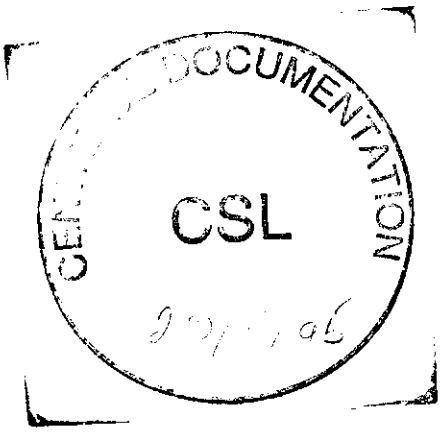
TD
428
.C5
B683
1994
c.1

ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE SOMMAIRE DES EFFLUENTS DE HUIT USINES DU SECTEUR DE LA CHIMIE ORGANIQUE

Daniel Boudreau, Norman Bermingham et Richard Legault

Écotoxicologie et chimie environnementale
Laboratoire régional



Centre Saint-Laurent
Conservation de l'environnement
Environnement Canada - Région du Québec

Mars 1994

PERSPECTIVE DE GESTION

Ce document est publié dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent, dont l'objectif principal était de réduire de 90 p. 100 les rejets liquides toxiques des 50 établissements industriels jugés les plus polluants. Le Plan d'action Saint-Laurent est une initiative d'Environnement Canada en collaboration avec Industrie, Sciences et Technologies Canada et Pêches et Océans. Il vise à protéger, conserver et restaurer le Saint-Laurent.

MANAGEMENT PERSPECTIVE

This document is published as part of the St. Lawrence Action Plan, whose main objective is to reduce by 90% the toxic liquid wastes produced by the 50 industries considered to be the most serious polluters. The St. Lawrence Action Plan was initiated by Environment Canada, in cooperation with Industry, Science and Technology Canada, and Fisheries and Oceans with the goal of protecting, conserving and restoring the St. Lawrence River.

RÉSUMÉ

Le potentiel toxique et génotoxique des effluents de huit usines du secteur de la chimie organique situées le long du fleuve Saint-Laurent, a été évalué à l'aide d'un ensemble de bioessais utilisant des organismes cibles de plusieurs niveaux trophiques (décomposeurs, producteurs primaires, consommateurs primaires et secondaires). Trois niveaux de toxicité ont été analysés : 1) létalité chez les crustacés et les poissons; 2) sublétalité aiguë chez les bactéries (test Microtox); 3) sublétalité chronique chez les algues (inhibition de la croissance d'une population) et chez les crustacés (inhibition de la reproduction). Le SOS Chromotest a été utilisé pour détecter la génotoxicité des effluents (lésions du matériel génétique).

La létalité pour la Truite arc-en-ciel a été détectée dans trois des huit échantillons testés. Cinq échantillons d'effluent sur une possibilité de 11 se sont avérés létaux pour les crustacés *C. dubia*. Une toxicité sublétale aiguë (seuil toxique 2,8 à 120 UT_{sa}) est détectée dans six des 11 échantillons testés lors du test Microtox. Une toxicité sublétale chronique pour les algues (inhibition de la croissance) a été observée dans 10 des 11 échantillons analysés (seuil toxique 1,4 à 83 UT_{sc}). Le test d'inhibition de la reproduction chez les crustacés indique des effets toxiques pour huit des 11 échantillons d'effluent analysés (seuil toxique 1,4 à 580 UT_{sc}). Une faible activité génotoxique est détectée dans quatre des 11 échantillons d'effluent soumis au SOS Chromotest (seuil toxique 4,5 à 23 U_g). Les données bioanalytiques obtenues suite à l'étape d'aération favorisant la dégradation de toxiques facilement biodégradables, montrent une diminution importante de la toxicité sublétale aiguë et de la génotoxicité. La réduction de la toxicité après cette étape n'est évidente que pour deux des 10 effets phytotoxiques sublétaux identifiés auparavant.

Parmi les paramètres susceptibles d'expliquer les résultats de toxicité létale et sublétale, la présence de métaux, même en faibles concentrations, a certainement influencé la toxicité. Cependant, les fortes valeurs de DCO, de DBO_5 et de COT mesurées dans quelques effluents ont probablement contribué de façon significative à l'expression de la toxicité.

Bien que deux des usines considérées enregistrent des valeurs BEEP supérieures à 4 (Pétromont Société en Commandite - 4,5 et Monsanto - 4,3), le secteur de la chimie organique ne contribue pas de façon significative (< 0,05 p. 100) à la somme de la toxicité des 49 usines du PASL.

ABSTRACT

The (geno)toxic potential of liquid effluents discharged to the St. Lawrence River by eight organic chemical facilities was studied using a battery of screening bioassays on test organisms of various trophic levels (decomposers, primary producers, primary and secondary consumers). Three levels of toxicity were assessed : 1) lethality to fish and crustaceans 2) acute exposure sublethality to bacteria (Microtox test), and 3) chronic exposure sublethality to algae (growth inhibition) and crustaceans (reproductive inhibition). Genotoxicity was assessed using the SOS Chromotest (endogenicity).

Three of the eight effluent samples analyzed, proved lethal to Rainbow trout, whereas lethality was detected on 5 of the 11 effluent samples tested with the microcrustacean *C. dubia*. Acute sublethal toxicity, reported as threshold values (2.8 to 120 $_{as}$TU), was detected on 6 of the 11 effluent samples analyzed with the bacterial Microtox test. Chronic sublethal toxicity, reported as threshold values, was observed on 10 of the 11 samples tested with the algal *S. capricornutum* growth inhibition test (1.4 to 83 $_{cs}$TU), as well as with the microcrustacean reproductive test (1.4 to 580 $_{cs}$TU) on 8 of the 11 samples tested. Four of the eleven samples tested with the SOS Chromotest showed slight genotoxic activity (threshold values 4.5 to 23 $_{g}$U).

Following aeration, to promote the degradation of easily biodegradable toxics, bioassay data displayed an important reduction of toxicity for all acutely sublethal and genotoxic effluents. However, marked reductions were only noted for two of the ten chronically sublethal phytoxic effluents.

The presence of metals, though weak in concentration, certainly influenced the observed toxic effects. However, the high COD, BOD and TOC values reported in a few effluent samples probably contributed significantly to the respective toxic expressions noted.

Only two plants had PEEP (Potential Ecotoxic Effects Probe) values of greater than four : Pétromont Société en Commandite (4.5) and Monsanto (4.3), Theefore, the potential toxic loading to the St. Lawrence river from this industrial sector, as calculated by PEEP, indicates only a weak (< 0.05%) contribution relative to the total toxicity of the 49 St. Lawrence Action Plan priority plants.

AVANT-PROPOS

Ce document concerne l'évaluation écotoxicologique sommaire des effluents finaux de cinq usines du secteur de la chimie organique : **Monsanto** (Ville LaSalle), **Nacan** (Boucherville), **Alcool de Commerce** (Varennes), **Produits Nacan ltée** anciennement Hoechst (Varennes) **Industrie de Préservation du Bois** (Tracy) ainsi que trois usines de pétrochimie primaire : **Pétromont Société en Commandite** anciennement Union Carbide (Montréal-Est), **Kemtec** (Montréal-Est) et **Pétromont** (Varennes). Ces usines font partie du groupe des 50 industries prioritaires visées par le plan d'action Saint-Laurent. Une courte introduction précède la méthodologie d'échantillonnage et d'analyse chimique ainsi que la description des bioessais utilisés. Le chapitre 2 détaille les résultats pour chaque usine. Un bref aperçu du traitement et de la physico-chimie de chaque effluent considéré est donné d'après les rapports de caractérisation produits par les firmes de consultants. Les résultats de toxicité létale, sublétale aiguë et chronique suivent dans l'ordre. Lorsque pertinent, une figure accompagne les résultats pour appuyer l'interprétation. Un tableau sommaire pour chaque niveau de toxicité sert de base à la discussion. Les problèmes particuliers associés à un bioessai sont indiqués si nécessaire. Dans la mesure du possible, les liens probables entre les résultats de l'analyse physico-chimique et les effets observés sur les organismes sont discutés. Une figure comparative indiquant le classement de chacune des industries d'après l'indice BEEP, un outil de gestion développé par le Centre Saint-Laurent, complète ce document.

Par ailleurs, le lecteur est prié de consulter le glossaire en début de document pour le sens donné aux termes employés en écotoxicologie. Certains termes doivent être considérés dans un contexte précis. En premier lieu, l'évaluation écotoxicologique est considérée comme sommaire car elle ne contient que des analyses chimiques et des résultats de six à neuf bioessais. Il n'y a aucune donnée sur le milieu récepteur, ni sur les phénomènes de bioaccumulation. En second lieu, le terme chronique s'applique à une période d'exposition relativement longue correspondant à au moins 10 p. 100 du cycle de vie de l'organisme utilisé. Cette durée varie beaucoup selon les organismes (quelques heures pour les bactéries, quelques jours pour les algues et les microcrustacés et quelques mois pour les rats de laboratoire). En dernier lieu, dans le contexte de ce document, le terme de

génotoxicité se rapporte aux agressions toxiques du patrimoine génétique (ADN). Celles-ci se répartissent en cinq types selon une gravité croissante : endogénicité, mutagénicité, clastogénicité, tératogénicité et cancérogénicité. Le présent rapport se limite aux deux premiers types vu qu'aucun bioessai normalisé n'est encore disponible pour les autres types d'agression.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient Mesdames Manon Harwood et Linda Bouffard du groupe Analex et M. Yves Bois du groupe Technitrol-Eco pour leur collaboration à ce travail.

Nous tenons à remercier aussi Marc Villeneuve de l'Équipe d'intervention du Plan d'action Saint-Laurent et Raymond Van Coillie de la Direction de la protection de l'environnement pour leurs précieux conseils lors de la révision de ce document ainsi que Mme Monique Simond de la section Gestion et diffusion de l'information du Centre Saint-Laurent qui a contribué à l'amélioration de la qualité du francais.

TABLE DES MATIÈRES

PERSPECTIVE DE GESTION		iii
MANAGEMENT PERSPECTIVE		iii
RÉSUMÉ		v
ABSTRACT		vi
AVANT-PROPOS		vii
REMERCIEMENTS		viii
LISTE DES FIGURES		xi
LISTE DES TABLEAUX		xiii
GLOSSAIRE		xiv
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES		xvi
1	**INTRODUCTION**	1
2	**MATÉRIEL ET MÉTHODES**	3
2.1	Échantillonnage	3
2.2	Procédure analytique	3
2.3	Tests biologiques	3
2.3.1	Bioessais létaux (poissons, crustacés)	3
2.3.2	Bioessai sublétal aigu (bactéries)	5
2.3.3	Bioessais sublétaux chroniques (algues, crustacés, bactéries)	5
2.4	Biodégradation et persistance de la toxicité	6
3	**RÉSULTATS**	7
3.1	Pétromont Société en Commandite (Union Carbide), Montréal-Est	7
3.1.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	7
3.1.2	Bioessais	8
3.2	Kemtec (Montréal-Est)	9
3.2.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	9
3.2.2	Bioessais	12
3.3	Pétromont (Varennes)	14
3.3.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	14
3.3.2	Bioessais	16

3.4	Monsanto (Ville LaSalle)	22
3.4.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	22
3.4.2	Bioessais	23
3.5	Nacan (Boucherville)	27
3.5.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	27
3.5.2	Bioessais	28
3.6	Alcool de commerce (Varennes)	30
3.6.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	30
3.6.2	Bioessais	31
3.7	Produits Nacan ltée, (Hoechst), Varennes	33
3.7.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	33
3.7.2	Bioessais	33
3.8	Industrie de Préservation du Bois, IPB (Tracy)	34
3.8.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	34
3.8.2	Bioessais	35
4	**DISCUSSION**	38
4.1	Niveaux de toxicité, sensibilité des tests et éléments de toxicité	38
4.1.1	Létalité	38
4.1.2	Sublétalité aiguë	40
4.1.3	Sublétalité chronique	48
4.2	Classement sur l'échelle BEEP	57
RÉFÉRENCES		61

LISTE DES FIGURES

1 Pétromont société en commandite. Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues *Selenastrum capricornutum* exposée à diverses concentrations d'effluent 10

2 Pétromont société en commandite. Inhibition de la reproduction du crustacé *Ceriodaphnia dubia* exposé à diverses concentrations d'effluent 11

3 Kemtec. Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues *Selenastrum capricornutum* exposée à diverses concentrations d'effluent 13

4 Kemtec. Inhibition de la reproduction du crustacé *Ceriodaphnia dubia* exposé à diverses concentrations d'effluent 15

5 Pétromont (Échantillonnage de 1991). Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues *Selenastrum capricornutum* exposée à diverses concentrations d'effluent 18

6 Pétromont (Échantillonnage de 1993). Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues *Selenastrum capricornutum* exposée à diverses concentrations d'effluent 19

7 Pétromont (Échantillonnage de 1991). Inhibition de la reproduction du crustacé *Ceriodaphnia dubia* exposé à diverses concentrations d'effluent 20

8 Pétromont (Échantillonnage de 1993). Inhibition de la reproduction du crustacé *Ceriodaphnia dubia* exposé à diverses concentrations d'effluent 21

9 Monsanto. Inhibition de la croissance (avant aération) d'une population d'algues *Selenastrum capricornutum* exposée à diverses concentrations d'effluent 25

10 Monsanto. Inhibition de la reproduction du crustacé *Ceriodaphnia dubia* exposé à diverses concentrations d'effluent 26

11 Nacan (Échantillonnage de 1992). Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues *Selenastrum capricornutum* exposée à diverses concentrations d'effluent 29

12 Alcool de Commerce. Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues *Selenastrum capricornutum* exposée à diverses concentrations d'effluent 32

13 IPB Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues *Selenastrum capricornutum* exposée à diverses concentrations d'effluent 36

14 IPB Inhibition de la reproduction du crustacé *Ceriodaphnia dubia* exposé à diverses concentrations d'effluent 37

15 Classement des huit usines de chimie organique sur l'échelle BEEP, comparativement à l'ensemble des 49 usines du PASL 60

LISTE DES TABLEAUX

1	Caractéristiques des bioessais utilisés pour l'évaluation écotoxicologique des effluents de huit usines du secteur de la chimie organique	4
2	Sommaire des tests de létalité avec Truites arc-en-ciel et crustacés réalisés sur les effluents de huit usines du secteur de la chimie organique	41
3	Sommaire des tests de sublétalité aiguë avec bactéries réalisés sur les effluents de huit usines du secteur de la chimie organique	47
4	Sommaire des tests de sublétalité chronique avec l'algue *S. capricornutum* et le crustacé *C. dubia* réalisés sur les effluents de huit usines du secteur de la chimie organique	55
5	Sommaire des tests de génotoxicité réalisés sur les effluents de huit usines du secteur de la chimie organique	58

GLOSSAIRE

Termes techniques généraux

Dureté : Concentration dans l'eau, de cations réagissant avec une solution savonneuse de sodium pour entraîner la précipitation d'un résidu insoluble. En règle générale, la dureté correspond à la concentration d'ions calcium et magnésium dans l'eau et s'exprime en milligrammes par litre (mg/L) de carbonate de calcium ($CaCO_3$) ou l'équivalent.

pH : Logarithme négatif de l'activité des ions hydrogène, mesurée par leur concentration de moles par litre. Cette valeur exprime le degré ou l'intensité des réactions acides et alcalines selon une échelle de 0 à 14, où le nombre 7 représente la neutralité et les nombres inférieurs correspondent, en ordre décroissant, à des réactions acides de plus en plus fortes; les chiffres supérieurs à 7 indiquent, en ordre croissant, des réactions basiques ou alcalines de plus en plus fortes.

Pourcentage (p. 100 ou %) : Concentration exprimée en partie par cent. Un pour cent représente une unité ou partie d'une substance (p. ex., effluent, élutriat, lixiviat ou milieu récepteur) diluée dans de l'eau, jusqu'à concurrence de 100 parties. On peut préparer des concentrations en volume (v/v) et on les exprime en pourcentage de la substance à expérimenter dans la solution finale.

Termes désignant les substances servant aux essais

Contrôle : Synonyme de «témoin».

Eau de contrôle/de dilution : Eau utilisée pour constituer le témoin et pour diluer la substance à expérimenter afin d'en préparer différentes concentrations pour les divers traitements compris dans l'essai biologique.

Eaux usées : Terme général englobant les effluents, les lixiviats et les élutriats.

Effluent : Tout déchet liquide (p. ex., industriel ou urbain) rejeté dans l'environnement aquatique.

Élutriat : Solution aqueuse obtenue après avoir ajouté de l'eau à une substance solide (p. ex., sédiments), avoir agité le mélange, puis l'avoir centrifugé ou filtré ou avoir décanté le surnageant.

Lixiviat : Eau ou eaux usées ayant traversé une colonne de sol ou de déchets solides dans l'environnement.

Milieu récepteur : Eau de surface (p. ex., d'un ruisseau, d'une rivière ou d'un lac) dans laquelle un rejet a été évacué ou va être évacué (p. ex., immédiatement en amont du point de rejet).

Termes de toxicologie

Aigu : Qui se produit dans un bref intervalle (quelques secondes, minutes, heures ou jours) par rapport à la durée de vie de l'organisme soumis à l'essai.

Chronique : Qui se produit dans un intervalle d'exposition relativement prolongé correspondant généralement à une partie importante de la durée de vie de l'organisme, par exemple 10 p. 100 ou plus.

CI_{50} : Concentration inhibitrice 50. Estimation de la concentration à laquelle la substance à expérimenter ou l'effluent provoquent une réduction donnée d'une fonction biologique de caractère quantitatif, comme la reproduction ou la croissance.

CL_{50} : Concentration létale 50 (médiane). Concentration d'une substance dans l'eau ou d'un effluent qu'on estime létale pour 50 p. 100 des organismes soumis à un essai dont la durée est précisée (p. ex., CL_{50}-96 h)

CMEO : Concentration minimale avec effet observé. La plus faible concentration d'une substance qui provoque des effets nocifs détectés par l'observateur et statistiquement significatifs. Traduction du terme LOEC : «lowest observable effect concentration».

CSEO : Concentration sans effet observé. La plus forte concentration d'une substance qui ne provoque aucun effet nocif observé et statistiquement significatif. Traduction du terme NOEC : «no observable effect concentration».

Génotoxicité : Effets d'une substance ou d'un effluent qui affectent le matériel génétique (ADN) d'un organisme vivant, en l'occurrence une bactérie.

Létal : Qui entraîne la mort par effet direct.

Létalité aiguë : Mort survenant après une brève exposition à une substance à expérimenter (5 min, 48 h, 96 h).

Mutagénicité : Effets d'une substance ou d'un effluent qui produisent des mutations spontanées chez les bactéries Salmonella typhimurium de diverses souches.

ST : Seuil toxique. Moyenne géométrique de la CMEO et de la CSEO. Concentration seuil d'effet ou seuil de toxicité sont d'autres termes utilisés. Traduction du terme CV : «chronic value».

Toxicité chronique : Effets à long terme liés à des modifications d'éléments tels que le métabolisme, la croissance, la reproduction.

Unité toxique : Unité de mesure correspondant à 100 divisé par le paramètre de mesure utilisé (CL_{50}, CI_{50}, seuil toxique). Une augmentation en unités toxiques correspond à une augmentation de la toxicité.

Termes techniques en épuration des eaux

Bassin d'égalisation : Bassin ayant pour objet de régulariser la composition, la température, le pH et la densité de l'eau brute avant de l'envoyer dans une station d'épuration.

Boues activées : Boues floculantes ou floculées produites par aération prolongée des eaux d'égout. Par les micro-organismes qu'elles contiennent, ces boues sont capables de transformer la matière organique en produits stables.

Charbon actif ou activé : Charbon végétal auquel un traitement a donné une surface spécifique considérable. Utilisé pour l'adsorption des matières communiquant à l'eau un goût, une odeur ou une couleur. Il est aussi employé pour adsorber l'excès de chlore dans les eaux désinfectées.

Clarification : Élimination des matières en suspension dans l'eau ou les eaux usées, accélérée généralement par la floculation ou la coagulation.

Coagulation des effluents : Procédé utilisant un produit chimique pour provoquer l'adsorption ou l'entraînement par agglomération (floculation) des particules fines en suspension ou en dispersion colloïdale dans un liquide.

Décantation : Séparation, par l'action de la pesanteur, des matières en suspension ou de deux liquides de densité différente.

Demande biochimique en oxygène (DBO_5) : Unité de mesure de la pollution de l'eau, définie par la quantité d'oxygène utilisée dans l'oxydation biochimique de la matière organique, par des bactéries, pendant une période d'incubation de cinq jours à 20 °C.

Demande chimique en oxygène (DCO) : Mesure de la capacité de la consommation d'oxygène de la matière organique et inorganique présente dans l'eau ou dans les eaux usées.

Eau de refroidissement : Eau utilisée principalement pour le refroidissement des moteurs à combustion interne, des condensateurs de vapeur, etc.

Floculation : voir coagulation.

Flottation à air dissous : Extraction sous forme d'écume des matières solides en suspension dans l'eau ou les eaux usées en les amenant à la surface, généralement par insufflation d'air.

Neutralisation : Addition de produits chimiques en vue de rendre l'eau neutre, ni acide ni alcaline, et dans la pratique non agressive à l'égard des matériaux.

Sédimentation : Formation d'un sédiment, d'un dépôt dans une masse fluide contenant des matières en suspension.

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

Ap : Après l'étape d'aération

Av : Avant l'étape d'aération

BEEP: Barème d'effets écotoxiques potentiels

CSL : Centre Saint-Laurent

HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

MES : Matières en suspension

PASL : Plan d'action Saint-Laurent

U_g : Unités génotoxiques

UT_l : Unités toxiques létales

UT_{sa} : Unités toxiques sublétales aiguës

UT_{sc} : Unités toxiques sublétales chroniques

v/v : Volume sur volume

1 INTRODUCTION

Le secteur de la chimie organique ne fait l'objet d'aucune réglementation particulière au Québec. Toutefois, les usines de ce secteur rejettent un certain nombre de substances organiques problématiques pour le milieu aquatique. C'est pourquoi, dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent, le gouvernement fédéral, en collaboration avec le gouvernement provincial, a jugé important de faire une caractérisation chimique et biologique des effluents liquides des usines les plus problématiques de ce secteur industriel.

L'évaluation écotoxicologique met surtout l'emphase sur les bioessais en utilisant l'analyse chimique (organique et inorganique) des effluents comme support à l'interprétation des résultats. Les objectifs majeurs de cette évaluation concernent donc: a) le dépistage des effets toxiques; b) la nature et la persistance des polluants; c) les relations probables entre les substances identifiées et les effets observés. Ces derniers intègrent l'ensemble des phénomènes antagonistes, additifs ou synergiques qui résultent de la présence simultanée de nombreuses substances (Cairns Jr. et Mount, 1990).

L'utilisation de bioessais pour évaluer la toxicité potentielle de substances chimiques est relativement récente. C'est en 1945 qu'est utilisé pour la première fois un bioessai avec poissons pour évaluer la toxicité de rejets industriels (Hart *et al.*, 1945). Dans les années 1960, l'emploi du bioessai de létalité avec la Truite arc-en-ciel se généralise. En 1971, le gouvernement canadien imposait, dans son Règlement sur les fabriques de pâtes et papiers (Environnement Canada, 1971), son utilisation pour évaluer la toxicité des effluents liquides. Par la suite, d'autres secteurs comme les raffineries de pétrole et les mines ont été assujetties à des contrôles similaires. Plus récemment, l'utilisation d'une gamme de bioessais a été recommandée pour l'évaluation d'effluents industriels (OECD, 1987; Sergy, 1987).

La stratégie de dépistage des effets toxiques (Blaise *et al.*, 1985, 1988) repose sur l'utilisation d'organismes de plusieurs niveaux trophiques (décomposeurs, producteurs primaires, consommateurs primaires et secondaires). L'approche expérimentale en laboratoire est préconisée pour des raisons de simplicité, reproductibilité, coût-efficacité, sensibilité et disponibilité des bioessais (Cairns Jr. et Pratt, 1989; Blaise, 1991).

Trois niveaux de toxicité sont analysés: 1) létal (stress entraînant la mortalité); 2) sublétal aigu (stress altérant les fonctions physiologiques sur une courte période par rapport au cycle vital de l'organisme); 3) sublétal chronique (stress à plus long terme impliquant l'inhibition de la croissance d'une population, l'inhibition de la reproduction, les lésions du matériel génétique).

Finalement, l'ensemble des résultats bioanalytiques est intégré dans un indice, le BEEP (Barème d'effets écotoxiques potentiels; Costan *et al.*, 1993) qui permet une comparaison de la toxicité potentielle des effluents des 50 usines prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent.

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Échantillonnage

La procédure d'échantillonnage utilisée est celle établie par Environnement Canada (Vezeau, 1982; Environnement Canada, 1992a). Les échantillons sont maintenus à 4 °C durant la période d'échantillonnage, de transport et d'entreposage. Les échantillons suivants ont été prélevés dans l'effluent final de chaque usine :

- Un échantillon de 35 L, composé sur 24 heures dans un récipient de verre, pour les analyses biologiques et physico-chimiques.

- Deux échantillons de 60 L composés sur 24 heures dans des réservoirs opaques de type «Rubbermaid» doublés de sacs de polyéthylène, destinés aux bioessais avec poissons et crustacés.

2.2 Procédure analytique

Les tests biologiques et les mesures physico-chimiques sont réalisés à partir de portions filtrées ou non filtrées de l'échantillon, selon les contraintes analytiques (Environnement Canada, 1989). Les paramètres physico-chimiques sont mesurés selon les méthodes normalisées (APHA, 1989) et les protocoles analytiques développés dans nos laboratoires. Les résultats des analyses chimiques pour chaque usine considérée dans ce document sont détaillés dans les rapports de caractérisation des diverses firmes de consultants.

2.3 Tests biologiques

Tous les résultats des tests biologiques sont exprimés en unités toxiques létales (UT_l), sublétales aiguës (UT_{sa}), sublétales chroniques (UT_{sc}) ou génotoxiques (U_g). Selon la nomenclature proposée par Sprague et Ramsay (1965), l'unité toxique est égale à 100 divisé par la concentration en % v/v du paramètre de mesure considéré (e.g. CL_{50}, CI_{50}, seuil toxique). Le tableau 1 présente les principales caractéristiques descriptives des bioessais utilisés.

2.3.1 Bioessais létaux (poissons, crustacés).- La létalité des composantes physiques, chimiques et bactériologiques de l'effluent est déterminée par des bioessais avec la Truite arc-en-ciel *Oncorynchus mykiss = Salmo Gairdneri* Richardson (Environnement Canada, 1990d) et le crustacé *Ceriodaphnia dubia = C. reticulata* Jurine (Environnement Canada, 1992c). Le degré de toxicité létale de

Tableau 1 Caractéristiques des bioessais utilisés pour l'évaluation écotoxicologique des effluents de huit usines de la chimie organique

Bioessai	Variable d'effet	Niveau de toxicité	Paramètre de mesure
Microtox *Photobacterium phosphoreum*	Inhibition de l'émission de bioluminescence	Sublétalité aiguë	Seuil toxique CI_{50}
Algue *Selenastrum capricornutum*	Inhibition de croissance de la population	Sublétalité chronique	Seuil toxique CI_{50}
Crustacé *Ceriodaphnia dubia*	Mortalité	Létalité	Seuil toxique CL_{50}
Crustacé *Ceriodaphnia dubia*	Inhibition de la reproduction	Sublétalité chronique	Seuil toxique
SOS Chromotest (-S9) *Escherichia coli*	Induction du gène SOS (lésion de l'ADN)	Génotoxicité (génotoxique)	Seuil toxique
SOS Chromotest (+S9) *Escherichia coli*	Induction du gène SOS (lésion de l'ADN)	Génotoxicité (pro-génotoxique)	Seuil toxique
Truite *Oncorynchus mykiss*	Mortalité	Létalité	CL_{50}

l'effluent pour les poissons est déterminé par la CL_{50}-96 heures (concentration de l'effluent en % v/v produisant 50 p. 100 de mortalité au terme d'une exposition de quatre jours). Chez les crustacés, la CL_{50} et le seuil toxique sont déterminés après une exposition de sept jours. La moyenne géométrique (M.G.) de la CSEO (concentration sans effet observé) et de la CMEO (concentration minimale avec effet observé) détermine le seuil toxique :

$$M.G. = (CSEO \times CMEO)^{1/2}$$

Les résultats sont exprimés sous forme d'unités toxiques létales (UTl). Les tests statistiques utilisés (analyse de régression pour la détermination de la CL_{50}, ANOVA et contraste à posteriori ou l'équivalent non paramétrique pour déterminer les valeurs de CSEO et de CMEO) sont détaillés dans les méthodes normalisées d'Environnement Canada (Environnement Canada, 1990d, 1992c).

2.3.2 Bioessai sublétal aigu (bactéries).- Le test Microtox (Beckman, 1982; Environnement Canada, 1992d) mesure l'inhibition de lumière émise par la bactérie *Photobacterium phosporeum* Cohn exposée à diverses concentrations d'un effluent durant 15 minutes. La CI_{50} (concentration d'un effluent inhibant 50 p. 100 de l'émission lumineuse) et la moyenne géométrique de la CSEO et de la CMEO sont déterminées. Les résultats sont exprimés en unités toxiques sublétales aiguës (UT_{sa}).

2.3.3 Bioessais sublétaux chroniques (algues, crustacés, bactéries)

2.3.3.1 *Inhibition de la croissance algale.-* Le test avec l'algue *Selenastrum capricornutum* Printz (Blaise, 1986; Environnement Canada, 1992b) mesure l'inhibition de la croissance d'une population exposée durant 96 heures à diverses concentrations d'effluent. Les résultats du seuil toxique (moyenne géométrique de la CSEO et CMEO) sont exprimés en unités toxiques sublétales chroniques (UT_{sc}).

2.3.3.2 *Inhibition de la reproduction.* - Le test avec le cladocère *Ceriodaphnia dubia* (Environnement Canada, 1992c) mesure l'inhibition de la reproduction d'individus exposés sept jours à diverses concentrations d'effluent. La moyenne géométrique de la CSEO et de la CMEO est déterminée et les résultats sont exprimés en unités toxique sublétales chronique (UT_{sc}).

2.3.3.3 *Génotoxicité.-* Les lésions du matériel génétique (ADN) sont mises en évidence à l'aide du SOS Chromotest (Quillardet *et al.*, 1982; Environnement Canada, 1992e). Une souche bactérienne de *Escherichia coli* Migula, modifiée génétiquement pour permettre un dosage colorimétrique, est utilisée pour évaluer le potentiel génotoxique d'un effluent. L'ajout d'un extrait enzymatique de foie de rat (+S9) permet de déceler la présence de substances pro-génotoxiques activables par les voies métaboliques d'un mammifère (biotransformation), et par inférence inductive chez tout organisme. Mentionnons que la concordance entre le SOS Chromotest et le test d'Ames (nombre de réponses positives et négatives) varie de 60 à 100 p. 100 en

fonction de la procédure utilisée et du nombre de classes de substances chimiques testées (Hofnung *et al.*, 1989; Legault *et al.*, 1994). La CSEO et la CMEO sont déterminées et les résultats du seuil génotoxique sont exprimés en unités génotoxiques (U_g). Le test indique aussi la toxicité (non quantifiée) pour les bactéries.

2.4 Biodégradation et persistance de la toxicité

Ce test simule un traitement biologique (aérobie) de l'effluent avant son rejet dans le milieu récepteur. Un sous-échantillon de l'effluent est aéré pendant cinq jours pour évaluer la biodégradabilité des substances présentes et les modifications de la toxicité résultant de l'activité microbiologique. Le pH et le carbone organique total sont alors mesurés et comparés aux valeurs initiales (temps t_0).

Le test Microtox, le test algal et le SOS Chromotest sont repris après l'étape d'aération de l'échantillon d'effluent et les résultats de toxicité comparés à ceux obtenus avant biodégradation. Les bioessais avec crustacés et ceux de mutagénicité ne sont pas répétés après aération en raison des coûts particulièrement élevés de ces tests.

3 RÉSULTATS

3.1 Pétromont Société en Commandite (Union Carbide), Montréal-Est

3.1.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- L'usine Union Carbide est sous le contrôle de Pétromont Société en commandite depuis janvier 1992. Cette usine a une production annuelle nominale de 63 000 tonnes d'oxyde d'éthylène, de 225 000 tonnes de polyéthylène et de 110 000 tonnes de concentrés (GIPASL, 1992). Elle se divise en trois secteurs de production. Le secteur des concentrés sépare les gaz des raffineries par distillation cryogénique d'où est extraite la fraction hydrogène-méthane. Le reste des hydrocarbures et les concentrés (composés d'éthylène, éthane, propylène, propane, butane, butène et pentane) sont expédiés par pipeline à l'usine de Pétromont de Varennes. Le secteur des produits chimiques produit de l'oxyde d'éthylène par oxydation en phase gazeuse, ainsi que de l'éthylène glycol servant à la fabrication d'antigel. Le troisième secteur produit du polyéthylène par polymérisation de l'éthylène à haute pression (LGL, 1990).

L'épuration des eaux consiste en un traitement primaire de type physico-chimique. Les eaux de purge des systèmes de refroidissement indirect, les eaux des chaudières et de procédé ainsi que celles de l'égout pluvial sont collectées dans un bassin servant de séparateur d'huile, puis sont pompées au bassin de mélange où sont incorporés les polymères et le chlorure ferrique. La floculation des eaux se fait dans deux bassins à agitation lente suivi d'une sédimentation dans deux bassins de décantation statique. Les eaux traitées sont acheminées au réseau d'égouts collecteur de la CUM (LGL, 1990).

La campagne d'échantillonnage s'est échelonnée du 20 au 23 novembre 1990. L'échantillonnage pour les analyses biologiques a eu lieu le second jour de la campagne (21 au 22 novembre) sur un échantillon composé intégré (24 h) de l'effluent final.

Le débit de l'effluent final pour le jour 2 était évalué à 4432,5 m^3/d, le pH variait entre 6 et 7 pour la journée d'analyse. Parmi les paramètres conventionnels mesurés, signalons des valeurs élevées pour la DBO_5 (210 mg/L) et la DCO (483 mg/L) ainsi qu'une forte concentration de solides totaux (500 mg/L).

Parmi les quelques métaux détectés, la concentration d'argent total (0,005 mg/L) se situe dans la plage de EC_{50}-2 j (immobilisation) du crustacé *D. magna* (Mance, 1987). La concentration de chrome total (0,21 mg/L) se situe dans l'intervalle

de CI_{50} (0,072-0,468 mg/L) de l'algue *S. capricornutum* (Greene *et al.* 1988). La concentration de zinc total (0,12 mg/L) est similaire à des valeurs de CL_{50} (48 h et 96 h) observées chez les crustacés *Daphnia hyalina* (0,04 mg/L) et *Daphnia magna* (0,068 mg/L; Mance, 1987). Cette concentration se situe aussi dans l'intervalle de CI_{50} de l'algue *S. capricornutum* (0,052 à 0,072; St-Laurent *et al.*, 1992).

Quelques substances organiques chlorées ont été détectées, mais toutes se trouvaient à de faibles concentrations. Mentionnons parmi les substances volatiles : le chloroforme (1,3 µg/L), le benzène (10 µg/L), le dichloro-1,2 éthane (66 µg/L) et le dichloro-1,3 benzène (2,1 µg/L). Parmi les substances organiques semi-volatiles, on retrouve du bis (chloro-2 éthyle) éther (18 µg/L), de l'éthanol butoxy-2 (60 µg/L), l'éthanol 2-(butoxy-2) éthoxy (115 µg/L), le bicyclohexyl-phényl (105 µg/L), le benzène-1,1 oxybis (60 µg/L) et le bicyclohexyl phényl-4 (105 µg/L).

L'échantillon composé pour les analyses biologiques indique un pH de 7,4. L'analyse du carbone organique total (COT) montre une valeur initiale élevée (137 mg/L) et une biodégradation importante des substances présentes dans l'échantillon après cinq jours d'aération (concentration finale = 29,4 mg/L).

3.1.2 Bioessais.- La campagne d'échantillonnage indique peu d'effets écotoxiques pour les organismes des bioessais.

3.1.2.1 *Létalité.-* L'échantillon d'effluent n'a occasionné aucune létalité significative tant chez les Truites arc-en-ciel (*O. mykiss*) que chez les crustacés *Ceriodaphnia dubia.*

3.1.2.2 *Sublétalité aiguë.-* Les bactéries *Photobacterium phosphoreum* du test Microtox n'indiquent aucune inhibition significative de la bioluminescence tant avant qu'après l'étape d'aération de l'effluent (5 jours).

3.1.2.3 Sublétalité chronique

a) Inhibition de la croissance.- Le test d'inhibition de croissance avec l'algue *Selenastrum capricornutum* indique une forte toxicité. L'inhibition est significative à une concentration de 3,13 % v/v d'effluent, pour un seuil toxique de 40 UT_{SC} (figure 1). La CI_{50} se situe à 2,6 UT_{SC}. L'étape d'aération ne modifie pas la valeur de seuil toxique (40 UT_{SC}), mais la CI_{50} se révèle légèrement plus faible (2 UT_{SC}).

b) Inhibition de la reproduction.- Chez les crustacés *C. dubia,* l'inhibition de la reproduction est faible. Elle est significative à la concentration de 100 % v/v d'effluent (figure 2). Le seuil toxique est évalué à 1,4 UT_{SC}.

c) Génotoxicité.- Aucune activité génotoxique n'a été décelée avec le SOS Chromotest.

3.2 Kemtec (Montréal-Est)

3.2.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Cette compagnie a fermé ses portes en août 1991. Elle produisait annuellement, à partir de naphte, de propylène et de xylène, environ 11 500 tonnes d'acétone, 28 000 tonnes de phénols, 250 000 tonnes de base pour essence, 181 000 tonnes de paraxylène et 4000 tonnes de dérivé d'acétone (GIPASL, 1992).

Les eaux de procédé du secteur pétrochimique subissaient un prétraitement dans un séparateur API. Par la suite, elles étaient acheminées vers un bassin d'égalisation (traitement biologique). Les eaux de procédé de l'usine chimique passaient par un réservoir de rétention avant de séjourner dans un bassin d'aération prolongée où s'effectuait le traitement biologique. Les eaux de ruissellement de l'usine chimique étaient recueillies et dirigées au bassin d'égalisation, puis combinées aux eaux du bassin chimique pour former l'effluent du bassin d'aération combiné. Les eaux traitées s'écoulaient vers les clarificateurs où s'effectuait une décantation de la liqueur mixte. L'effluent traité était acheminé au réseau d'égouts de la CUM. Les eaux pluviales du secteur pétrochimique étaient traitées dans un séparateur API pour enlever les huiles et les solides en suspension avant d'être rejetées au réseau d'égouts collecteur de la CUM (LGL, 1990).

L'échantillonnage a été réalisé du 9 au 12 avril 1991. L'évaluation écotoxicologique a été effectuée la seconde journée (10 au 11 avril) sur un échantillon composé (24 h) du point 1 (effluent des eaux de procédé).

Pour cette journée d'évaluation, le débit s'élevait à 2335 m^3/d. À l'exception des solides totaux (490 mg/L), tous les autres paramètres conventionnels étaient en faibles concentrations (DBO_5 : 4,6 mg/L, DCO : 25 mg/L, MES : 1,9 mg/L).

L'analyse chimique a détecté peu de métaux et les concentrations étaient généralement faibles. Signalons toutefois le cuivre (0,02 mg/L) qui se situait à la limite inférieure de la plage de toxicité aiguë (CL_{50} 2-3 j) pour les cladocères *D. magna*

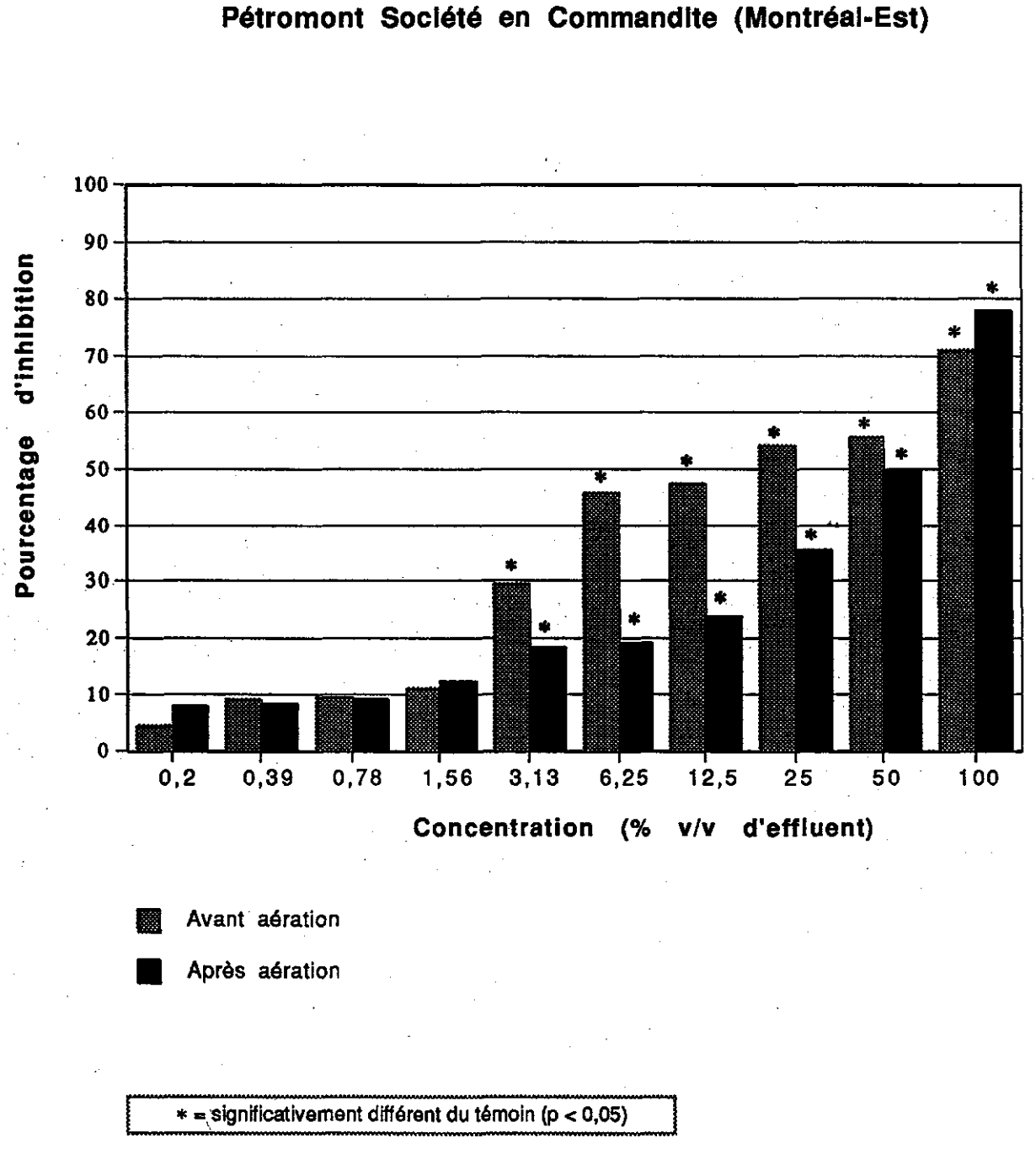


Figure 1 Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues* Selenastrum capricornutum *exposée à diverses concentrations d'effluent

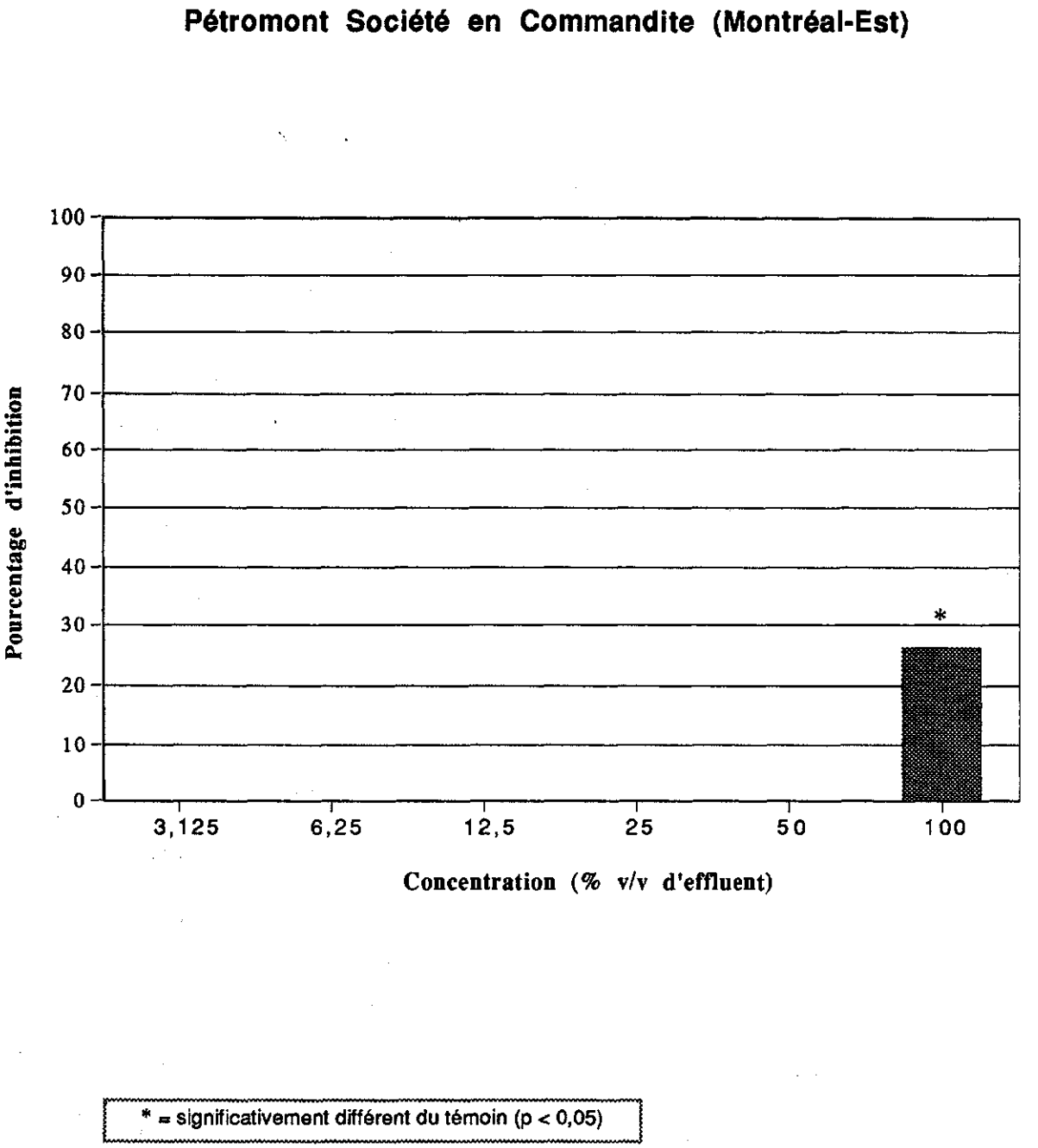


Figure 2 Inhibition de la reproduction du crustacé* Ceriodaphnia dubia *exposé à diverses concentrations d'effluent

(0,025 à 0,09 mg/L; Mance, 1987) et *C. dubia* (0,023 mg/L; Elnabarawy *et al.,* 1986). Cette concentration se situait aussi à la limite de la plage de CI_{50} observée chez l'algue *S. capricornutum* (0,023-0,037 mg/L; Biaise 1986). La concentration de zinc (0,13 mg/L) était supérieure à une valeur de CL_{50}-96 h rapportée pour le crustacé *D. magna* (0,06 mg/L), ainsi qu'à une valeur de CL_{50}-48 h rapportée pour le crustacé *Daphnia hyalina* (0,04 mg/L; Mance, 1987). Elle était supérieure aux concentrations inhibitrices chez l'algue *S. capricornutum* (CI_{50} de 0,32 à 0,073 mg/L; (St-Laurent *et al.,* 1992).

Par ailleurs, aucune des substances organiques analysées ne dépassait les limites de détection.

L'échantillon composé pour les analyses biologiques indiquait un pH de 7,7. La concentration d'oxygène dissous était de 10,5 mg/L et la dureté était évaluée à 250 mg/L de $CaCO_3$. La concentration initiale de carbone organique total (38,4 mg/L) a diminué à 9,4 mg/L après cinq jours d'aération.

3.2.2 Bioessais.- L'ensemble des bioessais indique que l'effluent était peu toxique.

3.2.2.1 Létalité.- Les résultats du bioessai avec Truites arc-en-ciel (*O. mykiss*) ne sont pas rapportés suite à une trop forte mortalité chez les témoins.

On a observé de la mortalité chez les crustacés *C. dubia.* À la concentration maximale testée (100 % v/v d'effluent), neuf crustacés sur 10 n'ont pas survécu au test de sept jours. Le seuil toxique est évalué à 1,4 UT_l. La CL_{50}-7 j est identique au seuil toxique (1,4 UT_l).

3.2.2.2 Sublétalité aiguë.- L'échantillon d'effluent n'indique aucune inhibition de bioluminescence significative chez les bactéries du test Microtox, autant avant qu'après l'étape d'aération.

3.2.2.3 Sublétalité chronique

a) Inhibition de la croissance.- L'échantillon d'effluent non aéré n'a démontré aucune toxicité pour les algues *S. capricornutum.* Toutefois après aération, l'inhibition de la croissance des algues est significative à la concentration maximale testée (100 = % v/v, figure 3), pour un seuil toxique de 1,4 UTsc. L'inhibition maximale étant de 45 %, aucune CI_{50} n'a été calculée.

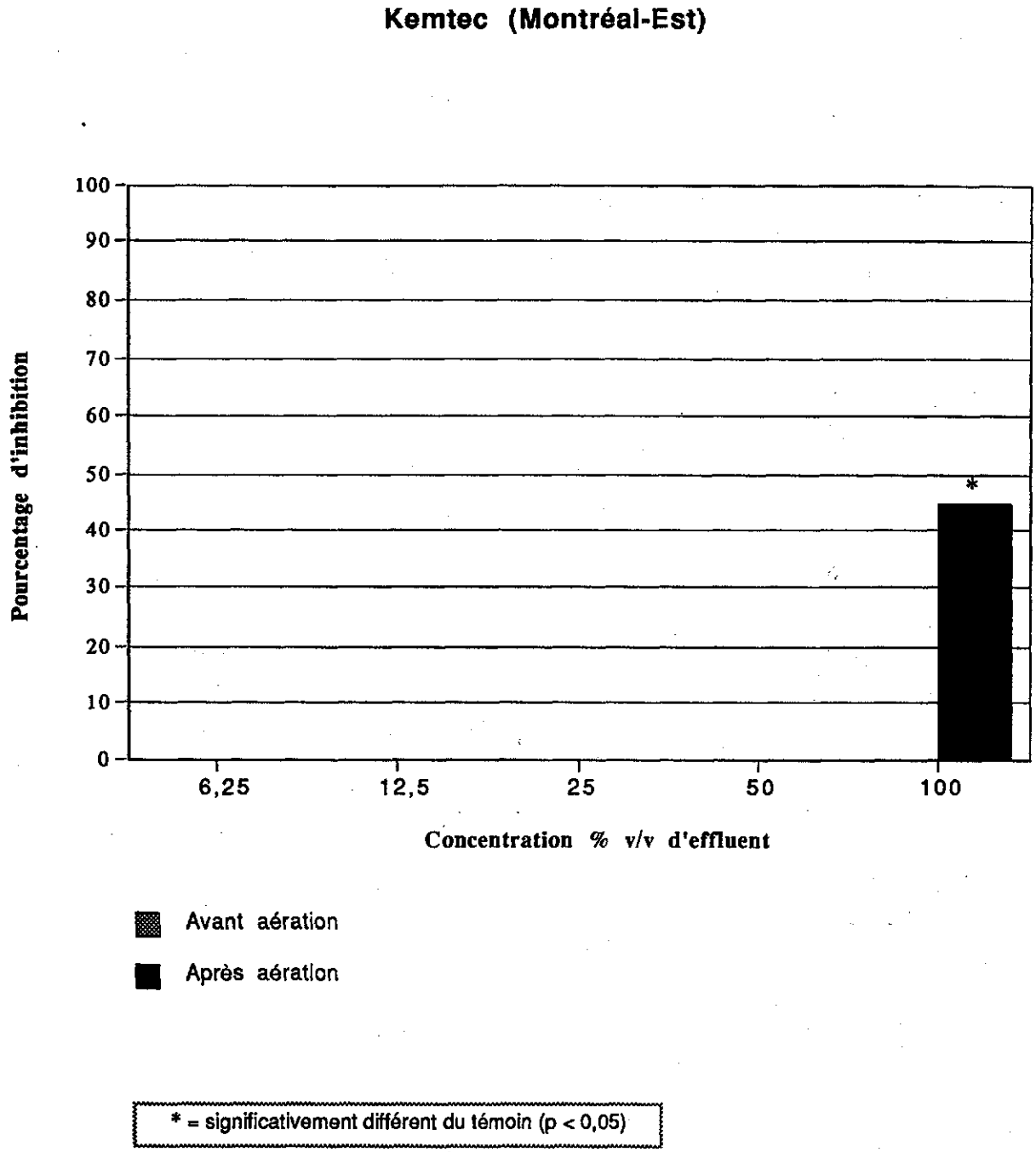


Figure 3 Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues Selenastrum capricornutum exposée à diverses concentrations d'effluent

b) Inhibition de la reproduction.- Chez les microcrustacés *Ceriodaphnia dubia*, une inhibition significative de la reproduction est observée à la concentration de 50 % v/v d'effluent. Le seuil toxique est évalué à 2,8 UT_{SC} (figure 4).

c) Génotoxicité.- Sur l'échantillon original, le SOS Chromotest révèle une activité génotoxique significative à la concentration maximale testée (50 % v/v), pour un seuil toxique de 4,5 U_g. Le test réalisé sur l'échantillon aéré pendant cinq jours n'indique plus de génotoxicité significative. L'ajout de S9, qui permet d'évaluer la présence de substances promutagènes transformables par les mécanismes de détoxification des microsomes de foie de rat, élimine toute activité génotoxique de l'échantillon. L'étape d'aération de cet échantillon ne modifie pas la réponse observée.

3.3 Pétromont (Varennes)

3.3.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Cette compagnie a une production nominale annuelle de 202 100 tonnes d'éthylène, 110 150 tonnes de propylène, 5900 tonnes de méthyl-acétylène-propadiène, 50 800 tonnes de mélange de butadiène, 86 950 tonnes d'essence de pyrolyse, 3750 tonnes d'acétylène, 4950 tonnes d'hydrogène, 43 200 tonnes d'huile lourde et 112 550 tonnes de gaz combustible. Tout est produit à partir de butane, d'éthane, de propane, de naphte, de distillats et de concentrés (GIPASL, 1992).

L'usine opère un traitement aux boues activées pour enlever les phénols. Cet effluent est dirigé par la suite, avec d'autres rejets, à un séparateur API et dans un bassin de sédimentation. Les eaux pluviales, les eaux domestiques prétraitées ainsi que les eaux propres de procédé sont acheminées vers un bassin de sédimentation (pluvial). Les eaux de ce bassin se combinent à celles du procédé avant leur rejet au fleuve.

Trois échantillonnages pour des analyses biologiques ont été effectués depuis 1989. La campagne de mars 1989 a déjà fait l'objet d'une évaluation écotoxicologique sommaire (Environnement Canada, 1990a). Les résultats des bioessais de cet échantillonnage ont été intégrés, à titre de comparaison, aux tableaux récapitulatifs que l'on retrouve dans la section discussion. Pour une analyse plus approfondie de ces résultats, se référer au rapport mentionné plus haut.

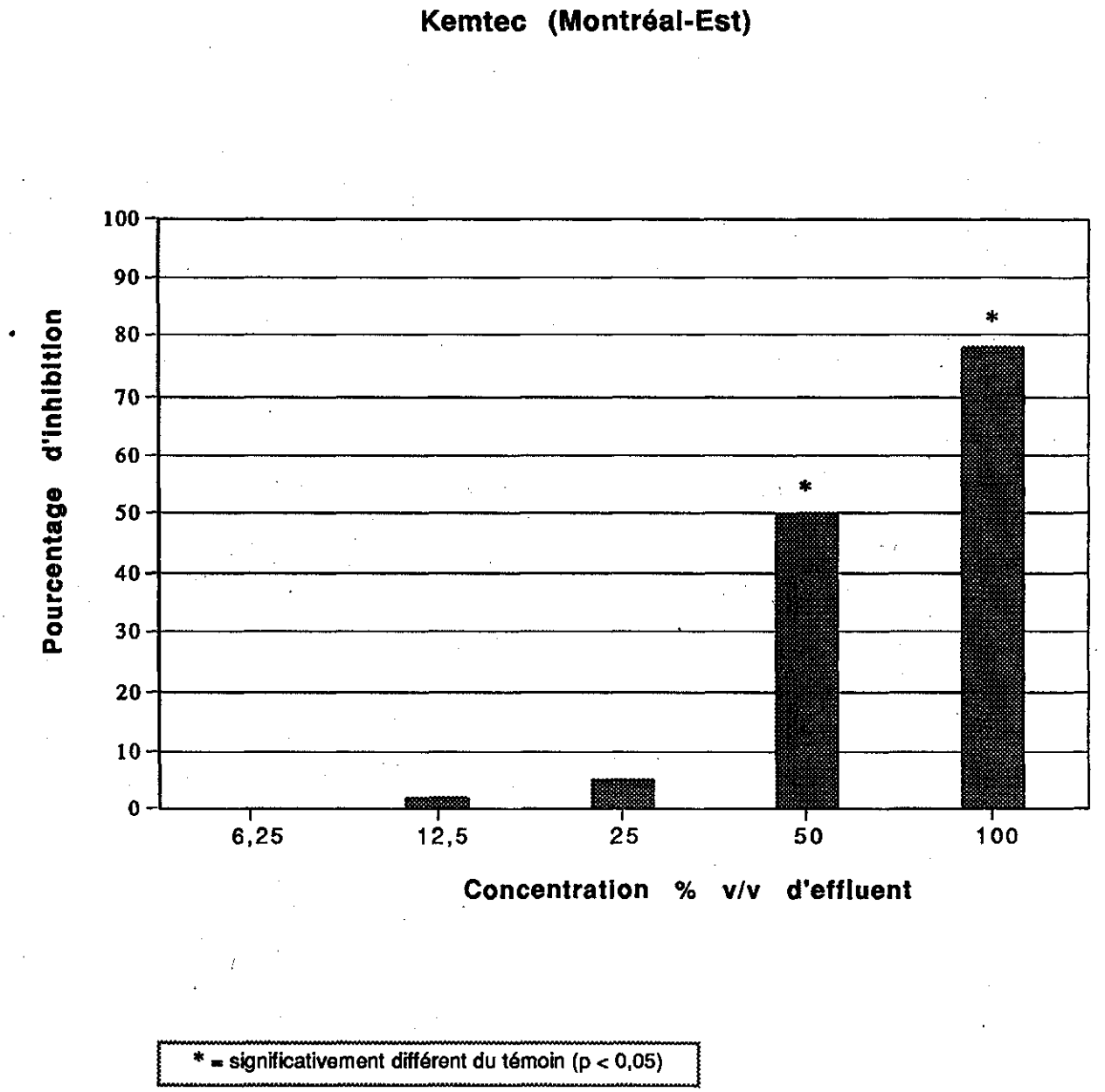


Figure 4 Inhibition de la reproduction du crustacé Ceriodaphnia dubia exposé à diverses concentrations d'effluent

La campagne d'échantillonnage de 1991 ne comporte pas de caractérisation chimique; elle a consisté essentiellement en la réalisation de tests de toxicité. Seules des mesures de pH et de carbone organique total (COT) ont été effectuées sur l'échantillon prélevé.

Pour cet échantillon d'effluent, le pH se situait autour de 8 et la concentration de COT était de 79,4 mg/L. Cette concentration diminue à 47,5 mg/L après cinq jours d'aération.

La campagne d'échantillonnage de 1993 a pour sa part fait l'objet d'une caractérisation chimique complète. Elle s'est échelonnée du 27 au 30 septembre 1993. L'évaluation écotoxicologique a été effectuée la seconde journée (28 au 29 septembre) sur un échantillon composé (24 h) de l'effluent final (sortie du bassin de sédimentation).

Le débit pour le jour 2 est évalué à 2865,6 m^3/d. Parmi l'ensemble des paramètres conventionnels, mentionnons des concentrations élevées de solides totaux (791 mg/L), d'azote ammoniacal (6,8 mg/L) ainsi qu'une DCO de 100 mg/L.

Très peu de métaux ont été détectés et les concentrations sont faibles.

Par contre, un certain nombre de substances organiques volatiles chlorées sont présentes. Mentionnons principalement le trichlorofluorométhane (4,6 µg/L), le dichloro-1,1 éthylène (8,5 µg/L), le dichloro-1,2 éthane (68 µg/L), le chloroforme (1,6 µg/L), le tétrachloroéthylène (7,5 µg/L), le dichloro-1,2 et 1,4 benzène (0,6 et 0,5 µg/L). À noter qu'aucune de ces substances ne dépasse les concentrations jugées acceptables pour la protection de la vie aquatique d'eau douce (CCMRE, 1987).

Le pH de l'échantillon utilisé pour les analyses biologiques se situait à 7,9. L'analyse du carbone organique total (COT) indiquait une concentration initiale de 20,6 mg/L qui reste pratiquement inchangée (19,9 mg/L) après aération de cinq jours.

3.3.2 Bioessais.- Les analyses biologiques effectuées lors de la campagne d'échantillonnage de 1991 indiquent des effets toxiques plus importants que ceux relevés pour la campagne de 1993.

3.3.2.1 *Létalité*

Échantillonnage de 1991.- Chez la Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*), la CL_{50} est comprise entre 2 et 10 UT_l. La toxicité pour les crustacés est du même ordre de grandeur avec une CL_{50} de 5,7 UT_l, identique à la valeur de seuil toxique.

Échantillonnage de 1993.- Le test avec Truites arc-en-ciel n'a pas été effectué sur l'échantillon composé. Toutefois, le test de létalité avec crustacés ne révèle aucune toxicité de l'échantillon d'effluent.

3.3.2.2 *Sublétalité aiguë*

Échantillonnage de 1991.- L'échantillon original d'effluent s'avère toxique à des concentrations très faibles pour les bactéries du test Microtox. Le seuil toxique est évalué à 119 UT_{SC}. Aucune valeur de CI_{50} n'est observée car les plus fortes concentrations n'ont pas permis de mesurer une inhibition supérieure ou égale à 50 p. 100. Après aération, la toxicité diminue de façon importante et le seuil toxique est maintenant de 5,7 UT_{SC}. Aucune CI_{50} n'est observée.

Échantillonnage de 1993.- Cet échantillon se révèle moins toxique que celui de 1991. Le seuil toxique avant aération est de 11,3 UT_{SC}; après cinq jours d'aération, la toxicité diminue légèrement (seuil toxique = 2,8 UT_{SC}). Aucune valeur de CI_{50} n'est rapportée pour cet échantillon.

3.3.2.3 *Sublétalité chronique*

a) Inhibition de la croissance

Échantillonnage de 1991.- Le bioessai avec l'algue *Selenastrum capricornutum* révèle une faible toxicité de l'échantillon. Avant aération, l'inhibition de la croissance des algues est significative à une concentration de 12,5 % v/v pour un seuil toxique de 5,7 UT_{SC}. La CI_{50} est estimée à 2,5 UT_{SC}. Après aération, aucune toxicité n'est observée (figure 5).

Échantillonnage de 1993.- L'échantillon original ne révèle aucune toxicité pour les algues, mais après aération, on note une faible inhibition de la croissance des algues (figure 6). Le seuil toxique est évalué à 1,4 UT_{SC} et la CI_{50} se situe à 1 UT_{SC}.

b) Inhibition de la reproduction

Échantillonnage de 1991.- Le test avec crustacés indique une forte toxicité sublétale de l'échantillon d'effluent. L'inhibition de la reproduction est significative à la concentration de 6,25 % v/v pour un seuil toxique de 22,5 UT_{SC} (figure 7).

Échantillonnage de 1993.- Le bioessai avec crustacés indique une plus faible toxicité qu'en 1991 (seuil toxique = 1,4 UT_{SC}). L'inhibition de la

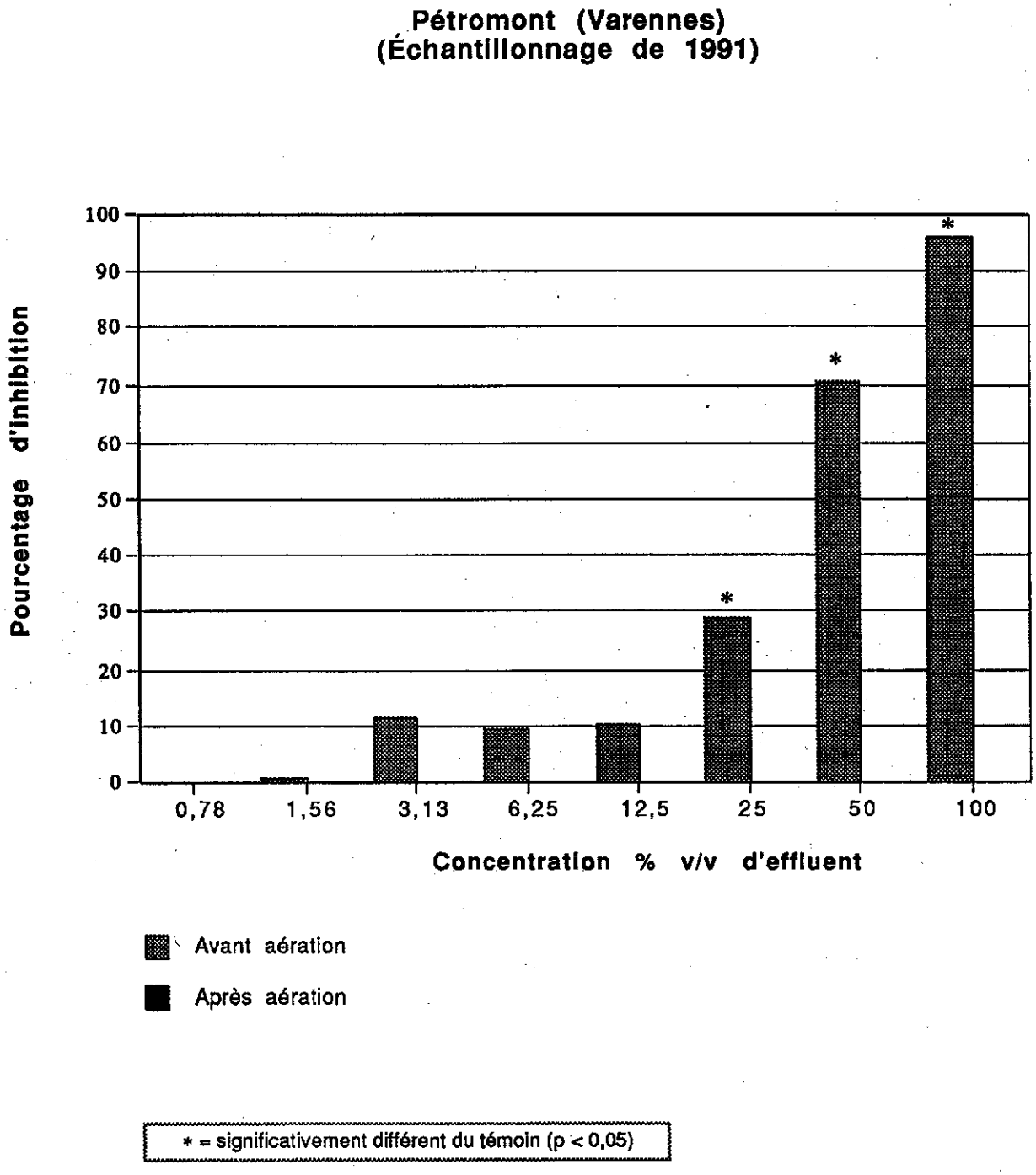


Figure 5 Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues* Selenastrum capricornutum *exposée à diverses concentrations d'effluent

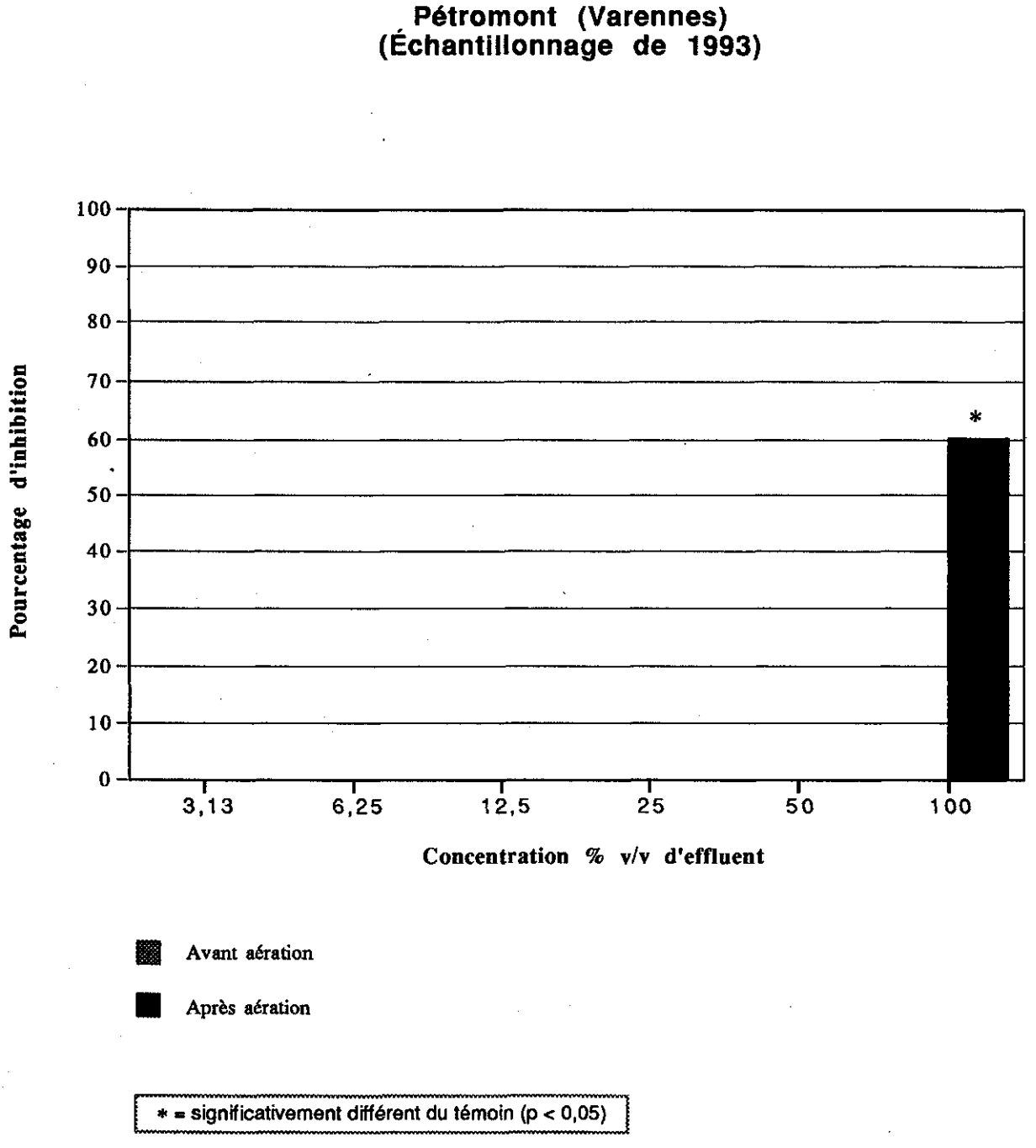


Figure 6 Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues* Selenastrum capricornutum *exposée à diverses concentrations d'effluent

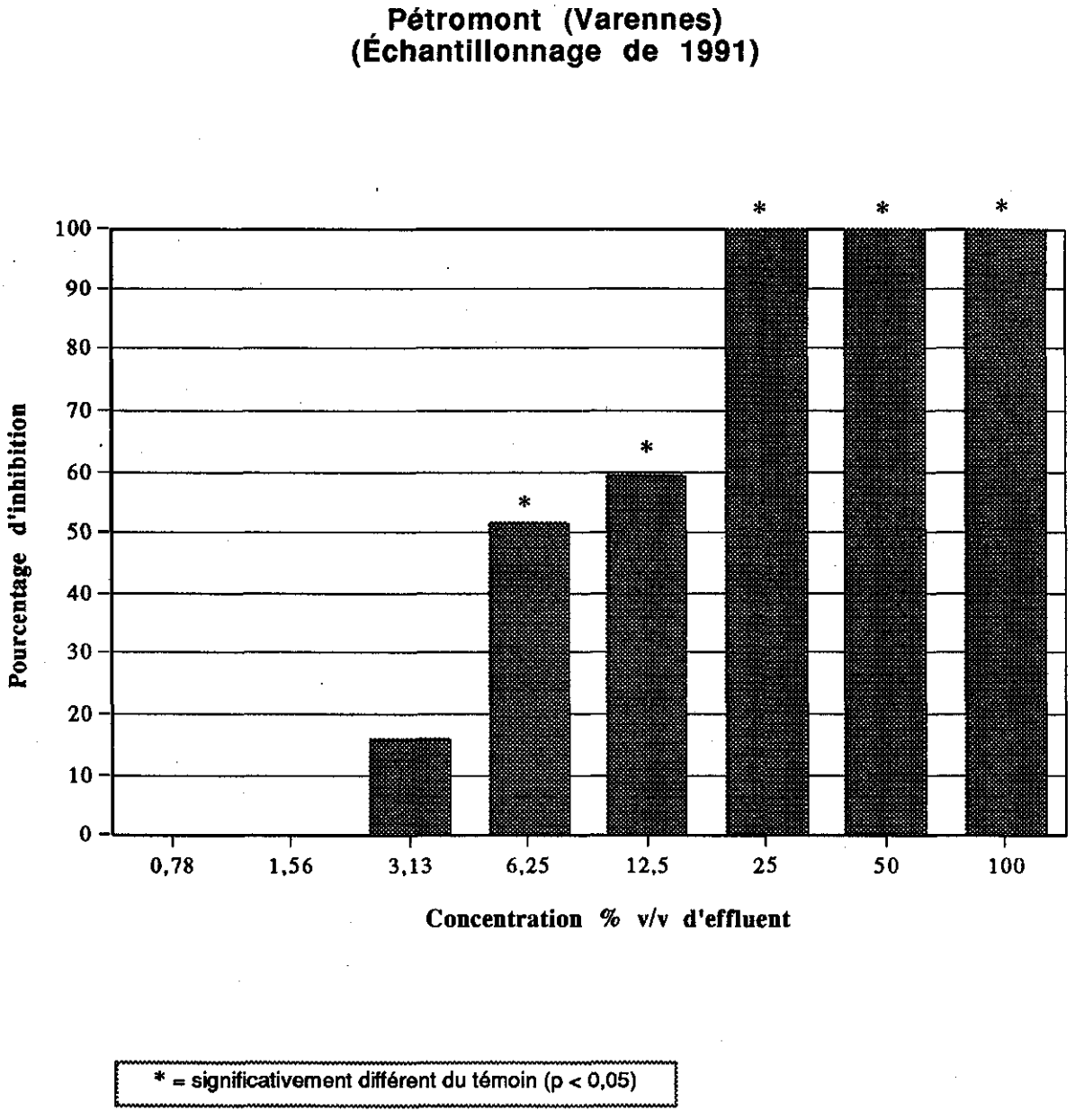


Figure 7 Inhibition de la reproduction du crustacé* Ceriodaphnia dubia *exposé à diverses concentrations d'effluent

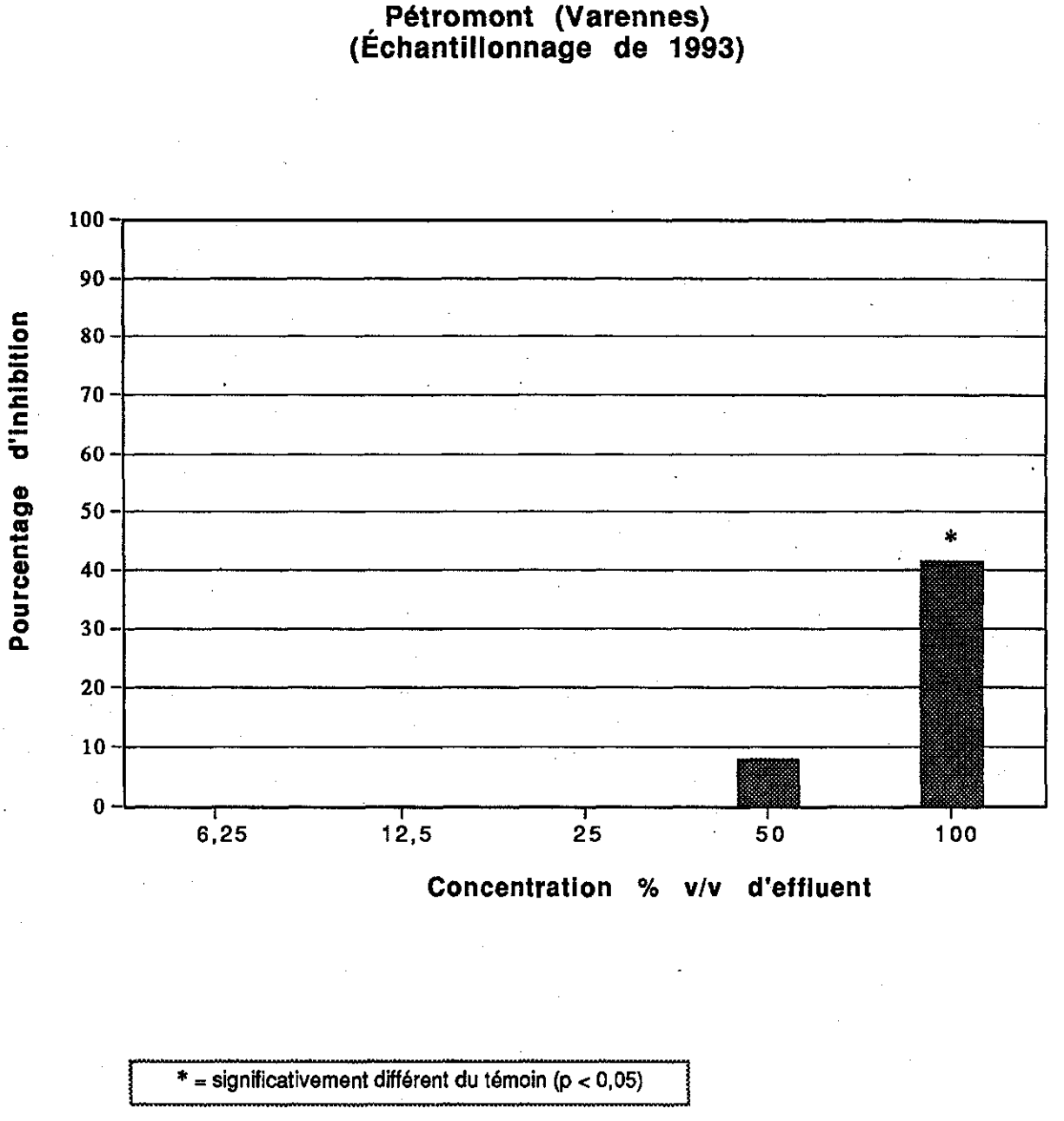


Figure 8 Inhibition de la reproduction du crustacé **Ceriodaphnia dubia** ***exposé à diverses concentrations d'effluent***

c) Génotoxicité

Échantillonnage de 1991.- Le SOS Chromotest n'indique aucune activité génotoxique dans les quatre étapes du test. Toutefois, on dénote de la toxicité pour les bactéries dans trois étapes du test sur quatre (échantillon original sans S9 et les deux échantillons avec S9).

Échantillonnage de 1993.- Le SOS Chromotest révèle la présence d'une activité génotoxique pour trois échantillons. L'échantillon original montre un seuil toxique de 22,4 U_g qui diminue à 4,5 U_g après aération. L'étape de bioactivation avec de l'extrait enzymatique de foie de rat (+S9) révèle une légère génotoxicité (seuil toxique = 4,5 U_g) qui disparaît après aération de l'échantillon.

3.4 Monsanto (Ville LaSalle)

3.4.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Cette compagnie produisait jusqu'en 1991 de l'anhydride maléique. Elle continue la production de polymères du type ABS (acrylonitrile-butadiène-styrène) et de type SAN (copolymères styrène-acrylo-nitrile). Elle produit aussi des résines aminoplastes, des esters plastifiants, des antioxydants, des sels de polymère de styrène et d'acide maléique ainsi que des herbicides (GIPASL, 1992).

Les eaux usées se déversent dans le réseau de la CUM par quatre raccordements, un pour l'effluent de procédé et trois pour les eaux pluviales (LGL 1992). Les eaux usées de procédé sont neutralisées dans deux réservoirs de 5000 gallons chacun. Par la suite, elles s'écoulent par gravité vers le collecteur Saint-Patrick qui recueillent aussi les purges des tours de refroidissement. Les huiles et graisses du département des plastifiants sont récupérées par sédimentation, séparation et réutilisation des eaux. Les eaux du secteur des herbicides sont recirculées en totalité. Les eaux du département de scripset sont décantées pour récupérer le solvant (xylène). Celles du département de polymérisation sont recueillies pour sédimentation des billes de plastiques. Les alcools présents dans les eaux usées provenant de la production des résines aminoplastes sont récupérés par distillation.

La campagne de caractérisation chimique s'est échelonnée du 24 au 29 février 1992. L'évaluation écotoxicologique a été réalisée la quatrième journée (27 au

28 février) sur un échantillon composé intégré (24 h) du point 1 (émissaire principal au collecteur Saint-Patrick).

Le débit de cet émissaire pour la quatrième journée était évalué à 1572 m^3/d. Le pH s'est maintenu autour de 8,5 pour la période de 24 h. Plusieurs paramètres conventionnels ont été mesurés à de fortes concentrations. Mentionnons des valeurs élevées en DCO (1700 mg/L), en DBO_5 (1048 mg/L) et en COT (613 mg/L). Les concentrations de MES (472 mg/L), de solides totaux (2059 mg/L) et d'azote ammoniacal (21 mg/L) sont aussi très importantes.

Parmi les quelques métaux détectés, mentionnons la concentration de cuivre total (0,035 mg/L) qui se situe dans la plage de toxicité aiguë (CL_{50}-2-3 j) pour le cladocère *D. magna* (0,025 à 0,09 mg/L; Mance, 1987) et supérieure à celle de *C. dubia* (0,023 mg/L; Elnabarawy *et al.*, 1986). Cette concentration se situe aussi dans la plage de Cl_{50} observée chez l'algue *Selenastrum capricornutum* (0,023-0,037 mg/L; Blaise, 1986). La concentration de zinc (0,065 mg/L) est similaire à des valeurs de CL_{50} (48 h et 96 h) observées chez les crustacés *Daphnia Hyalina* (0,04 mg/L) et *Daphnia magna* (0,068 mg/L; Mance, 1987). Cette concentration se situe aussi dans l'intervalle de Cl_{50} de l'algue *S. capricornutum* (0,052 à 0,072 mg/L; St-Laurent *et al.*, 1992).

Plusieurs substances organiques ont été détectées, mais généralement en faibles concentrations. Mentionnons principalement les concentrations de phénol (26 µg/L), d'acrylonitryle (3100 µg/L), de toluène (200 µg/L), de chlorobenzène (4,3 µg/L), d'éthylbenzène (87 µg/L), de m+p-xylène (320 µg/L), de o-xylène (120 µg/L), de styrène (620 µg/L), de triméthyl-1,2,4 benzène (65 µg/L) et de formaldéhyde (1,1 mg/L).

L'échantillon d'effluent utilisé pour l'évaluation bioanalytique indique un pH de 7,3. La concentration initiale de carbone organique total est très élevée (443 mg/L) et diminue de moitié après cinq jours d'aération (210 mg/L).

3.4.2 Bioessais.- L'échantillon d'effluent s'est avéré fortement toxique pour la majorité des organismes.

3.4.2.1 Létalité.- Aucune valeur de CL_{50} n'a été observée chez la Truite arc-en-ciel. Cependant, pour l'échantillon d'effluent non dilué (100 % v/v), 40 p. 100 des organismes sont morts en 96 h.

La létalité chez les crustacés *C. dubia* se révèle importante. La mortalité est significative à 10 % v/v d'effluent pour un seuil toxique de 14,1 UT_l et une CL_{50} estimée à 9,2 UT_l.

3.4.2.2 Sublétalité aiguë.- Le test d'inhibition de la bioluminescence (Microtox), indique lui aussi une forte toxicité de l'échantillon. Avant aération, l'inhibition est significative à la concentration de 1,25 % v/v d'effluent pour un seuil toxique de 116 UT_{sa}. La CI_{50} est estimée à 17 UT_{sa}. L'étape d'aération diminue la toxicité, l'inhibition est significative à 6,25 % v/v pour un seuil toxique de 22,7 UT_{sa}. La CI_{50} se situe alors entre 25 et 50 % v/v pour une valeur calculée de 2,6 UT_{sa}.

3.4.2.3 Sublétalité chronique

a) Inhibition de la croissance.- Le test d'inhibition de la croissance des algues avec *Selenastrum capricornutum* indique de la toxicité sur l'échantillon original seulement. L'inhibition est significative à partir d'une concentration de 1,88 % v/v d'effluent pour un seuil toxique de 83 UT_{sc} (figure 9). La CI_{50} est comprise entre 29 et 59 UT_{sc}. Après l'étape d'aération, la toxicité disparaît complètement.

b) Inhibition de la reproduction.- Le test d'inhibition de la reproduction avec les crustacés *C. dubia*, révèle aussi une très forte toxicité associée à l'échantillon. L'inhibition est significative à une concentration très faible (5 % v/v d'effluent), pour un seuil toxique de 28,3 UT_{sc} (figure 10).

c) Génotoxicité.- L'échantillon original montre une activité génotoxique à la concentration de 10 % v/v d'effluent pour un seuil toxique de 22,5 U_g. Après l'étape d'aération, la génotoxicité diminue légèrement et le seuil toxique est de 4,5 U_g. L'étape de bioactivation avec des extraits enzymatiques de foie de rat (+S9) montre une activité génotoxique identique à celle de l'échantillon original (seuil toxique = 22,5 U_g). L'aération de cet échantillon diminue aussi l'activité génotoxique (seuil toxique = 4,5 U_g).

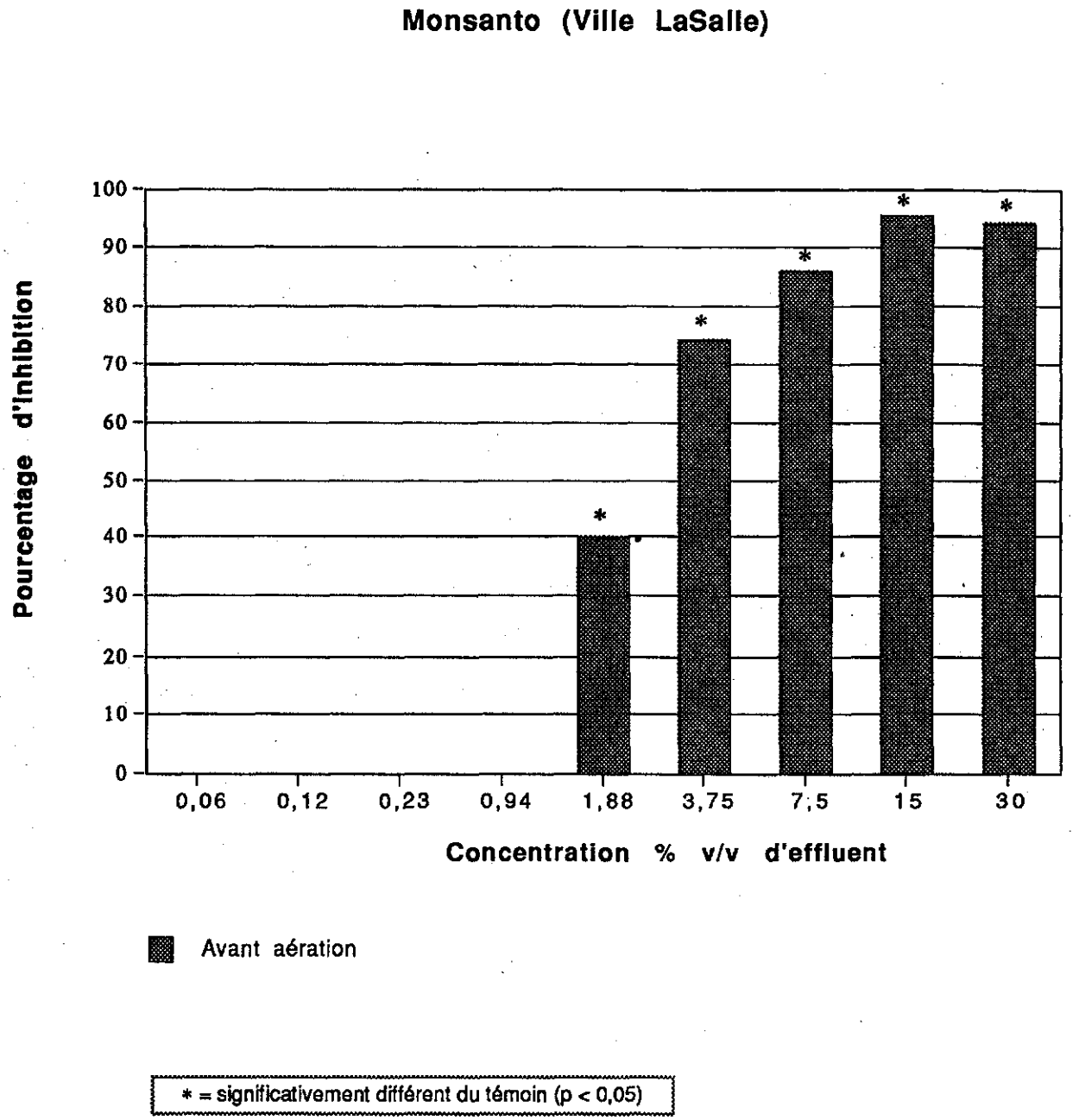


Figure 9 Inhibition de la croissance (avant aération) d'une population d'algues* Selenastrum capricornutum *exposée à diverses concentrations d'effluent

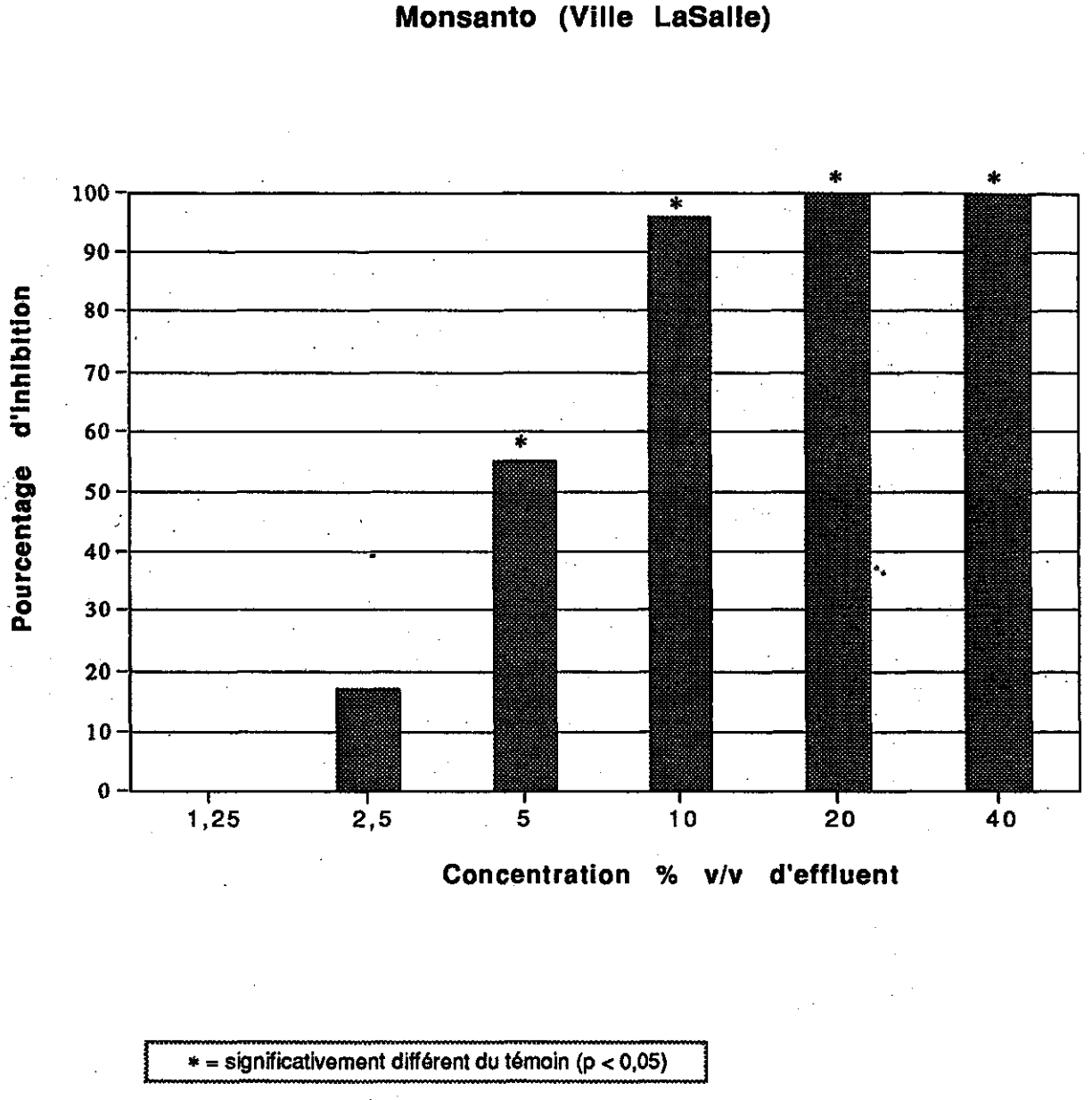


Figure 10 Inhibition de la reproduction du crustacé* Ceriodaphnia dubia *exposé à diverses concentrations d'effluent

3.5 Nacan (Boucherville)

3.5.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Cette compagnie produit des adhésifs industriels et des résines de plastiques à partir d'acétate de vinyle, de dextrine et d'acrylate (GIPASL, 1992). L'eau est utilisée dans la préparation des produits finis et pour le refroidissement. Elle sert aussi pour le lavage des réacteurs, des bassins de mélange, des wagons et des camions-citernes.

L'usine déverse ses eaux usées par deux raccordements au réseau d'égouts municipal de Boucherville. Les eaux de procédé sont acheminées vers un bassin de rétention puis vers un bassin d'égalisation. Les eaux de ces bassins passent à travers un réservoir de mélange éclair où sont ajoutés les divers floculants (aluns, aluminate de soude et polymère anionique). La coagulation finale s'effectue dans un floculateur-décanteur duquel les boues sont extraites et épaissies. Ces boues sont ensuite pompées dans un filtre presse et éliminées comme déchets spéciaux chez Laidlaw. Les eaux pluviales et de refroidissement sont rejetées au fleuve sans traitement (GIPASL, 1992).

Deux campagnes d'échantillonnage ont été effectuées ces dernières années. La première date de mars 1989 et a déjà fait l'objet d'une évaluation écotoxicologique sommaire (Environnement Canada, 1990b). Pour fin de comparaison, les résultats des bioanalyses figurent dans les tableaux sommaires présentés dans le chapitre 4 «discussion». Pour une analyse détaillée de la toxicité de cet effluent, se référer au rapport mentionné plus haut.

La deuxième campagne d'échantillonnage s'est déroulée du 16 au 18 septembre 1992. Les analyses biologiques ont été réalisées le deuxième jour (17 septembre), sur un échantillon composé intégré (de 7:30 à 16:30 aux 5 min) de l'effluent final de procédé et des eaux de refroidissement. Ce composé est très différent de celui de 1989. En effet, le mélange de 1992 est proportionnel au débit des eaux de procédé diluées dans les eaux de refroidissement, contrairement à celui de 1989 qui ne portait que sur les eaux de procédés. L'absence de mesure de débit sur les eaux de refroidissement ne permet pas de calculer les concentrations théoriques de l'échantillon intégré utilisé pour l'évaluation bioanalytique.

À titre d'information, mentionnons quand même la caractérisation de l'effluent final de procédé de 1992. Tous les paramètres chimiques sont présents en fortes concentrations. Notons plus particulièrement les fortes valeurs de DCO (9841 mg/L), de COT (2781 mg/L) et de DBO_5 (3490 mg/L). Les concentrations de MES (967

mg/L), de solides totaux (7438 mg/L) et d'huiles et graisses (42,5 mg/l) sont très élevées.

Parmi les métaux détectés, les concentrations de cuivre (0,02 mg/L), de nickel (0,03 mg/L), de mercure (0,001 mg/L) et de zinc (2,97 mg/L) sont élevées.

Très peu de substances organiques ont été détectées; mentionnons les concentrations de phénol (160 µg/L) et de trichloro-1,1,1 éthane (65 µg/L).

L'échantillon d'effluent composé montre une valeur de pH de 8 et une dureté calculée à 130 mg/L de $CaCO_3$. La concentration initiale de carbone organique total est de 41 mg/L et diminue à 21 mg/L après cinq jours d'aération.

3.5.2 ***Bioessais.-*** La très forte dilution du composé d'effluent se reflète par une faible toxicité pour l'ensemble des organismes des bioessais.

3.5.2.1 ***Létalité.-*** Toutefois, le bioessai de létalité avec Truites arc-en-ciel indique une mortalité significative. La CL_{50} se situe entre 2-4 UT_l.

Pour sa part, le test avec les crustacés *C. dubia* ne montre aucune létalité significative.

3.5.2.2 ***Sublétalité aiguë.-*** Le test Microtox ne montre également aucune inhibition de la bioluminescence chez les bactéries *Photobacterium phosphoreum.*

3.5.2.2 Sublétalité chronique

a*) Inhibition de la croissance.-* L'échantillon original (avant aération) révèle une faible toxicité pour les algues *S. capricornutum.* L'inhibition est significative à la concentration de 50 % v/v d'effluent, pour un seuil toxique de 2,7 UT_{sc} (figure 11). La CI_{50} se situe entre 2-4 UT_{sc}. Après cinq jours d'aération, l'effluent se révèle encore toxique pour les algues avec une inhibition significative pour l'échantillon non dilué (figure 11). La CI_{50} se situe maintenant entre 1 et 2 UT_{sc}.

b) Inhibition de la reproduction.- L'échantillon ne montre aucune toxicité sublétale pour les crustacés *Ceriodaphnia dubia.*

c) Génotoxicité.- Le bioessai SOS Chromotest ne révèle aucune génotoxicité associée à l'échantillon d'effluent non aéré. L'ajout d'extrait enzymatique de foie de rat (+S9) n'occasionne aucune activité génotoxique significative. On dénote toutefois de la toxicité pour les bactéries dans deux étapes du test sur quatre (échantillon non aéré avec et sans S9).

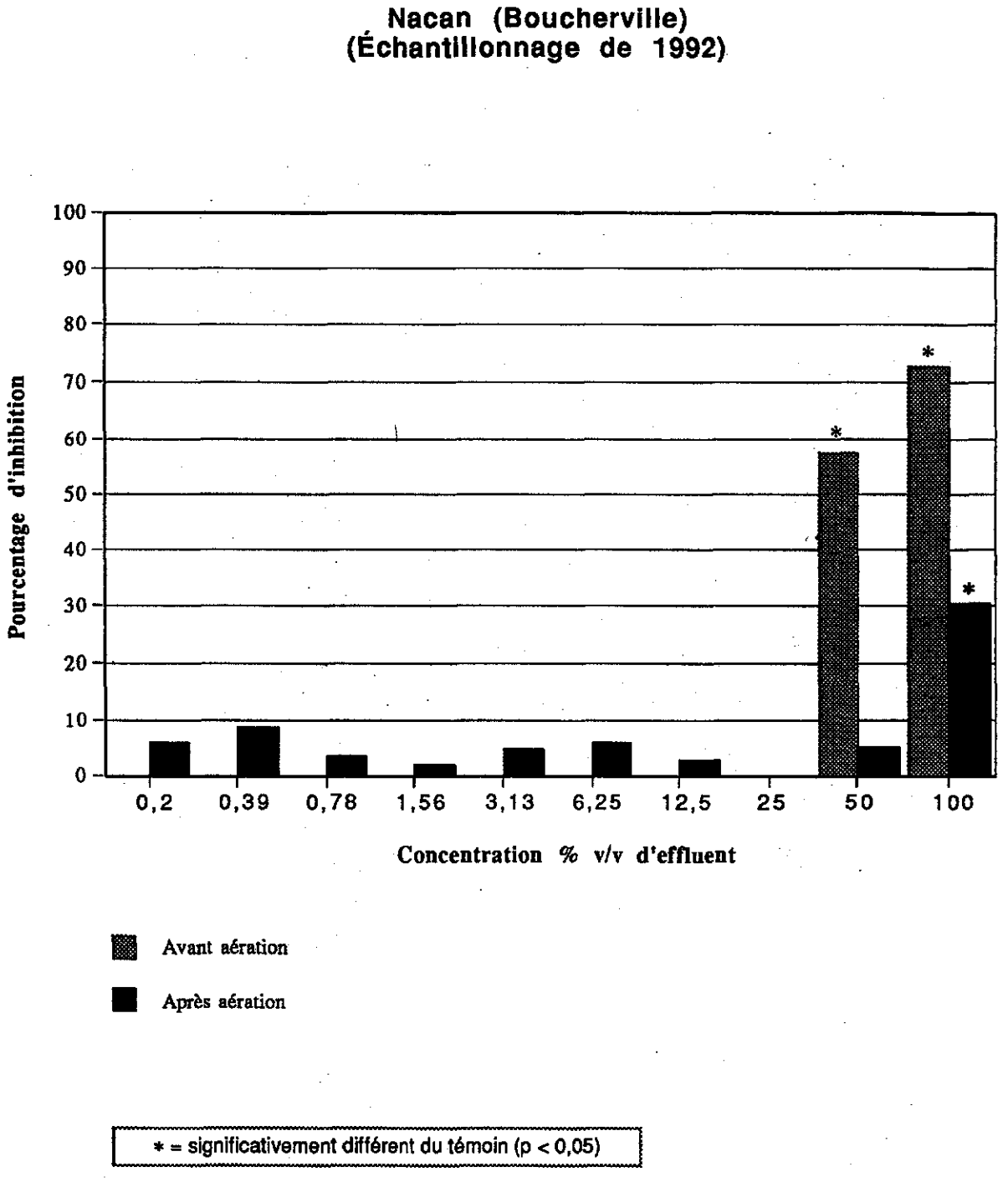


Figure 11 Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues* Selenastrum capricornutum *exposée à diverses concentrations d'effluent

3.6 Alcool de commerce (Varennes)

3.6.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Cette compagnie produisait de l'éthanol à partir d'éthylène gazeux (capacité nominale de 55 000 tonnes). La fabrication se faisait par hydratation directe d'éthylène en présence d'acide phosphorique comme catalyseur. La production a cessé en mai 1991, suite à la perte de leur principale source d'approvisionnement. L'eau était utilisée principalement dans les réactions catalytiques, le lavage des barils et des équipements de production ainsi que pour le refroidissement direct et indirect (GIPASL, 1992).

Le traitement des eaux consistait à acheminer les eaux de procédés, ainsi que les eaux provenant du lavage des fûts, de l'atelier des services et les eaux pluviales vers un bassin de rétention. Les eaux domestiques subissaient un traitement aérobie suivi d'une chloration. Ces deux effluents étaient pompés ensemble vers le fleuve. Les eaux de lavage des résines cationiques et anioniques étaient mélangées avec les eaux de lavage alcalines provenant de l'usine de mise en fût, avant d'être neutralisées et envoyées dans un bassin de décantation. Celui-ci recevait aussi les boues de décantation de l'eau brute et les eaux de lavage des résines neutralisées. Les eaux de refroidissement non traitées étaient aussi dirigées vers le bassin de décantation. Finalement, toutes les eaux arrivaient au poste de mesure avant leur rejet au fleuve (LGL, 1992).

La campagne de caractérisation s'est déroulée du 17 au 20 septembre 1990. L'évaluation écotoxicologique a été réalisée la seconde journée, du 18 au 19 septembre, sur un échantillon composé intégré (24 h) de l'effluent final.

Le débit pour cette journée était de 875 m^3/j et le pH oscillait entre 7 et 7,5 pour la période de 24 h. Parmi les paramètres conventionnels, la DCO (71 mg/L) et la DBO_5 (38 mg/L) étaient en faibles concentrations. Toutefois, on a observé de fortes concentrations de solides totaux (2300 mg/L) et de phosphore total (29 mg/L).

Parmi les métaux totaux décelés, mentionnons une concentration de cuivre (0,06 mg/L) qui se situe dans la plage de toxicité létale (CL_{50}) chez la Truite arc-en-ciel (0,018 à 0,9 mg/L; Mance, 1987). Elle est supérieure aux valeurs de CI_{50}-96 h chez l'algue *S. capricornutum* (0,023-0,037 mg/L; (Biaise *et al.,* 1986). La concentration de zinc total (0,05 mg/L) se situait dans l'intervalle de CI_{50} de l'algue *S. capricornutum* (0,052 à 0,072 mg/L; St-Laurent *et al., 1992*).

Peu de substances organiques ont été détectées, parmi les substances organiques volatiles, nous mentionnerons le chloroforme (6,7 µg/L) et le trichloro-1,1,1 éthane (12 µg/L). On retrouve aussi de l'éther éthylique (430 µg/L), de l'acétone (90 µg/L) et de l'isopropanol (3100 µg/L). La seule substance organique semi-volatile présente était l'acide diphosphorique tétraéthylester (200 µg/L).

La dureté de l'échantillon composé intégré (24 h) formé pour les analyses biologiques a été évaluée à 340 mg/L de $CaCO_3$ et le pH initial se situait à 7,1. La concentration initiale de carbone organique total (COT) était faible (19 mg/L) et diminuait à 7,3 mg/L après cinq jours d'aération de l'échantillon.

3.6.2 Bioessais.- Tous les bioessais réalisés indiquent une faible toxicité de l'échantillon d'effluent.

3.6.2.1 *Létalité.-* La toxicité létale est inexistante chez les Truites arc-en-ciel ainsi que chez les crustacés *Ceriodaphnia dubia.*

3.6.2.2 *Sublétalité algue.-* Aucune inhibition de la bioluminescence n'a été détectée avec le test Microtox.

3.6.2.3 Sublétalité chronique

a) Inhibition de la croissance.- Le test avec l'algue *S. capricornutum* est le seul bioessai ayant montré une toxicité significative de l'effluent. Avant l'étape d'aération, la toxicité est significative à la concentration de 40 % v/v d'effluent pour un seuil toxique de 3,9 UT_{sc}. La CI_{50} algale se situe entre 2,5 et 5 UT_{sc}. Après aération de l'effluent, le seuil toxique et la CI_{50} restent identiques (figure 12).

b) Inhibition de la reproduction.- Le test avec les crustacés *C. dubia* ne montre aucune inhibition significative de la reproduction.

c) Génotoxicité.- Le SOS Chromotest ne montre aucune activité génotoxique significative reliée à cet effluent.

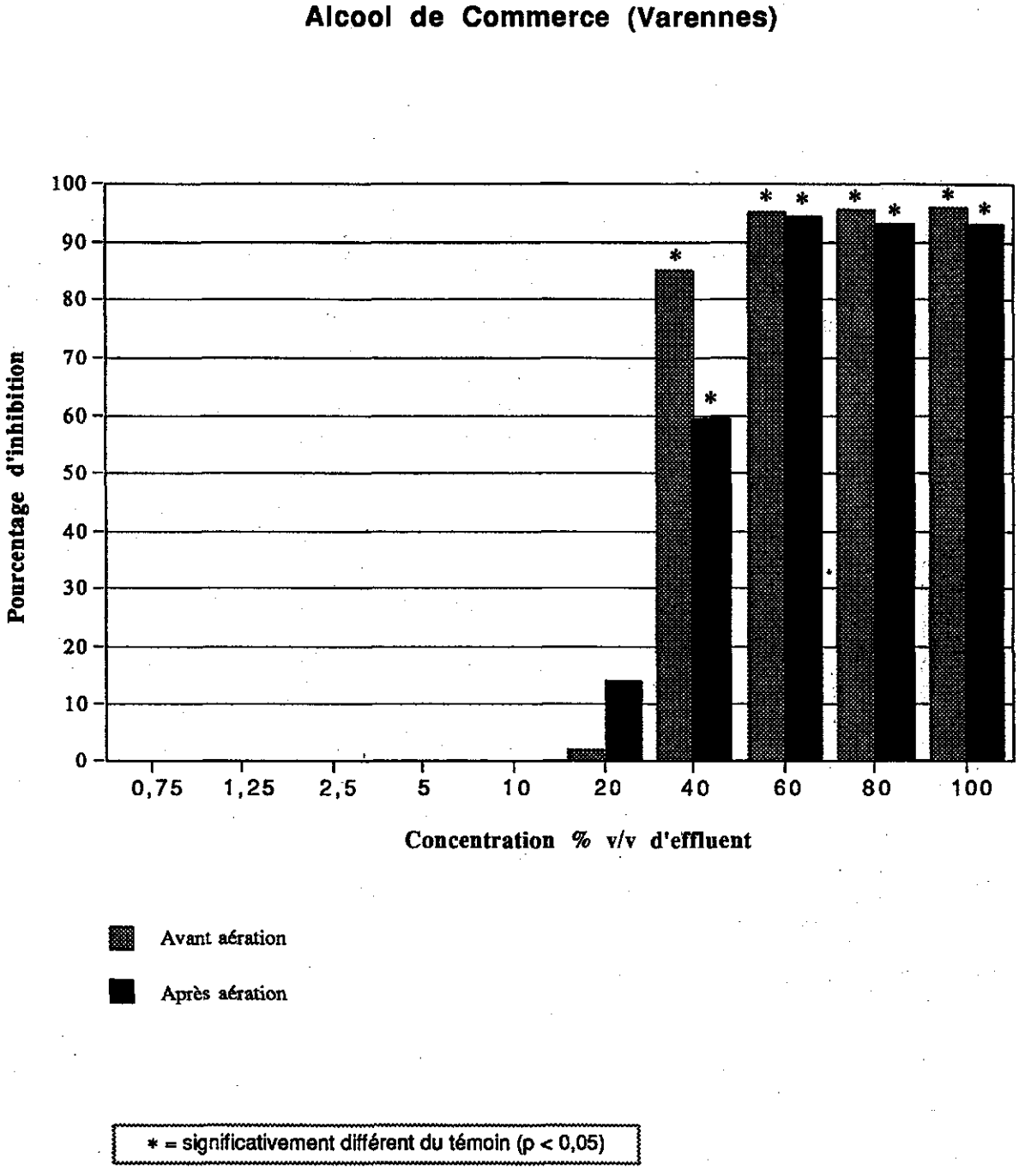


Figure 12 Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population des algues* Selenastrum capricornutum *exposée à diverses concentrations d'effluent

3.7 Produits Nacan ltée (Hoechst), Varennes

3.7.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Les équipements de production ont été achetés en août 1991 par la compagnie Nacan de Boucherville. Les opérations de la compagnie Hoechst ont été déménagées à l'usine de Boucherville en août 1993. L'usine avait une capacité nominale de production de 8400 tonnes d'acétate de vinyle. La copolymérisation de l'acétate de vinyle est faite en émulsion dans une solution aqueuse. L'eau est utilisée dans trois types d'opération : la copolymérisation, le lavage des réacteurs ou des réservoirs ainsi que dans le refroidissement indirect.

Les eaux de procédé qui comprenaient les eaux de lavage des réacteurs et des réservoirs ainsi que les eaux recueillies par les drains de plancher étaient acheminées au bassin de décantation. Par la suite, ces eaux étaient pompées dans des réservoirs de floculation. L'eau clarifiée passait par deux filtres à sac avant d'être envoyée au fleuve. Les boues du processus floculation étaient concentrées à l'aide d'un filtre-presse et le filtrat était retourné au fleuve. Les boues concentrées ainsi que celles du réservoir de décantation étaient éliminées dans un site d'enfouissement.

La campagne d'échantillonnage s'est déroulée du 23 au 26 octobre 1990. L'évaluation écotoxicologique a été réalisé la seconde journée (24 au 25 octobre) sur un échantillon composé intégré (24 h) de l'effluent final.

Pour cette deuxième journée, le débit était de 2011 m^3/d, et le pH moyen était de 7,8. Tous les paramètres conventionnels étaient présents en faible concentration. Mentionnons une DCO de 62 mg/L, une DBO_5 de 28 mg/L et une concentration de solides totaux de 195 mg/l.

Les quelques métaux présents se trouvaient en faible concentration. La seule substance organique détectée au jour 2 était le méthylcyclopentane (30 µg/L).

L'échantillon composé (24 h) formé pour les analyses biologiques indiquait un pH de 8,1. La concentration de carbone organique total est faible (2,9 mg/L) et reste inchangée après cinq jours d'aération (COT finale = 3 mg/L).

3.7.2 Bioessais.- L'ensemble des bioessais indique une absence totale de toxicité ou de génotoxicité de l'échantillon d'effluent.

3.8 Industrie de Préservation du Bois, IPB (Tracy)

3.8.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Cette compagnie traite du bois sous diverses formes. La production théorique annuelle de bois traité se répartit comme suit : 2500 m^3 traités à la créosote, 18 000 m^3 traités au pentachlorophénol (PCP) et 52 000 m^3 traités au cuivre, au chrome et à l'arsenic (CCA). Le procédé consiste principalement à imprégner le bois dans un autoclave sous pression avec une solution de préservation (créosote, PCP ou CCA). La source principale de pollution aquatique est l'eau de ruissellement. En effet, l'entreposage du bois traité peut occasionner la libération des produits de préservation dans les eaux pluviales (GIPASL, 1992).

Depuis décembre 1991, IPB ne rejette plus d'effluent dans la rivière Richelieu. Les eaux du procédé CCA sont complètement recyclées; celles du procédé au PCP sont en majeure partie recyclées à l'usine de CCA. Le procédé au créosote n'est plus utilisé depuis 1989.

L'échantillonnage s'est échelonné du 26 au 29 novembre 1991. Pour l'évaluation écotoxicologique, on a prélevé la troisième journée (28 au 29 novembre 1991) un échantillon composé intégré (24 h) de l'effluent final.

Le débit pour cette journée était très faible (13,9 m^3/d) et le pH oscillait entre 9,8 et 10,1 pour la période de 24 h.

Parmi les paramètres conventionnels, mentionnons une dureté de 45 mg/L, des valeurs très faibles pour la DCO (28 mg/L) et la DBO_5 (5 mg/L). La concentration de solides totaux était élevée (390 mg/L).

La caractérisation chimique révèle peu de métaux. Mentionnons toutefois une concentration de cadmium total (0,01 mg/L) supérieure à la valeur de toxicité aiguë moyenne pour la Truite arc-en-ciel (0,0036 mg/L, pour une dureté de 50 mg/L; CCMRE 1987). Pour les plantes aquatiques et les invertébrés, les valeurs de toxicité aiguë sont du même ordre de grandeur que pour la Truite arc-en-ciel (CCMRE, 1987). Ainsi, chez le cladocère *D. magna*, l'intervalle de CL_{50} se situe entre 0,005-0,058 mg/L (Mance, 1987). Winner (1988) rapporte qu'une exposition de sept jours à une concentration aussi faible que 0,003 mg/L réduit de façon significative la survie des crustacés C. dubia. La concentration de zinc total (0,08 mg/L) est similaire à des valeurs de CL_{50} (48 h et 96 h) observées chez les crustacés *Daphnia hyalina* (0,04 mg/L) et *Daphnia magna* (0,068 mg/L; Mance, 1987). Cette concentration se situe

aussi dans l'intervalle de CI_{50} de l'algue *S. capricornutum* (0,052 à 0,072; St-Laurent *et al.*, 1992).

Deux substances organiques dépassent les seuils de détection : le dichlorométhane (33 µg/L) et le triméthyl-1,2,4 benzène (1,3 µg/L).

Le composé formé pour l'évaluation écotoxicologique montrait un pH de 9,4. La concentration initiale en COT (7,8 mg/L) a diminué à 6,5 mg/L après cinq jours d'aération.

3.8.2 Bioessais.- L'ensemble des bioessais indique peu d'effets toxiques associés à l'échantillon d'effluent.

3.8.2.1 *Létalité.-* Le test avec Truites arc-en-ciel n'a pu être réalisé sur cet effluent, suite à de la maladie chez les truites. Toutefois, le bioessai de létalité avec les crustacés *C. dubia* n'indique aucune mortalité après sept jours d'exposition.

3.8.2.2 *Sublétalité aiguë.-* Une légère toxicité est observée lors du test d'inhibition de la bioluminescence chez les bactéries *Photobacterium phosphoreum.* L'inhibition est significative à la concentration maximale testée (50 % v/v d'effluent) pour un seuil toxique de 2,8 UT_{sa}. Aucune valeur de CI_{50} n'est signalée.

3.8.2.3 Sublétalité chronique

a) Inhibition de la croissance.- L'échantillon original n'indique aucune toxicité pour la population d'algues *S. capricornutum.* Cependant, l'étape d'aération révèle une toxicité significative à la concentration de 50 % v/v d'effluent pour un seuil toxique de 2,8 UT_{sc} (figure 13). La CI_{50} est comprise entre 1-2 UT_{sc}.

b) Inhibition de la reproduction.- Le test d'inhibition de la reproduction avec les crustacés *C. dubia* révèle une légère toxicité sublétale chronique. L'inhibition de la reproduction des crustacés est significative à la concentration de 100 % v/v d'effluent pour un seuil toxique de 1,4 UT_{sc} (figure 14).

c) Génotoxicité.- Le SOS Chromotest ne détecte pas d'activité génotoxique significative de l'échantillon non aéré. Toutefois, cet échantillon s'avère toxique pour les bactéries du test dans toutes les concentrations testées avant et après l'étape d'aération. L'échantillon traité avec de l'extrait enzymatique de foie de rat (+S9) n'indique pour sa part aucune génotoxicité ni toxicité.

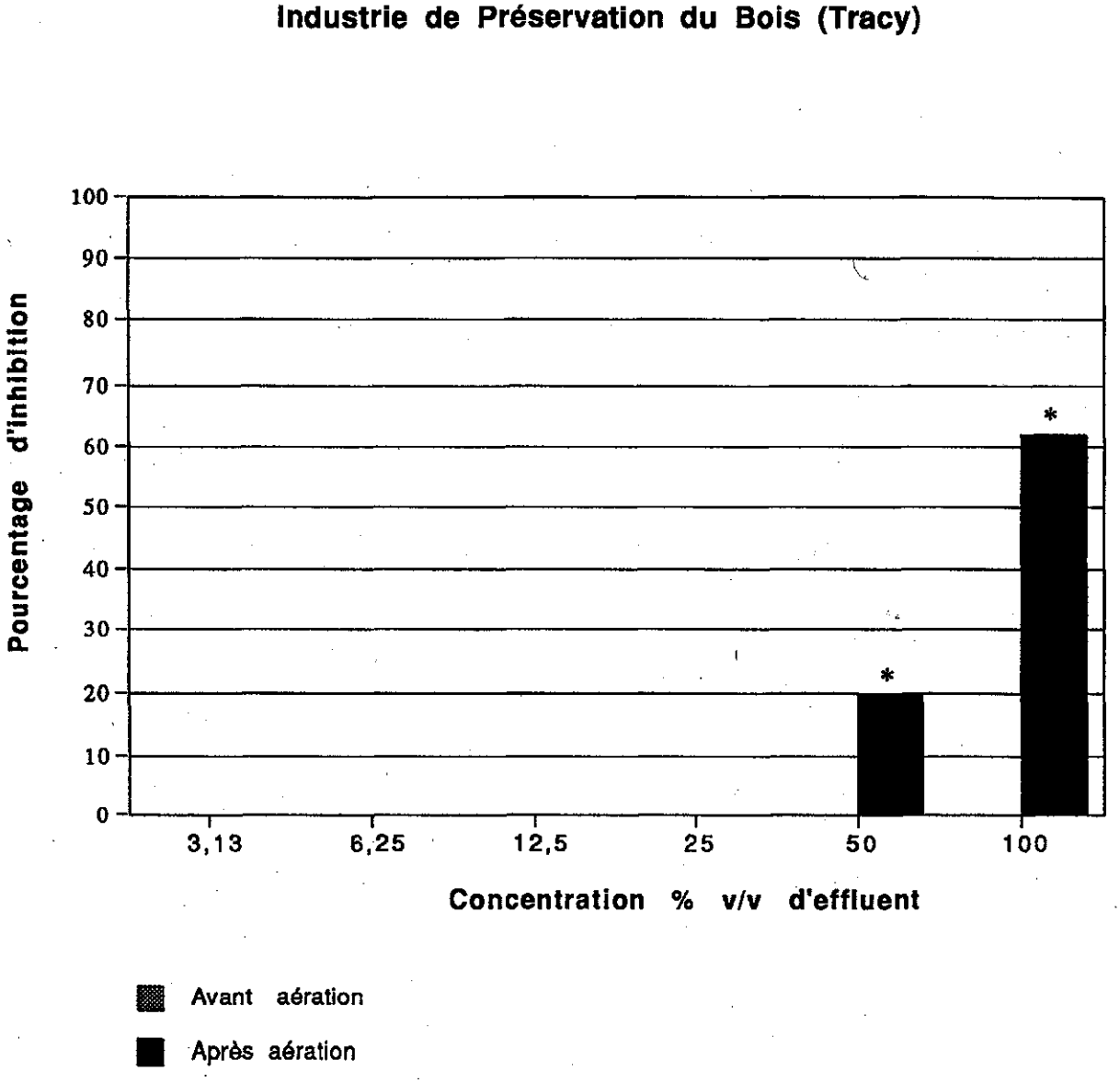


Figure 13 Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues* Selenastrum capricornutum *exposée à diverses concentrations d'effluent

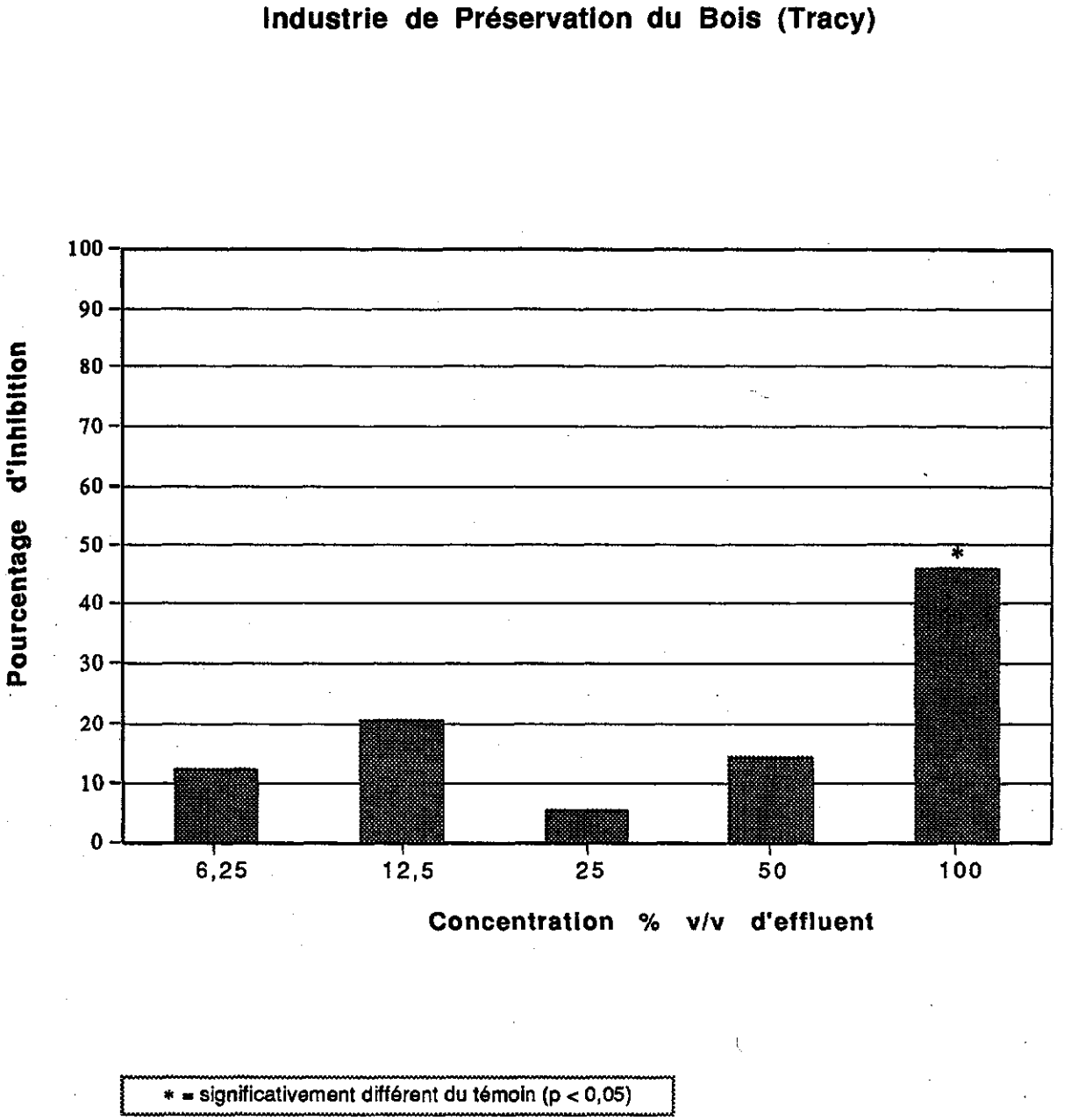


Figure 14 Inhibition de la reproduction du crustacé* Ceriodaphnia dubia *exposé à diverses concentrations d'effluent

4 Discussion

4.1 Niveaux de toxicité, sensibilité des tests et éléments de toxicité

4.1.1 Létalité

4.1.1.1 ***Poissons.***- Cinq effluents sur huit n'ont occasionné aucune létalité significative chez les Truites arc-en-ciel. Les trois effluents qui se révèlent toxiques sont ceux de Pétromont (échantillonnage de 1991) et Nacan (échantillonnages de 1989 et 1992). À noter que trois effluents (Kemtec, Pétromont 1993, IPB) n'ont pu être testés à l'aide du bioessai avec Truites suite à des problèmes analytiques (tableau 2).

L'effluent prélevé à l'usine Pétromont en 1991 indique une forte létalité pour les poissons. On observe 100 p. 100 de mortalité après 15 minutes d'exposition à l'effluent non dilué. La CL_{50} se situe entre 2 et 10 UT_l. La caractérisation chimique n'ayant pas été réalisée sur cet échantillon, il est impossible de cibler les substances potentiellement responsables de la toxicité. Par ailleurs, l'évaluation écotoxicologique de 1993 ne comportant pas la réalisation de bioessai avec truites, il est difficile d'avancer des hypothèses sur les causes probables de la létalité observée en 1991.

Les deux autres effluents létaux sont ceux de l'usine Nacan de Boucherville (échantillonnage de 1989 et 1992). En 1989, la toxicité pour le bioessai avec Truites était supérieure à 10 UT_l, ce qui signifie que la plus faible concentration testée (10 % v/v d'effluent) occasionnait plus de 50 p. 100 de mortalité chez les truites exposées. L'évaluation écotoxicologique effectuée à cette époque mentionne que les fortes teneurs en ammoniaque, en zinc et dans une moindre mesure en cyanure, pourraient être responsables de la mortalité chez les poissons (Environnement Canada, 1990b). En ce qui concerne la caractérisation de 1992, et comme nous l'avons mentionné dans le chapitre précédent, l'effluent composé diffère grandement de celui recueilli en 1989. En effet, en 1989, seul l'effluent des eaux de procédé a été analysé en regard de sa toxicité. En 1992, les bioessais ont été réalisés sur un échantillon formé des eaux de procédé diluées dans les eaux de refroidissement. Par ailleurs, comme le débit des eaux de refroidissement n'a pas été mesuré, on ne peut évaluer la concentration de substances chimiques contenues dans l'échantillon composé. Il s'avère donc très difficile de cibler les substances problématiques rejetées en 1992.

Néanmoins, la mortalité associée aux bioessais avec Truites arc-en-ciel se révèle, à toutes fins pratiques, peu importante pour la majorité des usines de ce

secteur industriel. Ainsi, même si les rejets liquides de ce secteur ne sont soumis à aucune réglementation particulière, la majeure partie des usines ne semblent pas rejeter de substances occasionnant une létalité significative chez les poissons.

4.1.1.2 ***Crustacés.-*** Les bioessais avec les crustacés *Ceriodaphnia dubia* indiquent pour leur part une toxicité légèrement supérieure à celle du bioessai avec Truites. Cinq effluents se révèlent toxiques et les réponses s'échelonnent sur deux ordres de grandeur (tableau 2). Les valeurs de seuil toxique (1,4 à 14,1 UT_l) et de CL_{50} (1,4 à 15 UT_l) sont à toutes fins pratiques identiques.

La comparaison avec le test de létalité avec Truites indique peu de concordance dans la détection de la toxicité. Deux échantillons (Pétromont 1991 et Nacan 1989) montrent des valeurs de toxicité similaires. Par contre, deux autres (Pétromont 1989 et Monsanto) s'avèrent légèrement toxiques pour les crustacés mais pas pour les poissons. L'effluent prélevé chez Nacan en 1992 donne des réponses inverses (tableau 2).

Néanmoins, comme pour les poissons, l'ensemble des réponses de létalité s'avère de faible amplitude. De plus, ces réponses sont souvent près du seuil de détection. Deux effluents font exception : celui prélevé chez Nacan en 1989 révèle une forte létalité pour les deux bioessais et celui provenant de l'usine Monsanto indique une toxicité importante chez les crustacés mais rien de significatif chez les poissons. On notera aussi pour l'usine Pétromont, la diminution de toxicité observée entre les deux premières campagnes et la dernière.

On observe donc une certaine divergence dans les réponses de toxicité. Bien que les paramètres de mesure soient similaires (létalité), ces organismes se retrouvent à des niveaux trophiques différents. Leurs mécanismes d'adaptation physiologique au stress peuvent différer. Ils ont, de plus, des modes d'alimentation ainsi que des cycles de vie qui leur sont propres. Le temps d'exposition légèrement plus court pour le bioessai avec truites (quatre jours comparativement à sept pour le test avec crustacés) peut aussi expliquer une partie de cette différence.

Par ailleurs, le type de substances rejetées dans ces effluents contribue certainement à expliquer une partie des différences de sensibilité observées. L'effluent de l'usine Monsanto, par exemple, renferme peu de métaux à l'exception du cuivre et du zinc dont les teneurs se situent cependant dans la gamme jugée létale chez les crustacés. Néanmoins, les fortes valeurs correspondant aux paramètres conventionnels (DCO, DBO_5, MES et azote ammoniacal; voir chapitre «résultats»)

jouent certainement un rôle non négligeable dans l'apparition de toxicité. En effet, les crustacés sont sensibles aux métaux (Munkittric *et al.*, 1991) mais aussi aux substances organiques (Elnabarawy *et al.*, 1986; Winner, 1988; Master *et al.*, 1991)

Quoi qu'il en soit, la majorité des effluents ne montrent que peu de toxicité létale pour les organismes utilisés pour les bioessais. De plus, lorsque la toxicité est décelée, son amplitude est généralement de faible importance. Le problème de la toxicité létale semble donc se résumer à deux ou trois usines (Pétromont, Monsanto et Nacan) qui devraient faire l'objet d'une surveillance plus approfondie.

4.1.2 Sublétalité aiguë

4.1.2.1 ***Inhibition de la bioluminescence.-*** Le test Microtox a mis en évidence de la toxicité dans six échantillons originaux d'effluent sur une possibilité de 11. Les valeurs de toxicité s'échelonnent sur trois ordres de grandeur (seuil toxique de 2,8 à 119 UT_{sa}). Trois échantillons ont occasionné plus de 50 p. 100 d'inhibition de la bioluminescence chez les bactéries *P. phosphoreum* (CI_{50} de 2,7 à 17 UT_{sa}). L'étape d'aération (cinq jours) effectuée sur les échantillons amène une diminution de la toxicité pour tous les effluents, à l'exception de celui prélevé chez Pétromont en 1989 qui n'a pas été aéré. Les mesures de seuil toxique se retrouvent entre < 2 et 22,7 UT_{sa} (tableau 3).

L'examen des réponses positives indique peu de concordance avec les bioessais avec truites. Deux effluents (Nacan 1989 et Pétromont 1989) indiquent une réponse significative pour les deux tests. L'autre effluent qui se révèle toxique pour les poissons (Nacan, 1992), n'indique aucune toxicité pour les bactéries du test Microtox (comparez les tableaux 2 et 3). Par ailleurs, un seul effluent (Monsanto) indique une réponse toxique chez les bactéries en absence de toxicité létale chez les Truites. À noter que deux autres effluents qui se révèlent toxiques pour les bactéries (Pétromont 1993 et IPB) n'ont pu être analysés avec le bioessai avec Truites.

À l'origine, le test Microtox a été développé pour remplacer ultérieurement les bioessais avec poissons En effet, l'évaluation de la toxicité de substances chimiques à l'aide de bioessais avec poissons s'avère souvent longue et coûteuse à réaliser. Un des objectifs des créateurs du test Microtox était donc de produire des résultats similaires à ceux observés chez les poissons et à établir des corrélations entre les deux bioessais (Isenberg, 1993).

Tableau 2 Sommaire des tests de létalité avec Truites arc-en-ciel et crustacés réalisés sur les effluents de huit usines du secteur de la chimie organique*

Usine et date d'échantillonnage	Truites *Oncorhynchus mykiss*	Crustacés *Ceriodaphnia dubia*	
	CL_{50} (4 jours)	CL_{50} (7 jours)	Seuil toxique (7 jours)
Pétromont, Société en commandite (Montréal-Est) novembre 1990	< 1	< 1	< 1
Kemtec (Montréal-Est) avril 1991	n.d.	**1,4**	**1,4**
Pétromont (Varennes) mars 1989	< 1	**1,4**	n.d.
Pétromont (Varennes) janvier 1991	**2-10**	**5,7**	**5,7**
Pétromont (Varennes) septembre 1993	n.d.	< 1	< 1
Monsanto (Lasalle) février 1992	< 1	**9,2**	**14,1**
Nacan (Boucherville) mars 1989	**> 10**	**15**	**14,1**
Nacan (Boucherville) septembre 1992	**2-4**	< 1	< 1
Alcool de Commerce (Varennes) septembre 1990	< 1	< 1	< 1
Produits Nacan ltée (Varennes) octobre 1990	< 1	< 1	< 1
Ind. Préservation du bois (Tracy) décembre 1991	n.d.	< 1	< 1

* Les valeurs sont en unités toxiques létales (UT_l)

Beaucoup d'études ont été réalisées pour établir ces corrélations. Généralement le test Microtox indique une bonne corrélation avec les bioessais utilisant les Menés tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et les crustacés (*D. magna*). Dans une revue documentaire portant sur le test Microtox, Kaiser et Palabrica (1991) indiquent une bonne corrélation (r = 0,81) entre les valeurs de CI_{50} et les valeurs de CL_{50} observées chez ces deux espèces, et cela sur plus de 200 substances chimiques différentes. Ils mentionnent de plus que la comparaison du test Microtox avec le bioessai avec Truites arc-en-ciel révèle une bonne corrélation entre les deux tests, malgré un nombre limité de substances pures analysées. Pour notre étude, par contre, les détections d'effets toxiques ne concordent pas aussi bien.

Par ailleurs, diverses évaluations d'effluents industriels montrent aussi une bonne concordance des mesures de toxicité entre le test Microtox et le bioessai avec Truites arc-en-ciel. Lebsack *et al.* (1981) par exemple, mentionnent une corrélation significative ($r = 0,82$, $p < 0,05$) dans l'évaluation des effluents de huit raffineries de pétrole. Bulich (1982) indique, dans une évaluation de 257 effluents industriels, une concordance de 87 p. 100 entre les valeurs de CL_{50} et de CI_{50} de ces deux tests. Qureshi *et al.* (1982), dans l'analyse d'effluents municipaux, mentionnent que le test Microtox donne des réponses très similaires au test avec la Truite arc-en-ciel. Strosher (1984), dans un examen de 48 échantillons de liquide de forage de puits de pétrole, a lui aussi trouvé une très forte corrélation (r = 0,89) entre les réponses de toxicité de ces deux bioessais. Plus près de nous, dans l'évaluation des effluents de 55 usines de pâtes et papiers, Blaise *et al.* (1987) ont calculé une concordance de 84 p. 100 des réponses de toxicité des deux bioessais. Récemment, Costan et Bermingham (1992) qui évaluaient les effluents de 13 usines de pâtes et papier ciblées par le PASL, ainsi que (Boudreau *et al.*, 1993a, 1993c) dans leur évaluation de plusieurs secteurs industriels, mentionnent une bonne concordance des mesures de toxicité entre ces deux bioessais.

On s'aperçoit que malgré la complexité et la diversité des effluents industriels, les deux bioessais s'accordent généralement sur le potentiel toxique des effluents. Le peu de concordance observée ici peut s'expliquer de plusieurs façons. Premièrement, l'absence de réalisation du bioessai avec poissons sur trois effluents ne favorise certes pas la comparaison des résultats. De plus, le test Microtox ne permet d'analyser qu'une concentration maximale de 50 % v/v d'effluent, soit la moitié de la valeur maximale. Lorsque les effluents sont peu toxiques - comme c'est le cas

pour ce secteur - la capacité de détection du test se trouve encore réduite. Dans plusieurs cas, la toxicité est détectée aux plus fortes concentrations testées, i.e. à la limite de détection des bioessais. Munkittric *et al.* (1991) qui évaluaient le test Microtox, mentionnent que lorsque la toxicité et la complexité des effluents industriels augmentent, la corrélation entre le test Microtox et les bioessais avec daphnies, Truites arc-en-ciel et Mené tête-de-boule s'accroît.

La comparaison du test Microtox avec le test de létalité utilisant les crustacés *C. dubia* révèle une meilleure concordance des réponses que pour les poissons. En effet, cinq échantillons sur une possibilité de 11 indiquent de la toxicité létale pour le bioessai avec crustacés, comparativement à six sur 11 pour le test Microtox (comparez les tableaux 2 et 3). Quatre effluents se révèlent toxiques pour les deux bioessais.

Dans leur revue portant sur la sensibilité relative du test Microtox par rapport aux autres bioessais de létalité, Munkittric *et al.* (1991) indiquent une bonne concordance dans les résultats de toxicité entre le test Microtox et celui avec le crustacé *Daphnia magna*. À noter que la majorité des études de toxicité aiguë ont été réalisées avec les crustacés *Daphnia magna* ou Daphnia pulex (Environnement Canada, 1990c). L'essai avec le cladocère *Ceriodaphnia dubia* sert principalement dans les études d'inhibition de la reproduction (toxicité sublétale chronique), les valeurs de survie (létalité) étant une information complémentaire inhérente au test. Toutefois, les deux cladocères appartiennent à la même famille des daphniidés (Pennak, 1978) et malgré des variations naturelles entre les deux espèces, la mortalité chez *C. dubia* peut se comparer à celle du test de létalité utilisant *Daphnia magna*. Ainsi, dans une étude portant sur la comparaison d'un test de sept jours avec *D. magna* et celui avec *C. dubia*, Winner (1988) révèle que ces derniers montraient des valeurs similaires de survie suite à une exposition au cadmium et au pentachlorophénate. L'étude mentionnait de plus que le test avec *C. dubia* se révélait autant sinon plus sensible aux composés inorganiques et organiques que le test avec *D. magna*. La sensibilité peut différer sur les effluents industriels, mais il n'en demeure pas moins que la corrélation devrait rester significative.

Bulich (1982) toujours dans l'évaluation de 257 effluents industriels, a calculé une corrélation de 75 p. 100 entre les résultats des tests de létalité avec crustacés et ceux avec les bactéries du test Microtox. Une étude de Vasseur *et al.* (1984) mentionne que pour 162 effluents industriels, tous ceux qui s'avèrent toxiques

pour les bactéries le sont aussi pour *D. magna*, mais que les crustacés montrent de la toxicité dans 12 p. 100 des échantillons qui se révèlent non toxiques lors du test Microtox. Une corrélation supérieure à 90 p. 100 entre ces deux bioessais, est relevé par Calleja *et al.* (1986) dans des évaluations similaires. Cependant, d'autres auteurs (Qureshi *et al.*, 1982) relèvent que pour des effluents d'usines de pâtes et papiers, le test Microtox se révèle 10 fois plus sensible que celui avec *Daphnia magna*.

Les réponses de ces deux tests peuvent donc différer largement en fonction du genre d'effluents industriels considéré et par conséquent du type de substances rejetées. Cependant, les crustacés sont généralement reconnus comme plus sensibles que les bactéries du test Microtox dans l'évaluation d'effluents industriels (Bulich, 1982; Calleja *et al.*, 1986; Ankley *et al.*, 1990; Munkittrick *et al.*, 1991).

Parmi les tests de létalité réalisés, le bioessai avec les crustacés *C. dubia* apporte plus d'information sur le potentiel toxique de ce type d'effluent que le test avec Truites. La comparaison avec le test Microtox ne permet toutefois pas d'affirmer une plus grande sensibilité de l'un ou l'autre des bioessais. De plus, la toxicité détectée par ces deux bioessais ne se retrouve pas nécessairement dans les mêmes effluents. Les deux tests s'avèrent donc plus complémentaires que redondants pour ce secteur industriel.

En ce qui a trait aux substances potentiellement responsables de la toxicité, le cas de l'usine Pétromont se révèle intéressant. En effet, l'effluent de cette usine a été analysé à trois reprises au cours des cinq dernières années. À chaque fois, le test Microtox a décelé que l'effluent présentait de la toxicité. En 1989, seule la valeur de CI_{50} était rapportée, le test ne permettant pas à l'époque d'établir des valeurs de CMEO et CSEO nécessaires pour le calcul du seuil toxique. Pour les deux autres années, les valeurs de seuil toxique sont rapportées et semblent beaucoup plus élevées que la CI_{50} de 1989 (tableau 3). Toutefois, ces deux paramètres de mesure ne sont pas identiques : le seuil toxique indique en quelque sorte le seuil où l'on observe un effet significatif, dans ce cas-ci l'inhibition de la bioluminescence. La CI_{50} par contre indique la concentration où l'on observe 50 p. 100 d'inhibition. On remarquera qu'en 1991 malgré un seuil toxique élevé (119 UT_{sa}), aucune valeur de CI_{50} n'est observée.

Par ailleurs, deux caractérisations chimiques ont été effectuées à l'usine Pétromont (1989 et 1993). Les deux révèlent peu de métaux et tous à de faibles

concentrations. On détecte lors des deux caractérisations quelques substances organiques chlorées mais présentes à de faibles concentrations; voir le chapitre «résultats» pour l'échantillonnage de 1993 et le rapport d'Environnement Canada (1990a) pour l'échantillonnage de 1989. Toutefois, le test Microtox est reconnu pour sa sensibilité aux substances organiques. Kaiser et Palabrica (1991) ont recensé plus de 1350 substances organiques testées avec les bactéries. La toxicité de la majorité des substances organiques détectées ici a déjà été évaluée avec les bactéries du test Microtox. Cependant, les concentrations nécessaires pour calculer des CI_{50} sont généralement très supérieures à celles décelées dans l'effluent. Toutefois, Deneer *et al.* (1988) ont montré que l'effet additif des substances organiques ne doit pas être sous-estimé. Plus récemment, Vanwijk *et al.* (1994) ont calculé que plusieurs substances organiques montraient préférentiellement des effets additifs de toxicité chez les crustacés *D. magna* plutôt que des effets antagonistes ou de synergie.

D'autres auteurs (Kross et Cherryholmes, 1993) ont examiné la toxicité de 19 échantillons de lixiviats ou d'eau souterraine provenant de dépotoirs. Les auteurs ont effectué des régressions multiples pour identifier les substances potentiellement responsables de la toxicité. Le modèle le plus significatif de régression comprenait quelques substances organiques chlorées, dont le dichlorométhane qui contribuait le plus à expliquer le modèle ($r^2 = 0,92$).

Parmi les substances détectées dans l'effluent de Pétromont prélevé lors des campagnes de 1989 et 1993, on retrouve quelques composés chlorés dont le dichlorométhane. Certes les concentrations sont faibles, mais il ne faut pas oublier que plusieurs substances organiques non analysées peuvent s'y retrouver. En effet, l'effluent de 1993 montre une DCO de 200 mg/L ainsi qu'une concentration de COT de 20,6 mg/L. À noter toutefois que l'échantillonnage pour les substances organiques en 1989 a été effectué une semaine après celui pour les tests de toxicité et ne représente qu'une indication des substances présentes une semaine plus tôt (Environnement Canada, 1990a). Néanmoins, en admettant des concentrations similaires en 1991, l'ensemble des substances organiques devrait certainement contribuer à l'inhibition de la bioluminescence observée chez les bactéries *P. phosphoreum*.

Pour sa part, l'émissaire de l'usine Monsanto recèle des concentrations de DCO, DBO et une teneur en COT très élevées (voir chapitre «résultats»). La toxicité pour les bactéries *P. phosphoreum* s'avère aussi très élevée. Malgré la détection de

quelques métaux dans l'effluent, ces concentrations sont loin des valeurs inhibitrices chez les bactéries. Il est donc probable qu'une part importante de la toxicité détectée par le test Microtox soit attribuable aux substances organiques.

L'étape d'aération des échantillons (cinq jours) renforce cette hypothèse. Ainsi, pour l'échantillon de l'usine Monsanto, la concentration de COT passe de 443 à 210 mg/L après aération. La toxicité diminue aussi de façon importante passant de 116 à 22,7 UT_{sa}. L'aération a probablement diminué les concentrations de substances volatiles et favorisé la biodégradation des autres substances organiques (Block *et al.*, 1990).

De manière générale, la toxicité diminue pour tous les échantillons après l'étape d'aération (tableau 3). Les mesures de carbone organique total (COT) effectuées avant et après l'étape d'aération indiquent aussi généralement une diminution des concentrations de substances organiques. Par exemple, pour l'échantillon prélevé à l'usine de Pétromont en 1991 la valeur initiale de COT (79,4 mg/L) diminue à 47,5 mg/L après cinq jours d'aération. La toxicité suit la même tendance avec un seuil toxique de 119 UT_{sa} qui diminue à 5,7 après aération. Par opposition, l'effluent prélevé à cette usine en 1993 ne montre aucune diminution de la concentration de COT (voir «résultats») et la toxicité diminue certes mais de façon beaucoup moins importante, passant de 11,3 à 2,8 UT_{sa}. On remarquera finalement qu'aucun des effluents n'indique de toxicité après l'étape d'aération si elle était inexistante avant aération. Comme on le verra au chapitre suivant, les résultats avec le bioessai algal ne montrent pas du tout le même patron de toxicité.

Finalement, le test Microtox donne des indications intéressantes sur la toxicité des effluents du secteur de la chimie organique. De plus, comme il est l'un des tests les plus largement répandus en toxicologie aquatique, son utilisation pour le suivi écotoxicologique de ce secteur nous semble donc pertinente.

Tableau 3 Sommaire des tests de sublétalité aiguë avec bactéries réalisés sur les effluents de huit usines du secteur de la chimie organique*

Usine et date d'échantillonnage	Microtox *Photobacterium phosphoreum*			
	CI_{50} (15 min)		Seuil toxique (15 min)	
	Av	Ap	Av	Ap
Pétromont Société en Commandite (Montréal-Est) novembre 1990	< 2	< 2	< 2	< 2
Kemtec (Montréal-Est) avril 1991	< 2	< 2	< 2	< 2
Pétromont (Varennes) mars 1989	**2,7**	n.d.	**n.d.**	**n.d.**
Pétromont (Varennes) janvier 1991	< 2	< 2	**119**	**5,7**
Pétromont (Varennes) septembre 1993	< 2	< 2	**11,3**	**2,8**
Monsanto (Lasalle) mars 1992	**17**	**2,6**	**116**	**22,7**
Nacan (Boucherville) novembre 1989	**3,8**	**2,2**	**17**	**5,2**
Nacan (Boucherville) septembre 1992	< 2	< 2	< 2	< 2
Alcool de commerce (Varennes) septembre 1990	< 2	< 2	< 2	< 2
Produits Nacan ltée (Varennes) octobre 1990	< 2	< 2	< 2	< 2
Ind. Préservation du bois (Tracy) décembre 1991	< 2	< 2	**2,8**	< 2

* Les valeurs sont en unités toxiques sublétales aiguës (UT_{sa})
Av = Avant aération
Ap = Après aération

4.1.3 Sublétalité chronique.- Les tests de sublétalité chronique se révèlent généralement plus sensibles que les tests de létalité ou de sublétalité aiguë. En effet, ceux-ci mesurent essentiellement des phénomènes survenant avant la mortalité (inhibition de la croissance ou de la reproduction). Par ailleurs, ces bioessais peuvent évaluer des phénomènes qui portent atteinte au matériel génétique des bactéries (génotoxicité) ou qui peuvent occasionner des mutations spontanées chez d'autres bactéries (mutagénicité). Donc en présence d'une faible toxicité létale, les bioessais de sublétalité devraient permettre une meilleure évaluation du risque potentiel des effluents.

4.1.3.1 *Inhibition de la croissance algale.-* Le test d'inhibition de la croissance avec l'algue *Selenastrum capricornutum* a mis en évidence un potentiel de toxicité dans la majeure partie des effluents (10 sur 11) avant ou après l'étape d'aération (tableau 4). Les valeurs de seuil toxique s'échelonnent sur deux ordres de grandeur (seuil toxique de < 1 à 83 UT_{SC}). Avant l'étape d'aération, l'inhibition de la croissance algale est observée dans sept échantillons sur 11. Après cette étape, la toxicité persiste pour quatre échantillons. Par contre, trois autres effluents (Kemtec, Pétromont 1991 et IPB) indiquent une légère inhibition de la croissance algale inexistante avant l'étape d'aération.

Les effluents des usines Monsanto, Pétromont Société en Commandite et Nacan 1989 indiquent les plus fortes valeurs d'inhibition de la croissance algale, avec des seuils toxiques respectifs de 83, 40 et 20,3 UT_{SC}. Les sept autres effluents s'avèrent faiblement toxiques pour les algues (seuil toxique de < 1 à 5,7 UT_{SC}). Les CI_{50} sont de même ordre de grandeur. L'étape d'aération diminue la toxicité de deux effluents, soit celui prélevé à l'usine Monsanto (seuil toxique de 83 à < 1 UT_{SC}) et à l'usine Pétromont en 1991 (seuil toxique de 5,7 à < 1 UT_{SC}).

La comparaison avec le test Microtox révèle que cinq effluents (Pétromont 1989 et 1993, Monsanto, Nacan 1989 et IPB) indiquent une toxicité similaire - même ordre de grandeur - pour les deux bioessais. Par contre, le bioessai avec algues indique une toxicité dans quatre effluents (Pétromont Société en Commandite, Kemtec, Nacan 1992 et Alcool de Commerce) qui n'ont aucun effet toxique chez les bactéries *P. phosphoreum.* Un seul effluent, celui prélevé chez Pétromont en 1991, indique une très forte toxicité pour les bactéries du test Microtox et une toxicité moindre pour les algues. L'étape d'aération des échantillons présente des patrons d'inhibition très différents de ceux mesurés avec le test Microtox (comparez les deux

tableaux). Cela suggère donc que la toxicité mesurée par ces deux bioessais n'est peut-être pas attribuable aux même substances.

Néanmoins, l'éventail de détection d'effets toxiques potentiels est beaucoup plus important avec le bioessai algal qu'avec ceux des niveaux de létalité ou de sublétalité aiguë. Le test algal est d'ailleurs reconnu comme un bon indicateur de la toxicité d'effluents industriels. Plusieurs auteurs (Walsh et Merrill, 1984; Thomas *et al.*, 1986; Wong et Couture, 1986; Greene et Peterson, 1989; Lewis, 1992) indiquent que les algues sont aussi sensibles sinon plus que les invertébrés et les poissons dans l'évaluation de la toxicité de divers types d'effluents industriels ou de sites contaminés.

Des évaluations d'effluents industriels réalisées dans nos laboratoires confirment une sensibilité comparable du test algal avec les autres bioessais (Costan et Bermingham, 1992) et même supérieure (Blaise *et al.*, 1987; Boudreau *et al.*, 1992; Boudreau *et al.*, 1993b, 1993c). Dans une évaluation de la toxicité de quatre usines du secteur de la chimie organique, Johnson *et al.* (1993) ont calculé que le test d'inhibition de croissance se révélait environ trois fois plus sensible que le test Microtox.

En ce qui a trait aux paramètres susceptibles d'expliquer les résultats de toxicité observés, les métaux présents dans la majorité des effluents sont généralement considérés comme responsables de la toxicité. Les algues sont d'ailleurs reconnues comme très sensibles à la présence de métaux (Rai *et al.*, 1981). Plusieurs métaux (cadmium, cuivre et zinc) sont d'ailleurs utilisés comme toxiques de référence lors du test en microplaque (Blaise, 1986; Thellen *et al.*, 1989; St-Laurent *et al.*, 1992). De même, ce test a déjà été utilisé pour connaître la toxicité associée à des rejets de métaux lourds dans l'environnement (Blaise et Couture, 1984; Greene *et al.*, 1988). On associe donc souvent l'inhibition de la croissance des algues à la présence de métaux dans les effluents.

Toutefois, plusieurs substances organiques sont reconnues comme ayant un pouvoir toxique chez les algues. Herman *et al.* (1990) indique, par exemple, des valeurs de CI_{50} chez l'algue *S. capricornutum* de 41 mg/L pour le benzène et de 4,2 mg/L pour le o-xylène. Le phénol est aussi utilisé comme toxique de référence mais à de très fortes concentrations (CI_{50} de 18 à 104 mg/L; St-Laurent *et al.*, 1992). Bien que les concentrations inhibitrices soient largement supérieures à celles retrouvées dans les effluents de ce secteur, l'action combinée de l'ensemble des substances

organiques doit être considérée. En effet, plusieurs auteurs (Deneer *et al.*, 1988; Vanwijk *et al.*, 1994) ont montré expérimentalement l'effet additif des substances organiques. Bien que ces auteurs se soient intéressés plus particulièrement à la létalité aiguë chez les crustacés *D. magna*, on devrait pouvoir s'attendre à des résultats similaires chez d'autres classes d'organismes.

Ainsi les plus fortes valeurs d'inhibition sont détectées dans les effluents des usines Monsanto, Pétromont Société en Commandite et Nacan 1989 (tableau 4). Ces trois usines indiquent de fortes concentrations de substances organiques, mesurées indirectement par les concentrations de COT, la DCO et la DBO_5.

La caractérisation de l'usine Monsanto mentionne deux métaux (cuivre et zinc) à des concentrations inhibitrices (voir chapitre «résultats»). Cependant, la DCO (1700 mg/L) et la DBO_5 (1048 mg/L) sont particulièrement élevées. Pour sa part, la concentration de carbone organique total passe de 443 mg/L à 219 mg/L après cinq jours d'aération. La toxicité mesurée par le bioessai algal diminue radicalement entre ces deux étapes, passant de 83 à < 1 UT_{SC}. Ainsi, malgré la présence de quelques métaux dans l'effluent, les résultats suggèrent une toxicité attribuable, en bonne partie du moins, à la présence de substances organiques. À noter, comme mentionné auparavant, que la toxicité évaluée par le test Microtox montre un patron similaire de diminution d'effets toxiques après l'étape d'aération (tableau 3).

L'effluent de l'usine Pétromont Société en Commandite révèle aussi une DCO (483 mg/L) et une DBO_5 (210 mg/L) appréciables. Il contient aussi certains métaux (argent, chrome et zinc) en concentrations suffisantes pour occasionner une inhibition significative de la croissance des algues. L'étape d'aération diminue la concentration de COT qui passe d'une valeur de 137 mg/L à 29,4 mg/L. Toutefois, la toxicité mesurée avec le bioessai algal ne change pas après l'étape d'aération (tableau 4). Il est donc probable qu'une part de la toxicité soit attribuable aux substances organiques mais la persistance de la toxicité après aération, malgré une forte diminution de COT, suggère qu'une part de la toxicité soit attribuable à d'autres éléments que les substances organiques volatiles ou facilement biodégradables.

L'effluent d'une troisième usine, Alcool de Commerce, montre une inhibition des algues identique dans les deux étapes du test. Les paramètres conventionnels - DCO (71 mg/L), DBO_5 (38 mg/L) et COT initiale (19 mg/L) - sont en faibles concentrations. L'effluent par ailleurs contient de fortes concentrations de solides totaux (2300 mg/L) et certains métaux (cuivre, zinc) détectés à des concentrations

inhibitrices chez l'algue *S. capricornutum* (voir chapitre «résultats»). Cela suggère donc une inhibition de la croissance des algues attribuable principalement aux substances inorganiques. À noter de plus que l'effluent n'occasionne aucune inhibition chez les bactéries du test Microtox.

L'effluent de trois usines (Kemtec, Pétromont 1991 et IPB) montre une faible inhibition de la croissance des algues après l'étape d'aération, malgré l'absence de toxicité des échantillons d'effluent non aérés. Deux effluents sur trois (Kemtec et IPB) contiennent du zinc à des concentrations inhibitrices chez les algues *S. capricornutum*. Pour ces deux usines, les concentrations de DCO, DBO_5 et COT sont faibles. Cela suggère, encore une fois, une toxicité attribuable principalement aux substances inorganiques. On rappellera que l'effluent prélevé chez Pétromont en 1991 n'a pas été caractérisé chimiquement.

Le test algal se révèle donc sensible à la nature des substances présentes dans ces effluents. Il constitue, à toutes fins pratique, un bon outil de dépistage pour évaluer les risques potentiels des effluents de ce secteur industriel.

4.1.3.2 ***Inhibition de la reproduction.-*** Le test d'inhibition de la reproduction avec le cladocère *Ceriodaphnia dubia* révèle une toxicité sublétale pour huit effluents testés sur une possibilité de 11. Les valeurs de toxicité s'échelonnent sur trois ordres de grandeur (seuil toxique de < 1 à 575 UT_{SC}). Cinq échantillons d'effluent révèlent une très faible inhibition de la reproduction survenant entre 50 et 100 % v/v d'effluent. Trois effluents (Pétromont 1991, Monsanto et Nacan 1989) se révèlent particulièrement toxiques pour les microcrustacés, avec des valeurs de seuil toxique respectives de 22,5, 28,3 et 575 UT_{SC} (tableau 4).

En comparant les résultats du test d'inhibition de la reproduction des crustacés à ceux du test avec l'algue S. capricornutum, on observe une certaine similitude dans la détection de toxicité pour ces deux bioessais (tableau 4). En effet, tous les effluents qui sont toxiques pour les crustacés indiquent une inhibition de la croissance des algues. Cependant, le test algal détecte une légère toxicité dans deux effluents (Alcool de Commerce et IPB) qui s'avèrent sans effets significatifs pour les crustacés. L'effluent de l'usine Produits Nacan ltée se révèle encore une fois totalement dépourvu de toxicité.

Par ailleurs, les valeurs de toxicité varient d'un effluent à l'autre. C'est ainsi que les effluents de Pétromont Société en Commandite et Monsanto se révèlent plus toxiques pour les algues que pour les crustacés. Ceux prélevés chez Nacan en 1992

et Alcool de Commerce indiquent une faible toxicité chez les algues mais rien de significatif chez les crustacés. Pour les effluents prélevés chez Pétromont en 1991 et Nacan en 1989 la toxicité s'avère plus forte chez les crustacés. Les quatre autres effluents toxiques pour ces deux groupes d'organismes révèlent des valeurs de seuil toxique du même ordre de grandeur.

Chacun de ces deux bioessais indiquent donc des réponses légèrement différentes avec des amplitudes de toxicité allant jusqu'à un ordre de grandeur de différence. L'ensemble de ces réponses confirme la recommandation d'utiliser une batterie de bioessais pour permettre d'évaluer la toxicité potentielle des effluents industriels. L'utilisation d'une gamme de bioessais fait d'ailleurs l'objet d'un consensus de plus en plus généralisé parmi les spécialistes (Thomas *et al.,* 1986; OECD, 1987; Sergy, 1987; Biaise *et al.,* 1988; Wang et Williams, 1988; Lewis, 1992; Johnson *et al.,* 1993).

Par ailleurs, les faibles réponses observées en général avec ce bioessai confirment la faible toxicité des effluents du secteur de la chimie organique. En effet, ce test de sublétalité est généralement reconnu comme très apte à détecter la toxicité potentielle d'effluents industriels (Pontash et al., 1989; Krzysztof *et al.,* 1992; Lewis, 1992). Diverses études menées en milieu naturel ont démontré la capacité de ce bioessai à discriminer entre des sources ponctuelles de pollution en milieu aquatique (U.S. EPA, 1986; Eagleson *et al.*, 1990; Stewart *et al.*, 1990).

Toutefois, trois effluents indiquent une forte toxicité pour les crustacés, soit ceux de l'usine Nacan 1989, Monsanto et Pétromont 1991. L'échantillon prélevé chez Nacan en 1989 a de loin la plus forte toxicité pour les crustacés. Les résultats de ce bioessai, tout comme les autres réalisés pour cette usine, confirment que cet effluent se démarque nettement par sa forte toxicité. En 1992, aucun effet toxique n'est observé avec ce bioessai. Comme mentionné auparavant, la caractérisation de 1989 portait sur l'effluent des eaux de procédé, alors qu'en 1992, elle portait sur un mélange de l'effluent des eaux de procédé et des eaux de refroidissement. Cette dilution a eu pour conséquence de diminuer fortement la toxicité. Cependant, comme on le verra plus loin, le barème d'effets écotoxiques potentiels (BEEP) calculé pour ces deux campagnes est très similaire malgré des mesures de toxicité différentes. En effet, le BEEP tient compte non seulement de la toxicité mais aussi du débit; et la dilution ne permet donc pas de masquer complètement le potentiel toxique de l'effluent.

L'évaluation écotoxicologique de l'effluent prélevé chez Nacan en 1989 suggère que certains éléments détectés en fortes concentrations (MES, ammoniaque et zinc) pourraient être responsables de la mortalité chez les crustacés. L'organisme exposé même à de faibles concentrations subirait donc un stress et investirait son énergie pour les besoins de sa survie individuelle au détriment du maintien de la population (Environnement Canada, 1990b). Cela pourrait donc expliquer les fortes dilutions nécessaires pour supprimer l'inhibition de la reproduction.

Pour sa part, l'échantillon prélevé chez Pétromont en 1991 (seuil toxique de 22,5 UT_{SC}) indique une toxicité d'un ordre de grandeur plus élevé que celle des deux autres campagnes. Toutefois, l'absence de caractérisation chimique ne permet aucune hypothèse sur les substances potentiellement responsables des effets observés. La seule mesure effectuée sur l'échantillon concerne la concentration de carbone organique total (79,4 mg/L) qui est quatre fois supérieure à celle mesurée en 1993 (20,6 mg/L). La caractérisation de 1989 indique une concentration de COT de 59,4 mg/L, donc entre ces deux limites. La toxicité sublétale varie donc dans le même sens que les concentrations de COT. En d'autres mots, plus la concentration de COT augmente, plus la toxicité sublétale augmente, autant chez les algues que chez les crustacés.

Le test réalisé sur l'effluent de l'usine Monsanto montre là aussi une forte toxicité sublétale (seuil toxique = 28,3 UT_{SC}). La caractérisation chimique de cette usine révèle, comme mentionné auparavant, de fortes DCO, DBO_5 et teneurs en COT. Les concentrations d'azote ammoniacal et de solides totaux sont aussi très élevées. De plus, on a détecté deux métaux (cuivre et zinc) qui se situent dans les concentrations inhibitrices chez les crustacés (voir chapitre «résultats»).

Ces deux métaux peuvent être responsables de la toxicité pour cet effluent et peut-être de quelques autres. En effet, les crustacés *C. dubia* sont spécifiquement reconnus pour leur sensibilité à divers métaux tant en solution pure que dilués dans les effluents industriels ou les eaux de surface (Spehar et Fiandt, 1986; Dorn *et al.*, 1987; Winner, 1988; Di Toro et al., 1991; Kszos *et al.*, 1992). Cependant, il ne faut pas négliger la toxicité des substances organiques. Plusieurs études montre que *C. dubia* y est sensible (Elnabarawy *et al.*, 1986; Winner, 1988; Master *et al.*, 1991). En général, les concentrations nécessaires pour obtenir des effets d'inhibition sont très supérieures à celles obtenues avec des métaux. Dans la majorité des effluents, les concentrations de substances sont faibles mais les mesures de DCO, DBO_5 et COT

suggèrent une nature fortement organique des effluents. Une bonne part de la toxicité pourrait être causée par la somme de ces substances.

La majeure partie des effluents s'avèrent faiblement toxiques pour les crustacés. Cependant, les consommateurs primaires sont un maillon essentiel de la chaîne alimentaire. Il ne faudrait pas alors négliger tout phénomène de toxicité potentielle qui pourrait affecter les organismes de ce niveau d'organisation biologique. Même si ce test s'avère relativement coûteux et de longue durée (sept jours), il fournit une information non négligeable sur le risque potentiel de toxicité tant létale que sublétale, des effluents du secteur de la chimie organique pour les microcrustacés.

4.1.3.3 ***Génotoxicité.-*** Quatre effluents révèlent, dans une étape ou l'autre du SOS Chromotest, une génotoxicité potentielle. Rappelons que le test se divise principalement en deux étapes. La première partie du test est réalisée sur l'échantillon original après filtration à 0,45 µm (Environnement Canada, 1992e). La seconde partie s'effectue après filtration et ajout d'un extrait enzymatique de foie de rat (+S9) qui permet d'évaluer la présence de substances promutagènes décelées seulement après activation métabolique par des microsomes de foie de rat. Cette étape simule en quelque sorte la biotransformation possible par les enzymes du foie d'un organisme supérieur. Ces deux échantillons sont aussi évalués après une aération de cinq jours pour estimer le phénomène de biodégradation.

La première étape du test (échantillon original sans S9) indique la présence de substances génotoxiques dans quatre échantillons d'effluents; les valeurs s'échelonnent de 4,5 à 22,5 U_g (tableau 5). On notera plus particulièrement les fortes valeurs de génotoxicité détectées dans l'effluent prélevé chez Pétromont en 1993 et Monsanto. L'étape d'aération (cinq jours) diminue l'activité génotoxique dans tous les effluents. Pour les deux usines avec les plus fortes activités génotoxiques leur seuil d'activité génotoxique a diminué à 4,5 U_g. Les effluents des deux autres usines qui indiquaient une faible activité (Kemtec et Nacan 1989) ne montrent plus de génotoxicité significative.

Après l'étape de bioactivation enzymatique (+S9), seulement deux échantillons se révèlent génotoxiques. L'échantillon prélevé chez Pétromont en 1993 indique encore une activité génotoxique mais légèrement inférieure à celle mesurée sur l'échantillon sans S9. L'échantillon d'effluent provenant de Monsanto indique par

Tableau 4 Sommaire des tests de sublétalité chronique avec l'algue* S. capricornutum *et le crustacé* C. dubia *réalisés sur les effluents de huit usines du secteur de la chimie organique*

	Algues *Selenastrum capricornutum*				Crustacés *Ceriodaphnia dubia*
	CI_{50} (4 jours)		Seuil Toxique (4 jours)		Seuil Toxique (7 jours)
Usine et date d'échantillonnage	Av	Ap	Av	Ap	Av
Pétromont Société en Commandite (Montréal-Est) novembre 1990	1-2,6	2	4 0	4 0	1,4
Kemtec (Montréal-Est) avril 1991	< 1	< 1	< 1	1,4	2,8
Pétromont (Varennes) mars 1989	2-4	n.d.	2-4	n.d.	2,6
Pétromont (Varennes) janvier 1991	2,5	< 1	5,7	< 1	22,5
Pétromont (Varennes) septembre 1993	< 1	1	< 1	1,4	1,4
Monsanto (Ville LaSalle) mars 1992	29-59	< 2	8 3	< 2	28,3
Nacan (Boucherville) mars 1989	1 7	5,5	20,3	1 8	5 7 5
Nacan (Boucherville) septembre 1992	2-4	< 1	2,7	1,4	< 1
Alcool de commerce (Varennes) septembre 1990	2,5-5	2,5-5	4	4	< 1
Produits Nacan ltée (Varennes) octobre 1990	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Ind. Préservation du bois (Tracy) décembre 1991	< 1	1-2	< 1	2,8	1,4

* Les valeurs sont en unités toxiques sublétales chroniques
Av = Avant aération
Ap = Après aération
n.d. = Non déterminé

contre une activité génotoxique identique à celle de l'échantillon sans S9. À noter que cette étape élimine la génotoxicité présente dans les deux échantillons d'effluent faiblement génotoxiques (Kemtec et Nacan 1989). L'aération de ces échantillons diminue aussi la génotoxicité. L'effluent de Monsanto est le seul qui montre une activité génotoxique persistante (seuil toxique = 4,5 U_g). L'effluent de Pétromont 1993 ne montre plus d'activité significative.

La majorité des effluents se révèlent donc peu problématiques en ce qui a trait à la présence de substances génotoxiques. On notera toutefois que trois effluents (Pétromont 1991, IPB et Nacan 1992) montrent une toxicité pour les bactéries qui nous empêche de bien évaluer le potentiel génotoxique. En effet, le problème de la toxicité peut masquer ou diminuer la détection de substances faiblement génotoxiques.

Le test permet toutefois d'identifier quelques usines qui semblent plus problématiques. Ainsi, l'effluent prélevé à l'usine Pétromont en 1993 indique une activité génotoxique significative qui persiste dans trois étapes sur quatre. La caractérisation chimique de cette usine révèle quelques substances organiques chlorées (voir chapitre «résultats») qui pourraient être responsables des effets génotoxiques. En effet, le SOS Chromotest est sensible à plusieurs substances chlorées. Quoique les concentrations mesurées soient faibles, l'effet additif de ces substances doit être considéré. Le potentiel de bioaccumulation des substances organiques peut être très important.

Par ailleurs, une étude réalisée dans nos laboratoires (White *et al.*, 1995) mentionne que la majeure partie de la génotoxicité des effluents serait liée aux matières en suspension plutôt qu'au composé en phase liquide. Les échantillons d'effluents étant filtrés, la détection d'une activité génotoxique la plus minime soit-elle devrait donc être considérée comme préoccupante.

De plus, l'autre effluent qui indique une forte génotoxicité, celui de l'usine Monsanto révèle des concentrations importantes de quelques substances organiques (voir chapitre «résultats»). La caractérisation révèle de fortes valeurs de DCO (1770 mg/L), de DBO_5 (1048 mg/L) ainsi qu'une concentration élevée de COT (443 mg/L). Par contre, il renferme peu de métaux et les concentrations sont faibles. On peut donc supposer une contribution importante des substances organiques à l'activité génotoxique décelée.

L'étape d'aération indique une diminution de l'activité génotoxique pour les quatre échantillons d'effluent. Le même phénomène est observé après l'ajout d'extrait enzymatique de foie de rat (+S9). Cela soutient l'hypothèse d'une activité reliée, du moins en partie, à la présence de substances organiques biodégradables et (ou) volatiles.

L'activité génotoxique est donc présente dans peu d'effluents. Quoi qu'il en soit, le rejet de substances organiques bioaccumulables devraient nous préoccuper. En effet, la panoplie de tests utilisée pour le contrôle des effluents industriels ne comprend pas encore de test de bioaccumulation. Nous devons donc considérer que le rejet de substances potentiellement génotoxiques est encore une préoccupation pour quelques industries du secteur de la chimie organique.

4.2 Classement sur l'échelle BEEP

Le BEEP (Barème d'effets écotoxique potentiels; Costan *et al.*, 1993) un outil de gestion élaboré par le Centre Saint-Laurent, permet d'évaluer et de comparer les effluents industriels sur une échelle logarithmique de 0 à 10. La formule développée intègre la majorité des résultats des bioessais effectués, l'intensité, la persistance et la multispécificité (effets sur une ou plusieurs espèces) de la toxicité de chaque effluent ainsi que son débit. Cet outil d'évaluation a ainsi permis une comparaison des 49 usines du Plan d'action Saint-Laurent.

Selon cette formule, les usines Pétromont Société en Commandite et Monsanto avec des BEEP respectifs de 4,5 et 4,3 se démarquent nettement des autres usines du secteur de la chimie organique étudiée. Ces deux industries se classent respectivement au 21^{e} et 23^{e} rang des usines les plus problématiques du Plan d'action Saint-Laurent (figure 15). La troisième usine en importance est Pétromont qui se place au 27^{e} rang avec un BEEP de 3,8. Pour la deuxième campagne d'échantillonnage réalisée à cette usine en 1993, on obtient une valeur BEEP de 3,6 très similaire à celle de 1991. Vient ensuite l'usine Kemtec avec un BEEP de 3,4 qui la place au 32^{e} rang sur cette échelle.

On retrouve au 37^{e} rang l'effluent de Nacan prélevé en 1989 avec un BEEP de 2,9. À noter que dans ce cas le calcul est différent de celui rapporté antérieurement. En effet, une erreur de débit avait causé une surestimation de la valeur BEEP. L'indice BEEP tient compte de la toxicité mais aussi du débit en m^3/h de

Tableau 5 Sommaire des tests de génotoxicité réalisés sur les effluents de huit usines du secteur de la chimie organique*

Usine et date d'échantillonnage	SOS Chromotest *Escherichia coli* (2 h)			
	-S9		+S9	
	Av	Ap	Av	Ap
Pétromont Société en Commandite (Montréal-Est) novembre 1990	< 2	< 2	< 2	< 2
Kemtec (Montréal-Est) avril 1991	4,5	< 2	< 2	< 2
Pétromont (Varennes) mars 1989	< 2	< 2	< 2	< 2
Pétromont (Varennes) janvier 1991	< 2[t]	< 2	<2[t]	< 2[t]
Pétromont (Varennes) septembre 1993	**22,4**	**4,5**	**4,5**	< 2
Monsanto (Ville LaSalle) février 1992	**22,5**	**4,5**	**22,5**	**4,5**
Nacan (Boucherville) mars 1989	**5,7**	<2	<2	<2
Nacan (Boucherville) septembre 1992	<2[t]	<2	<2[t]	<2
Alcool de commerce (Varennes) septembre 1990	< 2	< 2	< 2	< 2
Produits Nacan ltée (Varennes) octobre 1990	< 2	< 2	< 2	< 2
Ind. Préservation du bois (Tracy) décembre 1991	< 2[t]	< 2[t]	< 2	< 2

* Les valeurs de seuil toxique sont en unités génotoxiques
+ S9 = avec ajout d'extrait enzymatique de foie de rat
- S9 = sans ajout d'extrait enzymatique de foie de rat
s = stimulation bactérienne
t = toxicité non quantifiée pour les bactéries
Av = avant l'étape d'aération
Ap = après l'étape d'aération

l'effluent final. En 1989, seul l'effluent des eaux de procédé a été utilisé pour mesurer la toxicité. Cependant, le débit utilisé pour le calcul faisait la somme des débits des eaux de procédé et des eaux de refroidissement. Le nouveau calcul ne tient compte que du débit des eaux de procédé. En 1992, l'échantillon composé intégré comprenait les eaux de procédé ainsi que les eaux de refroidissement. Pour l'effluent prélevé à l'usine Nacan en 1989 on obtient un BEEP de 2,9; pour celui recueilli en 1992, le BEEP est estimé à 2,1. En 1992, la toxicité mesurée par l'ensemble des bioessais est beaucoup plus faible qu'en 1989. Le mélange avec les eaux de refroidissement (non contaminées) a occasionné une dilution du composé utilisé pour les bioessais. Les valeurs BEEP se révèlent relativement similaires malgré une forte dilution des eaux de procédé en 1992. Ainsi, en tenant compte du débit, l'indice BEEP permet de relativiser la charge toxique d'un effluent.

Finalement les trois dernières usines, Alcool de Commerce (BEEP = 1,8), IPB (BEEP = 0,4) et Produits Nacan ltée (BEEP = 0) se classent respectivement au 45^{e}, 48^{e} et 49^{e} rang des 49 usines du PASL. L'usine Produits Nacan ltée (anciennement Hoechst) est la seule usine du Plan d'action Saint-Laurent où l'ensemble des bioessais n'a révélé aucune toxicité.

Les huit usines du secteur de la chimie organique considérées dans notre étude ne contribue qu'à environ 0,05 p. 100 de l'ensemble de la toxicité potentielle des 49 usines du PASL, malgré une toxicité relativement importante pour deux industries (Pétromont Société en Commandite et Monsanto).

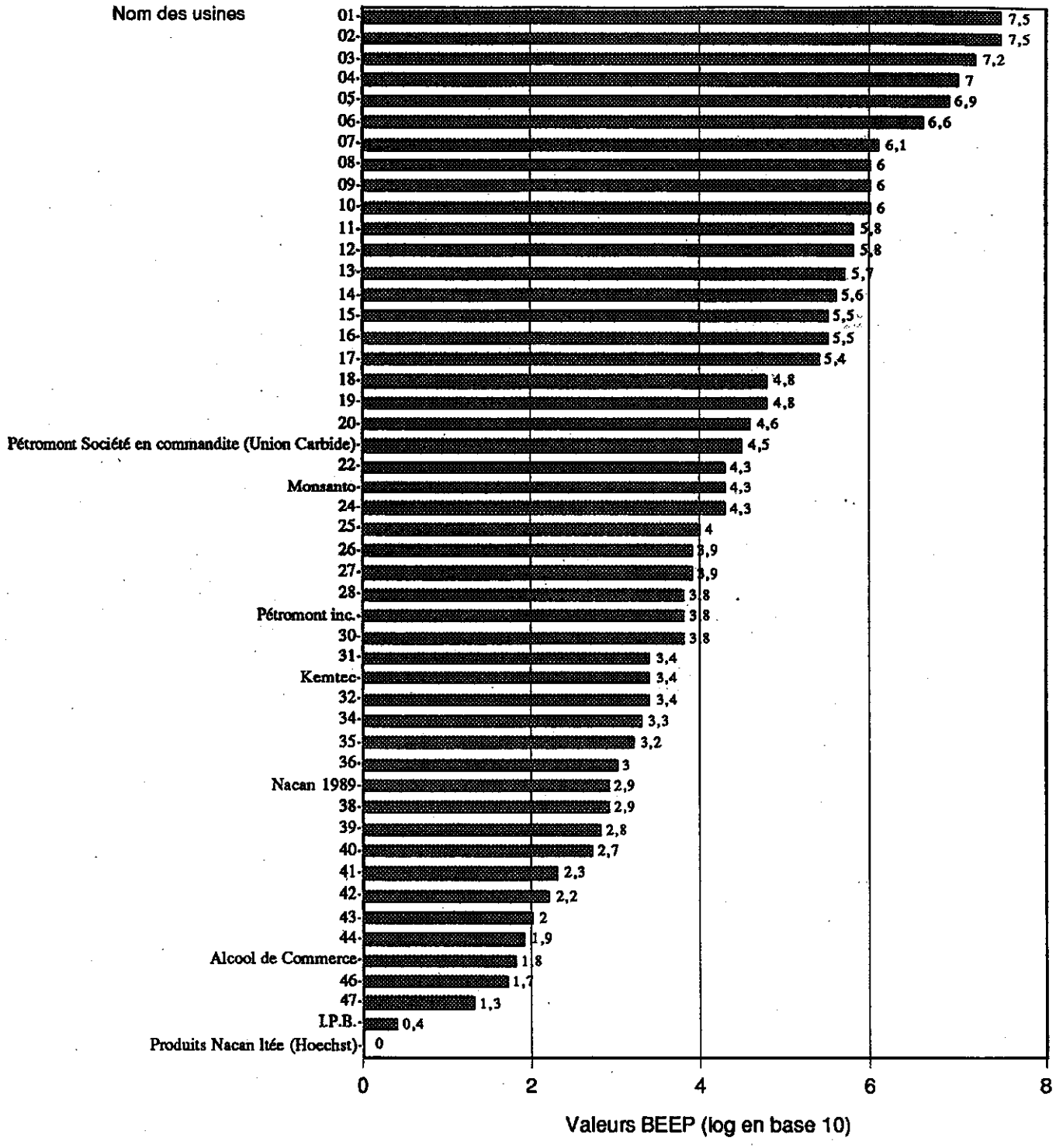


Figure 15 ***Classement de huit usines de la chimie organique sur l'échelle BEEP, comparativement à l'ensemble des 49 usines du PASL***

RÉFÉRENCES

Ankley, G. T., G. S. Peterson, J. R. Amato et J. J. Jenson (1990). «Evaluation of sucrose as an alternative to sodium chloride in the Microtox® Assay : Comparison to fish and cladoceran tests with freshwater effluents». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9 : 1305-1310.

APHA, (American Public association), AWWA, (American Water Works Association) et WPCF (Water Pollution Control Federation) (1989). Standard methods for the examination of water and wastewater. In APHA (Ed.), Washington, D.C., USA.

Beckman (1982). *Microtox System Operating Manual 01555879.* Carlsbad, CA, USA.

Blaise, C. (1986). «Micromethod for acute aquatic toxicity assessment using the green alga *Selenastrum capricornutum*». *Toxicity Assessment: An International Journal*, 1 : 377-385.

Blaise, C. (1991). «Microbiotests in aquatic ecotoxicology: characteristic, utility and prospect.». *Environmental Toxicology and Water Quality*, 6 : 145-155.

Blaise, C., N. Bermingham et R. van Coillie (1985). «The integrated ecotoxicological approach to assessment of ecotoxicity». *Water Quality Bulletin*, 10 (1): 3-10.

Blaise, C. et P. Couture (1984). «Détection à l'aide d'un bioessai (*Selenastrum capricornutum*) des répercussions d'un rejet minier sur l'environnement aquatique: toxicité ou enrichissement en substance essentielle?». *Hydrobiologia*, 114 : 39-50.

Blaise, C., R. Legault, N. Bermingham, R. van Coillie et P. Vasseur (1986). «A simple microplate algal assay technique for aquatic toxicity assessement». *Toxicity Assessment: An International Journal*, 1 : 261-281.

Blaise, C., G. Sergy, P. Wells et N. Bermingham (1988). «Biological testing - Development, application and trends in Canadian environmental protection laboratories». *Toxicity Assesment: An Internatonal Journal*, 3 : 385-406.

Blaise, C., R. Van Coillie, N. Bermingham et G. Coulombe (1987). «Comparaison des réponses toxiques de trois indicateurs biologiques (bactéries, algues, poissons) exposés à des effluents de pâtes et papier». *Revue Internationale des Sciences de l'eau*, 3 : 9-17.

Block, J. C., J. F. Férard, J. P. Flambeau, J. P. Kuenemann, G. Thouand et P. Vasseur (1990). «Aspects microbiologiques de la dégradation: une revue», dans *Évaluation de la dégradation des substances organiques dans l'environnement.* Paris, pp. 25-50.

Boudreau, D., G. Costan, R. Legault et N. Bermingham (1992). *Évaluation écotoxicologique sommaire de l'effluent de l'usine Dominion Textile (Saint-Timothée).* Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent. 24 pages.

Boudreau, D., G. Costan, R. Legault et N. Bermingham (1993a). *Évaluation écotoxicologique sommaire des effluents de huit usines du secteur de la métallurgie et du traitement de surface.* Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent. 72 pages.

Boudreau, D., G. Costan, R. Legault et N. Bermingham (1993b). *Évaluation écotoxicologique sommaire des effluents de sept alumineries.* Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent. 43 pages.

Boudreau, D., G. Costan, R. Legault et N. Bermingham (1993c). *Évaluation écotoxicologique sommaire des effluents de sept usines du secteur de la chimie inorganique.* Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent. 67 pages.

Buiich, A. A. (1982). «A practical and reliable method for monitoring the toxicity of aquatic samples.». *Process biochem.* : 45-47.

Cairns Jr., J. et D. I. Mount (1990). «Aquatic toxicology. Part 2 of four-part series». *Environ. Sci. Technol.*, 24 : 154-161.

Cairns Jr., J. et J. R. Pratt (1989). «The scientific basis of bioassays». *Hydrobiologia*, 188-189 : 5-20.

Calleja, A., J. M. Baldasano et A. Mulet (1986). «Toxicity analysis of leachates from hazardous wastes via Microtox and Daphnia magna». *Toxicity assessment*, 1 : 73-83.

CCMRE (Conseil canadien des ministres des Ressources de l'Environnement) (1987). «Vie aquatique d'eau douce». dans*Recommandations pour la qualité des eaux au Canada.* Environnement Canada. Direction générale des eaux intérieures. Ottawa,

Costan, G. et N. Bermingham (1992). *Évaluation écotoxicologique sommaire des effluents de 13 usines de pâtes et papiers.* Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent. 72 pages.

Costan, G., N. Bermingham, C. Blaise et J. F. Férard (1993). «Potential ecotoxic effects probe (PEEP) : a novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents.». *Environmental Toxicology and Water Quality*, 8 (2): 115-140.

Deneer, J. W., T. L. Sinnige, W. Seinen et J. L. M. Hermens (1988). «The joint acute toxicity to Daphnia magna of industrial chemicals at low concetrations». *Aquatic Toxicology*, 12 : 33-38.

Di Toro, D., J. A. Hallden et J. L. Plafkin (1991). «Modeling *Ceriodaphnia* toxicity in the Naugatuck river II. Copper, hardness and effluent interactions». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10 : 261-274.

Dorn, P. B., J.H. Rodgers, K.M. Jop, J.C. Raia et K. L. Dickson (1987). «Hexavalent chromium as a reference toxicant in effluent toxicity». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 6 : 435-444.

Eagleson, K. W., D. L. Lenat, L. W. Ausley et F. B. Winborne (1990). «Comparison of measured instream biological responses with predicted using the *Ceriodapnia dubia* chronic toxicty test». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9 : 1019-1028.

Elnabarawy, M. T., A. N. Welter et R. R. Robideau (1986). «Relative sensitivity of three daphnids species to selected organic and inorganic chemicals». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 5 : 393-398.

Environnement Canada (1971). *Règlements sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers.* Direction générale de la lutte contre la pollution des eaux. Protection de l'environnement. Rapport EPS1-WP-72-1.

Environnement Canada (1989). *Approche intégré pour l'évaluation écotoxicologique des rejets industriels.* Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent.

Environnement Canada (1990a). *Évaluation écotoxicologique sommaire de l'effluent à la sortie des étangs facultatifs de l'usine Pétromont (Varennes).* Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent.

Environnement Canada (1990b). *Évauation écotoxicologique sommaire à la sortie de l'étang aéré de l'usine Nacan de Boucherville.* Environnement Canada, Conservation et Protection. région du Québec, Centre Saint-Laurent.

Environnement Canada (1990c). *Méthode d'essai biologique : essai de létalité aiguë sur* Daphnia *spp.* Conservation et Protection, Protection de l'environnement. Rapport SPE 1/RM/11.

Environnement Canada (1990d). *Méthode d'essai biologique : méthode de référence pour la détermination de la létalité aiguë d'effluents chez la Truite arc-en-ciel.* Conservation et Protection, Protection de l'environnement. Rapport SPE 1/RM/13.

Environnement Canada (1992a). *Effluents industriels : Principes méthodologiques et références des méthodes à utiliser pour l'analyse des paramètres requis.* Conservation et Protection, région du Québec. Centre Saint-Laurent. 25 pages.

Environnement Canada (1992b). *Méthode d'essai biologique : essai d'inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce* Selenastrum capricornutum. Conservation et Protection, Protection de l'environnement. Rapport SPE 1/RM/25.

Environnement Canada (1992c). *Méthode d'essai biologique : essai de reproduction et de survie sur le cladocère* Ceriodaphnia dubia. Conservation et Protection, Protection de l'environnement. Rapport SPE 1/RM/21.

Environnement Canada (1992d). *Méthode d'essai biologique : essai de toxicité sur la bactérie luminescente* Photobacterium phosphoreum. Conservation et Protection, Protection de l'environnement. Rapport SPE 1/RM/24.

Environnement Canada (1992e). *SOS Chromotest© - Protocole pour échantillons aqueux.* Conservation et Protection, Centre Saint-Laurent.

GIPASL, (Groupe d'intervention du Plan d'action Saint-Laurent) (1992). *Ensemble des fiches d'information sur les 50 industries visées par le Plan d'action Saint-Laurent.* Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec.

Greene, J. C., W. E. Miller, M. Debacon, M. A. Longet et C. L. Barter (1988). «Use of *Selenastrum capricornutum* to assess the toxicity potential of surface and ground water contamination caused by chromium waste.». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7 : 35-39.

Greene, J. C. et S. A. Peterson (1989). «Comparative toxicological assesment of hazardous chemical wastes using *Daphnia magna, Selenastrum capricornutum* and *Photobacterium phosphoreum.*», dans *Environmental Toxicology and Chemistry 10th annual Meeting Oct. 28-Nov. 2.* Toronto, Ontario,

Hart, W. B., P. Doudoroff et J. Greenbank (1945). *The evaluation of the toxicity of industrial wastes, chemicals and other substances to freshwater fishes.* Wastes control laboratory, Atlantic Refining Co. Philadelphia. 376 pages.

Herman, D. C., C. I. Inniss et C. I. Mayfield (1990). «Impacts of volatile aromatic hydrocarbons alone, and combinations on growth of the freshwater alga *Selenastrum capricornutum*». *Aquatic Toxicology*, 18 : 87-100.

Hofnung, M., P. Quillardet, O. Goerlich et E. Touati (1989). «SOS Chromotest and the use of bacteria for the detection and diagnosis of genotoxic agents.». dans G. Jolles and A. Cordier (Eds.), *New trends in genetic risk assessment, proceeding of the fifth Rhône - Poulenc round table conference.* pp. 125-136.

Isenberg, D. L. (1993). «The Microtox toxicity test a developer's commantary». dans M. Richardson (éd.), *Ecotoxicology monitoring.* VCH Publisher, New York. pp. 3-15.

Johnson, I., R. Butler, R. Milne et C. J. Redshaw (1993). «The role of Microtox in the monitoring and control of effluents». dans M. Richardson (éd.), *Ecotoxicology monitoring.* VCH Publisher, New York. pp. 17-35.

Kaiser, K. L. E. et V. G. Palabrica (1991). «*Photobacterium phosphoreum* : Toxicity data index.». *Water Poll. Res. J. Canada*, 26 (3): 361-431.

Kross, B. C. et K. Cherryholmes (1993). «Toxicity screening of sanitary landfill leachates: A comparative evaluation with Microtox® analyses, chemical, and other toxicity sreening method». dans M. Richardson (Ed.), *Ecotoxicology monitoring*. VCH publishers, New-York. pp. 225-249.

Krzysztof, M. J., A. M. Askew, K. F. Terrio et A. T. Simoes (1992). «Application of the short-term chronic test with *Ceriodaphnia dubia* in identifying sources of toxicity in industrial wastewaters». *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 49 : 765-771.

Kszos, L. A., A. J. Stewart et P. A. Taylor (1992). «An evaluation of nickel toxicity to *Ceriodapnia dubia* and *Daphnia magna* in a contamined stream and in laboratory test». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11 : 1001-1012.

Lebsack, M. E., A. E. Anderson, G. M. DeGraeve et H. L. Bergman (1981). «Comparison of bacterial luminescence and fish bioassay results for fossil-fuel processus waters and phenolics constituents». dans D. R. Branson and K. L. Dickson (Eds.), *Aquatic toxicology and hazard assessment : Fourth conference*. ASTM, American society for testing and material, Philadelphia, PA. pp. 348-356.

Legault, R., C. Blaise, D. Rokosh et R. Chong-Kit (1994). «Comparative assesment of the SOS Chromotest™ and the Mutatox™ test with the salmonella plate incorporation (Ames test) and fluctuation tests for screening genotoxic agents.». *Environ. Toxicol. Water Qual* : 9-18.

Lewis, M. A. (1992). «Periphyton photosynthesis as an indicator of effluent toxicity; relationship to effects on animal species.». *Aquatic toxicology*, 23 : 279-288.

LGL, (Lalonde, Girouard, Letendre et associée) (1990). *Inventaire des établissements industriels majeurs situés le long du fleuve Saint-Laurent et de la rivière Saguenay*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec. 260 p.

Mance, G. (1987). *Pollution threat of heavy metals in aquatic environments*. Elsevier applied science. New-York. 370 pages.

Master, J. A., M. A. Lewis et D. H. Davidson (1991). «Validation of a four-day *Ceriodaphnia* toxicity test and statistical considerations in data analysis». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10 : 47-55.

Munkittrick, K. R., E. A. Power et G. A. Sergy (1991). «The relative sensitivity of Microtox®, daphnid, Rainbow Trout and Fathead Minnow acute lethality tests.». *Environmental Toxicology and Water Quality : An International Journal*, 6 : 35-62.

OECD, (Organisation for economic coopération and developpment) (1987). *The use of biological tests for water pollution assesment and control*. Environment monographs. No. 11. 70 pages.

Pennak, R. W. (1978). *Freshwater invertebrates of the United States* (2nd edition). John Wiley and Sons. New-York. 420 pages.

Pontash, K. W., B. R. Niederlehner et J. J. Cairns (1989). «Comparisons of single-species, microcosm and field responses to a complex effluent.». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8 : 521-532.

Quillardet, P. O., R. D. Huisman et M. Hofnung (1982). «SOS Chromotest, a direct assay of induction of an SOS function in *Escherichia coli* K-12 to measure genotoxicity». *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 79 : 5971-5975.

Qureshi, A. A., K. W. Flodd, S. R. Thompson, S. M. Janhurst, C. S. Inniss et D. A. Rokosh (1982). «Comparison of a luminescent bacterial test with other bioassays for determining toxicity of pure compounds and complex effluents». dans J. G. Pearson, R. B. Foster and W. E. Bishop (Eds.), *Aquatic toxicology and Hazard assessment : Fifth conference*. ASTM STP 766, Philadelphia. pp. 179-195.

Rai, L. C., J. P. Gaur et H. D. Kumar (1981). «Phycology and heavy-metal pollution». *Biol. rev.*, 56 : 99-151.

Sergy, G. (1987). *Recommendations on Aquatic Biological Tests and Procedures for Environmental Protection, Conservation and Protection*. Environment Canada, Conservation and Protection, Technology Developpment and Technical Services Branch, Edmonton, Alberta. 102 pages.

Spehar, L. R. et J. T. Fiandt (1986). «Acute and chronic effetcs of water quality criteria-based metal mixtures on three aquatic species.». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 5 : 917-931.

Sprague, J. B. et B. A. Ramsay (1965). «Lethal levels of mixed copper-zinc solutions for juveniles salmon». *J. Fish. Res. Board Can*, 22 : 425-432.

St-Laurent, D., C. Blaise, P. MacQuarrie et B. Trottier (1992). «Comparative assessment of herbicide phytotixicity to *Selenastrum capricornutum* using microplates and flask bioassay». *Environmental Toxicology and Water Quality : An international journal*, 7 : 220-235.

Stewart, A. J., L. A. Kszos, B. C. Harvey, L. F. Wicker, G. J. Haynes et R. D. Bailey (1990). «Ambient toxicity dynamics: assessment using *Ceriodaphnia dubia* and fathead minnow (*Pimephales promelas*) larvae in short-term tests». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9 : 367-379.

Strosher, M. T. (1984). *A comparison of biological testing methods in association with chemical analyses to evaluate toxicity of waste drilling fluids in Alberta*. Canadian Petroleum Association, Calgary, Canada. Calgary, Canada.

Thellen, C., C. Blaise, Y. Roy et C. Hickey (1989). «Round robin testing with the *Selenastrum capricornutum* microplate toxicity assay». *Hydrobiologia* (188/189): 259-268.

Thomas, J. M., J. R. Skalski, J. F. Cline, M. C. McShane, J. C. Simpson, W. E. Miller, S. A. Peterson, C. A. Callahan et J. C. Greene (1986). «Characterization of chemical waste site contamination and determination of its extent using bioassays». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 5 : 487-501.

U.S. EPA (1986). *Validity of effluent and ambient toxicity tests for predicting biological impact, Naugatuck river, Waterbury, Connecticut.* Permits Division, Washington D.C. and Office of Research and Development, U.S, Duluth, Minnesota.

Vanwijk, R. J., J. F. Postma et H. Vanhouwelingen (1994). «Joint toxicity of ethileneamines to algae, daphnids and fish». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13 : 167-171.

Vasseur, P., J. F. Férard, J. Vail et G. Larbaigt (1984). «Comparaison des tests Microtox et daphnie pour l'évaluation de la toxicité aiguë d'effluents industriels». *Environmental pollution*, 34 A : 225-235.

Vezeau, R. (1982). *Protocoles d'échantillonnage, de préservation et de préparation des échantillons pour les analyses des polluants prioritaires.* Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec.

Walsh, G. et R. Merrill (1984). «Algal bioassays of industrial and energy process effluents». dans L. Shubert (éd.), *Algae as ecological indicator.* Academic Press, New-York.

Wang, W. et J. M. Williams (1988). «Screening and biomonitoring of industrial effluents using phytoxicity tests.». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7 : 645-652.

White, P. A., J. B. Rasmussen et C. Blaise (1995). «Comparing the presence, potency and partitioning behaviour of genotoxins extracted from a broad range of industrial effluents» , soumis pour publication.

Winner, R. W. (1988). «Evaluation of the relative sensitivities of 7-D *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia* toxicity tests for cadmium and sodium pentachlorophenate». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7 : 153-159.

Wong, P. T. S. et P. Couture (1986). «Toxicity screening using phytoplankton.». dans G. Bitton and B. J. Dutka (Eds.), *Toxicity testing using Microorganisms.* CRC Press, Boca Raton, Florida. pp. 79-100.