



Environment
Canada

Environnement
Canada

*Loi canadienne sur la protection de l'environnement
(1999)*

**Recommandations fédérales pour la qualité de
l'environnement**

Hydrazine

Environnement Canada

Février 2013

Introduction

Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) (ci-après appelées Recommandations) établissent des points de référence relativement à la qualité du milieu ambiant. Lorsque les Recommandations sont respectées, la probabilité de conséquences préjudiciables sur l'utilisation protégée (les formes de vie aquatiques ou les espèces fauniques qui peuvent en consommer) est faible. Ces Recommandations sont établies en fonction des effets ou des risques toxicologiques des substances ou des groupes de substances précis et ne tiennent pas compte de la capacité analytique ou des facteurs socioéconomiques. Les Recommandations ont trois fonctions. En premier lieu, elles peuvent servir d'outil de prévention de la pollution en fournissant des objectifs acceptables pour la qualité de l'environnement. En deuxième lieu, elles peuvent aider à évaluer l'importance des concentrations des substances chimiques retrouvées actuellement dans l'environnement (surveillance des eaux, des sédiments et des tissus biologiques). Et en troisième lieu, elles peuvent servir de mesures de rendement des activités de gestion des risques. Le recours aux Recommandations fédérales pour la qualité des eaux est volontaire, à moins que leur observation soit exigée par un permis ou par un outil réglementaire. Ainsi, les Recommandations fédérales qui portent sur le milieu ambiant ne sont pas des limites d'effluents ni des valeurs « à ne jamais dépasser » mais pourront être utilisées pour déduire des limites d'effluents. L'élaboration des Recommandations relève de la responsabilité du ministre fédéral de l'Environnement, conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)]. L'objectif est d'élaborer des Recommandations pour appuyer l'évaluation et la gestion des risques des produits chimiques d'intérêt prioritaire recensés dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) ou d'autres initiatives fédérales. La présente fiche d'information décrit les Recommandations fédérales pour la qualité des eaux qui visent la protection de la vie aquatique contre les effets nocifs de l'hydrazine. Pour le moment, aucune Recommandation n'a été élaborée pour les sédiments, les sols ou les tissus biologiques.

Identité de la substance

L'hydrazine (N_2H_4) est un liquide corrosif, fumant, clair et de base qui dégage une odeur ressemblant à celle de l'ammoniac. La principale source d'hydrazine dans l'environnement est attribuée aux activités humaines (ATSDR, 1997; Choudhary et Hansen, 1998; CERI, 2007). Le gouvernement du Canada (2011) classe l'hydrazine (n° CAS 302-01-2), forme sous laquelle on trouve habituellement le produit sur le marché, et l'hydrate d'hydrazine (n° CAS 7803-57-8 et n° CAS 10217-52-4) comme étant la même substance pour l'évaluation des risques. Le gouvernement du Canada (2011) a évalué les effets écologiques potentiels de l'hydrazine en vertu de l'article 64 de la LCPE (1999), incluant son potentiel de persistance et de bioaccumulation. À la lumière de cette évaluation, le gouvernement du Canada (2011) a conclu que l'hydrazine pénètre dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, et sur la santé ou la vie humaines. L'hydrazine ne satisfait pas aux critères de potentiel de persistance ou de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Gouvernement du Canada, 2000). La présente fiche d'information a été développée en prenant en considération l'évaluation ci-haut mentionnée qui est basée sur l'information et les données disponibles jusqu'en octobre 2010. Les RFQE pour l'hydrazine sont présentées dans les figures 1 et 2.

Utilisations:

En 2006, l'hydrazine était principalement utilisée au Canada en tant que désoxygénant ou inhibiteur de corrosion dans l'eau des chaudières utilisées surtout dans les centrales électriques, représentant 87 % des utilisations déclarées (Environnement Canada, 2009). Au Canada et ailleurs, l'hydrazine peut être utilisée dans la production de pesticides, d'autres produits chimiques agricoles et de produits pharmaceutiques, ainsi que dans la fabrication d'agents gonflants chimiques (Gouvernement du Canada, 2011). En 2006, entre 10 000 et 100 000 kg d'hydrazine ont été utilisés à des fins industrielles au Canada (Environnement Canada, 2009). La plupart de ces importations concernaient de l'hydrazine sous forme de solutions aqueuses, forme sous laquelle on trouve habituellement le produit sur le marché (Environnement Canada, 2009). Historiquement, l'hydrazine était principalement utilisée comme propergol pour fusées. Par exemple, aux États-Unis, 73 % de l'hydrazine utilisée en 1964 à cette fin avait diminué à 5 % 1982.

Devenir, comportement et partition dans l'environnement :

L'hydrazine est miscible dans l'eau. Elle a une pression de valeur élevée (2 100 Pa), une valeur du $\log K_{oe}$ faible (environ -2) et une faible constante de la loi de Henry (environ $0,06 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$). En raison de sa pression de vapeur, l'hydrazine pourrait se volatiliser à partir des surfaces de sol sèches. Toutefois, la volatilisation à partir de la surface des sols humides est probablement un processus peu important de son devenir d'après la constante estimée de la loi de Henry. En cas de rejet dans l'air, l'hydrazine devrait être dégradée par les radicaux hydroxyles et l'ozone, avec des demi-vies estimées de moins de 2 jours (Harris *et al.*, 1979; Tuazon *et al.*, 1981; Atkinson et Carter, 1984). La modélisation de la fugacité de niveau III réalisée à l'aide du modèle « Equilibrium Criterion » (EQC, 2003) indique que, si elle est rejetée dans l'eau, l'hydrazine restera presque en totalité dans ce milieu (Gouvernement du Canada, 2011). Dans l'eau, la dégradation de l'hydrazine dépend de certains paramètres de qualité de l'eau, comme sa dureté ou sa teneur en matières organiques, et varie de 7 à environ 100 % après 4 jours dans les eaux de différents types et de différentes sources (Slonim et Gisclard, 1976). La substance est facilement dégradée par les micro-organismes dans l'eau et le sol (Ou et Street, 1987a,b). Compte tenu de la facteur de bioconcentration (FBC) faible pour guppy (288 L/kg; Slonim et Gisclard, 1976) et faible $\log K_{oe}$, l'hydrazine ne satisfait pas aux critères de potentiel de persistance ou de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Gouvernement du Canada, 2000).

Recommandation fédérale pour la qualité sur la vie en eau douce =
2,6 $\mu\text{g/L}$

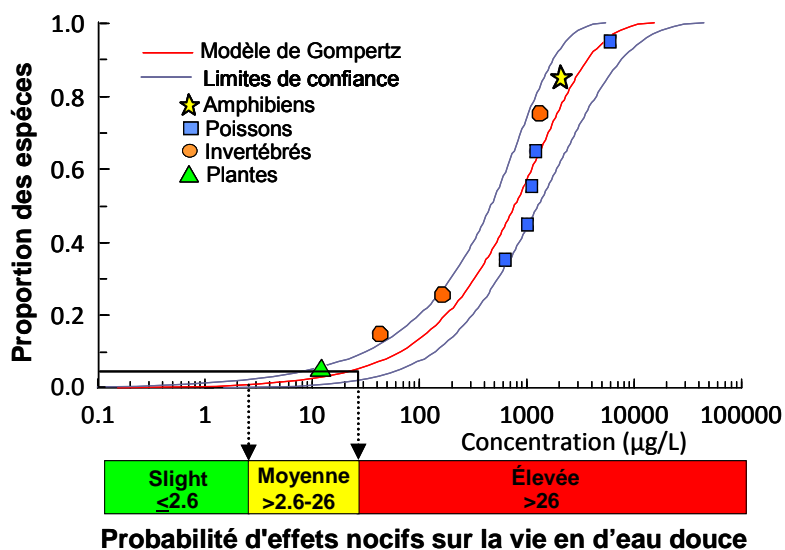


Figure 1. Distribution de la sensibilité des espèces (DES) pour la toxicité aiguë de l'hydrazine sur les espèces d'eau douce. Un facteur d'application de 10 à CD_5 (26 $\mu\text{g/L}$) a donné une valeur de la Recommandation fédérale pour la qualité des eaux (RFQE) de 2,6 $\mu\text{g/L}$. Les niveaux d'effets associés pour les organismes dulcicoles sont aussi présentés.

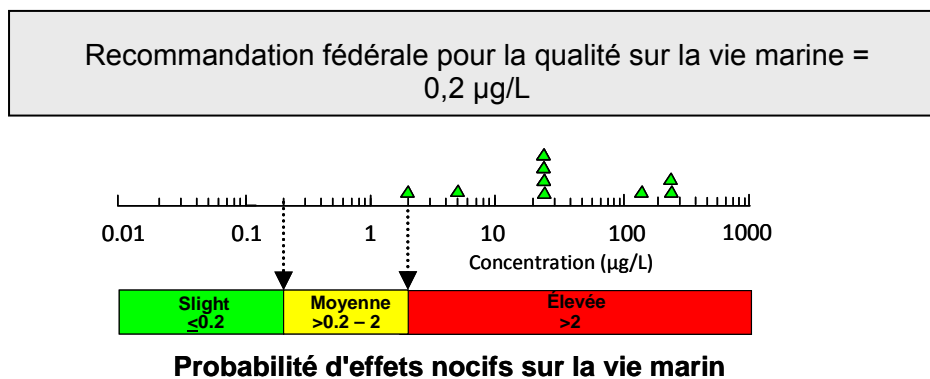


Figure 2 : Risques relatifs d'effets nocifs de l'hydrazine sur le milieu biologique marin. La Recommandation fédérale pour la qualité des eaux est établie à la même valeur que la concentration estimée sans effet (CESE) (Gouvernement du Canada, 2011).

Concentrations ambiantes:

Des données limitées existent sur les concentrations d'hydrazine dans le Canada. Les concentrations d'hydrazine ont été mesurées dans les principaux effluents (p. ex. déversement des eaux de refroidissement) des centrales nucléaires situées en Ontario (Environnement Canada, 2009). Ces concentrations dans les effluents se situaient dans la moyenne annuelle variant de 0,002 mg/L pour la centrale électrique de Bruce à 0,01 mg/L pour la centrale électrique de Pickering A (Gouvernement du Canada, 2011). L'hydrazine est naturellement présente dans l'algue *Azotobacter agile* en raison de la fixation de l'azote (ATSDR, 1997) ainsi que dans les plants de tabac (Liu *et al.*, 1974; PISSC, 1991; Choudhary et Hansen, 1998).

Mode d'action:

Le mode d'action de l'hydrazine n'est pas entièrement compris et plusieurs modèles ont été proposés. L'hydrazine peut se lier directement à un groupement amine libre dans des molécules cellulaires clés; des intermédiaires réactifs peuvent inhiber la consommation d'oxygène; et la génotoxicité peut se produire par une interaction directe avec le matériel génétique (Gouvernement du Canada, 2011).

Toxicité aquatique:

Des renseignements concernant la toxicité de l'hydrazine sur les organismes d'eau douce ont été recueillis à partir de seize articles sur le sujet publiés entre 1976 et 1986; aucune donnée de toxicité publiée après cette date n'a pu être trouvée. De ces seize publications, une seule a déclaré des données sur la toxicité chronique (Scherfig *et al.*, 1977). Toutes

les études ont été évaluées davantage; seules celles répondant aux normes de fiabilité du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) (2007) sont présentées dans le tableau 1. L'algue verte *Pseudokirchneriella subcapitata* était l'espèce la plus sensible dans l'ensemble de données avec une valeur de CE₅₀ après 72 h de 12 µg/L. Toutes les données sur les algues doivent être prises en considération comme des données sur la toxicité chronique (CCME, 2007). Cependant, en raison du manque de données sur les algues et le manque de consensus parmi les régimes réglementaires concernant les critères de définition des essais à court et à long terme sur des algues (ECHA, 2008), la valeur de Scherfig *et al.* (1977) a été prise en considération avec d'autres données sur la toxicité aiguë (Gouvernement du Canada, 2011). Les données concernant le poisson (CL₅₀ après 96 h) sont de l'ordre de 610 à 5 980 µg/L, la valeur la plus faible ayant été constatée chez le guppy commun (*Lebistes rericulatus*) et la plus élevée chez le méné tête-de-boule (*Pimephales promelas*). Parmi les trois valeurs indiquées pour les invertébrés, l'amphipode *Hyaella azteca* était le plus sensible, affichant une CL₅₀ après 48 h de 40 µg/L. L'invertébré le moins sensible était un isopode (*Asillidae*) avec un CL₅₀ après 72 h de 1 300 µg/L. La CL₅₀ après 96 heures des larves de deux espèces de salamandre (*Ambystoma maculatum* et *A. opacum*) était de 2 120 µg/L.

Les données disponibles sur la toxicité de l'hydrazine pour les organismes marins étaient principalement pour les premiers stades de vie d'algues brunes provenant de la côte californienne (James *et al.*, 1987). Toutefois, ces données sont jugées pertinentes étant donné que ces espèces sont également présentes dans les eaux du Pacifique le long des côtes canadiennes (Gouvernement du Canada, 2011). Ces données sur la toxicité s'appliquent également aux espèces de la côte de l'Atlantique du Canada, car plusieurs des genres testés (p. ex. *Laminaria*) font partie des algues indigènes que l'on retrouve dans les Maritimes (South, 1981). Les concentrations minimales d'hydrazine entraînant une inhibition importante de la croissance (concentration minimale avec effet observé [CMEO] après 24 h) ont été calculées pour sept espèces d'algues; la concentration minimale avec effet était la CMEO après 96 h de 2 µg/L.

Tableau 1. Paramètres ultimes de toxicité pour les organismes dulcicoles exposés à l'hydrazine utilisés dans le calcul des Recommandations fédérales pour la qualité des eaux.

Espèce	Groupe	Paramètre	Concentration (µg/L)	Référence
Algue (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	▲	CE ₅₀ (après 72 h) (croissance)	12	Scherfig <i>et al.</i> , 1977
Amphipode (<i>Hyaella azteca</i>)	●	CL ₅₀ (après 48 h)	40	Fisher <i>et al.</i> , 1980a
Daphnie (<i>Daphnia pulex</i>)	●	CE ₅₀ (après 48 h) (immobilisation)	160	Velte, 1984
Guppy commun (<i>Lebistes rericulatus</i>)	■	CL ₅₀ (après 96 h)	610	Slonim, 1977
Barbue de rivière (<i>Ictalurus punctatus</i>)	■	CL ₅₀ (après 96 h)	1 000	Fisher <i>et al.</i> , 1980a
Chatte de l'est	■	CL ₅₀		

(<i>Notemigonus crysoleucas</i>)		(après 96 h)	1 120	Fisher <i>et al.</i> , 1980a
Crapet arlequin (<i>Lepomis macrochirus</i>)	■	CL ₅₀ (après 96 h)	1 170*	**
Isopode (Asillidae)	●	CL ₅₀ (après 72 h)	1 300	Fisher <i>et al.</i> , 1980a
Larves de salamandre (<i>Ambystoma maculatum</i> et <i>A. opacum</i>)	★	CL ₅₀ (après 96 h)	2 120	Slonim, 1986
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	■	CL ₅₀ (après 96 h)	5 980	Velte, 1984

Note : ★ = Amphibiens; ■ = poissons; ● = Invertébrés; ▲ = Plantes

*Moyenne géométrique; **Hunt *et al.* (1981), Fisher *et al.* (1978), Fisher *et al.* (1980b)

Recommandation fédérale pour la qualité des eaux

Pour eaux douces (organismes dulcicoles):

Les Recommandations fédérales pour la qualité des eaux (RFQE) et les concentrations estimées sans effet (CESE) établissent les niveaux auxquels aucun effet nocif sur l'environnement n'est prévu. Les Recommandations fédérales pour la qualité des eaux élaborées dans le présent document définissent des points de référence pour les écosystèmes aquatiques, dont l'objectif est de protéger toutes les formes de vie aquatique durant des périodes d'exposition indéfinies. Dans le milieu aquatique, des études expérimentales sur la toxicité de l'hydrazine ont fait l'objet d'un examen critique, et les données acceptables sur la toxicité (tableau 1) pour cinq poissons, trois invertébrés, un amphibien et une espèce d'algue ont été utilisées afin de produire une courbe de distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité aiguë (figure 1). Chacune des espèces, pour lesquelles on avait accès à des données « ad hoc » sur la toxicité, a été classée selon le niveau de vulnérabilité; on a également déterminé la position de chacune dans la distribution de la sensibilité des espèces.

Les Recommandations ont été élaborées à l'aide du protocole du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2007), Néanmoins, dans le cas d'hydrazine, il a été nécessaire de développer une concentration estimée sans effet (PNEC) pour l'évaluation écologique et un FWQG, bien qu'il n'y ait pas assez de données sur la toxicité aiguë et chronique CCME (2007). Le PNEC et le FWQG (toutes deux identiques) sont basées sur les meilleures données disponibles et une combinaison de la méthode CCME (2007) (méthode DSE) et des guides internes régissant l'élaboration des risques. Plusieurs fonctions de distribution cumulative ont été adaptées aux données à l'aide des méthodes de régression; le choix du meilleur modèle s'est fondé sur l'examen sur la validité de l'ajustement. Le modèle de Gompertz s'adaptait le mieux à ces données et le 5^e centile de la courbe de distribution de la sensibilité des espèces correspond à 26 µg/L, avec des limites de confiance supérieure et inférieure respectives de 10 et 67 µg/L (figure 1). Ce 5^e centile calculé à partir de la distribution de la sensibilité des espèces (c.-à-d. CD₅) a été sélectionné comme la valeur critique de toxicité aiguë (VCT) (Gouvernement du Canada, 2011). À défaut d'une distribution de la sensibilité des espèces pour la toxicité chronique, un facteur d'application de 10 a été appliqué à la valeur critique de toxicité aiguë de 26 µg/L. Lorsque CCME 2007 utiliserait un facteur d'application de 20 pour la plus basse

valeur des données, le facteur 10 devrait suffire du moment où toute la distribution et non seulement la plus basse valeur a été prise en considération. La valeur obtenue de 2,6 µg/L est le PNEC élaborée et est identique à la Recommandation fédérale pour la qualité des eaux (figure 1) qui protègent entièrement toutes les espèces aquatiques inscrites au tableau 1.

La concentration estimée sans effet et la Recommandation fédérale pour la qualité des eaux représentent la concentration en dessous de laquelle la probabilité d'effets nocifs sur les organismes dulcicoles est faible ou nulle. Outre cette Recommandation, deux autres niveaux de concentration sont fournis pour être utilisés dans le cadre de la gestion des risques. À des concentrations situées entre la valeur de la Recommandation et celle du 5^e centile de la distribution de la sensibilité des espèces (de 2,6 à 26 µg/L), il existe une probabilité moyenne d'avoir des effets nocifs sur la vie aquatique. Les concentrations supérieures au 5^e centile (plus de 26 µg/L) ont une probabilité élevée d'entraîner des effets nocifs. Il se peut que les gestionnaires des risques trouvent utiles ces niveaux de concentration additionnels pour définir des objectifs de gestion des risques à court terme ou provisoires, lors d'une planification de gestion des risques par étapes. On peut également se servir de niveaux de concentration moyens à élevés pour fixer des objectifs provisoires visant une moindre protection lorsque les eaux sont déjà fortement dégradées ou lorsque des considérations d'ordre socioéconomique rendent difficile le respect de la Recommandation fédérale pour la qualité des eaux.

Pour eaux marines (organismes marins):

Des guides distincts jugés utiles ont été adéquatement élaborés pour les écosystèmes aquatiques d'eaux douces et d'eaux marines grâce à : i) des données toxicologiques du milieu aquatique disponibles pour ces deux écosystèmes, ii) ces deux écosystèmes ont fait l'objet de l'évaluation de risques, iii) l'hydrazine étant connu comme se rejetant dans les deux écosystèmes (d'eaux douce et d'eaux marines), a été mesuré dans ces milieux. La concentration estimée sans effet (CESE) de 0,2 µg/L (Gouvernement du Canada, 2011) a été adoptée comme la Recommandation fédérale pour la qualité des eaux liée aux organismes marins en ce qui concerne l'hydrazine. La recommandation est fondée sur la valeur critique de toxicité de 2 µg/L (concentration minimale avec effet observé après 96 h) pour les espèces d'algues brunes. Un facteur d'application de 10 a été utilisé en l'absence d'un grand nombre de données. La Recommandation fédérale pour la qualité des eaux liée aux organismes marins étant égale à la concentration estimée sans effet, trois catégories de risques relatifs d'effets nocifs pour les organismes marins, soit faibles, moyens et élevés, ont été définies pour faciliter la gestion des risques associés à l'hydrazine (figure 2). À des concentrations égales ou inférieures à la Recommandation fédérale pour la qualité des eaux liée aux organismes marins ($\leq 0,2$ µg/L), il y a un risque relativement faible d'effets nocifs pour la vie aquatique. À des concentrations supérieures à la Recommandation fédérale pour la qualité des eaux liée aux organismes marins, mais inférieures ou égales à la valeur critique de toxicité de 2 µg/L, il y a un risque relatif modéré d'effets nocifs pour la vie aquatique. Les concentrations supérieures à 2 µg/L présentent un risque relatif élevé d'effets nocifs pour les organismes marins. Comme c'est le cas pour la gestion des eaux douces, il se peut que les gestionnaires des risques trouvent que ces échelles de concentrations supplémentaires sont utiles pour les plans de

gestion des risques. Le fait que la Recommandation fédérale pour la qualité des eaux liée aux organismes marins est inférieure à la Recommandation liée aux organismes dulcicoles reflète à quel point l'ensemble des données sur les organismes marins est restreint. Il manque des données sur les invertébrés et les poissons. Le seuil de toxicité étant donc plus incertain, une approche prudente a été utilisée. Lorsque davantage de données sur le milieu marin seront disponibles, la Recommandation fédérale pour la qualité des eaux liée aux organismes marins pourra être révisée.

Références

Atkinson, R., Carter, W.P.L. 1984. Kinetics and mechanisms of the gas-phase reactions of ozone with organic compounds under atmospheric conditions. *Chem. Rev.* 84:437-470.

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1997. Toxicological profile for hydrazines. Atlanta (GA) : Department of Health and Human Services. Accès : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp100.html>

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique. In: Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. Accès : <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/>

[CERI] Chemical Evaluation and Research Institute. 2007. Hazard assessment report. Hydrazine.302-01-2. Accès : http://www.cerij.or.jp/ceri_en/hazard_assessment_report/pdf/en_302_01_2.pdf

Choudhary G., Hansen, H. 1998. Human health perspective on environmental exposure to hydrazines: a review. *Chemosphere* 37:801-843.

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2008. Guidance on information requirements and chemical safety assessment – Chapter R.7b: Endpoint specific guidance. Helsinki (Finlande) : ECHA. Accès : http://guidance.echa.europa.eu/docs/guidance_document/information_requirements_en.htm?time=1271528184#r7

Environnement Canada. 2009. Données sur les substances du lot 10 recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances identifiées dans le dixième lot du Défi*. Données recueillies par Environnement Canada, Division de la mobilisation et de l'élaboration des programmes.

[EQC] Equilibrium Criterion Model. 2003. Version 2.02. Peterborough (Ont.) : Trent University, Canadian Environmental Modelling Centre. Accès : <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/EQC2.htm>

Fisher, J.W., Harrah, C.B., Berry, W.O. 1980b. Hydrazine: acute toxicity to bluegills and sublethal effects on dorsal light response and aggression. *Trans. Am. Fish. Soc.* 109:304-309.

Fisher, J.W., Harrah, C.B., Weaver, L.K., Wingo, W.I. 1978. Acute and behavioural effects of hydrazine on *Lepomis macrochirus*. Wright-Patterson Air Force Base (OH) : Aerospace Medical Division Laboratory, Air Force Systems Command. Rapport n° : AMRL-TR-78-51. 12 p.

Fisher, J.W., Myers, D.S., Meyers, M.L. 1980a. The effects of selected hydrazines upon fish and invertebrates. Wright-Patterson Air Force Base (OH) : Aerospace Medical Division Laboratory, Air Force Systems Command. Rapport n° : AMRL-TR-79-93. 12 p.

Gouvernement du Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, C.P. 2000-348, 29 mars 2000, DORS/2000-107. Accès : <http://gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>

Gouvernement du Canada. 2011. Rapport d'évaluation préalable pour le Défi concernant l'hydrazine numéro de registre du Chemical Abstracts Service 302-01-2.106pp. accès : <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=17647095-1> Environnement Canada, Santé Canada.

Harris, G.W., Atkinson, R., Pitts, J.N. Jr. 1979. Kinetics of the reactions of the hydroxyl radical with hydrazine and methylhydrazine. *J. Phys. Chem.* 83: 2557-2559.

Hunt, T.P., Fisher, J.W., Livingston, J.M., Putnam, M.E. 1981. Temperature effects on hydrazine toxicity to bluegills. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 27:588-595.

IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1991. Hydrazine. Geneva (CH): World Health Organization. (Health and Safety Guide 56). Jointly sponsored by the United Nations Environment Programme, the International Labour Organization, and the World Health Organization. Available from: <http://www.inchem.org/documents/hsg/hsg/hsg056.htm>

James, D.E., Manle, S.L., Carter, M.C., North, W.J. 1987. Effects of PCBs and hydrazine on life processes in microscopic stages of selected brown seaweeds. *Hydrobiologia* 151/152:411-415.

Liu, Y.-Y., Scheltz, I., Hoffmann, D. 1974. Chemical studies on tobacco smoke: quantitative analysis of hydrazine in tobacco and cigarette smoke. *Anal. Chem.* 46:885-889.

Ou, L.T., Street, J.J. 1987a. Microbial enhancement of hydrazine degradation in soil and water. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39:541-548.

Ou, L.T., Street, J.J. 1987b. Hydrazine degradation and its effect on microbial activity in soil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38:179-183.

[PISSC] Programme international sur la sécurité des substances chimiques. 1991. Hydrazine. Genève (Suisse) : Organisation mondiale de la santé. (Critère de l'hygiène de l'environnement 56). Financé conjointement par le Programme des Nations Unies pour l'environnement, l'Organisation internationale du travail et l'Organisation mondiale de la santé. Accès : <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc68.htm>

Scherfig, J., Dixon, P.S., Justice, C.A., Appleman, R.A. 1977. Use of unicellular algae for evaluation of potential aquatic contaminants. Irvine (CA) : University of California, Air Force Systems Command. Rapport n° : AMRL-TR-77-53. 25 p.

Slonim, A.R. 1977. Acute toxicity of selected hydrazines to the common guppy. *Water Res.* 11:889-895.

Slonim, A.R. 1986. Acute toxicity of some hydrazine compounds to salamander larvae, *Ambystoma* spp. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37:739-746.

Slonim, A.R., Gisclard, J.B. 1976. Hydrazine degradation in aquatic systems. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 16:301-309.

South, G.R. 1981. A guide to the common seaweeds of Atlantic Canada. St. John's (T.-N.-L.) : Breakwater Books.

Tuazon, E.C., William, P.L.C., Winer, A.M., Pitts, J.N. Jr. 1981. Reactions of hydrazines with ozone under simulated atmospheric conditions. *J. Am. Chem. Soc.* 15:823-828.

Velte, J.S. 1984. Acute toxicity of hydrazine hydrate to the fathead minnow (*Pimephales promelas*) and daphnid (*Daphnia pulex*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 33:598-604.

Glossaire

CCME – conseil canadien des ministres de l'environnement
CE – concentration entraînant un effet
CL₅₀ – concentration létale médiane
CMEO – concentration minimale avec effet observé
DSE – distribution de la sensibilité des espèces
FBC – facteur de bioconcentration
K_{oc} – coefficient de partage octanol/eau
PGPC – Plan de gestion des produits chimiques
PNEC – concentration estimée sans effet
REP – rapport d'évaluation préalable
RFQE – Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement
RFQE – Recommandations fédérales pour la qualité des eaux
VCT – valeur critique de toxicité