 1985. Toxic and pathological effects of some herbicides after oral administration in white rats. *Vet. Med. J.*, 33(2): 253-260.
- Sieczka, J.B., A.F. Senesac, et J.F. Creighton. 1986. Weed control programs in transplanted crucifers. *Proc. Northeast. Weed Sci. Soc.*, 40: 139-143.
- Skipper, H.D., B.J. Gossett, et G.W. Smith. 1976. Field evaluation and soil residual characteristics of CGA-24705 and alachlor. *Proc. South. Weed Sci. Soc.*, 29: 418-422.
- Sloan, M.E., et N.D. Camper. 1986. Effects of alachlor and metolachlor on cucumber seedlings. *Environ. Exp. Bot.*, 26(1): 1-7.
- Smith, K.S. 1977. Report: Catfish bioaccumulation study following exposure to ¹⁴C-metolachlor in a soil/water/fish ecosystem. 7E-6506. (Unpublished study received Feb. 6, 1978, under 100-583; prepared by Cannon Laboratories, Inc., for Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C.; CDL: 232789-U.) (Cité dans U.S. EPA, 1987b.)
- Smith, S.H., C.K. O'Loughlin, C.M. Salamon, et coll. 1981. Two generation reproduction study in albino rats with metolachlor technical: Study No. 450-0272. Final report. (Unpublished study received Sept. 30, 1981, under 100-597; prepared by Whittaker Corp.; submitted by Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C.; CDL: 245959-A; 245960; 245961.) (Cité dans U.S. EPA, 1987b.)

- Statistique Canada. 1986. Importations: Marchandise par pays: N.C.C.T. détail (1983-1984 et 1984-1985).
- Statistique Canada. 1988. Importations: Marchandise par pays: N.C.C.T. détail (1986-1987 et 1987-1988).
- Strek, H.J., et J.B. Weber. 1981. Adsorption, mobility, and activity comparisons between alachlor (Lasso) and metolachlor (Dual). *Proc. South. Weed Sci. Soc.*, 35: 332-339 (abstract).
- Szolics, I.M., B.J. Simoneaux, et J.E. Cassidy. 1981a. The uptake and distribution of phenyl-¹⁴C-metolachlor from soil in greenhouse grown lettuce. Unpublished report ABR-81021, Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C. (Cité dans LeBaron et coll., 1988.)
- Szolics, I.M., B.J. Simoneaux, et J.E. Cassidy. 1981b. Evaluation of proposed pathways for metabolism of metolachlor in lettuce and potatoes. Unpublished report ABR-81045, Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C. (Cité dans LeBaron et coll., 1988.)
- Thompson, W.T. 1979. *Agricultural Chemicals. Book II. Herbicides. 1979-1980 revision.* Fresno, Calif.: Thomson Publ.
- Tisdell, M., M.W. Balk, T. Jackson, et coll. 1980. Toxicity study with metolachlor on mice. (Unpublished study No. 79020, received July 25, 1980, under 100-587; prepared by Hazleton-Raltech Scientific Services and American College of Laboratory Animal Medicine; submitted by Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C.; CDL: 242941-A.) (Cité dans U.S. EPA, 1987a.)
- Tisdell, M., T. Jackson, P. MacWilliams, et coll. 1983. Two-year chronic oral toxicity and oncogenicity study with metolachlor technical in albino rats: Raltech Study No. 80030. (Unpublished study received May 24, 1983, under 100-587; prepared by Hazleton-Raltech Inc.; submitted by Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C.; MRID 12977.) (Cité dans U.S. EPA, 1987a.)
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1980. Metolachlor: Pesticide registration standard. EPA/SPRD-80/520, National Technical Information Service, Springfield, Va.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1987a. Metolachlor. Health advisory. *Dans Health Advisories for 50 Pesticides*, pp. 569-586. PB88-113543, Office of Drinking Water.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1987b. Water Quality advisory. Aquatic life and human health. Metolachlor. Draft document, Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1988. Metolachlor. Fact sheet: 106. *Dans Pesticide Fact Handbook*, pp. 646-650. Park Ridge, N.J.: Noyes Data Corp.
- Utulu, S.N., I.O. Akobundu, et A.A.A. Fayemi. 1986. Persistence and downward movement of some selected herbicides in the humid and subhumid tropics. *Crop Prot.*, 5(2): 129-136.
- van Rensburg, E., et L.P. van Dyk. 1986. The persistence in soil and phytotoxicity on dry beans of alachlor and metolachlor as affected by climatic factors. *S. Afr. J. Plant Soil*, 3(3): 95-98.
- Vilkas, A.G. 1976. Acute toxicity of CGA-24705 technical to the water flea *Daphnia magna*. (Unpublished study received Nov. 23, 1976, under 100-587; prepared by Aquatic Environmental Sciences, Union Carbide Corp., for Ciba-Giegy Corp., Greensboro, N.C.; CDL: 226955-C.) (Cité dans U.S. EPA, 1987b.)
- Walker, A., et A. Barnes. 1981. Simulation of herbicide persistence in soil: A revised computer model. *Pestic. Sci.*, 12: 123-132.
- Walker, A., et P.A. Brown. 1985. The relative persistence in soil of five acetanilide herbicides. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 34: 143-149.
- Walker, A., et R.L. Zimdahl. 1981. Simulation of the persistence of atrazine, linuron and metolachlor in soil at different sites in the USA. *Weed Res.*, 21: 255-265.
- Walker, A., H.A. Roberts, P.A. Brown, et W. Bond. 1983. Influence of the soil conditioner cellulose xanthate on the activity and persistence of nine acetanilide herbicides. *Ann. Appl. Biol.*, 102: 155-160.
- Weber, J.B., et C.J. Peter. 1982. Adsorption, bioactivity, and evaluation and soil tests for alachlor, acetochlor, and metolachlor. *Weed Sci.*, 30: 14-30.
- Weber, J.B., M.R. Tucker, et R.A. Isaac. 1987. Making herbicide rate recommendations based on soil tests. *Weed Technol.*, 1: 41-45.
- Whittaker, K.F. 1980. Absorption of selected pesticides by activated carbon using isotherm and continuous flow column systems. Ph.D. thesis, Purdue University, West Lafayette, Ind. (Cité dans U.S. EPA, 1987a.)
- WHO (World Health Organization). 1987. Drinking-Water Quality Guidelines for Selected Herbicides. Environmental Health No. 27., WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.
- Wilkinson, R.E. 1981a. Metolachlor (2-chloro-N-(2-ethyl-6-methyl-phenyl)-N-(2-methoxy-1-methylethyl)acetamide) inhibition of gibberellin precursor biosynthesis. *Pestic. Biochem. Physiol.*, 16: 199-205.
- Wilkinson, R.E. 1981b. Metolachlor influence on growth and terpenoid synthesis. *Pestic. Biochem. Physiol.*, 16: 63-71.
- Wilkinson, R.E. 1988. Consequences of metolachlor induced inhibition of gibberellin biosynthesis in sorghum seedlings. *Pestic. Biochem. Physiol.*, 32: 25-37.
- Wnuk, M., R. Kelley, G. Breuer, et L. Johnson. 1987. Pesticides in water supplies using surface water sources. NTIS PB88-136916, Iowa Department of Natural Resources, Des Moines, Iowa. 43 pp.
- Wood, L.S., H.D. Scott, D.B. Marx, et T.L. Lavy. 1987. Variability in sorption coefficients of metolachlor on a Captina silt loam. *J. Environ. Qual.*, 16(3): 251-256.
- Worthing, C.R., et S.B. Walker (éd.). 1987. *The Pesticide Manual. A World Compendium.* 8th éd. Thomson Heath, U.K.: British Crop Protection Council. 1081 p.
- WSSA (Weed Science Society of America). 1983. *Herbicide Handbook of the Weed Science Society of America.* 5th éd. Champaign, Ill.

Younos, T.M., et D.L. Weigmann. 1988. Pesticides: A continuing dilemma. J. Water Pollut. Control Fed., 60(7): 1199-1205.

Yu, C.-C., G.M. Booth, D.J. Hansen, et J.R. Larsen. 1975. Fate of alachlor and propachlor in a model ecosystem. J. Agric. Food Chem., 23(5): 877-879.

Zama, P., et K.K. Hatzios. 1986. Effects of CGA-92194 on the chemical reactivity of metolachlor with glutathione and metabolism of metolachlor in grain sorghum (*Sorghum bicolor*). Weed Sci., 34: 834-841.

Zimdahl, R.L., et S.K. Clark. 1982. Degradation of three acetanilide herbicides in soil. Weed Sci., 30: 545-548.

Annexe A

Présence du métolachlore dans les eaux de surface et les eaux souterraines

Tableau A-1. Présence de métolachlore dans les eaux de surface et les eaux souterraines

Endroit	Échantillon d'eau	Concentration ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Observations	Référence
Centre-nord des États-Unis	Pluie, avril à août 1985	Maximale : 2.4	Cette concentration a été jugée élevée par rapport à celle des autres pesticides chlorés.	Baker, 1986; Richards et coll., 1987
Rhin, Allemagne	Eau du fleuve, septembre 1985 à janvier 1986	Moyenne : 1.09 Médiane : 1.01 Maximale : 3.18 Minimale : 0.14	34 échantillons prélevés; on n'a pas indiqué le nombre d'échantillons contaminés.	Oehmichen et Haberer, 1986
Sud de l'Ontario	Eau souterraine (un puits)	25 nov. 1984 : 112 4 avril 1985 : 19 9 juil. 1985 : 7.8 13 août 1985 : 19 22 août 1985 : 29	Puits contaminé par des déversements, date de contamination non indiquée.	Frank et coll., 1987a
Sud de l'Ontario	Eau souterraine (un puits)	15 juin 1982 : 3.4	25 jours après le refoulement dans le puits, pendant le remplissage des cuves d'herbicide.	Frank et coll., 1987b
Centre de la Pennsylvanie	Eau souterraine (4 puits sur 82)	0.1-0.5	Intervalle de concentration «type».	Cohen et coll., 1986
Nord de l'Iowa	Eau souterraine (2 sources coulant d'une formation aquifère dans le calcaire)	0.1-0.5	Intervalle de concentration «type».	Cohen et coll., 1986
Wisconsin	Eau souterraine	55	Valeur maximale dans 126 échantillons; 17 échantillons avec une concentration $> 25 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.	Holden, 1986
États-Unis	Eau souterraine	0.1-0.4	Intervalle de concentration «type».	Younos et Weigmann, 1988
Sud de l'Ontario	Eau souterraine	Maximale : 1800	Détecté dans 106 des 491 puits privés étudiés; SD = $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.	OMOE, 1986
Sud de l'Ontario	Eau potable traitée	Maximale : 0.20	Échantillons prélevés au printemps et à l'automne 1985; détecté dans 4 échantillons sur 45; SD = $0.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.	Agriculture Canada, 1985

ET = écart type

SD = seuil de détection

Tableau A-1. (Suite)

Endroit	Échantillon d'eau	Concentration ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Observations	Référence
Sud de l'Ontario	Eau souterraine	Maximale : 8.0	Échantillons prélevés au printemps et à l'automne 1985; détecté dans 7 échantillons sur 44; SD = $0.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.	Agriculture Canada, 1985
Nord-est du Kansas	Eau de surface	Moyenne : 1.23	Détecté dans 4 échantillons sur 7; SD non indiqué.	Arruda et coll., 1988
Sud de l'Ontario	Eau de surface (Rivière Grand)	Moyenne \pm ET 0.9 ± 0.6	Détecté dans 4 échantillons sur 105 de 1981 à 1985; SD < $0.02 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.	Frank et Logan, 1988
	Eau de surface (Rivière Saugeen)	Moyenne \pm ET $0.7 \pm 0.2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Détecté dans 2 échantillons sur 144 de 1981 à 1985; SD < $0.02 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.	
	Eau de surface (Rivière Thames)	Moyenne \pm ET 3.6 ± 2.9	Détecté dans 15 échantillons sur 205 de 1981 à 1985; SD < $0.02 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.	
Iowa (Université de l'Iowa)	Eau potable non traitée	Maximale : 1.8	Détecté dans 17 échantillons sur 45; SD = $0.02 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.	Whuk et coll., 1987
	Eau potable traitée	Maximale : 0.87	Détecté dans 11 échantillons sur 48; SD = $0.02 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.	
Iowa (Université de Davenport)	Eau potable non traitée	Maximale : 0.55	Détecté dans 1 échantillon sur 44; SD = $0.02 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.	Whuk et coll., 1987
	Eau potable traitée	Maximale : 0.23	Détecté dans 1 échantillon sur 46; SD = $0.01 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.	
Iowa (Clarinda)	Eau potable non traitée	Maximale : 0.68	Détecté dans 11 échantillons sur 41; SD = $0.02 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.	Whuk et coll., 1987
	Eau potable traitée	Maximale : 0.82	Détecté dans 12 échantillons sur 46; SD = $0.02 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.	
Iowa	Eau potable traitée (33 ouvrages municipaux d'épuration d'eau)	Moyenne : 2.9 Intervalle : 0.1-21.0	Détecté dans 21 échantillons sur 33; SD = $0.01 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.	Whuk et coll., 1987
	Eau potable non traitée	Moyenne : 2.8 Intervalle : 0.1-10.0	Détecté dans 11 échantillons sur 15; SD = $0.01 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.	

Annexe B

Sommaire des études de persistance du métolachlore dans le sol

Tableau B-1. Résumé des études sur la persistance du métolachlore dans le sol

Lieu et type de sol (mat. organ. en %; pH; humidité)	Taux d'application (% d, ma)	Profondeur dans le sol (cm)	Résidus (jours après le traitement)	Résultats et observations	Référence
LABORATOIRE					
Arkansas/loam limoneux (1.1 % de mat. organ.; pH = 5.2; 9.1 % d'argile; 12 % d'humidité)	10 mg·kg ⁻¹ (n.i.)	10-20 (730 jours)	Non détectés	Seuils de détection n.i.	Bouchard et coll., 1982
Arkansas/loam limoneux (0.7 % de mat. organ.; pH = 5.5; 13.8 % d'argile; 14 % d'humidité)	6.7 mg·kg ⁻¹ (n.i.)	40-50	0.8 mg·kg ⁻¹ (730 jours)		Bouchard et coll., 1982
Arkansas/loam limoneux (0.9 % de mat. organ.; pH = 6.8; 15.8 % d'argile; 12 % d'humidité)	10 mg·kg ⁻¹ (n.i.)	10-20	Non détectés (730 jours)	Seuils de détection n.i.	Bouchard et coll., 1982
Arkansas/loam limoneux (0.5 % de mat. organ.; pH = 7.1; 14.6 % d'argile; 12 % d'humidité)	6.7 mg·kg ⁻¹ (n.i.)	40-50	Non détectés (730 jours)	Seuils de détection n.i.	Bouchard et coll., 1982
39 Angleterre/loam sableux (0.65 % de carbone organique; pH = 6.4; 70 % de sable, 19 % d'argile)	4.0 mg·kg ⁻¹ (n.i., formulation commerciale)	n.i.	T _{1/2} = 80.6 jours	Temp. = 25 °C Humidité = 6 % p/p	Walker et Brown, 1985
			T _{1/2} = 41.8 jours	Temp. = 25 °C Humidité = 9 % p/p	
			T _{1/2} = 23.9 jours	Temp. = 25 °C Humidité = 12 % p/p	
			T _{1/2} = 20.9 jours	Temp. = 25 °C Humidité = 15 % p/p	
			T _{1/2} = 47.4 jours	Temp. = 15 °C Humidité = 12 % p/p	
			T _{1/2} = 107.8 jours	Temp. = 5 °C Humidité = 12 % p/p	
ÉTUDES SUR LE TERRAIN					
Colorado/loam argileux (2.5 % de mat. organ.; pH = 8.0; 28 % d'argile)	2.2 kg·ha ⁻¹ (n.i.)	0-10	1.1 kg·ha ⁻¹ (17 jours)	Demi-vie signalée de 17 jours	Zimdahl et Clark, 1982

n.i. = non indiquée

Tableau B-1. (Suite)

Lieu et type de sol (mat. organ. en %; pH; humidité)	Taux d'application (% d, ma)	Profondeur dans le sol (cm)	Résidus (jours après le traitement)	Résultats et observations	Référence
Colorado/loam sableux (1.1 % de mat. organ.; pH = 7.8; 14 % d'argile)	2.2 kg·ha ⁻¹ (n.i.)	0-10	1.1 kg·ha ⁻¹ (23 jours)	Demi-vie signalée de 23 jours	Zimdahl et Clark, 1982
Angleterre/loam sableux (2 % de mat. organ.; pH = 6.5; 18 % d'argile, 70 % de sable)	(n.i.)	1-10	—	Résidus réels n.i.; valeurs approximatives, interpolées d'après le graphique : 75 % après 20 jours 60 % après 35 jours 50 % après 50 jours 42 % après 65 jours 30 % après 90 jours	Walker et coll., 1983
Arkansas/loam limoneux (0.65 % de carbone organique; pH = 5.2; 9.1 % d'argile)	0.80 mg·kg ⁻¹ (n.i.)	0-2.5	0.47 mg·kg ⁻¹ (7 jours) 0.65 mg·kg ⁻¹ (18 jours) 0.44 mg·kg ⁻¹ (59 jours)	Formulation commerciale (n.i.) de métolachlore appliquée à raison de 300 L·ha ⁻¹ pour donner 0.80 mg·kg ⁻¹ lorsque l'herbicide est incorporé à une profondeur de 7.5 cm demi-vies en conditions naturelles : 70 jours à 0-2.5 cm, 52 jours à 2.5-5.0 cm, 60 jours à 5.0-7.5 cm.	Braverman et coll., 1986
		2.5-5.0	0.58 mg·kg ⁻¹ (7 jours) 0.53 mg·kg ⁻¹ (18 jours) 0.33 mg·kg ⁻¹ (59 jours)		
		5.0-7.5	0.51 mg·kg ⁻¹ (7 jours) 0.52 mg·kg ⁻¹ (18 jours) 0.36 mg·kg ⁻¹ (59 jours)		
		7.5-10.0	0.61 mg·kg ⁻¹ (7 jours) 0.59 mg·kg ⁻¹ (18 jours) 0.32 mg·kg ⁻¹ (59 jours)		
		10.0-12.5	0.44 mg·kg ⁻¹ (7 jours) 0.52 mg·kg ⁻¹ (18 jours) 0.36 mg·kg ⁻¹ (59 jours)		

Tableau B-1. (Suite)

Lieu et type de sol (mat. organ. en %; pH; humidité)	Taux d'application (% d, ma)	Profondeur dans le sol (cm)	Résidus (jours après le traitement)	Résultats et observations	Référence
Angleterre/loam sableux (0.65 % de mat. organ.; pH = 6.4; 70 % de sable, 19 % d'argile)	2.5 kg·ha ⁻¹ (100 % ma)	0-10	2.0 kg·ha ⁻¹ (20 jours)	Expériences entreprises sur le terrain le 24 avril 1982; demi-vies et résidus restant interpolés d'après les graphiques	Walker et Brown, 1985
			1.25 kg·ha ⁻¹ (40 jours)		
			1.0 kg·ha ⁻¹ (70 jours)		
			0.75 kg·ha ⁻¹ (90 jours)		
			1.23 kg·ha ⁻¹ (20 jours)		
			1.25 kg·ha ⁻¹ (40 jours)		
			0.88 kg·ha ⁻¹ (60 jours)		
			0.63 kg·ha ⁻¹ (90 jours)		

Environment Canada Library, Burlington



3 9055 1017 2844 1

DATE DUE REMINDER

Oct 8/98

**Please do not remove
this date due slip.**