

**CANADA Inland Waters Dir. .
SCIENTIFIC SERIES**



Environnement
Canada

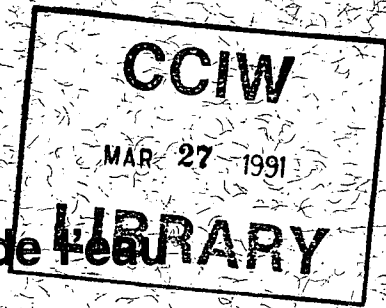
Environment
Canada

180

FRENCH

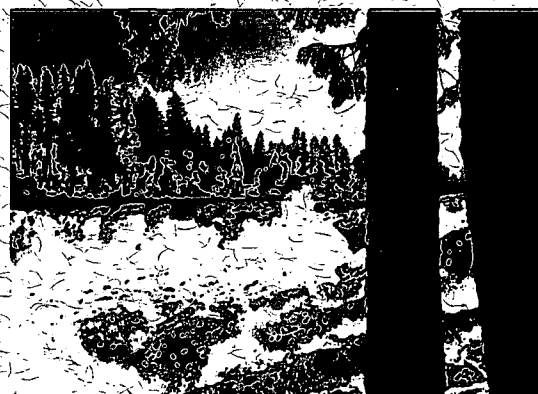
Conservation et
Protection

Conservation and
Protection



**Recommandations pour la qualité de l'eau
au Canada : cyanazine**

B.D. Pauli, R.A. Kent et M.P. Wong



ÉTUDE N° 180, SÉRIE SCIENTIFIQUE

**GB
707
C335
no. 180F**

**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 : cyanazine

B.D. Pauli, R.A. Kent et M.P. Wong

ÉTUDE N° 180, 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 matériaux récupérés

**Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement**

**© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1991
N° de cat. En 36-502/180F
ISBN 0-662-96640-6**

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	v
INTRODUCTION ET GÉNÉRALITÉS	1
Usages et production	1
Propriétés physiques et chimiques	2
Mode d'action	3
Méthodes d'analyse	3
Introduction dans l'environnement	3
Concentrations dans l'eau, les sédiments et le biote	7
Canada	7
États-Unis	7
Dégradation, devenir et persistance dans l'environnement	9
Plantes et sol	9
Dégradation	9
Devenir	10
Persistance	11
Eau et sédiments	15
ANALYSE	15
Sources d'approvisionnement en eau potable	15
Recommandation	15
Concentrations dans l'eau potable	17
Élimination par traitement de l'eau	18
Organismes aquatiques d'eau douce	18
Bioaccumulation	18
Toxicité pour les organismes aquatiques	19
Phytoplancton	19
Invertébrés et poissons	19
Recommandation	23
Utilisations agricoles	23
Eau d'abreuvement des animaux d'élevage	23
Toxicité pour les animaux d'élevage et le biote associé	23
Toxicité aiguë et chronique, pouvoir cancérigène et tératogène	23
Recommandation	26
Irrigation	26
Recommandation	26
Qualité et esthétique des eaux utilisées à des fins récréatives	26
Recommandation	26
Eau utilisée à des fins industrielles	26
Recommandation	26

Table des matières (suite)

	Page
SOMMAIRE	26
REMERCIEMENTS	27
RÉFÉRENCES	27

Tableaux

1. Caractéristiques physiques et chimiques de la cyanazine (ingrédient actif) ...	2
2. Résidus de cyanazine dans les eaux de ruissellement des terres agricoles ..	6
3. Concentration de résidus de cyanazine dans l'eau, les sédiments et le biote	8
4. Sommaire des études sur la persistance de la cyanazine dans le sol.	12
5. Sommaire des données recueillies sur la dégradation de la cyanazine dans le sol, les sédiments et l'eau	16
6. Toxicité aiguë de la cyanazine pour les organismes aquatiques.	20
7. Toxicité aiguë et chronique de la cyanazine pour diverses espèces de mammifères et d'oiseaux.	24
8. Recommandations pour la qualité de l'eau pour la cyanazine	26

Illustration

Figure 1. Formule structurale de la cyanazine	2
---	---

Résumé

On a fait la revue des documents traitant des usages de la cyanazine, herbicide à base de triazine, de ce qu'il en advient dans l'environnement, de sa persistance et de sa toxicité. On présente un sommaire des données recueillies sur les effets de la cyanazine relativement à la qualité des eaux brutes des réserves d'alimentation publiques, à la flore et à la faune aquatiques, à la qualité et à la valeur esthétique des eaux d'usage récréatif et à la qualité des eaux d'usage agricole et industriel. Enfin, en se basant sur les renseignements examinés, on formule des recommandations visant la protection contre les effets de la cyanazine en considération de certains des usages auxquels les eaux sont destinées.

Abstract

A review of the available literature on the use, environmental fate, persistence and toxicity of the triazine herbicide cyanazine was conducted. The effects of cyanazine on raw public drinking water supplies, aquatic life, recreational water quality and aesthetics, and on agricultural and industrial water supplies are summarized. From this information, guidelines for the protection from cyanazine of specific water uses are recommended.

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

B.D. Pauli, R.A. Kent et M.P. Wong

INTRODUCTION ET GÉNÉRALITÉS

Usages et production

Le premier composé à base de triazine a été synthétisé en 1952 dans les laboratoires de la Geigy, en Suisse. On en a ensuite créé d'autres, notamment la cyanazine, par des substitutions sur les chaînes latérales de l'anneau triazinique (Smith, Muir, et Grover 1982). Au Canada, la cyanazine a été homologuée pour la première fois en 1970. Actuellement, elle est produite et distribuée par la Shell Chemicals (Weed Science Society of America 1983); parmi les distributeurs canadiens, on compte la Pecten Chemicals et la Ciba-Geigy Canada (Agriculture Canada 1989). La cyanazine porte couramment au Canada le nom commercial Bladex.

La cyanazine est un herbicide triazinique sélectif qui s'emploie en traitements annuels contre les plantes latifoliées et les graminées nuisibles dans les champs de blé en jachère et les cultures de maïs, sorgho-grain, bulbes de fleurs, pomme de terre, fève soja ainsi que dans les cultures de canola et de pois résistants à la triazine (Worthing et Walker 1987; Weed Science Society of America 1983; Smith, Muir, et Grover 1982). Environ 96 % de la quantité totale de cyanazine utilisée aux États-Unis sert au traitement des cultures de maïs (U.S. EPA 1988). On s'est aussi beaucoup servi de cet herbicide pour le traitement de cultures de maïs dans le cadre de programmes de travail du sol entrepris à des fins de conservation aux États-Unis (Helling et coll. 1988). En Ontario, la cyanazine est homologuée pour le traitement des cultures de maïs et de canola résistant à la triazine (ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario 1989). Dans la liste des mauvaises herbes sensibles à la cyanazine que le ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario a publiée (1989) on trouve notamment la renouée persicaire, le chénopode blanc, la renouée liseron, la mou-

tarde des champs, la digitale, le panic et l'abutilon.

La cyanazine est préparée sous forme de poudre mouillable à 80 % (Bladex 80W), de suspension liquide fluidisable à 480 g·L⁻¹ (Bladex T.T.C.) ou de granules mouillables ou solubles à 90 % (Bladex Nine-T) (Agriculture Canada 1989). On peut l'incorporer dans le sol comme traitement de pré-plantation ou l'appliquer dans les cultures comme traitement de pré-levée ou de post-levée. Selon Beynon, Bosio, et Elgar (1972), la cyanazine s'emploie la plupart du temps pour les traitements de pré-levée; dans les traitements de post-levée, on s'en sert notamment pour les céréales semées en automne, le traitement se faisant alors au printemps. Habituellement, on utilise de l'eau ou des solutions d'engrais liquides comme vecteurs (Weed Science Society of America 1983). La cyanazine s'utilise aussi avec d'autres herbicides. Par exemple, dans la culture de l'orge et du blé, on peut faire un traitement de post-levée à la cyanazine en mélange extemporané avec des herbicides hormonaux pour éliminer les mauvaises herbes latifoliées difficiles à détruire (Worthing et Walker 1987). Souvent, la cyanazine est appliquée en combinaison ou en préparation avec de l'atrazine, sous forme de «Blazine», avec du MCPA sous forme de «Blagal», ou avec du butylate, du métolachlore ou du dicamba (ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario 1989).

La dose habituelle dans les traitements à la cyanazine est d'environ 0,2 à 4,5 kg d'ia·ha⁻¹ (ia = ingrédient actif) (Smith, Muir, et Grover 1982). En Ontario, la dose généralement employée va de 1,12 à 3,36 kg d'ia·ha⁻¹ (Smith, Muir, et Grover 1982). Aux États-Unis, par contre, les caractéristiques du sol peuvent influencer sur la dose utilisée; la cyanazine s'applique à raison de 1,4 kg d'ia·ha⁻¹ lorsqu'on l'emploie seule pour le traitement d'un sol de loam sableux dont la teneur en matières organiques est inférieure à 1 %, mais la dose peut attendre

5,3 kg d'ia-ha⁻¹ pour le traitement d'un sol à grain fin et à forte teneur en matières organiques (Wilson 1988).

En 1978, il s'est utilisé en Ontario 512,8 tonnes métriques (t) de cyanazine pour le traitement des cultures de plein champ et la production de fruits et de légumes (Roller 1979). En 1983, on a employé 431,8 t aux mêmes fins (McGee 1984), tandis qu'en 1988, la consommation a été de 226,8 t (Moxley 1989). Le volume de cyanazine utilisé en Ontario a donc régulièrement baissé au cours des dix dernières années. En 1986, on a importé au Canada 1071 t de préparation de cyanazine. La même année, on a importé 1615 t de produit de qualité technique (ingrédient actif). Enfin, en 1987, on a importé 229 t de préparation et 1684 t de produit de qualité technique (Statistique Canada, 1987, 1988). La Ciba-Geigy Canada Ltd. importe de la cyanazine de qualité technique pour la production de préparations destinées à des fins particulières (Agriculture Canada 1989).

Propriétés physiques et chimiques

La cyanazine est l'appellation courante de 2-[[4-chloro-6-(éthylamino)-1,3,5-triazin-2-yl]amino]-2-méthylpropanenitrile (CAS) ou de 2-(4-chloro-6-éthylamino-1,3,5-triazin-2-ylamino)-2-méthylpropionitrile (UICPA). On peut voir à la figure 1 sa formule détaillée. Au Chemical Abstracts Service (CAS), la cyanazine porte le numéro d'enregistrement 2175-46-2, et les noms commerciaux qu'on lui donne sont, notamment Bladex, Fortol et Payze.

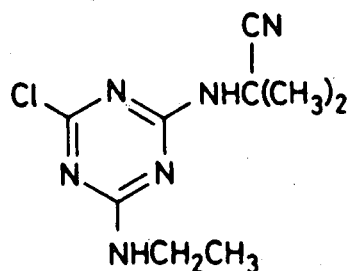


Figure 1. Formule structurale de la cyanazine.

Un sommaire des propriétés physiques et chimiques de l'ingrédient actif de qualité technique est présenté au tableau 1. La cyanazine

Tableau 1. Caractéristiques physiques et chimiques de la cyanazine (ingrédient actif)

Formule chimique	C ₉ H ₁₃ ClN ₆
État	solide cristallin ⁽¹⁾ (produit de qualité technique pur à 95 %)
Couleur	incolore, blanc ^(1,2)
Masse moléculaire	240,7 ⁽¹⁾
Densité	indéterminée
Point de fusion	166,5-167,0 °C ⁽¹⁾
Point d'ébullition	indéterminée
Pression de vapeur	200 nPa à env. 20° C ⁽¹⁾
Solubilité dans l'eau	171 mg·L ⁻¹ à env. 25° C ⁽¹⁾
Solubilité dans divers solvants:	
acétone	195 g·L ⁻¹ à env. 25° C ⁽³⁾
benzène	15 g·L ⁻¹ à env. 25° C ⁽¹⁾
chloroforme	210 g·L ⁻¹ à env. 25° C ⁽¹⁾
éthanol	45 g·L ⁻¹ à env. 25° C ⁽¹⁾
hexane	15 g·L ⁻¹ à env. 25° C ⁽¹⁾
méthylcyclohexanone	210 g·L ⁻¹ à env. 25° C ⁽²⁾
K _{ow} (val. estim.)	3,09 ⁽⁴⁾ 3,68 ⁽⁵⁾
pKa	1,0 ⁽⁶⁾

(1) Worthing et Walker 1987; (2) U.S. EPA 1988; (3) Royal Society of Chemistry 1987; (4) Chiou et coll. 1977; (5) Banerjee, Yalkowski, et Valvani 1980; (6) Muir et Baker 1978.

est classée parmi les composés s-triaziniques, car elle comporte un anneau hétérocyclique sur lequel des atomes d'azote sont disposés symétriquement. En conditions de température et de pression normales, la cyanazine est un composé solide; elle se caractérise par une pression de vapeur peu élevée (200 nPa à 20 °C, Worthing et Walker 1987) et par un bas coefficient de séparation octanol/eau (3,68, Banerjee, Yalowski et Valvani 1980). Sa solubilité dans l'eau est de 171 mg·L⁻¹ à 25 °C (Worthing et Walker 1987). À température élevée, elle est stable car elle ne se décompose que dans une proportion de 1 % à 8 % au bout de 100 h à 75 °C; elle est résistante à la photodégradation et à l'hydrolyse (U.S. EPA 1988; Worthing et Walker 1987). La cyanazine est également stable dans les échantillons de sol et de plantes en entreposage. Beynon (1972)

s'est intéressé à la décomposition des résidus de cyanazine, mais n'en a pas observé dans une mesure significative dans des échantillons de sol conservés 231 d à $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$, ni dans des échantillons de plantes cultivées conservés 294 d à $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ ou 16 mois à $-15\text{ }^{\circ}\text{C}$. Par ailleurs, il y a eu un certain degré de décomposition dans des échantillons conservés à $0\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Mode d'action

Appliquée au sol, la cyanazine est rapidement absorbée par les racines des plantes et transportée jusqu'aux feuilles. Si on l'applique en traitement de post-levée, elle est rapidement absorbée par le feuillage des plantes. La cyanazine est un inhibiteur de la photosynthèse. Elle inhibe la réaction de Hill du photosystème II, ce qui entraîne la chlorose, la nécrose et la mort de la plante (U.S. EPA 1986; Smith, Muir, et Grover 1982). L'inhibition se fait par l'interruption du flux d'électrons dans l'appareil photosynthétique. La cyanazine empêche ainsi la libération de l'oxygène de l'eau, de sorte que la synthèse des glucides est ralentie. On a avancé que l'inhibition de la photosynthèse s'exercerait précisément à l'étape de la séparation de l'eau dans le photosystème II (Brian 1976; Esser et coll. 1975). Ashton et Crafts (1973) ont avancé qu'une réaction probablement liée à la photolyse de l'eau donnerait lieu à la formation d'un agent phytotoxique secondaire qui serait la principale cause des propriétés herbicides des triazines.

En étudiant des chloroplastes isolés de pois, Brewer, Arntzen, et Slife (1979) ont observé que la cyanazine inhibe le transport des électrons, mais qu'elle n'empêche pas la photophosphorylation. Ils ont constaté que le principal site de l'inhibition était le processus de réduction du photosystème II, probablement à l'étape du transfert d'électrons qui se fait entre le principal accepteur d'électrons et la réserve de plastoquinone de la chaîne de transport d'électrons. À $12,0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, la cyanazine a complètement inhibé le flux d'électrons et la synthèse d'ATP associée à la photophosphorylation non cyclique. Selon Garcia-Romera, Miguel, et Ocampo (1988), la cyanazine inhibe aussi la croissance des plantes en perturbant la mitose des cellules végétales. Finke, Warner, et Muzik (1977) ont observé que les herbicides triaziniques, et notamment la cyanazine, sont des inhibiteurs efficaces de la réduction des nitrites; les plantes qui résistent à la triazine semblent posséder la propriété d'empêcher cette inhibition.

Méthodes d'analyse

Dans l'analyse de la cyanazine, on se sert notamment de la chromatographie en phase liquide (CGL) et de la chromatographie en phase liquide à haute performance (CLHP) (Worthing et Walker 1987). Pour l'analyse des échantillons d'eau, l'U.S. EPA (1986) a recommandé la CLHP avec séparation et mesure au détecteur à ultraviolets (limite de détection estimée à $6\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Muir et Baker (1976) se sont servis de la chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à ionisation de flamme alcaline (DIFA) pour le dosage de la cyanazine dans des échantillons d'eau (limite de détection de $0,01\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Dans des travaux ultérieurs, ils ont utilisé la CGL avec détecteur à conductivité électrolytique (DCE) et DIFA pour doser la cyanazine dans l'eau et les produits d'extraction du sol (Muir et Baker 1978) (les limites de détection ne sont pas précisées). Richards et coll. (1987) se sont servis de la CGL sur colonne capillaire double avec détecteurs thermoioniques avec une limite de détection de $0,25\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour l'analyse d'échantillons d'eau de pluie. Helling et coll. (1988) ont utilisé la CGL avec détecteur thermoionique avec une limite de détection de $0,6\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour l'analyse d'échantillons de sol. Pionke et coll. (1988) ont employé un appareil de CG avec un DCE et un détecteur thermoionique pour atteindre une limite de détection minimum de $0,01\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans l'analyse d'échantillons d'eau souterraine. Enfin, Lee et Stokker (1986) signalent que parmi les techniques de détection qui s'emploient dans le dosage des triazines dans l'eau, on compte le détecteur à conductivité Coulson et les détecteurs à photoionisation de la CGL. La spectrométrie de masse (SM) a aussi été utilisée. La conversion de la triazine en dérivés heptafluorobutyryliques est suivie d'une analyse par CGL avec détection à capture d'électrons et à ionisation de flamme après préparation de dérivés triméthylsilyliques; on a mis au point des méthodes combinant la CGL et la SM (Lee et Stokker 1986).

Introduction dans l'environnement

Le déplacement de la cyanazine jusqu'aux eaux de surface peut résulter du dépôt direct du produit pulvérisé ou de la dérive et de la précipitation du produit vaporisé. La cyanazine peut aussi être emportée jusqu'aux cours d'eau dans les eaux de ruissellement et les eaux souterraines venant de terrains traités (Pionke et coll. 1988; Smith, Muir, et Grover 1982).

Dans le cas des herbicides triaziniques qui, comme la cyanazine, s'appliquent au sol, les pertes dans les eaux de ruissellement sont dues essentiellement au mouvement du produit dans la phase liquide plutôt qu'au fait qu'il est emporté avec le sol travaillé par l'érosion (Johnson et Baker 1982, 1984; Leonard et coll. 1979; Baker, Johnson, et Lafien 1976). Il semble que les pluies au cours des 2 semaines suivant le traitement soient le facteur le plus déterminant de la distribution de la cyanazine dans les eaux de surface ou dans les eaux souterraines. En général, la concentration dans les eaux de ruissellement est déterminée par la méthode de traitement employée (c.-à-d. incorporation au sol) ainsi que par la persistance du produit dans la zone de ruissellement en relation avec l'intensité des pluies et le délai écoulé depuis le traitement (Leonard, Langdale, et Fleming 1979).

Dans le centre-nord des États-Unis, Richards et coll. (1987) ont trouvé de la cyanazine dans de l'eau de pluie provenant de quatre stations situées dans des secteurs où l'on fait un usage intensif de pesticides. Dans chacune de ces quatre stations, on a prélevé 30 échantillons; le nombre d'échantillons dans lesquels on a trouvé de la cyanazine allait de 5 à 23 et les concentrations mesurées allaient de $<0,1$ à $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

Au Québec, Muir et Baker (1976) ont mesuré les pertes de cyanazine après le traitement en post-levée d'une culture de maïs dans un sol de loam sableux léger drainé par des tuyaux (profondeur de drainage moyenne de 1,3 m). Durant la première saison, ils ont trouvé de la cyanazine (appliquée à raison de $3,36 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) à la sortie des tuyaux à des concentrations allant de $<0,01$ à $0,68 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Après un traitement semblable la seconde année de l'étude, les concentrations moyennes mesurées dans les eaux de drainage allaient de $<0,01$ à $1,06 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Il y avait aussi du cyanazinamide, un métabolite de la cyanazine, à des concentrations comparables. On a déterminé que la concentration moyenne de cyanazine dans les eaux de drainage après le traitement de la deuxième année était de $0,50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, valeur d'après laquelle on a estimé la perte par cette voie à $0,02 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$, soit environ 0,15 % de la quantité d'herbicide appliquée. D'après les résultats des traitements faits en 1975 (Muir et Baker 1978) et en 1976 (Yoo, Muir, et Baker 1981), on a confirmé que les pertes de cyanazine dans les eaux de drainage représentaient moins de 0,2 % de la quantité appliquée. En général, les pertes annuelles de cyanazine dans les eaux de ruissellement représentent moins de 2 % de la

quantité appliquée. Cette valeur concorde avec ce qu'on a mesuré pour d'autres herbicides triaziniques comme la simazine et l'atrazine (Glottfelty et coll. 1984).

Isensee et coll. (1988) ont étudié le déplacement de la cyanazine depuis le sol jusqu'à des puits foncés dans des parcelles en Iowa et en Pennsylvanie. On avait détecté de la cyanazine dans les eaux souterraines de cette région à des concentrations allant de $0,1$ à $1,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ là où les eaux souterraines n'étaient qu'à environ 0,9 m de profondeur. Les parcelles se trouvaient dans des champs de maïs au sol non travaillé; pour les puits, on a foncé des tubes d'aluminium à bouchon jusqu'à une profondeur de 1,1 à 1,4 m. En 1985, 18 d après l'application de cyanazine à raison de $2,2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, on a constaté que 2 des 11 puits étaient contaminés et l'on a mesuré des concentrations de 3,4 et $3,6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. En 1986, 68 d après un traitement semblable, on a trouvé de la cyanazine dans 7 des 10 puits des parcelles traitées et dans 1 des 4 puits des parcelles adjacentes non traitées. Les concentrations mesurées dans les puits du secteur traité allaient de $0,1$ à $0,7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; dans le puits du secteur non traité, la concentration était de $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Si les analyses ont été positives dans la parcelle non traitée, c'est parce que la cyanazine s'est déplacée sous la surface du sol sans subir de dégradation notable. Après 162 d, l'un des échantillons prélevés dans un puits s'est révélé positif à l'analyse et l'on a mesuré une concentration de $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Les chercheurs ont signalé que généralement, la concentration de cyanazine dans les eaux souterraines analysées au cours de leurs travaux était inférieure à $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

Leonard, Langdale, et Fleming (1979) ont étudié les eaux de ruissellement de quatre petits bassins versants en Georgie. Ils ont traité à la cyanazine deux parcelles au sol de loam sableux : l'une de 1,3 ha ayant une pente de 4 %, l'autre de 1,4 ha ayant une pente de 3 %. Ils ont constaté que les pertes totales de cyanazine dues au ruissellement étaient généralement inférieures à 2 % de la quantité appliquée. La cyanazine était transportée essentiellement en solution plutôt qu'adsorbée dans les sédiments, mais les concentrations mesurées dans les sédiments étaient de 2 à 5 fois plus élevées que dans une quantité d'eau équivalente. Dans l'une des parcelles, on a appliqué une dose de cyanazine de $1,61 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$; 10 d plus tard, il a plu. En tout, la proportion de cyanazine dans les eaux de ruissellement était de 1,0 %; la concentration maximum était de $180 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans la phase li-

guide et de $2300 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans les sédiments. Dans la deuxième parcelle, on a appliqué une dose de $1,35 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ et il a plu 17 d après le traitement. On a estimé qu'en tout 0,07 % de la quantité de produit appliquée s'est retrouvée dans les eaux de ruissellement; les concentrations allaient de 2 à $12 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans la phase liquide et de 100 à $200 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans les particules du sol.

Johnson et Baker (1982, 1984) ont étudié pendant 5 ans le déplacement de pesticides et du sol dans un bassin hydrographique de l'Iowa. Ils ont appliqué de la cyanazine, à raison de $2,24 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, dans des champs de maïs au sol travaillé de façon classique, mais sans l'y incorporer. Ils ont ensuite prélevé des échantillons en plein champ et en bordure, dans le cours d'eau et dans les sédiments, afin de déterminer la perte d'herbicide. Celle-ci s'est révélée faible durant les traitements effectués par temps calme; la quantité d'herbicide atteignant les disques de papier-filtre à la surface du sol était approximativement équivalente à la quantité sortant de la buse du pulvérisateur. Immédiatement après le traitement, les pertes étaient également peu élevées, l'analyse des échantillons prélevés de 2 à 4 h après l'application ayant révélé que la quantité d'herbicide à la surface du sol était équivalente à la quantité appliquée. L'analyse d'échantillons prélevés avant la première pluie a montré que la concentration d'herbicide dans le sol sec n'avait pas baissé avant le premier apport d'eau. En 1979, la pluviosité annuelle était nettement supérieure à la moyenne à long terme et il y a eu plusieurs orages violents en juin et en juillet. En raison des phénomènes de ruissellement et d'érosion marqués qui s'en sont suivis, les pertes de cyanazine en plein champ dues au ruissellement ont atteint 5,6 %. De 1976 à 1978, elles n'avaient jamais dépassé 1 % de la quantité appliquée. En 1980, les pertes en plein champ étaient d'environ 2,8 %. La plus grande partie de la cyanazine avait été emportée dans les eaux de ruissellement. En 1979, 58,3 % des pertes annuelles dues au ruissellement étaient associées à la phase aqueuse, tandis qu'en 1980, la proportion de produit dans l'eau était de 70,0 %. Bien que peu de cyanazine ait été emportée avec les particules du sol, la concentration d'herbicide y était de 10 à 20 fois supérieure à celle mesurée dans une quantité équivalente d'eau de ruissellement, et elle était presque égale à celle mesurée dans la couche de 0 à 1 cm du sol.

Kadoum et Mock (1978) ont échantillonné l'eau recueillie dans des fossés au bas de

champs de maïs et de sorgho au Kansas, en 1973 et 1974. L'eau de ces fossés servait à l'alimentation du bétail et à l'irrigation; les animaux sauvages en profitaient aussi. Les fossés se trouvaient au bas de champs d'une pente de 0 à 3 % au sol constitué en surface de loam silteux. La concentration moyenne de cyanazine mesurée dans l'eau des fossés était d'environ $29,3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; on a trouvé de la cyanazine dans 16 des 327 échantillons analysés (4,9 %). La concentration maximum était de $73,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Dans les sédiments de fond des fossés, la concentration moyenne de cyanazine était d'environ $40,3 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$; on en a trouvé dans 10 des 309 échantillons analysés (3,4 %) (concentration maximale de $125 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$). Durant la première année de l'étude, on a conservé un bon nombre des échantillons prélevés pendant 2 semaines ou plus à environ 22°C avant de les soumettre à l'extraction, ce qui peut avoir entraîné la décomposition d'une partie de la cyanazine qu'ils contenaient.

Au tableau 2, on peut voir le sommaire de diverses études portant sur les pertes de cyanazine dans différentes conditions de culture. Hall, Hartwig, et Hoffman (1984), par exemple, ont comparé les eaux de ruissellement de champs de maïs au sol non travaillé ou travaillé de façon classique. Les pertes annuelles totales maximales dues au ruissellement représentaient 5,7 % de la quantité de produit appliquée à une parcelle au sol travaillé de façon classique, tandis que dans les parcelles au sol non travaillé, les pertes étaient beaucoup plus faibles (<0,01 % - 0,75 %). Baker, Johnson, et Lafien (1976) ont comparé les pertes de cyanazine dues au ruissellement dans des champs de l'Iowa dont le sol était travaillé suivant six méthodes différentes : travail classique par opposition à plantation dans un sol travaillé, travail à la charrue sous-soleuse, à la charrue à disques, plantation sur billons et semoir à contre cannelé. Dans les cinq derniers cas, la technique employée vise la conservation du sol, si bien qu'il reste des quantités variables de résidus à la surface du terrain. Au cours des 2 jours suivant le traitement à l'herbicide, on a simulé deux périodes de pluie de $6,35 \text{ cm}\cdot\text{h}^{-1}$, puis une pluie de $12,7 \text{ cm}\cdot\text{h}^{-1}$, ce qui représente une pluviosité totale de 21,6 cm. Les pertes moyennes dues au ruissellement représentaient 11 % de la quantité de cyanazine appliquée. Le terrain était incliné (pente de 4,7 % à 12,2 %) et l'on a appliqué une dose de cyanazine de $2,24 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Les chercheurs ont mesuré les pertes les plus élevées dans les sols à forte teneur en sable.

Tableau 2. Résidus de cyanazine dans les eaux de ruissellement des terres agricoles

Description de la parcelle (type de sol, culture)	Préparation (% d'ia)	Régime de traitement	Méthode	Résidus dans les eaux de ruissellement, Délai écoulé depuis le traitement	Source
Loam argileux et silteux (pente de 14 %), Hagerstown, Pennsylvanie	-				Hall, Hartwig, et Hoffman 1984.
- culture de maïs au sol non travaillé (étude de divers types de résidus et de paillis «vivants»)	-	4,5 kg·ha ⁻¹	Pulvérisation de pré-levée.	Perte due au ruissellement <0,01 % à 0,75 % *	
		2,2 kg·ha ⁻¹		"	
		2,2 kg·ha ⁻¹		"	
- culture de maïs au sol travaillé de façon classique	-	4,5 kg·ha ⁻¹		Perte due au ruissellement de 5,71 % *	
		2,2 kg·ha ⁻¹		Perte due au ruissellement de 0,75 % *	
		2,2 kg·ha ⁻¹		Perte due au ruissellement de 1,48 % *	
3 types de sols, travaillés de diverses façons (pente de 4,7 % à 12,2 %), Iowa	-	2,24 kg·ha ⁻¹	Poudre mouillable, traitement en surface. Rapport pluviosité/ ruissellement de 20/15 (cm) par simulation d'un orage violent.	Concentration dans les eaux de ruissellement de 101 à 275 µg·L ⁻¹ 2 d après le traitement. Perte totale moyenne due au ruissellement : 11%	Baker, Johnson, et Lafien 1976.
Loam sableux, loam argileux et sableux, 1,3 ha (pente de 2 %), culture de maïs, Watkinville, Georgie	-	1,61 kg·ha ⁻¹	Poudre mouillable, traitement en surface. Rapport pluviosité/ ruissellement de 3,61/0,40 (cm).	Concentration moyenne dans les eaux de ruissellement de 193 µg·L ⁻¹ 10 d après le traitement. (Perte de 1 % après deux mois.)	Smith et coll. 1978.
Loam sableux, loam argileux et sableux, 1,38 ha (pente de 3 %), culture de maïs, Watkinville, Georgie	-	1,35 kg·ha ⁻¹	Poudre mouillable, traitement en surface.	Concentration moyenne dans les eaux de ruissellement de 13 µg·L ⁻¹ 17 d après la plantation; perte de 0,07 % due au ruissellement après 1 mois (3 pluies).	Smith et coll. 1978.

* Perte totale dans les eaux de ruissellement et les sédiments emportés, sans précision sur les concentrations.

Concentrations dans l'eau, les sédiments et le biote

On trouvera au tableau 3 des données sur les concentrations de cyanazine dans l'environnement. D'après les renseignements recueillis, il n'y a ni accumulation de cyanazine dans les composants environnementaux étudiés, ni bioamplification dans le réseau alimentaire.

Canada

Au cours d'un contrôle intensif réalisé de 1973 à 1975 dans un petit bassin versant de terres agricoles du sud-ouest de l'Ontario, on a prélevé 360 échantillons : seulement 2 contenaient des résidus de cyanazine en quantité détectable (limite de détection de $0,02 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et l'on a mesuré une concentration maximum de $13 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Roberts et coll. 1979). Si l'on a trouvé si peu de cyanazine, c'est peut-être parce qu'on n'en emploie pas tellement dans la région étant donné qu'on n'en consomme que 29 kg annuellement pour traiter environ 0,5 % de la superficie de 4500 ha du bassin versant. En 1975, Frank et coll. (1982) n'ont pas trouvé de cyanazine dans les échantillons d'eau qu'ils ont prélevés dans 11 bassins versants d'une région agricole du sud-ouest de l'Ontario. Dans cette région, on avait appliqué 2468 kg de cyanazine dans l'ensemble des terres cultivées de ces bassins versants, soit sur une superficie de 47 072 ha.

En Ontario, la contamination des puits de région rurale a fait l'objet d'une étude menée entre 1979 et 1984 par Frank, Ripley et coll. (1987) et Frank, Clegg, et coll. (1987). Les chercheurs ont étudié sur place les puits présumés contaminés, par suite de déversements accidentels ou de l'usage mal avisé de pesticides. En novembre et décembre 1984, ils ont prélevé des échantillons d'eau dans les 26 exploitations agricoles où de la cyanazine avait été appliquée au cours de l'année : aucun n'en contenait (limite de détection de $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (Frank, Ripley, et coll. 1987). Ils en ont détecté (à une concentration de $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) ultérieurement (Frank, Clegg, et coll. 1987) dans l'un des 112 puits dont ils étudiaient la contamination par des eaux de ruissellement ou des produits pulvérisés à la dérive, ainsi que dans 6 de 48 puits contaminés par suite du déversement du produit dans le puits même ou à proximité. La concentration maximum attribuable à un déversement était de $125 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; ils l'ont mesurée dans un puits foncé de 5 m, 7 d après le déversement. Selon

eux, la cyanazine s'est déplacée depuis ce puits jusqu'à un puits foré adjacent en moins de 7 d.

Frank et Logan (1988) ont analysé des échantillons d'eau prélevés à l'embouchure des rivières Grand, Saugeen et Thames dans le sud-ouest de l'Ontario de 1981 à 1985. En 1983, on a appliqué en tout 175,4 t de cyanazine dans l'ensemble des trois bassins hydrographiques, d'une superficie totale de 1,76 million d'hectares. Sur 440 échantillons d'eau, 45 contenaient de la cyanazine (limite de détection inférieure à $0,02 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). La concentration annuelle moyenne la plus élevée était de $2,6 \pm 4,3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; on l'a mesurée dans la rivière Thames en 1984. On n'a détecté de la cyanazine que dans un seul des échantillons prélevés de janvier à avril, ce qui indiquerait qu'elle ne persiste pas d'une saison de croissance à l'autre. Les chercheurs ont estimé l'apport annuel de cyanazine dans les rivières Grand, Saugeen et Thames à moins de 5 kg en 1981 et 1985, et à 290 kg en 1982, 52 kg en 1983 et 27 kg en 1984. Selon les estimations, la perte de cyanazine due au ruissellement s'est élevée à 0,03 % en 1983. Pour chacun des bassins versants, on a estimé la perte par rapport à la quantité appliquée : les valeurs vont de 0,009 % à 0,34 % (Frank et Logan 1988). On a aussi détecté de la cyanazine lors des programmes de contrôle des puits menés dans le sud de l'Ontario (MEO 1987a, 1987b). Les résultats de ces travaux sont présentés ci-après.

Frank et coll. (1979) ont analysé 45 échantillons de matières solides en suspension prélevés en 1974 et 1976 dans des cours d'eau canadiens se jetant dans les Grands Lacs, mais ils n'ont détecté aucun résidu de triazine (limite de détection de $0,05 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

États-Unis

Aux États-Unis, on a trouvé des résidus de cyanazine dans les eaux de surface de 11 États. D'après les renseignements versés dans la base de données STORET de l'U.S. EPA, la concentration maximum dans des eaux de surface est de $900 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (U.S. EPA 1987). Dans la même base de données, on indique que sur 1564 échantillons d'eaux souterraines, 21 contenaient de la cyanazine. La concentration maximum dans des eaux souterraines est de $3500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (U.S. EPA 1987). On ne précise pas si la présence de cyanazine à des concentrations aussi élevées est due à des déversements. Par ailleurs, on a trouvé des résidus de cyanazine dans des eaux souterraines en Iowa et en Pennsylvanie à des concentrations allant de

Tableau 3. Concentration de résidus de cyanazine dans l'eau, les sédiments et le biote

Milieu	Lieu	Concentration moyenne	Plage de valeurs	N	Année(s)	Source
Eaux de surface	Bassin versant de Hillman Creek, sud-ouest de l'Ontario, terres agricoles	-	N.D.*-13 µg·L ⁻¹ (limite de détection de 0,02 µg·L ⁻¹)	Déteçté dans seulement 2 échantillons sur 360	De 1973 à 1974	Roberts et coll. 1979.
Eaux de surface	Rivière Des Moines, Iowa	0,091 µg·L ⁻¹	De 0 à 0,66 µg·L ⁻¹	-	De sept. 1977 à nov. 1978	Leung, Bulkley, et Richard 1981.
Eaux souterraines	Puits d'exploitations agricoles, sud-ouest de l'Ontario, sols minéraux.	-	N.D. (limite de détection de 0,1 µg·L ⁻¹)	Non déteçté dans 91 puits, bien qu'utilisé dans 26 des 91 exploitations étudiées.	1984	Frank et coll. 1987.
Eaux souterraines	Puits d'exploitations agricoles du sud de l'Ontario présumés contaminés.	-	N.D.-125 000 µg·L ⁻¹ (limite de détection 0,1 µg·L ⁻¹). Concentration maximum attribuable à un déversement dans le puits même.	Déteçté dans 7 des 160 puits présumés contaminés.	De 1979 à 1984	Frank, Clegg, et coll. 1987.
Poissons (diverses espèces)	Rivière Des Moines, Iowa	N.D. (DL = 10 µg·kg ⁻¹)	-	-	De sept. 1977 à nov. 1978	Leung, Bulkley, et Richard 1981.
Poissons (<i>Ictalurus nebulosus</i> , <i>Dorosoma cepedianum</i> , <i>Pomoxis nigromaculatis</i>)	Bassin versant de Hillman Creek, sud-ouest de l'Ontario, terres agricoles.	N.D. (limite de détection non précisée)	-	33	1974	Roberts et coll. 1979.

* N.D. = non déteçté.

0,1 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ à 1,0 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Cohen, Eiden, et Lorber 1986). On a aussi détecté de la cyanazine dans l'eau du réseau d'alimentation de la Nouvelle-Orléans à des concentrations allant de 0,01 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ à 0,35 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (U.S. EPA 1987).

Wnuk et coll. (1987) ont étudié en Iowa l'eau des réseaux d'alimentation publics alimentés par des eaux de surface. Ils ont prélevé des échantillons d'eau après des pluies à la fin du printemps et au début de l'été. En 1982, environ 40 % ou 50 % de leurs échantillons contenaient de la cyanazine. Ils citent Monsanto (1986) qui signale que 44,1 % des échantillons d'eau de surface traitée et brute prélevés en Iowa de mai 1985 à mars 1986 contenaient de la cyanazine (les concentrations allaient de 0,25 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ à 1,54 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Wnuk et coll. (1987) quant à eux, ont mesuré une incidence assez élevée pour l'eau potable : il y avait de la cyanazine dans 26 de leurs 33 échantillons (79 %) d'eau de surface traitée et dans 11 de leurs 15 échantillons (73 %) d'eau brute. Les concentrations mesurées dans l'eau traitée allaient de 0,13 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ à 17,0 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (moyenne de 2,7 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), et dans l'eau brute, de 0,12 à 20,0 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (moyenne de 3,8 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$).

Pionke et coll. (1988) ont détecté de la cyanazine dans l'un des 20 puits et piézomètres forés dans le sol d'un bassin hydrographique de 740 ha en Pennsylvanie, mais non dans les cours d'eau coulant dans ce territoire. En moyenne, de la cyanazine avait été appliquée à raison de 1,4 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ dans les cultures de maïs se trouvant à proximité de neuf des puits. Dans l'échantillon dont l'analyse a donné des résultats positifs, la concentration de cyanazine était de 0,09 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

On a trouvé de la cyanazine dans les eaux d'un nouveau réservoir de la rivière Des Moines en Iowa (U.S. EPA 1987). L'herbicide aurait été emporté dans les eaux de ruissellement des terres agricoles situées en aval. Les concentrations de cyanazine mesurées variaient de façon saisonnière en fonction du traitement des cultures : les concentrations maximums (de 0,071 à 0,457 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) ont été mesurées de mai à août; elles étaient moins élevées de septembre à décembre (de 0,002 à 0,151 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et, de janvier à avril, on n'a détecté aucun résidu. Ces données indiquent que les résidus de cyanazine ne persistent pas d'une année à l'autre dans le sol ou dans les eaux de surface. Leung, Bulkley, et Richard (1981) ont étudié l'influence de ce réservoir sur la concentration de cyanazine dans

l'eau et les tissus de poissons de zone tempérée en 1977 et 1978. Ils ont détecté de la cyanazine dans l'eau de la rivière et du réservoir à une concentration moyenne de 0,091 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, mais ils n'en ont trouvé dans aucun des échantillons préparés avec des spécimens entiers des sept espèces de poisson locales (limite de détection de 10 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Dégradation, devenir et persistance dans l'environnement

Plantes et sol

Dégradation

La cyanazine appliquée en traitement de post-levée est rapidement absorbée par le feuillage des plantes. Lorsqu'elle est appliquée au sol, elle est absorbée par les racines et transportée jusqu'aux feuilles (Weed Science Society of America 1983). La cyanazine dégradée par voie métabolique dans une plante perd son groupement éthyle, tandis que le groupement cyano est hydraté et qu'un atome de chlore est remplacé par un groupement hydroxyle (Weed Science Society of America 1983). Dans les plantes et dans le sol, le groupement nitrile forme l'acide carboxylique correspondant par hydrolyse (Worthing et Walker 1987). Au Québec, Muir et Baker (1976) ont trouvé un métabolite de la cyanazine, le cyanazinamide, dans les eaux de ruissellement d'un champ. Selon certains chercheurs, l'atrazine désisopropylée est un métabolite microbien de la cyanazine dans le sol (Siron, Frank, et Sawyer 1973).

Smith (1985) décrit succinctement la dégradation et la persistance des herbicides triaziniques dans les sols du Canada en se basant sur les résultats d'études menées en laboratoire et sur le terrain. D'après les études réalisées en laboratoire, la dégradation qui s'opère dans le sol met en jeu des processus chimiques et biochimiques. L'activité microbienne est la principale voie de dégradation de la cyanazine dans le sol (U.S. EPA 1987). En conditions naturelles, les pertes attribuables à la photodégradation ou à la volatilisation sont faibles (U.S. EPA 1987; Weed Science Society of America 1983).

Siron, Frank, et Sawyer (1973) ont étudié sur le terrain la dégradation de la cyanazine dans un sol de loam argileux à Exeter, en Ontario. Ils ont observé que la cyanazine était convertie par l'action microbienne en atrazine désisopropylée et en cyanazinamide. Ces métabolites conservent tous deux une certaine activité phyto-

toxique, mais dans une moindre mesure que le composé dont ils dérivent. La perte de cyanazine s'est accompagnée de l'accumulation et de la dégradation lente du métabolite désisopropylé. Plus précisément, le processus de dégradation se fait par hydrolyse du groupement nitrile, puis il y a dégradation par action microbienne. Le groupement cyanométhyléthyle, dont les produits d'hydrolyse se trouvent en position 4, devient le site principal de l'attaque microbienne.

Brown, Furmidge, et Grayson (1972) ont étudié la dégradation chimique de la cyanazine par catalyse hydrolytique. Ils ont constaté qu'elle est influencée par le pH et la température (pH de 1,5 à 12; température de 25 °C à 75 °C). La demi-vie hydrolytique la plus longue a été mesurée à la température de la pièce, lorsque le pH approchait le point de neutralité (on ne précise pas la valeur exacte de ces conditions). La cyanazine reste stable pendant plus de 30 d lorsque le pH est de 5,7 ou 9 (U.S. EPA 1988).

Beynon, Stoydin, et Wright (1972b) ont fait une étude en serre sur la décomposition métabolique de la cyanazine dans des plants de blé et de pomme de terre cultivés dans des sols traités. Dans les plantes cultivées dans des sols traités à la ¹⁴C-cyanazine, les produits de la décomposition se sont formés par suite de réactions d'hydrolyse, mettant en jeu des groupements nitrile et chlore, et de réactions de N-désalkylation. Les résidus de cyanazine se présentaient tant à l'état libre que sous forme conjuguée. Lors d'une étude antérieure sur la dégradation de la cyanazine dans le sol, Beynon, Bosio, et Elgar (1972) avaient conclu d'après leurs essais que ce processus ne suit pas une cinétique d'ordre 1 et que les pertes de cyanazine n'étaient pas influencées par la texture du sol.

Devenir

Anderson, Stephenson, et Corke (1980) ont étudié divers facteurs influant sur ce qu'il advient de l'atrazine et de la cyanazine dans des sols du Manitoba et de l'Ontario. Pour ce faire, ils ont réalisé des épreuves biologiques dans quatre sols du Manitoba, cinq sols de l'Ontario et un milieu de culture à base de sable quartzueux. L'activité phytotoxique était évaluée d'après le poids à l'état sec des pousses d'orge formées 21 d après l'application de cyanazine à raison de 0 à 3,00 µg·kg⁻¹ de terre pesée à l'état sec. Des études d'adsorption et de désorption ont révélé que l'herbicide appliqué était accessible dans une proportion de 85 % dans la phase liquide des

sols de l'Ontario, tandis que dans les sols du Manitoba, la proportion n'était que de 20 % à 50 %. Bien que les propriétés pédologiques de ces sols ne varient pas suffisamment pour qu'il soit question d'une corrélation avec l'activité herbicide, on a observé une corrélation plus forte de la décroissance de l'activité phytotoxique avec la teneur en matières organiques qu'avec la teneur en argile.

Rahman et Matthews (1979) ont constaté que la phytotoxicité de la cyanazine est réduite dans une mesure significative lorsque la teneur en matières organiques augmente. Ce phénomène est peut-être relié à l'adsorption, car Muir et Baker (1978) ont récupéré moins de cyanazine des échantillons de sol à teneur en matières organiques élevée. Par contre, selon l'U.S. EPA (1987), la teneur en matières organiques n'est pas en corrélation linéaire avec l'adsorption de cyanazine.

Majka et Lavy (1977) ont étudié le lessivage de la cyanazine en laboratoire et sur le terrain et en ont évalué l'adsorption, la mobilité et la dégradation dans deux types de sol différents : un loam argileux et silteux, caractérisé par une teneur en matières organiques de 2,9 % dans la couche de 0 à 15 cm, et un sable fin loameux comportant 1,4 % de matières organiques dans cette couche. Les travaux sur le terrain ont révélé que la cyanazine appliquée à la surface du sol ne pénètre pas celui-ci au-delà de 5 cm de profondeur dans le loam argileux et silteux ayant reçu 20 cm d'eau en 54 d. Les chercheurs ont incubé des échantillons de sol pendant 0, 5, 10, 15 et 20 semaines à des températures de 5 °C, 20 °C, 35 °C et 50 °C, puis ont fait une épreuve biologique avec de l'avoine : ils ont constaté que la cyanazine s'était dégradée plus rapidement à température élevée. À 5 °C, la cyanazine s'était généralement décomposée au bout de 10 semaines, mais à température plus élevée, la dégradation s'achevait habituellement au bout de 5 semaines. Par ailleurs, ils ont observé que l'adsorption était plus importante sur un sol à forte teneur en argile et en matières organiques (coefficient d'adsorption de Freundlich [K_d] de 4,6) par comparaison au sol où ces paramètres avaient des valeurs moins élevées (K_d = 3,4).

La cyanazine est peu lessivée dans le sol. D'après les résultats d'études réalisées dans des champs drainés par des tuyaux au Québec (Yoo, Muir et Baker 1981; Muir et Baker, 1976, 1978), il s'est rendu peu d'herbicide jusqu'aux tuyaux de drainage, à 1,3 m de profondeur sous la surface du sol; dans l'ensemble, par cette voie, les

pertes moyennes de cyanazine et de cyanazamide, un métabolite, sont estimées <0,01 % de la quantité d'herbicide appliquée de 1973 à 1976. Dans une étude sur le terrain menée en Saskatchewan dans un sol argileux lourd de Regina (Smith et Walker 1989) on a constaté que la cyanazine n'a pas été lessivée au-delà de 10 cm de profondeur au cours des 106 d de la saison de croissance.

Helling et coll. (1988) ont étudié la mobilité de la cyanazine dans deux parcelles au sol de loam silteux à pH bas (de 5,1 à 5,5) et à faible teneur en matières organiques (2,2 % dans la couche de 0 à 10 cm) à Beltsville, au Maryland. Ils ont appliqué de la cyanazine à raison de $2,24 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ dans des cultures de maïs au sol non travaillé, en combinaison avec de l'atrazine et de l'alachlore. Ils ont constaté que la plus grande partie des résidus d'herbicide sont restés dans les premiers 10 cm du sol pendant toute la durée de l'expérience (218 d) (voir ci-dessous). Ils en ont conclu que la cyanazine est moins mobile que l'atrazine et l'alachlore, mais que, du fait qu'elle se dégrade rapidement sur le terrain, sa mobilité apparente peut se trouver effectivement réduite.

Les résultats de Johnson et Baker (1982, 1984) dénotent également que la cyanazine est difficilement lessivée dans le sol au-delà de 15 cm de profondeur; en effet, ces chercheurs ont trouvé la plus grande partie de l'herbicide dans la couche de 0 à 7,5 cm et les concentrations les plus élevées ont généralement été mesurées dans la couche de 0 à 1 cm. D'après l'analyse des échantillons prélevés sur le terrain au cours de ces études, il ne s'est pas accumulé de cyanazine en 3 ans de traitements successifs; par ailleurs, à la fin de juillet ou d'août, pratiquement toute la cyanazine était disparue ou il n'en restait qu'à des concentrations inférieures à la limite de détection ($0,05 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$).

Persistence

Dans un bassin versant de la Georgie où l'on trouve divers types de sols, depuis le loam sableux, le loam argileux et sableux jusqu'au loam, Smith et coll. (1978) ont appliqué de la cyanazine à raison de $1,61 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ et constaté que la demi-vie de cet herbicide était d'environ 2,9 à 4,7 d après une forte pluie. On peut voir au tableau 4 les résultats de divers autres travaux portant sur la persistance de la cyanazine dans le sol. Généralement, la demi-vie de la cyanazine est estimée à 2 mois ou moins. Au Québec et en Ontario, lors de traitements à la cyanazine effec-

tués en plein champ, on a constaté que plus de 85 % de l'herbicide appliqué était disparu du sol au bout de 5 mois (Smith 1985). Selon l'U.S. EPA (1988) la demi-vie de la cyanazine durant la période de croissance estivale est d'environ 2 semaines. Jury, Focht, et Farmer (1987) ont attribué à la cyanazine une demi-vie de 13,5 d dans leurs expériences de modélisation.

En Saskatchewan, Smith et Walker (1989) ont étudié les pertes de cyanazine dans une argile lourde de Regina dans différentes conditions d'humidité et de température contrôlées en laboratoire. Parallèlement, ils ont évalué sur le terrain la persistance de la cyanazine dans le même type de sol. Dans l'expérience réalisée en laboratoire, ils ont ajouté de la cyanazine au sol (70 % d'argile, 25 % de silt, 5 % de sable et 4,2 % de carbone organique) à raison de $2,0 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ et ils ont incubé les échantillons dans différentes conditions d'humidité et de température. Ils ont constaté que la décomposition de la cyanazine suit une cinétique d'ordre 1. La demi-vie de l'herbicide a augmenté en fonction de la baisse du degré d'humidité et de la température du sol. En laboratoire, à 20 °C, la demi-vie était de 4,8 d à la capacité de rétention (40 %) ainsi qu'à 34 % et 26 % d'humidité. À 20 % d'humidité, elle était de 7,1 d et elle s'est élevée >300 d à 8 %. À 34 % d'humidité, elle était de 2,6 d à 30 °C et elle ne s'est élevée qu'à 19 d à 5 °C. Sur le terrain, la demi-vie de la cyanazine appliquée à raison de $1,0 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ était d'environ 30 d; à la fin des 106 d de la saison de croissance, il restait moins de 10 % de la quantité de produit appliquée lors du traitement.

Harvey (1987) a étudié dans un sol du Wisconsin la perte d'herbicide après application suivant différentes méthodes. Il a déterminé que la biodégradation n'était pas accélérée dans un échantillon de loam silteux de Plano traité à la cyanazine à raison de $4,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ pendant 5 années consécutives. Après 10 d d'incubation à 25 °C, cet échantillon de sol contenait 34 % de la cyanazine appliquée, à raison de $4,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ dans un traitement d'essai. La perte de cyanazine était équivalente à ce qui avait été observé dans le cas de l'atrazine après incubation de 42 d.

On a aussi évalué la persistance de la cyanazine par l'étude des produits résiduels. Brewer et Slife (1979) ont réalisé des expériences de ce genre à Urbana en Illinois: ils voulaient savoir dans quelle mesure la cyanazine pouvait causer des dommages à du soja planté en remplacement d'une culture de maïs traitée avec cet

Tableau 4. Sommaire des études sur la persistance de la cyanazine dans le sol

Lieu/type de sol (% de matières organiques; pH; taux d'humidité)	Dose (% d'la)	Profondeur des mesures dans le sol	Résidus (délai écoulé après le traitement)	Résultats et commentaires	Source
ÉTUDES SUR LE TERRAIN:					
R.-U. et France, 8 terrains d'essai, divers types de sols	2 kg·ha ⁻¹	De 0 à 10 cm	-	Demi-vie allant de 1,3 à 5,4 semaines (moyenne de 2,4 sem.). Perte de 75 % après un délai de 1,9 à 8 semaines (moyenne de 4,3 sem.).	Beynon, Boslo, et Elgar 1972.
Comté Huron, Ontario, culture de maïs, loam argileux de Perth (argile : 32 % M.O. : 4,8 % pH : 7,0)	3,3 kg·ha ⁻¹	De 0 à 6,35 cm	-	Dans le traitement de post- levée, demi-vie de moins de 2 semaines; dans le traitement de pré-levée, demi-vie d'environ 1 mois (Interpolation).	Sirons, Frank, et Sawyer 1973.
Lafayette, Indiana sol de loam silteux (sable : 9 % silt : 66 % argile : 25 % M.O. : 3 % pH : 4,8 %)	2,24 et 4,48 kg·ha ⁻¹	De 0 à 7,6 cm	-	D'après des épreuves blo- logiques portant sur des con- combres en serre, il ne restait aucun résidu phytotoxique dans le sol au bout de 90 d.	Libik et Romanowski, 1976.
Johnson, Indiana sol de sable fin (sable : 90 % argile : 6 % M.O. : 0,6 % pH : 6,3)	2,24 et 4,48 kg·ha ⁻¹	De 0 à 7,6 cm	-	Comme ci-dessus, mais d'après la courbe tracée avec les données, le produit serait plus persistant dans ce type de sol.	
Irvington, Nebraska loam argileux et silteux de Monona (sable : 12 % argile : 2,8 % M.O. : 2,9 % pH : 6,5)	9 kg·ha ⁻¹	De 0 à 40 cm	-	La cyanazine appliquée en surface n'a pas été lessivée au-delà de 5 cm de profondeur après une pluviosité de 20 cm en 54 d. D'après des expériences de les- sivage sur colonne, les résidus pénétreraient jusqu'à 20 cm de profondeur dans des conditions semblables.	Majka et Lavy 1977.

Tableau 4. (suite)

Lieu/type de sol (% de matières organiques; pH; taux d'humidité)	Dose (% d'la)	Profondeur des mesures dans le sol	Résidus (délai écoulé après le traitement)	Résultats et commentaires	Source
Ste-Anne-de-Bellevue (Québec), terrain drainé par des tuyaux (1,36 m de profondeur)					
loam sableux (sable : 84 % silt : 9 % argile : 7 % M.O. : 3 % pH : 4,2) humidité : 15,4 % (en poids)	3,36 kg·ha ⁻¹ (1973) 1,79 kg·ha ⁻¹ (1974) 1,68 kg·ha ⁻¹ (1975)	De 0 à 20 cm et/ou de 0 à 40 cm	- Moins de 10 % en 12 semaines	Champs de maïs. Demi-vie estimée (d) à 10,8 ± 3,7 (1973), 24,1 ± 3,9 (1974) et 17,9 ± 3,7 (1975).	Muir et Baker 1978.
13 Ste-Anne-de-Bellevue (Québec), terrain drainé par des tuyaux (1,36 m de profondeur)					
loam sableux (sable : 88,7 % argile : 4,6 % O.M. : 3,0 % pH : 4,3)	2,0 kg·ha ⁻¹	De 0 à 60 cm	Il est resté 9,7 % dans la couche de 0 à 60 cm(100 d)	Demi-vie de 6 d d'après les données recueillies les 15 premiers d; demi-vie de 43 d le reste de la période. Plus de 95 % des résidus se trouvent dans la couche du sol de 0 à 20 cm. Dans l'ensemble, perte dans les eaux de drainage <0,01 % de la quantité appliquée. Concentra- tion mensuelle moyenne maximum dans les eaux de drainage de 0,111 µg·L ⁻¹ .	Yoo, Muir, et Baker 1981.

herbicide et qui avait été détruite. Dans deux sols de loam silteux (teneur en matières organiques de 3,8 % et 4,5 % et pH de 6,1 et 6,2), ils ont appliqué de la cyanazine, comme traitement de préplantation et de pré-levée, à raison de 3,4 et 3,9 kg·ha⁻¹. De 7 à 23 d après le traitement de la culture de maïs initiale, ils ont planté du soja, puis ils ont évalué les dommages. Le rendement n'a pas baissé dans une mesure significative lorsqu'ils ont planté le soja 21 d après le traitement initial.

Wilson (1988) a observé que la cyanazine, incorporée au sol à raison de 1,1 kg·ha⁻¹ dans la couche de 5 à 8 cm de profondeur d'une culture de maïs comme traitement de préplantation, a été dommageable pour du haricot planté 30 d plus tard dans les mêmes parcelles; il a observé une baisse significative de la vigueur et du port des plants ainsi que du rendement de la culture. Il en a conclu que la dégradation microbienne et l'adsorption de l'herbicide ont été réduites parce que la température du sol était basse, que la pluviosité a été limitée et que les sols avaient une texture grossière et un pH élevé. Dans une étude en serre, Rahman et Matthews (1979) ont constaté que la cyanazine appliquée dans un traitement initial à raison de 0,50 µg·g⁻¹ était encore phytotoxique pour des plants d'avoine après un délai de 37 à 44 d lorsque la teneur du sol en matières organiques était de 15,5 % ou moins.

Helling et coll. (1988) ont fait des expériences en plein champ près de Beltsville, au Maryland, pour déterminer si les techniques de culture sans travail du sol ont une influence sur la persistance de la cyanazine. Ils ont constaté que la cyanazine est moins persistante que l'atrazine et l'alachlore et qu'il n'y avait pas de produit résiduaire 1 an plus tard. Après un délai de 218 d suivant l'application initiale d'une dose de 2,24 kg·ha⁻¹, ils ont mesuré la concentration de résidus dans différentes couches du sol : 3,2 µg·kg⁻¹ dans l'horizon de 0 à 10 cm, 1,9 µg·kg⁻¹ dans l'horizon de 10 à 20 cm et seulement des traces en deçà de 20 cm de profondeur (limite de détection de 0,6 µg·kg⁻¹). Le jour du traitement, ils ont récupéré des plantes 79 % de la cyanazine appliquée. La demi-vie, déterminée en supposant une cinétique de dégradation d'ordre 1, était de 31 d la première année de l'étude et de 11 d la seconde année. La courte demi-vie mesurée la seconde année peut être due au fait que la température était élevée au moment du traitement. Les chercheurs ont conclu que la cyanazine était prati-

quement disparue de toutes les couches du sol 40 d après le traitement.

Beynon, Stoydin, et Wright (1972a) ont appliqué de la cyanazine à raison de 2 kg·ha⁻¹ à cinq types de sol servant à la culture du maïs en serre. Ils ont conservé leurs échantillons de sol dans des pots de fleurs de 25 cm de diamètre et les ont arrosés tous les jours. Ils ont dosé les résidus dans la couche de 0 à 7,5 cm du sol, 28 d après la récolte du maïs et 168 d après le traitement. La concentration de résidus totaux (la cyanazine et cinq de ses métabolites) était à peu près la même dans trois des sols loameux et s'élevait en moyenne à 3380 µg·kg⁻¹. Dans un sol tourbeux ayant une teneur en matières organiques de 69 % et un pH de 6,3, elle était de 5360 µg·kg⁻¹. Par ailleurs, dans tous les sols, la concentration de résidus de la couche de 7,5 à 15 cm représentait 10 % de celle de la couche de 0 à 75 cm. (L'important écart entre les concentrations de résidus mesurées par cette équipe et celles que donnent Helling et coll. [1988] pourrait être dû à des différences entre les études en laboratoire et sur le terrain. Selon Hance [1984, p. 57], les expériences en laboratoire ne donnent pas toujours une bonne idée de ce qui peut se produire sur le terrain.) La concentration de cyanazine mesurée dans les plants de maïs s'élevait à 0,1 µg·g⁻¹ ou moins, 19 d après le traitement du sol; la concentration de résidus totaux était de 0,02 µg·g⁻¹ ou moins dans les plants échantillonnés 36 d après le traitement. D'après les résultats de dosages effectués avec une limite de détection de 0,01 µg·g⁻¹, il n'y avait aucun résidu de cyanazine détectable dans les épis de maïs; un échantillon de tige en contenait une quantité à peine détectable, soit 0,01 µg·g⁻¹. La décomposition de la cyanazine a été surtout rapide dans le loam argileux et le loam sableux; elle a été plus lente dans la tourbe. Les chercheurs ont également signalé que «d'après les résultats d'expériences en plein champ menées sur des cultures de maïs traitées à la cyanazine . . . il n'y a ni résidus de cyanazine, ni produits de décomposition dans les plantes cultivées en plein champ» (Beynon, Stoydin, et Wright 1972a, p. 303).

Beynon, Bosio, et Elgar (1972) ont aussi fait une étude sur le terrain en vue de détecter la cyanazine et ses produits de dégradation dans des plantes cultivées et dans différents types de sols. Ils ont constaté que la demi-vie de la cyanazine dans la couche de 0 à 10 cm de six types de sols différents allait de 1,3 à 5 semaines, la moyenne étant de 2,4 semaines. L'herbicide (appliqué à raison de 2 kg·ha⁻¹) n'était pas incorporé au sol

et, dans la plupart des parcelles traitées, il n'y avait pas de couverture végétale. Les sols étudiés se composaient comme suit : loam argileux et sableux, loam sableux, loam silteux, loam argileux, loam tourbeux et argile. Après 16 semaines, on a détecté des résidus de cyanazine et de métabolites de la cyanazine à une concentration de $0,07 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ou moins. De 16 à 33 semaines après le traitement, il n'y avait pas de résidus de cyanazine en quantité détectable en deçà de 10 cm de profondeur. Après des applications annuelles répétées, il ne s'est pas accumulé de résidus détectables dans le sol; il n'y avait pas de cyanazine non plus dans les plantes, de types très variés, qui ont été cultivées dans les sols traités (limite de détection de $0,01 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). On en a conclu que la cyanazine et ses métabolites se dégradent facilement dans ces types de sols et que les résidus disparaissent avant la saison de croissance suivante.

Muir et Baker (1978) donnent les valeurs de la demi-vie de la cyanazine (de 11 à 24 d en été) qu'ils ont mesurées dans des champs du Québec. La dégradation se fait suivant une équation de cinétique d'ordre 1. L'U.S. EPA (1987) présente également un sommaire à ce sujet : ainsi, la demi-vie de la ^{14}C -cyanazine appliquée à raison de 5 à $10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ au sol est de 2 à 4 semaines dans du loam argileux et sableux séché à l'air, de 7 à 10 semaines dans du loam sableux, de 10 à 14 semaines dans de l'argile et de 9 semaines dans de l'argile sableuse à l'état frais (voir le tableau 5).

Eau et sédiments

On ne possède que quelques données sur ce qu'il advient de la cyanazine en milieu aquatique. Selon l'U.S. EPA (1988), la persistance de cet herbicide dans l'eau n'est pas connue et sa demi-vie en milieu aquatique reste à déterminer. La volatilisation n'est pas une voie de transformation importante (Weed Science Society of America 1983; Smith, Muir, et Grover 1982), mais on a trouvé de la cyanazine dans l'eau de pluie (Richards et coll. 1987).

Yu, Booth, et Larsen (1975) ont cherché à déterminer ce qu'il advient de la cyanazine en milieu aquatique au moyen d'un modèle. Ils ont introduit de la cyanazine marquée au ^{14}C à une dose de $0,78 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ à la base de plants de sorgho. Après 35 d, ils ont mesuré une concentration de $3,21 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans l'eau du microcosme. La radioactivité de l'eau était due aux composés suivants : 18 % de cyanazine, 60 % de cyanazine N-déséthylée ($10,75 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$),

0,8 % de cyanazinamide ($0,14 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), 0,3 % de cyanazinamide N-déséthylé ($0,06 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), 1,2 % de métabolites polaires inconnus et 19 % de métabolites non extractibles à l'éther. La demi-vie de la cyanazine dans ce modèle était donc inférieure à 35 d. La dégradation de l'anneau triazinique en CO_2 s'est opérée lentement dans l'eau, comme l'a dénoté la persistance de la radioactivité.

Metcalf et Sanborn (1975) ont étudié le comportement de la cyanazine dans le même microcosme : leurs observations indiquent que la cyanazine est dégradée; ils n'ont trouvé de résidus que dans la plante aquatique *Elodea* et n'en ont détecté aucun, ni non plus de produits de dégradation, dans les tissus du poisson *Gambusia affinis* et de l'escargot *Physa*. Ils en ont conclu que la cyanazine ne devrait pas s'accumuler dans les chaînes alimentaires aquatiques si l'on continuait de s'en servir.

Muir (1990) cite une étude faite en laboratoire (Roberts 1974) dans laquelle de la cyanazine a été introduite dans un microcosme aquatique constitué des sédiments de fond d'un étang, d'eau et de plantes. La concentration initiale de cyanazine dans l'eau était de $60 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, et la température du système allait de 10°C à 20°C . La demi-vie de la cyanazine dans l'eau a été évaluée à 14 d, mais la dégradation de l'herbicide s'est faite plus lentement dans les sédiments, milieu où la demi-vie de l'herbicide était supérieure à 28 d. Le principal produit de dégradation était un dérivé d'acide hydroxycarboxylique. Le délai nécessaire à la disparition de 90 % de la cyanazine a été estimé à environ 12 semaines dans l'eau et à plus de 12 semaines dans les sédiments.

ANALYSE

Sources d'approvisionnement en eau potable

Recommandation

Lors de l'élaboration des recommandations sur la qualité des réserves d'alimentation publique en eau potable, Santé et Bien-être social Canada (1989) a proposé une concentration maximale admissible provisoire (CMAP) de $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ relativement à la cyanazine. Cette valeur a été citée par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO 1987a, 1987b) et par le ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario (Ripley, Clegg, et Frank 1986). Pour la déterminer, on s'est servi des données recueillies

Tableau 5 . Sommaire des données recueillies sur la dégradation de la cyanazine dans le sol, les sédiments et l'eau

Mécanisme	Dans le sol et les sédiments	Dans l'eau
Photolyse	- perte minime sur le terrain (1)	- aucune donnée
Oxydation	- aucune donnée	- aucune donnée
Métabolisme aérobie	- principal mécanisme de dégradation (1)(2)(3)(4)(5)(6) - principaux métabolites: cyanazinamide acide cyanazinique atrazine désisopropylée (2).	- principal mécanisme de dégradation - même processus que dans le sol - dégradation microbienne lente dans l'eau (7)(8) - principaux métabolites: cyanazine N-déséthylée cyanazinamide cyanazinamide N-déséthylé(9)
Métabolisme anaérobie	- aucune donnée	- aucune donnée
Volatilisation	- perte minime(1)	- non volatil (7)(8)
Mobilité	- peu lessivable (10)(11)(12)(13)(14)(15)(16)(17) - concentrations peu élevées dans les eaux de ruissellement (16)(17)(18)	
Adsorption/désorption	- liées à la teneur en argile et en matières organiques $K_d = 3,4-4,6^{(10)}$	
Persistance	$t_{1/2} = 11,24 \text{ d}^{(13)}$ 2-14 semaines, selon le type de sol(19) 1-5 semaines(4) 2-4 semaines(2) 2 semaines(1)	$t_{1/2} = <35 \text{ d}^{(9)}$ 14 d(20)

16

(1) Weed Science Society of America 1983.

(2) Sirons, Frank, et Sawyer 1973.

(3) Worthing et Walker 1987.

(4) Beynon, Boslo, et Elgar 1972.

(5) Beynon, Stoydin, et Wright 1972a.

(6) Beynon, Stoydin, et Wright 1972b.

(7) Smith, Muir, et Grover 1982.

(8) Muir 1990.

(9) Yu, Booth, et Larsen 1975.

(10) Majka et Lavy 1977.

(11) Yoo, Muir, et Baker 1981.

(12) Muir et Baker 1976.

(13) Muir et Baker 1978.

(14) Helling et coll. 1988.

(15) Isensee et coll. 1988.

(16) Johnson et Baker 1982.

(17) Johnson et Baker 1984.

(18) Leonard, Langdale, et Fleming 1979.

(19) U.S. EPA 1987.

(20) Roberts 1974.

lies sur la dose journalière négligeable (DJN) auxquelles on a appliqué un facteur représentant la dose absorbée au cours de la vie entière par une personne de 70 kg. Pour calculer la DJN, qui s'élève à $0,0013 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (poids corporel) par jour, on a employé une dose sans effet délétère observable (DSED) de $1,25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (poids corporel) par jour, déterminée par une étude de 13 semaines portant sur des rats (données inédites de Santé et Bien-être social Canada), qu'on a divisée par un facteur d'incertitude de 1000. Cette évaluation était basée sur les effets toxiques observés chez les rats recevant des doses élevées, soit la baisse du poids des reins chez les mâles et l'augmentation du poids du foie chez les femelles. L'U.S. EPA (1987) s'est servi de la DSED à court terme de $1,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, établie d'après les effets tératogènes observés chez le lapin, pour recommander sur une base de 1 et 10 d une valeur de $100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ pour un enfant de 10 kg. Dans l'étude réalisée à cette fin, on a administré par voie orale à des lapins de 7 à 11 mois de la cyanazine de qualité technique préparée en gélatine, à des doses de 0,1, 2 ou $4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ depuis le jour 6 de la gestation jusqu'au jour 18 (U.S. EPA 1987). Avec les doses de 2 et $4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, on a observé des effets toxiques touchant l'organisme maternel, notamment l'anorexie, la perte de poids, la mort et l'avortement, ainsi que des effets tératogènes chez les petits. La DSED, déterminée d'après les effets touchant l'organisme maternel et le développement, a été évaluée à $1,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Pour ce qui est de la consommation au cours de la vie entière, l'U.S. EPA (1987) a déterminé une concentration de $9,0 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ « lifetime health advisory ». Pour calculer cette valeur, on s'est servi de la DSED évaluée lors d'une étude de 2 ans portant sur des chiens ($1,25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$). Dans cette étude, on a administré pendant 2 ans de la cyanazine de qualité technique (0,625, 1,25 ou $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) préparée en gélatine à des beagles de 4 à 6 mois. Souvent, les animaux recevant la dose élevée vomissaient au cours de l'heure suivant le traitement, effet qui s'accompagnait d'une réduction du taux de croissance et de protéines sériques (U.S. EPA 1987). Il est donc ressorti que la DSED était de $1,25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

Aucun cas d'empoisonnement humain à la cyanazine n'a été signalé (National Academy of Science 1977). Les documents dont on a fait la revue ne contenaient aucun renseignement concernant les effets de la cyanazine sur la santé humaine (U.S. EPA 1987). Néanmoins, l'U.S. EPA

(1986, 1988) a réinscrit la cyanazine sur la liste des composés chimiques d'usage restreint parce qu'on en a trouvé dans les eaux souterraines et que, chez au moins deux espèces animales (le lapin et le rat), elle peut avoir une action tératogène et des effets toxiques touchant le développement (U.S. EPA 1987).

Concentrations dans l'eau potable

En 1985 et 1986, le ministère de l'Environnement de l'Ontario a fait des relevés détaillés dans des installations municipales d'adduction et des puits de propriétés privées (MEO 1987a, 1987b). En 1985, on a contrôlé huit installations municipales et analysé 121 échantillons d'eau brute et 111 échantillons d'eau traitée. L'analyse n'a donné de résultat positif que dans un seul cas : on a trouvé de la cyanazine, à une concentration de $0,3 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, dans un échantillon d'eau brute provenant des installations municipales de Dresden, sur la rivière Sydenham dans le sud-ouest de l'Ontario. Aucun échantillon d'eau traitée ne contenait de cyanazine. On a aussi fait des prélèvements dans 351 puits de propriétés privées en 1985 et, en tout, on a analysé 1881 échantillons; on a trouvé de la cyanazine dans 17 puits, à une concentration maximum de $4,0 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. La plupart des puits où la recherche de cyanazine a donné des résultats positifs (12 sur 17) se trouvaient dans le sud-ouest de l'Ontario. Les chercheurs ont toutefois souligné le fait que les 351 puits contrôlés n'avaient pas été choisis au hasard, mais bien parce qu'il était possible qu'ils soient contaminés par des pesticides étant donné qu'il s'agissait de puits peu profonds situés dans des terres agricoles au sol sableux qui avaient été contaminées auparavant. On a conclu qu'en grande partie, la contamination était due au fait que les puits étaient mal situés et mal construits, que des eaux de ruissellement s'y étaient écoulées et que des pesticides y avaient été déversés.

Lors du relevé de 1986, on a échantillonné toutes les semaines 37 puits d'usage domestique et 5 puits municipaux approvisionnés en eau souterraine dans des régions de culture intensive de maïs et de fève soja, dans le sud de l'Ontario. On n'a détecté de cyanazine dans aucun des échantillons d'eau souterraine (limite de détection de $0,1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$). On a aussi analysé les réserves d'eau de surface. Pour ce faire, on a prélevé 422 échantillons d'eau de surface brute dans 25 installations d'adduction municipales différentes : on a détecté de la cyanazine dans 34 échantillons, provenant de 13 installations. Les concentrations mesurées allaient

de $<0,08 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (traces) à $6,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; la valeur la plus élevée a été mesurée à Dresden. Sur 150 échantillons d'eau traitée prélevés dans 18 installations d'adduction, 21, provenant de 6 usines de traitement différentes, contenaient de la cyanazine. Les concentrations allaient de $<0,13 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ à $8,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; la valeur la plus élevée a été mesurée à Dresden (MEO 1987b). C'est généralement en juin, juillet et août que les concentrations de pesticides étaient le plus élevées dans les eaux de surface brutes.

En février et juillet 1986, le ministère de l'Environnement du Québec a fait des prélèvements dans les réserves d'eau potable de 18 municipalités du Québec (regroupant 55 % de la population alimentée en eau de surface) (Quebec survey 1987). On a recherché divers types de contaminants dans les échantillons d'eau brute et d'eau traitée. On n'a trouvé que trois pesticides : atrazine, simazine et cyanazine. Les concentrations de cyanazine mesurées étaient inférieures à la norme de $0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ recommandée par Santé et Bien-être social Canada (Santé et Bien-être social Canada 1989), mais on ne précise pas leur valeur exacte, ni celle des limites de détection.

D'après Santé et Bien-être social Canada (données inédites), on a trouvé de la cyanazine dans 9 échantillons sur un ensemble de 1128 échantillons (0,80 %) provenant de réserves d'eau municipales ou privées du Québec (1986), de l'Ontario (de 1979 à 1986) et de l'Alberta (de 1978 à 1986). Les limites de détection allaient de $0,025$ à $1,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et les concentrations de cyanazine mesurées, de $<0,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, au Québec, à $4,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, en Ontario. Comme la concentration maximum est la même que celle du MEO (1987a), on s'est probablement basé sur les mêmes données dans les deux cas.

Élimination par traitement de l'eau

Wnuk et coll. (1987) ainsi que Baker (1985) ont conclu que les installations de traitement classiques ne sont pas complètement efficaces pour l'élimination des concentrations d'herbicides à base de triazine, notamment de la cyanazine. En Ohio, Baker (1985) a trouvé de la cyanazine dans l'eau traitée distribuée par le réseau d'alimentation public, à une concentration comparable à celle mesurée dans l'eau de la rivière après des pluies. Miltner et coll. (1988) ont observé dans trois usines de traitement complet que les processus classiques de clarification, adoucissement et chloration sont sans effet pour

l'élimination de la cyanazine de l'eau. Lors de ses relevés, le MEO (MEO 1987b) a trouvé de la cyanazine dans des eaux brutes et des eaux traitées provenant d'installations d'adduction municipales.

Selon l'U.S. EPA (1987) par contre, on peut éliminer la cyanazine de l'eau potable avec du charbon activé granulaire. En outre, d'après le MEO (1987a), le charbon activé en poudre (CAP), à une dose de beaucoup supérieure à celle qu'on utilise habituellement pour éliminer le goût et l'odeur, devrait abaisser la concentration d'herbicides dans l'eau potable. Le MEO a donc recommandé d'augmenter la dose de CAP à une valeur de 40 à $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ avant, pendant et immédiatement après les pluies afin de réduire la concentration d'herbicides dans l'eau traitée (MEO 1987b).

Organismes aquatiques d'eau douce

Bioaccumulation

La cyanazine ne semble pas s'accumuler en milieu aquatique. Dans les études en microcosme aquatique dont il a été question plus haut, Yu, Booth, et Larsen (1975) ont constaté que ni la cyanazine ni ses métabolites ne sont bioamplifiés dans le réseau alimentaire. Après 35 d dans le microcosme (la concentration initiale n'a pas été mesurée), les concentrations de cyanazine et des métabolites de la cyanazine dans les organismes exposés s'élevaient aux valeurs suivantes : algue (*Oedogonium cardiacum*), $1,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; crabe (*Uca minax*), $0,52 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; *Daphnia magna*, $0,04 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; *Elodea canadensis*, $0,65 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; gambusie (*Gambusia affinis*), $0,05 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; larves de moustique, $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; escargot, $0,11 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Ces résultats indiquent que la cyanazine ne s'est pas concentrée dans les niveaux élevés de la chaîne trophique. Roberts et coll. (1979) n'ont pas trouvé de résidus de cyanazine dans des homogénats de spécimens entiers de barbotte brune (*Ictalurus nebulosus*), alose à gésier (*Dorosoma cepedianum*) et marigane noire (*Poxomis nigromaculatis*) prélevés dans le bassin versant de Hillman Creek en Ontario en 1974. Cependant, sur 360 échantillons d'eau provenant de cette région, seulement 2 contenaient de la cyanazine en quantité détectable (c.-à-d. $>0,02 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Leung, Bulkley, et Richard (1981) ont montré que la cyanazine est rapidement éliminée chez les poissons qui y sont exposés; par ailleurs, on a détecté de la cyanazine dans les eaux de la rivière Des Moines et du réservoir de Saylorville à une concentration moyenne de $0,09 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, mais on

n'a trouvé aucun résidu dans des échantillons constitués de spécimens entiers des sept espèces de poisson de zone tempérée locales (limite de détection d'environ $10 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Sanborn (1974) a étudié la bioaccumulation de cyanazine dans un microcosme terrestre et aquatique. Le modèle utilisé simulait un étang de ferme entouré d'un bassin versant dont les terres avaient été traitées au Bladex^R radiomarké, à raison d'environ $1,12 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Il a observé qu'il s'est accumulé de la cyanazine dans la monocotylédone *Elodea* à une concentration de $0,621 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, tandis que chez le crabe *Uca manelensis* il s'est accumulé de la cyanazine N-déséthylée à une concentration de $0,172 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ au bout de 33 d. Chez aucun des autres organismes étudiés (l'algue verte filamenteuse *Oedogonium cardiacum*, *Daphnia magna*, la gambusie *Gambusia affinis*, les larves de moustique et un escargot *Physa*) il n'a trouvé de résidus de cyanazine ou de métabolites identifiants. Chez tous les organismes toutefois, il a détecté de la radioactivité due à des composés extractibles à des valeurs allant d'environ $0,02 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, chez *Daphnia*, à $0,629 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, chez *Elodea*. La radioactivité due à la présence de composés non extractibles avait une valeur moyenne de 48 %, ce qui signifie qu'une partie considérable de la cyanazine s'était dégradée dans l'écosystème. À la fin de l'expérience, la concentration de cyanazine et de cyanazine N-déséthylée dans l'eau s'élevait d'après les calculs à $3,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et $10,7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivement. Étant donné ces valeurs, le facteur de bioaccumulation de la cyanazine dans la plante aquatique serait de 193,5, et, dans le cas de la cyanazine N-déséthylée chez le crabe, de 16,1. Outre ces données, on ne possède que des renseignements limités sur le potentiel de bioaccumulation de la cyanazine. À en juger par la valeur du $\log K_{ow}$ (tableau 1) qu'on lui attribue, la cyanazine n'aurait pas un grand potentiel de bioaccumulation. Selon les prévisions de Kenaga (1980), qui s'est servi de la solubilité dans l'eau et du coefficient de sorption du carbone organique, les facteurs de bioconcentration de la cyanazine seraient de 10-34, valeurs qui concordent avec les quelques données fournies sur la question dans les publications.

Toxicité pour les organismes aquatiques

Lorsqu'on s'intéresse à la toxicité de la cyanazine en milieu aquatique, on considère généralement la phytotoxicité qu'exerce ce produit par inhibition de la photosynthèse. Comme

ce mode d'action est fondamental, la plus grande partie des renseignements publiés sur les effets toxiques de la cyanazine ont trait à son action sur les macrophytes aquatiques et les algues.

Phytoplancton

On trouvera au tableau 6 un sommaire des renseignements recueillis sur la toxicité aiguë de la cyanazine pour les organismes aquatiques. Les algues semblent être les organismes aquatiques les plus sensibles parmi ceux qu'on a étudiés. Foy et Hiranpradit (1977) ont constaté qu'à une concentration allant de $0,052 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ à $0,208 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, la cyanazine a stimulé la production chlorophyllienne chez *Chlamydomonas reinhardtii* (dans une proportion d'environ 123 %, 139 % et 35 %, respectivement) par rapport au témoin, tandis qu'à $0,416 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et $0,832 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, la teneur en chlorophylle s'est abaissée de 40,8 % et 80,3 % respectivement. Par ailleurs, la production de chlorophylle d'une culture de *Chlorella* traitée à la cyanazine a baissé de 35,8 % à une concentration de $0,208 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et de 80,2 % à une concentration de $0,416 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Les chercheurs, constatant que l'analyse du ralentissement de croissance leur posait des problèmes, ont jugé que la teneur en chlorophylle était la seule mesure utile de la toxicité de la cyanazine.

Aly, Shehata, et Farag (1984) ont fait une épreuve de biotoxicité au moyen d'une culture en continu de l'algue verte d'eau douce *Scenedesmus quadricauda* à laquelle ils ont administré des doses croissantes de cyanazine pendant des périodes allant de 17 à 22 d. La croissance (évaluée d'après la teneur en chlorophylle-a) a été inhibée pendant 14 d aux concentrations d'herbicides de $0,01$ à $0,02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, après quoi elle a repris. À $0,04 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, la croissance s'est arrêtée pendant toute la durée de l'expérience (20 d). La teneur finale en chlorophylle de cette dernière culture représentait environ 90 % de celle de la culture témoin au bout de 20 d.

Invertébrés et poissons

La cyanazine est modérément toxique pour les poissons d'eau douce et les invertébrés aquatiques (U.S. EPA 1988) (voir le tableau 6). La CL_{50} de 96 h la plus basse qu'on ait mentionnée pour un poisson est de $4,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et s'applique à l'espèce d'eau douce de l'Inde *Labeo rohita* (Dad et Tripathi 1980). Pour les larves du moucheron *Chironomus tentans*, elle est de $6,6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et pour le gammare d'eau douce *Gammarus fasciatus*, elle est de

Table 6. Toxicité aiguë de la cyanazine pour les organismes aquatiques

Espèce	Conditions	Temp. (°C)	pH	Dureté (mg CaCO ₃ ·L ⁻¹)	Préparation (% d'ia)	CL ₅₀ /CE ₅₀	Source
Poisson d'eau douce (<i>Labeo rohita</i>)	statiques, non mesurées	24, 5-25,2	8,3	230	concentrations d'ingrédient actif	CL ₅₀ 24 h = 19,5 mg·L ⁻¹ 48 h = 8,6 mg·L ⁻¹ 96 h = 4,8 mg·L ⁻¹	Dad et Tripathi 1980.
Poisson d'eau douce (<i>Mystus vittatus</i>)	"	"	"	"	"	CL ₅₀ 24 h = 62,6 mg·L ⁻¹ 48 h = 45,7 mg·L ⁻¹ 96 h = 30,8 mg·L ⁻¹	
Poisson d'eau douce (<i>Cirrhinus mrigala</i>)	-	-	-	-	-	CL ₅₀ de 96 h = 6,3 mg·L ⁻¹	Rao et Dad 1979.
Poisson d'eau douce (<i>Soratherodon mossambicus</i>)	-	-	-	-	-	CL ₅₀ de 96 h = 11,3 mg·L ⁻¹	
Poisson d'eau douce (<i>Rasbora heteromorpha</i>)	-	-	-	-	-	CL ₅₀ de 48 h = 10 mg·L ⁻¹	Worthing et Walker 1987.
Poisson d'eau douce (<i>Cyprinodon variegatus</i>)	-	-	-	-	-	CL ₅₀ de 48 h = 18 mg·L ⁻¹	
Poisson d'eau douce truite arc-en-ciel (<i>Salmo gairdneri</i>)	statiques	13	7,1	44	80 % p.m.*	CL ₅₀ de 96 h = 9 mg·L ⁻¹ (de 5,6 à 14,6)	Mayer et Ellersleck 1986.
Poisson d'eau douce Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	statiques	18	7,1 à 7,4	44 à 272	-	CL ₅₀ de 96 h de 16,3 à 21,3 mg·L ⁻¹	Johnson et Finley 1980.
Poisson d'eau douce Barbue de rivière (<i>Ictalurus punctatus</i>)	statiques	18	7,1	44	-	CL ₅₀ de 96 h de 10,4 à 17,4 mg·L ⁻¹	Mayer et Ellersleck 1986.

* poudre mouillable

Tableau 6. (suite)

Espèce	Conditions	Temp. (°C)	pH	Dureté (mg CaCO ₃ ·L ⁻¹)	Préparation (% d'la)	CL ₅₀ /CE ₅₀	Source
Poisson d'eau douce Crapet arlequin (<i>Lepomis macrochirus</i>)	statiques statiques	18 18	7,1 7,4	44 272	80 % p.m.	CL ₅₀ de 96 h = 20,3 mg·L ⁻¹ CL ₅₀ de 96 h = 18-21 mg·L ⁻¹	Mayer et Ellersieck 1986.
Invertébré d'eau douce Larve de moucheron (<i>Chironomus tentans</i>)	statiques, non mesurées	24,5- 25,2°C	8,3	230	concentrations d'ingrédient actif	CL ₅₀ de 48 h = 6,6 mg·L ⁻¹	Dad et Tripathi 1980.
Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	statiques, non mesurées, obser- vation de l'im- mobilisation	20 °C	6,8 à 7,8	32-76		CL ₅₀ de 48 h = 84 mg·L ⁻¹ (moyenne géométrique de 6 âges différents; pas de corrélation marquée avec l'âge).	Nebeker et coll. 1986.
Amphipode d'eau douce Gammare (<i>Gammarus fasciatus</i>)	statiques	15	7,4	272	100% (Produit de qualité technique)	CL ₅₀ de 96 h = 2,0 mg·L ⁻¹	Johnson et Finley 1980.
Algue verte (<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>)	statiques, non mesurées	-	-	-	-	À 0,052, 0,104 et 0,208 mg·L ⁻¹ , stimulation de la production chloro- phyllienne par rapport au témoin (+123,4 %, +138,9 % et +35,2 %, respectivement). À 0,416 mg·L ⁻¹ , inhibition de la production chlorophyllienne (-40,8 %), à 0,832 mg·L ⁻¹ inhibition de 80,3 %.	Foy et Hiranpradit 1977.

Tableau 6. (suite)

Espèce	Conditions	Temp. (°C)	pH	Dureté (mg CaCO ₃ ·L ⁻¹)	Préparation (% d'la)	C L ₅₀ /CE ₅₀	Source
Algue verte (<i>Chlorella</i> sp.)	statiques, non mesurées	-	-	-	-	À 0,052 et 0,104 mg·L ⁻¹ , stimulation de la production chloro- phyllienne par rapport au témoin (+71,6 % et +77,8 % respectivement) À 0,208 mg·L ⁻¹ , inhibition (c.-à-d., baisse de la production chlorophyllienne de 35,8 %) À 0,416 mg·L ⁻¹ , baisse de 80,2 %.	Foy et Hiranpradit 1977.

2,0 mg·L⁻¹. Misra et Saxena (1985) ont conclu que la cyanazine est plus toxique pour les poissons que la simazine, mais ne donnent que la valeur en jours des CL₅₀ qu'ils ont estimées. Pour le poisson d'eau douce de l'Inde *Nemoria esthamus*, ils ont déterminé que la CL₅₀ en conditions statiques est atteinte au bout de 70 d, à une concentration de cyanazine de 10 mg·L⁻¹, et au bout de 87 d, à une concentration de 0,10 mg·L⁻¹.

Recommandation

On ne dispose que de renseignements limités sur la toxicité, le devenir et la persistance de la cyanazine en milieu aquatique. Comme on l'a déjà dit précédemment, la cyanazine est modérément toxique pour les poissons d'eau douce. Dans les eaux de surface et les eaux du sous-sol où ce composé est présent par suite du traitement de cultures, les concentrations sont faibles. Par ailleurs, d'après les données recueillies, la demi-vie de la cyanazine dans l'eau devrait être inférieure à un mois, mais l'on ne sait rien de la persistance des résidus dans les sédiments (U.S. EPA 1988). Rien n'indique qu'il y ait bioaccumulation de cyanazine jusqu'à des niveaux élevés. L'exposition due à la contamination de l'eau des régions agricoles est généralement de courte durée et suit l'application du produit au sol. On ne peut cependant écarter la possibilité d'une exposition chronique par suite de la contamination des sédiments (Muir 1990).

Il s'est fait plusieurs études sur la létalité aiguë de la cyanazine pour les poissons et les invertébrés. Les données sont toutefois limitées en ce qui concerne les plantes aquatiques et les effets sublétaux. Il semble que l'algue verte *Chlorella* soit l'organisme aquatique le plus sensible. Dans une épreuve en conditions statiques, un apport de cyanazine de 0,208 mg·L⁻¹ a déterminé une baisse de 35 % de la teneur en chlorophylle cellulaire (Foy et Hiranpradit 1977). Étant donné que l'on ne dispose que de données limitées sur ce qu'il advient de la cyanazine en milieu aquatique, on a appliqué un facteur de sécurité de 0,01 à cette concentration minimum à effet observable (CME) (CCMRE 1987). La concentration proposée pour la protection de toutes les formes de vie aquatique d'eau douce serait donc de 2 µg·L⁻¹. La CL₅₀ de 96 h la plus basse parmi les valeurs données au tableau 6 est de 2,0 mg·L⁻¹; elle s'applique à l'amphipode d'eau douce *Gammarus fasciatus* (Johnson et Finley 1980). La recommandation assurerait donc aussi la protection de ces invertébrés sensi-

bles en plus des poissons étudiés. Cependant, étant donné qu'on ne dispose que de données limitées sur ce qu'il advient de la cyanazine en milieu aquatique, qu'on ne sait rien de sa toxicité chronique et que les renseignements recueillis sur sa phytotoxicité sont fragmentaires, la recommandation concernant la flore et la faune aquatiques est provisoire.

Utilisations agricoles

Eau d'abreuvement des animaux d'élevage

Toxicité pour les animaux d'élevage et le biote associé

On trouvera au tableau 7 un sommaire des données recueillies sur la toxicité aiguë et chronique de la cyanazine pour diverses espèces de mammifères et d'oiseaux. D'après les renseignements dont on dispose, la cyanazine serait modérément toxique dans les cas d'exposition par voie orale ou cutanée.

Toxicité aiguë et chronique, pouvoir cancérigène et tératogène—Selon l'U.S. EPA (1988), les résultats des études menées sur le pouvoir oncogène de la cyanazine ne sont pas concluants et il n'y a aucune donnée quant à son pouvoir mutagène et à son immunotoxicité. Dans le rapport inédit qu'un fabricant a présenté à l'U.S. EPA (U.S. EPA 1987), on signale qu'au cours d'une étude de 2 ans portant sur des souris, la cyanazine n'a pas eu d'action cancérigène. L'herbicide, incorporé à la ration alimentaire à raison de 150 mg·kg⁻¹·d⁻¹, n'a provoqué aucune tumeur, bien que la DSED soit évaluée à 7,5 mg·kg⁻¹·d⁻¹ d'après la toxicité systémique. Enfin, la cyanazine n'a pas eu d'effets mutagènes dans des épreuves *in vivo* portant sur *Drosophila melanogaster*, ni dans un test d'Ames (données inédites de Santé et Bien-être social Canada, sans précisions sur les concentrations utilisées).

La cyanazine peut être tératogène, mais faiblement (U.S. EPA 1986). D'après des études de tératologie, la dose sans effet observable (DSE), déterminée par l'ophtalmie chez le rat Fisher, s'élève à 10 mg·kg⁻¹·d⁻¹; elle peut être inférieure à 1 mg·kg⁻¹·d⁻¹ si on la mesure d'après les hernies d'origine hépatique (anomalies du diaphragme causées par une excroissance du foie) (U.S. EPA 1988; Wnuk et coll. 1987). Enfin, la DSE, évaluée d'après les effets sur la croissance, s'élève à 3 mg·kg⁻¹·d⁻¹ pour le rat; pour le lapin, elle est évaluée à 1 mg·kg⁻¹·d⁻¹ d'après les effets toxiques sur l'organisme maternel et foetal.

Tableau 7. Toxicité aiguë et chronique de la cyanazine pour diverses espèces de mammifères et d'oiseaux

Espèce	Voie	Paramètre (unités)	Toxicité
Aiguë			
Rat	orale	DL ₅₀ [mg·kg ⁻¹ (poids corporel)]	149 à 380
Souris	orale	DL ₅₀ [mg·kg ⁻¹ (poids corporel)]	380
Rat	cutanée	DL ₅₀ [mg·kg ⁻¹ (poids corporel)]	>1000
Lapin	cutanée	DL ₅₀ [mg·kg ⁻¹ (poids corporel)]	>2000
Chien	orale	DL ₅₀ [mg·kg ⁻¹ (poids corporel)]	400
Colvert	orale	DL ₅₀ [mg·kg ⁻¹ (poids corporel)]	>2000
Lapin	orale	DL ₅₀ [mg·kg ⁻¹ (poids corporel)]	141
Oiseau domestique	orale	DL ₅₀ [mg·kg ⁻¹ (poids corporel)]	750
Rat	Inhalation	CL ₅₀ [mg·kg ⁻¹ (poids corporel)]	>2,28
Chronique			
Rat	orale	reproduction, 3 générations	1,35 mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹
Chien	orale	2 ans, DSED	1,25 mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹
Souris	orale	2 ans, DSED	7,5 mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹

Sources: U.S. EPA 1987, 1988; Worthing et Walker 1987; Weed Science Society of America 1983; Walker et coll. 1974.

Dans une publication de l'U.S. EPA (*Health Advisory*, 1987), on présente les résultats d'expériences d'exposition à la cyanazine. Dans une expérience à court terme, on a administré par voie orale à des rats de 5 mois une dose unique d'une préparation de cyanazine à 75 % en poudre mouillable : on a mesuré une DSED maximum de $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ à des concentrations de 1, 5 ou $25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Les taux de protéines et de potassium sériques ont augmenté à la dose la plus élevée, et l'osmolalité sérique s'est élevée à $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Dans une étude de 4 semaines portant sur la toxicité orale de la cyanazine, des rats ont reçu des rations alimentaires contenant cet herbicide à une concentration de 0,05, 0,5 ou $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, ce qui a déterminé une baisse du poids corporel et de la consommation d'aliments; la concentration minimum à effet observable (CME) a été évaluée à $0,05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Par ailleurs, dans une étude de 13 semaines portant sur des beagles de 5 à 7 mois qui ont reçu de la cyanazine par voie orale à une concentration de 1,5, 5 ou $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, on a observé des vomissements chez les sujets traités; la DSED a été évaluée à $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Chez des rats suivis 13 semaines, la DSED allait de $0,05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, d'après l'augmentation du poids du foie chez les femelles, à $1,25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, d'après la baisse du poids des reins chez les mâles. Dans une expérience d'exposition de 2 ans, on a déterminé une DSED de $1,25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ pour des chiens et de $7,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ pour des souris. Chez les chiens de cette étude, une dose de $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ a causé des vomissements et entraîné le ralentissement de la croissance ainsi que la baisse du taux de protéines sériques. Par ailleurs, au nombre des effets observés chez les souris ayant reçu la dose de $37,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, mentionnons l'augmentation de la mortalité des femelles et l'accroissement du poids relatif du cerveau et du foie.

On a aussi étudié la reproduction de trois générations de rats dont les rations alimentaires comportaient de la cyanazine à une concentration de 0,15, 0,45, 1,35 et $4,05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$: le produit n'a eu aucun effet significatif sur les paramètres de la reproduction, mais la DSED, déterminée d'après la toxicité s'exerçant sur l'organisme maternel et le développement foetal, s'élevait à environ $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Chez des rates gravides ayant reçu des rations enrichies à la cyanazine à une concentration de 5, 25 ou $75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ du jour 6 au jour 15 de la gestation, la DSED évaluée d'après la toxicité

s'exerçant sur l'organisme maternel ou sur le développement était inférieure à $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (la plus faible des doses étudiées), tandis que la DSED déterminée d'après les effets tératogènes était de $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Dans tous les groupes traités, on a observé chez les rates une baisse du poids corporel et de la consommation d'aliments à toutes les doses ainsi que des changements aux points d'ossification squelettique chez les petits. Par contre, chez des rats Sprague-Dawley exposés à des doses de cyanazine atteignant $30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, il ne s'est manifesté aucun signe de toxicité touchant l'organisme maternel ou le développement.

La cyanazine a un faible pouvoir toxique par voie cutanée (voir le tableau 7). À 100 g, elle a déterminé une légère irritation des yeux chez des lapins et à 200 mg, une faible irritation cutanée. Un test de sensibilisation cutanée chez des cobayes a donné des résultats négatifs (U.S. EPA 1987). On ne donne aucun autre détail sur la question.

La cyanazine est rapidement absorbée dans le tube digestif chez les animaux. Chez les rats, elle est métabolisée principalement par un processus de N-déséthylation suivi d'une conjugaison avec du glutathion dans le foie et formation ultérieure d'acides mercapturiques éliminés dans l'urine (Crayford et Hutson 1972). Crayford et Hutson (1972) signalent que les valeurs de la DL_{50} des métabolites de la cyanazine dépassent $1000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ chez le rat. Walker et coll. (1974) ont également démontré par des études de la toxicité aiguë et à long terme que les principaux métabolites de la cyanazine [la 2-(1-carboxy-1-méthyl-éthylamino)-4-éthylamino-6-hydroxy-1,3,5-triazine (DW 4385 II) et la 2-amino-4-(1-carboxy-1-méthyléthylamino)-6-hydroxy-1,3,5-triazine (DW 4394 III)] sont moins toxiques pour le rat que la cyanazine même. Chez les mammifères, la cyanazine est métabolisée et éliminée assez rapidement. Selon l'U.S. EPA (1987), on a pu constater par la mesure de l'excrétion urinaire, fécale et biliaire que de la cyanazine marquée au ^{14}C était éliminée dans une proportion de 80 % à 88 % en 4 d chez des rats et des chiens et en 21 d chez des vaches (après administration de doses initiales de 1 à $4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ aux rats, de 0,8 mg par animal dans le cas des chiens et de $5 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ dans la ration totale des vaches). Il est cependant recommandé de veiller à ce que les animaux domestiques, et plus particulièrement le bétail, n'absorbent pas de cyanazine, car l'ingestion « de ce produit, de solutions pour pulvérisation ou d'eau contaminée par ce produit peut avoir de graves

effets chez les bovins voire causer leur mort» (Farm chemicals handbook 1989).

On n'a observé aucun signe de bioconcentration dans une étude portant sur des vaches qui ont reçu pendant 21 d des rations alimentaires contenant de la cyanazine : la concentration du produit dans le cerveau, le foie, les reins, les muscles et les graisses était inférieure à la quantité de produit ajoutée aux rations. Dans les mêmes tissus, prélevés chez des vaches ayant reçu une dose de $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pendant 21 d, la concentration de résidus détectables était inférieure à $0,05 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (U.S. EPA 1987). Enfin, dans le lait de vaches ayant reçu une dose de $5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pendant 21 d, la concentration de cyanazine était de $0,022 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Recommandation

Étant donné qu'on n'a trouvé aucun renseignement sur la toxicité chronique de la cyanazine pour les animaux d'élevage abreuvés avec de l'eau qui contient ce produit et que le bétail semble sensible à l'action toxique de cet herbicide, il y a lieu de se baser sur la recommandation relative à l'eau potable destinée à la consommation humaine pour formuler une recommandation concernant l'eau d'abreuvement des animaux d'élevage et ce, conformément à la procédure du CCMRE (1987) qui s'applique en l'absence de renseignements plus fiables. Il est donc recommandé de limiter la concentration de cyanazine dans l'eau d'abreuvement des animaux d'élevage à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

Irrigation

On n'a trouvé aucun renseignement au sujet de la cyanazine dans les eaux d'irrigation et des effets phytotoxiques de ce produit sur les plantes non cibles ou sur les organismes du sol.

Recommandation

L'U.S. EPA (Office of Pesticide Programs) a fixé des limites de tolérance allant de $0,05$ à $0,10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ applicables aux résidus de cyanazine dans les produits agricoles bruts ou à même leur surface (U.S. EPA 1987). Santé et Bien-être social Canada (1986) a fixé la limite de tolérance concernant les résidus de cyanazine dans le maïs à $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Auparavant, l'U.S. EPA (1977) avait proposé de limiter de façon stricte la concentration des herbicides triaziniques dans l'eau d'irrigation en raison du mode d'action qui leur est propre (inhibition de la photosynthèse) et de leur phytotoxicité. L'organisme américain avait proposé de limiter à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ la concentration des herbicides triaziniques dans les eaux d'irriga-

tion. Par ailleurs, au MEO (1984), on a observé que les herbicides à la triazine sont dommageables pour les jeunes plants à une concentration de $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, si bien qu'on a recommandé que la teneur des eaux d'irrigation en résidus de ce type d'herbicides reste sous cette limite afin que les cultures ne soient pas endommagées. À défaut d'autres renseignements, la valeur de $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (MEO 1984) a donc été adoptée comme recommandation provisoire relativement à la cyanazine dans les eaux d'irrigation.

Qualité et esthétique des eaux utilisées à des fins récréatives

Recommandation

Les renseignements recueillis n'étaient pas suffisants pour permettre de formuler une recommandation quant à la concentration limite de cyanazine dans les eaux d'usage récréatif. Par ailleurs, dans les documents traitant de la question, on n'a rien trouvé qui indique que la présence de cet herbicide puisse être nuisible dans les eaux de valeur esthétique ou d'usage récréatif.

Eau utilisée à des fins industrielles

Recommandation

Aucune recommandation n'a été formulée pour la cyanazine dans l'eau d'usage industriel.

SOMMAIRE

Après examen des études publiées sur l'herbicide triazinique, des recommandations pour la qualité de l'eau au Canada ont été élaborées (tableau 8).

Tableau 8. Recommandations pour la qualité de l'eau pour la cyanazine

Usages	Recommandations
Eau brute utilisée comme source d'eau potable	$10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (CMAP) *
Flore et faune aquatiques d'eau douce	$2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (provisoire)
Eau d'usage agricole	
Abreuvement des animaux d'élevage	$10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (provisoire)
Irrigation	$0,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (provisoire)
Eaux d'usage récréatif (qualité et esthétique)	Aucune recommandation
Eau d'usage industriel	Aucune recommandation

* Recommandation existante provisoire relative à la qualité de l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada 1987).

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à exprimer leur reconnaissance aux membres du Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), d'avoir accepté de réviser ce document. La qualité de ce document a été grandement améliorée grâce aux lectures critiques effectuées par M.C. Taylor, P.-Y. Caux et Sharron Forest de la Direction de la qualité des eaux, V. Zitko de Pêches et Océans Canada, W.R. Ernst, M.T. Wan, M. Constable et D. Waite de la Protection de l'environnement, C. Boutin et K. Lloyd du Service canadien de la faune, R. Tobin et K. Hughes de Santé et Bien-être social Canada, R.J. Maguire de l'Institut national de recherche sur les eaux, N. Bazinet du ministère de l'Environnement de l'Ontario, et I. Guay d'Environnement Québec.

RÉFÉRENCES

- Agriculture Canada. 1989. Renseignements et information sur les produits antiparasitaires. Base de données RIPA (Disque CCINFO). Produit par Agriculture Canada et distribué par le Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail. (CD-ROM.)
- Aly, O.A., S.A. Shehata, et H. Farag. 1984. Uptake and accumulation of selected herbicides by the freshwater alga *Scenedesmus*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13: 701-705.
- Anderson, J.R., G.R. Stephenson, et C.T. Corke. 1980. Atrazine and cyanazine activity in Ontario and Manitoba soils. Can. J. Soil Sci. 60: 773-781.
- Ashton, F.M., et A.S. Crafts. 1973. *Mode of action of herbicides*. New York: Wiley-Interscience, John Wiley and Sons. 504 p.
- Baker, D.B. 1985. Regional water quality impacts of intensive row-crop agriculture: A Lake Erie basin case study. J. Soil Water Cons. 40(1): 125-132.
- Baker, J.L., H.P. Johnson, et J.M. Lafien. 1976. *Effect of tillage system on runoff losses of pesticides: A simulated rainfall study*. Ames, Iowa: Iowa State Water Resources Institute, Iowa State University. 96 p.
- Banerjee, S., S. Yalkowski, et S. Valvani. 1980. Water solubility and octanol/water partition coefficients of organics. Limitations of the solubility-partition coefficient correlation. Environ. Sci. Technol. 14(10): 1227-1229.
- Beynon, K.I. 1972. The analysis of crops and soils for the triazine herbicide cyanazine and some of its degradation products. I. Development of method. Pestic. Sci. 3: 389-400.
- Beynon, K.I., P. Bosio, et K.E. Elgar. 1972. The analysis of crops and soils of the triazine herbicide cyanazine and some of its degradation products. II. Results. Pestic. Sci. 3: 401-408.
- Beynon, K.I., G. Stoydin, et A.N. Wright. 1972a. The breakdown of the triazine herbicide cyanazine in soil and maize. Pestic. Sci. 3: 293-305.
- Beynon, K.I., G. Stoydin, et A.N. Wright. 1972b. The breakdown of the triazine herbicide cyanazine in wheat and potatoes grown under indoor conditions in treated soils. Pestic. Sci. 3: 379-387.
- Brewer, P.E., et F.W. Slife. 1979. Soybeans (*Glycine max*) as a rescue crop following cyanazine and procymazine application. Weed Sci. 27(3): 263-266.
- Brewer, P.E., C.J. Arntzen, et F.W. Slife. 1979. Effects of atrazine, cyanazine and procymazine on the photochemical reactions of isolated chloroplasts. Weed Sci. 27(3): 300-308.
- Brian, R.C. 1976. The history and classification of herbicides. Dans *Herbicides: Physiology, biochemistry, ecology*, éd. L.J. Audus, 1-54. Vol. 1. 2e éd. Londres: Academic Press.
- Brown, N.P.H., C.G.L. Furnidge, et B.T. Grayson. 1972. Hydrolysis of the triazine herbicide, cyanazine. Pestic. Sci. 3: 669-678.
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada. Préparées par le groupe de travail sur les recommandations pour la qualité de l'eau du Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement.
- Chlou, C.T., V.H. Freed, D.W. Schmedding, et R.L. Kohnert. 1977. Partition coefficient and bioaccumulation of selected organic chemicals. Environ. Sci. Technol. 11(5): 475-478.
- Cohen, S.Z., C. Eiden, et 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, 170-196. ASC Symposium Series 315. American Chemical Society. Washington, D.C.
- Crayford, J.V., et D.H. Hutson. 1972. The metabolism of the herbicide 2-chloro-4-(ethylamino)-6-(1-cyano-1-methylethylamino)-5-triazine in the rat. Pestic. Biochem. Physiol. 2: 295-307.
- Dad, N.K., et P.S. Tripathi. 1980. Acute toxicity of herbicides to freshwater fish and midge larvae, *Chironomus tentans*. Environ. Internat. 4: 435-437.
- Esser, H.O., G. Dupuis, E. Ebert, G.J. Marco, et C. Vogel. 1975. s-Triazines. Dans *Herbicides: Chemistry, degradation and mode of action*, éd. P.C. Kearny et D.D. Kaufman. 129-208. Vol. 1, 2e éd. New York: Marcel Dekker.
- Farm chemicals handbook. 1989. Willoughby, Ohio: Meister Publishing Co.
- Finke, R.L., R.L. Warner, et T.J. Muzik. 1977. Effect of herbicides on *in vivo* nitrate and nitrite reduction. Weed Sci. 25(1): 18-22.
- Foy, C.L., et H. Hiranpradit. 1977. *Herbicide movement with water and effects of contaminant levels on non-target organisms*. Blacksburg, Virginia: Virginia Polytechnic Institute and State University. 89 p.
- 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.S. Clegg, B.D. Ripley, et H.E. Braun. 1987. Investigations of pesticide contaminations in rural wells, 1979-1984, Ontario, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 9-22.
- Frank, R., G.J. Sirons, R.L. Thomas, et K. McMillan. 1979. Triazine residues in suspended solids (1974-1976) and water (1977) from the mouths of Canadian streams flowing into the Great Lakes. J. Great Lakes Res. 5(2): 131-138.
- Frank, R., H.E. Braun, M. van Hove Holdrinet, G.J. Sirons, et B.D. Ripley. 1982. Agriculture and water quality in the Canadian Great Lakes Basin:

- V. Pesticide use in 11 agricultural watersheds and presence in stream water, 1975-1977. *J. Environ. Qual.* 11(3): 497-505.
- Frank, R., B.D. Ripley, H.E. Braun, B.S. Clegg, R. Johnston, et T.J. O'Neill. 1987. Survey of farm wells for pesticide residues, southern Ontario, Canada, 1981-1982, 1984. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16: 1-8.
- García-Romera, I., J.A. Miguel, et J.A. Ocampo. 1988. Effect of cyanazine herbicide on VA mycorrhizal infection and growth of *Pisum sativum*. *Plant Soil* 107(2): 207-210.
- Glotfelty, D.E., A.W. Taylor, A.R. Isensee, J. Jersey, et S. Glenn. 1984. Atrazine and simazine movement to Wye River Estuary. *J. Environ. Qual.* 13(1): 115-121.
- Hall, J.K., N.L. Hartwig, et L.D. Hoffman. 1984. Cyanazine losses in runoff from no-tillage corn in "living" and dead mulches vs. unmulched, conventional tillage. *J. Environ. Qual.* 13(1): 105-110.
- Hance, R.J. 1984. Variations in observations of pesticide behaviour between laboratory and long-term field studies. Dans Proc. Les colloques de l'INRA, No. 31, Behaviour and Side Effects of Pesticides in Soil, 57-65. Versailles, 4-8 juin, 1984.
- Harvey, R.G. 1987. Herbicide dissipation from soils with different herbicide use histories. *Weed Sci.* 35(4): 583-589.
- Helling, C.S., W. Zhuang, T.J. Gish, C.B. Coffman, A.R. Isensee, P.C. Kearney, D.R. Hoagland, et M.D. Woodward. 1988. Persistence and leaching of atrazine, alachlor, and cyanazine under no-tillage practices. *Chemosphere* 17(1): 175-187.
- Isensee, A. R., C.S. Helling, T.J. Gish, P.C. Kearney, C.B. Coffman, et W. Zhuang. 1988. Groundwater residues of atrazine, alachlor, and cyanazine under no-tillage practices. *Chemosphere* 17(1): 165-174.
- Johnson, H.P., et J.L. Baker. 1982. *Field-to-stream transport of agricultural chemicals and sediment in an Iowa watershed. Part 1, Data base for model testing (1976-1978)*. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. 577 p.
- Johnson, H.P., et J.L. Baker. 1984. *Field-to-stream transport of agricultural chemicals and sediment in an Iowa watershed. Part 2, Data base for model testing (1979-1980)*. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. 462 p.
- Johnson, W.W., et M.T. Finley. 1980. *Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates*. Resource Publ. 137. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. 98 p.
- Jury, W.A., D.D. Focht, et W.J. Farmer. 1987. Evaluation of pesticide groundwater pollution potential from standard indices of soil-chemical adsorption and biodegradation. *J. Environ. Qual.* 16(4): 422-428.
- Kadoum, A.M., et D.E. Mock. 1978. Herbicide and insecticide residues in tailwater pits: Water and pit bottom soil from irrigated corn and sorghum fields. *J. Agric. Food Chem.* 26(1): 45-50.
- Kenaga, E.E. 1980. Predicted bioconcentration factors and soil sorption coefficients of pesticides and other chemicals. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 4: 26-38.
- Lee, H-B., et Y.D. Stokker. 1986. Analysis of eleven triazines in natural waters. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* 69(4): 568-572.
- Leonard, R.A., G.W. Langdale, et W.G. Fleming. 1979. Herbicide runoff from upland Piedmont watersheds-Data and implications for modeling pesticide transport. *J. Environ. Qual.* 8(2): 223-229.
- Leung, S-Y.T., R.V. Bulkey, et J.J. Richard. 1981. Influence of a new impoundment on pesticide concentrations in warmwater fish, Saylorville Reservoir, Des Moines River, Iowa, 1977-78. *Pestic. Monit. J.* 15(3): 117y122.
- Liblik, A.W., et R.R. Romanowski. 1976. Soil persistence of atrazine and cyanazine. *Weed Sci.* 24(6): 627y629.
- Majka, J.T., et T.L. Lavy. 1977. Adsorption, mobility, and degradation of cyanazine and diuron in soils. *Weed Sci.* 25(5): 401-406.
- Mayer, F.L., Jr., et M.R. Ellersleck. 1986. *Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals*. Resource Publ. 160. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. 574 p.
- 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. Direction de l'économie et de la coordination des politiques, ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario, Toronto. 39 p.
- MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). 1984. *Water management: Goals, policies and implementation procedures of the Ministry of the Environment*. Novembre 1978. Revu en mai 1984. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto. 70 p.
- MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). 1987a. *Pesticides in Ontario drinking water-1985*. Août 1987. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto. 37 p.
- MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). 1987b. *Pesticides in Ontario drinking water-1986*. Novembre 1987. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto. 104 p.
- Metcalfe, R.L., et J.R. Sanborn. 1975. Pesticides and environmental quality in Illinois. *Bull. Ill. Nat. Hist. Surv.* 31: 381-436.
- Miltner, R.J., D.B. Baker, T.F. Speth, et C.A. Frank. 1988. Treatment of seasonal pesticides in surface waters. NTIS/PB88-225008. U.S. Environmental Protection Agency, Drinking Water Research Division, Cincinnati, Ohio. 47 p.
- Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario. 1988. *Guide de lutte contre les mauvaises herbes*, 1989. Publication 75, RV-II-88-62M. Imprimeur de la Reine en Ontario, Toronto. 205 p.
- Misra, S., et A.B. Saxena. 1985. Experimental studies on *Nemoria esthamus* with Bladex and Sevin. *Ind. J. Zool.* 13(2): 37-42.
- Moxley, J. 1989. Survey of pesticide use in Ontario, 1988: *Estimates of pesticides used on field crops, fruits and vegetables*. Economics Information Report No. 84-05. Direction de l'économie et de la coordination, ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario, Toronto. 40 p.
- Muir, D.C.G. 1990. Persistence and transformation in water and sediments. Dans *Environmental chemistry of herbicides*, éd. R. Grover. Vol. 2. Boca Raton, Floride: CRC Press.
- Muir, D.C.G., et B.E. Baker. 1976. Detection of triazine herbicides and their degradation products in tile-drain water from fields under intensive corn (maize) production. *J. Agric. Food Chem.* 24(1): 122-125.
- Muir, D.C., et B.E. Baker. 1978. The disappearance and movement of three triazine herbicides and several of

- their degradation products in soil under field conditions. *Weed Res.* 18: 111-120.
- National Academy of Sciences. 1977. *Drinking water and health*. Safe Drinking Water Committee, National Research Council, National Academy of Sciences, Washington, D.C.
- Nebeker, A.V., M.A. Cairns, S.T. Onjukka, et R.H. Titus. 1986. Effect of age on sensitivity of *Daphnia magna* to cadmium, copper and cyanazine. *Environ. Toxicol. Chem.* 5: 527-530.
- 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: 76-84.
- Quebec survey affirms high levels of drinking water quality. 1987. *Eco/Log Week* 15 (29) (24 juillet 1987): 2.
- Rahman, A., et L.J. Matthews. 1979. Effect of soil organic matter on the phytotoxicity of thirteen s-triazine herbicides. *Weed Sci.* 27(2): 158-161.
- Rao, K.S., et N.K. Dad. 1979. Studies on herbicide toxicity in some freshwater fish and ectoprocta. *J. Fish. Biol.* 14: 517-522.
- 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(6118): 129-131.
- Ripley, B.D., B.S. Clegg, et R. Frank. 1986. Survey of triazine and chloroacetamide herbicides in well water in Ontario, Canada 1985. *Proc. 6th Int. Cong. Pest. Chem. (IUPAC)*. 10-15 août 1986, 5F-07 (résumé).
- Roberts, G.C., G.J. Sirons, R. Frank, et H.E. Collins. 1979. Triazine residues in a watershed in southwestern Ontario (1973-75). *J. Great Lakes Res.* 5(3-4): 246-255.
- Roberts, T.R. 1974. The fate of WL-6311 in a static aquatic system. Dans *Proc. Eur. Weed Res. Council*, 4th Int. Symp. Aquat. Weeds, Vienne, Autriche, 232-242. (Citée dans Muir 1990.)
- Roller, N.F. 1979. *Survey of pesticide use in Ontario*, 1978. Direction de l'économie, ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario, Toronto.
- Royal Society of Chemistry. 1987. *The Agrochemicals handbook*. 2^e éd. The Royal Society of Chemistry Information Systems, The Royal Society of Chemistry, Nottingham (R.-U.).
- Sanborn, J.R. 1974. *The fate of select pesticides in the aquatic environment*. EPA-660/3-74-025, National Environment Research Centre, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon. 83 p.
- Santé et Bien-être social Canada. 1986. *National pesticide residue limits*. Direction des aliments, Ottawa.
- Santé et Bien-être social Canada. 1989. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*. Préparées par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail.
- Sirons, G.J., R. Frank, et T. Sawyer. 1973. Residues of atrazine, cyanazine, and their phytotoxic metabolites in a clay loam. *J. Agric. Food Chem.* 21(6): 1016-1020.
- Smith, A.E. 1985. Persistence of triazine herbicides in Canadian soils. *Can. J. Plant Sci.* 65: 811-812 (résumé).
- Smith, A.E., et A. Walker. 1989. Prediction of the persistence of the triazine herbicides atrazine, cyanazine, and metribuzin in Regina heavy clay. *Can. J. Soil Sci.* 69: 587-595.
- Smith, A.E., D.C.G. Muir, et R. Grover. 1982. The triazine herbicides. Dans *Analysis of pesticides in water*, éd. S.Y. Chau et B.K. Afghan, 213-239. Volume III, CRC Series In Analysis of Environment Control. Boca Raton, Floride : CRC Publications.
- Smith, C.N., R.A. Leonard, G.W. Langdale, et G.W. Bailey. 1978. *Transport of agricultural chemicals from small upland piedmont watersheds*. PB 285 134. U.S. Environmental Protection Agency, Environment Research Laboratory, Athens, Georgia. 363 p.
- Statistique Canada. 1987. *Importations par marchandises/pays. Nomenclature canadienne pour le commerce international des marchandises. Détail 1986-1987*. Division du commerce international.
- Statistique Canada. 1988. *Importations par marchandises/pays. Nomenclature canadienne pour le commerce international. Détail 1987-1988*. Division du commerce international.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1977. *Silviculture and chemicals and protection of water quality*. PB 271 923/5. Région X, Seattle, Washington. 224 p.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1986. *Guidance for the reregistration of pesticide products containing cyanazine as the active ingredient*. PB86-175098. Office of pesticide Programs, Washington, D.C. 108 p.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1987. *Health advisories for 50 pesticides*. NTIS PB88-113543, Washington, D.C. 818 p.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1988. *Cyanazine: Fact sheet number 41*. Dans *Pesticide fact handbook*. 211-219. Park Ridge, New Jersey: Noyes Data Corp.
- Walker, A.I.T., V.K.H. Brown, J.K. Kodama, E. Thorpe, et A.B. Wilson. 1974. Toxicological studies with the 1,3,5-triazine herbicide cyanazine. *Pestic. Sci.* 5: 153-159.
- Weed Science Society of America. 1983. *Herbicide handbook*. 5^e éd. Champaign, Illinois: Weed Science Society of America.
- Wilson, R.G. 1988. Cyanazine residues on fieldbeans (*Phaseolus vulgaris*) as a replant crop. *Weed Technol.* 2(1): 28-30.
- Wnuk, M., R. Kelley, G. Brauer, et L. Johnson. 1987. *Pesticides in water supplies using surface water sources*. NTIS PB88-136916. Iowa Department of Natural Resources, Des Moines, Iowa. 43 p.
- Worthing, C.R., et S.B. Walker (éd.). 1987. *The pesticide manual: A world compendium*, 8^e éd., Thornton Heath, U.K.: British Crop Protection Council. 1081 p.
- Yoo, J.Y., D.C.G. Muir, et B.E. Baker. 1981. Persistence and movement of cyanazine and procyanazine in soil under field conditions. *Can. J. Soil Sci.* 61: 237-242.
- Yu, C., G.M. Booth, et J.R. Larsen. 1975. Fate of triazine herbicide cyanazine in a model ecosystem. *J. Agric. Food Chem.* 23(5): 1014-1015.

Environment Canada Library Burlington



3 9055 1017 2854 0