

Université du Québec

THESE

présentée

à

L'INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE (EAU)

comme exigence partielle

de la

maîtrise ès Sciences (Eau)

par

Pierre Lavallée

(B.Sc. Biochimie)

LES IMPACTS SUR LES EAUX RECEPTRICES

DE LA POLLUTION DIFFUSE URBAINE

MAI 1980

RESUME

LES IMPACTS SUR LES EAUX RECEPTRICES DE LA POLLUTION DIFFUSE URBAINE

Malgré les efforts entrepris pour épurer les eaux usées municipales; les eaux de la pollution diffuse urbaine, négligées dans l'évaluation des sources majeures de contamination des eaux réceptrices, sont rejetées au cours d'eau sans traitement. Ces eaux usées, rejets intermittents reliés aux ruissellement de surface en milieu urbain, transportent de grandes quantités de métaux et de solides en suspension à partir des contaminants déposés sur les surfaces imperméables des municipalités, et des nutriments, de la matière organique, des bactéries et virus provenant des eaux usées domestiques. Par exemple, dans une évaluation théorique pour l'ensemble du territoire américain, on a calculé que les sources diffuses de pollution urbaine rejettent annuellement 45 fois plus de plomb, et 15 fois plus de solides en suspension qu'un effluent d'usine d'épuration biologique.

Quoiqu'intermittents, ces déversements ne peuvent être considérés comme négligeables puisque des phénomènes d'accumulation dans les sédiments, de bioaccumulation, et l'observation d'un effet de choc ("shock load") sont autant de modifications du milieu qui peuvent être causées par la pollution diffuse urbaine. Des augmentations des concentrations de métaux dans les sédiments d'une rivière, juste en aval d'une municipalité, par des facteurs variant de 2 à 5, tendent à prouver l'incapacité du cours d'eau à disperser efficacement tous les contaminants déversés. Des tests biologiques sur Selenastrum capricornutum confirment la toxicité des eaux de ruissellement urbain pour divers organismes aquatiques.

Dans le cadre d'une évaluation de synthèse des impacts des eaux usées de la pollution diffuse urbaine, nous avons démontré que ces eaux usées dépassent des normes d'effluent, établies pour préserver une certaine qualité du milieu en aval de déversements. De plus, ces seuls déversements peuvent diminuer la qualité de l'eau du milieu récepteur en dessous du seuil minimum acceptable pour bénéficier du plein usage du cours d'eau.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier très sincèrement mon directeur de thèse, le Dr. Denis Couillard, pour sa collaboration continue, ses judicieux conseils et son attention soutenue qu'il a manifesté tout au long de ce travail.

TABLE DES MATIERES

	PAGE
RESUME	i
REMERCIEMENTS	iii
TABLE DES MATIERES	iv
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES FIGURES	ix
CHAPITRE 1: INTRODUCTION	1
1.1 Le problème	2
1.2 La pollution diffuse	3
1.3 Pollution diffuse urbaine	6
1.4 Objet du présent travail	11
CHAPITRE 2: CARACTERISATION DES EAUX USEES URBAINES	14
2.1 Importance du volume de la pollution diffuse urbaine	16
2.2 Caractéristiques physico-chimiques et biologiques	18
2.2.1 Charges annuelles	18
2.2.2 Concentrations moyennes de divers types d'eaux usées urbaines	22
2.3 Variations temporelles au cours d'une pluie des caractéristiques des eaux de débordement de réseau unitaire et des eaux de ruissellement urbain	25
2.4 Comparaison des caractéristiques des eaux d'effluent traité et des eaux de la pollution urbaine	31

CHAPITRE 3:	DESCRIPTION DES IMPACTS POTENTIELS SUR LE MILIEU	36
	RECEPTEUR	
3.1	Description générale des contaminants	37
3.2	Potentiel contaminant et toxicité	43
3.2.1	Potentiel contaminant des solides en suspension	45
3.2.2	Toxicité des métaux	45
3.2.2.1	Toxicité des métaux pour la flore aquatique	48
3.2.2.2	Toxicité des métaux pour les bactéries	49
3.2.2.3	Toxicité des métaux pour les organismes animaux	49
3.3	Caractéristiques du milieu récepteur pouvant influencer le degré de détérioration atteint	52
3.3.1	Caractéristiques physiques	52
3.3.2	Caractéristiques biologiques	58
3.3.2.1	Biodégradation	58
3.3.2.2	Réactions face à l'effet choc des déversements	59
3.3.2.3	Bioaccumulation	60
3.4	Normes d'effluents pour la protection du milieu	61
3.5	Normes de qualité pour la protection du milieu	63
CHAPITRE 4:	ETUDES DE CAS	66
4.1	Première étude de cas: Evaluation du dépassement des normes de qualité des effluents et des normes de qualité du milieu pour les débordements de réseau unitaire de la Communauté urbaine de Montréal	68
4.2	Deuxième étude de cas: Evaluation du dépassement des normes de qualité des cours d'eau en aval des déversements de la pollution diffuse urbaine pour la ville de Bucyrus (Ohio, E.U.)	71

4.3	Troisième étude de cas: Evaluation du potentiel toxique du ruissellement urbain par des tests biologiques	75
CHAPITRE 5:	CONCLUSIONS	79
ANNEXE 1:	Importance du volume du mélange des eaux domestiques - eaux de ruissellement de surface, qui irait directement au cours d'eau sans traitement pour un évènement déterminé	89
ANNEXE 2:	Transformation des concentrations (mg/l) en charges annuelles (kg/ha/an)	92
ANNEXE 3:	Description de la rivière des Prairies	93
ANNEXE 4:	Calcul des normes d'effluents pour la rivière Des Prairies selon le modèle de Price et Pearson (1979)	95
ANNEXE 5:	Evaluation d'un débordement pour le collecteur Curotte-Papineau de la C.U.M., pour une pluie de période de retour de 2 semaines	97
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES		98

LISTE DES TABLEAUX

1.1	Comparaison des eaux de ruissellement entre région urbanisée et région non-urbanisée	5
2.1	Caractéristiques des eaux usées urbaines. Charges annuelles (kg/ha/an)	19
2.2	Caractéristiques des eaux usées urbaines. Concentrations (mg/l)	20
2.3	Pourcentage d'augmentation des concentrations mesurées en temps sec et en temps de pluie dans un réseau unitaire (collecteur Curotte-Papineau) de la communauté urbaine de Montréal	23
2.4	Comparaison des caractéristiques des eaux usées de réseau séparatif pluvial et de débordement d'égout unitaire (mg/l)	26
2.5	Caractéristiques des eaux usées de débordement d'égout unitaire en fonction du temps. (pour une ville américaine)	29
2.6	Moyenne annuelle des concentrations des rejets en fonction du temps pour les débordements de réseau unitaire et les déversements de réseau pluvial pour deux villes du Michigan (U.S.A.)	30
2.7	Comparaison des charges annuelles déversées, estimées à partir des débits théoriques, des débordements de réseau unitaire et des effluents de traitement secondaire, pour 248 villes américaines	32

2.8	Comparaison des caractéristiques (charges annuelles) pour les débordements de réseau unitaire et les eaux de ruissellement urbain avec les effluents d'usine d'épuration (kg/ha/an)	34
3.1	Disponibilité et spéciation de métaux pour une rivière	40
3.2	Disponibilité des métaux (de forme soluble et ioniquement échangeables) dans les sédiments d'une rivière en amont et en aval d'une municipalité	42
3.3	Potentiel qualitatif d'activité polluant des contaminants de la pollution diffuse urbaine	44
3.4	Contaminants présents dans les eaux de ruissellement urbain et responsables de détériorations du milieu	51
3.5	Enrichissement en métaux dans les sédiments de la rivière Saddle en aval de la municipalité de Lodi (U.S.A.)	57
3.6	Critères de qualité pour le plein usage de la ressource eau	62
3.7	Critères de qualité pour des effluents (mg/l) se déversant dans une rivière	65
4.1	Comparaison de la qualité de la rivière des Prairies en aval des déversements de la pollution diffuse urbaine avec les normes de qualité du milieu et comparaison des caractéristiques des eaux de débordement de réseau unitaire avec les normes d'effluent	69
4.2	Augmentation des quantités de contaminants dans la rivière Sandusky, due à la pollution diffuse urbaine, pour la ville de Bucyrus (Etats-Unis)	73
4.3	Mesure de la toxicité des eaux usées d'un réseau unitaire en temps de pluie (collecteur Meilleur-Atlantique, C.U.M.) par un test biologique	77

LISTE DES FIGURES

		PAGE
1.1	Les sources diffuses de pollution urbaine	7
1.2	Facteurs influençant la qualité du ruissellement urbain	10
2.1	Variations temporelles des caractéristiques des eaux de la pollution diffuse urbain	27
3.1	Variation de la disponibilité biologique d'un métal donné avec sa spéciation	39
3.2	Schéma idéalisé de la croissance d'un organisme en fonction de la concentration d'un élément essentiel	47
3.3	Diagramme d'utilisation d'un polluant	53
3.4	Concentrations de métaux en fonction de la vitesse du courant, pour une rivière des Etats-Unis	55
A.1	Localisation géographique des bassins étudiés	94

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1 Le problème

Dans la plupart des pays industrialisés beaucoup d'efforts sont actuellement entrepris pour diminuer les quantités de polluants¹ déversés sans traitement dans le milieu naturel. Les actions entreprises pour le contrôle de la pollution se situent principalement au niveau des sources ponctuelles, pour plusieurs raisons. Celles-ci sont moins difficiles à caractériser, étudier et traiter que ne le sont les sources diffuses. Les sources ponctuelles sont souvent mieux connues pour ce qui est des charges journalières rejetées et des concentrations; ces connaissances permettent une meilleure évaluation de leurs impacts sur le milieu récepteur et, par conséquent, l'établissement d'entreprises d'assainissement plus facilement justifiables.

Les politiques d'assainissement ont cependant comme objectif de redonner aux citoyens le plein usage de cours d'eau en bon état; il devient alors impérieux de considérer également la pollution provenant des sources diffuses, celles-ci pouvant représenter une partie importante du potentiel contaminant total arrivant au cours d'eau. Cette idée est d'ailleurs étayée par les

1

polluant: ce terme sera utilisé ici pour caractériser toute matière allochtone ou autochtone pouvant conduire à long, ou à court terme, à une détérioration totale ou partielle du milieu exposé.

commentaires de Doyle (1979), directeur du projet "Clear Water" pour United States Environmental Protection Agency (U.S.E.P.A.):

"In 1976, The National Commission on Water Quality concluded that even after secondary treatment had been achieved at all U.S. municipal treatment plants. Huge loadings of pollutants would still remain on U.S. waters.

From where? From non-point sources: urban runoff, agriculture, mining, construction, and others".

Les limites de nos connaissances sont souvent contraignantes dans l'examen des impacts sur les eaux réceptrices de la pollution diffuse.

1.2 La pollution diffuse

Par opposition aux sources ponctuelles, les apports diffus représentent généralement des déversements non limités à un seul site de rejet; mais plutôt une dispersion des contaminants sur les surfaces drainées vers les eaux réceptrices.

La pollution diffuse est reliée au ruissellement de surface, lequel sert de transport aux contaminants accumulés sur le sol. Cette inter-relation fait que les déversements de la pollution diffuse sont dépendants à la fois de la durée et de l'intensité des précipitations et des capacités de drainage du territoire responsable de la contamination. Ces sources sont donc intermittentes, caractéristique importante dans l'évaluation de leurs impacts.

Il est possible de diviser la pollution diffuse en deux grandes classes: pollution diffuse agricole et pollution diffuse urbaine. L'identification de ces classes, selon l'utilisation du territoire drainé, a l'avantage de permettre une étude plus rationnelle de la qualité, et de la quantité des eaux déversées.

Les eaux de la pollution diffuse agricole sont surtout chargées en nutriments, et pesticides. La provenance de ces contaminants est variée et les responsabilités sont partagées. L'utilisation excessive d'engrais chimiques, des pratiques agricoles non adaptées aux types de sols et à leurs topographies ainsi qu'un épandage excessif¹ des fumiers d'entreprises pratiquant l'élevage intensif contribuent à l'augmentation des nutriments dans les eaux réceptrices, accélérant ainsi les processus d'eutrophisation. Les pesticides de tous genres employés en trop grandes quantités et lessivés par le ruissellement de surface sont responsables de problèmes de toxicité pour la flore et la faune aquatiques (Couillard, 1980).

Malgré le fait que le territoire Québécois soit faiblement urbanisé, il semble exister des problèmes de pollution causés par les sources diffuses urbaines. Ces sources semblent être en outre un des responsables majeurs de l'apport de métaux lourds dans les cours d'eau (Dick et Marsalek, 1979). Elles représentent même des apports plus grand en solides en suspension que ce qui est exporté du milieu forestier (Tableau 1.1). Quoique les concentrations de phosphore amenées par le ruissellement urbain soient importantes, 10 fois plus que le milieu naturel dans l'évaluation des concentrations contenues dans le ruissellement, il demeure que la pollution diffuse agricole est

¹

Sans compter les déversements illégaux des fumiers accumulés durant l'hivernage des animaux.

TABLEAU 1.1: Comparaison des eaux de ruissellement entre région urbanisée et région non-urbanisée.

PARAMETRE	MILIEU FORESTIER	MILIEU URBAIN
SS	36 mg/1	4 x ¹
Phosphore (T)	.06 mg/1	10 x
Azote Kjeldahl	1.24 mg/1	10 x

DE: Characklis *et al.*, 1979a

¹ 4 x est l'indice de multiplication par rapport aux valeurs du milieu forestier.

la principale source de nutriments, en charges annuelles, pour le cours d'eau (Malo, 1976).

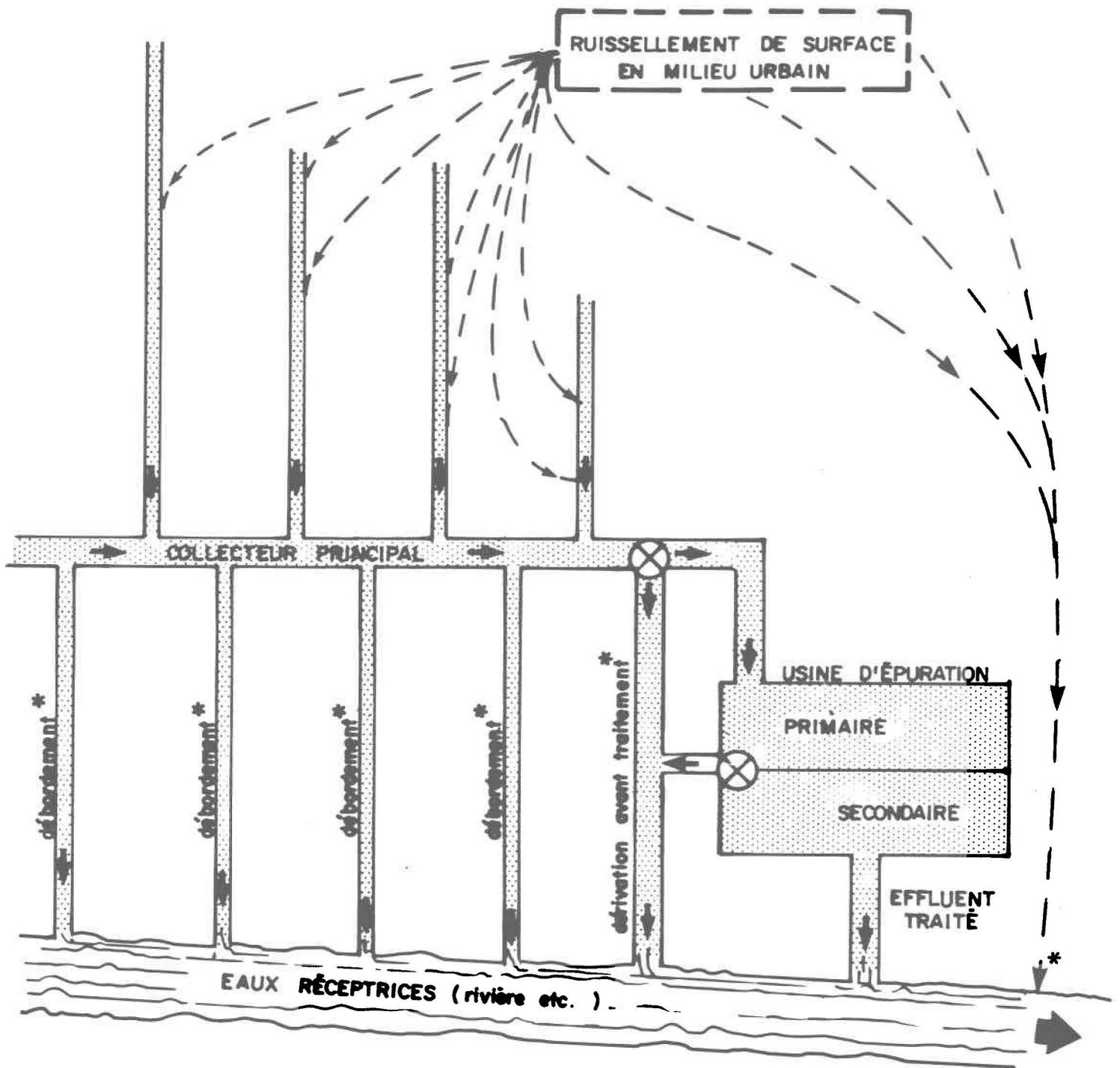
1.3 Pollution diffuse urbaine

Les sources ponctuelles de pollution en milieu urbain, que sont les effluents industriels et les effluents d'usines d'épuration des eaux usées municipales, sont facilement identifiables, mais une description de sources de pollution diffuse urbaine s'impose.

Le responsable de la pollution diffuse urbaine est, comme précisé dans la section précédente, le ruissellement urbain; mais plusieurs façons de parvenir au cours d'eau seront autant de divisions de la pollution diffuse urbaine. Même si une partie du ruissellement de surface va directement au cours d'eau, en général ces eaux sont interceptées par le réseau d'égout, pour éviter les problèmes de circulation pour les automobiles et les piétons, que causerait la présence d'importants volumes d'eaux de ruissellement dans les rues de la municipalité. Feront donc partie des sources diffuses de pollution l'exutoire d'un réseau de type séparatif, ne transportant que les eaux de ruissellement de surface (réseau pluvial) et les exutoires, autre que l'exutoire principal¹, d'un réseau unitaire², que sont les débordements et les dérivations avant traitements ("by-pass") (Figure 1.1).

¹ Normalement relié à une usine d'épuration des eaux usées.

² Réseau unique pour le transport des eaux usées domestiques et des eaux de ruissellement de surface.



(* = SOURCES DIFFUSES)

Figure 1. Les sources diffuses de pollution urbaine (municipalité avec un réseau unitaire).

Les grandes quantités d'eaux de ruissellement à évacuer, les capacités limitées des réseaux unitaires, et les faibles variations des charges d'entrée (hydraulique et matériel organique) que peut supporter une usine d'épuration biologique¹ pour conserver une certaine efficacité, sont les causes physiques de l'existence des débordements de réseau unitaire et des dérivations avant traitement.

La création, en milieu urbain, d'un grand nombre d'aires imperméables (stationnements, rues, toits d'édifices, etc...) a contribué à augmenter démesurément le volume des eaux de ruissellement qui devront être évacuées par le réseau d'égout. Malheureusement le réseau de type unitaire² n'est pas conçu pour transporter toutes les eaux de ruissellement. Sa capacité est prévue pour pouvoir transporter les pointes de débit des eaux usées domestiques³, ce qui ne correspond pas aux volumes du mélange eaux domestiques-eaux de ruissellement de surface qui sont à transporter durant un épisode pluvieux. Les tuyaux de débordements deviennent donc nécessaires pour évacuer les surplus d'eaux usées, afin d'éviter le refoulement jusqu'aux résidences raccordées au réseau.

Il est également nécessaire de détourner une partie des eaux usées de temps pluie (Couillard, 1972a) par les dérivations avant traitement ("bypass") pour éviter au traitement biologique une surcharge hydraulique qui causerait un lessivage des boues, et une dilution trop grande des matériaux nécessaires à la croissance des microorganismes responsable de la biodégradation, ce

¹

Type de traitement des eaux usées municipales le plus couramment proposé.

²

80% de la population du Québec est desservie par des réseaux unitaires.

³

Pointes reliées à l'utilisation non uniforme dans le temps des eaux de consommation.

qui causerait une diminution de la population bactérienne.

La qualité des eaux de ruissellement urbain, source primaire de la pollution diffuse urbaine, est influencée par plusieurs facteurs. Beaucoup d'activités en territoire urbain peuvent être sources de rejets contaminants sur le sol: construction, dépôts atmosphériques¹, véhicules automobiles, produits chimiques, etc.. La figure 1.2 fournit un inventaire assez exhaustif des nombreuses causes d'accumulation de contaminants pouvant être transportés par le ruissellement urbain. Ajoutons que plus le milieu urbain sera centralisé², plus les charges de contaminants seront importantes, dues à une plus grande circulation automobile et à l'augmentation des surfaces imperméables (Dick et Marsalek, 1979; Klein, 1979).

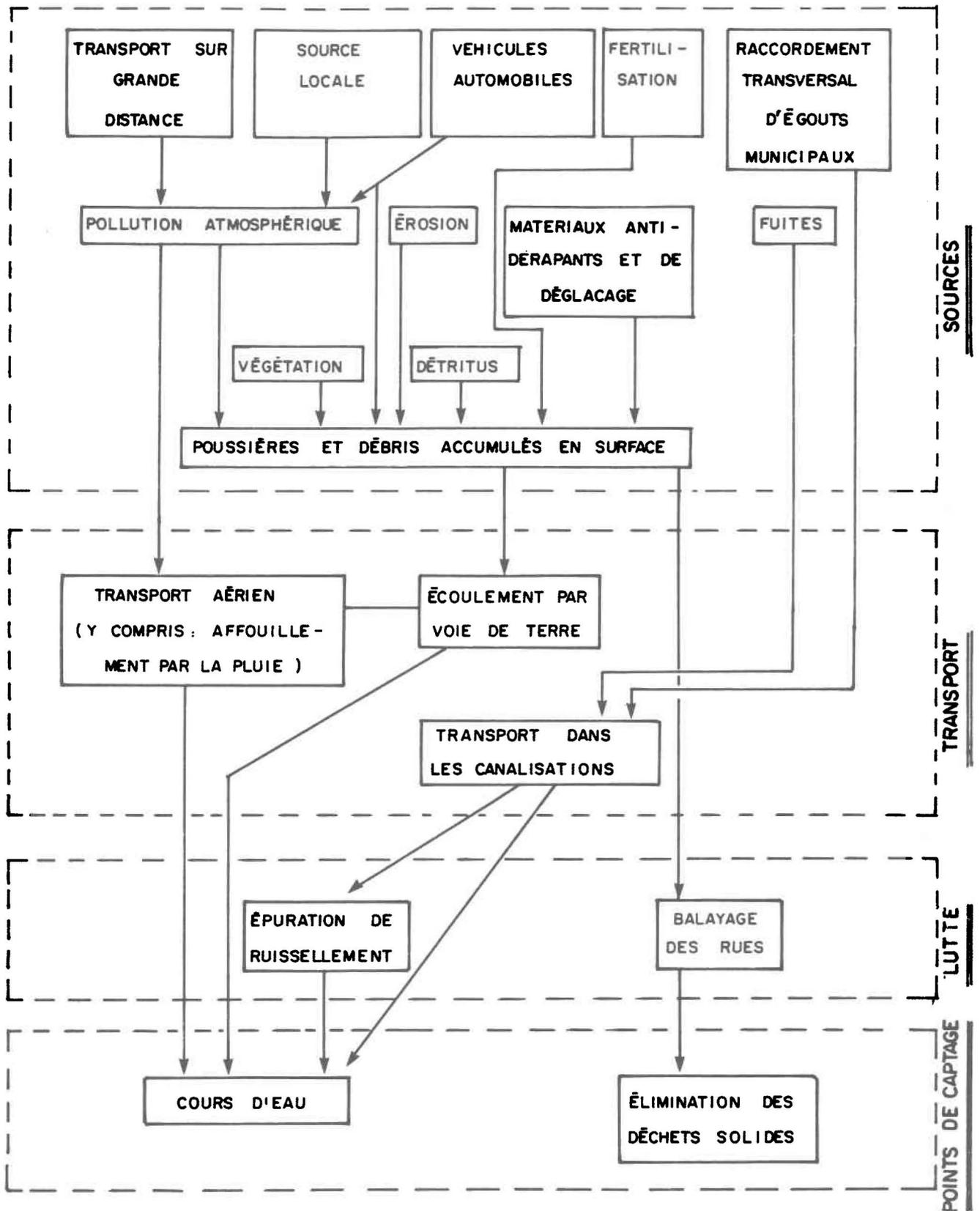
Il est important de noter que les solides provenant de débris inorganiques déposés dans les rues se retrouvent surtout en suspension dans les eaux de ruissellement, une faible proportion passant en solution. De plus les solides en suspension servent de support à une grande partie des métaux et des contaminants organiques qui sont associés à ces solides en suspension (Couillard *et al.*, 1979). La qualité de l'eau du ruissellement de surface sera donc variable selon l'intensité et la durée de la pluie et selon la période de temps s'étant écoulée depuis les dernières précipitations.

¹

Les dépôts atmosphériques sont les particules émises dans l'atmosphère par les usines, les véhicules automobiles et qui retombent au sol, soit sous forme de poussière sèche ou par les précipitations.

²

Centralisé: beaucoup d'édifices à bureaux, d'édifices commerciaux, peu d'espaces à vocation résidentielle.



de : Dick , Marsalek (1979)

Figure 2 . Facteurs influençant la qualité du ruissellement urbain .

Aux contaminants des eaux de ruissellement urbain, il faudra ajouter les contaminants présents dans les eaux usées domestiques pour procéder à une évaluation de la qualité des eaux de débordements et de dérivations avant traitement.

Même si les charges polluants mises en cause sont connues, les eaux de ruissellement urbain (par extension les eaux de la pollution diffuse urbaine) ont toujours été considérées comme peu polluantes. C'est pourquoi les débordements et les dérivations avant traitement ont été considérées comme partie intégrante du procédé de traitement et c'est ce qui explique le peu d'efforts qui, jusqu'à tout dernièrement, étaient faits pour déterminer quelle est la pollution résultante des déversements de sources diffuses urbaines.

1.4 Objet du présent travail

Le problème de la pollution diffuse urbaine, tel que défini précédemment, nécessite une étude approfondie des caractéristiques et des impacts de ce type de pollution. Nous avons essayé de vérifier à travers la littérature scientifique et gouvernementale, ainsi que par consultation de divers spécialistes du génie urbain et de la biologie aquatique, qu'elles seraient les corrélations que nous pourrions établir entre les sources diffuses de pollution du milieu urbain et les détériorations des eaux naturelles, en aval de ces déversements.

Les objectifs visés sont de déterminer l'impact sur les cours d'eau¹ du déversement des polluants composants la pollution diffuse urbaine,

¹

Nous traiterons, dans ce mémoire, des problèmes de contaminations pouvant être causés aux rivières par les déversements de la pollution diffuse urbaine; la plupart des déversements urbains, au Québec, étant effectués dans les rivières (Gouin et Malo, 1978).

et à accroître les connaissances sur les impacts relatifs des sources ponctuelles et diffuses, afin de permettre une meilleure planification et de discuter de la nécessité du traitement des eaux de ruissellement urbain.

Pour ce faire nous devons connaître les caractéristiques physico-chimiques, biologiques, ainsi que les variations temporelles de la qualité des eaux de la pollution diffuse urbaine. Cet examen est effectué pour les eaux du ruissellement de surface, des débordements et des dérivations avant traitement. Nous utiliserons également, pour des fins d'évaluation comparative, les données de qualité des eaux usées provenant de sources ponctuelles.

Par la suite, et pour rejoindre nos objectifs principaux, les impacts possibles sur le milieu récepteur de chaque contaminant: solides en suspension, métaux, composés chimiques (hydrocarbures, détergents, etc...) et bactéries seront analysés. Nous ne discuterons pas des problèmes d'eutrophication des cours d'eau puisque la majeure partie des nutriments ne provient pas des sources diffuses urbaines (Malo 1976). Cependant, comme nous l'avons écrit au début de ce chapitre, l'apport en phosphore par le ruissellement urbain n'est pas négligeable comparativement au milieu naturel (Characklis *et al.*, 1979a; Browman, 1979).

Nous évaluerons les réactions physiques et biologiques du milieu et, principalement, les modifications de sa capacité d'auto-épuration, qui peuvent accentuer ou réduire les détériorations causées par les contaminants déversés. En terminant, nous déterminerons les dommages reliés directement aux déversements intermittents de la pollution diffuse urbaine. Cette évaluation étant basée sur le respect de normes de qualité du milieu en aval de déversements

de la pollution diffuse urbaine.

La synthèse des considérations obtenues devrait nous permettre de jeter les bases d'une réponse à la question: est-il important de diminuer les apports provenant de sources diffuses dans le milieu urbain?

CHAPITRE 2

CARACTERISATION DES EAUX USEES URBAINES

CHAPITRE 2

CARACTERISATION DES EAUX USEES URBAINES

La caractérisation de tous les types d'eaux usées urbaines est un pré-requis essentiel à la détermination de l'importance relative de la pollution diffuse urbaine par rapport aux autres sources de contamination du milieu urbain¹. A partir des études sur la caractérisation physico-chimique de ces eaux, nous fournirons une représentation la plus exacte possible de la qualité des eaux usées municipales. Les paramètres physico-chimiques les plus uniformément inventoriés sont les solides totaux et en suspension, la demande biochimique en oxygène² (D.B.O.), la demande chimique en oxygène, les éléments nutritifs (azote et phosphore), les coliformes et les métaux (chrome, cuivre, nickel, plomb, zinc).

L'étude comparative de la qualité de tous les types d'eaux usées municipales permettra de déterminer quels sont les sources pouvant être considérées comme majeures³ pour un type de contaminant en particulier.

1

A l'exclusion des eaux usées industrielles.

2

Même si elle est très répandue, cette mesure est souvent faussée par plusieurs facteurs, tels la présence de toxiques ou les quantités limitées d'un élément essentiel. Dans ces conditions la matière organique présente ne sera pas utilisée au maximum, amenant ainsi une erreur d'évaluation (Cottinet *et al.* 1975).

3

Source majeure: source représentant 33% ou plus de la charge polluante totale pour un contaminant (Graham, 1978).

2.1 Importance du volume de la pollution diffuse urbaine

Une étude de Lager *et al.* (1977) a dénombré 100 débordements par année pour les villes de New York et Chicago et 70 pour la ville de Washington. L'accroissement du débit transporté par le réseau d'égout au delà de la capacité de conception n'est pas un phénomène exceptionnel. En Ontario, les débordements se produisent 36% du temps, pour une période annuelle (Sullivan *et al.* 1978). Aucune donnée n'est disponible sur la fréquence des débordements pour le territoire québécois mais, selon Paquin (1979), les déversements par les trop-pleins se produisent souvent. Une évaluation sommaire pour l'ensemble du territoire américain¹ rapporte que, sur une base annuelle, de 5 à 20% des eaux véhiculées par un réseau unitaire déborderont avant d'arriver à l'exutoire principal (Graham *et al.* 1978).

L'étude d'un évènement en particulier permet d'évaluer le pourcentage du volume de ruissellement qui ne pourra être acheminé vers l'usine d'épuration par le réseau d'égout. Pour des précipitations de 12.5 mm en 24 heures, précipitations de période de retour mensuelle pour la région de Montréal (M.R.N., 1974) couvrant de façon uniforme un territoire de 200 km² et ayant un coefficient de ruissellement de 50%³, nous aurions un volume total de 1.25 milliards (1.25 x 10⁹) de litres d'eaux usées de ruissellement de surface à évacuer. Si ce territoire, desservi par un réseau unitaire de capacité égale à 2 fois le débit moyen de temps sec (D.M.T.S.)⁴, était occupé par

¹ Evaluation de l'American Society of Engineer, en 1974.

² L'équivalent des 2/5 de l'île de Montréal.

³ Coefficient de ruissellement applicable pour une municipalité ayant une faible proportion de territoire à vocation résidentielle.

⁴ Le réseau a une capacité de 3 fois le D.M.T.S. mais, pour protéger une usine d'épuration biologique d'une surcharge hydraulique, la capacité à l'entrée de l'usine est réduite à 2 fois le D.M.T.S. (Trudel, 1979).

une population de 1 million d'habitants (5000 habitants/km² ou 20 habitants/acre), le réseau pourrait évacuer 2 fois le débit sanitaire théorique de cette population¹, soit 0.44 milliards (0.44 x 10⁹) de litres par jour.

Le volume total à évacuer de cette journée serait le volume de ruissellement de surface plus le débit sanitaire théorique, ce qui équivaut à 1.47 milliards (1.47 x 10⁹) de litres. Comme le réseau ne peut acheminer que 30% de ce volume, il en résulte que 70% des eaux à évacuer iront directement au cours d'eau, soit par les débordements, soit par la dérivation à l'usine de traitement (Annexe 1).

Cette estimation prend pour acquis une répartition spatio-temporelle uniforme de l'averse. Les volumes de débordements seraient encore plus importants si nous tenions compte des pointes de débit² des eaux du ruissellement de surface.

Même si nous tenions compte d'une plus grande capacité du réseau, par exemple en supposant un débit sanitaire théorique plus grand (370 l/j/habitant)³ qui aurait servi de base lors de la conception du réseau unitaire, il demeure que 50% des eaux usées véhiculées auraient débordé (Annexe 1).

¹ Débit sanitaire théorique = 222 litres/jour/habitant. On considère le débit sanitaire théorique approximativement égal au débit moyen de temps sec.

² Nous supposons le temps de réponse du bassin égal ou inférieur à une journée.

³ Valeur généralement admise il y a quelques années et qui est maintenant considérée comme trop forte (Demard, 1979).

Le même calcul que précédemment (D.M.T.S. = 222 l/j/habitant) mais pour une pluie de période de retour de 2 ans¹ (Ferland et Gagnon, 1972) démontre que 92% des eaux usées unitaires ne passeraient pas par l'usine de traitement (Annexe 1).

Rappelons que pour la plupart des évaluations et des estimations mathématiques faites aux Etats-Unis, de 60 à 70% du débit total d'eaux usées municipales est associé au débit en temps de pluie ("wet-weather flow") (Heaney *et al.* 1977).

2.2 Caractéristiques physico-chimiques et biologiques

Dans l'étude des eaux usées urbaines les contaminants les plus généralement mesurés sont: les solides (totaux et en suspension), la matière organique (par les demandes biochimique et chimique en oxygène, DBO₅ et DCO), les nutriments (surtout azote et phosphore), les métaux (chrome, cuivre, nickel, plomb, zinc) et les bactéries (coliformes totaux et coliformes fécaux). Les tableaux 2.1 (charges annuelles) et 2.2 (concentrations moyennes) présentent des valeurs de comparaison entre les différents types d'eaux usées urbaines pour les contaminants étudiés.

2.2.1 Charges annuelles

L'examen des charges annuelles déversées par les différents types d'eaux usées permet d'évaluer l'importance relative de ces eaux usées comme

¹ Pour la région de Montréal.

TABLEAU 2.1: Caractéristiques des eaux usées urbaines. Charges annuelles (kg/ha/an)

PARAMETRE	SANITAIRE		UNITAIRE (temps sec)		UNITAIRE (pluie)		PLUVIAL (ruissellement de surface)		DEBORDEMENT (unitaire)	
Solides totaux (S.T.)	3494	6854	-	-	-	-	17808	-	-	-
Solides en suspension (S.S.)	1299	2576	1431	1943	2184	708	-	818	1344	2648
DBO ₅	1389	1546	1322	797	114	114	94	37	605	152
DCO	2016	-	3181	3427	403	501	1165	269	-	-
N _{Total}	121	426	224	-	7	12	-	10.0	54	24
P _{Total}	204	179	58	-	15	2.7	3.8	-	74	7
Ville - superficie - nombre d'habitants	-	-	San Francisco	Montréal	Washington	San Francisco	Durham 10 000 hab.	240 hab.	Detroit	U.S.A. Estimation mathématique
Référence	Zanoni et Rutkowski (1972)	Thoman (1972)	Eckoff et al. (1969)	Couillard et al. (1974)	Trempe (1973)	Eckoff et al. (1969)	Bryan (1972)	Weihei (1964)	Burm et al. (1968)	Graham (1978)
Plomb	0.23*		0.80*	0.95*			3.3*	2.1*		
Zinc	0.61*		1.7 *	1.47*			2.2*	-		
Cuivre	0.36*		-	-			1.8*	-		
Nickel	0.05*		-	-			1.3*	-		
Chrome	0.06*		0.06*	0.33*			1.8*	-		
Autres	203x10 ³ coli. totaux		-	-				30000 fécules		
Ville - superficie - nombre d'habitants	Pittsburgh		Pittsburgh	Montréal 22.2 km ²						
Référence	MacLaren (1975)		Davis et Jacknow (1975)	Couillard et al. (1979)			Coston (1974)	Bryan (1972)		

(1) Nombre d'organismes/100 ml

* Transformation des concentrations (mg/l) en charges annuelles (kg/ha/an) selon un volume annuel théorique (annexe 2).

TABLEAU 2.2: Caractéristiques des eaux usées urbaines. Concentrations (mg/l)

PARAMETRE	SANITAIRE		UNITAIRE (temps sec)		UNITAIRE (pluie)		PLUVIAL (ruisselle- ment de surface)		DEBORDEMENT (unitaire)
Solides totaux (S.T.)	800		833		-		450-14600	2166	150-2300
Solides en suspension (S.S.)	300		622		291		2-11300	1697	20-1700
DBO ₅	180		71		88		1- 700	19	30- 600
DCO	-		382		361		5- 3100	335	-
N _{Total}	50		-		-		0.2- 18.5	-	-
P _{Total}	20		4.0		-		0.1-125	-	-
Coli. totaux ⁽¹⁾	2-50x10 ⁶		2.8x10 ⁶		-		200x10 ⁶	0.6x10 ⁶	20x10 ³ -90x10 ⁶
Coli. fécaux ⁽¹⁾	3-15x10 ⁶		2.4x10 ⁶		-		55x112x10 ⁶	0.31x10 ⁶	20x10 ³ -17x10 ⁶
Ville - super- ficie - nombre d'habitants	-		14000 hab. Washington		Montréal 8.9 km ²		compilation de données	moyenne Washington	compila- tion de données
Référence	Thoman (1972)		Shih et al. (1971)		Couillard et al. (1979)		Field et Struzes- ki (1972)	Shih et De Filippi (1971)	Field et al. (1977)
Pb	0.075	0.120	0.10	0.19	0.42	0.37	0.46	0.53	0.37
Zinc	0.20	0.250	0.15	0.38	0.59	0.43	0.36	0.76	-
Cu	0.12	-	-	-	-	-	0.15	0.20	-
Ni	0.014	-	-	-	-	-	0.15	0.05	-
Cr	0.02	0.008	0.01	0.10	0.02	0.02	0.23	0.09	-
Autres	-	-	CN ⁻ 0.01	CN ⁻ 0.02	CN ⁻ 0.02	CN ⁻ 0.02	-	-	-
Ville - super- ficie - nom- bre d'habitants	Pittsbyrgh	Muncie	Montréal collecteur C.P.	Montréal collecteur M.A.	Montréal collecteur C.P.	Montréal collecteur M.A.	Durham	moyenne de 10 villes américaines	pour les USA
Référence	Maclaren (1975)	Davis et Jack- now(1975)	Couillard et al. (1979)	Couillard et al. (1979)	Couillard et al. (1979)	Couillard et al. (1979)	Coston (1974)	Sarton et Boyde (1972)	Field et Pitt (1977)

⁽¹⁾ Organismes/100 ml

apports de contaminants.

Le tableau 2.1 identifie cinq types d'eaux usées urbaines: les eaux sanitaires (d'un égout de type séparatif), les eaux d'égout unitaire en temps sec et en temps de pluie, les eaux de ruissellement urbain (ruissellement de surface et ce qui est transporté par un égout pluvial d'un réseau séparatif¹) et les eaux de débordement de réseau unitaire.

Les valeurs des tableaux 2.1 et 2.2 ayant été obtenues de différents travaux, donc d'expérimentations différentes, nous ne ferons pas d'analyse mathématique de ces résultats mais plutôt une évaluation qualitative et globale des différences existantes entre les différents types d'eaux usées.

Le tableau 2.1 montre que les eaux sanitaires rejettent annuellement beaucoup plus de matière organique (valeurs de DBO_5 plus grandes par des facteurs en majorité plus grands que 10 et valeurs de DCO de 2 à 7 fois plus élevées), de nutriments (par des facteurs supérieurs à 10), et de bactéries que les autres types d'eaux usées urbaines².

Le ruissellement de surface est la source majeure de métaux, il déverse dans le milieu des quantités supérieures par des facteurs variant de 4 (pour le zinc) à 30 (pour le chrome).

¹ Malgré la certitude que le réseau pluvial ne capte pas 100% du ruissellement de surface, et que de plus il y a dilution par les eaux parasites (infiltration, captage), il semble que la qualité des eaux de ruissellement de surface et des eaux usées d'un réseau pluvial soient assez interreliées pour les considérer dans la même section. Il s'agit d'une méthodologie utilisée par plusieurs auteurs (Desbordes et Ribstein, 1978; Heaney *et al.* 1977).

² Excluant les eaux de réseau unitaire en temps sec, ce type d'eaux usées étant très semblable à celui des eaux de réseau séparatif sanitaire.

Le ruissellement de surface et les débordements de réseau unitaire (tableau 2.1) constituent la pollution diffuse urbaine. Annuellement, ces deux sources rejettent dans le milieu récepteur plus de solides et de métaux que ne le font les autres types d'eaux usées municipales qui, de plus sont normalement traitées par un système d'épuration efficace.

2.2.2 Concentrations moyennes de divers types d'eaux usées urbaines

Autant l'évaluation de l'importance relative des charges déversées annuellement permet de jeter les bases nécessaires à l'élaboration d'une politique globale d'épuration, autant les mesures de concentrations des divers contaminants présents dans les eaux usées urbaines permettent d'évaluer la toxicité ou la non-toxicité de ces eaux vis-à-vis du milieu naturel.

Le tableau 2.2 fournit les concentrations pour les différents types d'eaux usées urbaines. L'examen de ces mesures, pour chaque contaminant, permet pour un même réseau unitaire l'étude comparative des valeurs obtenues en temps sec et en temps de pluie. La comparaison des valeurs permet d'évaluer la part de la pollution d'origine urbaine pouvant être attribuée à la pollution diffuse.

Les différences des caractéristiques de ces deux types d'eaux usées, unitaire en temps sec et en temps de pluie, s'expliquent par l'apport des eaux de ruissellement de surface qui viennent augmenter la charge hydraulique du réseau lors d'un orage. En temps de pluie, les concentrations de métaux dans le réseau unitaire augmentent par des facteurs allant de 2 à 5. Le tableau 2.3 nous donne le pourcentage d'augmentation, en temps de pluie, des concentrations

TABLEAU 2.3: Pourcentage d'augmentation des concentrations mesurées en temps sec et en temps de pluie dans un réseau unitaire (collecteur Curotte-Papineau) de la communauté urbaine de Montréal.

METAL	% D'AUGMENTATION
Plomb	420%
Zinc	400%
Chrome	200%
Cyanure (CN ⁻)	200%

moyennes pondérées au débit de métaux dans le collecteur Curotte Papineau de la Communauté urbaine de Montréal. Par exemple les teneurs en plomb augmentent de 420%, dû principalement aux grandes quantités déposées sur les surfaces imperméables et qui sont mesurées pour les eaux d'orages (Couillard *et al.* 1979).

L'analyse des résultats obtenus pour les eaux de ruissellement de surface montre que les valeurs de métaux et de solides sont systématiquement plus élevées que celles des autres types d'eaux usées urbaines. Toutefois la tendance inverse existe dans le cas des nutriments, de la matière organique (DBO_5 et DCO) et des bactéries.

Bien que les concentrations de coliformes dans les eaux de la pollution diffuse urbaine ne soient pas négligeables (surtout dans le cas des débordements de réseau unitaire), elles sont plus faibles que dans le cas des eaux sanitaires.

Nous ne possédons que peu d'informations sur les quantités de produits chimiques synthétiques (détergents, pesticides, etc...) contenus dans les différents types d'eaux usées. Cependant certaines conclusions d'une étude de Lager *et al.* (1977) rappellent que ces composés sont présents dans les eaux de ruissellement urbain et de débordements de réseau unitaire; et qu'ils peuvent être préjudiciables à la qualité de l'eau du milieu récepteur. Une étude de Hunter *et al.* (1979) rapporte que des concentrations moyennes de 3.69 mg/l d'hydrocarbures aliphatiques ont été mesurés dans le ruissellement urbain de la ville de Philadelphie (Etats-Unis). Pour conserver une certaine qualité de l'eau en milieu naturel, il est recommandé qu'aucun hydrocarbure ne soit déversé directement dans le milieu naturel (Gouin et Malo, 1978).

Les eaux usées de débordements de réseau unitaire contiennent des métaux et des solides en suspension, provenant surtout des eaux de ruissellement de surface. La présence de matière organique, de nutriments, et de microorganismes (bactéries et virus) est due à la partie, du mélange d'eaux usées véhiculées par le réseau unitaire en temps de pluie, fournie par les eaux domestiques. Le tableau 2.4 expose les différences entre les caractéristiques physico-chimiques des eaux de ruissellement urbain et les eaux usées qui débordent d'un réseau unitaire.

2.3 Variations temporelles au cours d'une pluie des caractéristiques des eaux de débordement de réseau unitaire et des eaux de ruissellement urbain

Les concentrations de contaminants contenus dans le ruissellement urbain et dans les débordements de réseau unitaire sont, de par leurs relations avec les épisodes pluvieux, sujettes à de grandes variations; ces variations étant dues à l'effet de chasse des eaux de ruissellement d'orage.

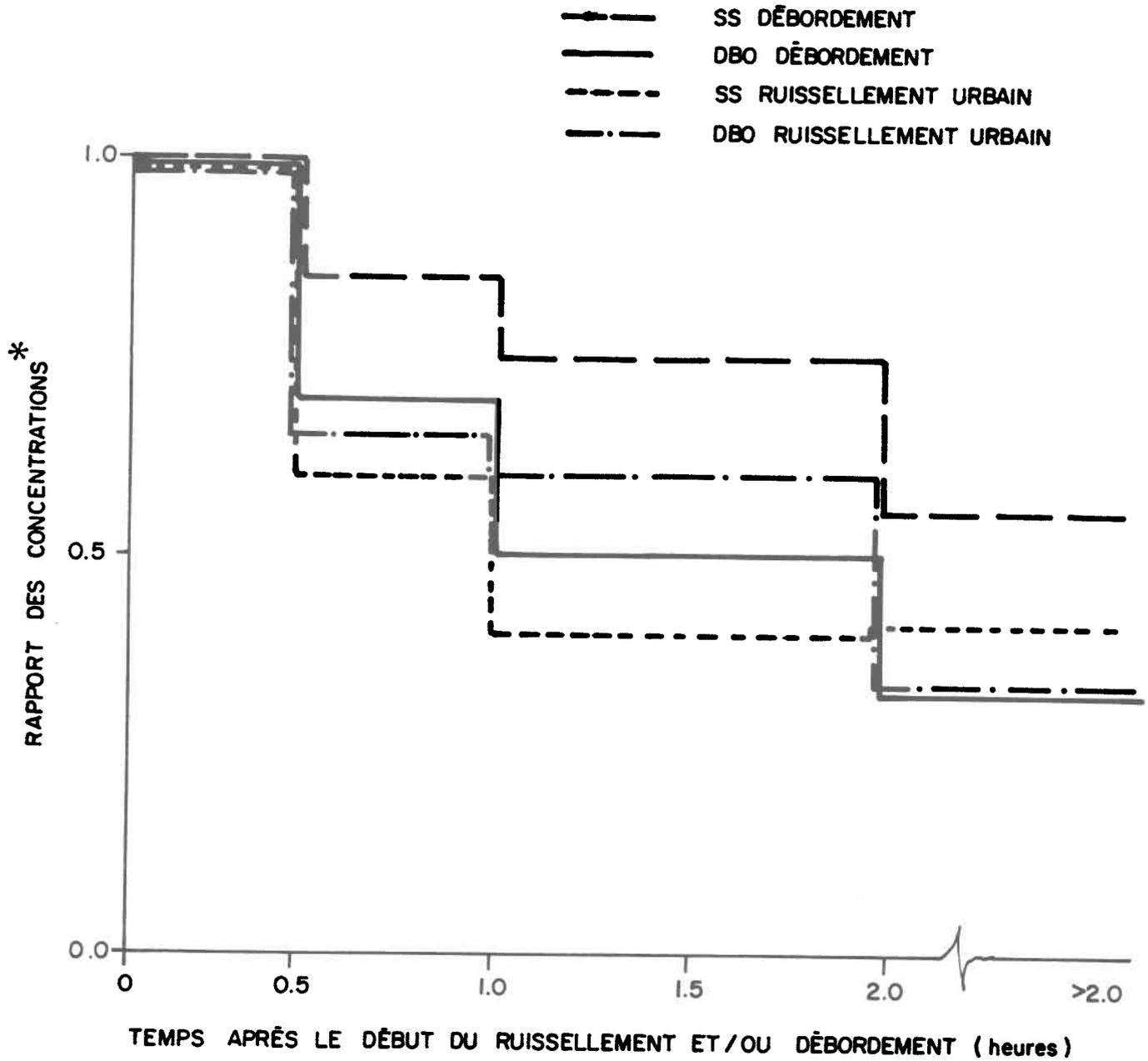
La première "vague" des eaux de ruissellement, en emportant une grande partie des dépôts de contaminants accumulés sur les surfaces imperméables (rues, trottoirs, toîts, etc...) depuis les dernières précipitations, est composée d'eaux usées très chargées. Par la suite les eaux de ruissellement sont plus diluées. Il faut ajouter que les dépôts accumulés dans les conduites du réseau d'égout seront également emportés lors de l'augmentation du débit par l'entrée des eaux de ruissellement dans ce même réseau. Cette diminution des concentrations de contaminants après les premières minutes de l'orage a été observée par Lager *et al.* (1977) (figure 2.1). Ces mesures proviennent de plus de 4500 échantillons des eaux de ruissellement urbain

TABLEAU 2.4: Comparaison des caractéristiques des eaux usées de réseau séparatif pluvial et de débordement d'égout unitaire (mg/l).

PARAMETRE	PLUVIAL		DEBORDEMENT	
	MAXIMUM	MOYENNE ANNUELLE	MAXIMUM	MOYENNE ANNUELLE
S.S.	11900 (très turbides, blanches)*	2080	804 (noires, moins turbides)*	274
DBO ₅	62	28	685	153
N _T	9.6	3.5	175.2	16.8
P _T	16.4	5.0	43.2	14.6

* aspect qualitatif des eaux examinées

DE: Burm et al., 1968.



* résultats normalisés selon le temps

de : Lager et al. (1977)

Figure 2.1 . Variations temporelles des caractéristiques des eaux de la pollution diffuse urbaine .

et de débordements d'égout unitaire, récoltés en 1973 sur plusieurs municipalités des Etats-Unis.

Les tableaux 2.5 et 2.6 confirment une diminution effective des concentrations après l'effet de chasse. Si nous regroupons les concentrations de contaminants selon le débit des eaux de débordements, nous remarquons que, lors des pointes de débit d'eaux usées, les concentrations sont plus élevées par un facteur 4 que les concentrations observées en d'autres moments du débordement (tableau 2.5).

Dans une évaluation, sur une base annuelle, des variations des concentrations avec le temps depuis le début des déversements d'orages, *Burm et al.* (1968) ont observé les déversements d'un égout pluvial à Ann Arbor (Michigan, U.S.A.) et les débordements d'un réseau unitaire à Détroit (ville voisine de Ann Arbor). Ils ont noté une tendance à la diminution des concentrations avec le temps, lors d'un orage; mais cette tendance est peu prononcée (tableau 2.6).

Si la pointe des concentrations de contaminant (pointe du pollulogramme) se produisait dans le temps avant la pointe de débit (pointe de l'hydrogramme), les eaux usées les plus chargées devraient pouvoir être admises à l'usine d'épuration. Cependant, selon le territoire drainé (utilisation du sol, topographie) et la capacité du réseau non utilisée par les eaux de temps sec, des pointes des concentrations de contaminants peuvent se produire simultanément ou après l'arrivée du maximum de débit des eaux usées (*Couillard et al.*, 1979; *Characklis et al.*, 1979a; *Lager et al.*, 1977).

TABLEAU 2.5: Caractéristiques des eaux usées de débordement d'égout unitaire en fonction du temps (pour une ville américaine).

PARAMETRE	0-1 heure + les pointes	1 h.
SS	589 (330, 848) *	144 (113, 174)
DBO ₅	176 (170, 182)	40 (26, 53)
DCO	633 (500, 765)	140 (113, 166)
P _T	3.0 (1.6, 4.5)	1.4 (0.6, 2.2)
N _T	21 (17, 24)	5 (3, 6)
Coliformes	.15 - .31 x 10 ⁶	-

DE: Villaret, 1971.

* (min., max.)

TABLEAU 2.6: Moyenne annuelle des concentrations (mg/l) des rejets en fonction du temps pour les débordements de réseau unitaire et les déversements de réseau pluvial pour deux villes du Michigan (U.S.A.)

Débordement (Détroit)					
PARAMETRE	0-1h.*	1-3.5h.	3.5-6.25h.	6.25-12.5h.	>12.5h.
SS	276	299	285	293	205
DBO	209	159	143	89	101
P _T	17.1	13.4	14.7	12.4	17.2
N _T	10.3	7.8	10.3	9.0	6.7
Pluvial (Ann Arbor)					
	0-4min.	4-9min.	9-19min.	19-34min.	>34min.
SS	2390	1130	1810	2820	2270
DBO	47	32	25	24	18
P _T	5.5	4.0	4.2	6.2	5.2
N _T	3.4	3.2	3.15	3.4	3.9

* Temps après le début des déversements

DE: Burm et al., 1968

Malgré des concentrations plus faibles après le pic du pollulogramme, l'association de concentrations moyennes de contaminants à de forts débits de déversement entraînent vers les eaux réceptrices des charges importantes de contaminants.

2.4 Comparaison des caractéristiques des eaux d'effluent traité et des eaux de la pollution diffuse urbaine

Il sera intéressant, lors de l'évaluation du potentiel contaminant relatif de la pollution diffuse urbaine, d'avoir des informations sur la qualité des eaux de ruissellement urbain par rapport aux effluents d'une usine d'épuration des eaux usées.

Une étude de Graham (1978) compare les caractéristiques physico-chimiques des eaux de débordement de réseau unitaire et des eaux d'un effluent de traitement secondaire. Les valeurs du tableau 2.7 sont des concentrations moyennes pour 248 villes américaines, échantillonnées de 1969 à 1974, et des charges annuelles estimées à partir d'évaluations théoriques des débits. La comparaison des charges annuelles déversées par les débordements de réseau unitaire et les effluents d'usine d'épuration biologique est faite à partir de l'estimation des débits théoriques de ces 2 types de déversements, pour tout le territoire urbanisé américain (Etats-Unis), multipliés par les concentrations moyennes valables pour 248 villes américaines. Les valeurs ainsi obtenues devraient donc être représentatives de l'ensemble du territoire urbanisé des Etats-Unis. Il faut également tenir compte que, contrairement à l'effluent d'une usine d'épuration (source ponctuelle), les déversements par les trop-pleins sont discontinus et que les quantités déversées par épisode seront relativement plus importantes.

TABLEAU 2.7: Comparaison des charges annuelles déversées, estimées à partir des débits théoriques, des débordements de réseau unitaire et des effluents de traitement secondaire, pour 248 villes américaines.

PARAMETRE	DEBORDEMENT		EFFLUENT SECONDAIRE	
	conc.* (mg/l)	décharge annuelle kg/ha/an	conc. (mg/l)	décharge annuelle kg/ha/an
SS	370	2649	30	171
DBO ₅	115	152	30	171
P _T	1.9	6.1	4	22
N _T	10	23.5	30	171
Plomb	0.37	1.0	0.04	0.02

* Concentration moyenne

DE: Graham, 1978

En utilisant les données de plusieurs auteurs et en évaluant l'efficacité théorique des traitements, nous avons comparé les eaux de débordement et de ruissellement urbain, à des effluents traités par une décantation simple, un procédé aux boues activées à faibles charges, et une décantation suivie d'une floculation chimique (tableau 2.8).

Les eaux de ruissellement urbain et les eaux de débordement déversent respectivement, dans le milieu récepteur, 21 et 1.6 fois plus de solides que l'effluent d'une décantation simple. En les comparant à un effluent de traitement secondaire, les rapports des charges annuelles sont de l'ordre de 100 fois plus élevé pour le ruissellement urbain, et de 9 fois plus pour les débordements de réseau unitaire.

Les nutriments ne peuvent être enlevés efficacement que par un traitement physico-chimique (Couillard, 1972b). Si les eaux brutes étaient traitées par ce type de traitement, les débordements rejetteraient au milieu 6 fois plus de phosphore en une année que l'effluent d'une décantation suivie d'une floculation chimique.

Pour les métaux, l'efficacité d'enlèvement, dans le cas des 3 types de traitement que nous comparons, est faible, de l'ordre de 40% pour le plomb (Atkins et Hawley, 1978). Le ruissellement de surface en milieu urbain transporterait donc annuellement plus de plomb par un facteur 2.5 que les effluents d'usine d'épuration.

Les comparaisons effectuées, entre la qualité des effluents municipaux traités et celle du ruissellement urbain, démontrent que dans le cas où

TABLEAU 2.8: Comparaison des caractéristiques (charges annuelles) pour les débordements de réseau unitaire et les eaux de ruissellement urbain avec les effluents d'usine d'épuration* (kg/ha/an)

PARAMETRE	EAUX BRUTES RESEAU UNITAIRE	EAUX BRUTES PLUVIAL	DEBORDEMENT RESEAU UNITAIRE	EFFLUENT PRIMAIRE DECANTATION	EFFLUENT SECONDAIRE BIOLOGIQUE	EFFLUENT PRIMAIRE DECANTATION + FLOCCULATION CHIMIQUE
S.S.	1431	17808	1344	859	143	572
DBO ₅	1322	94	605	1123	198	859
N _{Total}	224	-	54	-	22	-
P _{Total}	58	3.8	74	47	44	11.6
Plomb	3.2**	3.2	-	1.9	1.9	1.9
Référence:	Eckoff et al. (1969)	Bryan (1972)	Burm et al. (1968)			

* La qualité des effluents d'usine d'épuration est évaluée à partir des mêmes eaux brutes de réseau unitaire et de l'efficacité théorique de chaque traitement mis en cause (Couillard, 1972b).

** Nous prenons la valeur obtenue de Bryan (1972) pour ce contaminant.

les eaux usées municipales de temps sec seront traitées, la principale source de contamination du milieu urbain serait la pollution diffuse. Ainsi si pour la protection de la qualité des eaux réceptrices, on devait augmenter le traitement des eaux usées municipales, il faudrait traiter en priorité les eaux provenant de sources diffuses.

CHAPITRE 3

DESCRIPTION DES IMPACTS POTENTIELS SUR LE MILIEU RECEPTEUR

CHAPITRE 3

DESCRIPTION DES IMPACTS POTENTIELS SUR LE MILIEU RECEPTEUR

Le deuxième chapitre fournit une évaluation comparative des charges et des concentrations de contaminants amenées au cours d'eau par les sources diffuses de la pollution urbaine. Connaissant les types de contaminants présents, il est possible d'établir les impacts de leurs déversements ainsi que les réactions du milieu pouvant réduire ou accroître les effets de cette contamination.

3.1 Description générale des contaminants

Les principaux contaminants du ruissellement de surface: solides en suspension, métaux traces, produits chimiques organiques (hydrocarbures, détergents, pesticides) ainsi que les déversements de bactéries et virus par les débordements de réseau unitaire sont les vecteurs importants de la pollution des eaux naturelles. De plus, selon Browman (1979), des quantités importantes de phosphate inorganique soluble sont présentes dans le ruissellement urbain.

Afin de préciser leurs impacts potentiels, il est nécessaire de connaître précisément la forme et le taux de dégradation naturelle de ces contaminants.

Les métaux traces, rejetés vers le milieu récepteur, ont une disponibilité biologique¹ très variable selon leur spéciation² (Stumm et Bilinski, 1972). La figure 3.1 représente qualitativement la disponibilité biologique des différentes formes de métaux pouvant exister dans le milieu naturel. Nous pouvons remarquer que les ions libres, les complexes organiques et inorganiques sont les formes qui peuvent le plus avoir un impact sur les diverses formes de vie du milieu aquatique. Quelques formes sont cinétiquement beaucoup plus stables et peu disponibles pour créer de nouvelles liaisons; ainsi les liaisons métal-acides humiques sont qualifiés de persistantes par Reuter et Perdue (1977).

Par l'examen des résultats de Florence (1977), il est possible d'obtenir quelques précisions sur les proportions de métaux solubles qui sont disponibles, potentiellement disponibles et non-disponibles (tableau 3.1). Quoique relativement peu des métaux présents en rivière soient sous forme soluble (Campbell *et al.*, 1976), donc assurément bio-utilisables, une plus grande partie est ou sera disponible pour une utilisation actuelle ou ultérieure par les organismes aquatiques. Les résultats du tableau 3.1 ont été obtenus sur des échantillons d'eau de rivières. De ces résultats, il est démontré que 60.5% du cuivre, 91% du plomb, 21% du cadmium et 24% du zinc sont liés et considérés non disponibles. Le reste (39.5% pour le Cu, 9% pour le Pb, 79% pour le Cd et 76% pour le Zn) est labile et potentiellement utilisable.

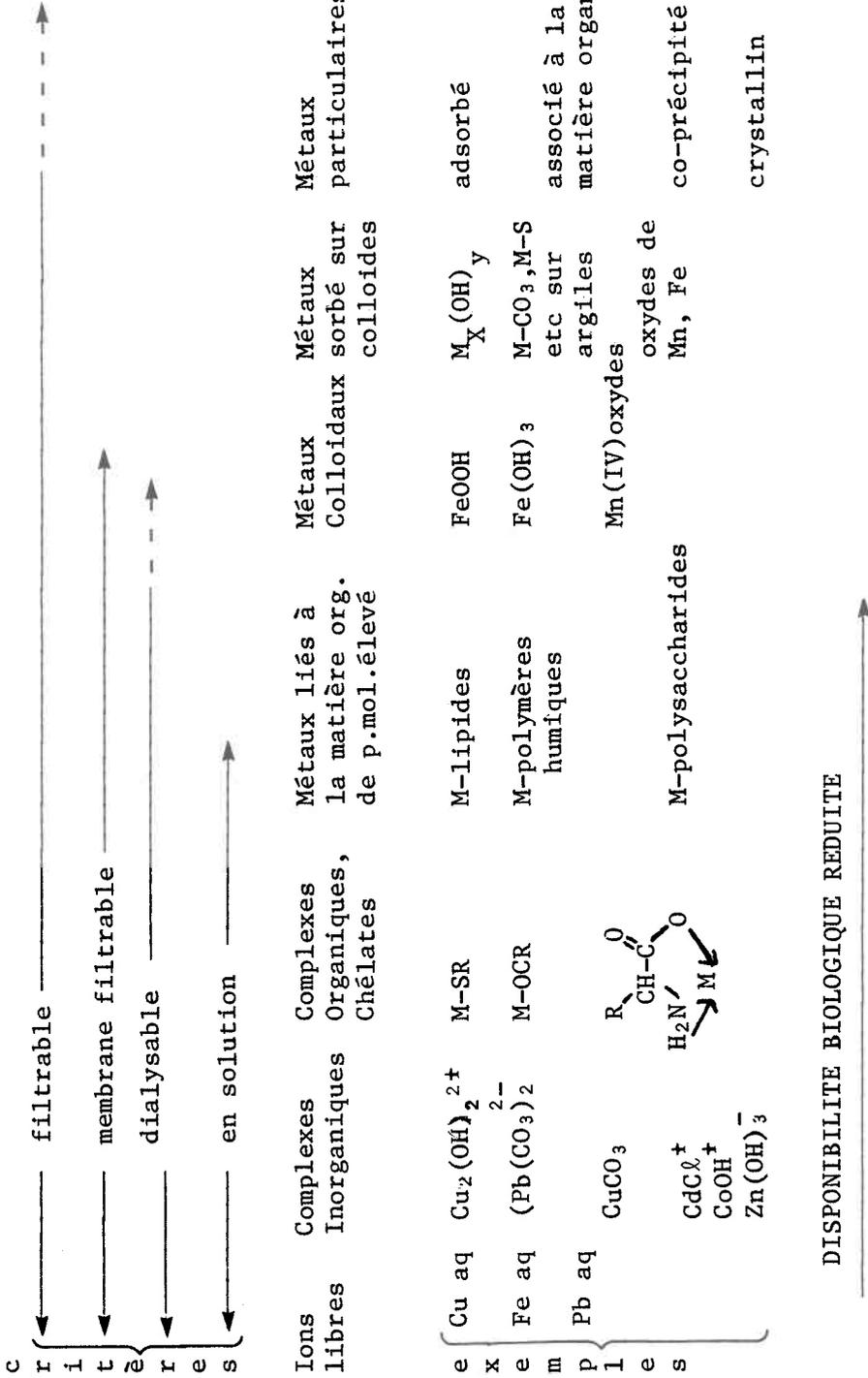
¹

La disponibilité biologique représente la possibilité qu'une forme donnée d'un métal soit non-liée et disponible pour une utilisation par les organismes vivants.

²

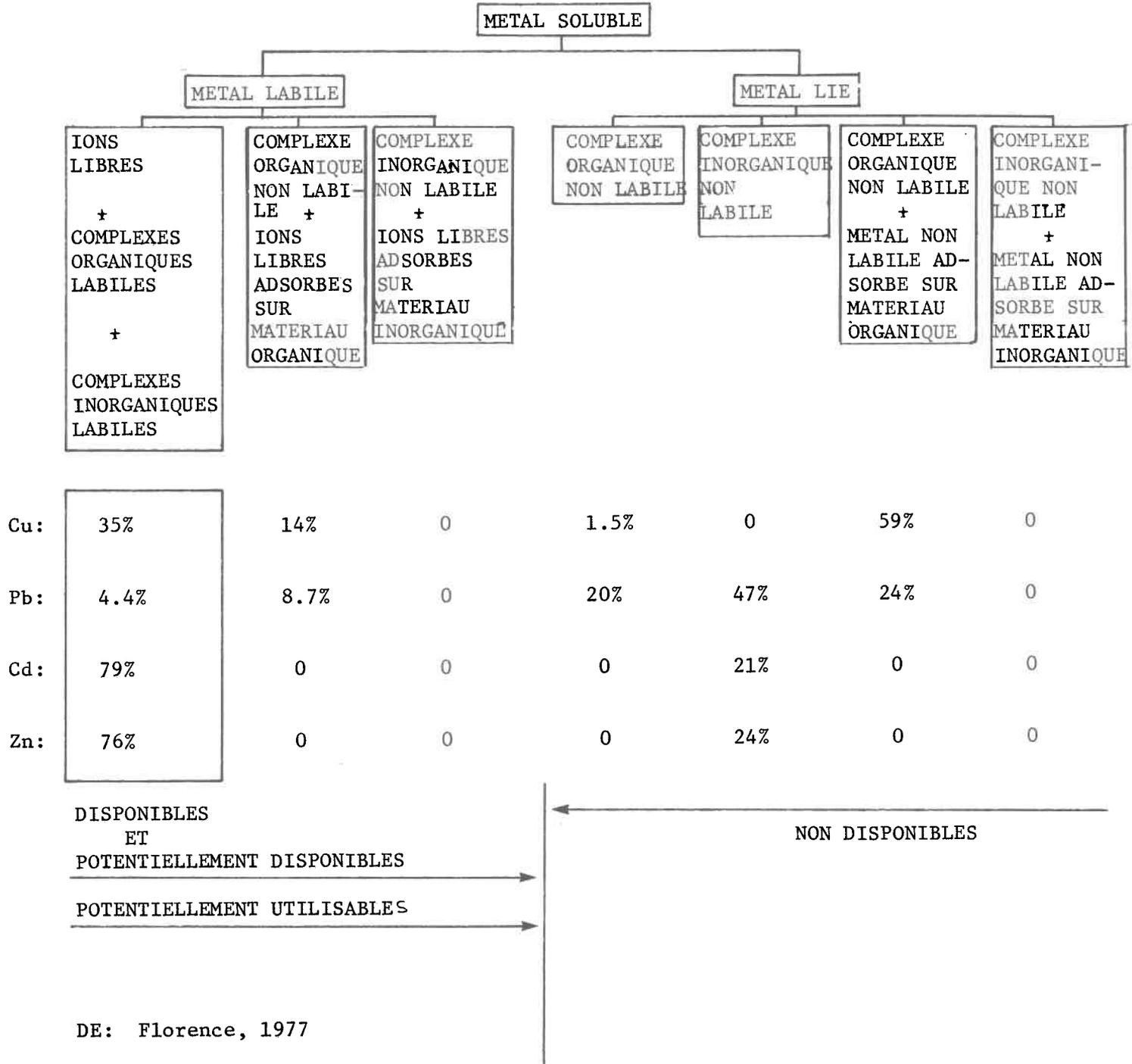
Par spéciation d'un métal donné, on entend sa distribution ou sa répartition parmi différentes formes physiques ou chimiques.

Fig. 3.1 Variation de la disponibilité biologique d'un métal donné avec sa spéciation



de: Stumm et Billinski (1972)

TABLEAU 3.1: Disponibilité et spéciation des métaux traces solubles dans l'eau de rivière



Une évaluation faite "in situ", sur les sédiments d'une rivière en périphérie d'une ville (Lodi, U.S.A.) par Wilber et Hunter (1979b), a démontré que 10-20% des métaux particulaires sont échangeables ioniquement et que 20% sont liés aux oxydes de manganèse facilement réductibles. Donc en additionnant ce pourcentage au 1% des métaux traces existant dans cette rivière sous forme soluble et aux 10 à 20% ioniquement échangeables, on évalue que 30 à 40% des métaux véhiculés dans les rejets de ruissellement urbain peuvent être utilisés après de faibles variations des conditions chimiques du milieu.

Ces deux études (Florence, 1977; Wilber et Hunter, 1979b) montrent que la forme bio-utilisable des métaux traces n'est pas uniquement la partie soluble. Elles précisent également les proportions de métaux qui sont liés en des formes cinétiquement stables et non disponibles pour une utilisation biologique. En étudiant la disponibilité des métaux traces dans les échantillons de balayage de rues et de solides de ruissellement urbain, et en les comparant à la disponibilité de ces métaux dans les sédiments d'une rivière en périphérie d'une municipalité, Wilber et Hunter (1979b) ont pu observer les variations de disponibilité biologique des métaux traces suite aux déversements du ruissellement urbain (tableau 3.2).

Pour le nickel et le zinc, la proportion disponible de métaux traces est plus grande dans les solides de ruissellement urbain (et dans les échantillons du balayage de rues) que dans les sédiments de la rivière en amont de la municipalité. Dans le cas du cuivre et du plomb on note des augmentations mathématiquement non significatives. Les métaux en provenance du milieu urbain (de forme soluble et ioniquement échangeables) ont une plus forte proportion disponible biologiquement et contribuent à une augmentation des proportions disponibles dans les sédiments en aval de la ville. Cette augmentation est observable entre les valeurs obtenues 11.2 km en amont de

TABLEAU 3.2: Disponibilité des métaux (de forme soluble et ioniquement échangeables) dans les sédiments d'une rivière en amont et en aval d'une municipalité

ECHANTILLON	DISPONIBILITE	%					
		Pb	Zn	Cu	Ni	Cr	Mn
Balayage de rues	Disponible	25	13	15	<1	<1	4
	Non-disponible	75	87	85	99	99	96
Solides du ruissellement	Disponible	18	20	11	7	<1	19
	Non-disponible	82	80	89	93	99	81
Sédiments 11.2 km en a- mont de la ville	Disponible	4	6	10	8	1	<1
	Non-disponible	96	94	90	92	99	99
Sédiments 7 km en amont de la ville	Disponible	8	15	23	16	2	4
	Non-disponible	92	85	77	84	98	96
Sédiments 1.2 km en aval de la ville	Disponible	5	22	13	23	<1	3
	Non-disponible	95	78	87	77	98	97

DE: Wilber et Hunter, 1979b

la ville et celle juste en aval de la municipalité de Lodi (U.S.A.).

3.2 Potentiel contaminant et toxicité

La pollution de provenance urbaine aura une action sur la qualité des sédiments, de l'eau et sur la vie aquatique du milieu récepteur. Nous devons donc prendre en considération toutes les détériorations potentielles découlant de l'introduction de ces contaminants dans le milieu naturel.

Alors qu'il a été noté, dans la première partie de ce chapitre, que les contaminants de la pollution diffuse urbaine (surtout les métaux) ne sont pas tous actifs biologiquement, il est intéressant de regarder maintenant leur potentiel d'activité sur les organismes colonisant le milieu récepteur. Le tableau 3.3 fournit une évaluation du caractère conservatif des contaminants de provenance urbaine ainsi qu'une indication de leurs potentiels d'activité. Un produit sera considéré conservatif s'il est non dégradable par les micro-organismes hétérotrophes et/ou par les conditions chimiques et physiques du milieu.

Avant de discuter du potentiel contaminant par espèce de polluant, il faut citer le cas de contaminants peu étudiés comme partie intégrante de la pollution urbaine, mais pouvant être très toxiques: les hydrocarbures et les pesticides. Il faudra tenir compte de ces types de contaminants dans l'évaluation, cas par cas, des détériorations causées par la pollution diffuse urbaine. Ils peuvent, entre autres, agir pour diminuer la réoxygénation du cours d'eau (hydrocarbures), causer des problèmes de goût et d'odeur

TABLEAU 3.3: Potentiel qualitatif d'activité polluant des contaminants de la pollution diffuse urbaine

CONTAMINANT	% DISPONIBILITE COMME POLLUANT	POTENTIEL ACTIF COMME POLLUANT	CARACTERE
Solides	100%	Actif	Non-conservatif
Matière organique	Surplus = consommation d'oxygène	Actif	Non-conservatif
Nutriments	100%	Actif	Non-conservatif
Détergents	100%	Actif	Non-conservatif
Hydrocarbures	100%	Actif	Conservatif ¹
Pesticides	Variable selon le temps de dégradation (demi-vie)	Potentiellement actif	Conservatif ¹
Métaux	5-10% (soluble) ²	Actif	Conservatif
	10-20% (échangeable ionique)	Potentiellement actif	Conservatif
	10-20% liés aux oxydes facilement red.	Potentiellement actif	Conservatif
	50-80% associés à matériau réfractaire ou dans matériau cristallin	Inactif	Conservatif

¹ Même si ces produits peuvent être dégradés, leurs sous-produits de dégradation sont souvent très persistants.

² Les gammes de valeurs représentant le pourcentage des métaux présents en rivière selon leurs spéciations peuvent être différentes en fonction des métaux examinés et des conditions physiques et chimiques du cours d'eau où l'échantillonnage est effectué.

(Couillard, 1972) et diminuer la diversité des micro-organismes hétérotrophes responsables de la biodégradation.

3.2.1 Potentiel contaminant des solides en suspension

Les solides en suspension, qui sont présents en grande quantités dans les eaux de ruissellement urbain et dans les débordements de réseau unitaire, peuvent causer des dommages physiques au milieu récepteur.

En effet, selon André (1977), les solides se déposent en aval des déversements, recouvrant et contaminant les sites de fraie. De plus ils nuisent à l'implantation des macrophytes en rendant le fond peu propice à leur fixation empêchant ainsi le captage des nutriments par ces organismes végétaux reconnus comme étant des accumulateurs de phosphore. Le rôle des solides est très important pour l'augmentation de la turbidité qui entraîne une diminution de la production autotrophe et de la production d'oxygène (Desbordes et Ribstein, 1978). Il ne faut pas oublier leur rôle de support dans le transport des métaux (Dick et Marsalek, 1979). Selon Spehar *et al.* (1979), en excluant les détériorations physiques qu'ils causent, les solides en suspension ne pourraient être responsables d'effets léthaux ou sub-léthaux chez les poissons qu'à des concentrations très élevées¹.

3.2.2 Toxicité des métaux

Même si la pollution par les métaux n'est pas aussi visible que celle causée par les solides, il n'en demeure pas moins que la toxicité des

¹

De l'ordre de 20000 mg/l.

métaux traces a un impact important sur tous les niveaux de la pyramide alimentaire. Malgré l'existence de beaucoup d'études sur la toxicité des métaux, peu de renseignements sont disponibles sur les actions d'additivité, de synergie et d'antagonisme qui se produisent lorsque plusieurs espèces de métaux sont présentes. Ces réactions sont d'ailleurs difficiles à prévoir (Erb *et al.*, 1979). Le pouvoir cumulatif¹ des métaux est jugé très important (Desbordes et Ribstein, 1978).

Les métaux font également partie des oligo-éléments essentiels à la croissance des organismes du milieu récepteur. Ainsi, à faibles concentrations, ils peuvent limiter la productivité biologique, alors qu'à de fortes concentrations, leur toxicité est élevée (Krenkel, 1979; Iester, 1968). La figure 3.2 résume d'ailleurs cette situation. Si la concentration naturelle d'un métal particulier est assez faible, celui-ci peut être le facteur limitant la croissance pour un organisme. Une légère augmentation de cette concentration peut favoriser une augmentation du rendement² de l'organisme jusqu'à un seuil où la concentration du métal n'est plus le facteur limitant. Si le métal est rejeté vers le milieu récepteur en plus grandes quantités, il devient toxique pour l'organisme, diminuant ainsi la croissance et pouvant même l'arrêter complètement.

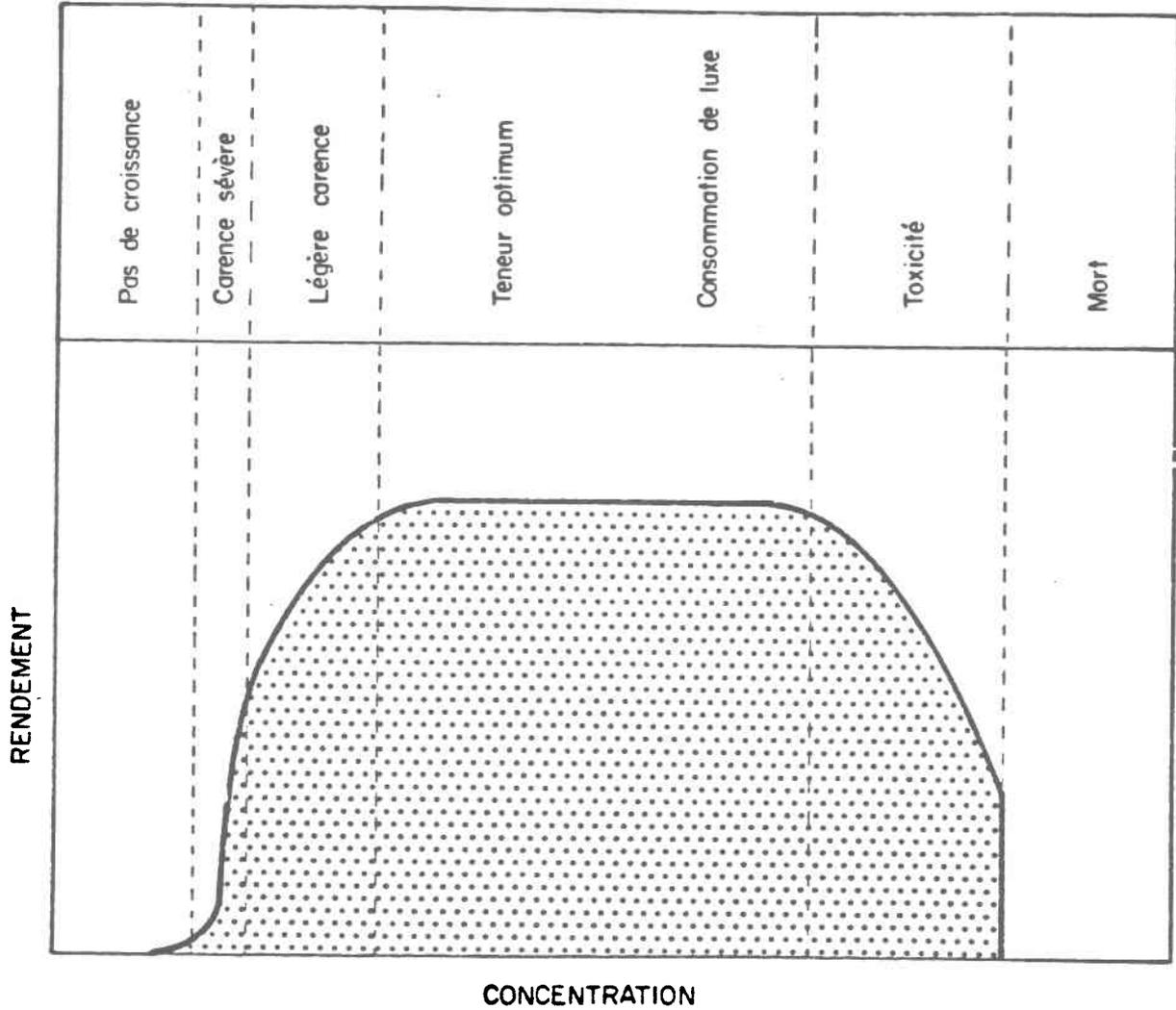
1

Que ce soit par accumulation dans les sédiments et concentration dans les zones les plus propices ou par les phénomènes de bioaccumulation.

2

Augmentation de la population ou activation de la croissance d'un organisme.

Fig. 3.2 SCHEMA IDEALISE DE LA CROISSANCE D'UN ORGANISME EN FONCTION DE LA CONCENTRATION D'UN ELEMENT ESSENTIEL



de: Campbell et al.(1976)

3.2.2.1 Toxicité des métaux pour la flore aquatique

Une étude a démontré que, lorsque plus de 1% du ruissellement total arrivant au cours d'eau provenait de ruissellement sur des surfaces pavées, il existe une forte probabilité que le plomb puisse affecter la croissance d'algues (Howell, 1979). Quoique les concentrations de métaux nécessaires à l'inhibition de la croissance et/ou de la photosynthèse soient dépendantes du degré de chélation, de la concentration des cellules, de leurs états physiologiques, de la concentration de nutriments et de certaines caractéristiques physiques et chimiques du milieu (Leland *et al.*, 1979), il est possible de fournir quelques indications sur les effets toxiques causés par de très faibles concentrations de métaux.

Par exemple, 2 µg/l de cadmium font cesser la croissance et l'utilisation de nutriments en 20 à 30 heures d'exposition, pour une espèce de phytoplancton (Leland *et al.*, 1979). Des expériences sur une espèce d'algue marine ont démontrées des réductions des concentrations de chlorophylle extractable et de caroténoïdes, lorsque ces organismes sont exposés à des concentrations même inférieures à 300 µg/l de plomb. Ces modifications biochimiques peuvent également exister chez certains organismes planctoniques d'eaux douces. Nous pourrions remarquer que de faibles concentrations sont nécessaires à une modification de la croissance naturelle des organismes (Leland *et al.*, 1979). Selon Hoover (1978) la production photosynthétique d'oxygène est inhibée, en ordre croissant des concentrations minimales nécessaires, par le plomb, le cadmium et le cuivre.

3.2.2.2 Toxicité des métaux pour les bactéries

Les métaux peuvent également être toxiques pour les microorganismes hétérotrophes responsables de la biodégradation en milieu naturel. Selon Hoover (1978) il y a absence d'auto-épuration du milieu, si les microorganismes sont exposés à 100 µg/l de cuivre, ou 1 mg/l de plomb, ou 50 µg/l de zinc. Un effet additif du cuivre et du zinc a également été observé chez les bactéries. Ceci s'explique par la substitution d'un métal dans un enzyme; le métal étranger¹ conduisant à une déficience enzymatique (Hoover, 1978).

3.2.2.3 Toxicité des métaux pour les organismes animaux

Les crustacés (zooplancton) sont parmi les espèces les plus sensibles aux métaux traces (Leland *et al.*, 1979). Ainsi, pour les invertébrés aquatiques, on a retrouvé dans certains de leurs tissus des concentrations de plomb 7000 fois supérieures à celles prévalant dans le milieu. Ce rapport est de 30000 pour le cadmium (Leland *et al.*, 1979). En plus d'être une importante source de contamination pour leurs prédateurs, ces organismes en se décomposant créeront des zones de très fortes concentrations. La survie même de l'espèce propre peut également être menacée puisque le cadmium, le cuivre et le zinc, tous associés aux protéines dans le monde vivant, peuvent

¹ Le métal étranger vient occuper le site actif de l'enzyme empêchant ainsi l'activité enzymatique. Ce métal peut s'ajuster, mais ne peut favoriser l'action de l'enzyme; un peu comme une clef qui s'ajuste à une serrure mais ne peut la faire jouer.

inhiber la reproduction des invertébrés à des concentrations de 2 à 12 $\mu\text{g}/\text{l}$ (Leland *et al.*, 1979). Une exposition à seulement 19 $\mu\text{g}/\text{l}$ de plomb cause la mortalité de certains vers d'eau douce (Leland *et al.*, 1979).

Les métaux du ruissellement urbain, en plus de s'accumuler dans les sédiments et les détritiques, sont bioaccumulés dans les poissons (Randall *et al.*, 1979). Dans le cas des poissons, ressource alimentaire et récréative, de faibles concentrations (inférieures à 100 $\mu\text{g}/\text{l}$) ont des actions sur les oeufs, la reproduction et la longévité des poissons (Deslile, 1979). De plus, selon Patrick et Loutil (1978), en seulement 4 jours d'exposition à de faibles concentrations de métaux (2 jours pour le plomb), les teneurs en métaux dans la chair des poissons doubleraient.

En général les métaux sont accumulés dans les muscles et les tissus nerveux des organismes (Moore et Moore, 1976). Dépendant de la sensibilité de ceux-ci, les réactions (mortalité, absence de reproduction, etc.) se feront sentir lorsqu'un taux d'accumulation critique sera atteint. Ce taux critique peut être très faible: ainsi si le zinc atteint 2 fois la concentration normale du sang, il y aura diminution de l'efficacité des branchies (Hoover, 1978). Les métaux peuvent avoir une influence sur les mitochondries, déplaçant ainsi l'équilibre énergétique. A titre d'exemple, mentionnons que les métaux peuvent inhiber l'action de l'enzyme lactate déshydrogénase qui est responsable d'une des principales voies anaérobies d'utilisation du glucose à des fins énergétiques: la glycolyse (Lehninger, 1975).

La synthèse des effets négatifs sur le milieu aquatique, causés par les contaminants des eaux de ruissellement urbain est, présentée au tableau 3.4.

TABLEAU 3.4: Contaminants présents dans les eaux de ruissellement urbain et responsables de détérioration du milieu.

CONTAMINANT	MILIEU PHYSIQUE	FLORE AQUATIQUE	FAUNE AQUATIQUE
Solides en suspension	détérioration esthétique augmentation de la turbidité: diminution de la lumière disponible support des métaux transportés détérioration des sites de fraie nuisance pour enracinement des macrophytes		impact physique sur les branchies des poissons
Métaux	accumulation dans les sédiments	absence d'auto-épuration du milieu (0.1 ppm à 1 ppm) inhibition croissance et/ou photosynthèse (ppb) bloquage de la biosynthèse des lipides chez les algues cause déficience enzymatique accumulation	accumulation et concentration inhibition de la reproduction cause déficience enzymatique
Produits chimiques	goût, odeur, esthétique réduit échange avec atmosphère, diminution de la réoxygénation diminue la quantité de lumière disponible	affecte les microorganismes responsables de la biodégradation	affecte les poissons et le zooplancton, effets sub-léthaux
Nutriments	goût, odeur, esthétique (effets indirects reliés à l'eutrophisation)	surcroissance d'algues (eutrophisation)	

En terminant l'examen des impacts possibles des contaminants de la pollution diffuse urbaine, il est important de rappeler que les bactéries pathogènes et les virus, dont la mesure des coliformes fécaux est une indication, peuvent être responsables de maladies chez les organismes animaux et en particulier chez l'homme.

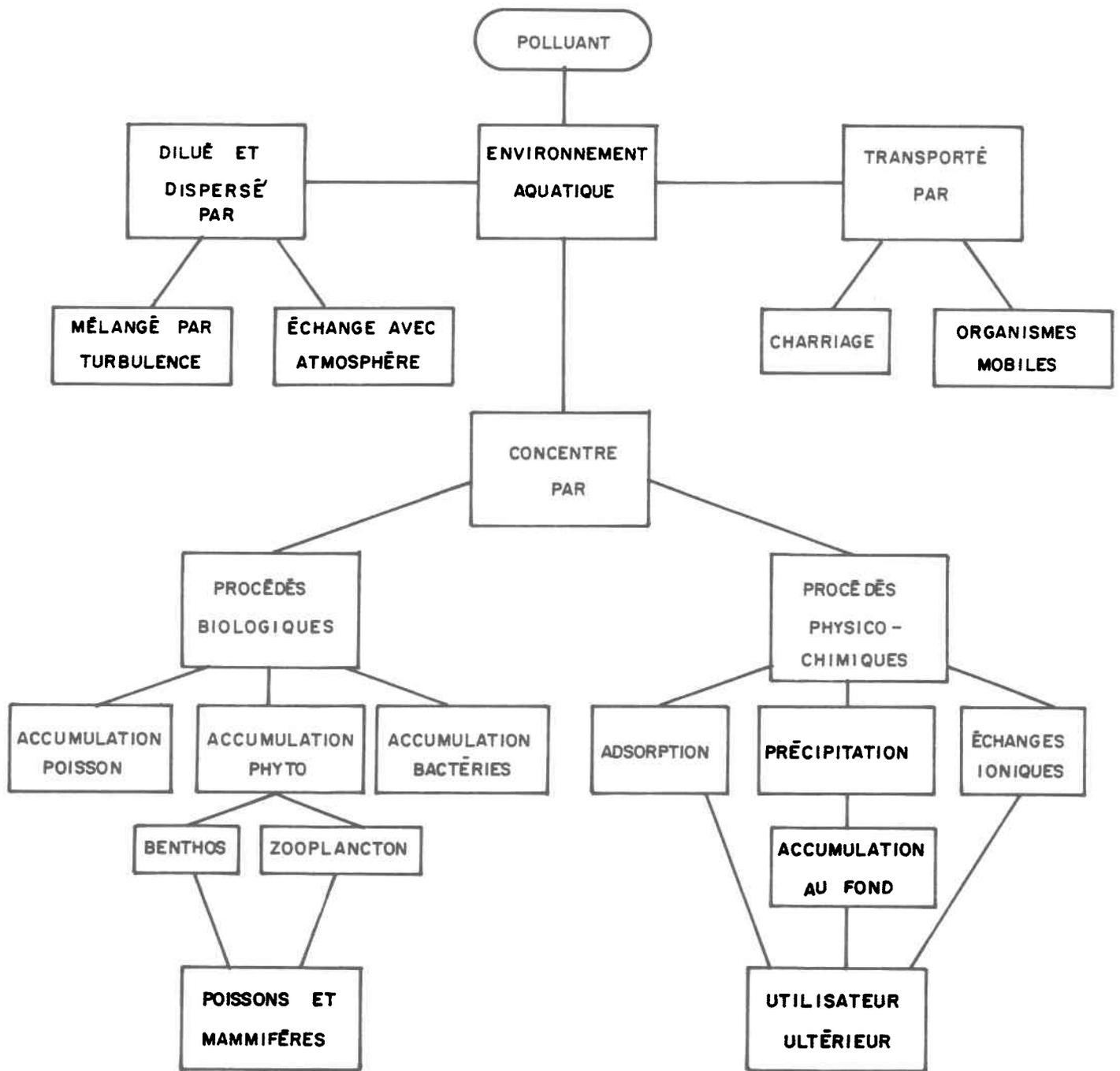
3.3 Caractéristiques du milieu récepteur pouvant influencer le degré de détérioration atteint

La contamination des organismes par un polluant est fonction de la possibilité que l'organisme et le polluant soient en contact. Les polluants, introduits dans le milieu, se décomposent, s'accumulent, et sont transportés en aval, dans des proportions variables selon leur nature. La figure 3.3 reproduit une schématique du comportement d'un polluant dans l'environnement aquatique.

Un des points importants à retenir est le fait que l'assimilation, la transformation ou l'accumulation d'un contaminant peut amener le dépassement d'un seuil toxique, même si à l'origine le contaminant a été déversé en quantités sub-critiques (Heaney *et al.*, 1977).

3.3.1 Caractéristiques physiques

On croit habituellement que le milieu récepteur agit comme diluant, mais est-ce réellement le cas? La dispersion est effectivement un des phénomènes physiques existants, mais évaluons son efficacité.



modifié de : Heaney et al. (1977)

Figure 3 Diagramme d'utilisation d'un polluant .

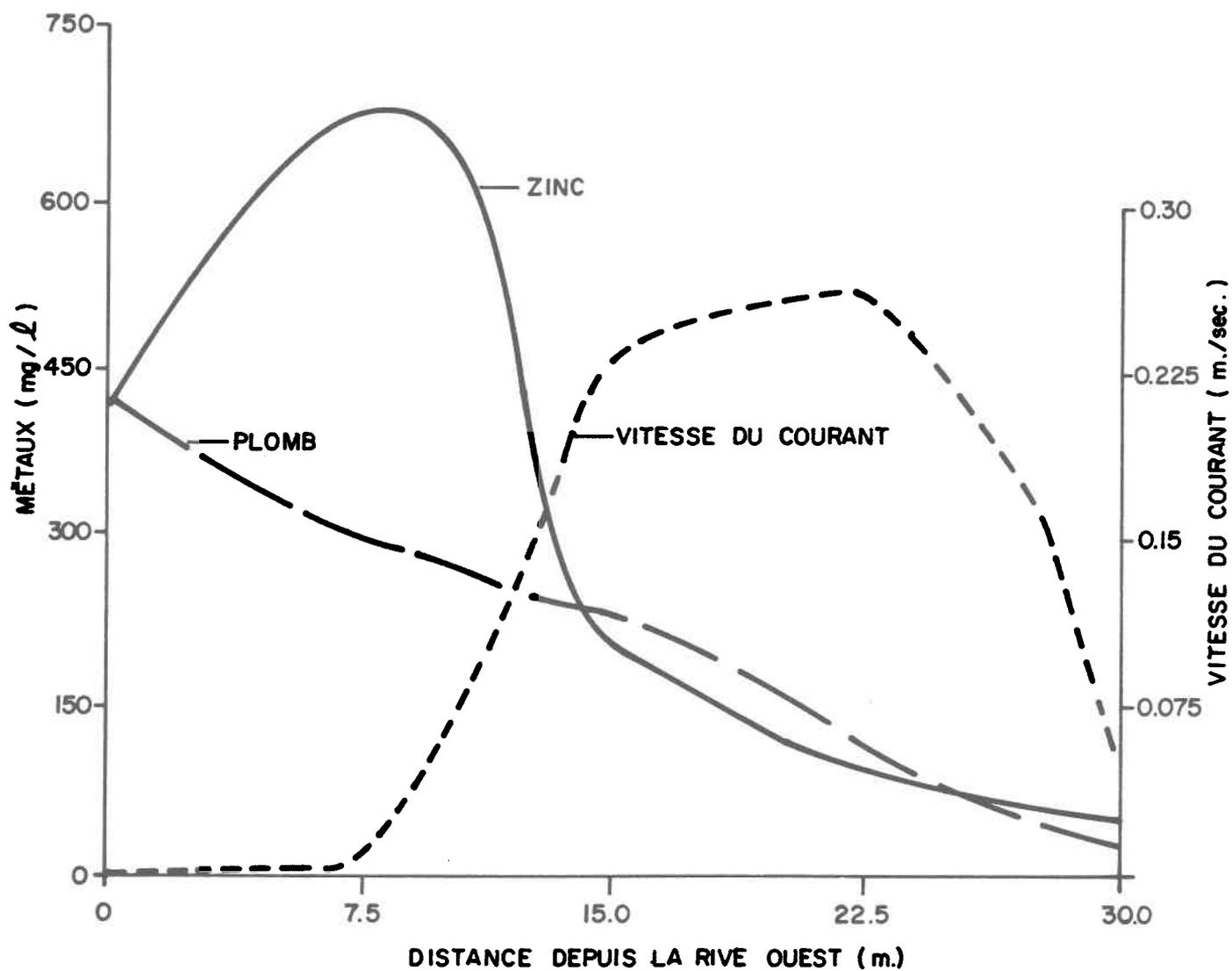
Dans les faits, il ne faut pas confondre dispersion et dilution mais plutôt évaluer où se retrouveront les contaminants puisque ceux-ci sont transportés selon un modèle variable pour les débits, la turbulence et les quantités de polluants d'eaux usées.

La dispersion latérale des contaminants peut s'avérer très faible dans des conditions d'étiage. En effet les eaux de ruissellement peuvent ne pas être dispersées sur toute la largeur de la rivière, mais seulement sur une partie de cette largeur; le cône de diffusion se trouve ainsi allongé, laissant ainsi une partie du cours d'eau libre de contaminants mais accroissant le risque pour les organismes se trouvant dans ce cône de diffusion de rencontrer des concentrations plus fortes de contaminants. Si peu de dispersion latérale se produit, il s'en suit que la dispersion longitudinale est également réduite puisque les contaminants ne seront pas transportés par les plus fortes vitesses (Wilber et Hunter, 1979a).

La dispersion longitudinale elle-même sera fonction des méandres et courants du cours d'eau récepteur. Lorsque les vitesses du courant sont assez grandes et la turbulence importante, les contaminants sont véhiculés plus loin en aval, ce qui entraîne une dilution effective de l'effluent d'eaux usées. Cependant, pour de faibles vitesses du courant, des sites de fortes concentrations peuvent se former (Paul et Pillai, 1978). En effet les milieux lenticques¹ du cours d'eau sont propices à une plus grande accumulation. Les concentrations de métaux retrouvées dans les sédiments sont habituellement plus importantes dans les zones où la vitesse du courant est faible (Wilber et Hunter, 1979a) (figure 3.4).

¹

Lenticque: absence de turbulence et de courant, milieu calme où le courant n'a pas de direction définie; zone propice à la sédimentation. Par opposition à lotique.



de : Wilber et Hunter (1979a)

Figure 3.4. Concentrations de métaux en fonction de la vitesse du courant, pour une rivière des États-Unis .

Il existe plusieurs zones d'accumulation dans une rivière: ralentissement du courant, zone calme extérieure au courant principal, zone de contre-courant¹, etc.... Ces zones sont fréquentes en aval des municipalités, car il est rare que celles-ci soient construites dans une région où la topographie est très accidentée.

Dans une étude de Wilber et Hunter (1979a), qui portait sur les concentrations de métaux adsorbés sur les solides du ruissellement urbain en fonction de la grosseur de ces particules, les auteurs ont démontré que les plus fortes concentrations de métaux étaient associées aux plus petites particules (de dimension inférieures à 63 μm), mais que les particules plus grosses étant les plus nombreuses, une proportion plus grande des métaux était associée aux solides de dimension supérieure à 63 μm (63-420 μm).

Les matériaux sédimentent, selon leurs grosseurs, tout près ou assez loin des villes. Les particules les plus petites sont entraînées plus loin vers l'aval, alors que les grosses particules sédimentent à faible distance du site de déversement. Ceci contribue à augmenter les concentrations de métaux dans les sédiments juste en aval des municipalités. Wilber et Hunter (1979a) ont d'ailleurs noté des augmentations importantes des concentrations de métaux dans les sédiments, de l'amont d'une ville à une station en aval de cette même municipalité. La station en amont étant situé juste avant la municipalité et la station en aval: 2.9 km plus bas, les apports en métaux sont exclusivement municipaux (tableau 3.5). Donc même si des déversements

¹

Dernière un obstacle le courant est diminué et un courant de direction opposée (contre-courant) se forme.

TABLEAU 3.5: Enrichissement en métaux dans les sédiments de la rivière Saddle en aval de la municipalité de Lodi (U.S.A.)

METAL	FACTEUR D'ENRICHISSEMENT
Plomb	670%
Cadmium	520%
Chrome	510%
Zinc	350%
Cuivre	310%
Nickel	280%
Fer	180%
Manganèse	120%

DE: Wilber et Hunter, 1979 a

interviennent de façon intermittente et qu'une certaine dilution se produit, il est possible qu'en un milieu propice à l'accumulation (milieu lentique) les contaminants sédimentent et se concentrent, créant des zones de forte toxicité.

Il est également établi que les pluies ne causeront pas une augmentation instantanée et importante du débit du cours d'eau, ce qui aurait accru l'effet de dilution des effluents d'eaux usées. En effet les pluies tombées en milieu naturel s'infiltrent dans le sol ou s'écoulent par ruissellement hypodermique lent. Le ruissellement en territoire urbain est beaucoup plus important à cause du fort pourcentage de surfaces imperméables qui véhiculent, sans les absorber, les eaux d'orages. Les premières eaux de ruissellement urbain, rejetées dans le milieu naturel, ne seront donc que faiblement diluées par les eaux d'orages de tout le bassin.

Les contaminants, accumulés par sédimentation, peuvent redevenir disponibles par l'action d'épisodes hydrologiques maximum (crues), qui remettent en suspension ces sédiments. Il ne faut donc pas considérer les sédiments comme un site d'emménagement sûr et permanent des contaminants.

3.3.2 Caractéristiques biologiques

3.3.2.1 Biodégradation

Les quantités de contaminants dans le milieu peuvent être diminuées par l'action de microorganismes hétérotrophes. Ces microorganismes par leur

action de dégradation (décomposition, minéralisation) contribuent à assainir le milieu récepteur. Au début de ce chapitre, il a été établi que plusieurs contaminants du ruissellement urbain sont toxiques pour les microorganismes hétérotrophes. Ainsi après exposition aux toxiques du ruissellement urbain, le milieu peut avoir un pouvoir auto-épurateur diminué.

3.3.2.2 Réactions face à l'effet choc des déversements

Les déversements de la pollution diffuse urbaine sont intermittents, relativement très chargés en début d'orage, rejetant ainsi dans le milieu une "onde" de contaminants. Les organismes colonisant un milieu non-contaminé auront donc à résister à cette "onde de choc". Les bactéries sont probablement les organismes ayant la plus grande capacité d'adaptation de tous les organismes vivants du milieu aquatique (Kutnetzov, 1970); les espèces dominantes seront modifiées et les capacités de biodégradation diminuées, par rapport aux conditions existant avant les déversements, mais il restera une certaine colonisation. En effet les bactéries non attachées, présentes dans la colonne d'eau (bactérioplancton), assureront par l'eau qui arrive de l'amont du bassin cette colonisation. Ce n'est pas le cas pour les organismes supérieurs. Les organismes pouvant migrer rechercheront un milieu propice à leur survie et ne coloniseront plus le milieu contaminé (Campbell, 1980), même si celui-ci redevient pas intermittenne un milieu acceptable. Quant aux espèces fixes, si leurs sensibilités aux contaminants sont fortes; elles risquent d'être décimées.

Ces hypothèses sont, bien sûr, fonction du cycle, de la fréquence et de la durée de l' "effet choc". Les variations de la composition de l'eau du milieu récepteur ainsi que les effets saisonniers (hydrologie, température, etc...) auront aussi une importance sur la dispersion des contaminants, et,

par conséquent, sur le potentiel contaminant contraignant le milieu récepteur.

3.3.2.3 Bioaccumulation

Outre l'accumulation en milieu lentique, il est permis de croire en l'importance des sources diffuses comme apports contaminants, à cause des phénomènes de bioaccumulation chez les organismes de la pyramide alimentaire. D'après Leland *et al.* (1979) et Hoover (1978), les invertébrés aquatiques et les poissons absorbent le plomb contenu dans le milieu et le concentrent jusqu'à des concentrations 50 000 fois plus grandes que celles prévalant dans le milieu. Il est possible d'affirmer que l'exposition de ces organismes à de très faibles doses de toxiques peut conduire à des effets léthaux, ou du moins à des problèmes de reproduction, ce qui dans les deux cas menacera la survie de l'espèce. Il nous faut donc considérer la toxicité chronique, et non seulement la toxicité aigue, chez les individus exposés aux déversements urbains (ponctuels et diffus). Il faut également considérer que les risques de perturbation des organismes aquatiques sont importants, surtout en fonction du peu de connaissances sur les taux d'accumulation et sur l'accumulation au delà des seuils toxiques (Heaney *et al.*, 1977).

Une autre forme de bioaccumulation est celle faite par les plantes aquatiques. Elles accumulent les métaux et les nutriments dans leurs structures (Leland *et al.*, 1979); ces contaminants pouvant redevenir disponibles, localement en fortes concentrations lors de la décomposition de ces plantes.

3.4 Normes de qualité pour la protection du milieu

Au Québec, une étude de 5 ans sur le fleuve St-Laurent a permis l'établissement de normes de qualité du milieu (Gouin et Malo, 1978) (tableau 3.6). Le groupe chargé de cette étude avait comme objectifs principaux: la réalisation d'études de la qualité de l'eau du fleuve St-Laurent, l'inventaire des sources de pollution municipales et industrielles, l'établissement d'objectifs de qualité de l'eau et de normes pour atteindre ces objectifs, et le développement de programmes pour atteindre les objectifs de qualité.

Dans l'établissement des normes de qualité pour le "Plein usage", on a voulu protéger tous les usages subordonnés à la qualité de l'eau, autant le maintien des ressources biologiques que l'approvisionnement en eau et les activités récréatives.

Ces normes de qualité sont la synthèse des critères de qualité scientifiquement établis et utilisés par United States Environmental Protection Agency. Elles ont l'avantage d'être globales et non limitées à un usage particulier.

Malheureusement les critères de qualité sont souvent une spéculation autour de la probabilité pour des organismes de survivre dans un milieu contaminé (Wells, 1978). Ainsi on a remarqué, selon Leland *et al.* (1979), une absence de reproduction d'invertébrés aquatiques avec des concentrations de deux ordres de grandeur plus faibles que le DL_{50-96h}^1 pour le cadmium, le chrome, le cuivre, le plomb, le mercure et le zinc.

¹ 50% des organismes immobiles ou morts après 96 heures d'exposition. Ce type de valeur sert habituellement de valeur critique.

TABLEAU 3.6: Critères de qualité pour le plein usage de la ressource eau

PARAMETRE	OBJECTIF	LIMITE
Bactéries totales	<1000/100ml	
Coli. fécaux	0	90% <200/100ml
DBO ₅	-	3 mg/l
DCO	-	11 mg/l
Oxygène dissous	>7.7 mg/l	>6.0 mg/l
Chrome	non détectable	0.05 mg/l
Plomb	non détectable	0.025 mg/l
Zinc	non détectable	0.03 mg/l
Solides en suspension		25 mg/l
Solides dissous	200 mg/l	600 mg/l

DE: Gouin et Malo, 1978

3.5 Normes d'effluents pour la protection du milieu

Nous voulons ici fournir certains objectifs de qualité, susceptible de nous guider sur l'impact possible suite aux déversements de la pollution diffuse urbaine. Peu de travaux ont été effectués pour déterminer des normes d'effluents, qui respectent le pouvoir auto-épurateur et les usages souhaités d'un cours d'eau. Par modélisation et en respectant les contraintes de qualité pour préserver les usages d'un cours d'eau, Price et Pearson (1979) donnent une méthodologie visant à déterminer des normes d'effluents. Ils ont établi, que pour une qualité donnée de l'eau du cours d'eau en amont, et en fonction du pouvoir de disparition¹ des contaminants tout au long de la rivière, il fallait, pour atteindre une qualité fixée de l'eau en aval, qu'il n'y ait pas plus qu'une quantité déterminée d'un contaminant donné qui pouvait être déversée.

Le modèle doit être utilisé pour des débits d'étiage (débits dépassés 90% du temps). Les critères fixés doivent tenir compte des conditions causant des problèmes de bien-être, de reproduction ou de physiologie et non pas seulement des effets léthaux; cependant ces critères ne tiennent pas compte des effets de synergisme, d'antagonisme, d'accumulation, et de bioaccumulation, qui peuvent intervenir.

En utilisant les données de qualité du milieu établies par le groupe d'études sur le fleuve St-Laurent (Gouin et Malo, 1978) et les valeurs de débit d'étiage d'été de la rivière des Prairies, nous pouvons estimer avec le modèle de Price et Pearson (1979), les concentrations maximum permmissibles dans les effluents. Pour tenir compte du pouvoir auto-épurateur

¹ Courbe exponentielle décroissante.

du cours d'eau, nous devrions posséder plusieurs stations d'échantillonnage en amont d'un déversement et évaluer le taux de disparition¹ (sédimentation, utilisation, transformation) d'un contaminant par kilomètre de rivière; ce qui s'avère impossible dans notre cas. Nous ne tiendrons donc compte que du pouvoir de dilution de la rivière et de la qualité de l'eau désirée en aval.

Dans l'équation de Price et Pearson² (1979):

$$\text{conc. max. effluent} = \frac{\left\{ \left(\begin{array}{l} \text{conc. max.} \\ \text{admissible} \\ \text{en aval} \end{array} \right) \times \left(\begin{array}{l} \text{Débit} \\ \text{Total} \\ \text{de la} \\ \text{rivière} \end{array} \right) \right\} - \left\{ \left(\begin{array}{l} \text{conc. moy.} \\ \text{amont de} \\ \text{la rivière} \end{array} \right) \times \left(\begin{array}{l} \text{Débit} \\ \text{naturel} \\ \text{la rivière} \end{array} \right) \right\}}{\text{débit total des effluents}}$$

nous pouvons évaluer les normes d'effluents pour divers paramètres (Tableau 3.7). Il est à remarquer que ces normes seraient valables seulement si aucun déversement autre que les déversements de la pollution diffuse urbaine n'était effectué.

Nous croyons avoir apporté suffisamment d'éclaircissements sur la toxicité des contaminants, habituellement composantes de la pollution diffuse urbaine. Le prochain chapitre portera sur l'évaluation, selon la qualité et la quantité des déversements, des impacts réels associés à la pollution diffuse urbaine.

¹ Courbe exponentielle décroissante

² Voir annexe 4

Tableau 3.7: Critères de qualité des effluents, respectants la qualité souhaitée de l'eau d'une rivière (ex.: pour la rivière des Prairies, Montréal, Québec)¹

Contaminant	Qualité amont de la rivière (mg/l)	Qualité souhaitée en aval (mg/l)	Maximum admissible effluent (mg/l)
SS	4	25	865
DBO	7	3	3
DCO	15	1.1	1.1
Chrome	0.008	0.05	1.73
Zinc	0.012	0.03	0.75
Plomb	0.004	0.025	0.865

¹ Description de la rivière des Prairies dans la section 4.1 de ce mémoire.

CHAPITRE 4

ETUDES DE CAS

CHAPITRE 4

ETUDES DE CAS

4. Etudes de cas

Les trois premiers chapitres ont permis d'exposer les caractéristiques des eaux de la pollution diffuse urbaine ainsi que les impacts reliés aux types de contaminants rejetés. Ce quatrième chapitre se veut une intégration des trois premiers par une étude de 3 cas. Il porte sur l'évaluation des répercussions environnementales de la pollution diffuse urbaine.

Peu d'études évaluent les répercussions sur le milieu lui-même. Ceci est explicable par plusieurs raisons. L'étude des organismes colonisant le cours d'eau, par expérimentation "in situ", et l'évaluation des dommages causés aux organismes vivants sont souvent très complexes et de généralisation difficile. Il s'avère de plus que la plupart des études du genre, réalisées aux Etats-Unis, portent sur la demande biochimique en oxygène (DBO) et sur la baisse des teneurs en oxygène dissous. Ces informations ne sont pas celles susceptibles d'être importantes pour le Québec (Demard, 1979; Dartois, 1977; Dartois et Aubert, 1976).

Les quelques résultats présentés ici sont des estimations des modifications physico-chimiques du cours d'eau par les apports diffus urbains.

Ces résultats peuvent servir d'appuis aux considérations théoriques présentées dans les chapitres précédents. Signalons qu'un examen exhaustif de la littérature ne nous a pas permis de déceler d'articles discutant spécifiquement des modifications biologiques résultant des déversements de la pollution diffuse urbaine.

4.1 Première étude de cas:

Evaluation du dépassement des normes de qualité des effluents et des normes de qualité du milieu pour les débordements de réseau unitaire de la communauté urbaine de Montréal

En comparant les valeurs obtenues par Couillard *et al.* (1979), pour les paramètres physico-chimiques des eaux de débordements de réseaux unitaires¹ aux normes d'effluents établies précédemment (Price et Pearson, 1979), nous pouvons remarquer (tableau 4.1) que la majorité des normes émises sont dépassées pour la qualité des eaux de débordement, et ce de façon très marquée. Le collecteur étudié est le collecteur Curotte-Papineau de la communauté urbaine de Montréal². La superficie totale du bassin est de 11.7 km², mais la superficie réelle est de 8.9 km², dû à la présence de carrières en plein centre du bassin: 59% du territoire chainé est recouvert par des immobilisations résidentielles; 20% du bassin est occupé par des industries (machinerie électrique, des produits alimentaires, et un laboratoire de développement photographique). Le reste du territoire (21%) est occupé par des parcs publics, des commerces, des rues, des terrains vacants et des équipements collectifs.

¹

Nous avons utilisé les valeurs obtenues dans le réseau unitaire en temps de pluie, comme valeurs pour les eaux de débordements. L'homogénéité des eaux dans le réseau unitaire en temps de pluie, homogénéité vérifiée par plusieurs auteurs (Burm *et al.*, 1968; Field, R., 1978; Lager et Smith, 1974) nous permet d'effectuer cette transposition.

²

Voir annexe 3 pour la localisation.

TABLEAU 4.1: Comparaison de la qualité de la rivière des prairies en aval des déversements de la pollution diffuse urbaine avec les normes de qualité du milieu et comparaison des caractéristiques des eaux de débordement de réseau unitaire avec les normes d'effluent.

PARAMETRE	COLLECTEUR UNITAIRE TEMPS PLUIE (mg/l)	NORMES D'EFFLUENT (mg/l)	DEPASSEMENT DES NORMES D'EFFLUENTS	NORMES DE QUALITE DU MILIEU (mg/l)	QUALITE DE LA RIVIERE DES PRAIRIES AMONT (mg/l)	QUALITE RIVIERE DES PRAIRIES AVAL (1) (mg/l)	DEPASSEMENT DES NORMES DE QUALITE DU MILIEU	QUALITE	
								DEBORDEMENT	QUALITE AMONT
SS	536	865		25	4	17.4		3.4	
DBO ₅	157	3	x	3	-	-	-	-	
DCO	644	1.1	x	1.1	15	31.1	x	1.1	
NO ₂ +NO ₃	0.75			0.3	.19	0.208		0.1	
P _{inorg.}	0.32			0.02	.07	0.078	x	0.1	
Pb	0.85	0.865	x ⁽²⁾	0.025	.004	0.0253	x	5.3	
Cr	0.07	1.73		0.05	.008	0.010		0.3	
Zn	1.36	0.75	x	0.03	.012	0.046	x	2.8	
Référence	Couillard et al. (1979)	Price et Pearson (1979)		Gouin et Malo (1978)	Gouin et Malo (1978)				

(1)

Explications dans le texte

(2)

Les valeurs obtenues pour le collecteur ne sont pas significativement différentes des normes d'effluents

La qualité des eaux de débordement mesurée dans ce collecteur dépasse les normes d'effluents établies. Ces eaux de débordement nécessiteraient de la part du cours d'eau, un pouvoir auto-épurateur très élevé pour diminuer les impacts sur la flore et sur la faune aquatique.

Les normes d'effluents ayant été établies afin de respecter les normes de qualité pour le plein usage dans la rivière des Prairies¹, il est évident que le dépassement pour les 25 débordements² de ces normes entraînent le dépassement des critères de qualité pour le cours d'eau récepteur.

A la qualité de la section amont de la rivière des Prairies, telle que mesurée à la source du cours d'eau par le groupe d'étude sur le fleuve Saint-Laurent (Gouin et Malo, 1978) (tableau 4.1), nous avons ajouté les résultantes des 25 débordements arrivant dans la rivière des Prairies dans le but d'évaluer la qualité de l'eau approximativement 30 kilomètres plus en aval. Il est à noter que nous ne considérons aucun déversement de source ponctuelle durant la même période. Les contaminants déversés ont également été considérés conservatifs, ayant peu de pertes par sédimentation sur cette courte distance, en raison de la turbulence de cette rivière (Gouin et Malo, 1978). L'estimation obtenue de la qualité de la rivière en aval des déversements de la pollution diffuse urbaine confirme que les normes de qualité pour le plein usage (Gouin et Malo, 1978) ont été dépassées.

¹ Localisation et description en annexe 3.

² La qualité des eaux de chacun des débordements est considérée égale à celle des eaux du collecteur Curotte-Papineau de la Communauté urbaine de Montréal. Cette hypothèse peut être considéré acceptable, la description de l'utilisation du sol pour l'ensemble du territoire de la Communauté urbaine de Montréal (Paquin, 1979) étant sensiblement la même que celle du bassin desservi par le collecteur Curotte-Papineau (Couillard *et al.*, 1979).

Il est également intéressant d'étudier quel est le rapport de la concentration attribuable aux débordements de réseau unitaire, sur celle de la section en amont¹ de la rivière des Prairies. Mis à part les éléments nutritifs, la majorité des contaminants serait attribuable aux débordements; les solides en suspension par un facteur 3.4, les métaux par des facteurs supérieurs à 2.8 (à l'exception du chrome) et la demande chimique en oxygène, en proportions sensiblement identiques, avec un facteur 1.1.

Selon les hypothèses émises: dispersion immédiate sur toute la largeur de la rivière et des débordements caractérisés par un débit et des concentrations moyennes, il existe une contamination significative. Si les conditions ne sont pas aussi optimales que nous les avons décrites, les concentrations retrouvées dans le milieu seraient encore plus grandes: une moins grande dispersion latérale et une accumulation dans des milieux lenticules (ex. la région des îles de la rivière des Prairies) pourraient être les causes de concentrations léthales pour la flore et la faune aquatique. L'étude permet quand même de conclure que l'apport de contaminants par la pollution diffuse urbaine peut être très important et responsable de détériorations du milieu.

4.2 Deuxième étude de cas:

Evaluation du dépassement des normes de qualité des cours d'eau, en aval des déversements de la pollution diffuse urbaine par la ville de Bucyrus (Ohio, E.U.).

¹ Qualité des eaux de la rivière des Prairies avant les sites de débordements.

Une étude effectuée par Lager et Smith (1974) pour U.S.E.P.A. établit les quantités de contaminants mesurés dans le milieu, en aval d'une ville; nous comparerons ces résultats aux normes de qualité qui devraient être respectées pour le plein usage (Gouin et Malo, 1978).

L'étude de Lager et Smith (1974), réalisée durant les années 1968 et 1969, porte sur la rivière Sandusky; cette rivière passe près de la ville de Bucyrus en Ohio (U.S.A.). La municipalité de Bucyrus compte 13000 habitants et l'occupation du sol est presque entièrement résidentielle. Les égouts collecteurs (réseau unitaire) de la municipalité sont acheminés vers une usine de traitement secondaire; les débordements et les dérivations avant traitement se déversent dans la rivière Sandusky qui a un débit inférieur à 0.3 mètre cube/seconde en étiage sévère¹. Aucune autre municipalité n'est située en amont, ce qui rend l'évaluation des quantités de contaminants pouvant être associées à la pollution urbaine, relativement exacte. De plus en faisant l'évaluation des caractéristiques physico-chimiques en temps sec et en temps de pluie, il est possible par différence d'évaluer le potentiel contaminant propre à la pollution diffuse urbaine. Des mesures furent prises en amont (1 station d'échantillonnage), à la sortie de l'effluent d'usine de traitement (1 station) et à 3 stations en aval, le dernier point d'échantillonnage étant à 11.3 km de Bucyrus. Le tableau 4.2 présente les résultats obtenus.

L'examen des résultats, pour la station en amont de la ville, fournit des indications quant aux variations des paramètres physico-chimiques

¹

Approximativement du même ordre de grandeur que la Yamaska Sud Est en étiage sévère.

TABLEAU 4.2: Augmentation des quantités de contaminants dans le cours d'eau, due à la pollution diffuse urbaine, pour la ville de Bucyrus (U.S.A.)

LIEU D'ECHANTILLONNAGE	DBO ₅ mg/l		SS mg/l		COLIFORMES totaux/100ml	
	temps sec	pluie	temps sec	pluie	temps sec	pluie
Station amont	4 (1-14)*	5 (2-13)	32 (5-160)	465 (20-1960)	59000 (23000- 95000)	3400 (1200- 6300)
Station Bucyrus (1er pont après l'effluent de trai- tement secondaire	6 (2-12)	14 (4-51)	49 (8-190)	192 (5-960)	.4x10 ⁶ (.002-1.5) x10 ⁶	4.5x10 ⁶ (.05-8.8) x10 ⁶
Station aval no. 1 (2e pont)	7 (3-22)	5 (3-8)	44 (10-195)	62 (20-135)	-	-
Station aval no. 2 (3e pont)	4 (1-8)	6 (3-10)	36 (27-45)	36 (20-50)	15,000 (5,600- 40,000)	130,000 (-)
Station aval no. 3 (5e pont) (11.3 km en aval de Bucyrus)	5 (2-13)	6 (2-12)	18 (15-25)	90 (25-300)	4,500 (3000- 5300)	86,000 (-)

DE: Lager et Smith, 1974.

* Intervale des valeurs

dans le milieu récepteur, suite au ruissellement de surface. Si on compare l'épisode pluvieux au temps sec, nous pouvons remarquer une augmentation des solides en suspension, ceci étant expliquable par l'exportation des dépôts de surface et du sol lui-même en territoire forestier et agricole (Characklis *et al.*, 1979a). Il y a diminution du nombre de coliformes totaux par 100 ml, due aux faibles quantités pouvant être exportés du milieu naturel, l'augmentation du ruissellement en territoire forestier crée un effet de dilution. Les effets du ruissellement en territoire urbain, pour les stations en aval sont similaires: augmentation des solides en suspension (SS), de la demande biochimique en oxygène (DBO_5) et des coliformes. Pour la station la plus en aval (11.3 km de Bucyrus), la proportion d'augmentation des SS pouvant être attribué au ruissellement de surface (en partie urbain et en partie naturel) est de 400%, et par un facteur 20 pour les coliformes. Rappelons que l'étude de Wilber et Hunter (1979a) avait démontré des augmentations de 400% pour la plupart des métaux contenus dans les sédiments de Saddle River, entre des stations en amont et des stations en aval de la municipalité de Lodi (E.U.).

Si nous comparons les valeurs mesurées pour la station la plus en aval aux normes de qualité pour le plein usage (Gouin et Malo, 1978), nous remarquons que, si en temps sec la norme de SS (25 mg/l) n'a jamais été dépassé, elle a été dépassée pour tous les épisodes pluvieux. La norme de 1000 coliformes par 100 ml est dépassée par un facteur 4.5 en temps sec et par un facteur 86 en temps de pluie.

Une étude, faite par les mêmes auteurs (Lager et Smith, 1974) pour une ville de Virginie, dotée d'un réseau de type séparatif, a montré des augmentations semblables de contaminants dans le milieu récepteur, en aval des déversements des égouts pluviaux.

4.3 Troisième étude de cas:

Evaluation du potentiel toxique du ruissellement urbain par des tests biologiques

Dans une étude de Couture *et al.* (1980), la toxicité des eaux de ruissellement urbain a été mesurée pour l'algue verte Selenastrum capricornutum. Les échantillons d'eaux usées, servant pour les tests biologiques, provenaient des eaux du collecteur Meilleur-Atlantique de la C.U.M.. Ce collecteur draine un territoire semblable à celui du collecteur Curotte-Papineau, qui a déjà été décrit dans la section 4.1. Sa superficie de drainage est de 22.2 km². Les industries (développement photographique, machinerie électronique, produits agro-alimentaires) occupant 12% du territoire, les parcs publics, les équipements collectifs, les rues, et les terrains vacants occupent 33% et le reste du bassin (55%) est couvert par des immobilisations résidentielles.

Des mesures ont été prises en temps sec et en temps de pluie. Les échantillons étaient placés dans la glace fondante pour être acheminés au laboratoire où ils étaient filtrés, filtrés et stockés à -20°C jusqu'à leur utilisation (Couillard *et al.*, 1979).

Le tableau 4.3 fournit les résultats obtenus dans les tests biologiques. Il faut remarquer que selon les auteurs, un rapport de la biomasse calculée (Bc) sur la biomasse mesurée (B) supérieur à 1.3 est un indice certain de toxicité. Rappelons que les eaux usées du réseau unitaire en

temps de pluie sont comparables à celles des débordements et que la qualité de ces eaux de débordements peut être considérée semblable à celles ayant servi pour les tests biologiques.

Pour ce test biologique 5 échantillons sur 6, le dernier échantillon de l'épisode pluvial étant plus faible, ont un rapport de la biomasse calculée sur la biomasse mesurée (Bc/B) supérieur à 1.3; les eaux de débordement se sont donc avérées toxiques pour l'algue verte. D'autres expériences de Couture *et al.* (1980) ont permis de caractériser la nature des substances toxiques (organiques ou inorganiques). A l'aide d'ajouts de Na₂ EDTA, substance chélatrice qui modifie la biodisponibilité des formes inorganiques en formant des complexes avec ces derniers, on a mis en évidence une activité de la fraction inorganique pour certains échantillons.

Un test biologique est une indication de la toxicité effective d'une eau, puisqu'il est une mesure des toxiques biodisponibles; des toxiques peuvent être liés à la matière organique, et des réactions d'antagonisme peuvent prévaloir pendant le test et diminuer la toxicité.

Des mesures dans le même collecteur (collecteur Meilleur-Atlantique, C.U.M.) pour des périodes de temps sec, ont montré que ces eaux étaient également toxiques selon le test biologique et il semble que cette toxicité avait des origines industrielles. Les indices de toxicité (Bc/B) étaient en relation avec les heures ouvrables (Couillard *et al.*, 1979). En effet, en dehors des heures usuelles de travail, la toxicité était plus faible et avait tendance à augmenter avec le début de la période journalière de travail.

TABLEAU 4.3: Mesure de la toxicité des eaux usées d'un réseau unitaire en temps de pluie (collecteur Meilleur-Atlantique, C.U.M.) par un test biologique

Série* D'ECHANTILLONS	Biomasse MESUREE (B) (mg/l)	Biomasse CALCULEE (Bc) (mg/l)	Bc/B
1	6.4	21.5	3.4
2	1.4	8.6	6.2
3	6.6	12.9	1.9
4	5.9	45.0	7.5
5	20.4	64.6	3.2
6	55.0	57.4	1.0

DE: Couture et al., 1980.

* Pour un même épisode pluvieux, le premier échantillon à t_1 est le numéro 1.

Il aurait été préférable que les tests biologiques aient été effectués sur un réseau couvrant un territoire peu industrialisé afin de vérifier l'augmentation de la toxicité directement associable au ruissellement urbain. Cependant nous pouvons tout de même reconnaître que les eaux de ruissellement urbain en se mélangeant aux eaux de temps sec, n'ont pas contribué à diminuer la toxicité mais plutôt à la maintenir. Ces eaux ont donc une toxicité propre pour Selenastrum capricornutum, et une toxicité chronique pour le plancton est remarquée par Couture *et al.* (1980).

CHAPITRE 5

CONCLUSIONS

CHAPITRE 5

CONCLUSIONS

5. Conclusions

Le potentiel contaminant de la pollution diffuse urbaine

L'assainissement des eaux usées urbaines est un travail long et coûteux pour lequel beaucoup de structures physiques, de groupes d'études et de comités de liaison devront être mis en place. Actuellement le traitement des eaux sanitaires et les eaux industrielles apparaît comme prioritaire et est généralement admis. Toutefois, les objectifs d'un programme d'assainissement, qui sont, en général, de rejeter le moins possible de contaminants vers le milieu récepteur et de récupérer les usages d'un cours d'eau pour la population, ne peuvent être atteints que si les quantités de contaminants dans le milieu sont inférieures à un seuil critique; seuil critique qui peut être dépassé par les seuls rejets de la pollution diffuse urbaine.

Pour démontrer l'importance de l'impact de la pollution diffuse urbaine sur les eaux réceptrices, nous pouvons retenir des précédents chapitres les points suivants:

- 1) Les débordements de réseau unitaire se produisent souvent, 36% du temps en moyenne en Ontario et d'importants volumes du mélange eaux domestiques-eaux de ruissellement de surface débordent.

- 2) L'augmentation de l'efficacité totale d'épuration des eaux usées urbaines est plus réalisable en traitant les eaux de la pollution diffuse urbaine qu'en augmentant l'efficacité du traitement existant à l'exutoire principal.
- 3) Le ruissellement urbain transporte annuellement plus de solides en suspension et de métaux que tous les autres types d'eaux usées urbaines.
- 4) Dans une estimation à partir des débits théoriques pour l'ensemble du territoire urbanisé américain, on calcule que les débordements de réseau unitaire rejettent annuellement 45 fois plus de plomb et 15 fois plus de solides en suspension que l'effluent d'une usine d'épuration biologique.
- 5) Après l'effet de chasse des rues et des conduites par les eaux de ruissellement urbain, les concentrations en contaminants dans ces eaux diminuent. Cependant l'association de concentrations moyennes de contaminants à de forts débits d'eaux usées entraîne vers le milieu récepteur des charges importantes de contaminants.
- 6) L'enrichissement des métaux dans les sédiments, en aval d'une municipalité, est très important. On a noté des augmentations allant de 280% pour le nickel à 610% pour le plomb.
- 7) Les détériorations esthétiques causées par les solides en suspension, les perturbations physiologiques et biochimiques sur la flore et la faune aquatiques, et les dangers de contamination par certains virus et bactéries, sont autant de nuisances pouvant être associées à la pollution diffuse urbaine.

- 8) Les phénomènes de concentration des contaminants dans les végétaux, les animaux et les microorganismes, ainsi que l'accumulation des contaminants conservatifs au fond du cours d'eau, peuvent créer des zones de forte toxicité.
- 9) Les déversements de la pollution diffuse urbaine sont responsables d'une onde de choc sur le milieu. L' "effet choc" est un des facteurs qui nous obligent, malgré l'intermittence de ces déversements, d'en considérer l'importance relative comme source de pollution en territoire urbain.
- 10) Toutes les études de cas rapportées dans ce mémoire concluent que la qualité des eaux de débordement de réseau unitaire dépassent les normes d'effluents émises pour respecter une certaine qualité du cours d'eau plus en aval.
- 11) L'étude des déversements de la pollution diffuse urbaine dans un cours d'eau nous révèle que les normes de qualité du milieu, pour le plein usage, sont dépassées, et que la proportion des contaminants provenant de ces déversements est très importante (supérieure à 55%) pour les métaux, les solides en suspension et la demande chimique en oxygène.
- 12) Des tests biologiques ont établi la toxicité des eaux de ruissellement pour l'algue verte Selenastrum capricornutum.

Ces arguments démontrent clairement que les eaux de la pollution diffuse urbaine sont contaminées et ne peuvent être négligées.

Les estimations des détériorations du milieu pouvant résulter de la pollution diffuse urbaine, décrites dans ce mémoire, indiquent bien que la dilution par le milieu naturel ne peut être la solution acceptable aux problèmes de ces déversements. Le dépassement des normes de qualité scientifiquement établies en fonction de la tolérance des organismes, incluant l'homme, est une indication de l'incapacité du milieu à recevoir sans dommages ce type de pollution. Le pouvoir auto-épurateur du cours d'eau ne peut assimiler sans danger qu'une certaine quantité de polluants par unité de longueur. Si cette quantité est dépassée, les microorganismes hétérotrophes responsables de la biodégradation subissent l'impact de ces déversements, réduisant du même coup les quantités tolérables par le milieu. Les détériorations de la qualité des eaux réceptrices, résultant de cet état de faits, auront comme conséquence une très faible restauration des usages, malgré les efforts entrepris pour traiter les sources ponctuelles.

Les problèmes de la qualité du ruissellement urbain reliés aux deux types de réseau: unitaire et séparatif

En supposant l'existence d'un traitement des eaux domestiques, les problèmes causés par les déversements de la pollution diffuse urbaine seront différents selon le type de réseau adopté par la municipalité. Les métaux et les solides en suspension sont des contaminants déversés annuellement en très grandes quantités par les eaux usées du réseau pluvial et par les débordements de réseau unitaire; pour ces contaminants leurs qualités sont sensiblement les mêmes. Les débordements de réseau unitaire contiennent également des nutriments, de la matière organique et des bactéries en quantités supérieures à celles des eaux de réseau pluvial.

Le volume déversé par le réseau pluvial sera plus grand que le volume des eaux de débordements de réseau unitaire, si la capacité non-occupée de ce même réseau unitaire est suffisamment grande; mais la différence la plus importante est au niveau des politiques de traitement.

Dans le cas du réseau unitaire, la réduction du volume des débordements est une solution qui est techniquement envisageable. Les contaminants des eaux sanitaires pouvant être transportés directement au cours d'eau par les débordements semblent justifier une intervention. En ne considérant pas le potentiel toxique particulier des eaux de ruissellement urbain, une sous-estimation des détériorations pouvant être causées est à craindre. Toujours selon cette même évaluation, les déversements de réseau pluvial ne sont pas traités actuellement.

On peut omettre le traitement des déversements d'un égout pluvial uniquement si l'occupation du territoire drainé par ce réseau est de type strictement résidentiel¹, avec peu de circulation de matériaux non-finis et en vrac susceptibles d'accroître la quantité de dépôts sur les surfaces imperméables.

La nécessité de traiter les déversements de la pollution
diffuse urbaine

Les débordements de réseau unitaire, les déversements de réseau pluvial et les apports directement au cours d'eau du ruissellement urbain sont potentiellement toxiques donc préjudiciables à la qualité du milieu aquatique.

¹

Avec peu de surfaces imperméables.

Il est nécessaire de traiter les eaux de la pollution diffuse urbaine, à l'intérieur d'une politique d'ensemble d'assainissement car, si on veut abaisser la quantité de contaminants transmise au cours d'eau sous un seuil critique, il est certain que le traitement du ruissellement urbain devra être envisagé. Autant pour les concentrations par évènement que pour les charges sur une base annuelle, il peut représenter une source majeure de contamination.

Le traitement de toutes les sources ponctuelles municipales (effluents industriels et eaux usées domestiques) est assurément une grande étape dans une politique d'assainissement. Toutefois on ne peut, pour des raisons strictement économiques ou politiques, négliger les autres sources de contamination d'un cours d'eau (pollution agricole, sources ponctuelles et diffuses, et pollution diffuse urbaine), car il est logique de penser que les efforts accomplis ne rétabliront pas tous les usages, si des sources non traitées continuent à déverser en quantités importantes des substances toxiques dans le milieu récepteur.

L'efficacité d'enlèvement des contaminants et l'intermittence du traitement sont des contraintes qui pourront être déterminées en fonction du milieu récepteur.

Les recherches nécessaires pour augmenter nos connaissances
dans l'évaluation des impacts de la pollution diffuse urbaine

Les études à ce jour ont surtout porté sur la caractérisation physico-chimique des eaux de ruissellement urbain, et très peu sur l'évaluation des impacts sur le milieu récepteur des déversements.

Quelques sujets précis devraient faire l'objet d'études plus détaillées. Il faudrait accroître nos connaissances sur le pouvoir auto-épurateur d'un cours d'eau; très peu de choses sont connues sur les modifications de la diversité des microorganismes hétérotrophes, et sur les toxiques pouvant agir sur le métabolisme de ces organismes, réduisant ainsi le pouvoir auto-épurateur. Malgré les difficultés d'expérimentation, ces études devraient être effectuées "in situ", afin d'évaluer les organismes dans les conditions variables du milieu naturel. Les métaux semblent être un des principaux groupes de toxiques de ruissellement urbain et on ne fait que commencer à connaître les modifications qu'ils causent au métabolisme des organismes aquatiques. Des études sur la spéciation des métaux du ruissellement urbain permettraient de déterminer les formes les plus toxiques pour le milieu. L'utilisation de tests biologiques, lesquels tiennent compte des effets de synergie et d'antagonisme des divers contaminants, devrait être plus répandue.

Il serait également indispensable d'acquérir des connaissances plus exactes sur la dispersion latérale des effluents urbains et les impacts de l'existence de zones d'accumulation. Des connaissances plus approfondies des phénomènes d'auto-épuration et de dispersion des contaminants permettraient de transformer des normes de qualité du milieu en normes maximales de contaminants pouvant être rejetés par un effluent pour conserver au milieu une qualité acceptable.

Un contexte global

Il nous apparaît que, pour atteindre une qualité acceptable des cours d'eau au Québec, nous ne pouvons considérer qu'une action unique et isolée sur

les sources ponctuelles représentera un bon investissement social.

L'évaluation de toutes les sources de contamination déversées dans une même section de cours d'eau, associée à une charge maximum admissible pour cette section, sont les intrants d'un processus décisionnel d'épuration. Une décision rationnelle, des points de vue environnemental, social et économique, devrait s'appuyer sur le choix des effluents à traiter, l'efficacité d'enlèvement des contaminants et la période annuelle pendant laquelle le traitement est nécessaire.

Nous croyons que le travail de synthèse et d'intégration que nous avons effectué permettra de mieux situer la pollution diffuse urbaine comme source de contaminants et de déterminer de quelle façon pourrait s'exercer sur le milieu la contamination résultante des déversements non-traités.

Le traitement de la pollution diffuse urbaine ne doit pas être envisagé comme une application mineure d'une opération d'assainissement des eaux usées urbaines, mais comme une action concomitante. Le problème de la pollution par le ruissellement urbain est suffisamment important pour que l' "Environmental Protection Agency" des Etats-Unis ait organisé un congrès international¹ sur le sujet. Les conférences et les conclusions de ce congrès, tout en réaffirmant le potentiel contaminant de ce type de pollution, démontrent que nos connaissances sur les impacts, surtout pour un cours d'eau, sont limitées et doivent être développées. D'ailleurs ce mémoire a permis de faire une représentation globale des impacts pouvant résulter des déversements de la

¹

"Urban Stormwater and combined Sewer overflow. Impact on Receiving Water bodies". 26-28 Novembre 1979 à Orlando, Floride.

pollution diffuse urbaine; il peut également servir de base dans l'établissement de la capacité du milieu à recevoir des déversements non traités.

Nous croyons avoir posé un pont entre les connaissances des caractéristiques du ruissellement urbain et les détériorations causées au milieu naturel. Le potentiel contaminant de la pollution diffuse urbaine apparaît évident en fonction des principales conclusions:

- 1) La pollution diffuse urbaine est une importante source de contamination surtout en métaux. Son importance relativement à l'ensemble des rejets atteignant le cours d'eau ne peut être négligée.
- 2) L'intermittence de ce type de rejets ne permet pas de remettre en cause la nécessité de traiter la pollution diffuse urbaine. Ceci en raison des phénomènes d'accumulation dans les sédiments et de la bioaccumulation par les organismes.
- 3) Les déversements de la pollution diffuse urbaine contribuent, dans une large partie, au dépassement des normes de qualité du milieu pour le plein usage du cours d'eau.

Ce travail est un pas vers l'établissement de normes d'effluent qui permettront de faire un choix plus judicieux du nombre et de la qualité des effluents rejetés vers les eaux réceptrices.

ANNEXES

ANNEXE 1

Importance du volume, du mélange des eaux domestiques - eaux de ruissellement de surface, qui irait directement au cours d'eau sans traitement pour un événement déterminé

nombre d'habitants	1 000 000 habitants
Débit sanitaire moyen/jour/heure (Demard, 1979)	222 litres/jour/heure
Superficie	200 km ²
Coefficient de ruissellement	0,50
Précipitation (période de retour mensuelle)	12.5 mm en 24 heures

$$\begin{aligned} \text{D.M.T.S.}^1 &= 1\ 000\ 000 \text{ habitants} \\ &= 222 \text{ millions litres/jour} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Débit de désign} \\ \text{à l'usine} &= 2 \times \text{D.M.T.S.} = 444 \times 10^6 \text{ litres/jour} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Volume de ruissellement} &= \text{pluie} \times \text{superficie} \times \text{coefficient de ruissellement} \\ &= 1.25 \times 10^9 \text{ litres/24 heures} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Volume total} \\ \text{à évacuer} &= \text{D.M.T.S.} + \text{volume de ruissellement} \\ &= 1.47 \times 10^9 \text{ litres/24 heures} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \% \text{ des eaux qui} \\ \text{débordent} &= \frac{(\text{volume total à évacuer}) - (\text{volume admis à l'usine})}{(\text{volume total à évacuer})} \times 100 = \end{aligned}$$

$$\frac{1.47 \times 10^9 \text{ litres/24 heures} - (.44 \times 10^9 \text{ litres/24 heures})}{(1.47 \times 10^9 \text{ litres/24 heures})} \times 100 = 70\%$$

¹ D.M.T.S. = débit moyen temps sec.

A. Importance du volume des eaux qui débordent du réseau unitaire si l'estimation du débit sanitaire théorique est plus grande

D.M.T.S. pour la conception : 370 l/jour/h.
 Capacité du réseau = 2 x D.M.T.S. : 0.74×10^9 litres/jour

Volume à évacuer

(volume de ruissellement +

débit sanitaire théorique) = 222 l/j/h: 1.47×10^9 litres/jour

% de débordement: $\frac{1.47 \times 10^9 - 0.74 \times 10^9}{1.47 \times 10^9} \times 100 = 50\%$

B. Importance du volume des eaux qui débordent du réseau unitaire pour une pluie de période de retour de 2 ans

Capacité du réseau = 2 x D.M.T.S. : 0.44×10^9 litres/jour
 (D.M.T.S. = 222 l/j/h)

Volume d'eaux de ruissellement : 5.59×10^9 litres/24 heures
 superficie x pluie x coefficient de ruissellement

$200 \text{ km}^2 \times 5.59 \text{ cm} \times 0.5$

/ 24 heures

Volume à évacuer : 5.81×10^9 litres/24 heures

Volume de ruissellement + débit sanitaire
 théorique

% de débordement : $\frac{5.81 \times 10^9 - 0.44 \times 10^9}{5.81 \times 10^9} = 92\%$

ANNEXE 2

Transformation des concentrations (mg/l) en charges annuelles (kg/ha/an)

N.B.: pour des fins de comparaison, nous avons transformé certaines valeurs de concentrations en charges annuelles, dans les cas où les seules données disponibles étaient des concentrations. Ces approximations permettent une synthèse plus exhaustive.

Type de réseau	Evaluation théorique du débit litre/jour/capita	Transformation
- sanitaire - unitaire temps sec	370 l/j/capita (évaluation théorique tenant compte d'une certaine part d'infiltration)	$\frac{\text{kg}}{\text{ha}/\text{an}} = \frac{\text{mg}}{\text{l}} \times \text{débit} \frac{\text{l}}{\text{j}/\text{c}} \times \frac{365 \text{ j.}}{\text{an}} \times \frac{20 \text{ capita}}{\text{acre}} \times 10^{-6} \frac{\text{kg}}{\text{mg}}$ $\times 2.2 \frac{\text{lbs}}{\text{kg}} \times \frac{1.12 \text{kg}}{\text{ha}/\text{an}} \frac{\text{lbs}}{\text{acre}/\text{an}}$
- pluvial	$\frac{30 \text{ po pluie}^1 \times}{\text{an}}$ $\frac{43560 \text{ pi}^2}{\text{acre}}$ $\times \frac{144 \text{ po}^2 \times .4^2 \times 1}{\text{pi}^2} \frac{\text{litre}}{61.02 \text{ po}^3}$ $\times 1 \text{ an} \times 1 \text{ acre} = 169$ $\frac{365}{\text{jours}} \frac{20}{\text{capita}} \frac{\text{l}/\text{j}/\text{c}}$	

¹ Valeur pour la ville de Québec

² Coefficient de ruissellement pour une municipalité à 60% résidentiel

ANNEXE 3

Description de la rivière des Prairies

La rivière des Prairies est la frontière entre la ville de Montréal et la ville de Laval, toutes deux de la communauté urbaine de Montréal. Cette rivière est un des déversoirs du lac des Deux-Montagnes, qui reçoit les eaux de la rivière des Outaouais; elle rejoint le fleuve en aval des îles de Montréal et de Laval (42 km en aval du lac des Deux-Montagnes). Aucun tributaire n'arrive dans la rivière des Prairies, sa qualité en amont n'est donc modifiée que par les déversements d'émissaires du réseau d'égout des municipalités riveraines (figure A.1) (Couillard *et al.*, 1979).

Elle draine un territoire habité par approximativement 1 000 000 personnes et reçoit les égouts de ce bassin de population. C'est un cours d'eau relativement turbulent, avec ses 5 séries de rapides; mais ceci n'est pas suffisant pour éviter les odeurs et les problèmes d'esthétisme reliés aux déversements d'égouts.

Les débits observés vont de $340 \text{ m}^3/\text{s}$ (en 1921) à $3170 \text{ m}^3/\text{s}$ (en 1951) avec les débits les plus élevés en mars et avril, et les plus faibles en août et septembre.

Les zones hachurées de la figure 1 représentent les bassins des collecteurs "Curotte-Papineau" et "Meilleur-Atlantique" de la C.U.M.. Ils représentent de 7 à 10% de la superficie urbaine drainée par les réseaux d'égouts vers la rivière des Prairies.

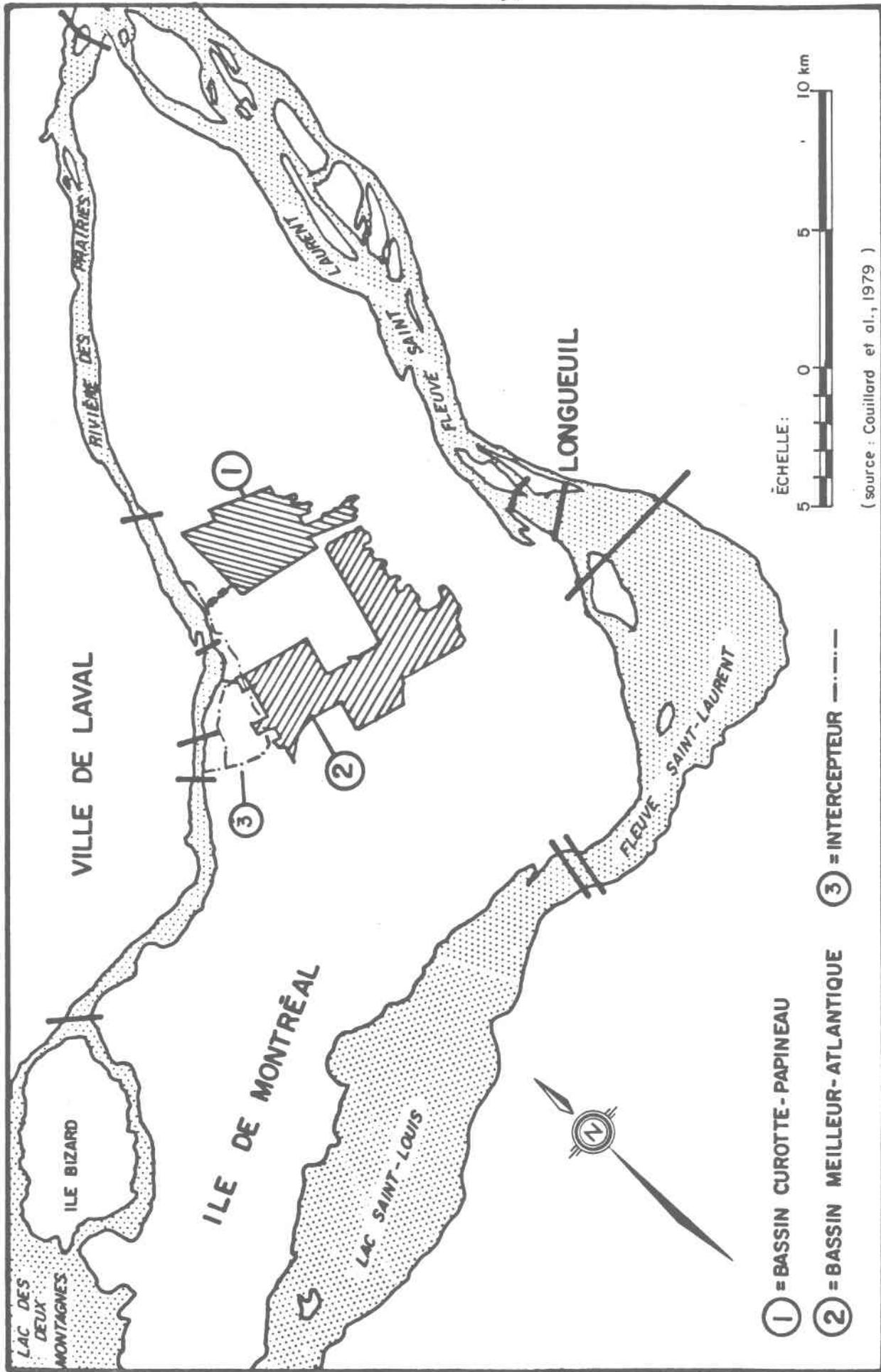


Figure A.1 . Localisation géographique des bassins étudiés.

ANNEXE 4

Calcul des normes d'effluents pour la rivière des Prairies selon le modèle de Price et Pearson (1979).

Attendu que:

- aucun autre déversement que les déversements de pollution diffuse urbaine ne serait effectué dans la rivière des Prairies;
- que nous ne considérons que le pouvoir de dilution du cours d'eau comme capacité d'autoépuration;
- que le débit naturel de la rivière est de $1000 \text{ m}^3/\text{s}$ et que 25 déversements de débit égal à $1 \text{ m}^3/\text{s}$ (débit correspondant au centre de l'intervalle de dispersion des valeurs de Vitale et Sprey (1974) avec un minimum de $.08 \text{ m}^3/\text{s}$ et un maximum de $1.78 \text{ m}^3/\text{s}$)¹, s'ajoutent pour un débit total de $1025 \text{ m}^3/\text{s}$;
- que les normes de qualité du milieu de Gouin et Malo (1978) sont les critères de qualité de l'eau de la rivière à respecter;
- que la qualité amont de la rivière est donnée par les concentrations mesurées par le groupe d'études du fleuve St-Laurent à la source de la rivière des Prairies.

Nous pouvons calculer les normes d'effluents selon le modèle de Price et Pearson (1979) en ne considérant que l'époque actuelle et non en faisant des normes prospectives comme le font ces auteurs.

¹ Ces valeurs sont vérifiées par l'estimation du débit d'un débordement du collecteur Curotte-Papineau (cf. Annexe 5).

$$\begin{array}{l}
 \text{conc. max.} \\
 \text{admissible} \\
 \text{dans l'effluent} \\
 \text{(mg/l)}
 \end{array}
 = \frac{
 \begin{array}{l}
 \text{conc. max.} \\
 \text{(admissible)} \\
 \text{pour la} \\
 \text{rivière} \\
 \text{(mg/l)}
 \end{array}
 \times
 \begin{array}{l}
 \text{Débit} \\
 \text{(total)} \\
 \text{de la} \\
 \text{rivière} \\
 \text{(m}^3\text{/s)}
 \end{array}
 -
 \begin{array}{l}
 \text{conc.} \\
 \text{(mesurée)} \\
 \text{en amont} \\
 \text{(mg/l)}
 \end{array}
 \times
 \begin{array}{l}
 \text{Débit} \\
 \text{(naturel)} \\
 \text{rivière} \\
 \text{(m}^3\text{/s)}
 \end{array}
 }{
 \text{débit total des effluents (m}^3\text{/s)}
 }$$

exemple pour le zinc:

$$\begin{array}{l}
 \text{conc. max.} \\
 \text{effluent}
 \end{array}
 = \frac{
 (0.03 \text{ mg/l} \times 1025 \text{ m}^3\text{/s}) - (0.012 \times 1000 \text{ m}^3\text{/s})
 }{
 25 \text{ m}^3\text{/s}
 }$$

$$\begin{array}{l}
 \text{conc. max.} \\
 \text{effluent}
 \end{array}
 = 0.75 \text{ mg/l}$$

ANNEXE 5

Evaluation du débit d'un débordement pour le collecteur Curotte-Papineau de la C.U.M., pour une pluie de période de retour de 2 semaines

- Collecteur Curotte-Papineau
 - superficie de drainage: 8.9 km^2
 - coefficient de ruissellement: .5
 - capacité maximale: 8496 litres/sec
 - débit de temps sec: 4248 litres/sec
(.5 x capacité max.)

- Pluie
 - 5 mm en 60 minutes

- Volume ruisselé:
superficie x pluie x $1.0 \times 10^6 \frac{\text{cm}^3}{\text{m}^3}$ x $1.0 \times 10^{-3} \frac{\text{litre}}{\text{cm}^3}$ x 0.5 = 2.25×10^7 litres/60 minutes
= 6.18×10^3 litres/sec.

- Débit de débordement:
 $6.18 \times 10^3 \text{ l/sec} - 4.25 \times 10^3 \text{ l/sec} = \text{Débit de débordement}$
(débit de ruissellement) (débit pouvant entrer dans le collecteur)
= 1930 litres/sec = $1.93 \text{ m}^3/\text{sec}$

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ANDRE, D. (1977). "Effets biologiques des déversements d'eaux usées industrielles dans la région de Montréal". Thèse de Maîtrise en sciences appliquées. Département de Génie Civil. Ecole polytechnique de l'Université de Montréal, 132 p.
- ANDREW, R.W. (ed.) (1976). "Toxicity to biota of metals forms in natural water". Proceedings of a workshop held in Minnesota, Oct. 7-8, 1975. International Joint Commission Research Advisory Board, April, 329 p.
- ATKINS, E.D. et HAWLEY, J.R. (1978). "Source of metals and metal levels in municipal wastewaters". Research Report No 80. Canada-Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality, 408 p.
- BRYAN, E.H. (1972). "Quality of stormwater drainage for urban land". Water Resources Bulletin, 8(3): 578-588.
- BROOKS, A. (1979). "The effects of intermittent chlorination of freshwater phytoplankton". Water Research, 13(1): 49-60.
- BROWMAN, J. (1979). "Phosphorus loading from urban stormwater runoff as a factor in lake eutrophication: I theoretical considerations and qualitative aspects". Journal Environmental Quality, 8(4): 561-566.
- BURM, R.J., KRAWCZYK, D.F. et HARLOW, G.L. (1968). "Chemical and physical comparison of combined and separate sewer discharges". Journal water Pollution Control Federation 40(1): 112-126.
- CAMPBELL, P.G.C., TESSIER, A. et BISSON, M. (1976). "Etude intégrée de la qualité des eaux des bassins versants des rivières St-François et Yamaska". Vol. 1: Secteur des métaux traces. INRS-Eau, rapport scientifique No 51, 131 p.
- CAMPBELL, P.G.C. (1978). "Eaux courantes". Notes de cours, INRS-Eau, unité 0503.

- CAMPBELL, P.G.C. (1980). "Discussion sur l'effet choc et les réactions du milieu suite aux déversements". (Communication personnelle). Avec M.M. P.G. Campbell, Denis Couillard, André Tessier, J.C. Auclair, Pierre Couture. INRS-Eau, janvier.
- CHARACKLIS, W.G., GAUDET, F.J., ROE, F.L. et BEDIANT, P.B. (1979a). "Maximum utilisation of water resources on a planned community. Executive summary". Rapport de United States Environmental Protection Agency (U.S.E.P.A.) 600/2-79-030a, 150 p.
- CHARACKLIS, W.G., GAUDET, F.J., ROE, F.L. et BEDIANT, P.B. (1979b). "Maximum utilization of water resources on a planned community. Stormwater runoff quality: Data collection, Reduction and Analysis". Rapport de United States Environmental Protection Agency (U.S.E.P.A.) 600/2-79-0506, 113 p.
- COSTON, N.V. (1974). "Characterization and treatment of urban land runoff". Rapport de United States Environmental Protection Agency (U.S.E.P.A.) 670/2-74-096, 170 p.
- COTTINET, D., COUILLARD, D., DARTOIS, J., DEMARD, H. et MASCOLO, D. (1975). "Réseaux de collecte des eaux usées. Tome 1: méthodologie". INRS-Eau, rapport scientifique No 59, 241 p.
- COUILLARD, D. (1972a). "Processus de traitement et d'assainissement des eaux usées". INRS-Eau, notes de cours pour l'unité EAU-7243, Université du Québec, Québec.
- COUILLARD, D. (1972b). "Principes des opérations unitaires de traitement des eaux usées et de l'eau d'approvisionnement; traitements par le sol, traitements physiques, biologiques et chimiques". INRS-Eau, notes de cours pour l'unité EAU-7243, Université du Québec, Québec.

- COUILLARD, D. (1980). "Evaluation des teneurs en composés organochlorés dans le fleuve, l'estuaire et le golfe Saint-Laurent, Canada", Environmental Pollution (soumis pour publication), INRS-Eau, rapport scientifique No 121, Université du Québec, Québec.
- COUILLARD, D., DARTOIS, J., DEMARD, H., JAOUICH, A., et MASCOLO, D. (1975). "Réseaux de collecte des eaux usées. Tome 4: synthèse et propositions". INRS-Eau, rapport scientifique No 62, 117 p.
- COUILLARD, D. et CROTEAU, G. (1979). "Potentiel de toxicité des eaux du ruissellement urbain et des eaux usées de temps sec; évaluation par la physico-chimie et par des bioessais". INRS-Eau, rapport scientifique No 119, 105 p.
- COUILLARD, D., CROTEAU, G. et COUTURE, P. (1979). "Evaluation de la toxicité chronique des eaux de ruissellement urbain à l'aide d'un bioessai". Communication présentée au 15^e symposium canadien de la recherche sur la pollution de l'eau. Université de Sherbrooke, 7 déc.
- COUTURE, P., COUILLARD, D. et CROTEAU, G. (1980). "Un test biologique pour caractériser la toxicité des eaux usées". Université du Québec. Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau). (Pour publication sous réserve d'acceptation dans "Environmental pollution").
- DARTOIS, J. (1977). "Potentiel de toxicité des eaux de ruissellement urbain". Rapport interne non publié. INRS-Eau, 53 p.
- DARTOIS, J. et AUBERT, J.M. (1976). "Etude quantitative et qualitative du comportement d'un égout combiné d'une ville Québécoise". Mémoire de maîtrise. Université du Québec, INRS-Eau, 154 p.
- DAVIS, J.A. et JACKNOW, J. (1975). "Heavy metals in wastewater in three urban areas". Journal Water Pollution Control Federation, 47(8): 2292-2297.
- DEMARD, H. (1979). "Eau en milieu urbain". Notes de cours, INRS-Eau, unité 0208, INRS-Eau.

- DESBORDES, H. et RIBSTEIN, P. (1978). "Etude de la qualité du ruissellement urbain". Synthèse bibliographique. Université des Sciences et Techniques du Languedoc. Montpellier, 51 p.
- DESLILE, C.E. (1979). "Les impacts des contaminants sur la pêche sportive". Eau du Québec, 12(1): 47-50.
- DICK, T.M. et MARSALEK, J. (1979). "Importance des charges unitaires de polluants dans le ruissellement urbain d'eaux pluviales. Eau du Québec, 12(4): 263-266.
- DOYLE, J.T. (1979). "Abating agricultural pollution. (1) Project clear-water". Journal Water Pollution Control Federation, 51(6): 10-12.
- ECKOFF, D.W., FRIEDLAND, A.O. et LUDWIG, H.F. (1969). "Characterization and control of combined sewer overflows. San Francisco". Water Research, 3(7): 531-543.
- ERB, S., DOURLENS, A., DAQUIDI, J., POMMERY, P., BRICE, A. et COLEIN, P.H. (1979). "Extraction de polluants organiques de l'eau. Effets de l'ozonation". Techniques et Sciences Municipales, 79(3): 168-172.
- EYSTER, C. (1968). "Microorganic and microinorganic requirement for algae". Algae, Man and the Environment. D.F. Lockson (ed.). Syracuse University Press, N.Y. (1968). Chap. III.
- FERLAND, M.G. et GAGNON, P.M. (1972). "Atlas de hauteur, durée et fréquence des pluies au Québec méridional". Ministère des Richesses naturelles. Service de la météorologie, 66 p.
- FIELD, R. (ed.). (1978). "Urban stormwater management. Workshop proceedings". rapport de United States Environmental Protection Agency (U.S.E.P.A.) rapport 600/9-78-017, 130 p.
- FIELD, R., DORIVAL, R.A. et LAMECZED, J. (1979). "Combined sewer overflow and urban runoff. A literature review". Journal Water Pollution Control Federation, 51(6): 1281-1294.

- FIELD, R. et PITT, R. (1977). "Water quality effects from urban runoff".
Journal American Water Works Association. August 1977: 432-436.
- FIELD, R. et STRUZESKI, P. (1972). "Management and Control of Combined Sewer
Overflows". Journal Water Pollution Control Federation, 44(7): 1393-
1415.
- FLORENCE, T.M. (1977). "Trace metals in freshwaters". Water Research, 11(8):
681-687.
- GEIGER, W.F. (1977). "The impact of sewer system overflows on receiving wa-
ters as defined by mathematical modeling". Effets de l'urbanisation et
de l'industrialisation sur le régime hydrologique et sur la qualité de
l'eau. Actes du Colloque d'Amsterdam, Octobre.
- GOUIN, D. et MALO, D. (1978). "Etude de la qualité générale de l'eau". Rap-
port Technique No 11. Comité d'études sur le fleuve Saint-Laurent. Ser-
vices de Protection de l'Environnement, Québec, 363 p.
- GRAHAM, P.H. (ed.) (1978). "Report to congress on control of combined sewer
overflow in United States". Rapport de United States Environmental Pro-
tection Agency (U.S.E.P.A.) 430/9-78-006, 246 p.
- GRAHAM, P.H. (ed.) (1979). "1978 Needs Survey. Cost methodology for control
of combined sewer overflow and stormwater discharges". Rapport de United
States Environmental Protection Agency (U.S.E.P.A.) 430/9-79-003, 474 p.
- HEANEY, J.P., HUBER, W.C., MEDINA, M.A., MURPHY, M.P., NIX, S.J. et HASAN, M.
(1977). "Nationwide evaluation of combined sewer overflows and urban
stormwater discharges". Vol. II: Costs and Impacts. Rapport de United
States Environmental Protection Agency (U.S.E.P.A.) 600/2-77-064b, 430 p.
- HOOVER, THOMAS B. (1978). "Inorganic species in water: Ecological signifi-
cance and analytical needs. A litterature review". Rapport de United
States Environmental Protection Agency (U.S.E.P.A.) 600/3-78-064, 76 p.

- HOWELL, R.B. (1979). "Heavy metals in highway runoff and effects on aquatic biota". Conference internationale sur "Management and control of Heavy Metals in the Environment". London, Septembre pp. 236- 238. Publié par CEP Consultants Ltd 26 Albany Street, Edinburgh, United Kingdom.
- HUBER, W.C., HEANEY, J.P., SMOLEMYOK, K.J. et DEMETRIOS, A.A. (1979). "Urban rainfall-runoff-quality data base. Update with statistiscal analysis". Rapport de United States Environmental Protection Agency (U.S.E.P.A.) 600/8-79-004, 282 p.
- HUNTER, J.V. SABATINO, T. et GOMPERTS, R. (1979). "Contribution of urban runoff to hydrocarbon pollution". Journal Water Pollution Control Federation, 49: (11): 2243-2258.
- KLEIN, R.D. (1979). "Urbanization and stream quality impairment". Water Resources Bulletin, 15(4): 948-963.
- KRENKEL, P.A. (1979). "Problems in the establishment of Water Quality criteria". Journal Water Pollution Control Federation, 51(8): 2168-2188.
- KUZNETSOV, S.I. (1970). "The microflora of lakes and its geochemical activity". University of Texas Press, Austin, 1973, U.S.A., 503 p.
- LAGER, J.A. et SMITH, W.G. (1974). "Urban stormwater management and technology. An Assessment". Rapport de United States Environmental Protection Agency (U.S.E.P.A.) 670/2-74-040, 471 p.
- LAGER, J.A., SMITH, W.G., LYNARD, W.G., FINN, R.M. et FUNNERMORE, E.J. (1977). "Urban stormwater management and technology: update and user's guide". Rapport de United States Environmental Protection Agency (U.S.E.P.A.) 600/8-77-014, 331 p.
- LEHNINGER, A.L. (1975). "Biochemistry". Second Edition Worth Publishers New York, 1104 p.

- LELAND, H.V., LUOMA, S.N. et FIELDEN, H.J. (1979). "Bioaccumulation and toxicity of heavy metals and related trace elements". Journal Water Pollution Control Federation, 51(6): 1592-1615.
- MACLAREN, J.F. (1975). "Flow and quality data for the Bruce Wood catchment". Storm water management study, Vol. II: Research Report No 48, Canada-Ontario Agreement on Great Lakes water quality.
- MALO, D. (1976). "L'impact des activités agricoles sur la qualité de la rivière Yamaska". Mémoire de maîtrise. Université du Québec, INRS-Eau, 195 p.
- MANNING, M.J., SULLIVAN, R.H. et KIPP, T.M. (1977). "Nation wide evaluation of combined sewer overflows and urban stormwater discharges". Vol. III: Characterization of discharges. Rapport de United States Environmental Protection Agency (U.S.E.P.A.) 600/2-77-064c, 269 p.
- MARSALEK, J. et DICK, T.M. (1979). "Importance des charges unitaires de polluants dans le ruissellement urbain d'eaux pluviales". Environnement Canada, conférence: Les contaminants dans l'environnement, Québec, 14 mai, 18 p.
- MOORE, J.W. et MOORE, E.A. (1976). "Environmental Chemistry". Academic Press. New York, 500 p.
- MINISTERE DES RICHESSES NATURELLES (M.R.N.) (1974). "Sommaire des intensités et fréquences des pluies en 1971". Ministère des richesses naturelles, direction générale des eaux, Québec, 33 p.
- PAQUIN, G. (1979). "L'interception des eaux usées du territoire de la communauté urbaine de Montréal". Présentation au colloque: "Storm Water Management Model" (SWM), 24-25 mai, Montréal, 23 p.
- PATRICK, F.M. et LOUTIL, N.W. (1978). "Passage of metals to freshwater fish from their food". Water Research, 12(6): 395-399.

- PAUL, A.C. and PILLAI, K.C. (1978). "Pollution profile of a river". *Water, Air and Soil Pollution*, 10(2): 133-146.
- PESSON, P. (1976). "La pollution des eaux continentales, Incidence sur les biocénoses aquatiques". Gauthier Villars (ed.), 285 p.
- PLUARG. (1978). "Final Report. Environmental Management Strategy for the Great Lakes system". International Joint Commission, 115 p.
- POUSTIS, J., MARTIN, G. et DUBREUIL, J.P. (1976). "Contribution à l'étude des eaux de ruissellement en milieu urbain". *Techniques et Sciences Municipales*, 76(4): 179-181.
- PRICE, D.R.H. et PEARSON, M.J. (1979). "The derivation of quality conditions for effluent discharges to freshwater". *Water Pollution Control* 1979, 118-137.
- RANDALL, C.W., GRIZZARD, T.J., HOEHN, R.C. et HELSEL, D.R. (1979). "The origin, distribution and fate of heavy metals in stormwater runoff". Conférence internationale sur "Management and control of heavy metals in the environment", London. Septembre pp. 239-242. Publié par CEP consultants Ltd, 26 Albany Street, Edinburgh, United Kingdom.
- REUTER, J.H. et PERDUE, E.M. (1977). "Importance of heavy metal-organic matter interactions in natural waters". *Geochemica et Cosmochimica Acta* 41: 325-344.
- SARTON, J.D. and BOYDE, G.B. (1972). "Water pollution aspects of street surface contaminants". USEPA, Office of Research and Monitoring. *Env. Prot. Tech. Series EPA R27208*, 224 p.
- SHIH, C.S. et DE FILLIPI, J.A. (1971). "Characteristics of separate storm and combined sewer flows". *Journal Water Pollution Control Federation*, 43(10): 2033-2058.

- SPEHAR, R.L., HOLCOMBE, G.W., CARLSON, R.W., DRUMMOND, R.A., YONT, J.D. et PICKERING, Q.H. (1979). "Effects of pollution of freshwater fish". Journal Water Pollution Control Federation, 51(6): 1617-1694.
- STUMM, W. et BILINSKI, H. (1972). "Trace metals in natural waters: difficulties of interpretation arising from our ignorance on their speciation". Advances in Water Pollution Research : 39-52.
- SULLIVAN, R.H., JURST, W.D., KIPP, T.M., HEANEY, J.P., HUBER, W.C. et NIX, S. (1978). "Evaluation of the magnitude and significance of pollution from urban stormwater runoff in Ontario". Canada-Ontario Agreement on Great Lakes water quality. Research Report No 81, 183 p.
- TETRAULT, R. (1980). Communication Personnelle. Services de Protection de l'environnement, 21 janvier, Montréal.
- THOMAN, R.V. (1972). "System Analysis and Water Quality Management". Environmental Sciences Service Division, Environmental Research and Application Inc., New York, 286 p.
- TREMPE, N.R. (1973). "Réseaux d'égout et traitement d'eaux combinés". Thèse de maîtrise. Ecole polytechnique de l'Université de Montréal, 229 p.
- TRUDEL, G. (1979). Communication personnelle. Services de Protection de l'environnement du Québec.
- U.S.E.P.A. (ed.) (1979). "Abstracts for urban stormwater and combined sewer overflow. Impact on receiving water bodies". Nov. 26-28, 1979. Orlando, Floride. Subventionné par United States Environmental Protection Agency.
- VAILLANCOURT, G. (1968). "Indices de pollution des eaux de la rivière des Prairies". Le Naturaliste Canadien, 95(4): 979-1029.
- VILLARET, M.R. (1971). "Storm and combined sewer pollution sources and abatement". National Technical Information Service, Pb 201 725, 98 p.

- VITALE, A.M. et SPREY, P.M. (1974). "Total urban water pollution loads: the impact of storm water". Report submitted to council on Environmental Quality. Washington, D.C., 183 p. National Technical Information Service, Pb 231 730.
- WEIBEL, S., ANDERSON, R.J. et R.L. WOODWARD. (1964). "Urban land runoff as a factor in stream pollution". Journal Water Pollution Control Federation, 36(7): 914-924.
- WELLS, R.J. (1978). "Water quality criteria and standards". Water Pollution Control, 1978: 25-29.
- WHIPPLE, W. (ed.) (1975). "Urbanization and Water Quality Control". American Water Resources Association, Minneapolis, Minnesota, 350 p.
- WHIPPLE, W., HUNTER, J.V. et YU, S.L. (1977). "Effects of storm frequency on pollution from urban runoff". Journal Water Poll. Control Fed., 49(11): 2243-2258.
- WILBER, W.G. et HUNTER, J.V. (1979a). "The impact of urbanization on the distribution of heavy metals in bottom sediments of the Saddle River". Water Resource Bulletin, 15(3): 890-900.
- WILBER, W.G. et HUNTER, J.V. (1979b). "Distribution of metals in street sweepings, stormwater solids, and urban aquatic sediments". Journal Water Pollution Control Federation, 51(12): 2810-2822.
- ZANONI, A.F. et RUTKOWSKI, R.J. (1972). "Per capita loadings of domestic wastewater". Journal Water Pollution Control Federation, 44(9): 1756-1762.