

#111264 (BIBHZ)

COE 3A STD
427
.H3
S669d
1992

**DÉVELOPPEMENT D'UN INDICE DE LA CONTAMINATION
DES EAUX PAR DES SUBSTANCES PRIORITAIRES:**

L'INDICATEUR CHIMIOTOX

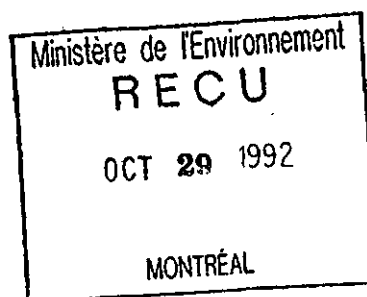
**PRINCIPES MÉTHODOLOGIQUES
ET DISCUSSION**

**SNC-LAVALIN
ENVIRONNEMENT CANADA**

Environnement Canada / Environment Canada 1992
Bibliothèque Montréal Library
105, rue McGill
Montréal (Québec) H2Y 2E7
Tél. / Tel. (514) 283-9503

TABLE DES MATIÈRES

	PAGE
1.0 INTRODUCTION	1
2.0 LE CONTEXTE ET LES OBJECTIFS	2
3.0 MÉTHODOLOGIE	11
3.1 Principe	11
3.1.1 Calcul de l'indicateur	11
3.1.2 Remarque	12
3.1.3 Base de l'établissement de la liste des substances utilisée pour la sommation	13
3.1.4 Charges	13
3.1.5 Expression en fonction du débit	14
3.2 Détail du calcul de l'indicateur	14
3.2.1 Établissement de la liste de substances prioritaires	14
3.2.2 Calculs des facteurs de pondération F_i	17
3.2.3 Établissement des critères de qualité des eaux utilisés dans les calculs	20
3.2.4 Calcul d'un indice par famille de produits chimiques	23
3.2.5 Utilisation des équivalents en solides dissous totaux et en demande chimique en oxygène	24
3.2.6 Prévision de l'évolution de l'indicateur Chimiotox	26
4.0 DISCUSSION	27
5.0 CONCLUSION	31



LISTE DES TABLEAUX

	PAGE
TABLERAU 1	
Exemple théorique de résultat d'une caractérisation physico-chimique d'un effluent	8
TABLERAU 2	
Liste des contaminants prioritaires dans l'indicateur Chimiotox	18-19
TABLERAU 3	
Valeurs de CPR et des F	A.1 à A.8
TABLERAU 4	
Exemple théorique de calcul de l'indicateur Chimiotox (UC) Calcul global et calcul par famille chimique	25

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A	Tableau des CPR et des F
ANNEXE B	Bibliographie
ANNEXE C	Exemple de calcul du critère le plus restrictif

LISTE DES FIGURES

		PAGE
FIGURE 1	Activités anthropogéniques	10
FIGURE 2	Méthodologie employée pour établir la liste des contaminants prioritaires dans l'Indicateur Chimiotox	16

1.0 INTRODUCTION

En 1990, un mandat avait été confié à SNC par Environnement Canada (Centre Saint-Laurent), dans le but d'examiner la possibilité de développer des indicateurs qui permettraient d'évaluer et d'exprimer d'une manière simple les progrès enregistrés dans la réalisation du plan d'action Saint-Laurent (PASL) à partir des caractéristiques physico-chimiques des effluents. Il s'agissait alors de trouver des indicateurs permettant de traduire la réduction progressive sur la période 90-93 des rejets toxiques dans le Saint-Laurent des cinquante usines considérées comme prioritaires dans le cadre du PASL.

Plus précisément, le mandat prévoyait que SNC devait développer un indicateur global de la charge chimique pondérée des effluents ainsi que des indicateurs secondaires, subordonnés à l'indicateur global et correspondant à un niveau moindre d'agrégation des données de base (les caractéristiques physico-chimiques des effluents industriels).

Comme suite à ce mandat, un rapport avait été déposé en septembre 1990 dans lequel un indicateur global et des indicateurs secondaires étaient proposés. À cette étape, l'appellation "Chimiotox" avait été introduite pour désigner l'ensemble de ces indicateurs. Le rapport constituait un document de travail qui, accompagné d'un texte de conférence, préparé en octobre 1990, a servi de base à un atelier de travail ayant eu lieu en novembre 1990, au cours duquel une vingtaine d'experts en écotoxicologie ont discuté la méthodologie proposée, son potentiel et ses limites.

Un deuxième contrat a été confié à SNC par Environnement Canada (Protection et Conservation) en décembre 1990 pour appliquer la méthodologie proposée aux cinquante usines considérées comme prioritaires dans le cadre du PASL.

Alors qu'une partie seulement de ce travail était effectué, ce mandat a été modifié pour tenir compte des résultats des travaux d'un deuxième comité d'experts qui a été réuni par Environnement Canada (Centre Saint-Laurent) en janvier 1991, de la non-disponibilité des

résultats des études de caractérisation d'une partie des usines désignées, de la controverse ayant éclaté autour des indicateurs proposés et des opinions sur celui-ci émises par plusieurs scientifiques.

Dans ce contexte et, compte tenu également de l'évolution de la méthodologie proposée, il a été convenu entre SNC et Environnement Canada que le présent rapport serait préparé pour décrire la méthode en son état actuel, faire le point sur son potentiel ainsi que ses limites et préciser ses possibilités d'utilisation.

Ce rapport comporte successivement:

- a) une analyse du contexte dans lequel l'indicateur Chimiotox a été développé et des objectifs poursuivis lors de ce développement;
- b) une présentation de la méthodologie de calcul de l'indicateur Chimiotox. Cette présentation est elle-même subdivisée en deux sections. Dans la première on explique les principes du calcul et dans la seconde on décrit les algorithmes et les bases des données utilisées pour les calculs;
- c) une discussion et des conclusions sur la signification réelle et les possibilités et limites d'utilisation de l'indicateur Chimiotox;
- d) des annexes, dans lesquelles on trouve notamment le détail des bases des données utilisées pour les calculs.

2.0 LE CONTEXTE ET LES OBJECTIFS

Pour la protection de la qualité des cours d'eau et la récupération de leurs multiples usages, il est nécessaire de s'attaquer au problème de la réduction des charges des contaminants apportées par les rejets liquides d'origine urbaine ou industrielle. La mise en oeuvre d'un

programme de lutte contre les contaminants chimiques exige que des priorités puissent être établies parmi les innombrables substances que l'on trouve dans les effluents et parmi les nombreuses sources de contamination. Elle exige également que l'on puisse évaluer l'évolution dans le temps des charges rejetées, et que l'on puisse mesurer l'effet de celles-ci sur les écosystèmes.

Malheureusement, les phénomènes écotoxicologiques sont extrêmement complexes, de sorte qu'il n'existe pas de moyen simple de répondre à ces exigences. Il est cependant admis par la majorité des scientifiques et des gestionnaires, et notamment par l'USEPA que trois catégories de méthodes d'évaluation doivent être utilisées conjointement pour y répondre:

- a) les évaluations des effets biologiques sur le milieu;
- b) les mesures de la toxicité des effluents à l'aide de bioessais;
- c) les caractéristiques chimiques des effluents.

Ces trois approches sont discutées ci-après:

- a) L'évaluation des effets biologiques dans le milieu

Pour connaître l'état d'un écosystème aquatique, il est nécessaire de procéder à des études de l'impact environnemental des contaminants chimiques⁽⁹⁾. Deux exemples de travaux de ce type (programme de surveillance des Grands Lacs et biosurveillance menée par le Centre Saint-Laurent) sont décrits ci-après. Ainsi, dans le cas des Grands Lacs, on a procédé à la biosurveillance avec des témoins biologiques et des tests biochimiques. Ces recherches ont permis d'acquérir des connaissances sur le comportement des contaminants chimiques dans l'écosystème et leurs effets sur les organismes vivants. Ces travaux ont notamment débouché sur des critères de consommation du poisson et ont servi à élaborer certaines sections de

l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (entente canado-américaine de 1978 ARQEGL).

Les témoins biologiques utilisés dans le cadre du programme sur les Grands Lacs ont été:

- 1) les oiseaux, dont les principaux sont les Goélands argentés qui demeurent à proximité de leur colonie une partie de l'année, agissant comme intégrateurs des contaminants à l'échelle régionale;
- 2) les poissons prédateurs du niveau supérieur du réseau trophique (le touladi et le doré) et les poissons fourrage (l'éperlan arc-en-ciel et le cisco);
- 3) d'autres espèces comme le *Mysis* (zooplancton) et *Pontoporeia* (une espèce benthique).

Des tests biochimiques ont été mis au point pour déceler les changements provoqués dans les cellules à la suite d'une exposition aux produits chimiques présents dans l'environnement. On a utilisé comme indicateurs les changements dans la fonction thyroïdienne, l'activité des enzymes hépatiques participant à la détoxification, la synthèse du hème dans le foie et l'entreposage de la rétinole (vitamine A). Dans les poissons, deux enzymes (l'hydroxylase et la déshydratase d'acide aminolévulique) qu'on trouve dans toutes les espèces ont été particulièrement utilisées.

À partir des résultats des tests biochimiques et d'autres indicateurs biologiques, on a pu faire dans les Grands Lacs, des évaluations des effets des contaminants chimiques toxiques au niveau moléculaire (effets sur l'activité enzymatique et dommage à l'ADN); au niveau cellulaire (formation de tumeurs); au niveau tissulaire (l'amincissement des coquilles d'oeuf et la fonction des organes); au niveau individuel (le comportement et l'aptitude à la survie); au niveau de la population (la mortalité, l'abondance et la distribution); au niveau de la communauté (le nombre d'espèces et leurs interactions).

Dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent, les chercheurs de la section Écosystèmes du Centre Saint-Laurent ont choisi d'utiliser des «indicateurs d'intégrité biotique» pour caractériser l'état du milieu face à la contamination toxique. Selon les chercheurs du Centre ⁽²²⁾ c'est la communauté benthique composée, entre autres, d'oligochètes, de gastéropodes et de larves d'insectes qui a semblé convenir le mieux au développement d'un indice approprié. Les organismes benthiques habitent les sédiments de fond du fleuve et sont influencés à la fois par la qualité de ces sédiments et par celle de l'eau ambiante. Étant donné que plusieurs substances toxiques sont associées aux sédiments fins du Saint-Laurent, la communauté benthique est exposée à leur action. On peut donc supposer qu'il existe une relation directe entre l'état des communautés benthiques et l'état des écosystèmes.

Pour mesurer l'intégrité biotique, la section Écosystèmes a adapté et validé un indice proposé par des chercheurs américains: l'*Invertebrate Community Index*. Cependant, un seul indice ne suffit pas à couvrir tous les aspects de ces écosystèmes complexes. C'est pourquoi certaines espèces de poissons comme la perchaude, le brochet et le meunier noir sont étudiés afin de servir de bio-indicateurs complémentaires.

b) La mesure de la toxicité globale des effluents à l'aide de bioessais

Par ailleurs, on peut chercher à évaluer le risque d'impact environnemental sur un milieu aquatique en mesurant, au moyen d'un ensemble de bioessais standardisés, la toxicité des effluents industriels ou urbains qui s'y déversent. Il est dans ce cas essentiel de retenir que la toxicité mesurée en laboratoire ne constitue pas une évaluation quantitative des effets sur le milieu, mais seulement une indication du niveau de risque auquel le milieu est exposé. En effet, les essais en laboratoire ne tiennent pas compte, par exemple, des mécanismes d'absorption ou de piégeage qui peuvent neutraliser les toxiques dans les milieux naturels, ou encore des synergies possibles avec des toxiques provenant d'autres sources et déjà présents dans le milieu.

Un exemple d'utilisation de bioessais est fourni par le «barème des effets écotoxiques potentiels» (le modèle B.E.E.P.⁽³⁾) d'Environnement Canada.

Les éléments constitutifs de ce barème sont des bioessais qui ont été sélectionnés en fonction de certains critères: coûts, rapidité de réponse, etc. Cinq tests ont été choisis: Microtox, Microtest algal, SOS Chromotest, Ceriodaphnie sublétal et Ceriodaphnie létal. Les principales caractéristiques de ces bio-essais sont les suivantes:

- Photobacteria: mesure de l'inhibition de l'émission lumineuse; résultat obtenu: CI_{50} ;
- SOS Chromotest (génotoxicité): mesure de l'induction du gène SOS; résultats obtenus: SOSIP (potentiel d'induction) et SMG (seuil minimal génotoxique);
- Selenastrum: mesure de l'inhibition de croissance de la population algale; résultat obtenu: CI_{50} ;
- Ceriodaphnia: mesure de la létalité des composants de l'effluent et de l'inhibition de la reproduction des organismes; résultats obtenus: LC_{50} , LOEC et pente.

L'indice BEEP est calculé à partir des résultats de ces tests et du débit. Il vise à constituer un indicateur numérique des risques pour le milieu plus fiable que celui qui pourrait être obtenu à l'aide d'un seul organisme (qui peut être beaucoup plus sensible ou beaucoup plus résistant que l'écosystème dans son ensemble à la toxicité d'un effluent déterminé). Il est également plus fiable qu'un indicateur qui serait calculé sans tenir compte de la biodégradation qui peut réduire la toxicité de certains contaminants organiques, mais activer celle d'autres contaminants organiques.

c) La caractérisation chimique des effluents

Les analyses chimiques des effluents constituent un outil indispensable d'investigation dans le cadre de la lutte contre la pollution par les substances toxiques. Cependant, compte tenu du nombre extrêmement élevé de substances que l'on est susceptible de retrouver dans les eaux usées, une caractérisation chimique exhaustive de ceux-ci est généralement impossible. Parmi les innombrables produits chimiques d'origine naturelle ou synthétique que l'on peut trouver dans les effluents, certains sont toxiques à des degrés variables et d'autres ne le sont pas. En pratique on mesure donc généralement les composés qui appartiennent à des listes préétablies de substances dites prioritaires. Ces listes sont mises au point par les autorités en tenant compte de la toxicité des substances ainsi que des risques qu'elles aboutissent dans l'environnement. On trouvera dans la suite du présent rapport un exemple de liste de ce type et une discussion sur la manière dont elle est établie.

On trouve au tableau 1 ci-après un exemple théorique de fiche de synthèse des résultats de la caractérisation physico-chimique d'un effluent.

Parmi les problèmes qui se posent lorsque l'on cherche à exploiter les résultats des caractérisations physico-chimiques des effluents pour gérer un programme de lutte contre la pollution par les substances toxiques, on doit mentionner les faits suivants:

- ° les résultats ne donnent aucune indication directe sur les contributions des différentes substances aux impacts qui se manifestent dans le milieu, puisqu'ils sont exprimés en kilogramme par jour pour tous les composés et ne tiennent donc pas compte de leurs toxicités relatives;
- ° les résultats s'expriment sous forme de séries de données de sorte qu'ils ne peuvent servir, sans transformation et synthèse préalable, à classer des usines par ordre de priorité ou à suivre globalement l'efficacité dans le temps d'un programme d'assainissement.

**TABLEAU 1: EXEMPLE THÉORIQUE DE RÉSULTAT D'UNE
CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE D'UN EFFLUENT**

USINE: XXX SECTEUR: MÉTALLURGIQUE PROGRAMME DE CARACTÉRISATION DE 1989/1990					
PARAMÈTRES CONVENTIONNELS		PARAMÈTRES INORGANIQUE PRIORITAIRES		PARAMÈTRES ORGANIQUES PRIORITAIRES	
	kg/d		kg/d		kg/d
DBO ₅	--	Plomb	0,283	Dichloro-2,4 phénol	0,084
DCO	3 142	Sélénium	0,449	Diméthyl-2,4 phénol	0,447
MES	3 002	Cadmium	0,047	Nitro-1 phénol	0,917
ST	35 350	Zinc	0,796	Phénol	0,432
		Mercure total	0,024	Acénaphène	0,153
		Antimoine	1,231	Acénaphthylène	0,579
		Vanadium	16,00	Anthracène	0,163
		Beryllium	0,028	Benzo(a) anthracène	0,041
		Argent	0,905	Benzo(a)	0,023
		Nickel	1,943	Benzo(k)	0,024
		Cuivre	1,021	Benzo(ghi) pérylène	0,035
		Chrome total	0,333	Benzo(a) pyrène	0,019
		Arsenic	1,630	Chrysène	0,048
		Thallium	1,128	Dibenzo(ah) anthra.	0,027
		Aluminium	2622,0	Fluoranthène	0,179
		Sulfates	3611,0	Fluorène	0,060
		Cyanures totaux	1,63	Indéno(1,2,3-cd) pyr.	0,106
		Chlorures	6506,0	Naphtalène	4,281
		Fluorures	335,7	Phénanthrène	0,636
		Phosphates totaux	14,42	Pyrène	0,159
		Azote ammoniacal	104,3	Dichloro-1,4 benzène	0,014
				Benzène	0,097
				Éthylbenzène	0,006
				Dichlorométhane	1,732
				Butyl benzylphthalate	0,558
				Di-n-butylphthalate	0,373
				Bis-(2-éthylhexyl)	0,944

Note: Les résultats sont exprimés en termes de charges, c'est-à-dire de flux massiques, ou kilogrammes par jour. Ils sont obtenus en multipliant les concentrations par le débit.

L'une des approches possibles pour remédier à ces problèmes consiste à calculer à partir des charges de chacune des substances, une charge globale pondérée pour chaque usine. Cette charge chimique globale pondérée permet alors de classer des usines par ordre de priorité ou de travers des courbes d'évolution de la charge en fonction du temps pour suivre les progrès réalisés suite à la mise en oeuvre d'un programme d'assainissement, tel que, par exemple, le PASL.

Naturellement la première question qui se pose lorsque l'on veut élaborer une telle démarche est celle du mécanisme de pondération à employer. En effet, la charge chimique globale pondérée d'un effluent donné à un moment donné varie selon les conventions retenues pour faire la pondération. L'une des approches possible à la pondération consiste à utiliser des coefficients numériques qui sont inversement proportionnels aux concentrations maximales acceptables dans le milieu aquatique telles que déterminées par des organismes officiels¹⁾. C'est cette approche qui a été retenue pour le développement de l'indicateur Chimiotox. Elle est sujette à diverses limites qui sont discutées dans le présent rapport. Il est essentiel de retenir qu'une telle pondération garde un caractère largement arbitraire et que la valeur numérique obtenue pour un effluent déterminé ne constitue pas une mesure de sa toxicité.

Les trois catégories de méthodes d'évaluation de la pollution par les substances chimiques toxiques qui ont été décrites dans les sections a), b) et c) ci-avant sont illustrées à la figure 1 ci-après. L'objectif poursuivi dans le développement de l'indicateur Chimiotox portait donc sur l'une de ces trois catégories de méthodes, à savoir la caractérisation chimique des effluents. Plus précisément il s'agissait:

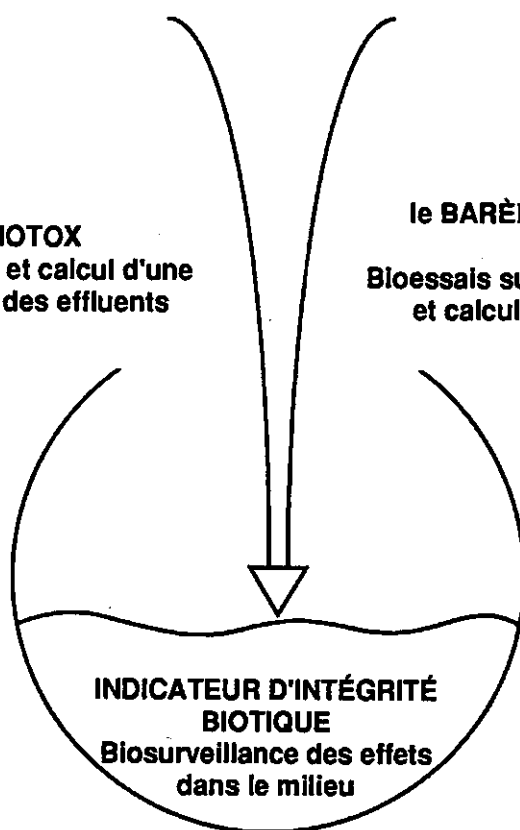
- ° d'établir une liste des contaminants chimiques prioritaires en raison de leur présence dans les effluents des usines visées par le PASL et de leur caractère potentiellement toxique ou nuisible selon les données compilées et analysées par le MENVIQ ou d'autres agences gouvernementales;

¹⁾ Cela revient à utiliser comme coefficient de pondération le facteur de dilution nécessaire pour ramener la concentration d'une substance dans l'effluent à la valeur limite acceptable dans le milieu.

FIGURE 1**Rôles des indicateurs BEEP, CHIMIOTOX et
d'intégrité biotique dans une approche trilatérale****ACTIVITÉS ANTHROPOGÉNIQUES**

l'INDICATEUR CHIMIOTOX
Analyses physico-chimiques et calcul d'une
charge chimique pondérée des effluents

**le BARÈME D'EFFETS ÉCOTOXIQUES
POTENTIELS**
Bioessais sur la toxicité globale des effluents
et calcul d'un indice numérique global

**ÉCOSYSTÈME AQUATIQUE**

- ° d'établir un mécanisme de pondération permettant de calculer un indice global à partir des résultats des caractérisation chimiques déjà réalisées ou à venir, ou de calculs théoriques de la composition d'effluents après l'installation prévue de dispositifs de traitement. Cet indice est une charge chimique pondérée, tel qu'indiqué ci-avant. Le même mécanisme de pondération peut également être utilisé pour calculer des indices partiels c'est-à-dire des charges chimiques pondérées correspondant à certaines familles de substances seulement;
- ° d'établir pour chaque substance prioritaire, le facteur de pondération à utiliser à partir de données disponibles dans des publications et de rapports techniques existants;
- ° d'examiner dans quelle mesure l'indicateur Chimiotox ainsi obtenu permet de contribuer à évaluer les résultats obtenus dans le cadre de la lutte contre les substances toxiques prévue au PASL et ce globalement, par secteur industriel et par groupe de substances.

3.0 MÉTHODOLOGIE

3.1 Principe

3.1.1 Calcul de l'indicateur

Dans l'approche discutée dans le présent rapport, l'indicateur Chimiotox global pour un effluent donné est la charge journalière chimique pondérée (UC) calculée comme suit :

$$UC = \sum_i F_i \times CHI_i$$

Dans cette formule :

- a) La sommation se fait sur une liste limitative, préétablie de substances chimiques considérées comme prioritaires. Lorsque l'on calcule l'indicateur global, on utilise une liste de base d'environ 130 contaminants. Des indicateurs (UCF) par familles de substances peuvent également être développés. Dans ce cas, la sommation est faite sur les substances de la liste appartenant à cette famille seulement. Il peut s'agir, à titre d'exemple, des HAP (18 substances sur les 130).
- b) Le facteur de pondération F_i de la substance i correspond à l'inverse du critère de qualité du milieu le plus restrictif (CPR) parmi les deux critères suivants: toxicité chronique (CTAC), contamination des organismes aquatiques (CCOA). Les critères de qualité du milieu sont pour la plupart tirés du rapport du MENVIQ de 1990 et est exprimé en *mg/l* pour les fins du calcul. À défaut de données dans le rapport du MENVIQ, d'autres sources peuvent être utilisées (voir section 3.2.2).
- c) CH_i est la charge moyenne de l'effluent considéré en kg de substance i par jour. Si l'usine considérée comporte plusieurs rejets, la charge utilisée dans le calcul est la charge totale.

3.1.2 Remarque

Dans les versions antérieures de la méthode, la charge en chacune des substances organiques était transformée en charge de DCO équivalente et la charge de chacune des substances inorganiques était transformée en charge de solides dissous équivalents avant la multiplication par un facteur de pondération F_i . Les facteurs de pondération étaient établis

selon le même principe qu'actuellement, mais en tenant compte du mode d'expression des concentrations. Cette approche a été abandonnée ²⁾.

3.1.3 Base de l'établissement de la liste des substances utilisée pour la sommation

La liste limitative des substances utilisée pour faire les sommations comporte environ 130 contaminants potentiels. Elle provient d'une liste de 129 substance prioritaires élaborée par l'USEPA qui a été modifiée par le MENVIQ et Environnement Canada en tenant compte de la liste des substances prioritaires (LCPE) et de la liste EMPPL du ministère de l'Environnement de l'Ontario. Les principales modifications sont la suppression des pesticides et produits apparentés (parce qu'ils ne sont pas fabriqués par les 50 usines visées) et l'ajout de substances trouvées dans les effluents des usines de pâtes et papiers (organo-chlorés, acides résineux, acides gras). Le pH et les paramètres génériques conventionnels (C.O.T., DB05, DCO, MES, solides dissous, etc.) sont exclus.

Il est prévu qu'un mécanisme de mise à jour de la liste des substances utilisées pour la sommation sera élaboré.

3.1.4 Charges

Les charges moyennes journalières CH_i sont déterminées, substance par substance, à l'aide d'études de caractérisation des effluents. De plus, si l'on cherche à évaluer une charge future tenant compte, par exemple, de l'impact d'une réglementation, on peut se servir de données sur la traitabilité de la substance considérée, telles que celles qui ont été développées par l'USEPA.

²⁾ Toutefois, l'expression des charges en DCO équivalente ou en solides dissous équivalents pourrait continuer à être utilisée pour comparer des effluents dont la composition chimique est semblable (ratios des concentrations des divers contaminants identiques).

3.1.5 Expression en fonction du débit

Si CPR_i est le critère le plus restrictif, on a $Fi = \frac{1}{CPR_i}$

De plus, si Q est le débit de l'effluent, la charge CHI de la substance i dont la concentration est Ci est: $CHI = Ci \times Q$.

En remplaçant Fi et CHI par ces expressions dans le calcul de UC on obtient:

$$UC = \sum_i \frac{Ci}{CPR_i} \times Q$$

On en déduit que l'indicateur Chimiotox est égal à la somme des rapports des concentrations des diverses substances sur les critères de qualité correspondants multipliés par le débit.

3.2 Détail du calcul de l'indicateur

3.2.1 Établissement de la liste de substances prioritaires

Comme indiqué dans la section 2c) ci-avant, les effluents sont susceptibles de contenir de très nombreuses substances chimiques et il n'est pas possible, en pratique d'en faire des caractérisations exhaustives. De plus, parmi les substances que l'on est susceptible d'y trouver, certaines peuvent avoir des effets nocifs sur les milieux récepteurs alors que d'autres n'en ont pas aux concentrations habituellement observées. Enfin pour certaines substances il n'existe pas de données sur leur toxicité ou leurs inconvénients potentiels.

Face à cette situation, de nombreuses autorités gouvernementales ont décidé d'établir des listes de substances prioritaires. Celles-ci sont des substances méritant une attention particulière en raison du fait qu'elles sont toxiques, ou autrement dommageables pour l'environnement, ou encore soupçonnées d'être toxiques. De plus, elles sont produites en quantités significatives par les activités humaines et susceptibles d'aboutir dans l'environnement.

Cette approche par substances prioritaires est notamment recommandée ou utilisée par:

- ° le Comité consultatif canadien de l'environnement (CCCE) voir son rapport «Listing Toxics under CEPA - Is the Chemistry Right?»⁽⁷⁾;
- ° le ministère de l'Environnement de l'Ontario dans le cadre du programme MISA. Voir son rapport «The Effluent Monitoring Priority Pollutants List (EMPPL)»⁽⁸⁾;
- ° l'USEPA avec sa liste de 129 substances toxiques prioritaires.

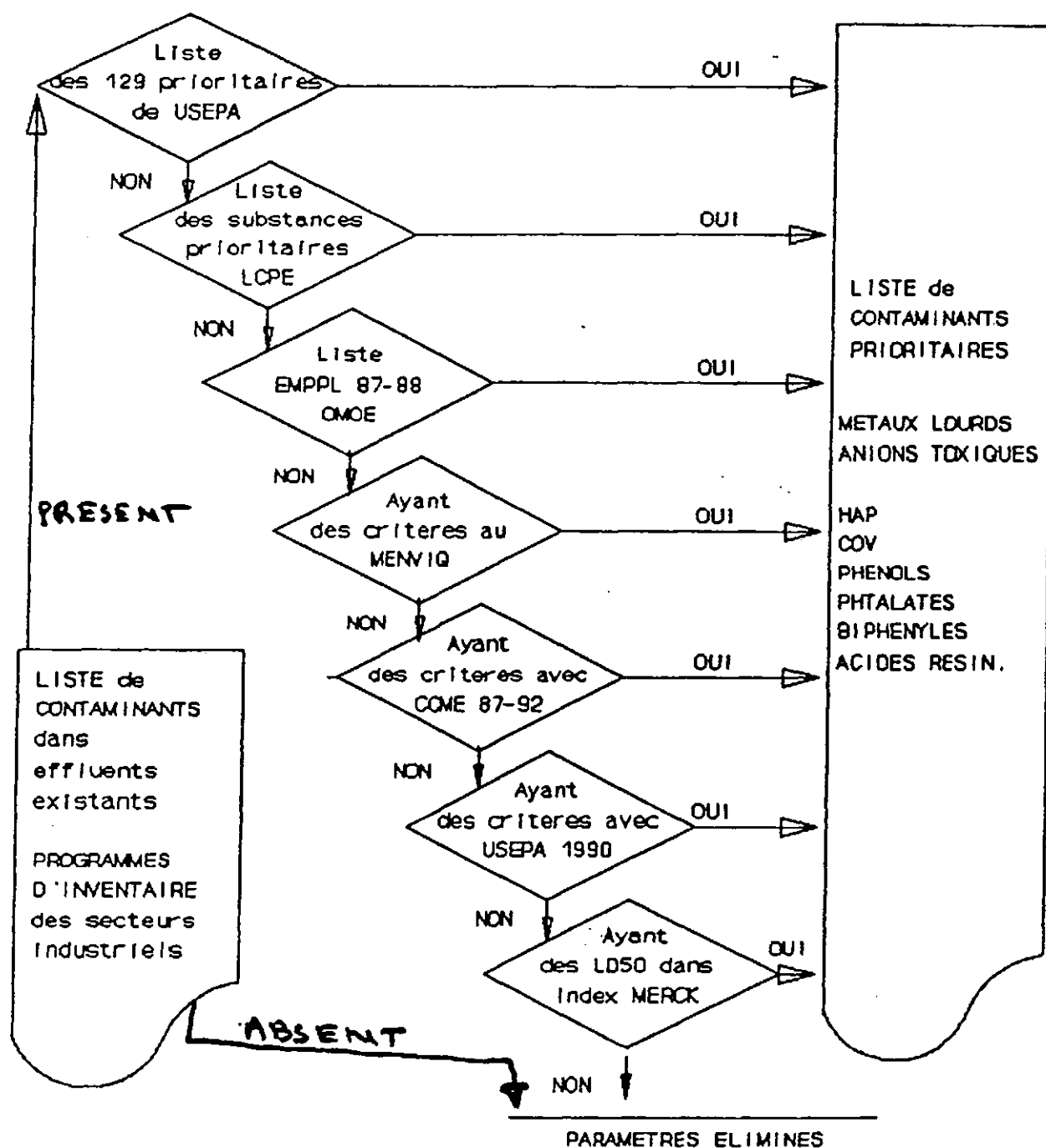
L'indicateur Chimiotox étant d'abord destiné au suivi des résultats du PASL, une liste spécifique a été dressée à partir des listes de substances prioritaires existantes, en tenant compte de la nature des contaminants présents dans les effluents des 50 industries prioritaires du PASL. Le mécanisme utilisé pour dresser cette liste est illustré à la figure 2 ci-après. Si on compare cette liste avec les trois listes de départ énumérées ci-avant, on constate que:

- a) on a supprimé les pesticides et les produits apparentés du fait qu'ils ne sont ni fabriqués, ni utilisés par les industries concernées;
- b) on a ajouté des substances que l'on trouve dans les effluents des industries des pâtes et papiers. Il s'agit d'organo-chlorés, d'acides résiniques et gras;
- c) on a ajouté des substances ou paramètres que le MENVIQ considère comme nuisibles ou toxiques et qui ne figurent pas sur les listes de substances prioritaires des autres autorités gouvernementales. Il s'agit des huiles et graisses minérales, de l'azote ammoniacal, du phosphore total.

La procédure illustrée à la Figure 2 a pour effet d'éliminer les substances pour lesquelles il n'existe pas de critère de qualité de l'eau ou, au minimum, de données toxicologiques de

FIGURE 2

MÉTHODOLOGIE EMPLOYÉE POUR ÉTABLIR LA LISTE DES CONTAMINANTS
PRIORITAIRES DANS L'INDICATEUR CHIMIOTOX



base. Il est à noter qu'au cours de ce tri, les substances pour lesquelles il n'existe pas de critère spécifique, mais pour lesquelles il existe un critère générique (c'est-à-dire une concentration seuil applicable à l'ensemble des substances de la même famille chimique) ne sont pas éliminées. D'autre part, les paramètres génériques conventionnels, tels que MES et DBO_5 ne sont pas retenus.

Un mécanisme de mise à jour périodique de la liste est prévu de manière à ce qu'elle évolue en fonction de l'évolution des listes de substances prioritaires des organismes de gestion de l'environnement et des connaissances écotoxicologiques.

La liste des substances prioritaires actuellement retenue pour le calcul de l'indicateur Chimiotox figure au tableau 2 ci-après. Lorsque l'on utilise l'indicateur Chimiotox, on doit donc déterminer les concentrations dans les effluents de tous les paramètres figurant au tableau 2. Dans la pratique on mesure donc les concentrations de toutes ces substances, sauf éventuellement celles qui ne risquent pas d'être présentes dans une industrie donnée.

3.2.2 Calculs des facteurs de pondération F_i

Comme indiqué dans la section 3.1, le facteur de pondération F_i de la substance i correspond à l'inverse du critère de qualité du milieu le plus restrictif (CPR) exprimé en mg/l.

Initialement, le critère le plus restrictif (CPR) a été défini comme le plus faible (c'est-à-dire le plus sévère) des critères suivants:

- ° protection de la vie aquatique (CPVA):
 - le critère de toxicité aquatique aiguë (CTAA);
 - le critère de toxicité aquatique chronique (CTAC);

**TABEAU 2: LISTE DES CONTAMINANTS PRIORITAIRES DANS
L'INDICATEUR CHIMIOTOX**

LISTE DES CONTAMINANTS PRIORITAIRES (<i>Indicateur Chimiotox</i>)			
INORGANIQUES	ALIPHATIQUES HALOGÉNÉS	MONO-AROMATIQUES	
Antimoine	Halométhanes	(Benzène et dérivés)	(Phénol et dérivés)
Argent	Bromométhane	Benzène	Phénol
Arsenic total	Chlorométhane		
(As V)	Dichlorométhane		
(As III)	Bromodichlorométhane	Dérivés chlorés	Autres dérivés
Béryllium	Bromoforme	Chlorobenzène	m-Crésol
Cadmium	Chloroforme	1,2-Dichlorobenzène	o-Crésol
Chrome total	Dichlorodifluorométhane	1,3-Dichlorobenzène	p-Crésol
(Cr III)	Trichlorofluorométhane	1,4-Dichlorobenzène	
(Cr VI)	Tétrachlorure de carbone	1,2,4-Trichlorobenzène	2,4-Diméthylphénol
Cuivre		1,2,4,5-Tétrachlorobenzène	
Mercure total	Chloro/éthan-éthylènes	Pentachlorobenzène	2-Nitrophénol
Nickel	Chloroéthane	Hexachlorobenzène	4-Nitrophénol
Plomb	Dichloro-1,1 éthane		2,4-Dinitrophénol
Sélénium	Dichloro-1,2 éthane	Autres dérivés	
Thallium	Trichloro-1,1,1 éthane	Éthylbenzène	2,4-Dinitro-o-Crésol
Vanadium	Trichloro-1,1,2 éthane	Toluène	4,6-Dinitro-m-Crésol
Zinc	Tétrachloro-1,1,2,2 éthane	Xylène(o,m,p)	
	Hexachloroéthane	Mésitylène	Guaiacol
Aluminium	Chloroéthylène	Styrène	Eugénol
Fer	Dichloro-1,1 éthylène	Nitrobenzène	Isoeugénol
Molybdène	Cis 1,2-dichloroéthylène	Dinitro-2,4 toluène	
	Trans 1,2-dichloroéthylène	Dinitro-2,6 toluène	Catéchol (Pyrocatéchol)
Cyanures totaux	Trichloroéthylène	Aniline	
Ions H ⁺ (pH acide)	Tétrachloroéthylène		Dérivés chlorés
Ions OH ⁻ (pH basique)			2-Chlorophénol
H ₂ S	Chloro/propanes-propènes		p-Chloro-m-Crésol
P total	Dichloro-1,2 propane		6-Chlorovanille
N-NH ₃	Dichloro-1,2 propène		
	Cis 1,3-dichloropropène		2,4-Dichlorophénol
	Trans 1,3-dichloropropène		4,5-Dichloroguaiacol
			5,6-Dichlorovanille
			4,5-Dichlorocatéchol
			2,4,6-Trichlorophénol
			3,4,5-Trichloroguaiacol
			4,5,6-Trichloroguaiacol
			3,4,5-Trichlorocatéchol
			2,3,5,6-Tétrachlorophénol
			2,3,4,6-Tétrachlorophénol
			2,3,4,5-Tétrachlorophénol
			Tétrachloroguaiacol
			Tétrachlorocatéchol
			Pentachlorophénol

TABEAU 2: LISTE DES CONTAMINANTS PRIORITAIRES DANS L'INDICATEUR CHIMIOTOX (suite)

LISTE DES CONTAMINANTS PRIORITAIRES (<i>Indicateur Chimiotox</i>)			
POLY-AROMATIQUES		PHALATES	ACIDES RÉSINIQUES ET GRAS
H.A.P. Benzo (a) anthracène Benzo (b) fluoranthène Benzo (k) fluoranthène Benzo (a) pyrène Dibenzo (ah) anthracène Indéno (1,2,3-cd) pyrène Acénaphthène Acénaphthylène Anthracène Benzo (ghi) pérylène Chloro-2 naphthalène Chrysène Fluoranthène Fluorène Méthyl-2 naphthalène Naphthalène Phénanthrène Pyrène	Biphényles Benzidine 3,3'-Dichlorobenzidine 1,2-Diphénylhydrazine PCDDs et PCDFs (2,3,7,8-TCDD équivalent) BPC-1242 BPC-1254 BPC-1221 BPC-1232 BPC-1248 BPC-1260 BPC-1016	(Chaînes courtes) Phtalate de diméthyle (DMP) Phtalate de diéthyle (DEP) Phtalate de di-n-butyle (DnBP) (Chaînes longues) Phtalate de n-butyle et de benzyle (nBBP) Phtalate de di-(2-éthylhexyle) (DEHP) Phtalate de di-n-octyle (DnOP)	Acide abiétique Acide déhydroabiétique Ac. chlorodéhydroabiétique Acide néoabiétique Acide pimarique Acide isopimarique Acide lévopimarique Acide sandaracopimarique Acide palastrique Acide oléique Acide palmitique Acide stéarique
Haloéthers	Nitrosamines	Divers	
2-Chloroéthoxyéthylène Ether bis(chlorométhylrique) Ether 4(bromophénylique) Bis(2-chloroéthoxy)méthane Ether bis(2-chloroéthylrique) Ether bis(2-chloroisopropylrique) Ether 4-chlorophénylique	Nitroso-n-diméthylamine Nitroso-n-diéthylamine Nitroso-n-diphénylamine Nitroso-n-di-n-propylamine Nitroso-n-di-n-butylamine	Acétone Acroléine Acrylonitrile Isophorone Huiles et graisses minérales Diènes chlorés Hexachlorobutadiène Hexachlorocyclopentadiène	

- ° protection de la santé humaine (CPSH):
 - le critère de qualité de l'eau brute (CQEB);
 - le critère de contamination d'organismes aquatiques (CCOA).

Le critère le plus restrictif s'écrivait donc, à l'origine:

$$CPR = \text{Min} (CTAA, CTAC, CQEB, CCOA).$$

Cependant, les critères de toxicité aquatique aiguë (CTAA) sont toujours moins restrictifs que les critères de toxicité aquatique chronique (CTAC), de sorte qu'il est inutile de les inclure dans la formule. Par ailleurs, afin de baser la pondération des charges chimiques sur des facteurs reliés à des réponses toxicologiques en milieu aquatique, il a été décidé d'exclure du calcul les critères de qualité de l'eau brute (CQEB). En effet, pour certaines substances, ces critères sont basés sur des problèmes de goût, d'odeur ou d'aspect des eaux potables qui n'ont aucune signification toxicologique.

Compte tenu de ces modifications, on a:

$$CPR = \text{Min} (CTAC, CCOA)$$

$$Fi = \frac{1}{CPR_i}$$

3.2.3 Établissement des critères de qualité des eaux utilisés dans les calculs

Tel qu'indiqué précédemment, les critères utilisés sont ceux établis et publiés en 1990 par le MENVIQ (4). Toutefois, en l'absence de critère du MENVIQ, on a utilisé ceux qui avaient été établis par l'USEPA (1986, 1992), par le CCME (1991) et par le CCMRE (1987) (18) selon des principes généralement similaires.

Bien qu'au cours du développement de l'indicateur Chimiotox des discussions aient eu lieu avec des représentants de l'équipe de travail du MENVIQ qui a établi ses critères, ceux-ci ont de façon générale, été utilisés tels quels, sans nouvelle validation. Les principes retenus par le MENVIQ pour l'établissement de critères sont récapitulés ci-après:

a) Critères de protection de la santé humaine

Les critères de protection de la santé humaine retenus par le MENVIQ tiennent compte de deux sources possibles d'exposition aux contaminants: l'alimentation en eau et la consommation d'organismes aquatiques. Ces critères prennent en considération la bioaccumulation des contaminants chez les organismes aquatiques, soit par bioconcentration directe soit par bioamplification dans les chaînes alimentaires. Ils sont définis comme suit:

- ° *Critère de qualité d'eau brute (CQEB):* «concentration aqueuse d'un produit à ne pas dépasser dans le milieu pour préserver à long terme les usages reliés à la santé humaine (alimentation en eau et consommation d'organismes aquatiques) et pour maintenir la qualité esthétique de l'eau à un niveau acceptable pour les usages domestiques.» Plus précisément, il s'agit de la concentration d'un contaminant dans l'eau qui peut être consommée sans effet sur la santé. On considère pour l'établir, quelqu'un qui boit de l'eau pendant une vie entière, à raison des 2 litres par jour et qui mange également des organismes aquatiques contaminés à raison de 6,5 g/jour. Puisqu'on estime généralement qu'il n'y a pas de seuil en dessous duquel les substances cancérigènes n'ont pas d'effet, il faut définir pour celles-ci une probabilité du seuil d'apparition de cancer jugée socialement acceptable. En pratique le MENVIQ fournit des CQEB pour des probabilités de 10^{-5} , 10^{-6} et 10^{-7} . Avant l'abandon des CQEB dans le calcul de l'indice Chimiotox, les critères calculés pour une probabilité de 10^{-5} étaient retenus, notamment parce qu'il est peu probable qu'une personne consomme de l'eau contaminée et mange des poissons contaminés pendant toute son existence.

- ° *Critère de contamination d'organismes aquatiques (CCOA):* «concentration aqueuse d'un contaminant à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés sans qu'ils bioaccumulent le polluant jusqu'à des niveaux nuisibles à la santé humaine ... La source d'exposition considérée devient essentiellement l'ingestion d'organismes aquatiques et le facteur de bioconcentration devient la variable déterminante.» Plus précisément, il s'agit de la concentration aqueuse maximale à laquelle les concentrations dans les organismes aquatiques des niveaux trophiques supérieurs restent tels que les risques pour la santé humaine sont négligeables. Cela se traduit dans le cas des substances cancérigènes par un niveau de risque inférieur à 10^{-5} , 10^{-6} ou 10^{-7} pour un individu qui mangerait des organismes aquatiques contaminés par la substance considérée pendant toute son existence (à raison de 6,5 g/jour pendant 70 ans, sans toutefois boire d'eau contaminée). En pratique, le critère établi par le MENVIQ pour le seuil de probabilité de 10^{-6} a été retenu pour le calcul de l'indicateur Chimiotox.

b) Critères de protection de la vie aquatique

Les critères de protection de la vie aquatique (CPVA) retenus dans le calcul sont ceux de la section toxicité chronique (CTAC) de la banque de données du MENVIQ. Ils tiennent compte:

- ° des espèces les plus sensibles ou des stades de vie les plus vulnérables (embryonnaires);
- ° des effets toxiques chroniques susceptibles de se manifester par l'intermédiaire de la bioaccumulation chez les prédateurs aquatiques (par exemple: brochet) ou chez les prédateurs piscivores de la faune terrestre;
- ° de la détérioration des caractéristiques organo-leptiques qui nuisent au goût ou à la commercialisation des organismes aquatiques (poissons, mollusques, ...).

En résumé, il s'agit de la concentration à laquelle les organismes et leur progéniture peuvent être exposés indéfiniment sans subir d'effets néfastes.

c) Critères les plus restrictifs

Le mode de calcul retenu est décrit en 3.2.2 ci-avant. Des exemples figurent à l'annexe C.

Le tableau 3 de l'annexe A donne les valeurs des CPR et des facteurs de pondération (F) pour les contaminants de la liste des substances prioritaires retenues. Cependant, ce tableau a été établi avant l'élimination des critères de qualité de l'eau brute (CQEB) du calcul de l'indice Chimiotox. Dans les cas où le CPR est déterminé par un CQEB, il s'agit donc d'une valeur provisoire, qui doit être modifiée. Il en est de même du F correspondant.

Il faut noter que pour certaines familles de substances, les CPR et les F qui figurent au tableau sont «génériques» c'est-à-dire établis pour un groupe de produits plutôt que pour un produit déterminé. C'est le cas de la plupart des phénols et chlorophénols, de divers HAP. D'autre part, pour certaines substances, le fait que l'on ne distingue pas les différentes formes chimiques (voir notes à la fin du tableau 3) peut conduire à des écarts importants par rapport aux résultats que l'on obtiendrait si on les distinguait. Finalement, pour d'autres substances les données utilisées pour calculer les CPR paraissent suspectes ou conduisent à des résultats anormaux. Quelques modifications ont alors été faites à la méthode de calcul décrite précédemment. Ces modifications sont décrites dans les notes jointes au tableau 3.

3.2.4 Calcul d'un indice par famille de produits chimiques

Comme indiqué dans la section 3.1.1, on peut calculer des indices Chimiotox partiels correspondants aux différentes familles de produits chimiques. Ce calcul se fait en limitant la sommation aux substances de la famille concernée. On peut ainsi évaluer la contribution

de chaque famille à la charge chimique pondérée totale. Un exemple théorique complet de calcul de l'indicateur global et des indicateurs par famille est montré au tableau 4 ci-après.

3.2.5 Utilisation des équivalents en solides totaux (ST) et en demande chimique en oxygène (DCO)

Au début du développement de l'indicateur Chimiotox, il avait été envisagé de faire le calcul selon l'approche suivante:

- ° détermination, pour chaque contaminant inorganique, de l'équivalent massique en solides totaux de la concentration dans l'effluent;
- ° conversion des CPR des contaminants inorganiques de manière à les exprimer en équivalents en solides totaux;
- ° détermination pour chaque contaminant organique de l'équivalent en DCO de la concentration dans l'effluent;
- ° conversion des CPR des contaminants organiques de manière à les exprimer en DCO;
- ° sommation comme dans la méthode actuellement retenue pour les contaminants inorganiques d'une part et pour les contaminants organiques d'autre part, puis somme globale.

TABLEAU 4: EXEMPLE THÉORIQUE DE CALCUL DE L'INDICATEUR CHIMIOTOX (UC)

USINE: XXX
SECTEUR: MÉTALLURGIE

PROGRAMME DE CARACTÉRISATION DE 1989/1990

PARAMÈTRES CONVENTIONNELS		PARAMÈTRES INORGANIQUE PRIORITAIRES				PARAMÈTRES ORGANIQUE PRIORITAIRES			
	kg/d		Charges	U.C./d	U.C./d		Charges	U.C./d	U.C./d
DBO ₅	--	Antimoine	1,231	2,5		Dichloro-2,4 phénol	0,084	126	
DCO	3 142	Argent	0,905	2 262		Diméthyl-2,4 phénol	0,447	27	
MES	3 002	Arsenic total	1,630	27 167		Nitro-1 phénol	0,917	55	
ST	35 350	Béryllium	0,028	131		Phénol	0,432	26	
		Cadmium	0,047	13					234
		Chrome	0,333	50		Acénaphtène	0,153	2	
		Cuivre	1,021	130		Acénaphthylène	0,579	3	
		Mercure	0,024	1 200		Anthracène	0,163	1	
		Nickel	1,943	43		Benzo(a) anthracène	0,041	439	
		Plomb	0,283	42		Benzo(a) fluoranthène	0,023	247	
		Sélénium	0,449	60		Benzo(k) fluoranthène	0,024	257	
		Thallium	1,128	43		Benzo(ghi) pérylène	0,035	0,2	
		Vanadium	16,001	336		Benzo(a) pyrène	0,019	204	
		Zinc	0,796	8		Chrysène	0,048	0,3	
					32 736	Dibenzo(ah) anthracène	0,027	289	
		Aluminium	2622,35	7 867		Fluoranthène	0,179	1,3	
					7 867	Fluorène	0,060	0,4	
		CN-total	1,63	98		Indéno(1,2,3-cd) pyrène	0,106	1 136	
		P total	14,42	144		Naphtalène	4,281	128	
		N-NH ₃	104,35	63		Phénanthrène	0,636	4	
					305	Pyrène	0,159	1	
									2713
						Dichloro-1,4 benzène	0,014	42	
						Benzène	0,097	4,4	
						Éthylbenzène	0,006	0,7	
									47
						Dichlorométhane	1,732	274	
									274
						Butyl benzylphtalate	0,558	837	
						Di-n-butyphtalate	0,373	28	
						Bis-(2-éthylhexyl) phtal.	0,944	472	
									1337
Grands totaux					40 908	Grands totaux			4605

Lorsqu'un effluent est complètement caractérisé, cette approche conduit à des résultats équivalents à ceux de la méthode actuelle, puisque les facteurs de conversion des F_i et des CH_i sont inverses.

Cette approche a l'avantage théorique de permettre de calculer l'indice Chimiotox d'un effluent qui a été caractérisé une fois au complet à partir des seules mesures de solides totaux et de DCO. En effet, on peut calculer à partir de la caractérisation complète le nombre d'unités Chimiotox par unité de solides totaux et par unité de DCO. On peut ensuite retourner à un autre moment ne mesurer que les solides dissous et la DCO et en déduire à l'aide des facteurs calculés antérieurement, la nouvelle valeur de l'indicateur Chimiotox. On peut ainsi, en théorie, simplifier le suivi dans le temps de la charge chimique pondérée d'un effluent.

Malheureusement, cette approche est très contestable car si les proportions respectives des divers contaminants présents dans un effluent varient, elle conduit à utiliser, en fait, des facteurs de pondération variables d'une fois à l'autre et à fausser ainsi l'évaluation de l'évolution dans le temps de l'indicateur Chimiotox.

3.2.6 Prévion de l'évolution de l'indicateur Chimiotox

On peut évaluer l'évolution probable de la charge chimique pondérée d'un effluent telle que mesurée par l'indicateur Chimiotox, sous l'effet de la mise en place de technologies de traitement des eaux usées. En effet, il existe des données sur les pourcentages probables de réduction des concentrations des diverses substances en fonction de leurs concentrations de départ et de la technologie considérée⁽¹⁾. On peut ainsi obtenir les pourcentages de réduction des diverses substances dans l'hypothèse de la mise en place des meilleurs technologies disponibles. On peut ensuite, à partir des concentrations futures prévues à partir de ces pourcentages de réduction et des concentrations actuelles mesurées, calculer l'indicateur Chimiotox après traitement. Ce calcul peut être fait usine par usine, puis les

résultats cumulés par secteur industriel et pour l'ensemble de 50 usines du PASL peuvent être calculés.

4.0 DISCUSSION

L'indice Chimiotox d'un effluent correspond à une charge chimique pondérée. Les facteurs de pondération des diverses substances sont inversement proportionnels aux critères de qualité du milieu correspondant. Bien que l'indice Chimiotox global ne constitue pas une mesure de la toxicité d'un effluent ou de ses effets sur le milieu et que les indices partiels correspondent à chaque substance ou catégorie de substance ne soient pas proportionnels aux contributions relatives de ces substances à la toxicité globale de l'effluent, une valeur Chimiotox élevée est indicatrice d'un risque de contribution à des effets écotoxicologiques. De ce fait, l'indicateur Chimiotox peut servir à:

- ° déterminer parmi les contaminants présents dans un effluent ceux qui méritent de faire l'objet d'études plus approfondies quant à leurs effets sur le milieu. Si ces études confirment que ces substances sont susceptibles de causer des dommages aux milieux aquatiques, des mesures appropriées (assainissement, réglementation, etc.) peuvent alors être prises;
- ° déterminer les usines ou autres sources de pollution toxique qui doivent être étudiées en priorité.

Cependant, lorsque l'indice Chimiotox est utilisé pour déterminer des priorités d'actions, celles-ci doivent être confirmées par des études complémentaires (examen détaillé des résultats des caractéristiques physico-chimiques, bioessais (BEEP par exemple, et évaluation des effets dans le milieu récepteur).

Par ailleurs, l'indicateur Chimiotox peut être utilisé pour exprimer de manière simple les résultats globaux d'un programme de lutte contre la pollution par des substances toxiques

tel que celui du PASL. Les pourcentages de réduction de la charge chimique pondérée peuvent être calculés pour l'ensemble du programme, pour un secteur industriel donné ou pour un groupe de substances chimiques données. Cependant, dans toute utilisation de ce genre, il est essentiel de ne pas créer de malentendu sur la signification de l'indicateur Chimiotox. Pour cela, il faut tenir compte des réserves exprimées ci-après.

Toute tentative de décrire des phénomènes aussi complexes que les effets toxiques d'un effluent sur un écosystème à l'aide d'un nombre unique tel que l'indicateur Chimiotox serait vouée à l'échec. S'il n'est pas une mesure des effets sur le milieu, cet indicateur ne constitue pas non plus une mesure de la «toxicité intrinsèque» des effluents.

Les principales raisons pour lesquelles l'indice Chimiotox ne constitue pas une mesure des effets toxiques sur le milieu ou de la toxicité intrinsèque des effluents ont été décrites dans divers rapports et documents antérieurs concernant cet indice. On peut les résumer comme suit :

- a) dans certains cas, un pourcentage significatif de l'indice reflète la contribution de substances pour lesquelles le critère le plus restrictif correspond au besoin d'assurer des caractéristiques organo-leptiques adéquates aux organismes aquatiques. Dans ces cas, le critère n'est donc pas un critère de toxicité. Dans la première version de l'indicateur, le critère le plus restrictif pouvait aussi correspondre au besoin d'assurer des caractéristiques organo-leptiques adéquates à l'eau potable;
 - b) les toxicités de différentes substances chimiques ne s'additionnent pas nécessairement dans un mélange. Il y a fréquemment des phénomènes de synergie ou d'antagonisme. L'hypothèse de l'additivité des toxicités n'est valable, de façon générale, que lorsque l'on considère des produits chimiques appartenant à une même famille et ayant des mécanismes d'action biochimiques analogues. De plus elle exige que l'on se réfère à une réponse toxicologique déterminée et non à des réponses
-

variables selon les substances ³⁾. Il en résulte notamment que les indices Chimiotox de divers effluents ne sont pas proportionnels à leurs toxicités telles qu'elles pourraient, par exemple, être mesurées par un bioessai. Il en résulte également que si l'on élimine d'un effluent une substance contribuant pour un pourcentage déterminé à son indice global, les effets de l'effluent en question sur le milieu aquatique peuvent ne pas diminuer en proportion comparable;

- c) l'utilisation comme base de l'évaluation de l'indice d'une liste limitative de substances engendre le risque que certains contaminants susceptibles de contribuer à la toxicité de l'effluent soient exclus;
- d) la toxicité de nombreuses substances dépend de la forme spécifique sous laquelle elles se trouvent. Par exemple, la toxicité des métaux dépend de leur degré d'oxydation et du fait qu'ils soient complexés ou non. Les critères du MENVIQ et les données de caractérisation des effluents utilisés pour le calcul de l'indice ne permettent généralement pas de tenir compte de la forme spécifique sous laquelle se trouvent les substances considérées;
- e) les caractéristiques du milieu récepteur ont une influence sur les effets toxiques de nombreux contaminants. Ainsi, certains contaminants seront plus ou moins toxiques selon le pH, le dureté, la salinité, la concentration en certaines substances organiques naturelles, etc. Même si l'indicateur Chimiotox a été développé spécifiquement pour le PASL, et donc pour des industries localisées dans le bassin du Saint-Laurent, il s'agit d'un milieu récepteur dont les caractéristiques ne peuvent pas être considérées comme homogènes. Autrement dit, un effluent déversé dans le Saint-Laurent à Baie-

³⁾ Dans la méthodologie proposée, l'indice Chimiotox pour un effluent peut résulter de l'addition d'indices pour des substances individuelles dont certains sont basés sur des critères de toxicité chronique et d'autres sur des critères de contamination des organismes aquatiques. Cette approche correspond à la volonté de traduire mathématiquement l'objectif de récupération du plein usage et à ce titre, elle est justifiée. On peut donc dire qu'en mettant ce principe en équation, on a donné une portée plus large à l'indice obtenu, mais qu'en contrepartie, on a obtenu un "modèle" qui s'écarte des principes toxicologiques reconnus et dont les résultats ne correspondent à aucune grandeur quantifiable réelle.

Comeau n'aurait pas les mêmes effets (même à dilution égale) qu'un effluent identique déversé à Beauharnois;

- f) l'utilisation de la charge (c'est-à-dire du flux massique en kg/j) en contaminants dans le calcul a pour conséquence que l'indice n'est pas nul même si la concentration d'un contaminant dans l'effluent est en-dessous du critère de qualité du milieu le plus restrictif. Cependant, cette convention vise à représenter un aspect des phénomènes réels. En effet, si l'on considère un contaminant non dégradable et rejeté par plusieurs industries situées sur un même cours d'eau qui y prélèvent leur eau d'alimentation et y rejettent leurs eaux usées, la concentration du contaminant en question va augmenter d'amont en aval et pourra atteindre un niveau où des effets toxiques se manifesteront même si la charge ajoutée par chaque usine correspond à une concentration dans l'effluent inférieure au critère ⁴⁾. Par ailleurs, il est évidemment logique d'utiliser les charges et non les concentrations lorsque l'on cherche à élaborer un outil destiné à comparer les rejets industriels dans le temps ou l'espace ou à identifier les substances les plus dommageables pour le milieu. En effet, à concentrations en contaminants égales, un effluent ayant un gros débit cause évidemment plus de problèmes qu'un effluent ayant un faible débit.

En résumé, l'indicateur global UC est une charge chimique pondérée calculée à partir a) des concentrations des divers contaminants dans les effluents et b) d'une série de conventions simplificatrices et/ou arbitraires. Son calcul fait également intervenir des bases de données (les critères du MENVIQ) dont certains éléments demandent à être revus. Cet indicateur ne constitue pas une mesure des effets toxiques des effluents sur le milieu et ne permet donc pas d'en comparer les effets. Par contre, on peut dire qu'il s'agit d'un "indice des nuisances potentielles" en donnant au mot indice le sens premier qui lui est donné par le Petit Larousse, à savoir : "Signe apparent et probable qu'une chose existe".

⁴⁾ Logiquement, il faudrait pour traiter mathématiquement une telle situation en considérant les charges provenant des diverses industries comme additives, enlever dans le calcul de la charge provenant de chaque usine la charge de l'eau d'alimentation.

Fait

L'indicateur UC ne correspond donc pas à une grandeur quantifiable réelle. Il s'agit plutôt d'un nombre analogue aux "points" que l'on utilise dans certaines méthodes d'aide à la décision utilisées pour tenir compte de facteurs n'admettant pas l'unité de mesure commune ⁵⁾.

La formule utilisée pour calculer l'indice Chimiotox s'éloignant beaucoup des théories toxicologiques reconnues, il ne nous paraît pas souhaitable de la qualifier de modèle. En effet, le mot "modèle" implique l'idée de représentation mathématique d'un phénomène réel. Or l'indice Chimiotox ne constitue pas une représentation mathématique des propriétés toxicologiques d'un effluent industriel.

D'autre part, la liste des substances utilisées pour le calcul de l'indice Chimiotox devrait être révisée afin d'en exclure les substances pour lesquelles il n'existe pas de critère spécifique (non générique) reflétant un niveau de consensus suffisant de la communauté scientifique internationale. Après cette révision, la liste devrait être fixée de manière à ce que des calculs des indices Chimiotox faits à des moments différents par des équipes différentes soient comparables.

5.0 CONCLUSION

L'indicateur Chimiotox UC est une charge chimique pondérée qui constitue un indice numérique des nuisances potentielles des effluents industriels. Il ne constitue pas une mesure de la toxicité des effluents mais il peut être précieux comme outil de «screening» pour identifier rapidement, à partir de caractérisations physico-chimiques, les effluents les plus susceptibles d'avoir des incidences toxicologiques ou organo-leptiques sur le milieu, ainsi que pour un effluent donné, les contaminants les plus susceptibles d'être à l'origine de telles

⁵⁾ À titre d'exemple simplifié de ce genre de méthode, on peut imaginer un cas où, pour comparer deux automobiles, on noterait leur tenue de route, leur consommation et la qualité de leur finition sur trois échelles de 1 à 10 puis on ajouterait les chiffres obtenus pour choisir la meilleure voiture.

incidences. Après ce screening, des études comportant des bioessais sur les effluents, ainsi que des analyses physico-chimiques des composantes du milieu récepteur et un suivi écologique de celui-ci doivent être réalisées.

Rien n'empêche d'évaluer l'efficacité d'un programme d'assainissement en comparant la somme des indices Chimiotox UC pour toutes les industries concernées avant le début du programme à cette même somme après la fin du programme. Cependant, il est essentiel de retenir que l'on compare alors deux valeurs d'un indice conventionnel et non deux mesures de la pollution par les toxiques ou deux grandeurs mesurables.

Comme les toxicités peuvent généralement être considérées comme additives à l'intérieur d'une même famille, on peut obtenir des indices se rapprochant davantage d'un modèle toxicologique reconnu si on utilise une série d'indicateurs UCF correspondant chacun à une famille de produits chimiques homogènes au lieu d'utiliser l'indice global UC. On peut ainsi exprimer en pourcentages les réductions de la charge pondérée en PAH, en phénols chlorés, etc dues à un programme d'assainissement.

Finalement, il nous paraît important de rappeler que les critères de qualité du milieu pour certaines des substances retenues pour le calcul de l'indice tels qu'ils figurent dans les rapports du MENVIQ de 1990 ou les autres sources utilisées devraient faire l'objet d'une revue systématique avant de poursuivre leur utilisation pour calculer les facteurs de pondération utilisés dans le cadre de la détermination de l'indicateur Chimiotox. La liste des substances de base utilisées pour cette détermination devrait également être revue.

ANNEXE A: VALEURS DES CPR ET DES F

TABLEAU 3: VALEURS DE CPR ET F

Inorganiques	C.P.R. ⁽¹⁾ (ppb)	Origine du CPR ⁽²⁾	F ⁽³⁾
Antimoine	146*	CQEB/USEPA 86	7
Argent	0,12	Vie aquat./CCME 87	8 333
Arsenic total	0,018	Cancer/CCOA/USEPA	55 555
(As V)	48	86	
(As III)	190	Vie aquat./USEPA 86	
Béryllium	0,064	Vie aquat./USEPA 86	15 625
Cadmium	1,1	Cancer/CCOA/USEPA	909
Chrome total	2	86	500
(Cr III)	210	Vie aquat./USEPA 85c	
(Cr VI)	11	Vie aquat./CCME 87	
Cuivre	2,365	Vie aquat./USEPA 86	423
Mercuré total	0,006	Vie aquat./USEPA 86	166 667
Nickel	13,4*	Vie aquat./CCME 87	75
Plomb	2	Vie aquat./USEPA 87f	500
Sélénium	1	Organo-lept./USEPA 86	1 000
Thallium	8	Vie aquat./CCME 87	125
Vanadium	14	Vie aquat./CCME 87	71
Zinc	30	Vie aquat./NYSDEC 88	33
		Vie aquat./NYSDEC 88	
Aluminium	87	Vie aquat./CCME 87	12
Fer	300		3
Manganèse	50	Vie aquat./USEPA 88c	20
Molybdène	250	Vie aquat./CCME 87	4
		Organo-lept./SBSC 87	
Cyanures totaux	5	CQEB/MENVIQ	200
Ions H ⁺ (pH acide)	1		1 000
Ions OH ⁻ (pH basique)	170	Vie aquat./CCME 87	6
H ₂ S	2	Vie aquat. (pH>6)	500
P total	30	Vie aquat. (pH<9)	33
N-NH ₃	500	Vie aquat./NYSDEC 88	2
		Vie aquat./OMOE 84	
		Organo-lept./BC MOE	
		86	

TABLEAU 3: VALEURS DE CPR ET F (suite)

Aliphatiques halogénés	C.P.R. (ppb)	Origine du CPR	F
Halométhanes			
Bromométhane	1,9	Cancer/USEPA 86	526
Chlorométhane	1,9	Cancer/USEPA 86	526
Dichlorométhane	1,9	Cancer/USEPA 86	526
Dichlorobromométhane	1,9	Cancer/USEPA 86	526
Chlorodibromométhane	1,9	Cancer/USEPA 86	526
Bromoforme	1,9	Cancer/USEPA 86	526
Chloroforme	1,9	Cancer/USEPA 86	526
Dichlorodifluorométhane	1,9	Cancer/USEPA 86	526
Trichlorofluorométhane	1,9	Cancer/USEPA 86	526
Tétrachlorure de carbone	4,0	Cancer/USEPA 86	250
Chloro/éthanes-éthylènes			
Chloroéthane	50	CQEB/NYSDEC 88	20
Dichloro-1,1 éthane	9,4	Cancer/USEPA 86	106
Dichloro-1,2 éthane	9,4	Cancer/USEPA 86	106
Trichloro-1,1,1 éthane	117	Vie aquat./MDNR 88	9
Trichloro-1,1,2 éthane	6	Cancer/USEPA 86	167
Tétrachloro-1,1,2,2 éthane	1,7	Cancer/USEPA 86	588
Hexachloroéthane	19	Cancer/USEPA 86	53
Chloroéthylène	20	Cancer/USEPA 86	50
Dichloro-1,1 éthylène	0,33	Cancer/USEPA 86	3 030
Cis 1,2-dichloroéthylène	0,33	Cancer/USEPA 86	3 030
Trans 1,2-dichloroéthylène	0,33	Cancer/USEPA 86	3 030
Trichloroéthylène	27	Cancer/USEPA 86	37
Tétrachloroéthylène	8	Cancer/USEPA 86	125
Chloro/propanes-propènes			
Dichloro-1,2 propane	6	Cancer/MPCA 88	167
Dichloro-1,2 propène	87	CQEB/USEPA 86	12
Cis 1,3-dichloropropène	87	CQEB/USEPA 86	12
Trans 1,3-dichloropropène	87	CQEB/USEPA 86	12

TABLEAU 3: VALEURS DE CPR ET F (suite)

Benzène et dérivés (Mono-aromatiques)	C.P.R. (ppb)	Origine du CPR	F
Benzène	6,6	Cancer/USEPA 86	152
Dérivés chlorés			
Chlorobenzène	3	Organo-lept./OMS 84a	333
1,2-Dichlorobenzène	0,3	Organo-lept./OMS 84a	3 333
1,3-Dichlorobenzène	2,5	Vie aquat./CCME 87	400
1,4-Dichlorobenzène	0,1	Organo-lept./OMS 84a	10 000
1,2,4-Trichlorobenzène	0,5	Vie aquat./CCME 87	2 000
1,2,4,5-Tétrachlorobenzène	0,15	Vie aquat./CCME 87	6 667
Pentachlorobenzène	0,03	Vie aquat./CCME 87	33 333
Hexachlorobenzène	0,0065	Vie aquat./CCME 87	153 846
Autres dérivés			
Éthylbenzène	2,4	Organo-lept./SBSC 87	417
Toluène	24	Organo-lept./SBSC 87	42
Xylène(o,m,p)	40	Vie aquat./MDNR 88	25
Mésitylène	50	CQEB/NYSDEC 88	20
Styrène	10	Organo-lept./USEPA	100
Nitrobenzène	9,1	89a	110
Dinitro-2,4 toluène	1,1	Organo-lept./WNRB 88	909
Dinitro-2,6 toluène	0,7	Cancer/USEPA 86	1 429
Aniline	10	Cancer/NYSDEC 88	100
		Cancer/NYSDEC 88	

TABLEAU 3: VALEURS DE CPR ET F (suite)

Phénol et dérivés (Mono-aromatiques)	C.P.R. (ppb)	Origine du CPR	F
Phénol	5	Vie aquat./MENVIQ 91	200
Autres dérivés			
m-Crésol	5	Vie aquat./MENVIQ 91	200
o-Crésol	5	Vie aquat./MENVIQ 91	200
p-Crésol	5	Vie aquat./MENVIQ 91	200
2,4-Diméthylphénol	5	Vie aquat./MENVIQ 91	200
2-Nitrophénol	5	Vie aquat./MENVIQ 91	200
4-Nitrophénol	5	Vie aquat./MENVIQ 91	200
2,4-Dinitrophénol	5	Vie aquat./MENVIQ 91	200
2,4-Dinitro-o-Crésol	5	Vie aquat./MENVIQ 91	200
4,6-Dinitro-m-Crésol	5	Vie aquat./MENVIQ 91	200
Guaiacol	5	Vie aquat./MENVIQ 91	200
Eugénol	5	Vie aquat./MENVIQ 91	200
Isoeugénol	5	Vie aquat./MENVIQ 91	200
Catéchol (Pyrocatéchol)	5	Vie aquat./MENVIQ 91	200
Dérivés chlorés			
2-Chlorophénol	1	Vie aquat./MENVIQ 91	1 000
p-Chloro-m-Crésol	1	Vie aquat./MENVIQ 91	1 000
6-Chlorovanille	1	Vie aquat./MENVIQ 91	1 000
2,4-Dichlorophénol	0,2	Vie aquat./CCME 87	5 000
4,5-Dichloroguaiacol	0,2	Vie aquat./CCME 87	5 000
5,6-Dichlorovanille	0,2	Vie aquat./CCME 87	5 000
4,5-Dichlorocatéchol	0,2	Vie aquat./CCME 87	5 000
2,4,6-Trichlorophénol	1	Vie aquat./MENVIQ 91	1 000
3,4,5-Trichloroguaiacol	1	Vie aquat./MENVIQ 91	1 000
4,5,6-Trichloroguaiacol	1	Vie aquat./MENVIQ 91	1 000
3,4,5-Trichlorocatéchol	1	Vie aquat./MENVIQ 91	1 000
2,3,5,6-Tétrachlorophénol	1	Vie aquat./MENVIQ/CCME	1 000
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	1	Vie aquat./MENVIQ/CCME	1 000
2,3,4,5-Tétrachlorophénol	1	Vie aquat./MENVIQ/CCME	1 000
Tétrachloroguaiacol	1	Vie aquat./MENVIQ/CCME	1 000
Tétrachlorocatéchol	1	Vie aquat./MENVIQ/CCME	1 000
Pentachlorophénol	0,5	Vie aquat./MENVIQ/CCME	2 000

TABLEAU 3: VALEURS DE CPR ET F (suite)

H.A.P. (Poly-aromatiques)	C.P.R. (ppb)	Origine du CPR	F
Benzo(a) anthracène	0,028	Cancer/USEPA 86	35 714
Benzo(b) fluoranthène	0,028	Cancer/USEPA 86	35 714
Benzo (k) fluoranthène	0,028	Cancer/USEPA 86	35 714
Benzo (a) pyrène	0,028	Cancer/USEPA 86	35 714
Dibenzo(ah) anthracène	0,028	Cancer/USEPA 86	35 714
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	0,028	Cancer/USEPA 86	35 714
Acénaphthène	20	Organo-lept./WNRS 88	50
Acénaphthylène	50	Organo-lept./NYSDEC 88	20
Anthracène	50	Organo-lept./NYSDEC 88	20
Benzo(ghi) pérylène	50	Organo-lept./NYSDEC 88	20
Chloro-2 naphthalène	10	Organo-lept./NYSDEC 88	100
Chrysène	50	Organo-lept./NYSDEC 88	20
Fluoranthène	42	Organo-lept./USEPA 86	24
Fluorène	50	Organo-lept./NYSDEC 88	20
Méthyl-2 naphthalène	50	Organo-lept./NYSDEC 88	20
Naphtalène	10	Organo-lept./NYSDEC 88	100
Phénanthrène	50	Organo-lept./NYSDEC 88	20
Pyrène	50	Organo-lept./NYSDEC 88	20

TABLEAU 3: VALEURS DE CPR ET F (suite)

Byphényles (Poly-aromatiques)	C.P.R. (ppb)	Origine du CPR	F
Benzidine	0,0012	Cancer/USEPA 86	833 333
3,3'-Dichlorobenzidine	0,103	Cancer/USEPA 86	9 709
1,2-Diphénylhydrazine	0,42	Cancer/USEPA 86	2 381
PCDDs et PDCFs (2,3,7,8-TCDD équivalent)	0,00001	Limite de détection (CMI)	100 000 000
BPC-1242	0,00079	Cancer/USEPA	11 265 823
BPC-1254	0,00079	Cancer/USEPA	11 265 823
BPC-1221	0,00079	Cancer/USEPA	11 265 823
BPC-1232	0,00079	Cancer/USEPA	11 265 823
BPC-1248	0,00079	Cancer/USEPA	11 265 823
BPC-1260	0,00079	Cancer/USEPA	11 265 823
BPC-1016	0,00079	Cancer/USEPA	11 265 823

Acides résiniques et gras	C.P.R. (ppb)	Origine du CPR	F
Acide abiétique	45	Vie aquat. OMOE 88	22
Acide déhydroabiétique	12	Vie aquat. OMOE 88	83
Acide chlorodéhydroabiétique	45	Vie aquat. OMOE 88	22
Acide néoabiétique	45	Vie aquat. OMOE 88	22
Acide pimarique	45	Vie aquat. OMOE 88	22
Acide isopimarique	45	Vie aquat. OMOE 88	22
Acide lévopimarique	45	Vie aquat. OMOE 88	22
Acide sandaracopimarique	45	Vie aquat. OMOE 88	22
Acide palastrique			
Acide oléique		En voie de finition de calculs par le MENVIQ	
Acide palmitique			
Acide stéarique			

TABLEAU 3: VALEURS DE CPR ET DE F (suite)

Phtalates	C.P.R. (ppb)	Origine du CPR	F
Chaînes courtes)			
Phtalate de diméthyle (DMP)	0,2	Vie aquat./CCME 87	5 000
Phtalate de diéthyle (DEP)	0,2	Vie aquat./CCME 87	5 000
Phtalate de <i>din</i> -butyle (DnBP)	4	Vie aquat./CCME 87	250
Chaînes longues)			
Phtalate de <i>n</i> -butyle et de benzule (nBBP)	0,2	Vie aquat./CCME 87	5 000
Phtalate de di(2-éthylhexyle) DEPH)	0,6	Vie aquat./CCME 87	1 667
Phtalate de di- <i>n</i> -octyle (DnOP)	0,2	Vie aquat./CCME 87	5 000

TABLEAU 3: VALEURS DE CPR ET DE F (suite)

Divers	C.P.R. (ppb)	Origine du CPR	F
Haloéthers			
2-Chloroéthoxyéthylène	122	Vie aquat./USEPA 86	8
Ether bis(chlorométhylrique)	0,0376	Cancer/USEPA 86	26 596
Ether 4(bromophénylique)	122	Vie aquat./USEPA 86	8
Bis(2-chloroéthoxy)méthane	4,6	Faune terr./Vie aquat.	217
Ether bis(2-chloroéthylrique)	0,3	Cancer/USEPA 86	3 333
Ether bis(2-chloroisopropylrique)	34,7	CQEB/USEPA 86	29
Ether 4-chlorophénylique	122	Vie aquat./USEPA 86	8
Nitrosamines			
Nitroso-n-diméthylamine	0,014	Cancer/USEPA 86	71 429
Nitroso-n-diéthylamine	0,008	Cancer/USEPA 86	125 000
Nitroso-n-diphénylamine	4,9	Cancer/USEPA 86	204
Nitroso-n-di-n-propylamine	0,064	Cancer/USEPA 86	15 625
Nitroso-n-di-n-butylamine	0,064	Cancer/USEPA 86	15 625
Diènes chlorés			
Hexachlorobutadiène	0,1	Vie aquat./CCME 87	10 000
Hexachlorocyclopentadiène	0,45	Vie aquat./NYSDEC 88	2 222
Divers			
Acétone	500	Faune terr./Vie aquat.	2
Acroléine	3	Vie aquat./MNDR 88	333
Acrylonitrile	0,58	Cancer/USEPA 86	1 724
Isophorone	520	CQEB/USEPA 86	2
Huiles et graisses minérales	(10)	Valeur provisoire, à déterminer selon les types d'huiles et graisses rejetées par chaque industrie	(100)

Note (1): les CPR figurant dans cette colonne ont été calculés avec la formule initiale, soit $CPR = \text{Min} (CTAA, CTAC, CQEB, CCOA)$ et non avec la nouvelle formule, soit $CPR = \text{Min} (CTAC, CCOA)$. Lorsqu'il n'existait pas de donnée pour un critère dans la publication du MENVIQ, on a utilisé l'USEPA (Quality Criteria for Water, 1986 et 1992) et le CCME (1991 et 1987) pour en tirer les critères correspondants.

Dans quelques cas, des critères qui paraissaient suspects ont été écartés et remplacés par le deuxième critère par ordre de restrictivité décroissante ou par un critère tiré d'une autre source. Ainsi, pour l'arsenic total et le baryllium on a écarté le CQEB et on s'est basé sur le CCOA. De même, pour l'hexachlorobenzène on a utilisé le CTAC sans tenir compte des CQEB et des CCOA. Pour les dioxines et les furannes exprimées en 2,3,7,8 TCDD équivalent, le critère calculé à partir des bases de données généralement utilisées dans ce travail paraissant irréaliste (de l'ordre de 10^{-8} ppb), on pourrait proposer de le remplacer par celui calculé par la Commission mixte internationale. Cette question n'a pas encore été tranchée.

Note (2): cette colonne indique la nature des critères ou phénomènes toxicologiques qui déterminent le CPR et l'origine des données correspondantes. Les banques de données du MENVIQ étant généralement basées sur des données provenant d'autres sources, le MENVIQ n'est identifié que quand il constitue la seule source consultée dans l'élaboration du présent rapport. Dans cette colonne: CQEB indique que le critère le plus restrictif était un critère d'eau brute; Cancer indique que le critère le plus restrictif est relié à un risque de cancer; vie aquatique indique que le critère le plus restrictif est un CTAC; organo-lept. indique que le critère le plus restrictif est un CQEB qui est déterminé par des problèmes organo-leptiques. Les origines des données sont précisées comme suit:

CCME	:	Conseil Canadien de ministres de l'Environnement
USEPA	:	US Environment Protection Agency
OMOE	:	Ontario Ministry of Environment
NYSDEC	:	New-York State Department of Conservation
BCMOE	:	British Colombia Ministry of Environment
MDNR	:	Michigan Department of Natural Resources
MPCA	:	Minesota Pollution Control Agency
SBSC	:	Santé et Bien-être social Canada
WNRB	:	Wisconsin Natural Resources Board

Note (3): pour certains contaminants on ne fait pas la différence entre les différentes formes chimiques sous lesquelles ils peuvent se trouver. Ainsi, on ne distingue pas les différents états d'oxydation du chrome, car les méthodes usuelles de caractérisation ne permettent pas de les distinguer. De même, on ne distingue pas le mercure mercurique du méthylmercure.

ANNEXE B: BIBLIOGRAPHIE

Références bibliographiques

- (1) *Technical Support Document for Water Quality-Based Toxics Control*, Office of Water Regulations and Standards, USEPA, EPA/505/2-90-001, 1991.
- (2) *Évaluation de l'apport au fleuve Saint-Laurent des substances toxiques en provenance des tributaires québécois* (Rapport de recherche complémentaire, mars 1990, Entraco Montréal, pour Environnement Canada et Centre Saint-Laurent)
- (3) Résumé des présentations - Symposium sur le plan d'Action Saint-Laurent (9 et 10 octobre 1990, Grand Hotel, Montréal):
 - *Barème d'effets écotoxiques potentiels: une mesure synthétique d'évaluation du danger associé aux effluents industriels*, G. Costan, N. Bermingham et R. van Coillie, Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, Longueuil Québec.
 - *Barème d'effets écotoxiques potentiels (BEEP)*, G. Costan, Environnement Canada.
 Communiqué non publié de l'Atelier «Indices d'évaluation des effluents du PASL», 23 nov. 1990, Auberge Universel à Montréal.
- (4) - *Critères de qualité de l'eau*, MENVIQ, 1990a, 423 p.
 - *Méthodologie de calcul des critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques*, MENVIQ, 1990b, 148 p.
- (5) - *Treatability Database*, Rev. no.4.0, Risk Reduction Engineering Laboratory (REEL), USEPA 1991.
 - *Treatability Manual, Volume III, Technologies for Control/Removal of Pollutants*, EPA-660/8-80-042C. EPA Washington, D.C., Office of Research and Development.
- (6) *Répertoire de références en technologies propres*, Centre de recherches industrielles du Québec, Ministère de l'Industrie et du Commerce du Québec.
- (7) *Listing Toxics Under CEPA - Is the Chemistry Right?*, May 1988, Minister of Supply and Services Canada 1988, Cat. No. En 92-8/1988E, 20 p.

Références bibliographiques (suite)

- (8) - *The Effluent Monitoring Priority Pollutants List, 1988 Update*, Municipal/Industrial Strategy for Abatement, Environment Ontario, 50 p.
 - *The Effluent Monitoring Priority Pollutants List, Draft, August 1987*, Municipal/Industrial Strategy for Abatement, Environment Ontario, with:
 Appendix C1: extracted in total from *Michigan Critical Materials Register 1980*;
 Appendix C2: *Niagara River Toxics Committee Assessment Criteria (NRTC)*, extracted from Report of the Niagara River Toxics Committee, 1984;
 Appendix C3: *Part I Report: Vector Scoring System for the Priorization of Chemical Contaminants, Draft Report*, Work of the Priority List Working Group, Ontario Ministry of the Environment (Cantox Inc., SENES Consultants Ltd. and the OMOE).
 - *Effluent Monitoring Regulations for the Petroleum Refining Sector*, July 1988, Municipal/Industrial Strategy for Abatement, Environment Ontario.
- (9) *Les produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs et leurs effets connexes*, Résumé, Mars 1991, Environnement Canada et al., Approvisionnement et Services, Canada, 1991, No. de cat. En 37-94/1990F, 51 p.
- (10) *Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation N° 1 - Dibenzodioxines polychlorés et dibenzodifuranes polychlorés*, Loi canadienne sur la protection de l'environnement, Gouvernement du Canada et al., Approvisionnement et Services, Canada, 1990, No. de cat. En 40-215/1F, 64 p.
- (11) - *International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF) Method of Risk Assessment for Complex Mixtures of Dioxins and Related Compounds*. Pilot study on international information exchange on dioxins and related compounds. NATO/CCMS 1988a, Report N° 186, 26 p.
 - *Scientific Basis for the Development of the International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF) Method of Risk Assessment for Complex Mixtures of Dioxins and Related Compounds*. Pilot study on international information exchange on dioxins and related compounds. NATO/CCMS 1988b, Report N° 188, 56 p.
- (12) *Polychlorinated Biphenyls (PCBs), Dibenzo-p-Dioxins (PCDDs), Dibenzofurans (PCDFs), and Related Compounds: Environmental and Mechanistic Considerations Which Support the Development of Toxic Equivalency Factors (TEFs)*, S. Safe (D.Phil.), Critical Reviews in Toxicology, Vol. 21, Issue 1 1990, (CRC Press, ISSN 1040-8444), p. 51-88.

Références bibliographiques (suite)

- (13) Résumé des présentations - Symposium sur le plan d'Action Saint-Laurent (9 et 10 octobre 1990, Grand Hotel, Montréal):
Adaptation des modèles QSAR, IEM et des méthodes de calcul MTI au contrôle des effluents industriels, M.A. Kiamos et P.D. Anderson, Lab. de Chim. env. et d'écotoxicologie de l'U. Concordia.
Communiqué non publié de l'Atelier «Indices d'évaluation des effluents du PASL», 23 nov. 1990, Auberge Universel à Montréal.
- (14) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 17^{ème} édition 1989, par L.S. Clesceri, A.E. Greenberg, R.R. Trussel.
- (15) - *Critical Materials Register, Criteria Document (7/87)*, Department of Natural Resources, State of Michigan.
- *Critical Materials Register, Support Document (7/87)*, Department of Natural Resources, State of Michigan.
- (16) *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*, Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, Ministère des Approvisionnements et Services Canada 1991, No. de cat. Em 40-418/1991F.
- (17) *Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés*, Rapport CCME-EPC-CS34, sept. 1991., ISBN 0-919074-84-7.
- (18) *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, CCMRE, mars 1987 - mars 1992.
- (19) *Règlement sur l'eau potable*, [Q-2, r.4.1], à jour au 26 février 1991, Gouvernement du Québec.
- (20) *La caractérisation et la surveillance des apports toxiques et des écosystèmes du Saint-Laurent*, Rapport de consultation scientifique, Centre Saint-Laurent, février 1989, Environnement Canada.
- (21) *Toxicity equivalents and EPA's risk assessment of 2,3,7,8-TCDD*, D.G. Barnes, The Science of the Total Environment, 104 (1991) pp. 73-86., Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam.
- (22) *Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals*, 2ND édition, Karel Verschueren, 1983, Van Nostrand Reinhold, New York.

ANNEXE C: EXEMPLE DE CALCUL DU CRITÈRE LE PLUS RESTRICTIF

LE CYANURE: UN EXEMPLE DE PRIMAUTÉ DU CRITÈRE DE PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE

Critère de protection de la santé humaine (CPSH)

Les trois organismes gouvernementaux publient une valeur numérique commune de 200 ppb pour le critère de qualité de l'eau potable (CCME) et comme critère de qualité d'eau brute (USEPA et MENVIQ).

Critère de protection de vie aquatique (CPVA)

Le document du CCME mentionne les résultats de nombreuses études de toxicité des cyanures chez les organismes aquatiques.

RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES EAUX AU CANADA (CCME 1987)⁽¹⁸⁾

Toxicité pour les invertébrés:

«... Les concentrations toxiques mesurées pour *Daphnia* avec un essai de 48 h étaient toutefois de 1, 180, 330 et 330 $\mu\text{g.L}^{-1}$ à des températures de 25, 15, 10 et 5°C respectivement (Cairns et coll. 1978). La valeur de toxicité chronique la plus faible pour un invertébré est de 18.33 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Elle a été observée dans un essai sur la durée d'un cycle de vie de l'amphipode *Gammarus pseudolimnaeus* (Oseid et Smith 1979). la sensibilité varie plus chez les invertébrés que chez les poissons.»

Toxicité chez les poissons:

«...Des concentrations de cyanure libre d'environ 50 à 200 $\mu\text{g.L}^{-1}$ se sont révélées fatales chez les juvéniles de la plupart des espèces de poissons les plus sensibles;... La truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) est l'espèce de poisson la plus sensible des dix étudiées. La valeur de toxicité aiguë moyenne pour cette espèce est de 44,73 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (U.S. EPA 1985g). On a noté des valeurs individuelles de toxicité aiguë chez la truite arc-en-ciel aussi basses que 27 $\mu\text{g.L}^{-1}$. La plus forte concentration n'entraînant pas de mortalité sur 96 h chez la truite arc-en-ciel juvénile est de 17 $\mu\text{g.L}^{-1}$, à une température de 6°C (Kovacs 1979; Kovacs et Leduc 1982).

... On observe une réduction importante de la survie à long terme et de la croissance de diverses espèces de poissons à des concentrations en cyanure libre inférieures à la valeur aiguë moyenne pour la truite arc-en-ciel, l'espèce la plus sensible. Les valeurs de toxicité chronique pour le crapet arlequin, l'omble de fontaine et la tête-de-boule sont de 13,57, 7,85 et 16,39 $\mu\text{g.L}^{-1}$ respectivement (Koenst et coll. 1977; Lind et coll. 1977; Kimball et coll. 1978). D'après une courbe de l'indice de performance relatif (courbe unique de réponse généralisée au HCN), on observe une réduction de 50% de la performance totale de poissons d'eau froide continuellement exposés à une

concentration de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ d'HCN pendant 20 à 30 j dans des conditions de laboratoire (Leduc 1977). A une concentration de l'ordre de 3 à $5 \mu\text{g.L}^{-1}$, le cyanure libre causerait une altération relativement légère de l'indice de performance relatif des poissons d'eau douce dans des eaux de 10 à 13°C . Cette gamme de valeur coïncide avec celle proposée par Doudoroff et coll. (1979), Doudoroff (1980) et l'U.S. EPA (1980e, 1985g).»

Les organismes environnementaux publient les valeurs numériques suivantes pour le critère de la protection de la vie aquatique:

ORGANISMES ENVIRONNEMENTAUX	Critères CPVA ppb	
Manitoba (Williamson 1983)	3,5	
Ontario (OMOE 1984)	5,0	
Colombie Britannique (1986)	5,0 10,0	en moyenne sur 30 j. maximum instantané
CMI (1978a) pour les Grands Lacs	5,0	
U.S. EPA (1985g)	3,5 5,2	moyenne sur 24 h en tout temps
Environnement Canada (1987)	5,0	

Dans la méthode du modèle de l'*Indicateur Chimiotox*, le CPU des cyanures est donc de:

$$\text{CPU} = \text{Min} (\text{CPSH}, \text{CPVA}) = \text{Min} (300 \text{ ppb}, 5 \text{ ppb}) = 5 \text{ ppb}$$

Il en sera ainsi pour toutes les substances donc les CPU seront identifiés par la caractéristique «Vie aquatique» (cf tableaux 4 des CPU).