

**ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE
L'EFFLUENT DE LA STATION D'ÉPURATION
MUNICIPALE DE GRANBY**

PRÉPARÉ PAR :

- **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC**
- **ENVIRONNEMENT CANADA**

SEPTEMBRE 1999

TD
428
.W3
P53
1999

ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE
L'EFFLUENT DE LA STATION D'ÉPURATION
MUNICIPALE DE GRANBY



Rapport rédigé par :
Benoît Pigeon, biophysicien, M.Sc.
Benoît Pigeon Conseiller

En collaboration avec :
Hélène Dufour, Isabelle Guay, Carole Lachapelle et Robert Tétreault
du ministère de l'Environnement du Québec

et

Manon Harwood, Sylvie Roberge et Marc Villeneuve
d'Environnement Canada

Travaux d'échantillonnage :
Environnement E.S.A. inc.

Travaux de laboratoire :
C.R.E.A.LAB inc., Laboratoire de génie sanitaire du Québec (1986) inc.,
Centre Saint-Laurent, Laboratoires Bodycote Technitrol inc. et
Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.

SEPTEMBRE 1999

REMERCIEMENTS

Nous voudrions tout d'abord remercier le personnel de la municipalité de Granby pour leur participation au projet et plus particulièrement Monsieur André Charbonneau, surintendant de la station d'épuration de Granby.

Il faut souligner la contribution du personnel du Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada pour le contrôle de la qualité des analyses physico-chimiques, la préparation des échantillons pour les analyses de substances organiques à l'état d'ultra-traces et pour la réalisation des bioessais.

Nous remercions finalement le personnel des laboratoires du ministère de l'Environnement du Québec (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec) pour les analyses des métaux, des surfactants et des substances organiques à l'état d'ultra-traces ainsi que pour leur aide et coopération au projet.

RÉSUMÉ

Selon une étude récente du ministère de l'Environnement du Québec, la rivière Yamaska et ses principaux tributaires dont la Yamaska Nord sont encore en mauvais état sur une part importante de leurs parcours (ministère de l'Environnement du Québec, 1999). Ce constat est principalement attribuable aux polluants conventionnels, comme l'azote, le phosphore et les bactéries coliformes, qui se trouvent en concentration excessive en de nombreux endroits du bassin. Certains sites sont également exposés à de la pollution d'origine industrielle. La ville de Granby, notamment, serait «un point chaud en ce qui a trait aux substances toxiques». En effet, plusieurs produits chimiques affichent des concentrations plus élevées en aval qu'en amont de Granby et la faune aquatique y subit un impact évident (ministère de l'Environnement du Québec, 1999).

En réponse à ces constatations, la station d'épuration municipale de Granby a fait l'objet d'une vaste caractérisation bioanalytique et physico-chimique dans le but d'évaluer, dans un premier temps, la qualité de l'effluent de la station d'épuration et vérifier, dans un deuxième temps, dans quelle mesure cet effluent qui se rejette dans la Yamaska Nord peut contribuer à la problématique de l'écosystème aquatique de la rivière.

La caractérisation a eu lieu à l'effluent final de la station sur trois jours non consécutifs entre le 5 et le 10 octobre 1998. Cette caractérisation comprenait la réalisation de 7 bioessais et l'analyse de 19 paramètres physico-chimiques, 19 métaux et de 8 familles de substances organiques chlorées et non chlorées telles que les BPC, dioxines et furanes chlorés, HAP et surfactants.

L'interprétation des résultats analytiques permet de formuler les conclusions et recommandations suivantes.

Dans les limites de cette caractérisation, les bioessais recommandés par le ministère de l'Environnement du Québec ont permis de mettre en évidence le caractère non létal et l'absence d'effet chronique de l'effluent de la station d'épuration municipale de Granby. Les bioessais utilisés dans l'approche BEEP montrent que les rejets de la station de Granby ont le potentiel d'induire un effet génotoxique chronique, mais que cette génotoxicité est non persistante, ce qui suggère que les substances responsables sont facilement dégradables dans le milieu.

Certains métaux et substances organiques ont été détectés à des teneurs significatives. Toutefois, en regard des critères de qualité de l'eau et en comparaison avec les résultats obtenus à d'autres stations d'épuration municipales au Québec, les concentrations retrouvées à l'effluent de Granby sont relativement faibles malgré l'importance de l'apport industriel à Granby. Une exception à cette règle, les dioxines et furanes chlorés affichent des teneurs importantes. De façon générale, les rendements observés sont similaires à ceux retrouvés ailleurs pour un système de traitement par boues activées à aération prolongée comme celui à Granby, et démontre que la station de Granby atteint tout de même la meilleure efficacité de traitement possible.

Malgré cette bonne performance d'assainissement de la station, l'étude de l'impact potentiel des rejets sur le milieu récepteur à partir des résultats des analyses physico-chimiques suggère que les rejets de la station d'épuration municipale de Granby ont le potentiel de nuire à la vie aquatique et à la faune piscivore, ce que confirme les résultats de l'étude du ministère sur le bassin de la rivière Yamaska (ministère de l'Environnement du Québec, 1999).

En effet, compte tenu du faible pouvoir de dilution de la rivière Yamaska Nord, les rejets de la station de Granby constituent une source de substances toxiques pour le milieu récepteur, en ce sens que les concentrations de plusieurs contaminants sont susceptibles d'augmenter au delà des critères de qualité dans la rivière en aval du point de rejet et ce, particulièrement en période d'étiage.

Ceci est mis en évidence en faisant la comparaison des résultats physico-chimiques avec les objectifs environnementaux de rejets (OER). Les paramètres dont les concentrations dépassent le plus significativement les OER sont, dans l'ordre décroissant des dépassements (valeur du dépassement entre parenthèse) : les dioxines et furanes chlorés (55.7), le cuivre (20.0), le mercure (13.3), le phosphore (6.2), les cyanures (5.0) et les surfactants anioniques (3.7). Les BPC et l'arsenic affichent aussi des teneurs élevées à l'effluent de la station.

Les nombreux débordements d'eaux usées non traitées aux ouvrages de surverses du réseau d'égout de Granby, de même que les sites de sols contaminés doivent aussi être considérés comme des sources de contamination du milieu aquatique. La présente étude ne permet pas d'évaluer l'importance relative des différentes sources de pollution qui affectent la qualité de l'écosystème en aval de la municipalité de Granby.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	i
RÉSUMÉ	iii
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES ANNEXES	vii
LISTE DES TABLEAUX	viii
LISTE DES FIGURES	x
GLOSSAIRE	xi
LISTE DES ABRÉVIATIONS	xiii
1. INTRODUCTION	1
1.1 CADRE DE L'ÉTUDE	1
1.2 OBJECTIF DE L'ÉTUDE	1
2. MÉTHODOLOGIE	3
2.1 PROGRAMMATION DE L'ÉCHANTILLONNAGE	3
2.2 ANALYSES BIOLOGIQUES (BIOESSAIS)	3
2.2.1 <i>Choix des bioessais</i>	4
2.2.2 <i>Échantillonnage et acheminement des échantillons</i>	5
2.2.3 <i>Préparation des échantillons et méthodes d'analyses</i>	5
2.2.3.1 Préparation, traitement et subdivision des échantillons	5
2.2.3.2 Méthodes bioanalytiques	8
2.2.3.3 Paramètres physico-chimiques en support aux bioessais	9
2.2.4 <i>Contrôle de qualité</i>	9
2.3 ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES	9
2.3.1 <i>Choix des analyses physico-chimiques</i>	9
2.3.2 <i>Échantillonnage et acheminement des échantillons</i>	11
2.3.3 <i>Méthodes d'analyses</i>	11
2.3.3.1 Paramètres physico-chimiques	11
2.3.3.2 Substances organiques à l'état d'ultra-traces (BPC, dioxines et furanes chlorés et HAP)	12
2.3.4 <i>Contrôle de qualité</i>	13
3. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS	15
3.1 FONCTIONNEMENT DE LA STATION PENDANT L'ÉCHANTILLONNAGE	15
3.2 BIOESSAIS	16
3.2.1 <i>Approche traditionnelle</i>	16
3.2.1.1 Toxicité létale aiguë	17
3.2.1.2 Toxicité létale et sublétale chronique	18
3.2.2 <i>Indice BEEP</i>	19
3.2.3 <i>Analyses physico-chimiques de soutien aux bioessais</i>	21

3.2.4	Contrôle de qualité	22
3.3	ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES	22
3.3.1	Paramètres physico-chimiques génériques	22
3.3.2	Métaux totaux	23
3.3.3	Hydrocarbures pétroliers, substances phénoliques et surfactants	24
3.3.4	Substances organiques semi-volatiles (SOBN) et volatiles (SOV)	25
3.3.5	BPC, dioxines et furanes chlorés et HAP	26
3.3.5.1	Les BPC	26
3.3.5.2	Les dioxines et furanes chlorés	26
3.3.5.3	Les HAP	27
3.3.6	Contrôle de qualité	28
4.	INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS	29
4.1	COMPARAISON DES RÉSULTATS AUX CRITÈRES DE QUALITÉ D'EAU DE SURFACE	29
4.1.1	Les bioessais de l'approche traditionnelle	29
4.1.1.1	Toxicité aiguë	30
4.1.1.2	Toxicité chronique	30
4.1.2	L'indice BEEP	30
4.1.3	Les analyses physico-chimiques	31
4.1.3.1	Paramètres physico-chimiques génériques	32
4.1.3.2	Métaux	33
4.1.3.3	Hydrocarbures pétroliers, substances phénoliques et surfactants	34
4.1.3.4	Substances organiques semi-volatiles (SOBN) et volatiles (SOV)	35
4.1.3.5	BPC, dioxines et furanes chlorés et HAP	35
5.	ÉVALUATION DES IMPACTS DE L'EFFLUENT SUR LE MILIEU RÉCEPTEUR	37
5.1	APPROCHE DE PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE	37
5.2	DÉPASSEMENTS DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET (OER)	38
5.2.1	Présentation générale des résultats	38
5.2.2	Dépassements des OER basés sur l'usage vie aquatique	40
5.2.3	Dépassements des OER basés sur l'usage faune piscivore	40
5.2.4	Dépassements des OER basés sur l'usage santé humaine	41
5.3	CONTRIBUTION DES REJETS DE LA STATION DE GRANBY À L'ÉTAT DE L'ÉCOSYSTÈME AQUATIQUE DE LA RIVIÈRE YAMASKA NORD	42
6.	DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS	43
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	45
	ANNEXES	51

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : DESCRIPTION TECHNIQUE SOMMAIRE DE LA STATION D'ÉPURATION DE GRANBY	53
ANNEXE 2 : SOMMAIRE DES RÉSULTATS DE LA CARACTÉRISATION BIOANALYTIQUE.....	57
ANNEXE 3 : RÉSULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES :	61
• Paramètres physico-chimiques génériques	
• Métaux totaux	
• Hydrocarbures pétroliers, substances phénoliques et surfactants	
• Substances organiques semi-volatiles (SOBN) et volatiles (SOV)	
ANNEXE 4 : RÉSULTATS DES ANALYSES À L'ÉTAT D'ULTRA-TRACE POUR LES BPC	69
ANNEXE 5 : RÉSULTATS DES ANALYSES À L'ÉTAT D'ULTRA-TRACE POUR LES DIOXINES ET FURANES CHLORÉS	73
ANNEXE 6 : RÉSULTATS DES ANALYSES À L'ÉTAT D'ULTRA-TRACE POUR LES HAP	77
ANNEXE 7 : HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP) VISÉS PAR LES CRITÈRES DE QUALITÉ (GROUPE 1 ET GROUPE 2)	81
ANNEXE 8 : PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE : CALCUL ET INTERPRÉTATION DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET.....	85
ANNEXE 9 : OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET POUR LA STATION DE GRANBY	93

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 2.1 : PROGRAMME D'ÉCHANTILLONNAGE DE LA STATION DE GRANBY	3
TABLEAU 2.2 : BIOESSAIS RETENUS ET CARACTÉRISTIQUES DESCRIPTIVES.....	4
TABLEAU 2.3 : PROTOCOLES UTILISÉS POUR LES BIOESSAIS	8
TABLEAU 2.4 : LISTE DES FAMILLES DE PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ANALYSÉES À L'EFFLUENT DE LA STATION D'ÉPURATION MUNICIPALE DE GRANBY	10
TABLEAU 3.1 : CONDITIONS D'OPÉRATION DE LA STATION D'ÉPURATION DE GRANBY DURANT L'ÉCHANTILLONNAGE	16
TABLEAU 3.2 : RÉSULTATS DES BIOESSAIS DE TOXICITÉ AIGÜE CONSIDÉRÉS DANS L'APPROCHE TRADITIONNELLE	18
TABLEAU 3.3 : RÉSULTATS DES BIOESSAIS DE TOXICITÉ CHRONIQUE CONSIDÉRÉS DANS L'APPROCHE TRADITIONNELLE	19
TABLEAU 3.4 : SOMMAIRE DES RÉSULTATS DES MICROBIOESSAIS UTILISÉS DANS LE CALCUL DU BEEP .	20
TABLEAU 3.5 : COMPOSANTES ET RÉSULTATS DU CALCUL BEEP POUR L'EFFLUENT DE LA STATION D'ÉPURATION DE GRANBY	21
TABLEAU 3.6 : RÉSULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES DE SOUTIEN AUX BIOESSAIS	22
TABLEAU 3.7 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES GÉNÉRIQUES	23
TABLEAU 3.8 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES MÉTAUX TOTAUX	24
TABLEAU 3.9 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES HYDROCARBURES PÉTROLIERS, LES SUBSTANCES PHÉNOLIQUES ET LES SURFACTANTS.....	25
TABLEAU 3.10 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES SUBSTANCES ORGANIQUES SEMI-VOLATILES (SOBN) ET LES SUBSTANCES ORGANIQUES VOLATILES (SOV) DÉTECTÉES	25
TABLEAU 3.11 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES BPC TOTAUX	26
TABLEAU 3.12 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES DIOXINES ET FURANES CHLORÉS.....	27
TABLEAU 3.13 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES HAP	27
TABLEAU 3.14 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR CERTAINS HAP DU GROUPE 2.....	28

TABLEAU 4.1 : DÉPASSEMENTS DES CONCENTRATIONS MOYENNES MESURÉES À L'EFFLUENT PAR RAPPORT AUX CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU DE SURFACE	33
---	----

TABLEAU 5.1 : DÉPASSEMENTS DES CONCENTRATIONS MAXIMALES MESURÉES À L'EFFLUENT PAR RAPPORT AUX OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET (OER)	39
--	----

LISTE DES FIGURES

FIGURE 2.1 : PRÉPARATION ET DIVISION DES ÉCHANTILLONS JOURNALIERS (JOURS 1, 3 ET 5) EN LABORATOIRE	6
FIGURE 2.2 : PRÉPARATION ET DIVISION DE L'ÉCHANTILLON COMPOSÉ EN LABORATOIRE	7

GLOSSAIRE

Bioaccumulation - Accumulation nette d'une substance dans les tissus d'un organisme résultant d'une exposition aux différentes sources de contamination dans l'environnement.

Biodégradation - Processus microbiologique (dû par exemple à l'activité de bactéries) qui altère la structure chimique d'un composé. Il cause généralement la décomposition des molécules organiques en composantes plus petites. Par exemple, la biodégradation des hydrocarbures en conditions aérobies libère ultimement du carbone organique (CO_2) et de l'eau (H_2O).

Bioessai - Essai permettant de déterminer l'effet d'une matière ou d'une matrice (p. ex. un échantillon d'effluent industriel) sur un groupe d'organismes choisis d'une même espèce (p. ex. *Vibrio fischeri*), dans des conditions bien définies. Un essai de toxicité sert normalement à mesurer soit la proportion des organismes atteints, soit l'intensité de l'effet observé, après l'exposition à une matière ou une matrice expérimentale donnée.

BPC planaire ou coplanaire - Molécule de BPC pouvant adopter une configuration planaire.

Caractérisation bioanalytique - Ensemble de bioessais réalisés dans le but d'évaluer le potentiel écotoxique d'une matrice expérimentale (p. ex. un échantillon d'effluent de station d'épuration).

CI₅₀ - Concentration inhibitrice médiane. Il s'agit de l'estimation ponctuelle de la concentration d'effluent (% v/v) qui provoque une inhibition de 50 % d'une fonction biologique quantitative (p. ex. la croissance), par rapport à des organismes de contrôle, après une période d'exposition donnée.

CL₅₀ - Concentration létale médiane. Il s'agit de la concentration d'effluent (% v/v) qui est considérée létale chez 50 % des organismes soumis à l'essai. La CL₅₀ est dérivée ici par l'analyse statistique des mortalités survenues à différentes concentrations expérimentales, après une période d'exposition donnée (p. ex. 96 h).

CME0 - Concentration minimale avec effet observé. Il s'agit de la concentration la plus faible d'une matrice expérimentale à laquelle des organismes sont exposés et qui provoque des effets nocifs chez ces organismes. Par exemple, la CME0 est la plus faible concentration à laquelle la croissance d'algues exposées à l'échantillon d'effluent diffère significativement de celle d'organismes témoins.

Contrôle de qualité - Ensemble de techniques et moyens de mesure et d'évaluation de la qualité des données et, le cas échéant, des correctifs à appliquer lorsque les objectifs de qualité ne sont pas atteints.

CSE - Concentration seuil d'effet. Il s'agit de la moyenne géométrique de la CSEO et de la CME0.

CSEO - Concentration sans effet observé. Il s'agit de la plus forte concentration d'un échantillon expérimental qui, chez les organismes exposés, ne provoque aucun effet nocif observé et statistiquement significatif. Par exemple, la CSEO est la plus forte concentration d'essai à

laquelle la croissance d'algues exposées à l'échantillon d'effluent ne diffère pas significativement de celle d'organismes témoins.

Effet écotoxique - Effet toxique pour l'environnement.

Létal - Qui provoque la mort des organismes exposés. Par exemple, la mort des truites est définie comme la cessation de tous les signes visibles de mouvement ou d'activité.

Sublétal - Qui est nocif pour l'organisme soumis à l'essai, mais en-deçà du niveau qui entraîne la mort au cours d'un essai.

Test de toxicité - Voir bioessai.

Toxicité - Capacité propre d'une substance ou d'une matrice (p. ex. un échantillon d'effluent de station d'épuration) de provoquer des effets nocifs chez l'organisme exposé.

Toxicité aiguë - Toxicité qui survient dans un bref délai (secondes, minutes, heures ou quelques jours) par rapport à la durée de vie des organismes soumis à l'essai.

Toxicité chronique - Effets à long terme liés à des changements de métabolisme, de reproduction, génétiques, etc.

Unité toxique - Unité relative de toxicité d'un échantillon expérimental. Pour un effluent, le calcul est effectué comme suit :

$$\text{Unité toxique} = \frac{100 \%}{\text{résultat de toxicité (p.ex. CI}_{50} = x \%)}$$

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ADN	acide désoxyribonucléique
APHA	American Public Health Association
BEEP	barème d'effets écotoxiques potentiels
BPC	biphényles polychlorés
β-gal	β-galactosidase
C	degré Celsius
CFP	critère pour la protection de la faune piscivore
CI ₅₀	concentration inhibitrice 50 %
CL ₅₀	concentration létale 50 %
CME0	concentration minimale avec effet observé
CSE	concentration-seuil d'effet
CSEO	concentration minimale sans effet observé
CSH	critère pour la protection de la santé humaine
CVAA	critère de vie aquatique aiguë
CVAC	critère de vie aquatique chronique
d	jour (<i>dies</i>)
DBO ₅	demande biochimique en oxygène après 5 jours
DBO ₅ C	demande biochimique en oxygène après 5 jours, partie carbonée
Fd	facteur de dilution
h	heure
HAP	hydrocarbures aromatiques polycycliques
L	litre
LDM	limite de détection de la méthode
<lim	concentration moyenne pondérée inférieure à la limite de détection
mg	milligramme
min	minute
mL	millilitre
μS	microSiemens
ng	nanogramme (10 ⁻⁹ g)
nm	nanomètre
OER	objectifs environnementaux de rejet
PADEM	Programme d'assainissement des eaux municipales
PAEQ	Programme d'assainissement des eaux du Québec

pg	picogramme (10^{-12} g)
% v/v	pourcentage volume sur volume
PPC	paramètres physico-chimiques
P _t	phosphore total
S9	fraction microsomale de foie de rat
SLV 2000	Saint-Laurent Vision 2000
SOBN	substances organiques (semi-volatiles) obtenues par extraction basique ou neutre
SOV	substances organiques volatiles
UG _{sc}	unité de génotoxicité sublétales chronique
UT _a	unité de toxicité aiguë
UT _c	unité de toxicité chronique
UT _L	unité de toxicité létale
UT _s	unité de toxicité sublétales
UT _{SA}	unité de toxicité sublétales aiguë
UT _{sc}	unité de toxicité sublétales chronique
UTA.uvb ⁻¹	unité toxique ajustée par unité de volume bioanalytique
UTA.h ⁻¹	unité toxique ajustée heure

1. INTRODUCTION

1.1 Cadre de l'étude

Une étude récente du ministère de l'Environnement du Québec sur la rivière Yamaska et ses principaux tributaires (1999) démontre que ces cours d'eau sont encore en mauvais état.

En ce qui a trait aux paramètres conventionnels de la qualité de l'eau (azote, phosphore, bactéries coliformes, etc.) la rivière Yamaska est nettement la plus polluée de tous les tributaires du Saint-Laurent (ministère de l'Environnement du Québec, 1999). Pour ce qui est des toxiques, la même étude démontre, entre autres, que plusieurs substances ou familles de substances chimiques affichent des concentrations plus élevées en aval qu'en amont de la ville de Granby. C'est le cas du mercure, du plomb, de seize congénères de BPC, des dioxines et furanes chlorés, de plusieurs HAP et d'autres composés organiques semi-volatils. Les rejets de Granby affectent la faune aquatique, qui est dans un état jugé moyen en amont de la municipalité mais en très mauvais état en aval. La communauté de poissons affiche un taux d'anomalies et des teneurs en BPC particulièrement élevées en aval de la ville.

En réponse à ces constatations, il était opportun de caractériser l'effluent final de la station d'épuration municipale de Granby selon le même protocole que celui utilisé dans la campagne d'évaluation de la toxicité des effluents des stations d'épuration municipales au Québec (ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et Environnement Canada, 1998) afin de vérifier si la station d'épuration pouvait être responsable de cette dégradation.

1.2 Objectif de l'étude

L'objectif de l'étude est d'évaluer, dans un premier temps, la qualité de l'effluent de la station d'épuration municipale de Granby et vérifier, dans un deuxième temps, dans quelle mesure les rejets de la station de Granby peuvent contribuer à la problématique de l'écosystème aquatique de la rivière Yamaska.

Pour atteindre cet objectif, l'effluent de la station d'épuration municipale de Granby a été caractérisé (bioessais et analyses physico-chimiques) afin de connaître le potentiel toxique des rejets, ce qui signifie :

- Évaluer la toxicité aiguë (i.e. à court terme) et chronique (i.e. à long terme) de l'effluent pour la vie aquatique.
- Évaluer le potentiel toxique à long terme pour l'humain et pour la faune piscivore.

L'approche retenue pour mesurer le potentiel toxique est la suivante :

- Les résultats de la caractérisation (bioessais et analyses physico-chimiques) sont d'abord comparés aux critères de qualité de l'eau de surface utilisés par le ministère de l'Environnement du Québec. Même si ces critères de qualité sont habituellement comparés à un effluent une fois dilué dans le milieu récepteur, sauf pour la toxicité aiguë, cette comparaison est nécessaire pour évaluer la toxicité théorique de l'effluent et pour faire ressortir les paramètres responsables de la toxicité mesurée et potentiellement problématiques.
- Une compilation des toximesures et des indices BEEP est ensuite réalisée. Ces outils sont utilisés dans le cadre de SLV 2000 pour comparer, de façon relative, le potentiel écotoxicologique des effluents.
- Finalement, une estimation de l'impact potentiel de l'effluent sur le milieu récepteur est effectuée à l'aide de l'approche de protection du milieu aquatique du ministère de l'Environnement du Québec (i.e. comparaison des résultats avec les objectifs environnementaux de rejet).

2. MÉTHODOLOGIE

2.1 Programmation de l'échantillonnage

L'approche utilisée pour la caractérisation de la station d'épuration municipale de Granby a été développée à partir de l'approche utilisée dans le cadre des caractérisations industrielles du programme Saint-Laurent Vision 2000 (SLV 2000). Le Guide général de caractérisation SLV 2000, publié en avril 1995, a été utilisé pour préparer le devis. Les 5 firmes d'échantillonnage pré-qualifiées pour les caractérisations industrielles ont été invitées à soumissionner selon les directives contenues dans le Guide général de caractérisation.

Le programme d'échantillonnage et d'analyses a été identique à celui développé dans le cadre de la campagne d'été de l'étude d'*Évaluation de la toxicité des effluents des stations d'épuration municipales du Québec*. Brièvement, cette vaste étude porte sur quinze stations d'épuration municipales représentatives des divers procédés et conditions de traitement utilisés au Québec. Deux échantillonnages sont prévus à chaque station, soit un en hiver et un en été. La campagne d'hiver est terminée et un rapport d'étape a été publié (ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et Environnement Canada, 1998), tandis que la campagne d'été est en cours actuellement et un rapport devrait être publié au cours de l'année 2000.

L'échantillonnage de l'effluent de la station de Granby a été réalisé sur trois périodes de 24 heures entre le 5 et le 10 octobre 1998 (voir tableau 2.1). Les travaux de terrain ont été faits par le personnel de la firme Environnement E.S.A. inc. (Sherbrooke), sous la supervision du ministère de l'Environnement du Québec et d'Environnement Canada et selon les exigences du Guide général de caractérisation SLV 2000 (1995). Le point de prélèvement des échantillons était situé à l'effluent final de la station, soit dans la conduite commune située en aval des décanteurs secondaires.

TABLEAU 2.1 : PROGRAMME D'ÉCHANTILLONNAGE DE LA STATION DE GRANBY

PÉRIODE D'ÉCHANTILLONNAGE			FIRME D'ÉCHANTILLONNAGE
JOUR 1 5 au 6 octobre 1998 8h00 à 8h00	JOUR 3 7 au 8 octobre 1998 8h00 à 8h00	JOUR 5 9 au 10 octobre 1998 8h00 à 8h00	Environnement ESA inc.

2.2 Analyses biologiques (bioessais)

La caractérisation bioanalytique de la station de Granby a fait l'objet d'un rapport spécifique. Par conséquent, la présente section se veut simplement une synthèse de l'information déjà publiée.

Pour obtenir plus de détails sur la méthodologie de réalisation des bioessais, sur le traitement des données et sur l'ensemble des résultats bioanalytiques, il est suggéré de consulter le rapport intitulé *Caractérisation bioanalytique des eaux usées municipales : Station d'épuration de Granby (Québec)* (Harwood, 1999).

2.2.1 Choix des bioessais

Une batterie de sept bioessais a été retenue dans le cadre de la présente étude. Les raisons motivant le choix de ces bioessais sont expliquées plus en détail dans le rapport d'étape de la caractérisation d'hiver de l'étude d'*Évaluation de la toxicité des effluents des stations d'épuration municipales du Québec* (ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et Environnement Canada, 1998). Succinctement, le choix des bioessais avait essentiellement pour but de répondre au standard développé par le ministère de l'Environnement du Québec et de permettre le calcul de l'indice BEEP développé par Environnement Canada (Costan *et al.*, 1993). Le tableau 2.2 présente la liste des bioessais choisis et énumère certaines de leurs caractéristiques descriptives.

TABLEAU 2.2 : BIOESSAIS RETENUS ET CARACTÉRISTIQUES DESCRIPTIVES

ORGANISMES	ESPÈCES	ÉCHELONS TROPHIQUES	NIVEAUX DE TOXICITÉ	VARIABLES D'EFFET
Bactéries marines	<i>Vibrio fischeri</i> * (Microtox™)	Décomposeur	Subléthalité aiguë	Inhibition de la luminescence
Bactéries	<i>Escherichia coli</i> PQ 37 (SOS Chromotest)	Décomposeur	Subléthalité chronique	Génotoxicité et viabilité cellulaire
Algues	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Producteur primaire	Subléthalité chronique	Inhibition de la division cellulaire
Cladocères nouveaux nés (crustacés)	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Consommateur primaire	Létalité et subléthalité chronique	Mortalité et inhibition de la reproduction
Cladocères (crustacés)	<i>Daphnia magna</i>	Consommateur primaire	Létalité aiguë	Mortalité
Larves de poissons	<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	Consommateur secondaire	Létalité et subléthalité chronique	Mortalité et inhibition de la croissance des larves
Poissons	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	Consommateur secondaire	Létalité aiguë	Mortalité

* : Espèce autrefois connue sous le nom de *Photobacterium phosphoreum*.

Comme l'indique le tableau 2.2, les espèces utilisées occupent des échelons trophiques variés : décomposeurs, producteurs primaires, ainsi que consommateurs primaires et secondaires. Quatre groupes taxinomiques y sont représentés : bactéries, algues, crustacés et poissons. Le type d'effet mesuré, plus particulièrement le niveau d'organisation biologique qu'il représente, varie également. Au niveau de l'organisme, les paramètres incluent l'inhibition de croissance, l'inhibition de reproduction et la mortalité, alors qu'au niveau cellulaire, l'inhibition de luminescence et l'induction d'un système de réparation de l'ADN (SOS) sont mesurées. Par ailleurs, différents niveaux de toxicité (sublétalité aiguë et chronique, létalité) sont évalués. Le spectre relativement large d'organismes, de types d'effet et de niveaux de toxicité considérés par la présente batterie d'essais permet donc d'évaluer adéquatement le potentiel écotoxique des rejets d'eaux usées municipales dans l'environnement aquatique.

2.2.2 Échantillonnage et acheminement des échantillons

Le prélèvement des échantillons et leur acheminement aux laboratoires ont été réalisés selon les exigences du Guide général de caractérisation SLV 2000 (1995).

La caractérisation bioanalytique a porté sur trois échantillons journaliers (jours 1, 3 et 5). Un volume total de 240 L (réparti en quatre contenants de 60 L) a été prélevé pour chaque échantillon journalier. Le prélèvement des échantillons a été effectué à l'aide d'échantillonneurs automatiques portatifs. Ces appareils prélèvent à intervalles de temps réguliers un volume d'eau fixe permettant d'obtenir un échantillon composé représentatif sur 24 heures. Les échantillons ont immédiatement été acheminés au laboratoire du Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada, section Biologie de l'environnement, pour être préparés, traités et subdivisés (voir section 2.2.3.1 ci-dessous).

2.2.3 Préparation des échantillons et méthodes d'analyses

2.2.3.1 Préparation, traitement et subdivision des échantillons

À leur réception au laboratoire, les quatre échantillons de 60 L d'un même jour ont été mélangés. En plus de conserver les échantillons journaliers (jours 1, 3 et 5) pour les bioessais avec renouvellement, une portion de 30 L de chaque échantillon journalier a été réservée afin d'obtenir un échantillon composé de 90 L (mélange des trois jours). Les figures 2.1 et 2.2 illustrent la préparation et la division des échantillons journaliers et de l'échantillon composé respectivement.

Des bioessais ont été réalisés sur chacun des échantillons prélevés. Pour les bioessais à renouvellement quotidien, les solutions d'essais ont été remplacées par de l'échantillon frais aux jours 3 et 5 des analyses. Des bioessais ont aussi été réalisées sur l'échantillon composé et les résultats ont servi à déterminer l'indice BEEP.

FIGURE 2.1 : PRÉPARATION ET DIVISION DES ÉCHANTILLONS JOURNALIERS (JOURS 1, 3 ET 5) EN LABORATOIRE

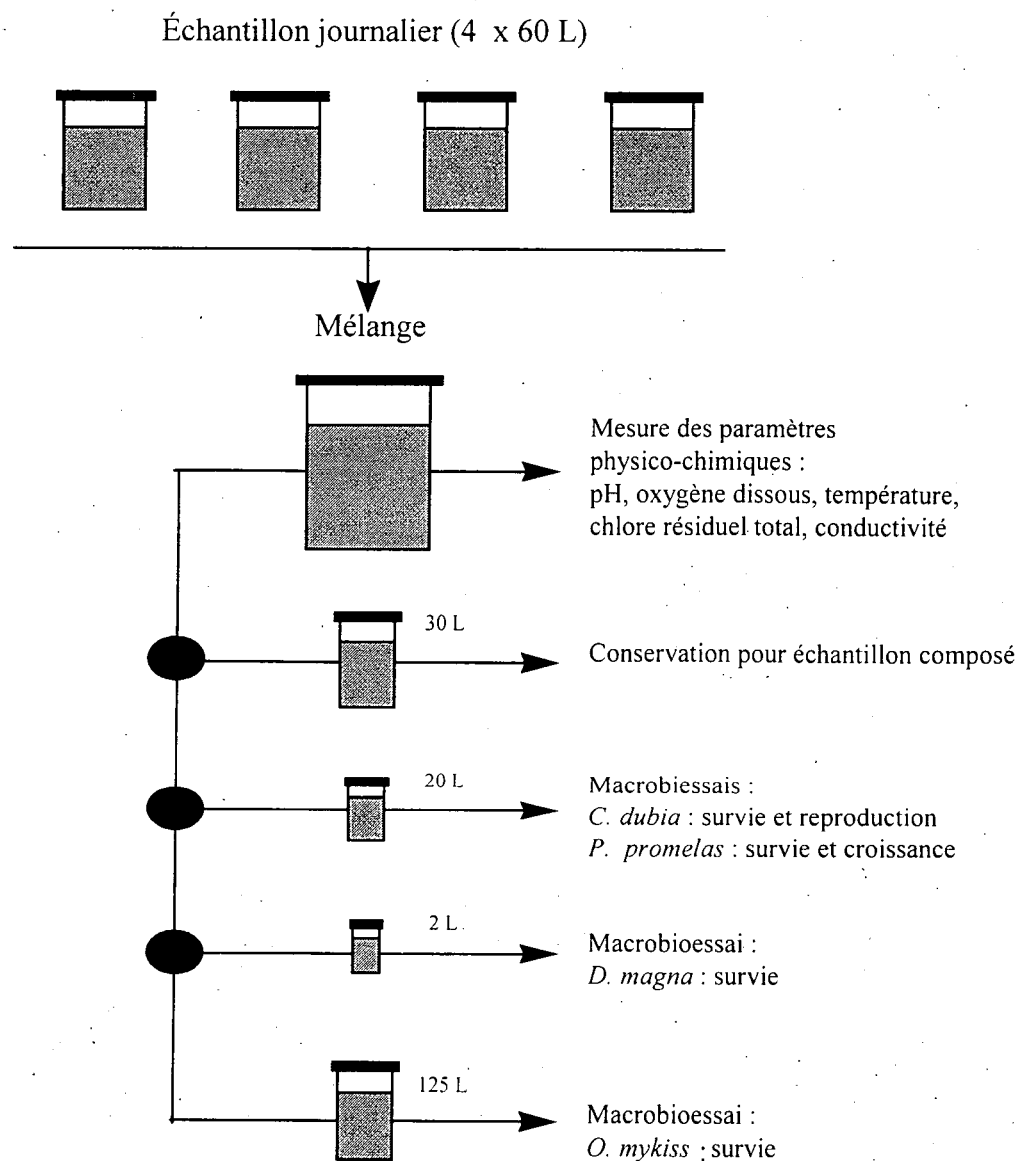
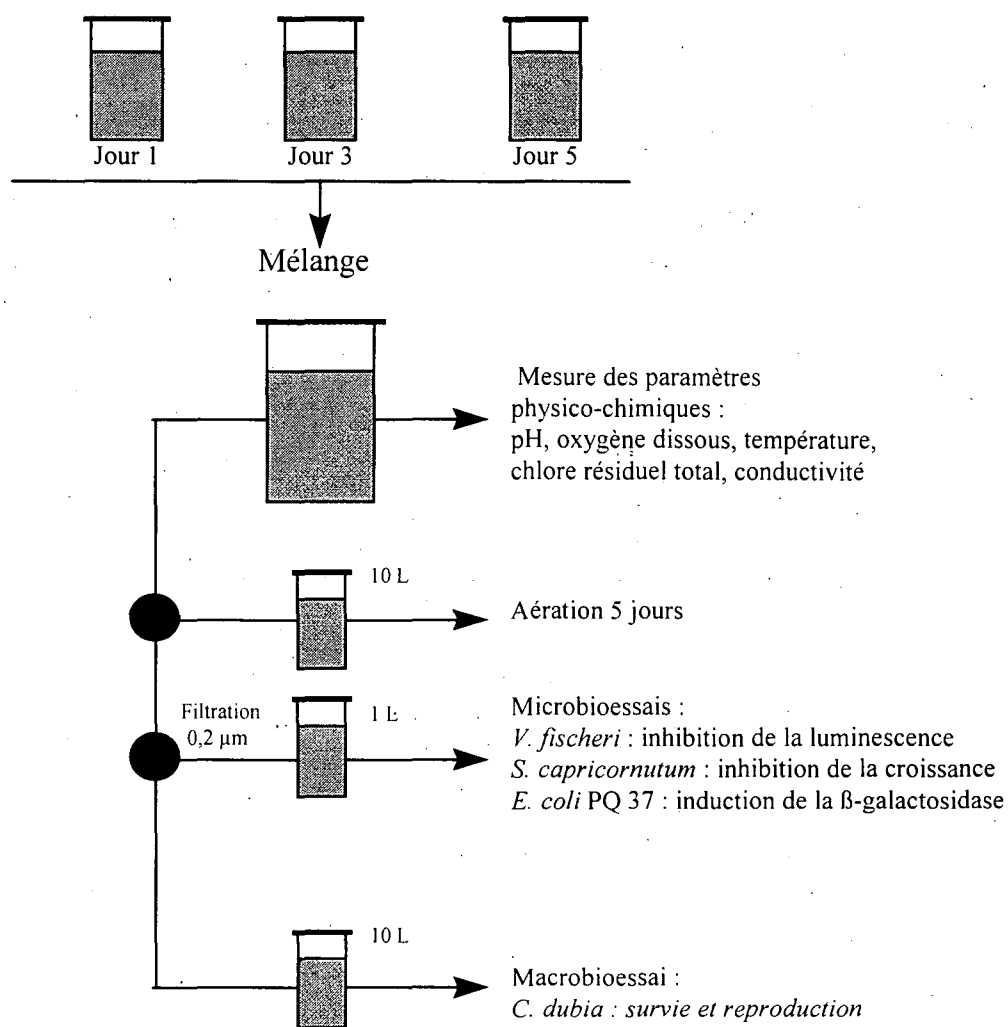


FIGURE 2.2: PRÉPARATION ET DIVISION DE L'ÉCHANTILLON COMPOSÉ EN LABORATOIRE

Portions aliquotes des échantillons journaliers (3 x 30 L)



Pour chaque mélange d'échantillon journalier, des portions ont été prélevées dans des récipients de plastique blanc opaque et conservées à 4 °C jusqu'au moment de la prise en charge par le laboratoire contractuel pour la réalisation des essais de toxicité avec *Daphnia magna*, *Ceriodaphnia dubia* et *Pimephales promelas*.

Une partie de l'échantillon composé a été soumise à une aération de cinq jours afin d'évaluer la persistance et (ou) les modifications de la toxicité potentielle. Des portions aliquotes de 1 L de l'échantillon composé non aéré et aéré ont été filtrées à 0,2 µm (polycarbonate, Nuclepore™) et conservées à 4 °C pour la réalisation des microbioessais. La méthode d'aération consiste à aérer [$\approx 5 \text{ mL}/(\text{min} \cdot \text{L}^{-1})$] l'échantillon à la température de la pièce ($20 \pm 2 \text{ °C}$) pendant cinq jours. Des seaux de plastique blanc opaque ont été utilisés comme récipients d'essai.

2.2.3.2 Méthodes bioanalytiques

Les microbioessais (*V. fisheri*, *E. coli* PQ 37, *S. capricornutum*), de même que le test avec truites arc-en-ciel (*O. mykiss*) ont été effectués au laboratoire du Centre Saint-Laurent. Les essais avec les larves du poisson tête-de-boule (*P. promelas*) et ceux avec cladocères (*D. magna* et *C. dubia*) ont été réalisés par les Laboratoires Bodycote Technitrol inc. (Pointe-Claire, Québec).

Les protocoles utilisés pour la réalisation des bioessais sont présentés au tableau 2.3.

TABLEAU 2.3 : PROTOCOLES UTILISÉS POUR LES BIOESSAIS

BIOESSAIS	PROTOCOLES	RÉFÉRENCES
<i>Vibrio fischeri</i> (Microtox™)	Suivant certaines modifications de la méthode normalisée d'Environnement Canada (1992a)	Environnement Canada (1995)
<i>Escherichia Coli</i> PQ 37 (SOS Chromotest)	Protocole mis au point au laboratoire du Centre Saint-Laurent	Environnement Canada (1997)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	En microplaque de 96 puits selon la méthode normalisée d'Environnement Canada	Environnement Canada (1992b)
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Méthode normalisée d'Environnement Canada	Environnement Canada (1992c)
<i>Daphnia magna</i>	Méthode normalisée d'Environnement Canada	Environnement Canada (1990a; 1990b)
<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	Méthode normalisée d'Environnement Canada	Environnement Canada (1992d)
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	Méthode normalisée d'Environnement Canada	Environnement Canada (1990c; 1990d)

2.2.3.3 Paramètres physico-chimiques en support aux bioessais

Une série d'analyses physico-chimiques a été réalisée sur les échantillons journaliers et composés afin d'obtenir des informations utiles en support aux bioessais.

La température, le pH (avant et après filtration), l'oxygène dissous, la conductivité et le chlore résiduel total (CRT) ont été mesurés pour tous les échantillons selon des méthodes normalisées (APHA, AWWA et WEF, 1995). Pour l'échantillon composé, le pH a été mesuré avant et après aération. De plus, la concentration du carbone organique total (COT) dans la portion non aérée de l'échantillon composé a été déterminée au début et à la fin de l'essai selon la méthode d'oxydation au persulfate (APHA, AWWA et WEF, 1995) afin d'évaluer la biodégradabilité de l'effluent.

2.2.4 Contrôle de qualité

Des procédures rigoureuses de contrôle de la qualité ont été appliquées pour la réalisation des bioessais, tels que décrits dans le Guide de caractérisation des eaux usées industrielles (Environnement Canada, 1996d).

2.3 Analyses physico-chimiques

2.3.1 Choix des analyses physico-chimiques

L'effluent de la station d'épuration de Granby a été analysé pour 19 paramètres physico-chimiques génériques, 19 métaux et 8 familles de paramètres organiques chlorés et non chlorés. Ce profil de caractérisation est conforme au profil développé pour la caractérisation d'été de la campagne d'*Évaluation de la toxicité des effluents des stations d'épuration municipales au Québec*. La liste des paramètres analysés à Granby est présentée au tableau 2.4.

Les raisons motivant la sélection de certains de ces paramètres sont expliquées plus en détail dans le rapport d'étape de la caractérisation hivernale des stations municipales (ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et Environnement Canada, 1998).

TABEAU 2.4 : LISTE DES FAMILLES DE PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ANALYSÉES À L'EFFLUENT DE LA STATION D'ÉPURATION MUNICIPALE DE GRANBY

FAMILLES DE PARAMÈTRES	TRAVAUX DE LABORATOIRE
<u>Paramètres physico-chimiques génériques (PPC):</u> pH* Oxygène dissous (OD)* Température* Conductivité Matières en suspension (MES) Demande biochimique en oxygène (DBO ₅) Demande biochimique en oxygène, partie carbonée (DBO ₅ C) Demande chimique en oxygène (DCO) Dureté totale Azote ammoniacal (N-NH ₃ -NH ₄ ⁺) Azote total Kjeldahl (N-NKT) Chlorures (Cl ⁻) Cyanures totaux (CN ⁻) Fluorures totaux (F ⁻) Nitrites-nitrates (NO ₂ -NO ₃) Nitrites (NO ₂) Phosphore total (P tot.) Sulfates (SO ₄ ²⁻) Sulfures dissous et totaux (S ²⁻)	C.R.E.A.LAB inc.
<u>Métaux :</u> Aluminium (Al) Antimoine (Sb) Argent (Ag) Arsenic (As) Baryum (Ba) Béryllium (Be) Bore (B) Cadmium (Cd) Chrome (Cr) Cobalt (Co) Cuivre (Cu) Fer (Fe) Mercure (Hg) Molybdène (Mo) Nickel (Ni) Plomb (Pb) Sélénium (Se) Vanadium (V) Zinc (Zn)	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ)
Hydrocarbures totaux (C ₁₀ -C ₅₀)	C.R.E.A.LAB inc.
Substances phénoliques	C.R.E.A.LAB inc.
Substances organiques semi-volatiles (SOBN)	Laboratoire de génie sanitaire du Québec (1986) inc.

TABLEAU 2.4 : SUITE

FAMILLES DE PARAMÈTRES	TRAVAUX D'ANALYSE
Substances organiques volatiles (SOV)	Laboratoire de génie sanitaire du Québec (1986) inc.
Biphényles polychlorés (BPC)	CEAEQ
Dioxines et furanes chlorés	CEAEQ
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	CEAEQ
Surfactants non ioniques et anioniques	CEAEQ

* : Le pH, l'oxygène dissous et la température ont été mesurés directement à l'effluent par Environnement ESA inc. pendant l'échantillonnage.

2.3.2 Échantillonnage et acheminement des échantillons

L'échantillonnage a été réalisé selon les exigences du Guide général de caractérisation SLV 2000 (1995).

Comme pour les bioessais, des échantillons composés sur 24 heures ont été prélevés à l'aide d'échantillonneurs automatiques. Ces pratiques d'échantillonnage sont conformes à celles utilisées dans les programmes de suivi imposés par le ministère de l'Environnement du Québec. Les échantillons ont ensuite été immédiatement acheminés aux laboratoires contractuels accrédités par le ministère de l'Environnement du Québec.

Dans le cas des analyses des substances organiques à l'état d'ultra-traces, le volume d'eau échantillonné était de 18 L. Les échantillons d'eau ont été prélevés dans des récipients en acier inoxydable de 20 L, préalablement conditionnés aux solvants organiques (Cossa et *al.*, 1996), en ayant soin de protéger l'échantillon des retombées atmosphériques par une feuille de Téflon.

2.3.3 Méthodes d'analyses

2.3.3.1 Paramètres physico-chimiques

Le Guide général de caractérisation de Saint-Laurent Vision 2000 (1995) a été utilisé pour les exigences liées à la conservation des échantillons et pour les méthodes d'analyses des familles de paramètres suivantes :

- Paramètres physico-chimiques (PPC);
- Hydrocarbures pétroliers;

- Substances phénoliques;
- Substances organiques semi-volatiles basiques et neutres (SOBN);
- Substances organiques volatiles (SOV);

La méthode d'analyse utilisée pour les substances organiques semi-volatiles (SOBN) et volatiles (SOV) est une méthode par balayage. Cette méthode permet de doser un grand nombre de substances organiques, dont plusieurs sont souvent identifiées dans les effluents municipaux (U.S.EPA, 1981; U.S.GAO, 1991; WWF, 1995; McDonald, 1988; Paxéus, 1996). La liste des substances retenues pour ce type d'analyses est définie dans le Guide général de caractérisation de SLV 2000 (1995).

Les métaux ont été analysés avec la méthode MA.100-Mét.1.0 du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ).

Les surfactants non ioniques ont été analysés selon la méthode intitulée "*Nonionic Surfactants as CTAS (cobalt thiocyanate active substances)*" et les surfactants anioniques ont été analysés selon la méthode intitulée "*Anionic Surfactants as MBAS (methylene blue active substances)*". Ces deux méthodes sont tirées du *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Edition*" (APHA, AWWA et WEF, 1995).

2.3.3.2 Substances organiques à l'état d'ultra-traces (BPC, dioxines et furanes chlorés et HAP)

Les BPC, les dioxines et furanes chlorés, et les HAP sont des substances toxiques généralement présentes à de très faibles concentrations. Une nouvelle approche d'échantillonnage et d'analyse permet de détecter ces substances à des seuils beaucoup plus bas (pg/L) que les méthodes par balayage. Cette approche est basée sur le prélèvement de grands volumes d'eau (18 L plutôt que 1 L), suivi de la filtration, de l'extraction, de la purification et du dosage des contaminants ciblés par chromatographie en phase gazeuse liée à un spectromètre de masse haute résolution (CPG-SMHR) ou à un spectromètre de masse en tandem (CPG-SM/SM).

Cette méthode, appelée méthode ultra-trace, permet d'analyser près de 250 paramètres chimiques regroupés en 3 classes : les BPC, les dioxines et furanes chlorés et les HAP. Les techniques d'extraction, d'échantillonnage, de préparation et d'analyses sont détaillées dans Goulden *et al.* (1985), Cossa *et al.* (1996), Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (1997) et Cossa *et al.* (1998).

Dans le cas de la station d'épuration municipale de Granby, comme les dioxines et furanes chlorés ont été dosés de façon satisfaisante avec la méthode ultra-trace basée sur un volume usuel de 1 litre, seuls les BPC et les HAP ont été dosés à partir de grands volumes (18 L).

2.3.4 Contrôle de qualité

Des procédures rigoureuses de contrôle de la qualité ont été appliquées lors des analyses physico-chimiques, tels que décrits dans le Guide général de caractérisation de Saint-Laurent Vision 2000 (1995) et tels que définis par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ).

3. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS

Ce chapitre a pour objet de faire une synthèse des résultats d'analyses. D'abord, en prémisses, il sera brièvement fait état des caractéristiques et des données d'opération de la station de Granby colligées durant la période d'échantillonnage. Les résultats des bioessais seront ensuite présentés selon deux approches : l'approche traditionnelle, utilisée par le ministère de l'Environnement du Québec et par d'autres organismes de protection de l'environnement (Environnement Canada, U.S.EPA), et l'approche BEEP d'Environnement Canada. Enfin, suivront les résultats des analyses physico-chimiques. Tous les résultats bruts sont présentés en annexe.

3.1 *Fonctionnement de la station pendant l'échantillonnage*

La municipalité de Granby traite ses eaux usées avec un traitement par boues activées à aération prolongée. La station possède quatre décanteurs secondaires pour faire sédimenter les boues, mais durant l'échantillonnage, trois seulement étaient en opération. Ceci est considéré comme une situation normale puisque la station met régulièrement un décanteur hors service afin d'y effectuer un entretien ou une réparation et ce, pendant des périodes prolongées. La station est équipée pour faire la déphosphatation en période estivale par précipitation à l'alun. Toutefois, lors de l'échantillonnage, il n'y avait pas dosage d'alun puisque la station respectait son exigence périodique de rejet pour le phosphore. Les eaux à traiter sont caractérisées par un apport industriel important, lequel représente 79 % de la DBO₅ et 26 % du débit de conception de la station. En effet, il y a plus de 200 industries à Granby dont 25 ont été retenues pour intervention d'assainissement par le ministère de l'Environnement du Québec. Plusieurs secteurs industriels sont représentés, notamment l'agroalimentaire, le textile, la chimie et la transformation métallique. L'annexe 1 fournit plus de détails techniques sur la station de Granby.

Le tableau 3.1 présente un sommaire des conditions d'opération de la station d'épuration durant la période d'échantillonnage. Dans l'ensemble, la station de Granby a fonctionné normalement durant l'échantillonnage et aucune irrégularité n'a été observée. Les mesures de pH, de température et d'oxygène dissous sont normales et ne montrent aucune fluctuation significative. Au niveau du débit, une mesure légèrement plus élevée a été notée le jour 3 compte tenu que 14 mm de pluie ont été enregistrés ce jour là.

Les résultats journaliers en DBO₅, MES et P_i étaient tous inférieurs aux exigences périodiques (mensuelles) et aux exigences annuelles. Les exigences périodiques pour Granby sont 30 mg/L en DBO₅, 30 mg/L en MES et 1.0 mg/L en phosphore total, applicables sur la moyenne mensuelle des résultats. Les exigences annuelles pour Granby sont 20 mg/L en DBO₅, et 20 mg/L en MES, applicables sur la moyenne annuelle des résultats.

TABLEAU 3.1 : CONDITIONS D'OPÉRATION DE LA STATION D'ÉPURATION DE GRANBY DURANT L'ÉCHANTILLONNAGE

PARAMÈTRES À L'EFFLUENT	Jour 1 5/6 octobre 1998	Jour 3 7/8 octobre 1998	Jour 5 9/10 octobre 1998
Débit (m ³ /d) (% du débit de conception)	45 431 (91 %)	53 646 (107 %)	49 230 (98 %)
pH	6.7	6.6	6.6
Température (C)	20.3	21.5	20.6
Oxygène dissous (mg/L)	3.0	2.6	2.8
Dérivation ou débordement	**	**	**
Concentration inférieure à l'exigence périodique * : - DBO ₅ - MES - P _t	oui oui oui	oui oui oui	oui oui oui

* : L'exigence périodique s'applique sur la moyenne des résultats obtenus sur un mois. Ce qui est présenté ici ne correspond donc pas à une vérification du respect des exigences de rejets de la station.

** : Données non disponibles.

3.2 Bioessais

Cette section présente une synthèse des résultats bioanalytiques selon l'approche traditionnelle et selon l'indice BEEP. L'annexe 2 fournit un sommaire de tous les résultats bioanalytiques bruts et l'ensemble des résultats peuvent être consulté dans Harwood (1999).

3.2.1 Approche traditionnelle

Le ministère de l'Environnement du Québec a défini deux limites de toxicité globale pour les effluents : une limite de toxicité aiguë à respecter en tout temps à l'effluent et une limite de toxicité chronique à respecter en moyenne, sur une période relativement courte (ex. : 4 jours) dans le milieu. Ces deux limites sont fixées dans le but de s'assurer qu'il n'y aura pas d'effet important à court terme sur les organismes aquatiques au point de rejet et que les concentrations dans le milieu permettent la survie, le développement, la croissance et la reproduction des organismes aquatiques durant tout leur cycle de vie.

Un effluent est considéré toxique aigu pour la vie aquatique lorsque, non dilué, il engendre une mortalité plus grande ou égale à 50 % des organismes testés dans l'un ou plusieurs des bioessais et ce, lorsque les organismes sont exposés sur une courte période par rapport à leur durée de vie. Le cas échéant, il est considéré que le paramètre d'effet (50 % de mortalité) n'est plus observé lorsque le rejet se mélange au milieu aquatique. Les tests avec la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) et la daphnie (*D. magna*) correspondent à des tests aigus et les seuils de toxicité à vérifier sont les CL₅₀ (concentration létale pour 50 % des organismes).

Par ailleurs, comme la qualité des effluents est variable et que la présente caractérisation ne permet pas de connaître cette variabilité, tout taux de mortalité entre 10 et 50 % indique qu'un effluent a le potentiel de dépasser le critère de 50 % de mortalité à un autre moment donné.

Un effluent est considéré toxique chronique pour la vie aquatique lorsqu'il peut nuire à la croissance, la reproduction ou la survie des organismes testés dans l'un ou plusieurs des bioessais et ce, lorsque les organismes sont exposés sur une période de temps équivalente au moins à 10 % de leur cycle de vie. Les tests avec les larves du poisson tête-de-boule (*P. promelas*), le cladocère (*C. dubia*) et l'algue (*S. capricornutum*) correspondent à des tests chroniques. Même si ces tests se réalisent en laboratoire sur une période de temps relativement courte, ils ont été conçus de façon à représenter la sensibilité d'un test de longue durée via l'utilisation de stades sensibles des organismes (*P. promelas*) ou l'observation de plusieurs générations d'organismes (*C. dubia* et *S. capricornutum*) (U.S.EPA, 1994).

Pour les tests chroniques, le seuil de toxicité retenu est la concentration sans effet observé (CSEO) (ministère de l'Environnement du Québec, 1990 rév. 92; Stephan *et al.*, 1985).

Pour simplifier la présentation des résultats, le critère de toxicité aiguë est représenté par une (1) unité de toxicité aiguë à l'effluent (1 UTa), laquelle correspond à $100 / CL_{50}$ (en % v/v). De la même façon, la limite de toxicité chronique est représentée par une (1) unité de toxicité chronique (1 UTc) qui correspond à $100 / CSEO$ (en % v/v). Tout résultat au-dessus d'une unité toxique (UTa ou UTc selon le cas) indique que l'effluent a un potentiel toxique.

3.2.1.1 Toxicité létale aiguë

Les trois échantillons journaliers (jours 1, 3 et 5) ont été récoltés sur une semaine de façon à tenir compte de la variabilité hebdomadaire de la toxicité de l'effluent. Les résultats des tests de létalité aiguë sont présentés en pourcentage de mortalité ainsi qu'en unités toxiques au tableau 3.2.

TRUITE ARC-EN-CIEL (*O. mykiss*)

Aucune mortalité et aucun poisson moribond ou ayant un comportement anormal n'ont été observés lors des essais avec les deux premiers échantillons de l'effluent de la station d'épuration de Granby (tableau 3.2). Bien que deux mortalités seulement (20 %) soient survenues suite à l'exposition des truites au troisième échantillon journalier non dilué (jour 5), l'effluent de la station de Granby est, somme toute, peu problématique pour les truites exposées.

CLADOCÈRE (*D. magna*)

La survie de *D. magna* n'a pas été affectée lors des essais sur les échantillons prélevés à la station d'épuration. Pour les trois essais réalisés, aucune mortalité n'est survenue durant la période d'exposition de 48 h (tableau 3.2).

TABLEAU 3.2 : RÉSULTATS DES BIOESSAIS DE TOXICITÉ AIGUË CONSIDÉRÉS DANS L'APPROCHE TRADITIONNELLE

VARIABLES DE TOXICITÉ AIGUË	JOUR 1	JOUR 3	JOUR 5
Pourcentage de mortalité* : <i>O. mykiss</i> <i>D. magna</i>	0 % 0 %	0 % 0 %	20 % 0 %
Unités toxiques aiguës – CL ₅₀ (UTa) : <i>O. mykiss</i> <i>D. magna</i>	NL NL	NL NL	< 1 NL

* : Pourcentage de mortalité mesuré dans 100 % d'effluent (non dilué).

Légende : < 1 : pourcentage de mortalité non significatif.

NL : non létal (0 % de mortalité).

CL₅₀ : concentration létale pour 50 % des organismes.

3.2.1.2 Toxicité létale et sublétale chronique

Les tests chroniques retenus dans l'approche traditionnelle ont été réalisés avec renouvellement d'eau à tous les deux jours, à l'exception de ceux réalisés avec l'algue. Les résultats des tests de létalité et de sublétalité chroniques sont présentés en pourcentage de mortalité ainsi qu'en unités toxiques au tableau 3.3.

TÊTE-DE-BOULE (*P. promelas*)

L'effluent de la station d'épuration de Granby n'est aucunement toxique pour les larves de tête-de-boule. Bien que des mortalités (6.7 % dans l'échantillon non dilué) aient été observées durant la période d'exposition, ces effets létaux ne sont pas considérés significatifs et sont plutôt reliés à la variabilité de l'essai qu'à la toxicité de l'effluent (tableau 3.3). De même, suite à la période d'exposition, aucun effet nuisible sur la croissance de *P. promelas* n'a été rapporté confirmant ainsi l'innocuité des échantillons testés envers les larves de tête-de-boule.

CLADOCÈRE (*C. dubia*)

Aucune toxicité létale et sublétale chronique n'est associée à l'effluent de la station d'épuration de Granby. Durant les sept jours d'exposition aux échantillons de l'effluent, la survie de *C. dubia* n'a pas été affectée et la reproduction, pour les différentes concentrations testées, a été sensiblement la même que celle des témoins (tableau 3.3).

ALGUE *S. capricornutum*

Les portions aérée et non aérée de l'effluent ont fortement favorisé la croissance de l'algue verte *S. capricornutum* plutôt que d'entraîner une inhibition (tableau 3.3). Des taux de stimulation de l'ordre de 100 % ont été notés lors des essais avec l'échantillon non aéré et un effet encore plus marqué a été observé suite à l'exposition des organismes à la portion aérée de l'échantillon. Des substances nutritives telles que des phosphates, des composés azotés ainsi que des

micronutriments ont probablement favorisé la division des cellules. Il se peut toutefois que la toxicité de l'effluent ait été sous-estimée puisque les essais avec algues sont réalisés sur la portion filtrée des échantillons.

TABEAU 3.3 : RÉSULTATS DES BIOESSAIS DE TOXICITÉ CHRONIQUE CONSIDÉRÉS DANS L'APPROCHE TRADITIONNELLE

VARIABLES DE TOXICITÉ CHRONIQUE	RÉSULTATS
Pourcentage de mortalité* : • <i>P. promelas</i> • <i>C. dubia</i>	6.7 % 0 %
Unités toxiques chroniques – CSEO (UTc) : • <i>P. promelas</i> : - survie - croissance • <i>C. dubia</i> : - survie - reproduction • <i>S. capricornutum</i>	1.0 1.0 1.0 1.0 stimulation

* : Pourcentage de mortalité mesuré dans 100 % d'effluent (non dilué).

Légende : 1.0 : valeur seuil d'unité toxique chronique où aucun effet significatif n'est observé.
CSEO : concentration sans effet observé.

3.2.2 Indice BEEP

L'indice BEEP permet d'intégrer en une valeur simple les résultats de cinq bioessais, lesquels sont réalisés avec cinq organismes de niveaux trophiques différents en excluant les poissons (par ex. décomposeurs, producteurs primaires, consommateurs) pour un total de six paramètres d'effets (par ex. la survie, la reproduction, la croissance et la génotoxicité). Le concept BEEP ainsi que son application sont décrits en détails dans la publication de Costan *et al* (1993). Une brève description est faite ci-dessous.

Tous les résultats sont exprimés en unités toxiques. Cette stratégie, couplée à une détermination de la persistance de la toxicité, ainsi qu'à l'intégration de la mesure du débit de l'effluent (permettant d'évaluer la charge toxique), constitue une première tentative pour réunir divers concepts écotoxicologiques fondamentaux dans un outil de travail simple, pratique et discriminant. Les essais suivants servent à la détermination de l'indice BEEP : *V. fischeri*, *E. coli* PQ37 (génotoxicité uniquement), *S. capricornutum* et *C. dubia* (survie et reproduction).

Le calcul des unités BEEP se fait à partir des concentrations seuils d'effets (CSE). Cette valeur est le résultat de la moyenne géométrique de la concentration minimale avec effet observé (CME0) et de la concentration sans effet observé (CSEO). L'indice BEEP fournit deux types de mesures. Il s'agit de la toximesure et de la toxicharge. La première représente l'importance relative de l'étendue de l'intensité toxique et exprime, en Unité Toxique Ajustée par unité de

volume bioanalytique ($UTA \cdot uvb^{-1}$), la concentration des substances potentiellement biodisponibles. La deuxième, qui est le produit de la toximesure par le débit et qui s'exprime en $UTA \cdot h^{-1}$, permet d'évaluer la contribution relative de l'effluent à la toxicité d'un ensemble de rejets considérés (Bermingham et Boudreau, 1994).

Le tableau 3.4 expose les résultats des bioessais obtenus à la station d'épuration de Granby, alors que les valeurs BEEP sont présentées au tableau 3.5.

TABLEAU 3.4 : SOMMAIRE DES RÉSULTATS DES MICROBIOESSAIS UTILISÉS DANS LE CALCUL DU BEEP

MICROBIOESSAIS	UNITÉS TOXIQUES - CSE		INTERPRÉTATION QUALITATIVE	
	NA	A	NA	A
<i>V. fischeri</i> – luminescence	< 2.0	< 2.0	-	-
<i>E. coli</i> PQ 37 : - génotoxicité (- S9)	5.7	< 2.0	+	-
- génotoxicité (+ S9)	< 2.0	< 2.0	-	-
<i>S. capricornutum</i> – croissance	< 1.0	< 1.0	-	-
<i>C. dubia</i> : - reproduction	< 1.0		-	
- létalité	< 1.0		-	

Légende : CSE : concentration seuil d'effets.
A : portion aérée des échantillons composés.
NA : portion non aérée des échantillons composés.
- S9 : sans activation métabolique.
+ S9 : avec activation métabolique.
< 1.0 et < 2.0 : valeur seuil où aucun effet significatif n'est observé pour ce microbioessai.

Classement des réponses : - (non toxique)
+ (CSE = 1- 6 UT)
++ (CSE = 7-11 UT)
+++ (CME0 > 11 UT)

Comme le montre le tableau 3.4, l'effluent de la station d'épuration de Granby ne révèle aucune toxicité sublétales aiguë pour la bactérie *V. fischeri*. Aucun effet délétère n'a été observé sur l'émission de luminescence suite à la période d'exposition. Pour certaines concentrations d'échantillon, des effets légèrement stimulateurs ont été observés. Ce phénomène est souvent noté lorsque la toxicité des échantillons testés est en deçà de la limite de détection du bioessai. Toutefois, ce bioessai a été effectué sur des portions filtrées et il est par conséquent possible que la toxicité associée aux particules en suspension ait été sous-estimée.

L'essai avec la bactérie *E. coli* PQ 37 révèle la présence d'une activité génotoxique dans la portion non aérée de l'échantillon composé (tableau 3.4). Des inductions significatives de la β -galactosidase ont été observées à certaines concentrations d'effluent. Par contre, les propriétés

génotoxiques de l'effluent disparaissent suite au traitement aérobie (aération) de l'échantillon et suite à l'ajout de S9 dans les puits d'essai. Ces résultats suggèrent que les composés qui induisent les réponses génotoxiques chez *E. coli* PQ 37 ne sont pas persistants.

Quant aux résultats obtenus avec l'algue *S. capricornutum* et le microcrustacé *C. dubia*, ceux-ci ont déjà été discutés ci-dessus à la section 3.2.1.2.

TABLEAU 3.5 : COMPOSANTES ET RÉSULTATS DU CALCUL BEEP POUR L'EFFLUENT DE LA STATION D'ÉPURATION DE GRANBY

VARIABLES BEEP	LIMITES DE DÉTECTION	RÉSULTATS
Toximesure (UTA.uvb ⁻¹)	0.1	0.57
Toxicharge (UTA.h ⁻¹)	206	1 165.2
Indice BEEP (Log ₁₀)	2.3	3.1

À partir des résultats présentés au tableau 3.4 et de la moyenne des débits mesurés, il est possible de calculer les composantes du BEEP, telles que présentées au tableau 3.5. La toximesure et la toxicharge sont toutes deux près de six fois supérieures à leur limite de détection respective. Ces taux de réponse sont dus au seul résultat significatif obtenu avec le SOS Chromotest (*E. coli* PQ 37) sans activation (-S9) et avant aération. Cela suggère la présence de génotoxiques non persistants à action directe dans l'effluent, c'est-à-dire des contaminants étant facilement biodégradables, volatilisables et (ou) oxydables, et ne nécessitant aucune activation métabolique pour exercer leurs effets. Par ailleurs, l'indice BEEP, qui représente la toxicharge exprimée sur une échelle logarithmique, donne une valeur de 3.1.

3.2.3 Analyses physico-chimiques de soutien aux bioessais

Le tableau 3.6 présente les résultats de ces analyses pour les trois échantillons journaliers et pour l'échantillon composé non aéré. Les paramètres physico-chimiques mesurés sont relativement stables d'un échantillon à l'autre. Les teneurs en chlore résiduel total (CRT) étaient négligeables (i.e. sous la limite de détection de la méthode) et n'ont par conséquent pu interférer avec les réponses bioanalytiques. La conductivité modérément élevée des échantillons suggère la présence de substances ioniques. Les résultats d'analyse du COT révèlent que l'effluent était faiblement chargé en matières organiques (11.8 mg.L⁻¹) et que la teneur est demeurée stable après traitement aérobie (10.5 mg.L⁻¹).

TABLEAU 3.6 : RÉSULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES DE SOUTIEN AUX BIOESSAIS

PARAMÈTRES	JOUR 1	JOUR 3	JOUR 5	ÉCHANTILLON COMPOSÉ
Température (C)	8.9	14.3	15.3	10.4
pH	7.4	7.3	7.3	7.5
Oxygène dissous (% de saturation)	62	64	61	61
Conductivité (µS/cm)	718	817	701	733
Chlore résiduel total (mg/L)	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
COT (mg/L)	---	---	---	11.8

3.2.4 Contrôle de qualité

Tous les résultats des bioessais réalisés sur les échantillons d'effluent de la station de Granby ont été acceptés dès leur réception puisque les essais ont été réalisés conformément aux protocoles et que les exigences de qualité définies dans le Guide de caractérisation (Environnement Canada, 1996d) étaient toutes respectées.

3.3 Analyses physico-chimiques

3.3.1 Paramètres physico-chimiques génériques

Les concentrations mesurées dans les échantillons de l'effluent de la station d'épuration de Granby pour la majorité des paramètres physico-chimiques génériques (PPC) sont présentées au tableau 3.7. Les résultats bruts peuvent être consultés à l'annexe 3.

TABLEAU 3.7 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES GÉNÉRIQUES

PARAMÈTRES	JOUR 1 (mg/L)	JOUR 3 (mg/L)	JOUR 5 (mg/L)	MOYENNE (mg/L)
MES	2	4	3	3
DBO ₅	2.0	2.0	2.0	2.0
DBO ₅ C	2.0	2.0	2.0	2.0
DCO	27	30	31	29
Dureté totale (mg de CaCO ₃ /L)	130	128	120	126
Azote ammoniacal (N-NH ₃ -NH ₄ ⁺)	n.d.	0.35	n.d.	< lim
Azote total Kjeldahl (N-NKT)	1.4	1.7	1.4	1.5
Chlorures (Cl ⁻)	102.5	135.0	105.0	114.2
Cyanures totaux (CN ⁻)	0.03	0.03	0.02	0.03
Fluorures totaux (F ⁻)	(0.370)	(0.470)	(0.410)	(0.417)
Nitrites-nitrates (NO ₂ -NO ₃)	4.60	2.40	3.40	3.50
Nitrites (NO ₂)	0.28	0.33	0.25	0.29
Phosphore total (P tot.)	0.27	0.32	0.31	0.30
Sulfates (SO ₄ ²⁻)	75	72	62	70
Sulfures totaux (S ²⁻)	n.d.	n.d.	n.d.	< lim

- " n.d. " et " < lim " : indiquent que le paramètre a été non détecté, ou détecté mais non quantifié car la valeur était inférieure à la limite de détection de la méthode.
- Entre parenthèses : indique que ce résultat doit être utilisé avec prudence compte tenu des conclusions du contrôle de la qualité (voir section 3.3.6).

3.3.2 Métaux totaux

Les résultats analytiques pour les métaux totaux obtenus avec les trois échantillons journaliers de l'effluent de la station de Granby sont présentés au tableau 3.8. Plusieurs métaux ont été détectés à des concentrations légèrement supérieures aux limites de détection (voir annexe 3).

TABLEAU 3.8 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES MÉTAUX TOTAUX

MÉTAUX TOTAUX	JOUR 1 (mg/L)	JOUR 3 (mg/L)	JOUR 5 (mg/L)	MOYENNE (mg/L)
Aluminium (Al)	0.081	0.083	0.080	0.081
Antimoine (Sb)	0.003	0.003	0.003	0.003
Argent (Ag)	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
Arsenic (As)	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004
Baryum (Ba)	0.015	0.015	0.014	0.015
Béryllium (Be)	n.d.	n.d.	n.d.	< lim
Bore (B)	0.045	0.047	0.079	0.057
Cadmium (Cd)	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
Chrome (Cr)	0.005	0.005	0.005	0.005
Cobalt (Co)	0.0004	0.0004	0.0003	0.0004
Cuivre (Cu)	0.026	0.022	0.013	0.020
Fer (Fe)	0.081	0.082	0.086	0.083
Mercure (Hg)	2.0×10^{-5}	2.3×10^{-5}	1.5×10^{-5}	1.9×10^{-5}
Molybdène (Mo)	n.d.	n.d.	n.d.	< lim
Nickel (Ni)	0.003	0.003	0.003	0.003
Plomb (Pb)	0.003	0.003	0.002	0.003
Sélénium (Se)	n.d.	n.d.	n.d.	< lim
Vanadium (V)	n.d.	n.d.	n.d.	< lim
Zinc (Zn)	0.027	0.030	0.033	0.030

“ n.d. ” et “ < lim ” : indiquent que le paramètre a été non détecté, ou détecté mais non quantifié car la valeur était inférieure à la limite de détection de la méthode.

3.3.3 Hydrocarbures pétroliers, substances phénoliques et surfactants

Le tableau 3.9 présente les résultats de quatre familles de substances organiques obtenus avec des méthodes colorimétriques. Ce type de méthode permet de doser simultanément un grand nombre de composés ayant des propriétés chimiques semblables et d'obtenir un seul résultat analytique pour toute une famille de paramètres.

Comme l'indique le tableau 3.9, la présence d'hydrocarbures pétroliers et de surfactants non ioniques (nonylphénols éthoxylés) n'a pas été détectée. Les phénols ont été détectés sur deux des trois échantillons seulement et ce, à des concentrations légèrement supérieures à la limite de détection. Finalement, les surfactants anioniques ont été dosés à des teneurs significatives en regard de la limite de détection (LDM = 0.02 mg/L : voir annexe 3).

TABEAU 3.9 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES HYDROCARBURES PÉTROLIERS, LES SUBSTANCES PHÉNOLIQUES ET LES SURFACTANTS

FAMILLES DE SUBSTANCES ORGANIQUES	JOUR 1 (mg/L)	JOUR 3 (mg/L)	JOUR 5 (mg/L)	MOYENNE (mg/L)
Hydrocarbures pétroliers (C ₁₀ – C ₅₀)	n.d.	n.d.	n.d.	< lim
Substances phénoliques	n.d.	0.004	0.003	0.002
Surfactants non ioniques	n.d.	n.d.	n.d.	< lim
Surfactants anioniques	0.17	0.15	0.19	0.17

“ n.d. ” et “ < lim ” : indiquent que le paramètre a été non détecté, ou détecté mais non quantifié car la valeur était inférieure à la limite de détection de la méthode.

3.3.4 Substances organiques semi-volatiles (SOBN) et volatiles (SOV)

La méthode par balayage utilisée pour analyser ces deux familles de substances permet de doser près de 55 substances organiques semi-volatiles et près de 45 substances organiques volatiles. Sur cette centaine de paramètres, seulement sept ont été détectés dans l’effluent de la station de Granby, tous les autres étant non détectables, c’est-à-dire sous les limites de détection de la méthode. Le tableau 3.10 présente les résultats analytiques pour ces sept substances. Tous les résultats bruts peuvent être consultés à l’annexe 3.

TABEAU 3.10 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES SUBSTANCES ORGANIQUES SEMI-VOLATILES (SOBN) ET LES SUBSTANCES ORGANIQUES VOLATILES (SOV) DÉTECTÉES

SUBSTANCES ORGANIQUES	JOUR 1 (µg/L)	JOUR 3 (µg/L)	JOUR 5 (µg/L)	MOYENNE (µg/L)
<i>Substances organiques semi-volatiles (SOBN)</i>				
N-nitroso-di-n-propyl amine	n.d.	(1.5)	(1.1)	< lim
1,4-dichlorobenzène	3.3	1.7	2.0	2.3
Di-n-butylphthalate	(6.9)	(6.4)	(8.5)	(7.3)
Nitrobenzène	n.d.	(1.1)	n.d.	< lim
<i>Substances organiques volatiles (SOV)</i>				
Tétrachloroéthylène	(2.3)	(0.9)	(6.1)	(3.1)
Toluène	(1.1)	(1.2)	(1.1)	(1.1)
1,2,4-triméthylbenzène	n.d.	0.2	n.d.	< lim

- “ n.d. ” et “ < lim ” : indiquent que le paramètre a été non détecté, ou détecté mais non quantifié car la valeur était inférieure à la limite de détection de la méthode.
- Entre parenthèses : indique que ce résultat doit être utilisé avec prudence compte tenu des conclusions du contrôle de la qualité (voir section 3.3.6).

3.3.5 BPC, dioxines et furanes chlorés et HAP

Pour ces analyses, les résultats des fractions dissoute et particulaire ont été additionnés afin d'obtenir les concentrations totales dans le but de les comparer aux critères de qualité définis par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1998). Les limites de détection obtenues dans le cadre de cette étude pour l'ensemble de ces composés sont présentées avec les résultats bruts aux annexes 4, 5 et 6.

3.3.5.1 Les BPC

Le tableau 3.11 présente les concentrations totales de BPC détectées à la station de Granby, soit le total des neuf groupes homologues regroupant 206 congénères de BPC substitués avec deux chlores et plus. De plus, 44 congénères ont été dosés de façon spécifique.

Le détail des concentrations pour les groupes homologues et les congénères spécifiques est présenté à l'annexe 4.

TABEAU 3.11 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES BPC TOTAUX

BPC TOTAUX	JOUR 1 (ng/L)	JOUR 3 (ng/L)	JOUR 5 (ng/L)	MOYENNE (ng/L)
Concentrations en BPC totaux*	1.176	1.091	0.972	1.080

* : BPC totaux = sommation du total des 9 groupes homologues substitués avec 2 chlores et plus (206 congénères possibles).

3.3.5.2 Les dioxines et furanes chlorés

Comme les composés analogues aux dioxines sont généralement retrouvés dans l'environnement sous forme de mélanges complexes de congénères et qu'ils ont un mode d'action similaire (Néel, 1985), le concept des facteurs d'équivalence toxique (FET) a été introduit pour faciliter leur évaluation. La 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (2,3,7,8-TCDD) est utilisée pour estimer la toxicité relative des dioxines et furanes. Les concentrations qui apparaissent au tableau 3.12 représentent la somme de toutes les dioxines et furanes détectées à la station d'épuration de Granby, exprimées en équivalent toxique de la 2,3,7,8-TCDD. Il est à noter que les résultats détaillés pour les différents congénères et la table des FET sont présentés à l'annexe 5.

TABLEAU 3.12 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES DIOXINES ET FURANES CHLORÉS

DIOXINES ET FURANES CHLORÉS	JOUR 1 (pg/L)	JOUR 3 (pg/L)	JOUR 5 (pg/L)	MOYENNE (pg/L)
Équivalent toxique 2,3,7,8-TCDD	0.028	0.284	0.231	0.181

3.3.5.3 Les HAP

Au total, 22 HAP ont été analysés. Les concentrations totales des divers groupes de HAP, de même que la concentration totale des 22 HAP analysés à la station de Granby sont présentées au tableau 3.13. Les résultats détaillés pour les HAP apparaissent à l'annexe 6.

Le groupe 1 inclut seize (16) HAP présentant une évidence suffisante de cancérogénicité selon l'International Agency of Research on Cancer (IARC, 1987). Le critère de qualité pour la santé humaine retenu par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1998) s'applique à la concentration totale des HAP de ce groupe. L'annexe 7 présente la liste des seize HAP du groupe 1. Il est à noter que dans la pratique habituelle de tous les laboratoires, huit (8) HAP de ce groupe seulement sont analysés. Toutefois, il est d'usage de comparer la somme des résultats analytiques de ces huit HAP au critère de qualité défini pour la somme des seize HAP du groupe 1.

Les autres HAP, soit ceux du groupe 2 majoritairement, présentent une évidence limitée de cancérogénicité telle que définie par l'IARC. Ils ne font pas partie du critère de santé humaine mentionné plus haut, mais des critères de qualité de l'eau ont été définis pour certains de ces HAP. Les concentrations mesurées seront comparées à ces critères. Seul les HAP du groupe 2 ayant des critères de qualité sont présentés au tableau 3.14. La liste de tous les HAP inclus dans le groupe 2 apparaît aussi à l'annexe 7.

TABLEAU 3.13 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES HAP

GROUPE DE HAP	JOUR 1 (ng/L)	JOUR 3 (ng/L)	JOUR 5 (ng/L)	MOYENNE (ng/L)
HAP du groupe 1 (8 HAP)	2.760	5.880	2.840	3.827
HAP du groupe 2 (11 HAP)	36.860	24.860	29.710	30.477
Autres HAP (3 HAP)	7.400	6.900	7.100	7.133
HAP totaux (22 HAP)	47.020	37.640	39.650	41.437

TABLEAU 3.14 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR CERTAINS HAP DU GROUPE 2

HAP DU GROUPE 2	JOUR 1 (ng/L)	JOUR 3 (ng/L)	JOUR 5 (ng/L)	MOYENNE (ng/L)
Acénaphène	n.d.	n.d.	6.800	2.267
Anthracène	n.d.	n.d.	n.d.	< lim
Fluoranthène	2.600	3.000	1.900	2.500
Fluorène	n.d.	0.830	4.000	1.610
Naphtalène	21.000	8.800	7.800	12.533
Phénanthrène	8.100	6.300	5.200	6.533
Pyrène	4.000	3.900	3.000	3.633

- "n.d." et "< lim" : indiquent que le paramètre a été non détecté, ou détecté mais non quantifié car la valeur était inférieure à la limite de détection de la méthode.
- Les HAP présentés dans ce tableau sont ceux pour lesquels il existe un critère de qualité de l'eau.

3.3.6 Contrôle de qualité

Les analyses effectuées dans le cadre de ce projet ont été assujetties aux exigences de qualité du programme contenu dans le Guide général de caractérisation SLV 2000 et ont été réalisées par différents laboratoires privés et gouvernementaux accrédités par le ministère de l'Environnement du Québec.

L'évaluation de la qualité des résultats pour tous les paramètres a démontré que la totalité des résultats d'analyses pouvait être acceptée. Toutefois, pour quelques paramètres, les exigences de qualité ne sont pas toutes respectées. C'est le cas entre autre pour les fluorures totaux et pour cinq des sept SOBN et SOV détectées dans l'effluent de la station de Granby (voir tableau 3.10) : même si les résultats analytiques de ces paramètres sont acceptés, il est recommandé d'observer une certaine prudence dans l'utilisation de ces résultats.

Pour connaître tous les détails concernant la qualité des résultats des analyses physico-chimiques confiées aux laboratoires contractuels privés, il est suggéré de consulter la publication suivante : Roberge, S. (1999). *Évaluation de la qualité des résultats de caractérisation chimique de l'effluent de la station d'épuration de la municipalité de Granby*. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-182, 58 pages.

4. INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

Pour évaluer la qualité des eaux usées se déversant en milieu aquatique, deux outils sont utilisés de façon complémentaire : les bioessais sur l'effluent entier et les analyses physico-chimiques pour les différentes substances présentes dans l'effluent. Dans les deux cas, les résultats sont comparés à des critères de qualité de l'eau (ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1998).

D'une part, les bioessais : i) tiennent compte de la biodisponibilité des contaminants; ii) permettent de tenir compte des interactions chimiques entre contaminants; et iii) considèrent toutes les voies d'exposition possibles des organismes aux substances chimiques. Toutefois, ils se limitent à quelques espèces seulement et ils ne mesurent que quelques effets possibles sur les organismes.

D'autre part, les critères de qualité de l'eau sont basés sur de nombreuses études (éco)toxicologiques, utilisant une grande variété de paramètres d'effets et une vaste gamme d'espèces aquatiques et de mammifères, voire même l'humain lorsque ces études existent. Par conséquent, les critères de qualité ont l'avantage d'être définis en vue de protéger la santé humaine, la faune terrestre piscivore et la vie aquatique.

L'utilisation conjointe de ces deux outils permet donc une évaluation plus complète des effets potentiels des eaux usées rejetées dans le milieu aquatique.

Les résultats des bioessais et des analyses physico-chimiques présentés au chapitre précédent sont interprétés à l'intérieur de ce chapitre. Pour ce faire, les résultats seront comparés aux critères de qualité de l'eau établis, exprimés en unités toxiques (UT) pour les bioessais et en concentrations pour les substances chimiques. Cet exercice ne fournit par contre qu'une appréciation théorique du potentiel toxique de l'effluent avant sa dilution et son mélange dans le milieu aquatique. C'est en considérant les caractéristiques du milieu récepteur, au chapitre 5, qu'une appréciation plus juste du potentiel toxique réel de l'effluent de la station de Granby dans l'environnement de la rivière Yamaska sera donnée.

4.1 *Comparaison des résultats aux critères de qualité d'eau de surface*

4.1.1 Les bioessais de l'approche traditionnelle

Pour les bioessais de l'approche traditionnelle, les valeurs de référence permettant d'évaluer le potentiel toxique d'un effluent pour la vie aquatique sont les critères de toxicité globale présentés dans le document *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec* (ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1998), soit :

- 1 UTa pour la toxicité aiguë (*O. mykiss* et *D. magna*);
- 1 UTc pour la toxicité chronique (*P. promelas*, *C. dubia* et *S. capricornutum*).

Tout résultat d'un bioessai dépassant la valeur de 1 UTa signifie que l'effluent peut nuire sévèrement et rapidement aux organismes aquatiques qui y sont exposés. Le dépassement de 1 UTc à l'effluent donne une indication de son potentiel toxique pour les organismes aquatiques, si cette concentration est maintenue sur une longue période dans le cours d'eau.

4.1.1.1 Toxicité aiguë

Tel qu'indiqué au tableau 3.2, l'effluent de la station d'épuration municipale de Granby respecte le critère aigu de toxicité globale de 1 UTa. En effet, les bioessais réalisés avec les microcrustacés *D. magna* et les poissons *O. mykiss* ont permis de mettre en évidence le caractère non létal de l'effluent. Pour ces essais, aucun taux de mortalité significatif n'a été rapporté.

4.1.1.2 Toxicité chronique

Les essais bioanalytiques de toxicité chronique réalisés avec les microcrustacés *C. dubia* et les poissons *P. promelas* ont permis de montrer l'absence d'effet chronique significatif pour l'effluent de la station de Granby (voir tableau 3.3). Par conséquent, tous les résultats respectent le critère de toxicité chronique de 1 UTc.

Le bioessai réalisé avec l'algue *S. capricornutum* a montré que l'effluent avait induit une stimulation de la croissance de l'algue plutôt qu'un effet toxique d'inhibition. Cela suggère que les rejets de la station de Granby ont le potentiel d'induire un effet d'eutrophisation dans le milieu récepteur.

4.1.2 L'indice BEEP

Le potentiel écotoxique de l'effluent de la station d'épuration de Granby, exprimé en indice BEEP, est de 3.1. Bien qu'aucun seuil BEEP n'ait encore été fixé pour indiquer un niveau de préoccupation ou de nuisance en regard de l'échelle BEEP, tout porte à croire qu'un indice de l'ordre de 3.0 ou moins traduirait une situation non inquiétante à court terme (Costan *et al.*, 1993). Ce niveau intérimaire a été suggéré dans le cadre des caractérisations industrielles pour identifier les effluents méritant des analyses plus approfondies. Actuellement, l'utilité de l'indice BEEP réside surtout dans sa capacité à relativiser les sources de pollution entre elles pour des besoins de gestion environnementale (Birmingham et Boudreau, 1994).

Il est intéressant de noter que la réponse BEEP à Granby est liée à une seule réponse génotoxique significative sur les dix résultats bioanalytiques utilisés dans le calcul de l'indice (voir tableau

3.4). Toutefois, comme il a été discuté à la section 3.2.2, cet effet génotoxique ne persiste pas suite à l'activation métabolique et suite au traitement aérobie de l'effluent, ce qui suggère que les contaminants responsables sont facilement dégradables.

4.1.3 Les analyses physico-chimiques

Cette section présente une comparaison des résultats des analyses physico-chimiques aux critères de qualité de l'eau (ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1998).

Les critères de qualité de l'eau constituent la meilleure information disponible sur les concentrations potentiellement toxiques pour les différents usages de l'eau. Il existe plusieurs critères de qualité pour une même substance, où chaque critère est défini dans le but de protéger un usage particulier. Par exemple, pour la protection des organismes aquatiques, il y a le critère de vie aquatique aiguë (CVAA) et le critère de vie aquatique chronique (CVAC). Pour la protection de la santé humaine et de la faune terrestre, il y a les critères de santé humaine (CSH) et de faune piscivore (CFP). Comme les seuils de protection varient d'un usage à l'autre, le respect du critère de qualité de l'usage le plus sensible (i.e. critère le plus bas) permet de protéger tous les usages.

De façon générale, pour les paramètres physico-chimiques génériques, les métaux, les surfactants et les substances phénoliques, le critère de l'usage le plus sensible est celui protégeant la vie aquatique des effets de toxicité chronique. Le dépassement du critère de vie aquatique chronique (CVAC) indique donc quelles substances peuvent entraîner des effets chroniques dans le milieu.

Pour les substances bioaccumulables, telles le mercure et certaines substances organiques (BPC, dioxines et furanes, certains HAP, etc.), les usages sensibles sont généralement ceux définis pour l'alimentation humaine ou pour la faune terrestre, protégés par les critères de santé humaine (CSH) et de faune piscivore (CFP). Cependant, le dépassement de ces critères ne pourra fournir d'explication sur la toxicité mise en évidence par les bioessais, puisque ces critères évaluent les risques à plus long terme sur la santé humaine ou la faune terrestre, liés à la consommation d'organismes aquatiques contaminés.

En ce qui a trait aux critères de santé humaine, il est à souligner que ces critères de qualité sont déterminés pour protéger l'eau et les organismes aquatiques de toute contamination pouvant nuire à la consommation humaine actuelle et future. Pour cette raison, il y a deux niveaux de critères de qualité définis, soit le CSH (EO) : pour protéger l'humain qui consommerait pendant toute sa vie une eau (E) contaminée et des organismes aquatiques (O) ayant bioaccumulé le contaminant; et le CSH (O) : pour protéger l'individu qui consommerait durant toute sa vie des organismes aquatiques (O) contaminés seulement. Comme le CSH (EO) est un critère de qualité d'eau de surface s'appliquant à une prise d'eau potable et non à une eau de surface située immédiatement en aval d'un point de rejet, il n'a pas été considéré dans le présent chapitre. Toutefois, ce critère sera considéré au chapitre suivant.

Par conséquent, le critère le plus bas parmi ceux de trois usages seulement a été retenu dans ce chapitre pour fins d'analyse. Il s'agit du CVAC pour la majorité des substances, et du CSH (O) ou CFP pour les substances bioaccumulables. Ces critères de toxicité sont ceux pour lesquels les usages sont présents dans la rivière Yamaska en aval du point de rejet de l'effluent municipal de Granby.

Sur les quelques 65 résultats d'analyses physico-chimiques présentés aux tableaux 3.7 à 3.14, il existe 14 paramètres pour lesquels il n'y a pas de critères de qualité de l'eau définis. Pour tous les autres paramètres ou groupes de substances, le rapport *concentration moyenne mesurée / critère de toxicité retenu (CVAC, CSH (O) ou CFP selon le cas)* a été calculé. Un rapport inférieur à 1 signifie qu'il ne devrait pas y avoir d'effet sur l'un ou l'autre des usages. Un rapport supérieur à 1 fournit une indication du potentiel toxique de cet effluent si sa concentration était maintenue dans le cours d'eau. Les résultats de cet exercice montrent que parmi toutes les substances ou groupes de substances analysés, il n'y a que 12 dépassements des critères (i.e. rapport ≥ 1). Le tableau 4.1 fournit les valeurs de dépassement pour ces 12 substances ou groupes de substances et les sections ci-dessous discutent des résultats obtenus et de leur interprétation.

4.1.3.1 Paramètres physico-chimiques génériques

Sur les quinze résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques génériques présentés au tableau 3.7, il y a quatre paramètres pour lesquels il n'y a pas de critère de qualité de l'eau : DBO_5C , DCO, dureté totale et azote Kjeldahl. Par ailleurs, il n'y a pas non plus de critère pour les sulfures totaux. Toutefois, il est d'usage de comparer le résultat de ce paramètre au critère fixé pour le sulfure d'hydrogène (non ionisé), même si le sulfure d'hydrogène (non ionisé) ne constitue qu'une faible fraction des sulfures totaux. Bien que les sulfures totaux n'aient pas été détectés dans l'effluent de Granby, il est à noter que la limite de détection de la méthode ne permet pas de vérifier le respect du critère.

Pour les autres paramètres ayant un critère, quatre seulement dépassent les critères de qualité de l'eau de vie aquatique chronique (tableau 4.1). Il s'agit des cyanures, fluorures, nitrites et du phosphore. Le dépassement le plus important est obtenu avec le phosphore total.

En ce qui a trait au dépassement du critère pour les fluorures totaux, il est à rappeler qu'une certaine prudence doit être observée avec l'interprétation de ce paramètre compte tenu des conclusions de l'évaluation de la qualité des résultats analytiques (Roberge, 1999).

TABEAU 4.1 : DÉPASSEMENTS DES CONCENTRATIONS MOYENNES MESURÉES À L'EFFLUENT PAR RAPPORT AUX CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU DE SURFACE

PARAMÈTRES	CONCENTRATIONS MOYENNES MESURÉES (mg/L)	CRITÈRE DE QUALITÉ DE L'EAU		RAPPORT CONCENTRATION SUR CRITÈRE (⁵)
		USAGE LE PLUS SENSIBLE (¹)	CRITÈRE (mg/L)	
<i>Paramètres physico-chimiques génériques</i>				
Cyanures totaux (CN ⁻)	0.03	CVAC	0.005	6.0
Fluorures totaux (F ⁻)	(0.417)	CVAC	0.2	(2.1)
Nitrites (NO ₂) (²)	0.29	CVAC	0.2	1.5
Phosphore total (P tot.)	0.30	CVAC	0.03	10.0
<i>Métaux totaux</i>				
Argent (Ag)	0.0001	CVAC	0.0001	1.0
Arsenic (As) (³)	0.0004	CSH (O)	1.4 x 10 ⁻⁴	< 2.9
Chrome (Cr)	0.005	CVAC	0.002	2.5
Cuivre (Cu) (⁴)	0.020	CVAC	0.0029	6.9
Mercure (Hg)	1.9 x 10 ⁻⁵	CFP	1.3 x 10 ⁻⁶	14.6
<i>Surfactants</i>				
Surfactants anioniques	0.17	CVAC	0.04	4.3
<i>BPC</i>				
BPC totaux (³)	1.08 x 10 ⁻⁶	CSH (O)	4.5 x 10 ⁻⁸	< 24.0
<i>Dioxines et furanes chlorés</i>				
2,3,7,8-TCDD équivalent	1.81 x 10 ⁻¹⁰	CFP	3.1 x 10 ⁻¹²	58.4

(1) : CVAC : critère de vie aquatique chronique; CSH (O) : critère de santé humaine (consommation d'organismes aquatiques); CFP : critère de faune piscivore.

(2) : Critère retenu pour une concentration médiane en chlorures à l'effluent de plus de 10 mg/L.

(3) : Bien qu'il existe un critère pour l'arsenic et les BPC, l'approche du ministère de l'Environnement du Québec est de comparer les concentrations mesurées pour ces deux paramètres à leur concentration dans le milieu récepteur et non pas au critère (voir texte aux sections 4.1.3.2 et 4.1.3.5). Les dépassements par rapport au critère donnés au tableau le sont à titre indicatif seulement.

(4) : Le critère pour le cuivre a été calculé avec la dureté moyenne mesurée dans l'effluent de 126 mg/L.

(5) : Un chiffre entre parenthèses signifie qu'il faut utiliser ce résultat avec prudence compte tenu des résultats du contrôle de qualité.

4.1.3.2 Métaux

Les critères de vie aquatique chronique (CVAC) de certains métaux varient en fonction de la dureté du milieu. Une dureté de 126 mg/L, mesurée à l'effluent, a été retenue pour calculer les critères qui en dépendent. Les critères retenus pour faire la comparaison sont les CVAC pour la majorité des métaux, sauf l'antimoine, l'arsenic, le molybdène et le nickel où les CSH (O) sont utilisés, et le mercure pour lequel le CFP correspond à l'usage le plus sensible.

Le tableau 4.1 montre qu'il y a dépassement des critères pour quatre métaux sur les 19 métaux analysés à la station de Granby (voir tableau 3.8). Les métaux dont les concentrations moyennes sont supérieures aux critères sont, dans l'ordre décroissant de la valeur des dépassements : le mercure (14.6), le cuivre (6.9), l'arsenic (2.9) et le chrome (2.5). Par ailleurs, l'argent a été détecté à une concentration égale au critère (rapport de 1.0).

D'abord, en ce qui a trait à l'arsenic, selon l'état actuel des connaissances, il est estimé que sa concentration dans le milieu récepteur est supérieure au critère de qualité de l'eau. En effet, partout où ce paramètre a été mesuré dans le fleuve et dans les rivières situées en milieu urbain, il y avait dépassement du critère. Par conséquent, l'approche retenue par le ministère de l'Environnement du Québec dans pareil cas est que la teneur du paramètre à l'effluent soit comparée à la concentration déjà présente dans le milieu récepteur plutôt qu'au critère de qualité de l'eau. En d'autres termes, la concentration en arsenic à l'effluent ne doit pas dépasser celle du milieu ambiant. Malheureusement, il n'existe aucune donnée de la concentration en arsenic pour la Yamaska à proximité de la municipalité de Granby.

Le dépassement de l'arsenic par rapport au critère de santé humaine (CSH (O)) est tout de même donné au tableau 4.1 mais ce, à titre indicatif seulement. Il faut donc interpréter cette valeur avec beaucoup de prudence puisque le dépassement peut être beaucoup plus lié à la présence d'arsenic dans le milieu que d'un apport net de la station d'épuration.

Pour les autres métaux, particulièrement le cuivre et le mercure, il y a des dépassements significatifs par rapport aux critères. Toutefois, de façon relative et en comparant la station de Granby aux quinze stations d'épuration municipales de la campagne de caractérisation d'hiver (ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et Environnement Canada, 1998), il appert que les résultats obtenus à Granby sont, de façon générale, inférieurs aux résultats des autres stations ayant aussi un fort apport industriel.

4.1.3.3 Hydrocarbures pétroliers, substances phénoliques et surfactants

Les ratios concentration / critère pour les substances phénoliques et les surfactants ont aussi été calculés. Seule la concentration moyenne pour les surfactants anioniques dépasse le critère et ce, par un facteur de 4.3 (tableau 4.1).

Les surfactants sont des molécules organiques qui incluent des centaines de composés différents. Ce sont, entre autres, des agents nettoyants utilisés autant à des fins domestiques qu'industrielles. Outre leur propriété détergente, ils sont utilisés pour leur propriété désinfectante, comme adoucisseur et comme agent assouplisseur. Ils sont donc susceptibles de se retrouver dans les effluents de divers secteurs industriels particulièrement (textiles, nettoyeurs, produits cosmétiques, pâtes et papiers), mais aussi dans les secteurs institutionnels (hôpitaux) et domestiques.

Compte tenu de l'apport industriel important qu'il y a dans les eaux usées de la municipalité de Granby, le dépassement du critère pour les surfactants est faible. En effet, les résultats de Granby pour les surfactants anioniques sont jusqu'à 12 fois moins élevés en comparaison avec ceux des autres stations de la caractérisation d'hiver ayant un fort apport industriel (ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et Environnement Canada, 1998).

La limite de détection pour les surfactants non ioniques ne permet pas de vérifier le critère. Les surfactants non ioniques ont été détectés, mais non quantifiés à Granby car leurs concentrations étaient inférieures à la limite de détection pour les trois jours d'échantillonnage. Si une méthode d'analyse plus sensible avait été employée, il aurait peut-être été possible de mettre en évidence un dépassement du critère. Le cas échéant, ce dépassement aurait cependant été d'au moins 8 à 40 fois inférieur aux dépassements enregistrés lors de la caractérisation d'hiver aux stations ayant un apport industriel important (ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et Environnement Canada, 1998).

Enfin, il faut noter qu'il n'y a pas de critère de qualité spécifique pour les hydrocarbures pétroliers. Toutefois, une valeur guide de 0.01 mg/L est suggérée. Il n'y aurait pas eu de dépassement dans ce cas puisque ce groupe de substances a été non détecté dans l'effluent de Granby.

4.1.3.4 Substances organiques semi-volatiles (SOBN) et volatiles (SOV)

Pour ces deux familles de substances organiques, sur les quelques cent paramètres analysés, sept ont été détectés dans l'effluent de Granby (tableau 3.10), et aucun ne dépasse les critères de qualité de l'eau.

Ces résultats ne sont pas surprenants puisque le type de traitement des eaux utilisé à Granby – boues activées à aération prolongée – favorise l'élimination de ces substances, particulièrement les substances volatiles.

Cependant, pour plusieurs composés de la famille des SOBN, les limites de détection ne permettent pas de vérifier les critères de qualité. Pour les SOV, les seuils de détection de la méthode sont suffisamment bas pour permettre, dans la majorité des cas, de vérifier le respect des critères de qualité.

4.1.3.5 BPC, dioxines et furanes chlorés et HAP

Le cas des BPC est identique à celui de l'arsenic (voir section 4.1.3.2 ci-dessus), en ce sens que la teneur en BPC à l'effluent doit être comparée à la concentration déjà présente dans le milieu récepteur plutôt qu'au critère de qualité de l'eau puisque le critère est dépassé dans tous les cours d'eau où les BPC ont été mesurés (Quémerais *et al.*, 1994, Pham et Proulx., 1996, Cossa *et al.*,

1998). Ici aussi, il n'existe pas de données de concentration en BPC pour la Yamaska, et le dépassement des BPC par rapport au critère de santé humaine est donné à titre indicatif seulement au tableau 4.1. Il faut donc interpréter cette valeur avec beaucoup de prudence puisque le dépassement peut être beaucoup plus lié à la présence de BPC dans le milieu que d'un apport net de la station d'épuration.

Les résultats obtenus à Granby pour les dioxines et furanes chlorés sont surprenants. Comme le montre le tableau 4.1, le critère de faune piscivore est dépassé par un facteur de près de 60 fois. Les concentrations mesurées à Granby sont de 5 à 15 fois plus élevées qu'au trois stations où les dioxines et furanes ont été analysés lors de la campagne d'hiver de l'étude d'*Évaluation de la toxicité des effluents des stations d'épuration municipales au Québec* (ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et Environnement Canada, 1998). Ceci est complètement à l'inverse de la tendance observée pour tous les autres paramètres qu'il est possible de comparer avec les stations de cette étude caractérisées à l'hiver. Ce résultat d'analyse aurait avantage à être confirmé et, le cas échéant, il y aurait probablement lieu de rechercher la source de cette contamination au sein des industries raccordées au réseau de Granby.

Enfin, pour les HAP, il n'existe que huit critères (CVAC ou CSH selon le cas) : un s'applique au total des HAP du groupe 1, tandis que les autres critères sont spécifiques à sept des HAP du groupe 2 (voir tableau 3.14). Aucun dépassement des critères de qualité n'est enregistré pour les HAP.

5. ÉVALUATION DES IMPACTS DE L'EFFLUENT SUR LE MILIEU RÉCEPTEUR

Dans les sections précédentes, l'effluent de la station d'épuration municipale de Granby a été caractérisé sans tenir compte de l'effet de dilution des rejets et des teneurs en contaminants déjà présents dans le milieu récepteur. Cette façon de faire permettait de répondre aux objectifs de l'étude, soit d'évaluer le potentiel toxique de l'effluent et de cibler les substances ou familles de substances potentiellement problématiques.

L'impact potentiel sur le milieu récepteur de la rivière Yamaska Nord et la contribution des rejets de la station de Granby à la problématique identifiée en introduction sont estimés ici en utilisant l'approche de protection du milieu aquatique du Ministère de l'Environnement du Québec. Cette approche est également basée sur les critères de qualité et les bioessais, mais tient compte des conditions particulières de la rivière Yamaska Nord.

5.1 Approche de protection du milieu aquatique

L'approche de protection du milieu aquatique du ministère de l'Environnement du Québec repose essentiellement sur la formulation des objectifs environnementaux de rejet (OER) pour les sources ponctuelles de pollution du milieu aquatique. Elle définit pour chaque effluent des OER pour toutes substances susceptibles de se retrouver dans le milieu aquatique ainsi que des OER pour la toxicité globale. Ces OER, basés sur les critères de qualité pour les différents usages de l'eau, tiennent compte de la dilution de l'effluent dans une zone allouée pour le mélange et tiennent compte de la concentration des substances déjà présentes dans le milieu récepteur.

Un OER est donc représenté par une concentration et une charge définies pour un effluent particulier, ce qui permet de respecter les critères de qualité dans le milieu à la limite d'une zone de mélange restreinte. Des informations supplémentaires sur l'approche de protection du milieu aquatique sont fournies à l'annexe 8, et une description détaillée de la méthode de calcul, des limites tolérées pour la zone à protéger peuvent être obtenues dans le document Méthode de calcul des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique (ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec 1991, rév.1996).

Depuis le début du Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) et de ses successeurs, le Programme d'assainissement des eaux municipales (PADEM) et le Programme Les Eaux vives du Québec, le Ministère de l'Environnement du Québec élabore des OER pour chaque effluent de station d'épuration municipale. Cependant, les OER pour ces effluents sont élaborés seulement pour les principaux contaminants des eaux usées domestiques, soit les paramètres conventionnels (DBO_5 , MES, P_{total} , coliformes fécaux), l'azote ammoniacal et le sulfure d'hydrogène. Aucun objectif de toxicité globale n'est formulé mis à part une recommandation générale à l'effet que l'effluent ne doit présenter aucune toxicité aiguë.

Dans le cadre de cette étude, des OER ont été calculés pour chaque substance et famille de substances pour lesquels un résultat analytique significatif a été observé dans l'effluent de la station de Granby. Les OER basés sur la toxicité globale ont aussi été estimés. L'annexe 9 donne la liste de tous les OER calculés pour la station de Granby dans le cadre de cette étude.

5.2 Dépassements des objectifs environnementaux de rejet (OER)

5.2.1 Présentation générale des résultats

Les OER sont basés sur les critères de la qualité de l'eau pour les substances spécifiques et pour la toxicité globale, définis pour les différents usages de l'eau, tels que la vie aquatique, la faune piscivore, la santé humaine et les activités récréatives (annexe 9). De façon générale, à un contaminant donné correspond un critère de qualité spécifique pour chacun de ces usages. L'OER retenu est celui défini pour l'usage le plus sensible afin de protéger tous les usages présents dans le milieu récepteur. La brève synthèse présentée dans les sections ci-dessous rend compte des dépassements d'OER pour les différents usages potentiellement affectés.

Le rapport entre la concentration maximale mesurée à l'effluent à l'un ou l'autre des trois jours échantillonnés et l'objectif environnemental de rejet (MAX / OER) a été calculé pour chaque substance et pour chaque bioessai. Puisque la campagne d'échantillonnage ne couvre que trois journées d'opération, la concentration maximale a été retenue de manière à faire ressortir tout dépassement ponctuel possible. Seuls les rapports significatifs (> 1) sont présentés au tableau 5.1 : ils signifient que l'OER n'est pas respecté. Lorsque la limite de détection ne permettait pas de vérifier le respect de l'objectif, la note "LDM" a été inscrite.

Les rapports concentrations maximales sur OER (MAX / OER) (tableau 5.1) sont très similaires à ceux des concentrations moyennes sur les critères de qualité ($MOY / CRITÈRE$) (tableau 4.1), puisque les valeurs des OER ne sont que légèrement supérieures aux critères de qualité. En effet, le taux de dilution alloué pour le mélange de l'effluent dans la rivière Yamaska Nord, est de l'ordre de 1.5 seulement en période d'étiage. De plus la qualité de l'effluent varie peu et de façon générale, la valeur maximale et la moyenne sont similaires.

Plusieurs des éléments d'interprétation discutés précédemment aux sections 4.1.3.1 à 4.1.3.5 sont donc encore valables dans le contexte de ce chapitre. Par conséquent, pour éviter la redondance, ces éléments ne seront pas repris ici, mais il est suggéré de les consulter au besoin pour compléter l'analyse.

TABEAU 5.1 : DÉPASSEMENTS DES CONCENTRATIONS MAXIMALES MESURÉES À L'EFFLUENT PAR RAPPORT AUX OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET (OER)

PARAMÈTRES	CONCENTRATIONS MAXIMALES MESURÉES (mg/L)	OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX USAGE RETENU POUR L'OER ⁽¹⁾	OER (mg/L)	RAPPORT MAX/OER ⁽²⁾
Paramètres physico-chimiques génériques				
Cyanures totaux (CN ⁻)	0.03	CVAC	0.006	5.0
Fluorures totaux (F ⁻)	(0.470)	CVAC	0.23	(2.0)
Nitrites (NO ₂ ⁻)	0.33	CVAC	0.26	1.3
Phosphore total (P tot.) ⁽³⁾	0.32	CVAC	0.052	6.2
Sulfures totaux (S ²⁻) ⁽⁴⁾	< 0.01	CVAC	0.002	LDM
Métaux totaux				
Arsenic (As) ⁽⁵⁾	0.0004	CSH (EO)	---	?
Chrome (Cr)	0.005	CVAC	0.0023	2.2
Cuivre (Cu) ⁽⁶⁾	0.026	CVAC	0.0013	20.0
Mercure (Hg)	2.3 x 10 ⁻⁵	CFP	1.73 x 10 ⁻⁶	13.3
Plomb (Pb) ⁽⁶⁾	0.003	CVAC	0.0012	2.5
Surfactants				
Surfactants non ioniques	< 0.1	CVAC	0.027	LDM
Surfactants anioniques	0.19	CVAC	0.051	3.7
Substances organiques semi-volatiles (SOBN)				
N-Nitrosodipropyl amine	(0.0015)	CSH (EO)	2.7 x 10 ⁻⁵	(55.6)
Substances organiques volatiles (SOV)				
Tétrachloroéthylène	(0.0061)	CSH (EO)	0.0026	(2.3)
BPC				
BPC totaux ⁽⁵⁾	1.18 x 10 ⁻⁶	CSH (O)	---	?
Dioxines et furanes chlorés				
2,3,7,8-TCDD équivalent	2.84 x 10 ⁻¹⁰	CFP	5.1 x 10 ⁻¹²	55.7

- (1) : L'usage retenu pour calculer l'OER est le plus sensible, c'est-à-dire l'usage pour lequel le critère de qualité est le plus petit (CVAC : critère de vie aquatique chronique; CSH (O) : critère de santé humaine (consommation d'organismes aquatiques seulement); CSH (EO) : critère de santé humaine (consommation d'eau et d'organismes aquatiques); CFP : critère de faune piscivore).
- (2) : LDM signifie que la limite de détection pour ce paramètre ne permet pas de vérifier le respect de l'OER. Un chiffre entre parenthèses signifie qu'il faut utiliser ce résultat avec prudence compte tenu des résultats du contrôle de qualité.
- (3) : L'OER pour le phosphore total est défini pour la période allant du 15 mai au 14 novembre.
- (4) : Pour les sulfures totaux il n'y a pas de critère. L'OER est celui du sulfure d'hydrogène non ionisé (H₂S).
- (5) : Pour l'arsenic et les BPC, on estime selon l'état actuel des connaissances que la concentration dans le milieu est supérieure aux critères. L'OER devient dans un tel cas la concentration dans le milieu en amont du rejet. Toutefois, ces données ne sont pas disponibles pour la Yamaska.
- (6) : Les OER pour le cuivre et le plomb ont été calculés avec une dureté médiane représentative de la rivière Yamaska en amont de la station, soit 42 mg/L.

Par ailleurs, comme l'indique le tableau 5.1, il y a douze paramètres pour lesquels il y a dépassements des OER et quatre paramètres pour lesquels il y a possibilité de dépassements. En comparant ces résultats aux résultats obtenus dans le cadre de l'étude d'évaluation de la toxicité des effluents municipaux lors de la caractérisation d'hiver pour les stations ayant un fort apport industriel (ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et Environnement Canada, 1998), les dépassements obtenus à Granby sont plus nombreux et sont, de façon générale, de plus forte amplitude. Cette observation est à l'inverse de ce qui a été mentionné à propos des ratios (*MOY / CRITÈRE*) à la section 4.1.3. Ceci est lié au fait que le taux de dilution de l'effluent de Granby dans la rivière Yamaska Nord est pratiquement nul comparativement aux taux de dilution des autres effluents dans leurs milieux récepteurs respectifs. Le très faible pouvoir de dilution de la rivière Yamaska Nord sur l'effluent de la station de Granby est définitivement en défaveur du respect des objectifs environnementaux de rejet à Granby.

5.2.2 Dépassements des OER basés sur l'usage vie aquatique

Il y a pour l'usage de vie aquatique huit substances ou familles de substances dont les concentrations dépassent les objectifs environnementaux de rejet (tableau 5.1). Ces huit paramètres sont, dans l'ordre décroissant des dépassements : le cuivre (20), le phosphore (6.2), les cyanures (5.0), les surfactants anioniques (3.7), le plomb (2.5), le chrome (2.2), les fluorures (2.0) et les nitrites (1.3). Par ailleurs, les limites de détection pour les sulfures et les surfactants non anioniques ne permettent pas de vérifier l'atteinte de l'OER : il y a donc possibilité de dépassement pour ces deux paramètres.

Ces dépassements sont d'amplitude significative pour le cuivre, le phosphore et les cyanures. Cela se traduit dans le milieu récepteur par une augmentation des teneurs en contaminants au-delà des critères de qualité en aval de la station. À l'exception du phosphore, l'impact potentiel des autres substances serait d'induire un effet toxique direct à long terme sur la vie aquatique. Dans le cas du phosphore, la nuisance sur la faune aquatique se ferait plutôt indirectement par la stimulation du processus d'eutrophisation, résultat corroboré par l'effet de stimulation observé dans le bioessai avec l'algue *S. capricornutum*.

5.2.3 Dépassements des OER basés sur l'usage faune piscivore

Comme l'indique le tableau 5.1, il y a deux paramètres pour lesquels il y a dépassement des objectifs environnementaux de rejets pour la protection de la faune piscivore. Il s'agit des dioxines et furanes chlorés avec un dépassement de 55.7 fois et du mercure, par un facteur de 13.3 fois.

Ces dépassements se traduisent dans le milieu récepteur par une augmentation significative des concentrations en dioxines et furanes chlorés et en mercure au delà des critères de qualité en aval

de la station de Granby. L'impact potentiel vient du fait que les dioxines et furanes, et le mercure sont absorbés puis bioaccumulés par la faune aquatique, qui devient alors une voie d'exposition importante pour la faune piscivore.

5.2.4 Dépassements des OER basés sur l'usage santé humaine

L'usage santé humaine comporte deux volets, soient celui de protéger l'eau brute pouvant servir d'eau potable à la consommation humaine, et celui de protéger les organismes aquatiques de toute contamination pouvant nuire à la santé humaine lorsqu'il y a consommation de ces organismes. Afin de tenir compte de la prise d'eau à Farnham, les critères de qualité pour la protection de la santé humaine, CSH(EO), considérant à la fois la consommation d'eau et la consommation d'organisme aquatiques ont aussi été retenus lors du calcul des OER.

Le tableau 5.1 montre qu'il y a dépassement des OER pour deux substances (SOBN et SOV) et qu'il y a possibilité de dépassement pour deux autres paramètres (arsenic et BPC).

Des dépassements sont enregistrés pour une SOBN et une SOV. Toutefois, pour ces deux paramètres (le nitrosodipropyl amine et le tétrachloréthylène), il y a une mise en garde dans l'utilisation des résultats en regard du contrôle de qualité (Roberge, 1999).

Pour les BPC et l'arsenic, les OER sont établis en fonction de la concentration déjà présente dans le milieu aquatique qui serait, selon toutes les études réalisées à ce jour au Québec, supérieures aux critères de la qualité de l'eau. Or, cette concentration dans le milieu n'est pas connue dans l'eau en amont de la station de Granby. Pour les BPC, l'apport de la station semble évident d'après les concentrations mesurées dans les mousses aquatiques en amont et en aval de la station de Granby (ministère de l'Environnement du Québec, 1999). L'OER toléré serait donc vraisemblablement dépassé sans que l'on puisse quantifier ce dépassement en l'absence de résultats de mesures dans l'eau de la rivière. On ne peut rien affirmer pour ce qui est de l'arsenic puisque ce métal n'était pas inclus dans l'étude sur le bassin de la rivière Yamaska (ministère de l'Environnement du Québec, 1999).

Finalement, comme les OER sont des limites de rejet calculées sur la base du critère de qualité protégeant l'usage le plus sensible, le dépassement d'un OER nous indique que cet usage sera affecté mais ne nous renseigne pas sur le dépassement probable des autres usages. Toutefois, pour les dioxines et furanes ainsi que pour le mercure, les dépassements des OER pour la faune piscivore sont passablement élevés (56 et 13 fois respectivement). Or, comme les critères de qualité pour la santé humaine et pour la faune piscivore sont pour ces composés sont très similaires (ratio de 4.2 et 1.4 fois respectivement), il y a un risque de contamination de la chair des organismes aquatiques jusqu'à des seuils compromettant l'usage de consommation d'organismes aquatiques par l'humain.

5.3 Contribution des rejets de la station de Granby à l'état de l'écosystème aquatique de la rivière Yamaska Nord

En résumé, il y a neuf paramètres pour lesquels les résultats sont fiables en regard du contrôle de la qualité et pour lesquels il y a un dépassement des OER. Ces paramètres sont, dans l'ordre décroissant des dépassements (valeur du dépassement entre parenthèses) :

- Les dioxines et furanes chlorés (55.7),
- Le cuivre (20.0),
- Le mercure (13.3),
- Le phosphore (6.2),
- Les cyanures (5.0),
- Les surfactants anioniques (3.7),
- Le plomb (2.5),
- Le chrome (2.2).
- Les nitrites (1.3)

Les BPC dépassent probablement l'OER sans que l'on puisse quantifier ce dépassement (voir section précédente). Par ailleurs, il y a probabilité de dépassement des OER pour trois autres paramètres, soit l'arsenic, les surfactants non ioniques et le sulfure d'hydrogène.

Ces résultats appuient ceux obtenus dans l'étude sur l'état de l'écosystème aquatique (ministère de l'Environnement du Québec, 1999). D'ailleurs, pour la plupart des substances communes aux deux études, celles qui dépassent les OER affichent également une augmentation en aval de la station. Outre les BPC pour lesquels on ne peut estimer d'OER, cela est particulièrement vrai pour les dioxines et furanes, le mercure, le phosphore et le plomb. Plusieurs HAP ont également été détectés à l'effluent de la station mais les OER estimés sont tout de même respectés. Pour ce qui est du cuivre, c'est le métal qui présente le dépassement d'OER le plus élevé mais qui ne présente pas d'augmentation en aval de la station.

6. DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS

L'utilisation complémentaire des trois types d'outils d'évaluation de la qualité de l'eau que sont les critères de qualité, les bioessais et les études de milieu, permet de donner une image complète de la problématique liée à la présence de substances toxiques dans le milieu aquatique.

L'étude de milieu qui a servi de déclencheur à la caractérisation de l'effluent de Granby, donne une image de l'état de l'écosystème aquatique tout en intégrant les effets dus à la contamination passée, les sédiments contaminés, par exemple. Ce type d'étude intègre aussi les effets de toutes les sources connues ou inconnues, mais ne permettent pas cependant de discriminer entre les sources et les effets des agressions non liées à la présence de substances toxiques, comme la dégradation du milieu physique. Tous ces effets sont confondus ce qui implique que dans le cas présent on ne peut connaître la responsabilité de la station d'épuration à la dégradation du milieu aquatique.

Les outils d'évaluation de la qualité des l'effluents, c'est-à-dire les OER basés sur les critères de qualité de l'eau pour les substances spécifiques et pour la toxicité globale, ont permis de montrer que certaines substances contenues dans les eaux traitées de Granby sont déversées dans le milieu en concentrations nuisibles pour les usages de l'eau. Les résultats obtenus pour les substances bioaccumulables peuvent nuire à la faune piscivore et à l'humain, et corroborent dans l'ensemble l'augmentation des concentrations observées de l'amont vers l'aval de la municipalité de Granby.

Toutefois, d'autres sources ont pu contribuer à la dégradation observée en aval de Granby.

D'abord, on doit considérer la problématique des débordements d'eaux usées non traitées. En effet, le réseau d'égout de Granby est en grande partie unitaire ce qui signifie que les eaux de ruissellement de surface sont acheminées au réseau en plus des eaux sanitaires et industrielles. Dans ce type de réseau, les débordements sont plus fréquents en période de pluie ou de fonte printanière. Lors de ces événements, les volumes d'eaux usées excédentaires sont rejetés dans le milieu récepteur sans traitement par les ouvrages de surverses. Il peut aussi y avoir des débordements lors de bris d'équipements ou de pannes électriques à la station d'épuration, aux postes de pompes et aux régulateurs de débit.

À Granby, le réseau d'égout de la municipalité compte 12 ouvrages de surverses et il y en a un treizième à la station d'épuration. Selon les données de suivi du réseau, de 1994 à 1998, sauf pour quelques événements particuliers, toutes les eaux usées en temps sec ont été acheminées et traitées à la station d'épuration. Par contre, on dénombre plus de 300 débordements par année en période pluie ou de fonte printanière répartis sur l'ensemble des ouvrages de surverses.

Il n'est toutefois pas possible d'évaluer les volumes impliqués par ces débordements à partir des données disponibles, ni, par conséquent, d'évaluer les impacts sur le milieu récepteur. Néanmoins, que ces volumes soient importants ou non, les données de suivi du réseau suggèrent que les débordements d'eaux usées non traitées du réseau d'égout de la ville de Granby contribuent à la détérioration de l'écosystème aquatique de la rivière Yamaska.

Il ne faut pas négliger non plus l'impact potentiel des trois sites de sols contaminés. Ces sites sont localisés sur la rive droite de la rivière quelque peu au nord de la station d'échantillonnage située en aval de la station d'épuration de Granby. Ils contiennent entre autres des hydrocarbures et des substances organochlorés comme les BPC. Les sols contaminés affectent et constituent ainsi des sources potentielles de substances toxiques pour les cours d'eau (ministère de l'Environnement du Québec, 1999).

Finalement, les sources de contamination actuelles, tout comme les sources passées ont pu entraîner une contamination des sédiments qui deviennent à leur tour une source de contaminants pour les plans d'eau.

Cette étude a permis de vérifier la qualité de l'effluent de la station d'épuration de Granby qui rejette même après traitement des composés toxiques au-delà des objectifs de rejet. Cette station atteint cependant de bonnes performances, souvent meilleure que ce qui fut mesuré à d'autres stations d'épuration municipales et ce même si elle doit traiter les eaux de plusieurs industries réparties dans divers secteurs industriels. Il faudrait tenter d'identifier les sources de ces substances et ensuite apporter les correctifs nécessaires à leur élimination.

Les autres sources, comme par exemple les eaux de débordements et les sols contaminés contribuent probablement à la dégradation de l'écosystème aquatique. Il faudrait mieux connaître ces sources et documenter en particulier la problématique des débordements dont la quantité déversée et la qualité ne sont pas connues.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

APHA, AWWA et WEF (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th ed., American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, D.C.

Bermingham, N. et D. Boudreau (1994). *Synthèse de l'application du barème d'effets écotoxiques potentiels (BEEP) et recommandations d'orientation pour son développement*. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique et scientifique, 30 pages.

Brochu, C. (1997). Note technique, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 25 juillet 1997, 4 pages.

Centre d'Expertise en Analyses Environnementales du Québec. (1997) *Détermination des Polychloro Dibenzo-p-dioxines et Polychloro Dibenzo-furanes (PCDD/PCDF)*. Méthode MA-400-DF 1.0.

Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE) (1994). *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Division des objectifs de qualité des eaux, Ottawa, Ontario. 6 chapitres et 17 annexes.

Cossa, D., T. Pham, B. Rondeau, B. Quémerais, S. Proulx, C. Surette (1998). *Bilan massif des contaminants chimiques dans le fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique, ST-163, 258 pages.

Cossa, D., Rondeau, B., Pham, T.T., Proulx, S. et Quémerais, B. (1996). *Principes et pratiques d'échantillonnage d'eaux naturelles en vue du dosage de substances et d'éléments présents à l'état de traces et ultra-traces*. Environnement Canada - région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Document de travail DT-5, 28 pages.

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

Environnement Canada (1997). *Test de génotoxicité avec la bactérie Escherichia coli PQ37 (SOS Chromotest)*. Version du 31 mars 1997, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, méthode no CPQ405DO. 67 pages.

Environnement Canada (1996a). *Manuel des procédures d'opérations normalisées, Filtration de grands volumes d'échantillons d'eau de surface*. Écotoxicologie et chimie environnementale, Centre Saint-Laurent, LO-FIL-960920.

Environnement Canada (1996b). *Manuel des procédures d'opérations normalisées, Extraction à grand volume (EGVA) avec le dispositif Goulden*. Écotoxicologie et chimie environnementale, Centre Saint-Laurent, LO-GOU-960331.

Environnement Canada (1996c). *Manuel des procédures d'opérations normalisées, Concentration d'extraits organiques*. Écotoxicologie et chimie environnementale, Centre Saint-Laurent, LO-COC-960331.

Environnement Canada (1996d). *Guide de caractérisation des eaux usées industrielles*. Écotoxicologie et chimie environnementale, Centre Saint-Laurent.

Environnement Canada (1995). *Préparation et exécution des essais de toxicité sur la bactérie luminescente Vibrio fischeri - phase liquide*. Conservation et Protection, Région du Québec Centre Saint-Laurent. LB-MIL-931007-1. 21 pages (édition de mars 1995).

Environnement Canada (1992a). *Méthode d'essai biologique : essai de toxicité sur la bactérie luminescente Photobacterium phosphoreum*. Conservation et Protection, Région du Québec, Rapport SPE 1/RM/24. 67 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, Région du Québec, Rapport SPE 1/RM/25. 43 pages.

Environnement Canada (1992c). *Méthode d'essai biologique : essai de reproduction et de survie sur le cladocère Ceriodaphnia dubia*. Conservation et Protection, Région du Québec, Rapport SPE 1/RM/21. 78 pages.

Environnement Canada (1992d). *Méthode d'essai biologique : essai de croissance et de survie sur des larves de Tête-de-boule*. Conservation et Protection, Région du Québec, Rapport SPE 1/RM/22. 72 pages.

Environnement Canada (1990a). *Méthode d'essai biologique : essai de létalité aiguë sur Daphnia spp.* Conservation et Protection, Région du Québec, Rapport SPE 1/RM/11. 61 pages.

Environnement Canada (1990b). *Méthode d'essai biologique : méthode de référence pour la détermination de la létalité aiguë d'effluents chez Daphnia magna*. Conservation et Protection, Région du Québec, Rapport SPE 1/RM/14. 22 pages.

Environnement Canada (1990c). *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, Région du Québec, Rapport SPE 1/RM/13. 22 pages.

Environnement Canada (1990d). *Méthode d'essai biologique : essai de létalité aiguë sur la Truite arc-en-ciel*. Conservation et Protection, Région du Québec, Rapport SPE 1/RM/9. 53 pages.

Environnement Canada (1990e). *Document d'orientation sur le contrôle de la précision des essais de toxicité au moyen de produits toxiques de référence*. Conservation et Protection, Région du Québec, Rapport SPE 1/RM/12. 91 pages.

Fonds mondial pour la nature (WWF) (1995). *Les produits toxiques provenant des stations d'épuration des eaux usées*. L'oeil de l'aigle, Les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent.

Goulden, P.D. et D.H.J. Anthony (1985). *Design of a large sample extractor for the determination of organics in water*. National Water research Institute, Canada Center for Inland Waters, Burlington ON. NWRI Contribution Number 85-121.

Harwood, M. 1999. *Caractérisation bioanalytique des eaux usées municipales : Station d'épuration de Granby (Québec)*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-178, 48 pages.

International Agency for Research on Cancer (IARC) (1987). *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans - Overall Evaluations of Carcinogenicity : an Updating of IARC Monographs*. Volumes 1 to 42, Supplement 7, World Health Organization.

McDonald, J. F., (1988, rév. 1989). *A Review of Pretreatment Programs in the Great Lakes Basin*. Report to the Great Lakes Water Quality Board, by the Municipal Pretreatment Task Force of the Point Source Coordinators, International Joint Commission.

Ministère de l'Environnement du Québec (1999). *Le bassin versant de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*. Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq : EN990224, rapport ÉA-14.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et Environnement Canada (1998). *Évaluation de la toxicité des stations d'épuration municipales du Québec – Rapport d'étape : campagne de caractérisation d'hiver*, Intervention SLV 2000, 88 pages et 10 annexes.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1998). *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec*. Direction des écosystèmes aquatiques, 387 pages.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1996). *Analyses des composés organiques en ultra-traces, projet Bilan massique*. Direction des laboratoires, 48 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec (1991, rév. 1996). *Méthode de calcul des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique*. Service d'évaluation des rejets toxiques et Direction de la qualité des cours d'eau, 26 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec (1990a, rév. 1992). *Critères de qualité de l'eau*. Service d'évaluation des rejets toxiques et Direction de la qualité des cours d'eau, 425 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec (1990b, rév. 1992). *Méthodologie de calcul de critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques*. Service d'évaluation des rejets toxiques, Direction de l'expertise scientifique, 148 pages.

Neal, R.A. (1985). *Mechanisms of biological effects of PCBs, polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in experimental animals*. *Environ. Health Perspect.* 60 :41-46.

Painchaud, J. (1997). *Tendances de la qualité de l'eau des rivières du Québec, 1979-1994*. Vecteur Environnement, Vol. 30 n° 2, avril 1997.

Paxéus, N. (1996). *Organic Pollutants in the Effluents of Large Wastewater Treatment Plants in Sweden*. *Wat. Res.* Vol. 30 N° 5, pp. 1115-1122.

Pham, T.T. et S. Proulx (1996). *Caractérisation des biphényles polychlorés et des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les eaux de la station d'épuration de la Communauté urbaine de Montréal et dans le panache de son effluent dans le Saint-Laurent*. Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, Région du Québec.

Roberge, S. (1999). *Évaluation de la qualité des résultats de caractérisation chimique de l'effluent de la station d'épuration de la municipalité de Granby*. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-182, 58 pages.

Saint-Laurent Vision 2000 (1995). *Guide général de caractérisation SLV 2000*. SLV 2000, Volet protection.

Samdani, G. et Shanley, A. (1991). *Surfactants : Super Molecules*. Chemical Engineering, March 1991.

Stephan C.E., D.I. Mount, D.J. Hansen, J.H. Gentile, G.A. Chapman et W.A. Brungs (1985). *Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses*, Office of Water Regulations and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 98 pages.

United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (1994). *Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms*, 3^d ed., Environmental Monitoring Systems Laboratory, U.S. EPA/600/4-89/001, 248 pages.

United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA), 1981. *Treatability Manual - Volume II - Industrial Descriptions*, Office of Research and Development, Washington, D.C. 20460.

United States General Accounting Office (U.S. GAO), 1991. *Water Pollution: Nonindustrial Wastewater Pollution Can Be Better Managed*, Report to the Chairman, Committee on Environment and Public Works, U.S. Senate.

ANNEXES

ANNEXE 1 : DESCRIPTION TECHNIQUE SOMMAIRE DE LA STATION D'ÉPURATION DE GRANBY	53
ANNEXE 2 : SOMMAIRE DES RÉSULTATS DE LA CARACTÉRISATION BIOANALYTIQUE	57
ANNEXE 3 : RÉSULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES :	61
• Paramètres physico-chimiques génériques	
• Métaux totaux	
• Hydrocarbures pétroliers, substances phénoliques et surfactants	
• Substances organiques semi-volatiles (SOBN) et volatiles (SOV)	
ANNEXE 4 : RÉSULTATS DES ANALYSES À L'ÉTAT D'ULTRA-TRACE POUR LES BPC	69
ANNEXE 5 : RÉSULTATS DES ANALYSES À L'ÉTAT D'ULTRA-TRACE POUR LES DIOXINES ET FURANES CHLORÉS	73
ANNEXE 6 : RÉSULTATS DES ANALYSES À L'ÉTAT D'ULTRA-TRACE POUR LES HAP	77
ANNEXE 7 : HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP) VISÉS PAR LES CRITÈRES DE QUALITÉ (GROUPE 1 ET GROUPE 2)	81
ANNEXE 8 : PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE : CALCUL ET INTERPRÉTATION DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET.....	85
ANNEXE 9 : OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET POUR LA STATION DE GRANBY	93

ANNEXE 1

DESCRIPTION TECHNIQUE SOMMAIRE DE LA STATION D'ÉPURATION DE GRANBY

DESCRIPTION TECHNIQUE DE LA STATION D'ÉPURATION DE GRANBY

Granby

Données sur la station d'épuration

Procédé de traitement	:	boues activées / aération prolongée
Déphosphatation	:	oui (alun ⁽¹⁾) en saison estivale seulement (15 mai au 15 novembre)
Débit moyen de conception	:	50 000 m ³ /d
DBO ₅ moyenne de conception	:	6 800 kg/d
Date de mise en opération	:	novembre 1984
Débit moyen mesuré	:	101 % du débit de conception (1997) (110 % en 1996)
DBO ₅ moyenne mesurée à l'affluent :		138 % de la charge de conception (1997) (156 % en 1996)
DBO ₅ moyenne mesurée à l'effluent :		12 mg/L (1997) (5 mg/L en 1996); exigence: < 20 mg/L
NH ₃ -NH ₄ ⁺ (N) mesuré à l'effluent :		< 5 mg/L à l'année (1995) < 10 mg/L à l'année (1994)

(1) : la station n'a pas toujours besoin de doser de l'alun pour atteindre ses objectifs en phosphore.

Apport industriel

Important (73% de la DBO₅ de conception et 26% du débit de conception).

Il y a plus de 200 industries à Granby dont 25 ont été retenues pour intervention d'assainissement par le ministère de l'Environnement du Québec. Plusieurs secteurs industriels sont représentés, notamment l'agroalimentaire, le textile, la chimie et la transformation métallique.

ANNEXE 2

SOMMAIRE DES RÉSULTATS DE LA CARACTÉRISATION BIOANALYTIQUE

Sommaire des résultats bioanalytiques de l'effluent de la station d'épuration de Granby

Bioessai	Unité de mesure	Paramètre de mesure	Renouvellement			Composé	
			Jour 1	Jour 2	Jour 3	Non aéré	Aéré
<i>V. fischeri</i>	UT _{SA}	CI ₅₀				< 2,0	< 2,0
		CME0				< 2,0	< 2,0
		CSE0				2,0	2,0
		CSE				< 2,0	< 2,0
<i>E. coli</i> PQ37 (- S9)	UG _{SC}	CME0				4,0	< 2,0
Génotoxicité		CSE0				8,0	2,0
		CSE				5,6	< 2,0
<i>E. coli</i> PQ37 (+ S9)	UG _{SC}	CME0				< 2,0	< 2,0
Génotoxicité		CSE0				2,0	2,0
		CSE				< 2,0	< 2,0
<i>E. coli</i> PQ37 (- S9)	UT _{SC}	CME0				< 2,0	< 2,0
Cytotoxicité *		CSE0				2,0	2,0
		CSE				< 2,0	< 2,0
<i>E. coli</i> PQ37 (+ S9)	UT _{SC}	CME0				4,0	< 2,0
Cytotoxicité *		CSE0				8,0	2,0
		CSE				5,6	< 2,0
<i>S. capricornutum</i>	UT _{SC}	CI ₅₀				< 1,0	< 1,0
		CME0				< 1,0	< 1,0
		CSE0				1,0	1,0
		CSE				< 1,0	< 1,0
<i>C. dubia</i>	UT _L	CL ₅₀		< 1,0		< 1,0	
Survie		CME0		< 1,0		< 1,0	
		CSE0		1,0		1,0	
		CSE		< 1,0		< 1,0	
<i>C. dubia</i>	UT _{SC}	CI ₅₀		< 1,0		< 1,0	
Reproduction		CME0		< 1,0		< 1,0	
		CSE0		1,0		1,0	
		CSE		< 1,0		< 1,0	
<i>D. magna</i> *	UT _L	CL ₅₀	< 1,0	< 1,0	< 1,0		
<i>P. Promelas</i> *	UT _L	CL ₅₀		< 1,0			
		CME0		< 1,0			
		CSE0		1,0			
		CSE		< 1,0			
	UT _{SA}	CI ₅₀		< 1,0			
		CME0		< 1,0			
		CSE0		1,0			
		CSE		< 1,0			
<i>O. mykiss</i> *	UT _L	CL ₅₀	< 1,0	< 1,0	< 1,0		

* Résultats non intégrés dans le calcul de l'indice BEEP.

Remarque. - Les traits gris indiquent que les essais concernés n'ont pas été effectués avec ces échantillons.

ANNEXE 3

RÉSULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES :

- Paramètres physico-chimiques génériques
- Métaux totaux
- Hydrocarbures pétroliers, substances phénoliques et surfactants
- Substances organiques semi-volatiles (SOBN) et volatiles (SOV)

Résultats des analyses physico-chimiques : effluent des décanteurs de la station de Granby

		JOUR 1		JOUR 2		JOUR 3		MOYENNE		
	JOUR - DATE	5 au 6/10/98		7 et 8/10/98		9 et 10/10/98		ARITHMÉTIQUE		LDM
	HEURE	8H00 À 8H00		8H00 À 8H00		8H00 À 8H00				
	DÉBIT (m3/j)	45431		53646		49230		49436		
CODE	PARAMETRE									
Paramètres physico-chimiques (PPC)		mg/l	kg/j	mg/l	kg/j	mg/l	kg/j	mg/l	kg/j	mg/l
710	Azote ammoniacal (N-NH3)	0.1	5	0.35	19	0.2	10	<LIM	-	0.3
700	Azote Kjeldahl total (N-NKT)	1.4	64	1.65	89	1.4	69	1.5	74	0.4
640	Chlorures (Cl-)	102.5	4657	135	7242	105	5169	114.2	5689	0.4
631	Cyanures totaux (CN- tot.)	0.03	1.4	0.025	1.3	0.02	1.0	0.03	1.2	0.01
	Conductivité (µmhos/cm)	800		880		755		811.7		
840	Demande biochimique en oxygène (DBO5)	2	91	2	107	2	98	2.0	99	0.7
	Demande biochimique en oxygène carbonatée	2	91	2	107	2	98	2.0	99	0.7
820	Demande chimique en oxygène (DCO)	27	1227	30.5	1636	31	1526	30	1463	3
	Dureté totale (titrage) (mgCaCO3/L)	130	5906	127.5	6840	120	5908	126	6218	1
650	Fluorures totaux (F-)	0.37	16.8	0.47	25.2	0.41	20.2	0.42	20.7	0.004
110	Matières en suspension	2.5	114	4	215	3	148	3	159	2
680	Nitrites-nitrates (NO2-NO3)	4.6	209.0	2.4	128.8	3.4	167.4	3.5	168.4	0.02
	Nitrates (Calcul)	4.3	195.4	2.1	112.7	3.2	157.5	3.2	155.2	0.02
	Nitrites (colorimétrie)	0.28	12.7	0.33	17.7	0.25	12.3	0.29	14.2	0.0008
	Oxygène dissous	3		2.6		2.8		2.8		
674	Phosphore total (P tot.)	0.27	12.3	0.32	17.2	0.31	15.3	0.30	14.9	0.02
610	Sulfates (turbidimétrie) (SO42-)	75	3407	72	3863	62	3052	70	3441	1
	Sulfures dissous	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.01
620	Sulfures totaux (S2-)	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.01
Métaux totaux		mg/l	kg/j	mg/l	kg/j	mg/l	kg/j	mg/l	kg/j	mg/l
	Argent	0.0001	0.005	0.0001	0.005	0.0001	0.005	0.0001	0.005	0.0001
	Aluminium	0.081	3.680	0.083	4.453	0.080	3.938	0.081	4.024	0.020
	Arsenic	0.00037	0.017	0.00041	0.022	0.00038	0.019	0.00039	0.019	0.0001
	Bore	0.045	2.044	0.047	2.521	0.079	3.889	0.057	2.818	0.010
	Baryum	0.015	0.681	0.015	0.805	0.014	0.689	0.015	0.725	0.007
	Béryllium	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.0001

		JOUR 1		JOUR 2		JOUR 3		MOYENNE		
	JOUR - DATE	5 au 6/10/98		7 et 8/10/98		9 et 10/10/98		ARITHMÉTIQUE		LDM
	HEURE	8H00 À 8H00		8H00 À 8H00		8H00 À 8H00				
	DÉBIT (m3/j)	45431		53646		49230		49436		
CODE	PARAMETRE									
	Cadmium	0.00013	0.006	0.00013	0.007	0.00013	0.006	0.00013	0.006	0.0001
	Cobalt	0.0004	0.018	0.0004	0.021	0.0003	0.015	0.0004	0.018	0.0002
	Chrome	0.005	0.227	0.005	0.268	0.005	0.246	0.005	0.247	0.002
	Cuivre	0.026	1.181	0.022	1.180	0.013	0.640	0.020	1.000	0.001
	Fer	0.081	3.680	0.082	4.399	0.086	4.234	0.083	4.104	0.050
	Mercuré	2.0E-05	9.1E-04	2.3E-05	1.2E-03	1.5E-05	7.4E-04	1.9E-05	9.6E-04	5.0E-06
	Molybdène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.01
	Nickel	0.003	0.136	0.003	0.161	0.003	0.148	0.003	0.148	0.002
	Plomb	0.0028	0.127	0.0027	0.145	0.0022	0.108	0.0026	0.127	0.001
	Antimoine	0.0034	0.154	0.0029	0.156	0.0033	0.162	0.0032	0.157	0.001
	Sélénium	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.001
	Vanadium	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.003
	Zinc	0.027	1.227	0.030	1.609	0.033	1.625	0.030	1.487	0.014
Hydro. pétroliers, subst. phénoliques et surfactants		mg/l	kg/j	mg/l	kg/j	mg/l	kg/j	mg/l	kg/j	mg/l
182	Hydrocarbures pétroliers (C10-C50)	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.1
	Phénols (colorimétrie)	N.D.	-	0.004	0.2	0.003	0.1	0.002	0.1	0.002
	Surfactants non ioniques	<0.1	-	<0.1	-	<0.1	-	<LIM	-	0.1
	Surfactants anioniques	0.17	7.7	0.15	8.0	0.19	9.4	0.17	8.4	0.02
Substances organiques semi-volatiles (SOBN)		µg/l	g/j	µg/l	g/j	µg/l	g/j	µg/l	g/j	µg/l
HAP :										
11010	Acénaphthène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.6
11020	Acénaphthylène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.8
11030	Anthracène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1
11040	Benzo (a) anthracène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.1
11050	Benzo (b+j+k) fluoranthène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.9
11070	Benzo (g,h,i) pérylène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.5
11080	Benzo (a) pyrène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.9
11081	Dibenzo (a,e) pyrène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.9
11082	Dibenzo (a,i) pyrène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.3

		JOUR 1		JOUR 2		JOUR 3		MOYENNE		
	JOUR - DATE	5 au 6/10/98		7 et 8/10/98		9 et 10/10/98		ARITHMÉTIQUE		LDM
	HEURE	8H00 À 8H00		8H00 À 8H00		8H00 À 8H00				
	DÉBIT (m3/j)	45431		53646		49230		49436		
CODE	PARAMETRE									
11083	Dibenzo (a,l) pyrène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.4
11090	Chrysène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.7
11031	Dibenzo (a,h) anthracène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.2
11110	Fluoranthène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.8
11120	Fluorène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.9
11161	Indéno (1,2,3-cd) pyrène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.3
11140	Naphtalène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.1
11150	Phénanthrène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.6
11160	Pyrène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.9
Éthers halogénés :										
12090	4-Bromophényl phényl éther	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.6
12091	bis (2-chloroéthoxy) méthane	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.8
12092	bis (2-chloroéthyl) éther	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.8
	bis (2-isopropyl) éther	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.8
12094	4-Chlorophényl phényl éther	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.9
Nitrosamines :										
13010	N-nitroso-diméthyl amine	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.8
13020	N-nitroso-diphényl amine	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.1
13030	N-nitroso-di-n-propyl amine	N.D.	-	1.5	80.5	1.1	54.2	<LIM	-	1
Benzènes chlorés :										
12010	1,2-Dichlorobenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.8
12020	1,3-Dichlorobenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.9
12030	1,4-Dichlorobenzène	3.3	149.9	1.7	91.2	2	98.5	2.3	113.2	0.9
12041	1,2,3-Trichlorobenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.6
12040	1,2,4-Trichlorobenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.7
12042	1,3,5-Trichlorobenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.8
12043	1,2,3,4-Tétrachlorobenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.2
12044	1,2,3,5-Tétrachlorobenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.9
12045	1,2,4,5-Tétrachlorobenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.1

		JOUR 1		JOUR 2		JOUR 3		MOYENNE		
	JOUR - DATE	5 au 6/10/98		7 et 8/10/98		9 et 10/10/98		ARITHMÉTIQUE		LDM
	HEURE	8H00 À 8H00		8H00 À 8H00		8H00 À 8H00				
	DÉBIT (m3/j)	45431		53646		49230		49436		
CODE	PARAMETRE									
12046	Pentachlorobenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.9
12050	Hexachlorobenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.8
	Esters phtaliques :									
14010	Butyl benzyl phtalate	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.7
14020	Di-n-butylphtalate	6.9	313.5	6.4	343.3	8.5	418.5	7.3	358.4	0.7
14030	Diéthylphtalate	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.8
14040	Diméthylphtalate	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.1
14050	Di-n-octylphtalate	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.3
14060	bis-(2-éthylhexyl) phtalate	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	23
	Autres composés :									
16140	Benzidine	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.3
16020	2-Chloronaphtalène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.6
16030	3,3-Dichlorobenzidine	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	5.9
16040	2,4-Dinitrotoluène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.8
16060	1,2-Diphénylhydrazine	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.1
16070	Hexachlorobutadiène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.1
16080	Hexachlorocyclopentadiène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.6
16100	Isophorone	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	1.1
16110	Nitrobenzène	N.D.	-	1.1	59.0	N.D.	-	<LIM	-	0.9
16090	Hexachloroéthane	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.9
	Substances organiques volatiles (SOV)	µg/l	g/j	µg/l	g/j	µg/l	g/j	µg/l	g/j	µg/l
5020	Acrylonitrile	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.4
2010	Benzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.2
2020	Bromodichlorométhane	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.2
2030	Bromoforme	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.3
2040	Bromométhane	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.4
2202	n-Butylbenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.3
2203	tert-Butylbenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.3

		JOUR 1		JOUR 2		JOUR 3		MOYENNE		
	JOUR - DATE	5 au 6/10/98		7 et 8/10/98		9 et 10/10/98		ARITHMÉTIQUE		LDM
	HEURE	8H00 À 8H00		8H00 À 8H00		8H00 À 8H00				
	DÉBIT (m3/j)	45431		53646		49230		49436		
CODE	PARAMETRE									
2060	Chlorobenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.1
2211	Chlorure de benzyle	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.7
2070	Chloroéthane	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.3
2080	2-Chloroéthylvinyl éther	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.4
2100	Chlorométhane	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.3
2085	Chlorure de vinyle	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.4
2120	Dibromochlorométhane	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.3
12010	1,2-Dichlorobenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.4
12020	1,3-Dichlorobenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.2
12030	1,4-Dichlorobenzène	0.55	25.0	0.62	33.3	0.63	31.0	0.60	29.8	0.3
2140	1,1-Dichloroéthane	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.3
2150	1,2-Dichloroéthane	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.2
2160	1,1-Dichloroéthylène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.5
2400	cis-1,2-Dichloroéthylène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.2
2170	trans-1,2-Dichloroéthylène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.3
2130	Dichlorodifluorométhane	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.3
2180	1,2-Dichloropropane	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.2
2450	cis-1,3-Dichloropropylène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.2
2460	trans-1,3-Dichloropropylène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.4
2200	Éthylbenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.1
2115	Éther éthylique	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.5
2245	Styrène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.1
2050	Tétrachlorure de carbone	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.5
2161	1,1,2,2-Tétrachloroéthylène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.3
	Tétrachloroéthylène	2.3	104.5	0.86	46.1	6.1	300.3	3.1	150.3	0.3
2162	1,2,3,4-Tétraméthylbenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.2
2240	Toluène	1.1	50.0	1.2	64.4	1.1	54.2	1.1	56.2	0.7

		JOUR 1		JOUR 2		JOUR 3		MOYENNE		
	JOUR - DATE	5 au 6/10/98		7 et 8/10/98		9 et 10/10/98		ARITHMÉTIQUE		LDM
	HEURE	8H00 À 8H00		8H00 À 8H00		8H00 À 8H00				
	DÉBIT (m3/j)	45431		53646		49230		49436		
CODE	PARAMETRE									
2250	1,1,1-Trichloroéthane	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.4
2260	1,1,2-Trichloroéthane	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.3
2270	Trichloroéthylène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.2
2163	1,2,3-Triméthylbenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.3
2164	1,2,4-Triméthylbenzène	N.D.	-	0.22	11.8	N.D.	-	<LIM	-	0.2
2165	1,3,5-Triméthylbenzène	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.1
2243	Xylènes	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	<LIM	-	0.3

ANNEXE 4

RÉSULTATS DES ANALYSES À L'ÉTAT D'ULTRA-TRACE POUR LES BPC

Granby : Concentrations et charges des BPC totaux ^(1,2)

BPC groupe homologue	Jour 1 (06-10-98)		Jour 3 (08-10-98)		Jour 5 (10-10-98)	
	Conc. (pg/L)	Charges (µg/j)	Conc. (pg/L)	Charges (µg/j)	Conc. (pg/L)	Charges (µg/j)
Trichlorobiphényles	340	15447	220	11802	310	15261
Tétrachlorobiphényles	280	12721	270	14484	160	7877
Pentachlorobiphényles	280	12721	300	16094	270	13292
Hexachlorobiphényles	190	8632	220	11802	160	7877
Heptachlorobiphényles	68	3089	69	3702	66	3249
Octachlorobiphényles	18	818	5	290	6	286
Nonachlorobiphényles	0	0	3	166	0	0
Décachlorobiphényles	0	0	3.5	188	0	0
Total	1176	53427	1091	58528	972	47842

(1) : BPC totaux = total des 9 groupes homologues avec 2 chlores et plus (206 congénères possibles).

(2) : Une valeur de 0 indique un résultat ND (non détecté).

Limites de détection :

- Les LDM pour les groupes homologues (tableau ci-dessus) ont varié entre 0.3 et 4 pg/L selon les groupes et selon les échantillons (jour 1, 3 et 5).
- Les LDM pour les différents congénères de BPC (tableau de la page suivante) ont varié entre 0.04 et 6 pg/L selon les congénères et selon les échantillons (jour 1, 3 et 5).

Granby : Concentrations et charges des congénères de BPC ⁽¹⁾

Congénères	Jour 1 (28/09/98 au 30/09/98)		Jour 3 (30/09/98 au 01/10/98)		Jour 5 (02/10/98 au 03/10/98)	
	Conc. (pg/L)	Charges (µg/j)	Conc. (pg/L)	Charges (µg/j)	Conc. (pg/L)	Charges (µg/j)
Planaires						
IUPAC # 77	1.6	73	2.2	118	2.0	98
IUPAC # 126	0	0	0	0	0	0
IUPAC # 169	0	0	0	0	0	0
Trichlorobiphényles						
IUPAC # 18	63	2862	56	3004	50	2462
IUPAC # 17	24	1090	19	1019	19	935
IUPAC # 31 + 28	120	5452	95	5096	84	4135
IUPAC # 33 *	39	1772	21	1127	18	886
Tétrachlorobiphényles						
IUPAC # 52	48	2181	37	1985	37	1822
IUPAC # 49*	13	591	8	429	7.4	364
IUPAC # 44*	36	1636	35	1878	34	1674
IUPAC # 74	17	772	15	805	18	886
IUPAC # 70*	39	1772	40	2146	38	1871
Pentachlorobiphényles						
IUPAC # 95	44	1999	41	2199	40	1969
IUPAC # 101	62	2817	60	3219	59	2905
IUPAC # 99	21	954	18	966	17	837
IUPAC # 87	27	1227	25	1341	25	1231
IUPAC # 110	55	2499	54	2897	53	2609
IUPAC # 82	0	0	0	0	0	0
IUPAC # 118	44	1999	47	2521	43	2117
IUPAC # 105	15	681	17	912	17	837
Hexachlorobiphényles						
IUPAC # 151	11	500	0	0	9.8	482
IUPAC # 149	43	1954	44	2360	37	1822
IUPAC # 153 + 132	54	2453	57	3058	43	2117
IUPAC # 138 + 158*	50.8	2308	57	3058	55	2708
IUPAC # 128	0	0	9.2	494	11	542
IUPAC # 156	4.8	218	10	536	4.8	236
IUPAC # 169	0	0	0	0	0	0
Heptachlorobiphényles						
IUPAC # 187*	14	636	14	751	15	738
IUPAC # 183	6.4	291	0	0	9	443
IUPAC # 177	7	318	7	376	7.7	379
IUPAC # 171	0	0	0	0	0	0
IUPAC # 180	23	1045	26	1395	22	1083
IUPAC # 191*	0	0	0	0	0	0
IUPAC # 170*	11	500	16	858	12	591
Octachlorobiphényles						
IUPAC # 199	7.2	327	5.4	290	5.8	286
IUPAC # 195	0	0	0	0	0	0
IUPAC # 194	3.6	164	0	0	0	0
IUPAC # 205	0	0	0	0	0	0
Nonachlorobiphényles						
IUPAC # 208	0	0	0	0	0	0
IUPAC # 206	0	0	3.1	166	0	0
Décachlorobiphényles						
IUPAC # 209	0	0	3.5	188	0	0
Total (244 congénères)	904.4	41088	842.4	45191	793.5	39064

(1) : Une valeur de 0 indique un résultat ND (non détecté) , DNQ (détecté non quantifié) ou NDR (détecté mais ne satisfait pas le rapport isotopique)

* : Concentration maximale possible car ce congénère peut coéluer avec d'autres.

ANNEXE 5

RÉSULTATS DES ANALYSES À L'ÉTAT D'ULTRA-TRACE POUR LES DIOXINES ET FURANES CHLORÉS

Granby : concentrations et charges des dioxines et furanes chlorés ⁽¹⁾

Dioxines et furanes chlorés	Jour 1 (06/10/98)		Jour 3 (08/10/98)		Jour 5 (10/10/98)	
	Conc. (pg/L)	Charges (µg/j)	Conc. (pg/L)	Charges (µg/j)	Conc. (pg/L)	Charges (µg/j)
Dioxines chlorées						
2,3,7,8-TCDD	0	0	0	0	0	0
1,2,3,7,8-P ₅ CDD	0	0	0	0	0	0
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDD	0	0	0	0	0	0
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDD	0	0	0	0	0	0
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDD	0	0	0	0	0	0
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDD	2.0	90.9	2.7	144.8	1.6	78.8
OCDD	7.9	358.9	7.2	386.3	5.1	251.1
Furanes chlorés						
2,3,7,8-T ₄ CDF	0	0	2.5	134.1	2.1	103.4
1,2,3,7,8-P ₅ CDF	0	0	0	0	0	0
2,3,4,7,8-P ₅ CDF	0	0	0	0	0	0
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDF	0	0	0	0	0	0
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDF	0	0	0	0	0	0
2,3,4,6,7,8-H ₆ CDF	0	0	0	0	0	0
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDF	0	0	0	0	0	0
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDF	0	0	0	0	0	0
1,2,3,4,7,8,9-H ₇ CDF	0	0	0	0	0	0
OCDF	0	0	0	0	0	0
Diox. & furan. totaux	9.9	449.8	12.4	665.2	8.8	433.2
Équivalent tox. total ⁽²⁾	0.028	1.272	0.284	15.235	0.231	11.372

(1) : Une valeur de 0 indique un résultat non détecté (ND), ou détecté mais non quantifié (DNQ), ou détecté mais ne satisfait pas le rapport isotopique (NDR).

(2) : Concentrations et charges totales exprimées en facteurs d'équivalence toxique (FET), c'est-à-dire en équivalent à la 2,3,7,8-TCDD (voir page suivante).

Limites de détection :

- Les LDM pour les différents dioxines et furanes chlorés ont varié entre 0.01 et 1 pg/L selon les dioxines ou furanes chlorées analysés et selon les échantillons (jour 1, 3 et 5).

FACTEURS D'ÉQUIVALENCE DE LA TOXICITÉ (FÉT) POUR LES DIBENZODIOXINES ET LES DIBENZOFURANES CHLORÉS

Congénères	FÉT
2,3,7,8-TCDD	1,0
1,2,3,7,8-P ₅ CDD	0,5
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDD	0,1
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDD	0,1
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDD	0,1
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDD	0,01
OCDD	0,001
2,3,7,8-TCDF	0,1
1,2,3,7,8-P ₅ CDF	0,05
2,3,4,7,8-P ₅ CDF	0,5
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDF	0,1
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDF	0,1
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDF	0,1
2,3,4,6,7,8-H ₆ CDF	0,1
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDF	0,01
1,2,3,4,7,8,9-H ₇ CDF	0,01
OCDF	0,001

(Modifié de NATO/CCMS, 1988)

Concentration équivalente de 2,3,7,8-TCDD dans l'effluent = $S (C)_x (FET)_x$

Des 210 dioxines et furanes chlorés existants, 17 d'entre eux contribuent plus intensément à la toxicité d'un mélange complexe et soulèvent davantage de préoccupation. Ce qui ne signifie pas que les 193 autres dioxines et furanes ne sont pas toxiques; cela signifie seulement que ces autres produits contribuent comparativement peu à la toxicité d'un mélange complexe.

ANNEXE 6

RÉSULTATS DES ANALYSES À L'ÉTAT D'ULTRA-TRACE POUR LES HAP

Granby : Concentrations et charges des HAP ⁽¹⁾

HAP	Jour 1 (06-10-98)		Jour 3 (08-10-98)		Jour 5 (10-10-98)	
	Conc. (pg/L)	Charges (mg/j)	Conc. (pg/L)	Charges (mg/j)	Conc. (pg/L)	Charges (mg/j)
HAP groupe 1						
Benzo(a)anthracène	0	0	690	37	290	14
Chrysène	810	37	1400	75	770	38
Benzo(b+j)fluoranthène	940	43	1500	80	850	42
Benzo(k)fluoranthène	280	13	560	30	240	12
Benzo(a)pyrène	340	15	880	47	350	17
Indéno-1,2,3(c,d)pyrène	390	18	670	36	340	17
Dibenzo(a,h)anthracène	0	0	180	10	0	0
Total du groupe 1	2760	125	5880	315	2840	140
HAP groupe 2 et autres						
Acénaphène	0	0	0	0	6800	335
Acénaphthylène	0	0	0	0	0	0
Anthracène	0	0	0	0	0	0
Benzo(g,h,i)pérylène	570	26	870	47	470	23
Benzo(e)pyrène	590	27	920	49	540	27
Fluoranthène	2600	118	3000	161	1900	94
Fluorène	0	0	830	45	4000	197
Naphtalène	21000	954	8800	472	7800	384
Pérylène	0	0	240	13	0	0
Phénanthrène	8100	368	6300	338	5200	256
Pyrène	4000	182	3900	209	3000	148
1-Méthylnaphtalène	3200	145	1900	102	1800	89
2-Méthylnaphtalène	4200	191	2400	129	2600	128
1,3-Diméthylnaphtalène	0	0	2600	139	2700	133
HAP totaux	47020	2136	37640	2019	39650	1952

(1) : Une valeur de 0 indique un résultat ND (non détecté) ou DNQ (détecté mais non quantifié).

Limites de détection :

- Les LDM pour les différents HAP ont varié entre 40 et 1 000 pg/L selon les HAP et selon les échantillons (jour 1, 3 et 5).

ANNEXE 7

HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP) VISÉS PAR LES CRITÈRES DE QUALITÉ (GROUPE 1 ET GROUPE 2)

HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP) VISÉS PAR LES CRITÈRES DE QUALITÉ POUR LA PROTECTION DE LA SANTÉ HUMAINE

GROUPE 1 : HAP à considérer lors de l'évaluation du respect des critères de santé humaine pour les HAP totaux. Ces HAP présentent une évidence suffisante de cancérogénécité telle qu'elle est définie par l'IARC* (1987).

Benzo(a)anthracène	Dibenzo(a,h)anthracène
Benzo(b)fluoranthène	7H-dibenzo(c,g)carbazole
Benzo(j)fluoranthène	Dibenzo(a,e)pyrène
Benzo(k)fluoranthène	Dibenzo(a,h)pyrène
Benzo(a)pyrène	Dibenzo(a,i)pyrène
Chrysène	Dibenzo(a,l)pyrène
Dibenzo(a,h)acridine	Indeno(1,2,3-cd)pyrène
Dibenzo(a,j)acridine	5-méthylchrysène

GROUPE 2 : HAP à considérer pour leurs effets toxiques ou leur potentiel de cancérogénécité. Ces HAP présentent une évidence limitée de cancérogénécité telle qu'elle est définie par l'IARC*. Ils ne font pas partie pour le moment des critères de santé humaine. Toutefois, certains d'entre eux possèdent des critères pour la protection de la vie aquatique, qui doivent aussi être respectés.

Acénaphène	7,12-diméthylbenzo(a)anthracène
Acénaphthylène	Fluoranthène
Anthanthrène	Fluorène
Anthracène	3-méthylcholanthrène
Benzo(c)acridine	2-méthylchrysène
Benzo(g,h,i)pérylène	3-méthylchrysène
Benzo(c)phénanthrène	4-méthylchrysène
Benzo(e)pyrène	6-méthylchrysène
Carbazole	2-méthylfluoranthène
Coronène	Naphtalène
Cyclopenta(c,d)pyrène	1-nitropyrène
Dibenzo(a,c)anthracène	Phénanthrène
Dibenzo(a,j)anthracène	Pyrène
Dibenzo(a,e)fluoranthène	Pérylène

* *International Agency for Research on Cancer*

ANNEXE 8

PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE : CALCUL ET INTERPRÉTATION DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET

PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE

CALCUL ET INTERPRÉTATION DES OBJECTIFS DE REJET

Un des mandats du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) consiste à s'assurer de la protection de la santé humaine et des ressources biologiques dans une optique de maintien et de récupération des différentes utilisations de l'eau.

De façon à rendre opérationnel le mandat énoncé précédemment, le MEF a développé une méthode permettant d'évaluer les concentrations et les charges de contaminants pouvant être rejetées au cours d'eau sans nuire à sa qualité. Le calcul des concentrations et des charges tolérables à l'effluent, aussi appelées **objectifs environnementaux de rejet (OER)**, est basé sur le respect des "critères de qualité de l'eau de surface" dans le milieu durant la "période critique" des cours d'eau récepteurs.

Les sections qui suivent présentent les éléments constituant la méthode de calcul des OER et une brève discussion sur leur interprétation.

CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU DE SURFACE

Les critères de qualité de l'eau de surface du MEF sont à la base du calcul des OER. Ils peuvent aussi servir de niveau de référence pour évaluer l'état de santé du milieu et l'atteinte des objectifs prioritaires du Ministère concernant la qualité des plans d'eau. Les critères de qualité de l'eau ont donc été développés afin de permettre de porter un jugement critique sur la qualité des plans d'eau et des rejets ponctuels à des fins d'évaluation ou de contrôle.

Des critères de qualité de l'eau sont définis pour les contaminants susceptibles de se retrouver dans les effluents municipaux et industriels, pour un bon nombre de pesticides se retrouvant dans les cours d'eau en zone agricole, ainsi que pour la toxicité globale des effluents (mesurée à l'aide de tests de toxicité). Le document *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec* (MEF, 1998) répertorie, pour plus de 300 contaminants, des critères assurant :

- la protection de la **vie aquatique**;
 - la protection de qualité de l'eau et de la chair des organismes aquatiques en vue de prévenir les risques à la **santé humaine**;
 - la protection de la **faune terrestre et ailée piscivore**;
 - la protection des **activités récréatives**.
-
- Les critères de qualité pour la **vie aquatique** représentent les concentrations à ne pas dépasser dans le milieu pour protéger les organismes aquatiques des impacts attribuables à un

contaminant. Ce critère est défini pour deux durées d'exposition différentes. Le critère de vie aquatique, aigu (CVAA) indique la concentration maximale à ne pas dépasser pour protéger les organismes pendant une exposition de courte durée et le critère de vie aquatique, chronique (CVAC) indique la concentration maximale à ne pas dépasser pour protéger les organismes pendant une exposition de longue durée.

Les critères de vie aquatique sont établis à partir de résultats de tests de toxicité réalisés sur une large variété d'espèces et mesurant une large gamme d'effets.

- Les critères de qualité pour la **santé humaine** (CSH) représentent les concentrations à ne pas dépasser dans le milieu pour protéger la ressource en vue de son utilisation pour la consommation d'eau et d'organismes aquatiques (CSH(EO)) quand il y a une prise d'eau potable, ou pour la consommation d'organismes aquatiques uniquement (CSH(O)) quand il n'y a pas de prise d'eau potable; ainsi que pour maintenir des propriétés organoleptiques et esthétiques acceptables pour les utilisations ménagères.

L'élaboration des critères de santé humaine prend en compte tous les effets toxiques possibles des substances incluant leur potentiel cancérigène, leur propension à se bioaccumuler, certaines contraintes esthétiques liées aux travaux ménagers ainsi que les seuils de goût et d'odeur des substances dans l'eau.

- Les critères de qualité pour la **faune piscivore** (CFP) correspondent à la concentration d'une substance dans l'eau qui ne causera pas, sur plusieurs générations, de réduction significative de la viabilité ou de l'utilité d'une population animale exposée par sa consommation d'eau ou son alimentation.
- Les critères de qualité pour les **activités récréatives** (CAR) visent à prévenir les dangers pour la santé liés à des activités aquatiques à contact primaire (baignade, planche à voile) ou à contact secondaire (canotage, pêche, navigation de plaisance). De plus, ce type de critère garantit la protection des qualités esthétiques du milieu aquatique.

CALCUL DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET

La détermination des **objectifs environnementaux de rejet (OER)** a pour but le maintien et la récupération de la qualité des milieux aquatiques. Les OER peuvent être qualitatifs ou quantitatifs. Ils comprennent aussi une exigence de non-toxicité chronique et aiguë à l'effluent qui est vérifiée par la réalisation de tests de toxicité. Les objectifs qualitatifs sont principalement reliés aux qualités esthétiques des plans d'eau. Les objectifs quantitatifs définissent, quant à eux, les concentrations et charges des différents contaminants qui devraient être sécuritaires pour le milieu récepteur.

Les OER quantitatifs sont établis de façon à assurer le respect des critères de qualité de l'eau à la limite d'une **zone de mélange** restreinte. Une zone de mélange est tolérée dans la mesure où cette zone d'impact local ne nuit pas à l'ensemble du cours d'eau.

La méthode de calcul des OER est basée sur un bilan de charge simple appliqué sur une portion du cours d'eau. Ce bilan est établi de façon à ce que la charge déjà existante en amont du rejet, à laquelle est ajoutée la charge de l'effluent, respecte la charge maximale tolérable à la limite de la zone de mélange. Le calcul des OER intègre donc la qualité des eaux en amont du point de rejet, le débit du cours d'eau en période critique (étiage), le débit de l'effluent et les critères de qualité de l'eau permettant d'assurer la protection ou la récupération des usages.

Pour assurer la protection de la vie aquatique, de la faune piscivore et de la santé humaine, le critère de vie aquatique chronique, le critère de faune piscivore et le critère de santé humaine (consommation d'organismes seulement) doivent toujours être respectés à la limite aval de la zone de mélange. Toutefois, si une prise d'eau potable, une plage, une zone de canotage ou tout autre usage spécifique est présent en aval d'un rejet ponctuel, le critère assurant la protection de cet usage doit également être respecté au point d'usage.

L'OER d'un contaminant est donc la concentration et la charge pouvant être déversées dans un plan d'eau tout en permettant le respect des critères de qualité retenus pour assurer le maintien ou la récupération des usages identifiés.

Ce bilan de charge est représenté par l'équation suivante :

$$(Q_d \times \text{critère}) = (Q_{am} \times C_{am}) + (Q_e \times C_e)$$

$$\text{charge max. à la limite de la zone de mélange} = \text{charge amont} + \text{charge tolérable à l'effluent (OER)}$$

$$Q_e \times C_e = (Q_d \times \text{critère}) - (Q_{am} \times C_{am})$$

$$\text{Charge tolérable à l'effluent} = \text{charge max. à la limite de la zone de mélange} - \text{charge amont}$$

et la concentration tolérable à l'effluent (C_e) de l'industrie est égale à :

$$C_e = \frac{(Q_d \times \text{critère}) - (Q_{am} \times C_{am})}{Q_e}$$

En simplifiant cette équation, on obtient :

$$C_e = \frac{\text{critère} - C_{am}}{F_d} + C_{am}$$

La **concentration amont** (C_{am}) de chaque paramètre est déterminée à partir de données représentatives de la qualité du cours d'eau en amont du rejet.

Le **débit de l'effluent** (Q_e) correspond généralement au débit annuel moyen de l'effluent.

Le **facteur de dilution** (F_d) est le ratio entre le débit de l'effluent (Q_e) et le débit diluant (Q_d).

Le **débit diluant** (Q_d) est la somme du débit de l'effluent (Q_e) et du **débit amont** (Q_{am}), ce dernier étant la quantité d'eau du milieu allouée pour la dilution. La détermination de cette quantité d'eau est restreinte par les limites physiques imposées à la zone de mélange et celles-ci correspondent à la plus restrictive des définitions suivantes :

1. Pour tous les contaminants :

- **une longueur maximale de 300 m**, ou moins s'il y a présence d'usages spécifiques autres que la vie aquatique, la faune terrestre ou la consommation de poissons (frayère, prise d'eau, ...);

1. Pour les contaminants autres que les matières en suspension, le phosphore et la demande biochimique en oxygène :

- **une largeur inférieure à la moitié de la largeur du cours d'eau** jusqu'à un maximum de 50 m de façon à maintenir une zone de passage pour les organismes aquatiques;
- **et une dilution maximale de l'effluent de 1 dans 100.**

En pratique, pour les contaminants non conventionnels, le débit maximal alloué pour la dilution dans une petite rivière est égal à la moitié du débit de la rivière en période critique (jusqu'à l'atteinte de la dilution maximale de 1 dans 100). Dans une grande rivière, où l'hydrodynamique est plus complexe, l'utilisation d'un test de diffusion ou d'un modèle mathématique est parfois nécessaire pour évaluer la dilution de l'effluent à 300 m du point de rejet.

3. Pour les contaminants conventionnels, le débit maximal alloué pour la dilution dans une petite rivière est égal au débit de la rivière en période critique (sans contrainte de dilution maximale). Dans une grande rivière où l'hydrodynamique est plus complexe, l'utilisation d'un test de

diffusion ou d'un modèle mathématique est parfois nécessaire pour évaluer la dilution de l'effluent à 300 m du point de rejet.

INTERPRÉTATION DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET

Les OER sont présentés dans un tableau qui fournit, pour chaque substance, les données retenues pour leur calcul, le critère retenu, la concentration tolérable à l'effluent et la charge tolérable à l'effluent. Comme ceux-ci ne tiennent pas compte des différents seuils de détection, les OER peuvent, dans certains cas, être sous ces limites. Dans ce cas, le seuil de détection donné devient temporairement la concentration à ne pas dépasser à l'effluent.

Étant donné que les objectifs de rejet sont calculés à l'aide des caractéristiques du milieu aquatique, il arrive que ceux-ci soient inférieurs aux valeurs obtenues par des technologies usuelles de traitement. Si tel est le cas, les OER doivent être utilisés pour orienter la recherche et le développement de moyens techniques permettant de les atteindre. Il s'agira alors pour l'entreprise d'examiner s'il peut y avoir amélioration du système de traitement, modification du procédé utilisé, substitution des produits utilisés ou correction des pratiques internes. Le *Guide pour l'évaluation et la réduction des toxiques* (en version préliminaire pour le moment), a été rédigé pour venir en aide aux entreprises. Ce guide indique les étapes à suivre pour rechercher les causes à l'origine du dépassement des objectifs de rejet et ainsi en arriver à identifier les solutions requises (faisabilité technique et économique).

RÉFÉRENCES

- Ministère de l'Environnement et de la Faune, 1998. *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec*. Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, 387 p.
- Ministère de l'Environnement du Québec, 1990 (rév. 1992). *Méthodologie de calcul des critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques*. Ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 147 p.
- Ministère de l'Environnement du Québec, 1991 (rév. 1996). *Méthode de calcul des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique*. Ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 21 p.
- Ministère de l'Environnement du Québec, (1993 préliminaire, rév. 1996). *Guide pour l'évaluation et la réduction des toxiques*. Ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 72 p.

ANNEXE 9

OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET POUR LA STATION DE GRANBY

Objectifs environnementaux de rejets pour la station d'épuration municipale de Granby

Substances inorganiques (métaux)	Usage	Critère (mg/L)	Concentration amont (mg/L)	Concentration tolérable (mg/L)	Charge tolérable (kg/j)	Période d'application
Aluminium	CVAC	0,087	0,015 ⁽¹⁾	0,11	5,3	Année
Antimoine	CSH(EO)	0,005	0 ⁽²⁾	0,027	1,3	Année
Argent	CVAC	0,0001	0,00005 ⁽²⁾	0,00011 ⁽³⁾	0,0056	Année
Arsenic	CSH(EO)	1,8 x 10 ⁻⁵	⁽³⁾	⁽³⁾	charge nette nulle	Année
Baryum	CVAC	0,038 ⁽⁴⁾	0 ⁽²⁾	0,048	2,4	Année
Béryllium	CVAC	0,00012 ⁽⁴⁾	0 ⁽²⁾	0,00016	0,0078	Année
Bore	CVAC	1,4	0 ⁽²⁾	1,8	88	Année
Cadmium	CVAC	0,00057 ⁽⁴⁾	0,00029 ⁽²⁾	0,00065	0,032	Année
Chrome	CVAC	0,002	0,001 ⁽²⁾	0,0023	0,11	Année
Cobalt	CVAC	0,005	0,001 ⁽²⁾	0,0061	0,30	Année
Cuivre	CVAC	0,0011 ⁽⁴⁾	0,00056 ⁽²⁾	0,0013	0,063	Année
Fer	CVAC	0,3	0,0875 ⁽¹⁾	0,36	18	Année
Mercure	CFP	1,3 x 10 ⁻⁶	0,65x10 ⁻⁶ ⁽²⁾	1,73 x 10 ⁻⁶	85,3 x 10 ⁻⁶	Année
Molybdène	CSH(EO)	0,07	0 ⁽²⁾	0,38	19	Année
Nickel	CSH(EO)	0,02	0,01 ⁽²⁾	0,064	3,2	Année
Plomb	CVAC	0,0011 ⁽⁴⁾	0,00053 ⁽²⁾	0,0012	0,059	Année
Sélénium	CVAC	0,005	0 ⁽²⁾	0,0064	0,32	Année
Vanadium	CVAC	0,008	0 ⁽²⁾	0,010	0,51	Année
Zinc	CVAC	0,051 ⁽⁴⁾	0,025 ⁽²⁾	0,058	2,9	Année

Conventionnels et autres inorganiques	Usage	Critère (mg/L)	Concentration amont (mg/L)	Concentration tolérable (mg/L)	Charge tolérable (kg/j)	Période d'application
Azote ammoniacal total (NH ₃ -NH ₄ ⁺)	CVAC	1,91 ⁽⁵⁾	0,08 ⁽¹⁾	2,42	119,6	15 nov. / 14 mai
	CVAC	1,24 ⁽⁵⁾	0,08 ⁽¹⁾	1,55	76,6	15 mai / 14 nov.
Chlorures	CVAC	230	16 ⁽¹⁾	289	14309	Année
Cyanures	CVAC	0,005	0,0015 ⁽²⁾	0,006	0,30	Année
DBO ₅	CVAC	3,0	1,8 ⁽¹⁾	4,4	218,4	Année
Fluorures	CVAC	0,2	0,1 ⁽²⁾	0,23	11,3	Année
Matières en suspension (MES)	CVAC	+ 10	5,5 ⁽¹⁾	27,3	1350,2	Année
	CAR	+ 30	5,5 ⁽¹⁾	9,1	449,8	15 mai / 14 déc.
Nitrites	CVAC	0,2 ⁽¹⁴⁾	0 ⁽²⁾	0,26	12,9	Année
Phosphore total (P-total)	CVAC	0,03	0,011 ⁽²⁾	0,052	2,59	15 mai / 14 nov.
Sulfure d'hydrogène (H ₂ S)	CVAC	0,002	0,001 ⁽²⁾	0,002	0,11	Année

CAR : Critère d'activités récréatives

CFP : Critère de faune piscivore

CSH(EO) : Critère de santé humaine (eau et organismes aquatiques)

CSH(O) : Critère de santé humaine (organismes aquatiques)

CVAA : Critère de vie aquatique aiguë

CVAC : Critère de vie aquatique chronique

Substances organiques	Usage	Critère (mg/L)	Concentration amont (mg/L)	Concentration tolérable (mg/L)	Charge tolérable (kg/j)	Période d'application
Acénaphène	CVAC	0,003	0	0,0038	0,19	Année
Anthracène	CSH(EO)	9,6	0	52	2577	Année
BPC	CSH(O)	$4,5 \times 10^{-8}$ ⁽⁶⁾	⁽³⁾	⁽³⁾	charge nette nulle	Année
Dichlorobenzène 1,4	CSH(EO)	0,001	0 ⁽²⁾	0,005	0,27	Année
Dichlorométhane	CSH(EO)	0,0047	0,00235 ⁽²⁾	0,015	0,75	Année
Dioxines et furanes chlorés	CFP	$3,1 \times 10^{-12}$ ⁽⁷⁾	0 ⁽²⁾	$5,1 \times 10^{-12}$	254×10^{-12}	Année
Fluoranthène	CVAC	0,0001	0	0,00013	0,0063	Année
Fluorène	CSH(EO)	1,3	0	7,1	349	Année
HAP groupe 1	CSH(EO)	$2,8 \times 10^{-6}$ ⁽⁸⁾	$1,4 \times 10^{-6}$ ⁽²⁾	$9,0 \times 10^{-6}$	445×10^{-6}	Année
Huiles et graisses		⁽⁹⁾				Année
Naphtalène	CVAC	0,015	0	0,019	0,95	Année
Nitrobenzène	CVAC	0,001	0 ⁽²⁾	0,0013	0,063	Année
Nitrosoamine, N-dipropyl (nitrosodipropylamine, N)	CSH(EO)	$5,0 \times 10^{-6}$	0 ⁽²⁾	27×10^{-6}	0,0013	Année
Nonylphénols éthoxylés (Surfactants non ioniques)	CVAC	0,021	0 ⁽²⁾	0,027 ⁽¹⁰⁾	1,3	Année
Phénanthrène	CVAC	0,0063	0	0,0081	0,40	Année
Phtalate de dibutyle (di-n-butylphtalate)	CVAC	0,019	0 ⁽²⁾	0,024	1,2	Année
Pyrène	CSH(EO)	0,96	0	5,2	258	Année
Substances phénoliques	CVAC	0,005	0 ⁽²⁾	0,0064	0,32	Année
Surfactants anioniques	CVAC	0,04	0 ⁽²⁾	0,051	2,5	Année
Tétrachloroéthène	CSH(EO)	8×10^{-4}	4×10^{-4} ⁽²⁾	26×10^{-4}	0,13	Année

Substances organiques	Usage	Critère (mg/L)	Concentration amont (mg/L)	Concentration tolérable (mg/L)	Charge tolérable (kg/j)	Période d'application
Toluène	CVAC	0,002	0 ⁽²⁾	0,0026	0,13	Année
Trichlorométhane (Chloroforme)	CSH(EO)	0,0057	0,00285 ⁽²⁾	0,018	0,91	Année
Autres paramètrés						
Toxicité aiguë	CVAA	1UTa ⁽¹¹⁾	-	1UTa ⁽¹³⁾		Année
Toxicité chronique	CVAC	1Utc ⁽¹²⁾	-	1,3Utc ⁽¹³⁾		Année

CAR : Critère d'activités récréatives

CFP : Critère de faune piscivore

CSH(EO) : Critère de santé humaine (eau et organismes aquatiques)

CSH(O) : Critère de santé humaine (organismes aquatiques)

CVAA : Critère de vie aquatique aiguë

CVAC : Critère de vie aquatique chronique

(1) Valeur amont provenant de la station 03030006 du réseau du MEF. Pour l'aluminium et le fer, un facteur de correction a été appliqué à la forme totale mesurée pour estimer la fraction extractible.

(2) Concentration amont par défaut.

(3) Selon l'état actuel des connaissances, on estime que la concentration de ce paramètre dans le milieu est supérieure au critère qualité de l'eau. Dans un tel cas, l'objectif de rejet devient le critère de qualité de l'eau mais la concentration amont est tolérée à l'effluent, ce qui se traduit par une charge nette nulle.

(4) Critère calculé avec une durée médiane de 42 mg/L provenant de la station 03030006 en amont de la station de Granby.

(5) Critère calculé avec un pH = 7,5 et une température = 7 C (hiver) et 20 C (été) provenant de la station 03030006 en amont de la station de Granby.

(6) Le critère s'applique à la somme des concentrations dosées par groupes homologues de congénères.

(7) Ce critère s'applique aux polychlorodibenzodioxines et polychlorodibenzofuranes selon la liste des facteurs d'équivalence de toxicité, présentée à l'annexe 4.

(8) Le critère HAP totaux (groupe 1) s'applique à la somme des HAP cancérigènes tel qu'il est spécifié à l'annexe 7.

(9) Une valeur guide de 10 µg/L multipliée par le taux de dilution sert à orienter la mise en place des meilleures pratiques d'entretien et d'opération ou technologies d'assainissement.

(10) L'objectif de rejet de ce contaminant est inférieur au seuil de détection de la méthode d'analyse. Le seuil de détection devient temporairement la concentration à ne pas dépasser à l'effluent à moins qu'il ne soit démontré que ce seuil est inatteignable en raison d'un effet de matrice. Ce seuil est de 0,1 mg/L pour les huiles et graisses et de 0,1 mg/L pour les nonylphénols éthoxylés.

(11) L'unité toxique aiguë correspond à 100 CL₅₀ (% v/v) (CL₅₀ : concentration létale pour 50% des organismes testés).

(12) L'unité toxique chronique correspond à 100/CSEO (CSEO : concentration sans effet observable).

(13) Les bioessais demandés sont spécifiés au chapitre 2.

(14) Critère correspondant à une concentration de 16 mg/L en chlorures provenant de la station 03030006 du réseau du MEF.

