

Record Number: 590
Author, Monographic: Cottinet, D.//Couillard, D.//Dartois, J.//Demard, H.//Mascolo, D.
Author Role:
Title, Monographic: Réseaux de collecte des eaux usées. Tome 1 : méthodologie
Translated Title:
Reprint Status:
Edition:
Author, Subsidiary:
Author Role:
Place of Publication: Québec
Publisher Name: INRS-Eau
Date of Publication: 1975
Original Publication Date: Décembre 1975
Volume Identification:
Extent of Work: xii, 241
Packaging Method: pages
Series Editor:
Series Editor Role:
Series Title: INRS-Eau, Rapport de recherche
Series Volume ID: 59
Location/URL:
ISBN: 2-89146-060-X
Notes: Rapport annuel 1975-1976
Abstract: Rapport rédigé pour les Services de protection de l'environnement et l'Office de développement de l'Est du Québec
40.00\$
Call Number: R000059
Keywords: rapport/ ok/ dl

Réseaux de collecte des eaux usées.

Tome 1:
méthodologie

INRS-Eau
UNIVERSITE DU QUEBEC
C.P. 7500, Sainte-Foy
Québec G1V 4C7

RAPPORT SCIENTIFIQUE No 59
1975

Rapport rédigé pour
les Services de protection de l'environnement du Québec
et l'Office de développement de l'est du Québec

par
D. Cottinet, D. Couillard, J. Dartois, H. Demard, D. Mascolo

ISBN 2-89146-060-X

DEPOT LEGAL 1975

Tous droits de traduction, de reproduction et d'adaptation réservés

© 1975 - Institut national de la recherche scientifique

<u>TABLE DES MATIERES</u>	Page
LISTE DES TABLEAUX	iv
LISTE DES FIGURES	vii
LISTE DES ABREVIATIONS ET SYMBOLES	ix
L'EQUIPE INRS-Eau SUR LE PROJET	xii
INTRODUCTION	1
1. EAUX USEES DE PROVENANCE SANITAIRE	7
1.1 Eaux d'origine	8
1.2 Caractéristiques de l'utilisation "sanitaire"	8
1.2.1 Caractéristiques de la consommation	8
1.2.2 Apports selon les utilisations	12
1.3 Transfert dans le(s) réseau(x)	18
1.3.1 Ouvrages de captage	18
1.3.2 Fonction de transfert	20
1.3.3 Lien avec les autres provenances	25
1.4 Caractéristiques des eaux usées dans le(s) réseau(x)	26
1.4.1 Caractéristiques moyennes	26
1.4.2 Variations dans le temps	29
1.5 Méthode proposée pour l'étude des eaux usées de provenance sanitaire	31
1.5.1 Principe	31
1.5.2 Choix du type d'égout	32
1.5.3 Périodes de mesure	32
1.5.4 Fréquence des mesures	33
1.5.5 Choix des paramètres qualitatifs	34
1.5.6 Mesures à l'origine et sur le bassin	35
Références bibliographiques	65
2. EAUX DE RUISSELLEMENT	69
2.1 Eaux d'origine	70
2.2 Caractéristiques du ruissellement	72
2.2.1 Aspects quantitatifs	72
2.2.2 Contaminants entraînés par les eaux de ruissellement	76
2.2.3 Entraînement et migration des polluants	85

TABLE DES MATIERES (suite)

	<u>Page</u>
2.3 Transfert dans le(s) réseau(x)	88
2.3.1 Ouvrages de captage	88
2.3.2 Fonction de transfert	90
2.3.3 Lien avec les autres provenances	101
2.3.4 Remarque sur les modèles de qualité	101
2.4 Caractéristiques des eaux dans le(s) réseau(x)	103
2.4.1 Caractéristiques moyennes	103
2.4.2 Variations	105
2.5 Méthodologie de mesure	109
2.5.1 Principes	109
2.5.2 Types d'égout	111
2.5.3 Périodes de mesure	111
2.5.4 Fréquence de mesure et choix des paramètres qualitatifs	113
2.5.5 Mesures à l'origine et sur le bassin	119
Références bibliographiques	160
3. EAUX PROVENANT DES APPORTS SUPPLEMENTAIRES	166
3.1 Caractéristiques des eaux des apports supplémentaires	167
3.1.1 Eaux d'origine	167
3.1.2 Utilisations et contaminants	182
3.2 Transfert dans le(s) réseau(x)	183
3.2.1 Ouvrage de captage	183
3.2.2 Fonction de transfert et influence des autres provenances	187
3.3 Caractéristiques des eaux mesurées dans le réseau	188
3.3.1 Caractéristiques quantitatives moyennes	188
3.3.2 Résultats d'études sur les apports par les drains de fonda- tion	191
3.3.3 Résultats d'études sur les apports directs aux conduites	192
3.3.4 Résultats d'études sur les apports souterrains totaux	193
3.4 Méthode proposée pour l'étude des apports supplémentaires	196
3.4.1 Mesures sur le bassin (sources)	196
3.4.2 Mesures à l'égout	202

TABLE DES MATIERES (suite)

	<u>Page</u>
Références bibliographiques	225
Annexe 1: Quelques réactions chimiques importantes dans les réseaux d'égouts	229

LISTE DES TABLEAUX

	<u>Page</u>
1.1 Répartition de la consommation entre les différents groupes d'utilisateurs	38
1.2 Consommation moyenne par appartement des résidences multifamiliales de Ste-Foy	39
1.3 Nombre d'usages domestiques par type d'utilisation pour une unité d'habitation	40
1.4 Liste des coefficients pour l'estimation de la demande en eau pour certains lieux publics	41
1.5 Origine et caractéristiques des eaux résiduaires industrielles	42
1.6 Rejets physiologiques moyens par personne et par jour	44
1.7 Comparaison des charges dans 3 résidences	45
1.8 Rejets domestiques par usage	46
1.9 Rejets par personne et par jour suivant les usages	47
1.10 Charges en DBO ₅ et volumes d'eaux usées pour différents services	48
1.11(a) Bilan des polluants majeurs et de la quantité d'eau utilisée par l'industrie du textile	49
1.11(b) Bilan des polluants majeurs et de la quantité d'eau utilisée pour une tannerie	50
1.11(c) Bilan des polluants majeurs et de la quantité d'eau utilisée pour quelques industries alimentaires	51
1.11(d) Bilan des polluants majeurs et de la quantité d'eau rejetée, pour les sous-procédés importants de l'industrie des pâtes et papier	52
1.11(e) Bilan des polluants et de la quantité d'eau utilisée pour une aciérie	53
1.11(f) Bilan des polluants majeurs et de la quantité d'eau utilisée pour une raffinerie de pétrole	54
1.12 Composition d'eaux usées sanitaires	55
1.13 Distribution de différents éléments en formes solubles et solides	56
1.14 Charges par personne et par jour déterminées sur des eaux usées sanitaires	57
1.15 Analyses proposées pour l'épisode sanitaire	58

LISTE DES TABLEAUX (suite)

		<u>Page</u>
2.1	Composition physico-chimique des précipitations	126
2.2	Composition physico-chimique de l'eau de fonte de neige propre	127
2.3	Sources pouvant être reliées à un certain nombre de paramètres déterminés dans des eaux de ruissellement	128
2.4	Taux d'accumulation des polluants dans les rues	129
2.5	Composition des eaux de ruissellement de toits	130
2.6	Composition du contenu des puisards de rues	131
2.7	Composition de la neige en milieu urbain	132
2.8	Variations des quantités de dépôts de surface et de leur nature suivant l'utilisation du territoire	133
2.9	Caractéristiques moyennes d'eaux de réseaux pluviaux	134
2.10	Caractéristiques moyennes d'eaux d'égouts pluviaux en période de fonte de neige	135
2.11	Caractéristiques moyennes d'eaux de réseaux combinés en période de pluie	136
2.12	Apports des eaux de ruissellement pluvial déterminés dans des égouts pluviaux	137
2.13	Comparaison des charges des eaux de ruissellement pluvial et des charges sanitaires	138
2.14	Décharges en période humide de réseau d'égouts combinés	139
2.15	Comparaison des décharges d'un égout combiné et d'un égout en période de pluie	140
2.16	Evolution des concentrations en fonction du temps lors d'une pluie	141
2.17	Analyses proposées pour les épisodes de ruissellement pluvial	142
2.18	Analyses proposées pour les épisodes de ruissellement de fonte	143
2.19	Analyses proposées pour les épisodes de lavage de rues et de déglacage	144
2.20	Analyses proposées pour les échantillons autres que ceux d'eaux d'égout	145

LISTE DES TABLEAUX (suite)

	<u>Page</u>	
3.1	Taux d'infiltration net des sols non gelés	205
3.2	Qualité de l'eau prélevée à la surface d'une nappe, sous des parcs d'engraissement et des champs irrigués qui leur sont adjacents	206
3.3	Résultats de tests d'infiltration	207
3.4a	Caractéristiques quantitatives et qualitatives d'un émissaire	208
3.4b	Caractéristiques quantitatives et qualitatives d'un émissaire	209
3.4c	Caractéristiques quantitatives et qualitatives d'un émissaire	210
3.5	Analyses proposées pour les échantillons autres que ceux d'eaux d'égout	211
3.6	Analyses proposées pour les épisodes de ruissellement (égout sanitaire) et apports souterrains (égout combiné et sanitaire)	212

LISTE DES FIGURES

	<u>Page</u>	
1.1	Relation entre consommation moyenne et évaluation foncière des résidences unifamiliales de Ste-Foy	59
1.2A	Consommation horaire moyenne de résidences unifamiliales	60
1.2B	Consommation horaire moyenne des résidences de 4,6,8 et 41 logements	61
1.3	Tuyauterie de drainage pour une maison unifamiliale	62
1.4	Tuyauterie de drainage pour une maison unifamiliale	63
1.5	Evolution de la pollution organique totale, exprimée d'après la valeur moyenne de la DBO_5 pour chaque heure de la journée	64
1.6	Evolution de la pollution organique totale, exprimée d'après la valeur moyenne de la DBO_5 pour chaque heure de la journée	64
2.1	Variation hebdomadaire des concentrations et des charges de Ca, Mg, Na et K dans les eaux de précipitation de Victoriaville au cours de l'été 1973	146
2.2	Variation hebdomadaire des concentrations et des charges de $N-NO_{2-3}$, N-org et $N-NH_4$ dans les eaux de précipitation de Victoriaville au cours de l'été 1973	147
2.3	Variations hebdomadaire des concentrations et des charges de Cl et SO_4 dans les eaux de précipitation de Victoriaville au cours de l'été 1973	148
2.4	Variation hebdomadaire des concentrations et charges de SiO_2 et de Fe dans les eaux de précipitation de Victoriaville au cours de l'été 1973	149
2.5	Variations saisonnières des concentrations moyennes d'azote, phosphore et solides en suspension dans un égout pluvial	150
2.6	Relation entre les quantités de polluants, la précipitation totale et la durée de la période sèche	151
2.7	Accumulation des solides dans les rues en fonction de la durée de la période sèche	151
2.8	Influence de l'intensité de la pluie et de l'état de la rue sur les quantités d'éléments entraînés	152

LISTE DES FIGURES (suite)

	<u>Page</u>	
2.9	Influence de l'intensité et de la durée de la pluie sur la charge en DBO_5	152
2.10	Dépotoir de neige: évolution dans le temps de la qualité physico-chimique d'une strate superficielle	153
2.11	Dépotoir de neige: évolution dans le temps de la qualité physico-chimique des eaux de fonte	154
2.12	Concentrations moyennes des eaux sanitaires, combinées et pluviales	155
2.13	Evolution typique des paramètres de qualité par temps humide	156
2.15	Réponse d'un égout pluvial à une pluie	157
2.16	Réponse d'un égout combiné à une pluie	158
2.17	Evolution des concentrations de différents paramètres en période de fonte de neige	159
3.1	Mécanismes d'apport dans les égouts	213
3.2	Modèle de distribution de l'humidité dans un profil de sol	214
3.3	Fluctuations de nappe dans la forêt Montmorency	215
3.4	Fluctuation d'une nappe libre et de cinq nappes captives	216
3.5	Fluctuation d'une nappe libre	217
3.6	Débits pour 3 bassins combinés de la région de Rimouski	218
3.7	Profil annuel des débits dans un égout sanitaire et précipitations	219
3.8	Graphs of water quality parameters versus time during wet weather, Benvenue avenue subarea	220
3.9	Débit par temps sec et par temps humide dans un réseau d'égouts sanitaires	222
3.10	Variations temporelles de quelques paramètres d'un émissaire combiné	223
3.11	Effet d'une pluie sur un égout sanitaire pseudo séparé	224

LISTE DES ABREVIATIONS ET SYMBOLES

ABREVIATIONS

ABS	=	AlkylBenzèneSulfonate
CF	=	Coliformes Fécaux (FC)
DBO	=	Demande Biochimique en Oxygène (BOD)
DCO	=	Demande Chimique en Oxygène (COD)
GPCJ*	=	Gallons Per Capita par Jour (GPCD)
GPJ*	=	Gallons Par Jour (GPD)
GPM*	=	Gallons Par Minute
MGD*	=	Million de gallons par jour (MGD)
NTK	=	Azote Total Kjeldhal (TKN)
PPM	=	Partie Par Million
SF	=	Streptocoques Fécaux (FS)
SS	=	Solides en Suspension
SSV	=	Solides en Suspension Volatils (VSS)
ST	=	Solides Totaux (TS)
STV	=	Solides Totaux Volatils (TVS)
TIC	=	Carbone inorganique total (Total Inorganic Carbon)
TOC	=	Carbone organique total (Total Organic Carbon)

*USG = gallon américain

IG = gallon impérial (quand il n'y a pas d'indication, le terme "imperial" est sous entendu)

SYMBOLES

Ca	calcium
Cl ⁻	ion chlorure
C	carbone
CO ₂	gaz carbonique
CO ₃ ⁼	ion carbonate
Cu	cuivre
Fe	fer
Fe ₂ O ₃	oxyde ferrique
HCO ₃ ⁻	ion bicarbonate
H ₂ S	sulfure d'hydrogène
K	potassium
Mg	magnésium
Mn	manganèse
MnO ₂	oxyde de manganèse
Na	sodium
N ₂	azote
NH ₃	ammoniac
NH ₄ ⁺	ion ammonium
NO ₂ ⁻	ion nitrite
NO ₃ ⁻	ion nitrate
Pb	plomb
P	phosphore
PO ₄ ⁼	ion phosphate
o-PO ₄	ortho-phosphate
SiO ₂	silice
SO ₄ ⁼	ion sulfate
Zn	zinc

CONVERSION EN UNITES METRIQUES

1 pouce = .0254 m
1 pied = .305 m
1 mille = 1609 m

1 livre = .454 Kg
1 tonne = 907 Kg

$$1 \text{ acre} = 4047 \text{ m}^2$$

$$1 \text{ mille carré} = 2.59 \cdot 10^6 \text{ m}^2$$

$$1 \text{ gallon américain} = 3.78 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3$$

$$1 \text{ gallon impérial} = 4.55 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3$$

$$1 \text{ pied cube} = 28.3 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3$$

L'EQUIPE INRS-Eau SUR LE TERRAIN

D. Cluis*	Professeur, co-directeur	Doct. ing.	hydraulique
D. Cottinet	Assistant	Doct. 3e cycle	hydrogéologie
D. Couillard	Professeur, co-directeur	Ph.D.	génie chimique
J. Dartois	Assistante	MSc	hydrobiologie
H. Demard	Professeur, co-directeur	MScA	génie urbain
R. Fortin	Technicien	DEC	laboratoire
A. Jaouich	Assistant	PhD	chimie
J.L. Joly	Assistant, Responsable de terrain	MScA	génie sanitaire
J. McKinnen	Technicien	DEC	électronique
D. Mascolo	Professeur, co-directeur	Civil engineer	Analyse de systèmes
A. Parenteau	Technicien de terrain	DEC	hydrologie
L. Potvin	Agent de recherche	Bac	géographie
D. Redmayne	Technicien	DEC	électronique
W. Sochanska	Agent de recherche	Bac	génie instrumenta- tion
P. Zubrzycki	Assistant, Responsable de terrain	MScA	génie chimique
M. Beauparlant	Secrétaire		
L. Raymond	Secrétaire		

* A quitté le projet en avril 1975.

INTRODUCTION

INTRODUCTION

LE PROBLEME ET SON IMPORTANCE

Après huit (8) années d'existence et pour différentes raisons d'ordre technique, économique et institutionnel, la politique gouvernementale concernant l'autorisation de construire uniquement des systèmes de collection d'eaux usées séparées est remise en question. En effet, il existe depuis quelque temps, voire même quelques années, parmi le personnel de la Direction générale de l'Environnement Urbain des Services de Protection de l'Environnement, des points d'interrogation concernant l'efficacité des réseaux d'égouts tels qu'ils sont conçus, autorisés et construits présentement. On a d'abord remis en cause la séparation des eaux usées, et plusieurs personnes émettaient l'opinion qu'il fallait carrément faire volte-face et demander des réseaux d'égouts combinés d'une façon aussi générale qu'on avait recommandé la séparation.

Ce courant d'idée était dû, d'une part, à la constatation générale du mauvais fonctionnement des postes de traitement et des faibles concentrations à l'entrée des usines, même là où il y avait un égout sanitaire. Cette discussion sur la légitimité réciproque des réseaux combinés, séparés et pseudo-séparés dépasse de beaucoup les cadres de la province car beaucoup d'organismes étrangers remettent eux-mêmes en cause leur politique de séparation d'eaux usées.

En égard aux sommes importantes dépensées annuellement au Québec (1972: autorisation de construction de \$133 millions pour des systèmes de collection d'eaux usées, de \$4.5 millions pour des postes de traitement) et avant qu'un changement de politique ne soit effectué, une évaluation des conditions réelles et des problèmes spécifiques associés avec les réseaux québécois d'égout est opportune et nécessaire.

OBJECTIFS DU PRESENT TRAVAIL

Dans un programme de recherche élaboré conjointement par les représentants de la Direction générale de l'Environnement urbain des Services de protection de l'environnement et les chercheurs de l'INRS-Eau, cette évaluation sera faite en deux phases ayant chacune leurs objectifs spécifiques.

Dans une première phase s'échelonnant entre novembre 1974 et août 1976 inclusivement (PHASE I), l'objectif du programme sera d'obtenir une image aussi réaliste que possible de l'état actuel des réseaux d'égouts dans l'ensemble de la province, et d'identifier concrètement les problèmes spécifiques rencontrés dans leur opération journalière. Dans une seconde phase, dont le début des travaux est à prévoir pour l'été 1976, l'objectif sera de rechercher des éléments de solution aux problèmes spécifiques identifiés dans la PHASE I.

METHODOLOGIE DE L'ETUDE

Lors de la première phase, l'équipe élaborera une méthodologie de prise de données permettant l'identification et la caractérisation des provenances de l'eau que l'on retrouve dans les égouts. Ces provenances peuvent se regrouper suivant 3 grands types :

- provenance sanitaire correspondant aux utilisations résidentielles, commerciales et industrielles de l'eau;
- ruissellement à la suite de phénomènes tels que: fonte de neige pluie, lavage ou déglacage de rues;
- provenance souterraine correspondant soit à la percolation soit à une nappe.

Chacune de ces provenances a ses propres caractéristiques quantitatives et qualitatives, caractéristiques qui sont appelées à varier au cours du temps. Or, suivant l'ensemble des caractéristiques du réseau d'égouts, on est appelé à retrouver simultanément plusieurs de ces provenances. Notre démarche comprend les étapes suivantes :

1. Etude de chaque provenance

Il sera nécessaire, sur chacun des bassins étudiés, de caractériser chaque provenance par les variations dans le temps de ses paramètres qualitatifs et quantitatifs. On est ainsi amené à sélectionner une période spécifique de mesure pour chacune des provenances (épisode).

2. Comparaison des différentes provenances

Sur un ensemble défini de paramètres quantitatifs et qualitatifs sera établi une comparaison des apports des différentes provenances; les différences de comportement interbassins seront explicitées par une ou des relations reliant entre elles les caractéristiques techniques, physiques et socio-économiques du réseau de collection, du bassin et de sa population; l'établissement de ces relations comparatives sera basé tout autant sur des moyennes globales que sur des extrema.

3. Identification d'une provenance

Cette étape aura comme objectif propre le développement d'une approche théorique permettant d'identifier et de quantifier en un point donné d'un réseau une provenance par rapport aux autres.

4. Evaluation de l'importance relative des différentes provenances

Suite à l'étape précédente, il sera nécessaire de déduire sur l'ensemble des bassins, l'importance relative des apports des différentes provenances selon certaines caractéristiques techniques et physiques des réseaux et des bassins.

Cette démarche nous a conduit à faire le point sur les connaissances accumulées pour chacune des provenances en visant à caractériser les variations quantitatives et qualitatives de l'eau d'origine, des modifications qu'elle subit avant d'entrer à l'égout ainsi que dans l'égout lui-même. Ceci débouche directement sur les principes des mesures à l'origine, dans le réseau

et à son exutoire ainsi que sur le choix des paramètres qualitatifs et de leur fréquence d'analyse. On retrouvera dans ce Tome l'ensemble de ces éléments regroupés suivant les provenances sanitaires, ruissellement ainsi qu'apports supplémentaires.

CHAPITRE I

Eaux usées de provenance sanitaire

1. EAUX USEES DE PROVENANCE SANITAIRE

1.1 Eau d'origine

D'après l'enquête du Comité AQTE-MISE A JOUR (1974), la production pour l'ensemble des municipalités de plus de 5,000 habitants s'établissait en 1972 à 167 gallons per capita par jour (GPCJ). Pour une municipalité il est souvent possible d'obtenir les données journalières de production d'eau mais très peu de mesures de consommation d'eau des quartiers sont effectuées. Quant à la qualité de l'eau d'alimentation, le Comité AQTE-MISE A JOUR donne la répartition des paramètres suivants: pH, couleur, turbidité, alcalinité, dureté et chlore résiduel. Les données concernent des échantillons pris dans quelques usines de traitement et analysés sous la responsabilité des Services de Protection de l'Environnement. Il est également possible, dans certains cas, d'obtenir les résultats d'analyses journalières effectuées sur certains paramètres à la production.

Pour un bassin donné, nous ne disposons donc pas:

- des quantités d'eau consommées (mêmes globales);
- de valeurs de paramètres de qualité de l'eau à la consommation.

1.2 Caractéristique de l'utilisation "sanitaire"

L'utilisation de l'eau d'origine et les apports dus à ces utilisations sont variables:

- entre groupes d'utilisateurs (résidentiel, commercial, industriel, usages collectifs, pertes);
- d'un utilisateur à l'autre à l'intérieur du même groupe;
- dans le temps, en fonction de l'heure, du jour et de la saison.

1.2.1 Caractéristiques de la consommation

Il n'existe actuellement aucune donnée de consommation de quartiers ou bassins. Il est donc nécessaire de reconstituer la consommation globale à partir de celle des différents utilisateurs. Le Tableau 1.1 pré-

sente la répartition de la production entre les différents consommateurs. Les données sont cependant insuffisantes pour évaluer la consommation d'un bassin.

A Consommation résidentielle

D'après le Comité AQTE-MISE A JOUR (1974), la consommation résidentielle s'établit à 70 GPCJ alors que Demard et al. (1975) donnent pour les résidences unifamiliales de Ste-Foy, le chiffre de 210 gallons par jour (GPJ) (écart type de 98 GPJ). La même référence fait état de consommations moyennes variant de 180 à 100 GPJ par appartement pour les résidences multifamiliales (Tableau 1.2). L'importance des écarts types observés est attribuable aux variations des caractéristiques socio-économiques.

Demard et al. (1975) relèvent aussi, pour les résidences unifamiliales de Ste-Foy, une corrélation significative entre la consommation moyenne et l'évaluation foncière (1971) des résidences (Figure 1.1) et notent une tendance identique pour les résidences multifamiliales. Il resterait à vérifier ces chiffres et relations dans d'autres municipalités ayant des caractéristiques différentes (caractéristiques socio-économiques, modes de tarification, qualité de l'eau, pression).

D'autre part, la consommation résidentielle est également caractérisée par ses variations dans le temps. Demard et Mascolo (1973) ont établi que la consommation journalière maximum des résidences unifamiliales est de l'ordre de 3 fois la consommation moyenne avec une probabilité de dépassement de .02. Par ailleurs, ils remarquent également une tendance hebdomadaire et font ressortir que le lundi constitue dans la plupart des cas, une pointe pour les résidences unifamiliales.

Pour les résidences multifamiliales de Ste-Foy, Demard et al. (1975) ont fait ressortir que les pointes se situent plutôt en fin de semaine et sont d'une intensité moindre que celles des résidences unifamiliales.

Enfin, les variations horaires de la demande résidentielle sont largement plus importantes (Figures 1.2A et 1.2B) que les autres sources

de variation (Demard et al., 1975). D'une façon générale, on remarque 2 périodes de pointe: entre 9 et 10 h et entre 20 et 21 h avec éventuellement une pointe secondaire entre 12 et 14 h, et une période de très faible consommation vers 5 h, où il ne passe que moins de .5% de la consommation. (.2G à l'heure par personne)

Ces données ne renseignent cependant pas sur les utilisations spécifiques à l'intérieur d'une résidence. Demard et Mascolo (1973) évaluent à 30% la consommation résidentielle unifamiliale requise pour les toilettes. Ligman et al. (1974) donnent le nombre moyen journalier des usages suivants: toilettes, bains-douches, lavage de linge, lavage de vaisselle, broyeurs, lavage général (Tableau 1.3). Bailey et al. (1969) reprennent les données de différents auteurs et évaluent la répartition moyenne entre les différents usages domestiques d'une résidence unifamiliale (famille avec 2 adultes et 2 enfants):

<u>USAGE</u>	<u>UTILISATION</u>
cuisine	27 USGPJ ¹
évier d'utilité	5 USGPJ
buanderie	35 USGPJ
bains/douches	88 USGPJ
toilettes	100 USGPJ
TOTAL	<hr/> 255 USGPJ

Il n'existe aucun chiffre pour les résidences multifamiliales et, compte tenu des différences socio-économiques entre résidences unifamiliales et multifamiliales, il n'est guère possible de faire l'hypothèse d'une répartition identique entre les différents usages.

B Consommation commerciale et industrielle

La fonction de demande en eau pour les commerces d'une municipalité donnée est l'une des mieux connues, tout au moins en ce qui con-

¹ USGPJ = gallon américain par jour

cerne les consommations journalières moyennes. En effet, il s'agit généralement d'utilisateurs dont l'importance des consommations justifie l'implantation de compteurs par les municipalités. Le Tableau 1.4 (Hittman, 1968) donne une liste des consommations basées sur la plus petite unité d'utilisation telle que les chaises dans un salon de coiffure, les fidèles d'une église, les membres d'un club, les allées d'une salle de quilles, les lits d'un hôpital, etc. Nous pouvons donc utiliser ces chiffres pour l'estimation des demandes moyennes annuelles lorsqu'il n'y a aucun compteur, mais il devient nécessaire d'en poser si l'on veut obtenir des données horaires. Les industries utilisent l'eau, selon les cas, pour le refroidissement des installations thermiques, des moteurs, des produits, pour la dilution des matières traitées, pour l'élimination par dissolution ou par entraînement mécanique d'éléments indésirables dans les produits fabriqués, pour le nettoyage des ateliers et des cours, etc. Dans une usine, il y a très peu d'eau consommée dans le processus industriel comme tel; on évalue cette proportion à un maximum de 10% des besoins totaux pour une brasserie.

Etant donné que le nombre des utilisateurs du type industriel est moins important que celui des utilisateurs commerciaux, les estimations de la consommation en eau sont généralement beaucoup moins représentatives. Présentement, la seule façon d'évaluer adéquatement la quantité d'eau pour ce secteur est d'étudier les différentes étapes du procédé pour chaque industrie, et pour chaque usine en fonction du temps. Cette évaluation a été faite par Bower (1968) pour les raffineries de pétrole et par Kneese et Lof (1968) pour l'industrie de la betterave à sucre. Couillard et Cluis (1974) ont compilé, à partir de la littérature, la consommation d'eau par unité de production pour diverses classes d'industries.

1.2.2 Apports selon les utilisations

A Nature et source des polluants

a) Usages résidentiels

Les eaux utilisées pour la préparation des repas, la vaisselle, et éventuellement le broyage des ordures, contiennent des graisses plus ou moins émulsionnées, des débris végétaux et animaux (matière organique biodégradable qui peut être caractérisée par la DBO), des détergents et des particules inorganiques (sels divers introduits lors de la cuisson). Les eaux de lavage (linge, toilette) sont surtout chargées en produits savonneux (détergents, savons); ces eaux contiennent aussi des matières en suspension, de l'écume et des sels divers comme les hypochlorites, le carbonate de sodium, etc. Les eaux utilisées pour le lavage des locaux véhiculent des débris inorganiques (terre, sable, fragments provenant des murs et du sol, papiers, déchets de bois, de tapis, fibres diverses) et des produits chimiques d'entretien. Il est possible de détecter les détergents par une analyse des polyphosphates qui sont un additif et peuvent représenter de 2 à 60% du poids des détergents (Harris et al., 1971) (même si leur emploi tend à disparaître au profit de l'acide nitrilo-acétique (NTA), on a retrouvé ces polyphosphates dans des détergents couramment vendus dans le commerce en 1974).

Les eaux vannes provenant des cabinets d'aisances véhiculent des fécès, de l'urine et des papiers. Ces eaux sont caractérisées par la présence de matières organiques en suspension, de cellulose, de composés azotés solubles (l'urine contient environ 25 g/l d'urée qui est rapidement hydrolysée en ammoniaque), d'éléments minéraux apportés par l'urine (chlorure, sodium), et de microorganismes.

Aussi, il y a évacuation de paracrésol, phénol, scatol, indol, protéines soufrées, auxquelles les matières fécales doivent une partie de leur odeur. Dans l'urine, les substances qui la colorent (urochrome, urobiline, uroporphyrine, indoxyle urinaire) sont en faible proportion.

b) Usages commerciaux, institutionnels et industriels

Les eaux utilisées dans les bâtiments publics ou à vocation commerciale contiennent les mêmes types de contaminants pour des usages analogues (préparation de repas, lavage de linge, toilettes) ainsi que des contaminants correspondant à des activités spécifiques (ex.: coiffure, pharmacie, boucherie...).

Les eaux rejetées par les industries, depuis les eaux de refroidissement jusqu'aux eaux résiduares de l'industrie alimentaire, de l'industrie chimique, etc., sont de compositions très variées (Tableau 1.5).

Il faut distinguer les eaux résiduares et les liquides résiduares de certaines industries. Les eaux résiduares sont des eaux ayant servi au nettoyage ou lavage des appareils, des installations ou des produits, ainsi qu'à l'entraînement des poussières, des fumées, ou qui ont été utilisées dans des circuits de réfrigération, etc. Ces eaux peuvent être polluées par des produits chimiques utilisés pour les fabrications. Les liquides résiduares sont des liquides résultant de la fabrication elle-même. Ils contiennent des solutions des produits chimiques utilisés, à des concentrations plus élevées que les précédentes.

Par la nature et la source des polluants, nous pouvons diviser les eaux industrielles en:

- eaux usées à caractère minéral dominant;
- eaux usées à caractère mixte;
- eaux usées à caractère organique dominant.

Les eaux usées à caractère minéral dominant proviennent des industries d'exploitation des mines, du traitement du minerai, du traitement des métaux et des industries chimiques minérales. Ces eaux sont plus ou moins chaudes et contiennent des matières en suspension, des sels ou oxydes de fer ou de calcium, des produits colloïdaux (argile), et des émulsions diverses (huiles, etc.). De plus, ces eaux contiennent en solution des produits acides ou basiques, oxydants ou réducteurs, toxiques ou antiseptiques (dérivés du soufre, cyanures, sels de plomb et d'arsenic, etc.).

Les eaux usées à caractère mixte sont chargées de matières minérales et de produits fermentescibles. Elles proviennent des industries du textile, de la cellulose (papeterie, cartonnerie), du caoutchouc, du cuir, de distilleries, du bois et du charbon. Dans ces eaux, on trouve en plus des matières déjà rapportées pour les eaux à caractère minéral dominant, des produits savonneux et sels utilisés au dégraissage, des graisses diverses, des hydrocarbures et dérivés du charbon comme le benzol, les phénols et les goudrons, des huiles minérales et des colorants divers.

Les eaux usées à caractère organique dominant sont rejetées par les abattoirs et ateliers de traitement des os et déchets d'animaux, et par les industries alimentaires. Ces eaux contiennent des matières solides (terre, sable, argile) provenant du lavage des déchets végétaux et animaux (chair, fibres végétales), des produits fermentescibles comme les graisses, des matières hydrocarbonées (sucre et dextrines) et protéiques, et des sels divers.

B Quantités de polluants associés aux différents usages et variations

a) Usages résidentiels

Les apports liés aux activités physiologiques sont très bien connus; chez l'homme avec une alimentation mixte, le poids des selles par

24 heures étant de 100 à 150 g. et l'élimination d'urine de 1.2 à 1.4 litre. Les matières des selles sont composées de 75 à 80% (en poids) d'eau. Le reste comprend environ 12-13% de cendres, jusqu'à 1% de cellulose, 17-18% de lipides et matières non saponifiables, 33-34% de protides et 33-36% de matières organiques non identifiées. Les cendres sont formées de phosphates de calcium et de magnésium tandis que la plus grande partie des protides a pour origine les produits de la desquamation de la muqueuse intestinale, ainsi que les microorganismes morts provenant de coecum et du côlon. Les cellules microbiennes représentent jusqu'à un quart du poids des fécès (Fair et al., 1968) ce qui représente de l'ordre de 20,000 trillions de microorganismes, toutefois, une grande partie sont des organismes morts puisqu'on ne retrouve que 30 à 100 trillions de cellules évacuées par personne et par 24 heures, réparties en 10% de coliformes totaux, 1% de coliformes fécaux et 0.1% de streptocoques fécaux (Painter, 1971).

Le Tableau 1.6 reproduit, avec beaucoup plus de détails, la quantité des rejets physiologiques moyens par personne et par jour. Ces rejets sont responsables d'environ 60% du carbone organique (Painter et al., 1961) et de la majorité des quantités d'azote introduites dans les eaux usées résidentielles. Leurs quantités journalières varient assez peu, sinon en fonction de l'âge et du sexe des individus.

Les apports associés aux activités domestiques sont beaucoup plus variables. Ils peuvent dépendre de facteurs climatiques (coutumes alimentaires reliées au climat) et surtout de facteurs socio-économiques. Bien que très limitée, puisqu'elle ne s'applique qu'à trois résidences, l'étude de Watson et al., (1967) met en évidence l'influence de l'évaluation respective de ces résidences (Tableau 1.7). La nature des équipements ménagers peut, en particulier, introduire de grandes variations dans les charges rejetées à l'égout. La même étude démontre un accroissement de 106 à 134, 205 à 269 et 28 à 38 grammes/personne/jour respectivement pour les solides en suspension, la DCO et les graisses suite à l'utilisation d'un broyeur d'ordures dans une résidence unifamiliale, et Mayer et al. (1972) indiquent une augmentation jusqu'à 50% du contenu organique des eaux sanitaires avec l'emploi de broyeurs.

Il existe peu de données sur les quantités et la nature des polluants rejetés selon les usages; nous citerons seulement l'étude de Ligman et al. (1974) qui mentionne des charges moyennes par usage (résidence unifamiliale de quatre membres) à partir d'analyses d'échantillons d'eaux de vaisselle, de lavage du linge, et de bains-douches (Tableau 1.8). D'après le Tableau 1.9, 66% des solides en suspension, 70% de la DBO, 40% du carbone organique, et 66% du phosphore seraient attribuables aux activités domestiques.

On peut s'attendre à ce que les variations dans le temps des différents usages se traduisent non seulement sur les volumes d'eaux usées, mais également sur les quantités d'éléments rejetés:

- variations des quantités de déchets organiques en fonction des saisons et des habitudes alimentaires (consommation plus abondante de fruits, légumes en été);
- variations d'un jour à l'autre de la semaine: le lundi qui semble encore être le jour consacré à la lessive, on devrait observer un accroissement des charges en détergents; une différence existera également entre les jours ouvrables et les jours fériés, si une grande partie de la population travaille à l'extérieur du quartier;
- mais les plus grandes variations restent les variations au cours de la journée: minimum d'activité la nuit se traduisant par des concentrations et des charges très faibles entre 2 et 5 heures du matin, pointes de charges dans le jour selon les différentes activités domestiques. Les pointes d'utilisation de l'eau correspondent à des concentrations maxima de certains paramètres et il est possible d'identifier un usage d'après les caractéristiques de débit, et de concentrations d'un ou de plusieurs paramètres spécifiques. Ainsi, on peut relier les pointes simultanées de débit et de concentration d'azote ammoniacal (ou d'urée) (Painter, 1971) du matin à l'usage des toilettes ou encore, des pointes de débit et de concentration de détergents de dix-onze heures, au lavage du linge (Hunter, 1971). Nous ne possé-

dons cependant pas de mesures spécifiques à la sortie d'une ou de quelques résidences concernant les variations horaires des concentrations et charges, comme dans le cas de la consommation d'eau; ces données, telles que présentées en 4-2, sont en général déterminées à l'exutoire de réseaux plus ou moins vastes, les variations sont donc amorties et des apports non "résidentiels" peuvent modifier l'allure du profil journalier.

b) Usages commerciaux et industriels

Concernant les usages collectifs ou certaines activités commerciales (restaurants, hôtels), on trouve en général des données de design qui s'en tiennent aux charges de DBO par personne ou par usage (Tableau 1.10); aucune donnée n'a pu être trouvée relativement à des activités commerciales spécifiques (coiffure, laverie automatique, pharmacie, boucherie).

Pour les usages industriels, on se réfère au Tableau 1.11 qui rapporte certaines quantités moyennes de DBO et solides pour quelques types d'industries. Les variations temporelles des charges déversées sont caractéristiques de chaque industrie et, comme telles, très importantes.

Si le lecteur est intéressé à une caractérisation beaucoup plus détaillée des rejets industriels, il pourra consulter l'étude bibliographique effectuée par Couillard et Cluis (1974). Il est donc proposé d'éviter, dans le choix des bassins, d'inclure des utilisateurs commerciaux ou industriels pour les raisons suivantes:

- au niveau de l'ensemble des municipalités, les quantités d'eau consommées à partir des réseaux publics de distribution d'eau et rejetées aux réseaux d'égouts sont nettement inférieures à la consommation résidentielle (Tableau 1.1);
- au niveau d'un bassin de quelques dizaines d'acres, l'influence d'une industrie peut être majeure et masquer complètement les autres provenances;

- du fait de la spécificité des rejets de chaque industrie. Il se poserait alors la question du choix de l'une ou l'autre;
- du fait de l'application de la législation des rejets industriels qui a changé et changera les caractéristiques quantitatives et qualitatives de ces rejets.

1.3 Transfert dans le(s) réseau(x)

1.3.1 Ouvrages de captage:

A Ouvrages secondaires de captage

Le raccordement de l'ensemble des appareils et dispositifs susceptibles de produire des eaux usées est régi par le code provincial de la Plomberie¹ (Bureau des Examineurs des Mécaniciens en Tuyauterie, 1973). L'article 4-2-1-2 de ce code spécifie que:

Dans un système séparatif d'égouts publics, les eaux sanitaires et pluviales doivent être canalisées dans des systèmes séparés, raccordés respectivement à l'égout sanitaire et pluvial.

On pourrait donc s'attendre à ce que dans le cas des réseaux séparés, on retrouve dans le drain pluvial l'ensemble des eaux non sanitaires à savoir: les eaux de ruissellement sur les surfaces imperméables (toit, entrée, etc.) et les eaux interceptées par les drains français. Or, on ne retrouve ni dans le texte du code, ni dans les croquis (Figure 1.3 et 1.4), trace d'un article obligeant le branchement des drains français au drain pluvial. L'amendement 69 au code paru dans la Gazette Officielle du 22 mai 1974 établit simplement que ce raccordement doit se faire de préférence au drain pluvial. Les vérifications faites auprès de la Société centrale d'hypothèque et de logement

¹ Ce code ne s'applique cependant pas à la ville de Montréal, aux municipalités de moins de 5,000 habitants et à la partie des égouts située à moins de 3 pieds de la face extérieure du mur d'un bâtiment.

(SCHL) ont mis en évidence que cet organisme ne s'attribue pas de responsabilité sur la législation en la matière, et ne peut pas se préoccuper de faire mettre en application de telles dispositions. Quant au raccordement des colonnes pluviales, l'article 4-1-1-2 mentionne:

Les eaux pluviales provenant d'un toit incliné peuvent être drainées dans un drain français installé conformément aux articles 4-3-2 et 4-3-3.

Bien que les colonnes pluviales ne soient pas obligatoires, on peut donc s'attendre, lorsqu'elles existent, à ce qu'elles soient raccordées sur le drain français, donc finalement dans le drain sanitaire.

Il ressort donc, que dès l'interception il faut s'attendre à ce que les eaux d'origine sanitaire se retrouvent mélangées à l'eau des drains français et éventuellement à celle du ruissellement. L'expérience acquise dans la phase de sélection des premiers bassins n'a pas permis, à ce jour, de localiser un seul bassin séparé complètement.

B Ouvrages primaires de captage

Ils comprennent les drains privés, les raccordements privés et les conduites de rue.

Les raccordements privés (sous la responsabilité de la municipalité) canalisent les apports mentionnés en 1.2.1, soit à l'égout sanitaire, soit à l'égout combiné, suivant le type de réseau desservant le secteur.

Il reste techniquement possible que ce raccordement soit fait par erreur sur l'égout pluvial¹; il n'y a cependant aucune donnée précise à ce sujet. En période sèche, on retrouve dans l'égout de rue (combi-

¹ Seules les eaux de refroidissement peuvent être rejetées dans le réseau pluvial (Gazette Officielle, 1974).

né ou sanitaire) un mélange des eaux sanitaires des résidences; les eaux de provenance commerciale et industrielle sont également considérées comme sanitaires. En période humide, dans l'égout combiné, s'ajoutent les eaux de drains français des bâtiments et les eaux de ruissellement superficiel. Dans l'égout sanitaire, d'après ce qui a été mentionné sur les ouvrages de captage secondaires, il y a de bonnes chances pour qu'on retrouve aussi l'apport des drains français des bâtiments. Quel que soit le type de réseau, on doit tenir compte en outre d'un apport supplémentaire défini habituellement comme l'infiltration; il est à noter qu'il faut distinguer nettement l'infiltration qui se produit suite au manque d'étanchéité des conduites, des joints des puits de regard et des branchements privés, de l'apport par les drains français; l'importance relative de ces deux types de provenance n'est pas connue surtout au Québec où les réseaux pseudo-séparés dominent largement (Voir chapitre 3).

Il arrive également que certaines quantités d'eau puissent disparaître de l'égout, soit par l'existence de trop-pleins du réseau sanitaire vers le réseau pluvial, soit par un phénomène d' "exfiltration" (fuites d'eaux usées quand les conduites sont défectueuses). Bien que l'existence de telles structures et mécanismes ne puisse être niée, aucune donnée n'existe pour autant à ce sujet.

1.3.2 Fonction de transfert

Indépendamment du type de réseau, la fonction de transfert a des caractéristiques quantitatives et qualitatives reliées au mécanisme de mélange, au temps de transport et au mode d'écoulement; dans le cas des eaux sanitaires, on peut s'attendre aux effets décrits ci-après.

A Mélange

Du point de vue des débits, le mélange des eaux sanitaires résidentielles va conduire à une superposition des "hydrogrammes" présen-

tés à la Figure 1.2, avec cependant un amortissement dû à un effet de pondération par le nombre d'utilisateurs simultanés. Les concentrations et les charges des différents polluants présentent le même type d'évolution; il est peu probable que l'effet du mélange lui-même ait des conséquences sur la nature des éléments rejetés, mais cela n'a jamais été étudié en tant que tel. Par contre, des rejets d'eaux industrielles, vont d'une part modifier les caractéristiques du débit strictement résidentiel et risquent par leur composition:

- de favoriser des réactions chimiques (ex; production de sulfure d'hydrogène par réduction des sulfates de certains rejets industriels);
- de changer la forme chimique de certains éléments des eaux sanitaires, tels les rejets de fer qui font précipiter les phosphates, et les pH acides qui favorisent l'hydrolyse des polyphosphates (Caillé et al., 1973);
- de modifier le milieu bactériologique par leurs pH extrêmes et leur teneur en éléments toxiques et ainsi changer les caractéristiques de dégradation de la matière organique (Caillé et al., 1973), ce qui peut avoir pour conséquence l'altération de la mesure de DBO.

B Temps de transport

Le temps de transport, entre un raccordement privé et un point donné en aval sur le réseau, introduit des modifications tant quantitatives que qualitatives:

a) Aspects quantitatifs

Si l'on ne considère que l'eau de provenance résidentielle, la fonction de transport introduit, relativement aux cycles de consommation (donc d'apports), un décalage dans le temps variable suivant la distance parcourue et la vitesse. Compte tenu également de l'effet de pondération par le nombre d'utilisateurs simultanés, l'hydrogramme résultant en un point du réseau apparaîtra amorti et décalé dans le temps. Toutefois, en raison de la taille relativement petite des bassins sé-

lectionnés, on peut cependant s'attendre à observer une période de très faible débit sanitaire vers 3 h à 6 h et une autre minimum vers 15h à 16h.

b) Aspects qualitatifs

Si on met de côté les aspects reliés à la sédimentation et aux échanges entre phases solide et liquide qui seront abordé en 1.3.2 C, il existe encore plusieurs phénomènes reliés au temps de transport tels que:

- l'hydrolyse de l'urée en azote ammoniacal

Bien que 80% de l'azote total introduit dans les eaux domestiques soit sous forme d'urée, on ne dose en général que 7 à 8% d'azote sous cette forme dans les eaux usées d'un réseau sanitaire et par contre 60% de l'azote sont trouvés sous forme d'ammoniaque (Franquin, 1972); l'hydrolyse de l'urée par l'uréase est très rapide, cependant Hanson et Lee (1971) ont pu mettre en évidence l'influence de la taille du réseau (et donc du temps de transport) en retrouvant des pourcentages d'urée (par rapport à l'azote total) de 7.6 et 14.5 à l'exutoire de réseaux desservant respectivement 200,000 et 950 habitants.

- de dégradations partielles de la matière organique carbonée

Hunter (1971) a dosé dans des eaux usées domestiques, des acides organiques volatils (acide acétique: 2.5 - 36 mg/l, acide propionique: 1.2 - 8 mg/l, acide butyrique: .4 - 17 mg/l) ce qui traduit l'existence d'une activité microbologique. Burgess (d'après Painter et al., 1961) note d'autre part que les concentrations notables de glucose, qu'on retrouve dans certaines eaux usées (50% des carbohydrates solubles), pourraient être dues à une hydrolyse de molécules glucidiques plus complexes.

Même si nous ne pouvons citer d'études spécifiquement faites dans ce sens, l'importance relative de ces différents phénomènes est sans doute reliée à la durée de séjour des polluants dans les conduites. Les eaux usées étant très chargées en matières organiques, il est fré-

quent que le mécanisme biochimique aérobie de transformation de ces substances commence et progresse en fonction du temps de transport. Toutefois, si l'oxygène dissous n'est pas suffisamment renouvelé, cet oxygène pourra être entièrement consommé avant que le processus aérobie ne soit terminé et il y aura, alors, une réaction anaérobie de putréfaction engendrant de mauvaises odeurs. L'annexe 1 donne certaines réactions chimiques dans les eaux d'égouts.

C Mode d'écoulement

Les normes courantes de design des égouts sanitaires requièrent une vitesse minimum de 2 pieds/sec. Toutefois, la topographie des lieux ne se prête pas toujours à une réalisation répondant à ces normes; on remarque que:

- a) cette vitesse correspond généralement à un écoulement à mi-conduite, condition qui peut n'être pas vérifiée, s'il s'agit d'une provenance strictement sanitaire;
- b) dans certains cas, au design et/ou à la construction, on peut être amené pour diverses raisons (généralement économiques) à descendre au dessous de cette norme. Ce cas se retrouve notamment pour les égouts combinés. Les conditions d'écoulement sont en outre modifiées au niveau des puits de regard et des joints de conduites; selon Heaney et Sullivan (1971), les joints seraient responsables de la majeure partie des phénomènes de sédimentation.

Dans ces conditions, et suivant la période de la journée, de l'année, on retrouve:

- a) une sédimentation des solides sanitaires (à caractère organique essentiellement) et éventuellement de sable (apports au moment de la construction, infiltrations "solides" au niveau de joints défectueux dans les puits de regard). Dobbins (d'après Waller, 1971)

estime que 30% des solides sanitaires apportés pendant les périodes sèches sédimentent dans les réseaux combinés. D'autre part, Waller (1971), au cours d'une étude sur un réseau combiné desservant un bassin de 168 acres (32,300 pieds de conduites), trouve que 10% des conduites contiennent des dépôts d'une épaisseur variant de 1 à 2 pouces jusqu'à 5 à 6 pouces; ces dépôts représenteraient 1000 lb de solides par acre et dans les conduites dites "propres" on aurait aussi une accumulation de 2.6 lb de solides par acre.

Cette sédimentation accroît le temps de contact entre la matière organique et les micro-organismes et favorise les dégradations. Ainsi, la production de sulfure d'hydrogène qu'on peut retrouver à des concentrations de 1-2 ppm dans des eaux résidentielles ou jusqu'à 5-10 ppm quand ces eaux sont mêlées à des eaux industrielles contenant des sulfates, est le résultat d'une activité microbologique anaérobie au niveau des dépôts de fond (Parker, 1951): le sulfure d'hydrogène est formé à partir de composés organiques soufrés (cystine, méthionine...) sous l'action d'une microflore banale (E. Coli, Proteus vulgaris, Ps. pyocyanæ...), ou à partir de sulfates sous l'action de bactéries sulfato-réductrices (Desulfovibrio); Cette production peut être suivie de conséquences néfastes: le sulfure d'hydrogène diffuse dans l'air et sous l'action de bactéries aérobies autotrophes (Thiobacillus) est oxydé en acide sulfurique qui attaque le béton des conduites et des puits de regard où l'on peut observer des concrétions de sulfates connues sous le nom de sel de Candlot (Association des Ingénieurs en Anticorrosion, 1974);

b) une remise en suspension d'une partie des solides déposés, en période de pointe du débit sanitaire.

Il est possible par ailleurs, qu'en certains points du réseau (au niveau des branchements, ou de chutes) des phénomènes de turbulence provoquent une aération des eaux, ce qui tend par exemple à favoriser la production de nitrates suite à une nitrification de l'ammoniaque (Caillé

et al., 1973), ou la production d'acide sulfurique par oxydation du sulfure d'hydrogène tel que mentionné ci-dessus.

L'ensemble de ces effets introduit non seulement des décalages dans le temps entre les apports et leur détection en un point aval du réseau, mais modifie également les quantités et les formes des éléments présents dans les apports; il n'existe cependant aucune donnée sur l'importance exacte de ces mécanismes.

1.3.3 Lien avec les autres provenances

De par la nature des ouvrages de collection primaires et secondaires, on retrouve à certaines périodes, mélangées aux eaux sanitaires, des eaux de ruissellement (réseaux combinés), des eaux des drains français et des eaux d'infiltration (réseaux combinés et sanitaires).

Ces apports ont des caractéristiques quantitatives et qualitatives différentes des eaux sanitaires (Voir chapîtres 2 et 3), et leur introduction a des répercussions importantes qui se résument comme suit:

- a) effets directs dus à des apports supplémentaires d'eaux plus ou moins chargées qui se traduisent par:
 - une augmentation des débits et éventuellement une surcharge hydraulique des réseaux;
 - une dilution des polluants;
 - des charges additionnelles en éléments non "sanitaires".
- b) effets indirects tels que:
 - la remise en suspension des solides déjà sédimentés du fait des modifications des conditions d'écoulement; la comparaison d'un égout

pluvial et d'un égout combiné par temps humide illustre bien ce phénomène (Voir Chapitre 2):

- la coagulation des graisses "sanitaires" à l'endroit des fissures où pénètrent les eaux d'infiltration plus froides (Mayer et al., 1972) ou lors de l'arrivée d'eaux de fonte de neige;
- des réactions chimiques et/ou une modification du milieu bactériologique comme dans le cas du mélange avec des eaux industrielles; à titre d'exemple, rappelons que des métaux lourds comme le plomb sont entraînés par les eaux de ruissellement et que les eaux d'infiltration provenant de la nappe peuvent être par exemple, riches en sulfates.

1.4 Caractéristiques des eaux usées dans le(s) réseau(x)

1.4.1 Caractéristiques moyennes

D'un point de vue très général, les eaux usées sanitaires contiennent des matières minérales et des matières organiques. Les matières minérales se retrouvent dans le "résidu sec" obtenu par combustion (chauffage au rouge dans une coupelle) des matières restantes après évaporation d'une certaine quantité d'eau d'égout. Lors de ce chauffage, les matières organiques constituées principalement de sucres et de graisses sont volatilisées.

Les matières minérales et organiques contenues dans les eaux usées sont sous formes de matières en suspension décantables en deux heures, de matières en suspension non décantables en deux heures, ainsi que sous forme de matières dissoutes.

Les matières en suspension (Imhoff, 1970) comprennent en moyenne 400 mg/l de matières séparables par décantation de deux heures réparties en 130 mg/l de matières minérales et 270 mg/l de matières organiques. Le reste des matières en suspension non décantables en deux heures (200 mg/l) est constitué de 70 mg/l de matières minérales et 130 mg/l de matières organiques. Les 660 mg/l de matières dissoutes se composent de

50% de matières minérales et 50% de matières organiques.

On admet généralement qu'un effluent sanitaire correspondant à un rejet de l'ordre de 150 litres/cap/jour contient en moyenne 600 mg/l de matières en suspension de 660 mg/l de matières dissoutes.

Thomann (1972) donne les gammes de concentrations suivantes pour des eaux usées municipales:

<u>Element</u>	<u>Concentration</u>
Solides totaux	800 (450 - 1200) mg/l
Solides totaux volatils	400 (250 - 800) "
Solides en suspension	300 (100 - 400) "
Solides en suspension volatils	130 (80 - 200) "
Solides décantables	150 "
DBO ₅	180 (100 - 450) "
Azote total (N)	50 (15 - 100) "
Azote organique (N)	20 (5 - 35) "
Azote ammoniacal (N)	28 (10 - 60) "
Nitrates et Nitrites (N)	2 (0 - 6) "
Polyphosphates	10 (5 - 25) "
Orthophosphates	10 (5 - 25) "

ainsi que des teneurs en coliformes totaux de 2 à 50 x 10⁶ organismes/100 ml et en coliformes fécaux de .3 à 17 x 10⁶ organismes/100 ml; le débit moyen correspondant est 105 GPCJ avec une gamme de variations de 84 à 168 GPCJ. Concernant les détergents, Hunter (1971) signale des teneurs variant entre 1.2 et 39 mg/l d'ABS (mesures sur 31 effluents). La gamme de variations des différents paramètres cités apparaît donc très large, de 1 à 2.5 pour les solides volatils en suspension, et jusqu'à 1 à 50 pour les coliformes fécaux. La comparaison de résultats tirés de 7 études (Tableau 1.12) met effectivement en évidence ces variations d'une étude à l'autre; il est cependant difficile de les relier à un quelconque phénomène, car si le nombre d'habitants raccordés au réseau est souvent mentionné, on manque par contre d'indications sur les caractéristiques du réseau et des ouvrages de collection, et sur les conditions susceptibles

de modifier les volumes et la composition des eaux (temps sec, période de pluie, de fonte de neige, influence de la nappe, qualité de l'eau d'aqueduc). On s'en tient souvent, en outre, à l'analyse de paramètres de pollution très généraux tels que DBO_5 , DCO, azote total, phosphates, solides en suspension alors que l'analyse de paramètres plus spécifiques (détergents, polyphosphates, urée, graisses, éléments minéraux, métaux traces, coliformes et streptocoques fécaux) permettrait d'établir plus précisément la provenance "sanitaire" des eaux. Enfin, les conditions de prélèvement (lieu, type d'échantillonnage) et les conditions d'analyses sont rarement précisées: on ignore en particulier si les analyses sont effectuées sur des échantillons d'eaux brutes, décantées ou filtrées alors que des études de Hunter et Heukelekian (1965), Rickert et Hunter (1967, 1971, 1972) et Painter et Viney (1959) ont démontré l'importance de la répartition des différents éléments en formes soluble et particulaire (Tableau 1.13).

On peut remarquer cependant:

- a) une forte proportion de matière organique avec un rapport solides volatils/ solides totaux¹ de l'ordre de .5; les solides en suspension sont essentiellement de nature organique avec un rapport solides en suspension volatils/solides en suspension de l'ordre de .8;
- b) un rapport DCO/DBO_5 compris entre 1.5 à 2.3 et égal en moyenne à 1.90 indique une forte proportion de matière organique biodégradable;
- c) azote essentiellement sous forme d'azote organique et ammoniacal; les formes nitrite et nitrate sont pratiquement absentes;
- d) des teneurs notables en polyphosphate (détergents), jusqu'à 50% des phosphates totaux;
- e) des teneurs élevées en coliformes fécaux et un rapport coliformes fécaux/streptocoques fécaux supérieur à quatre (Geldreich et al., 1968).

¹ La teneur en solides totaux est en partie fonction de la minéralisation de l'eau d'aqueduc (eau douce ou dure).

On peut noter en outre l'effet de dilution des concentrations en comparant les données de Watson et al., (1967) (à la sortie de résidences) et celles déterminées dans les réseaux primaires; les concentrations de DBO_5 de Montréal (Cluis et al., 1974) et d'Halifax (Waller, 1971) sont particulièrement basses, ce qu'on peut attribuer à des apports d'eaux supplémentaires.

Il reste qu'en terme de charges par personnes et par jour (Tableau 1.7, 1.9, 1.14), de grandes variations existent encore à comparer avec les valeurs moyennes proposées par Fair et al., (1968) et il apparaît donc essentiel de bien connaître les caractéristiques des utilisateurs, celles du réseau (évaluation des apports supplémentaires) et la qualité de l'eau d'aqueduc.

1.4.2 Variations dans le temps

La périodicité des rejets sanitaires doit se traduire sur les concentrations et charges de certains constituants des eaux sanitaires (paramètres "sanitaires"). Il existe cependant peu d'études visant à distinguer les apports strictement sanitaires d'apports ayant des provenances autres, grâce à une étude de la périodicité des différents constituants. On se contente, en général, de faire des moyennes horaires et d'établir un profil moyen journalier (en concentrations ou en charges), mettant en évidence les heures des pointes et des minima ainsi que leur importance relative. Fair et al. (1968) signalent, pour des eaux usées sanitaires, un maximum horaire de la charge organique vers midi, simultané avec la pointe débit et égal à 200% de la charge moyenne journalière, et un minimum à 5 heures du matin égal à environ 58% de la charge moyenne journalière; les variations de charges seraient plus prononcées que les variations de débit (max. = 133% et min. = 68% du débit moyen journalier), traduisant ainsi l'existence d'apports supplémentaires d'eaux non chargées en matière organique.

Pobis (1968), à la suite d'un échantillonnage horaire pendant 12 jours sur les effluents d'une ville résidentielle de 64,000 habitants, établit l'évolution moyenne de la charge en DBO_5 au cours d'un jour ou-

vvable et d'un jour férié (Figure 1.5 et 1.6). Pour un jour ouvrable, on observe 3 pointes respectivement à 9 heures, 14 heures et 20 heures (la pointe de 20 heures étant la plus importante et égale à 189% de la moyenne journalière) et un minimum très net entre 2 et 4 heures du matin, égal à 9% de la moyenne journalière, ce qui donne une variation de 1 à 21 entre le minimum et le maximum; cette évolution est très voisine des caractéristiques de la consommation d'eau (Figure 1.2) et traduit une provenance typiquement sanitaire des eaux. Pour un jour férié, le maximum se situe à 9 heures du matin (302% de la moyenne) avec une variation de 1 à 28 entre le minimum (2-4 heures) et le maximum, mais la charge totale journalière reste très voisine de celle d'un jour ouvrable.

Selon les résultats établis par Cluis et al. (1974) pour une zone résidentielle de Montréal (échantillons composés aux 6 heures durant 36 heures), les concentrations en chlorures, en solides totaux et la conductivité varient assez peu sur une journée, au plus de 1 à 1.3 pour les solides totaux. On observe, par contre, des variations de concentrations de 1 à 15 pour les détergents, 1 à 4.5 pour la DBO_5 , 1 à 4 pour la DCO, et 1 à 3 pour les orthophosphates; les minima correspondent à l'échantillon composé sur la période 1-7 heures, et les maxima à la période 13-19 heures (sauf pour les orthophosphates qui sont les plus élevés sur la période 7-13 heures); le phosphore hydrolysable (polyphosphates) n'est pas détecté entre 1 et 7 heures et atteint un maximum entre 13 et 19 heures.

Six ans d'analyses sur le plus gros émissaire combiné de Montréal (Lauzanne: 600,000 hab., \approx 20,500 acres) (Communauté Urbaine de Montréal, 1974) conduisent à des résultats moyens comparables pour les concentrations de solides en suspension et de DBO_5 : variations des solides en suspension de 1 à 3.5 et de la DBO_5 de 1 à 4 avec un minimum vers 6 heures du matin et un maximum à midi. En termes de charges sur l'ensemble des jours secs, les variations sont plus accentuées, 1 à 6 pour les solides en suspension et 1 à 7 pour la DBO_5 , mais le maximum et le minimum sont situés au mêmes heures, indiquant que le débit et les concentra-

trations de ces deux paramètres sont en phase.

En comparant ces données à celles de Pobis (1968), il est intéressant de remarquer l'effet d'amortissement et de déplacement des pointes et minima quand le réseau est de grande taille et intègre une grande diversité d'apports.

L'interprétation de 7 jours consécutifs d'analyses sur ce même émissaire de Lauzanne (Demard et Cluis, 1974), avec la technique des séries de Fourier, met clairement en évidence l'existence d'une périodicité pour les charges en phosphates (71% de variance expliquée par addition des cycles de 24h, 12h et 8h), ce qui constitue une précieuse indication sur la provenance, essentiellement sanitaire, de ce paramètre; pour les charges de chlorures et de sulfates, par contre, la variance expliquée n'est respectivement que de 25 et 32% indiquant que la principale origine n'est pas sanitaire (sans doute de l'eau d'infiltration ou industrielle).

1.5 Méthode proposée pour l'étude des eaux usées de provenance sanitaire

1.5.1 Principe

On rappelle les éléments majeurs de la méthodologie:

1. Etude de chaque provenance;
2. Comparaison des différentes provenances;
3. Identification d'une provenance;
4. Evaluation de l'importance relative des différentes provenances.

La provenance sanitaire est caractérisée dans le temps par d'importantes variations à l'échelle horaire, par des variations moins importantes d'un jour à l'autre, et enfin, par des variations minimales d'une saison à l'autre.

Aux fins de l'élément "un" de la méthodologie, il est proposé de:

- a) négliger les variations saisonnières;
- b) considérer les variations horaires et journalières.

Aux fins de l'élément "deux" de la méthodologie, il est proposé:

- c) d'obtenir, lorsque les techniques de conservation et d'analyse le permettent, une information globale sur l'ensemble de la période de mesure.

1.5.2 Choix du type d'égout

A priori, la provenance sanitaire est à étudier complètement sur les égouts sanitaires et les égouts combinés¹. On cherchera d'ailleurs à établir la différence entre ces deux types. De plus, afin de détecter les branchements non-fonctionnels, il sera possible dans certains cas d'effectuer un échantillonnage synthétique de la provenance des apports sanitaires dans les égouts pluviaux (élément "trois" de la méthodologie de l'étude).

1.5.3 Périodes de mesure

Pour tenir compte des variations journalières la durée période de mesure est établie à 1 semaine.

Compte tenu de la provenance souterraine, la semaine de mesure pourrait être située soit en février et mars, ou en septembre. Cependant, les apports par ruissellement sont plus probables en septembre qu'en février et mars. Il est donc proposé d'étudier la provenance sanitaire sur une semaine, entre le 15 février et le 15 mars.

¹

Pour la mesure du débit "sanitaire" dans les égouts combinés, on devra installer un élément primaire pouvant assurer une mesure des faibles débits avec une bonne précision, ce qui peut nécessiter un changement d'élément primaire.

1.5.4 Fréquence des mesures

Les impératifs de discrétisation et de représentativité mentionnés au Tome 2 permettent, pour la provenance sanitaire, de faire les propositions suivantes.

A Mesure de débit

En faisant l'hypothèse de représentativité, le choix de la période de discrétisation est relié directement au type d'analyse envisagée. Or, les variations typiques de l'apport sanitaires peuvent se caractériser par une périodicité journalière comportant également des harmoniques intéressantes à 12, 8 et 6 h (Demard et Cluis, 1974). Sans considérer le couplage débit mètre - échantillonneur, on est donc amené à proposer une période de discrétisation maximum de 2h. Dans le cas où le couplage mentionné est réalisé, il devient nécessaire d'obtenir une information représentative sur chaque bouteille, voire sur chaque dose.

Il est à remarquer que la variabilité des débits à laquelle on peut s'attendre pour la provenance sanitaire est du même ordre de grandeur que celle que l'on retrouve à la consommation. Or, celle-ci justifie une fréquence de mesures non cumulées de l'ordre de 10 secondes (Demard, 1970). Dans le cas d'une mesure de hauteur seulement, on peut donc s'attendre à un niveau d'erreur assez élevé du type mentionné au Tome 2, Chapitre 1. Cette erreur sera évaluée en équipant un bassin d'un système d'acquisition de données à haute fréquence (1 mesure aux 4 secondes par exemple).

B Echantillons

Les deux principes de discrétisation et de représentativité amènent, pour répondre à l'élément "un" des principes de l'étude, à des conclusions similaires à celles de la mesure de débit: cependant, le volume d'analyse serait prohibitif, aussi, est-il proposé de ramener la fréquence de mesure de 12 à 6 bouteilles par jour. L'analyse à effectuer sur les données est orientée vers la périodicité. Dans ce cas, il est proposé d'utiliser un mode de contrôle de changement de bouteilles sur une base

de temps (une bouteille remplie sur 2 ou 4 heures). Par contre, le souci de représentativité amène à choisir un mode de contrôle de prise de doses sur une base de volume. Cette solution requiert une connaissance très précise des débits attendus; il est donc nécessaire d'entrer pendant un minimum de deux semaines le débit (et les paramètres d'apports supplémentaires) sur une base de temps au minimum similaire à celle de l'apport sanitaire (1 mesure cumulée aux 2 heures).

1.5.5 Choix des paramètres qualitatifs

Les paramètres ayant des variations dans le temps caractéristiques de l'apport sanitaire sont analysés sur chacune des bouteilles lorsque le mode de préservation et la capacité d'analyse des laboratoires le permettent, à savoir, tel que proposé au Tableau 1.5: solides, carbone organique, azote organique et ammoniacal, phosphore total, orthophosphates et polyphosphates (lien avec les détergents). Dans le cas contraire, un composé journalier est réalisé d'après l'enregistrement du débit pour respecter la représentativité; c'est le cas des huiles, des détergents, de la DBO, de la DCO; une analyse du carbone organique est également réalisée sur un composé journalier pour l'étude des relations DBO, DCO et carbone organique.

Les chlorures, les nitrates, les sulfates, les bicarbonates (TIC), le sodium et la dureté sont analysés sur un composé journalier car leurs variations dans le temps sont, en principe, peu caractéristiques de l'épisode sanitaire. Ces données seront reliées à la composition de l'eau d'aqueduc et de l'eau de nappe; elles serviront également à établir le niveau de base de ces paramètres pour une comparaison avec les autres épisodes. Pour la même raison, on analysera le plomb, le fer, le cuivre, le zinc, mais seulement sur un composé hebdomadaire.

De plus on procède à un enregistrement en continu de la température de l'eau dans l'égout.

1.5.6 Mesures à l'origine et sur le bassin

A Mesures à l'origine

Des mesures qualitatives et quantitatives sur l'eau d'alimentation du bassin sont requises d'une part pour compléter la connaissance de l'utilisation de l'eau, et d'autre part pour vérifier les hypothèses.

a) Débits

Dans le cas d'un quartier résidentiel homogène, la demande moyenne annuelle peut être relativement bien évaluée, cependant l'importance des variations sur la base de temps envisagée (2 heures) nécessite des vérifications des hypothèses avancées au paragraphe 1.2.1.

Il est donc proposé d'équiper au moins un bassin à égouts séparés d'un système de mesure de débit. Ce bassin sera choisi pour qu'il puisse être alimenté en un point et que les réseaux d'aqueduc et d'égouts recouvrent les mêmes utilisateurs et seulement ceux-là.

Dans le cas où il existe sur le bassin un ou plusieurs usagers qui, selon des critères quantitatifs et qualitatifs, peuvent être considérés comme majeurs, il est également proposé de mesurer leur demande et éventuellement la qualité de leurs rejets. La technologie proposée pour les mesures de débit dans le réseau d'aqueduc est exposée dans le Tome 2.

b) Qualité

Il est également proposé d'établir un composé hebdomadaire pour connaître le niveau des ions majeurs de l'eau à la distribution. Dans le souci de se rapprocher le plus possible de l'utilisation, le composé doit être réalisé à partir du robinet de l'utilisateur pendant la semaine de mesure en respectant les hypothèses les plus simples: différence eau chaude - eau froide, variations suivant la nature et l'ancienneté

du système, variations de la qualité de l'eau à la distribution au cours des pointes de débit par rapport aux minimum. Les paramètres qualitatifs proposés sont les suivants: dureté, sodium, TIC, sulfates, chlorures, nitrites et nitrates, plomb, cuivre, zinc, fer, azote total; ce dernier pourra être éliminé, s'il ne diffère pas des nitrites et nitrates.

De plus, lorsque la nappe peut atteindre le niveau des conduites, une mesure en continu du niveau de la nappe est effectuée ainsi qu'un prélèvement d'eau de la nappe sur lequel seront analysés les paramètres typiques de la nappe.

B Bilan des solides

On a mentionné qu'au cours du transport des eaux sanitaires dans le réseau, des modifications pouvaient avoir lieu, notamment des phénomènes de sédimentation et de remise en suspension. Dans le but d'évaluer ce phénomène, on prévoit donc de faire un bilan des quantités de solides qui s'accumulent au cours d'une période sèche donnée.

Pratiquement, il est prévu de faire cette évaluation sur la période de mesure de l'épisode sanitaire, selon les modalités suivantes:

- avant le début de l'épisode, on "chasse" une portion du réseau¹ en envoyant de l'eau dans un puits de regard amont et en recueillant en aval, à l'exutoire, des échantillons d'eau en continu; une mesure conjointe du débit permettra d'évaluer les charges en solides totaux, solides totaux volatils, carbone organique, azote total et phosphore total qui ont été entraînées

- à la fin de l'épisode de mesure de 7 jours, on répète la même expé-

¹ Concernant la longueur de conduite étudiée, on essaiera de travailler sur la plus grande portion possible, compte tenu des possibilités d'alimentation en eau pour laver, et l'on s'arrangera pour obtenir un écoulement à mi-conduite; il sera intéressant d'inclure si possible un ou plusieurs puits de regard puisque les accumulations y sont particulièrement favorisées.

rience, ce qui doit permettre d'évaluer la quantité de solides déposés au cours de 7 jours secs. Il est à noter que cette deuxième chasse sera effectuée en milieu de matinée, et non à l'heure du lever; en effet, chaque pointe importante de débit sanitaire tend à remettre en suspension une partie des solides accumulés au cours de la période précédente, mais il s'agit là d'un phénomène qui n'entraîne que des décalages au niveau journalier.

Cette expérience sera conduite sur les réseaux combinés puisque par temps sec, la vitesse d'écoulement y est faible, mais aussi sur les réseaux sanitaires car des observations nous ont démontré l'existence d'un phénomène de sédimentation, formation de bouchons, et "débouchages" intermittents, dont il importe de déterminer l'importance.

TABEAU 1.1: Répartition de la consommation entre les différents groupes d'utilisateurs.

	%(1)	Avec compteur GPCJ	Sans compteur GPCJ	Global GPCJ
Résidences	57	70	104	95
Commerces	8	10	15	14
Industries	12	15	22	20
Utilisations publiques	3	4	5	5
Pertes	20	24	36	33
TOTAL	100	123	182	167

Source: Comité AQTE - MISE A JOUR (1974)

(1) Répartition basée sur les données des municipalités équipées de compteurs.

TABEAU 1.2: Consommation moyenne par appartement des résidences multifamiliales de Ste-Foy.

Nombre d'appartements	Nombre de blocs dans Ste-Foy	Consommation moyenne (GPJ) par appartement	Ecart type (GPJ)
2 ¹	201	183	97
2 ²	364	139	67
3	139	131	62
4	84	130	67
6	72	132	57
8	72	124	66
12	21	119	45
16	19	118	46
18	28	136	66
18 et plus	74	103	45

Source: Demard et al. (1975).

¹ Duplex avec deux compteurs

² Duplex avec un seul compteur

TABLEAU 1.3: Nombre d'usages domestiques par type d'utilisation pour une unité d'habitation (d'après une étude de 1 à 2 mois portant sur 39 résidences unifamiliales et 6 appartements. - Aucun compteur de service).

	Nombre de réponses	Moyenne	Gamme
<u>Toilettes</u> nombre par jour et par personne			
lundi-vendredi	10	3.6	2.6 à 5.0
samedi-dimanche	10	3.1	1.8 à 5.1
<u>Bains/Douches</u> nombre par semaine et par personne	10	2.8	2.0 à 5.0
<u>Lavages de linge</u> nombre par personne et par semaine	10	1.9	.5 à 3.7
<u>Lavages de vaisselle</u> nombre par jour manuel	10	2.1	1.1 à 3.3
automatique	1	-	-
<u>Broyeurs</u> nombre par jour	8	1.7	.9 à 3.1
<u>Lavage général</u> nombre par semaine	9	2.0	.0 à 4.0

Source: Ligman et al. (1974).

TABLEAU 1.4: Liste des coefficients pour l'estimation de la demande en eau pour certains lieux publics.

CATEGORIES DES ETABLISSEMENTS COMMERCIAUX	UNITE DE BASE	COEFFICIENT	(GPJ/UNITE)	
		MOYENNE ANNUELLE	JOURNALIER MAXIMUM	HORAIRE MAXIMUM
Clinique médicale	pi.-car.	0.618	1.66	4.97
Salon de barbier	chaise	54.6	80.3	389.0
Salon de beauté	salon	269.0	328.0	1070.0
Dépôt de billets	pi.-car.	3.33	6.5	25.0
Lave-autos	pi.-car.	4.78	10.3	31.5
Eglise	membre	0.138	0.862	4.7
Club	membre	22.2	22.2	22.2
Salle de quilles	allée	133.0	133.0	133.0
Résidence d'étudiant	étudiant	106.0	114.0	250.0
Hôpital	lits	346.0	551.0	912.0
Hôtel	pi.-car.	0.256	0.294	0.433
Théâtre	siège	3.33	3.33	3.33
Prison	personne	133.0	133.0	133.0
Restaurant	siège	24.2	83.4	167.0
Ecole élémentaire	étudiant	3.83	6.39	37.4
Ecole secondaire	étudiant	8.02	17.7	79.9
YMCA-YWCA	personne	33.3	33.3	33.3
Station de service	pi.-car.	0.251	0.590	4.89
Laundromat	pi.-car.	2.17	2.90	15.4
Buanderie	pi.-car.	0.253	0.461	1.57
Maison de rapport (vieille)	pi.-car.	0.142	0.264	0.797
Maison de rapport (récente)	pi.-car.	0.093	0.173	0.521
Service à l'auto	place d'auto	109.0	144.0	547.0
Cinéma en plein air	place d'auto	5.3	5.33	5.33
Motel	pi.-car.	0.224	0.461	1.55
Club de nuit	personne	1.33	1.33	1.33
Vente au détail	pi.-car.	0.106	0.154	0.271
Maison de santé	lit	133.0	146.0	424.0

Source: Hittman (1968).

TABLEAU 1.5: Origine et caractéristiques des eaux résiduaires industrielles

ORIGINE DES DECHETS MAJEURS (INDUSTRIE OU PROCÉDÉ)	CARACTERISTIQUES
<p><u>TEXTILES ET INDUSTRIES CONNEXES</u></p> <p>rouissage lavage de la laine blanchisseries de coton lavanderies teintureries</p>	<p>suspensions, acides organiques alcalins, sels de potassium chlore savons, détergents acides organiques et minéraux, alcalins oxydants, réducteurs, sels dissous, colorants, produits de mercerisage, adjuvants</p>
<p><u>INDUSTRIE DU CUIR</u></p> <p>trempage pélanage déchaulage tannage chromage</p>	<p>NaCl, Na₂CO₃, mouillants, naphthalènes Na₂S, CaO et Ca (OH)₂ acides minéraux, sels dissous acides organiques, tannins, flore bactérienne acides minéraux, sels dissous, oxydes de chrome</p>
<p><u>INDUSTRIES CHIMIQUES</u></p> <p><u>produits pharmaceutiques</u>: mycellium, filtrats perdus et eaux de lavage <u>caoutchouc</u>: lavage du latex, caoutchouc coagulé, impuretés du caoutchouc brut <u>acides</u>: eaux de lavage diluées, acides dilués <u>détergents</u>: lavage et purification des savons et détergents <u>amidon</u>: condensats d'évaporateur ou résidus non récupérés, lavage, embouteillage <u>explosifs</u>: lavage des explosifs, lavage et décapage des cartouches <u>pesticides</u>: lavage et purification des pesticides <u>phosphates</u>: lavage, tamisage, flottage, et <u>phosphore</u>: pertes lors de la réduction des phosphates <u>formaldéhyde</u>: résidus de la fabrication des résines synthétiques et de la teinture des fibres synthétiques <u>plastiques et résines</u>: préparation et utilisation des polymères, lavage de l'équipement</p>	<p>matière organique dissoute et en suspension dont des vitamines BOD et odeur élevés, solides en suspension, pH variable, chlorures élevés pH bas, un peu de matière organique BOD élevé, savons saponifiés BOD et matière organique élevés, surtout amidon et substances semblables TNT, acides colorés, odeurs, acides organiques alcool, acides minéraux, métaux, huiles, savon matière organique élevée, toxiques pour les bactéries et poissons, acides argiles, limon, huiles, bas pH, solides en suspension, phosphore, silice et fluorure BOD et acétaldéhyde élevés, toxiques aux bactéries acides, bases, matière organique dissoute, comme: phénols, formaldéhyde, etc.</p>
<p><u>ALIMENTS ET BOISSONS</u></p> <p><u>mise en conserve</u>: préparation pour la mise en conserve <u>produits du lait</u>: dilution et séparation du lait, lait de beurre, petit lait <u>brasseries et distilleries</u>: macération et pressage du grain, distillation (résidu et perte de distillat) <u>viande et volaille</u>: parcs, abattage, dépeçage, eaux de lavage</p>	<p>solides en suspension, colloïdes, matière organique dissoute lactose matières organiques dissoutes: protéines, graisse et lactose solides dissous organiques contenant de l'azote, des amidons fermentés ou leurs produits matière organique dissoute ou en suspension, sang, protéines, graisses</p>

Source: Campbell et al. (1973).

TABLEAU 1.5: Origine et caractéristiques des eaux résiduelles industrielles (suite).

ORIGINE DES DECHETS MAJEURS (INDUSTRIE OU PROCÉDE)	CARACTERISTIQUES
<u>ALIMENTS ET BOISSON (SUITE)</u>	
<p><u>betterave à sucre:</u> eaux de transport, de lavage, de macération, drainage des boues de chaux, condensats après évaporation, jus et sucre extraits</p> <p><u>levures:</u> résidus de la filtration</p> <p><u>produits marinés:</u> adoucissement, fermentation, assaisonnement, coloration</p> <p><u>café:</u> décortication, fermentation</p> <p><u>poisson:</u> centrifugation, pressage, lavage des évaporateurs ou autres instruments</p> <p><u>riz:</u> trempage, cuisson, lavage</p> <p><u>boissons douces:</u> nettoyage des bouteilles et de l'équipement, drainage des réservoirs de sirops</p> <p><u>boulangeries:</u> lavage et graissage des plats à cuisson, lavage des planchers</p> <p><u>eaux de consommation:</u> régénération du filtre, des échangeurs d'ions, élimination des boues de chaux et d'alun</p>	<p>matière organique dissoute et en suspension, sucre et protéines</p> <p>BOD, solides organiques</p> <p>pH variable, solides en suspension, couleur</p> <p>matière organique</p> <p>BOD et solides en suspension</p> <p>BOD, solides organiques totaux, odeur</p> <p>BOD, solides en suspension et totaux, surtout l'amidon</p> <p>pH élevé, solides en suspension, BOD</p> <p>BOD, graisse, sucres, farine, détergents</p> <p>minéraux, solides en suspension</p>
<u>PATES ET PAPIER ET INDUSTRIES CONNEXES</u>	
<p><u>pâtes et papier:</u> enlèvement de l'écorce, cuisson, raffinage, lavage des fibres</p> <p><u>contraplaqué:</u> lavage des colles</p>	<p>pH bas ou élevé, couleur, solides en suspension ou dissous, colloïdes, lignosulfonates</p> <p>BOD, pH, phénols, toxiques</p>
<u>METALLURGIE ET INDUSTRIES CONNEXES</u>	
<p><u>acierie:</u> cokéfaction, lavage des gaz des haut-fourneaux, décapage</p> <p><u>cuivre et laiton:</u> laminage, décapage</p> <p><u>fonderies:</u> renouvellement du sable</p> <p><u>plaquage des métaux:</u> enlèvement des oxydes, nettoyage et plaquage</p>	<p>pH bas, acides, cyanogène, phénols, minéral, coque, chaux, alcalins, solides en suspension, scories</p> <p>acides inorganiques, solides en suspension, Cu, Fe, Zn, Cr</p> <p>solides en suspension (surtout sable), argiles, charbon</p> <p>acides, métaux, toxiques (surtout minéraux)</p>
<u>PETROLE ET CHARBON</u>	
<p><u>raffineries de pétrole:</u> craquage, fractionation, adoucissement</p>	<p>BOD, odeur, phénols, sulfures, huiles</p>
<u>AUTRES INDUSTRIES</u>	
<p><u>produits photographiques:</u> pertes de solutions</p> <p><u>génératrices de vapeur:</u> refroidissement</p> <p><u>centrales nucléaires et matériel radioactif:</u> traitement de minerais, lavage des vêtements, pertes des laboratoires, eaux de refroidissement</p>	<p>alcalins, agents réducteurs organiques et inorganiques</p> <p>chaleur, volume</p> <p>éléments radioactifs, chaleur, acide</p>

TABLEAU 1.6: Rejets physiologiques moyens par personne et par jour (en grammes)

REFERENCE	MRIS (1971)		LIGMAN et al. (1974)		VAN DURAM (1948)	LECLERC (1970)
	Fécès	Urine	Fécès	Urine	Fécès & Urine	Urine
Poids total	170	1416	-	-	1329	
Poids sec	34	48	27	60	94	55 - 70
AZOTE TOTAL (N)			1.5	15.5	14.2	
Azote organique (moins urée)	.4	.4	-	-	-	
Urée	0	20	-	-	-	
Azote ammoniacal (N)	0.05	.5	-	-	-	
Azote nitrate (N)	0	.1	-	-	-	
PHOSPHORE TOTAL (P)	-	-	.5	1	1.42	
Phosphore organique	.7	0	-	-	-	
Phosphates (PO ₄)	-	2.5	-	-	-	3.5 - 4.1
DBO ₅	-	-	11.5	10.5	-	
Graisses (+ acides gras)	6.6	0	4.5	0	-	
ELEMENTS MINERAUX						
Calcium (Ca ⁺⁺)	.55	.20	-	-	-	0.15- 0.25
Magnésium (Mg ⁺⁺)	.19	.20	-	-	-	0.10- 0.20
Potassium (K ⁺)	.50	1.5	-	-	-	2.5 - 3.0
Sodium (Na ⁺)	.12	5	-	-	-	5 - 6.5
Chlorure (Cl ⁻)	.04	8.4	-	-	-	7.6 - 9.6
Sulfure (S ⁼)	.16	1.6	-	-	-	
pH	6.9-7.7	4.6-8	-	-	-	5 - 7

TABLEAU 1.7: Comparaison des charges (grammes/capita/jour) dans 3 résidences.

	1	2	3
Evaluation (1965)	\$45,000	\$25,000	\$18,000
Nombre d'habitants	5	5	5
Débit GPCJ	65	56	21
Solides en suspension	106	73	44
DBO	158	71	44
DCO	205	135	82
Graisses	28	8.3	6.1

Source: Watson et al. (1967)

TABLEAU 1.8: Rejets domestiques par usage (en grammes)
 (déterminés pour une résidence unifamiliale
 avec quatre membres)

Usage	Solides totaux	Solides en suspension	DBO ₅	Graisses	Azote total	Phosphore total	Volume (a)
Broyage d'ordures	81 (75-91)	58 (50-67)	41 (33-49)	10 (6-15)	1.2	-	1.5 (1-2)
Lavage vaisselle	20 (7-45)	6 (1-17)	12 (2-27)	- (b)	- (b)	1.4 (0-2.7)	- (5-16)
Lavage linge	160 (53-334)	29 (.5-79)	38 (5-111)	-	-	9 (3.6-13)	40 (34-59)
Bain-douche	42 (22-72)	11 (2-37)	18 (10-28)	-	-	-	25 (10-30)

(a) volume d'eau utilisée par usage (en gallons U.S.)

(b) valeurs caractéristiques inconnues

Source: Ligman et al. (1974)

TABLEAU 1.9: REJETS PAR PERSONNE ET PAR JOUR (EN GRAMMES). SUIVANT LES USAGES

Référence caractéristique usages	Ligman et al. (1974)						Painter et Viney (1959)		
	Solides totaux	Solides en suspension	DBO	Graisses	Azote total	Phosphore total	Carbone org.	Azote org.	Urée et NH ₄
Broyage des ordures	61 (56.5-68)	43.5 (37.5-50)	31 (25-37)	7.5 (4.5-11.5)	1	-	-	-	-
Vaisselle	10 (2-11.5)	2.5 (.5-7)	6 (.5-7)	-(a)	-(¹)	.5 (0-1)	8 ⁽²⁾	.2 ⁽²⁾	0 ⁽²⁾
Lavage linge	40 (13-84)	7 (4.5-20)	9.5 (1.5-28)	-	-	2.5 (1-3)	7	-(¹)	0
Bain/douche	21 (11.5-36)	5.5 (1-19)	9 (5-14.5)	-	-	-	-	-	-
% Total	58	66	70	-	5.5	66	40	5.5	0
Toilettes									
Fécès	27 (23.5-35)	21.5 (18-28)	11.5 (7.5-18)	4.5 (1-10)	1.5 (.5-2.5)	.5 (.5-2)	17 (12-22)	1.5 (1-2)	?
Urine	60	-	10.5 (8-16.5)	-	15.5 (1-20.5)	1 (1-2)	5 (3-7)	1.7 (.5-3)	10.5 (7.5-17)
Papiers	10 (4.5-20)	9 (4.5-18)	2 (1.5-2.5)	-	-	-	-	-	-
% Total	42	34	30	-	94.5	34	60	94.5	100
Total	229	89	79.5	>12	>18	4.5	37	>3.4	10.5

¹ Valeurs caractéristiques inconnues

² Vaisselle plus préparation des repas

TABLEAU 1.10: Charges en DBO_5 et volumes d'eaux usées pour différents services.

Service	Unité	DBO_5^1		Volume ²	
		(3)	(4)	(3)	(4)
Bar	employé/jour consommateur	22.7	-	15	-
		4.5	-	2	-
Restaurant	employé/jour repas	27.2	27	15	10
		13.6	11.25	3	3
Hotel/Motel	personne/jour	68.1	67.5	50	50
Bureau	personne/jour	22.7	27	15	15
Ecole	personne/jour	18-22.7	27-36	15-20	10-20
Pensionnat	personne/jour	77.2	-	75	-
Hôpital	personne/jour	136	90	200	150-300

¹ charges en grammes

² gallons U.S.

Sources: ³ Eckenfelder (1970). (valeurs de design)

⁴ Hubbel (1962). (valeurs de design)

TABLEAU 1.11 (a): BILAN DES POLLUANTS MAJEURS ET DE LA QUANTITE D'EAU UTILISEE PAR L'INDUSTRIE DU TEXTILE

MATERIEL UTILISE	QUANTITE D'EAU UTILISEE (gal./1,000lb.)	DBO (lb./1,000lb.) ^(a)	SOLIDES EN SUSPENSION (lb./1,000lb.) ^(a)	SOLIDES TOTAUX DISSOUS (lb./1,000lb.) ^(a)
laine	61,500-73,700	51-451	--	--
coton	35,000-50,000	140-170	62- 80	187-245
rayonne	3,000- 7,000	20- 40	20- 90	20-500
acétate	7,000-11,000	40- 50	20- 60	20-300
nylon	12,000-18,000	35- 55	20- 40	20-300
acrylique	21,000-29,000	100-150	25-150	25-400
polyester	8,000-16,000	120-250	30-160	30-600

(a) le bilan est exprimé en lb. par 1,000 lb. de produit fini

TABLEAU 1.11 (b): BILAN DES POLLUANTS MAJEURS ET DE LA QUANTITE D'EAU UTILISEE POUR UNE TANNERIE

CARACTERISTIQUE	BILAN (lb. ou gal./lb.) ^(a)
DBO	0.088- 0.092
solides en suspension	0.207- 0.24
solides dissous totaux	0.352- 0.38
eau utilisée	9.5 -10.5
<p>(a) Les unités sont des lb. ou gal./lb. de peau. Le bilan est basé sur l'effluent d'une tannerie qui traite 500 peaux par jour.</p>	

TABLEAU 1.11 (c): BILAN DES POLLUANTS MAJEURS ET DE LA QUANTITE D'EAU UTILISEE POUR QUELQUES INDUSTRIES ALIMENTAIRES

INDUSTRIE OU PROCEDE	DBO (lb./u. p.) ^(a)	SOLIDES EN SUSPENSION (lb./u. p.) ^(a)	SOLIDES DISSOUS TOTAUX (lb./u. p.) ^(a)	EAU UTILISEE (gal./u. p.) ^(a)
<u>MISE EN CONSERVE</u> (12):	. 24 -1.05	0.21-1.29	0.30-1.0	25 -125
<u>VIANDE</u> : (15):				
préparation de la viande	.015 - .049	--	--	0.125- 3.67
préparation de la volaille	.026 - .32	--	--	4.0 - 10.4
<u>LAITIERE</u> : (13):				
beurre	1.6	--	--	4.1 - 13.5
fromage	0.29 -0.34	--	--	12.9 - 23.1
lait condensé et évaporé	0.0041-0.0068	--	--	3.1 - 4.2
crème glacé et desserts glacés	0.0017-0.0080	--	--	6.2- 12.0
lait	0.0006-0.0029	--	--	2.0- 5.0
fromage cottage	0.130 -0.143	--	--	35.1- 53.2

(a) u.p. = unité de produit final ou de départ. Ces unités sont: 1 caisse de 24 boîtes de conserve pour l'industrie de la mise en conserve, 1 lb. d'animal vivant pour l'industrie de la viande et 1 lb. de produit fini pour l'industrie laitière.

TABLEAU 1.11 (d): BILAN DES POLLUANTS MAJEURS ET DE LA QUANTITE D'EAU REJETEE, EXPRIME PAR TONNE DE PRODUIT FINI, POUR LES SOUS-PROCEDES IMPORTANTS DE L'INDUSTRIE DES PATES ET PAPIER

PROCEDE	SOLIDES EN SUSPENSION (lb./tonne)	SOLIDES DISSOUS (lb./tonne)	SOLIDES TOTAUX (lb./tonne)	DBO ₅ (lb./tonne)	EAU UTILISEE (gallons/tonne)
<u>préparation du bois</u>	2- 40	2-?	4-> 40	0.2- 44	1,700- 12,000
<u>fabrication de la pâte:</u>					
Kraft	3- 27	78- 135	81- 162	21 - 52	4,600- 20,300
sulfite	11- 38	289-2,405	305-2,440	70- 362	6,300- 14,600
<u>tamisage de la pâte:</u>					
Kraft	0- 9	0- 71	0- 80	0- 18	0- 9,600
sulfite	0- 14	0- 21	0- 35	0- 8	0- 9,100
<u>lavage de la pâte:</u>					
Kraft	15- 18	35- 160	50- 178	25- 70	2,000- 25,000
sulfite	6- 29	62- 244	68- 273	11- 38	4,100- 28,000
<u>blanchiment de la pâte:</u>					
Kraft	2-?	123-?	125- 400	?-> 30	11,500- 45,000
sulfite	3- 30	187- 305	190- 335	7- 40	6,000- 43,000
<u>fabrication du papier</u>	30- 60	40- 100	70- 160	10- 20	7,500- 32,000
<u>effluent global:</u>					
Kraft	90-200	300- 900	390-1,100	90- 200	25,000-110,000
sulfite	50-120	400-1,200	450-1,320	100- 500	30,000- 95,000

TABLEAU 1.11 (e): BILAN DES POLLUANTS ET DE LA QUANTITE D'EAU UTILISEE POUR UNE ACIERIE (11)

CARACTERISTIQUE	BILAN (lb./tonne) ^(a)
solides en suspension	103 - 184
phénols	0.064- 0.069
cyanures	0.029- 0.031
fluorures	0.031- 0.033
ammoniac	0.078- 0.082
huile de lubrification	2.37 - 3.08
acides libres	3.03 - 3.40
acides combinés	11.3 -13.2
émulsions	0.332- 1.17
métaux solubles	0.079- 0.082
quantité d'eau	9,860 -13,750

(a) les unités sont des lb. ou gal./tonne de lingots par jour

TABLEAU 1.11 (f): BILAN DES POLLUANTS MAJEURS ET DE LA QUANTITE D'EAU UTILISEE POUR UNE RAFFINERIE DE PETROLE

CARACTERISTIQUE	BILAN (lb. ou gal./baril) ^(a)
DBO	0.05 - 0.40
phénols	0.005- 0.030
sulfures	0.003- 0.010
huiles	variable
eau utilisée	50 -250

(a) Les unités sont des lb. ou gallons par baril d'huile brute utilisée. Le bilan est basé sur l'effluent global d'une raffinerie de 100,000 baril/jour, après un séparateur d'huile API

TABLEAU 1.12: Composition d'eaux usées sanitaires en milligrammes/litre (à moins d'indication contraire)

Références	Watson et al. (1967)			Zanoni et Rutkowski (1972)	Ballay et Lebréf (1974)	Hunter (1974)		Cluis et al. (1974)	Pound (1971)		Eckhoff (1969)	Waller (1971)
	1 ¹	2 ²	3 ¹	résidentiel	communes rurales	résidentiel printemps automne			+ à prédominance résidentielle +			
CARACTERISTIQUE												
Solides totaux	806	788	1249	849	-	453	481	400	499	406	-	-
Solides totaux volatils	468	414	659	375	-	217	249	-	-	-	-	-
Solides en suspension	363	293	473	174	165	145	146	-	56	59	194	110
Solides en susp. vol.	-	-	-	155	136	120	125	-	37	46	162	92
Solides décantables	-	-	-	-	-	3.3 ²	6.7 ²	-	.1 ²	.7 ²	2.8	-
DBO ₅	542	284	479	205	300	147	136	110	315	144	179	130
DCO	705	540	882	393	570	288	282	200	426	300	430	-
DCO/DBO ₅	1.3	1.9	1.8	1.9	1.9	1.95	2.1	1.8	1.35	2.1	2.4	-
Azote total (N)	-	-	-	30 ³	63	-	-	-	-	-	31	-
Azote organique	69	61	121	18 ³	-	-	-	-	-	-	-	-
N-NH ₄	53	48	92	12 ³	55	-	-	-	-	-	-	-
N-NO ₂ +N-NO ₃	-	-	-	-	-	-	-	1.75	-	-	-	-
Phosphates totaux	47	70	65	51 ³	-	-	-	13	-	-	7.9	-
Polyphosphates	16	30	25	26.5 ³	-	-	-	3	-	-	-	-
o-PO ₄	31	40	40	24.5 ³	43	-	-	10	-	-	-	-
Détergents (ABS)	5.3	5.2	6.9	-	9.5	-	-	3.0	-	-	-	-
Huiles et graisses	-	-	-	-	-	-	-	-	34.3	35.1	45	-
Chlorures	-	-	-	-	-	35	41	50	-	-	-	-
pH (unités)	8	8	8.3	-	7.7	7.2	7.2	-	-	-	-	-
Conductivité (µmho/cm)	-	-	-	-	1135	-	-	-	-	-	-	-
Coliformes totaux ⁴	-	-	-	-	-	-	-	-	2.97	.78	-	45
Coliformes fécaux ⁴	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.2
Streptocoques fécaux ⁴	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.3
Débit (IG/cap/jour)	66	55	21	49	15-40	-	-	-	88.5	111	90	89
CONDITIONS												
échantillon composite (24h)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	?	?
nombre d'échantillons (jours)	43-73	12-33	43-72	22	20 stations	28	15	1½	9	9	?	?
nombre habitants raccordés	5	5	5	1207	200-3800	≈15,000	≈15,000	?	≈2,565	≈600	25,000	4800
type de réseau	drain	sani-taire	privé	sanitaire	sanitaire (temps sec)	?	?	?	sani-taire séparé	pseudo (temps sec)	combiné (temps sec)	combiné (temps sec avec inf.)

¹ 3 résidences ayant respectivement pour évaluation \$45,000, \$25,000 et \$18,000. (1964)

² en ml/l

³ concentrations évaluées à partir des charges et du débit moyen

⁴ (a) nbre org. 10⁶ /100 ml

TABLEAU 1.13: Distribution de différents éléments en formes solubles et solides
(en pourcentage)

ELEMENT	Fraction soluble <.001 μ	Fraction colloïdale .001-1μ	Fraction supra-colloïdale 1-100μ	Fraction décantable >.100 μ	Echantillon total
Solides totaux	68 (351)	6 (31)	11 (57)	15 (74)	(513)
Résidu fixe ¹	86 (235)	3 (8)	5 (14)	6 (15)	(272)
Solides totaux volatils	48 (116)	9 (23)	18 (43)	25 (59)	(241)
Carbone organique (TOC)	42 (46)	11 (12)	20 (22)	27 (29)	(109)
DCO	40 (168)	10 (43)	21 (87)	29 (120)	(418)
Rapport DCO/TOC	3.65	3.58	3.95	4.14	3.83
Azote organique	37 ² 22 ³	20 ² 11 ³	20 ² 34 ³	23 ² 33 ³	

Sources: Rickert & Hunter (1967,1971) - étude sur des échantillons (composés sur 24 heures) d'eaux usées sanitaires d'une municipalité d'environ 2,000 habitants (Bernardsville, N.J.)

- ¹ tiré de Rickert & Hunter (1972)
² tiré de Painter & Viney (1959)
³ tiré de Hunter & Heukelekian (1965)

Les valeurs entre parenthèses sont les concentrations absolues en mg/l

TABLEAU 1.14: Charges par personne et par jour (en grammes) déterminées sur des eaux usées sanitaires

Référence	Fair et al. (1968)	Zanoni et Rtukowski (1974)	Ballay et Lebref (1974)	Cluis et al. (1974)	Caillé et al. (1973)	Eckhoff et al. (1968)
Solides totaux	250	186	-	206	-	-
Solides totaux vol.	145	81	-	-	-	-
Solides en susp.	90	38	17 ± 4	-	-	78
Solides en susp. vol.	65	33.5	-	-	-	65
DBO ₅	54	44	29 ± 5	33	-	72
DCO	-	88.5	54 ± 8	67	-	173
Carbone org.	-	-	-	-	29.8-77.1	-
Azote total (N)	10	6.6	6.3± 2	-	7 -12.7	12.5
Azote organique (N)	-	3.9	-	-	-	-
Azote NH ₄ ⁺	-	2.6	-	-	-	-
Phosphates totaux (PO ₄)	-	11.2	3.8± 1	3.4	1.9- 7.3	3.2
o-PO ₄ (PO ₄)	-	5.4	-	2.4	-	-
Détergents (ABS)	-	-	-	3.25	-	-
Graisses	15	-	-	-	-	18
Coliformes totaux (nombre/jour)	-	-	-	-	-	203x10 ⁹
Débit (GPCJ)	67.5	49	15 - 40	71	-	90
Remarque	valeurs générales	strictement résidentiel	communes rurales	à prédomi- nance rési- dentielle	à prédomi- nance rési- dentielle	à prédomi- nance rési- dentielle
Lieu		Wisconsin	France	Montréal	Montréal	San Francisco

TABLEAU 1.15: ANALYSES PROPOSEES POUR L'EPISODE SANITAIRE

Paramètres	Nombres d'échantillons d'eaux d'égout analysés pour l'épisode (1 bouteille/4 h) durant 7 jours)	Eau d'aqueduc	Eau de nappe
Solides totaux	42	-	-
solides totaux volatils	42	-	-
Carbone organique (TOC)	42 + 7 ¹	-	(+)
Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	7 ¹	-	-
Demande chimique en oxygène (DCO)	7 ¹	-	-
Azote total	42	(+)	(+)
Azote -NH ₃	42	-	+
Azote NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻	7 ¹	+	+
Phosphore total	42	-	(+)
Orthophosphates	42	(+)	+
Phosphates hydrolysables	42	-	-
Détergents ³	7 ¹	-	-
Huiles	7 ¹	-	-
Carbone inorganique (TIC)	7 ¹	+	+
Chlorures (Cl ⁻)	7 ¹	+	+
Sulfates (SO ₄ ⁼)	7 ¹	+	+
Sodium (Na ⁺)	7 ¹	+	+
Dureté	7 ¹	+	+
Plomb	1 ²	+	-
Fer	1 ²	+	+
Cuivre	1 ²	+	(+)
Zinc	1 ²	+	(+)

1. Analyse sur un composé journalier (en fonction du débit)

2. Analyse sur un composé de 7 jours

3. Il n'est pas encore déterminé si cette analyse est réalisable dans nos conditions de laboratoire

() Analyse à effectuer éventuellement pour un complément d'information

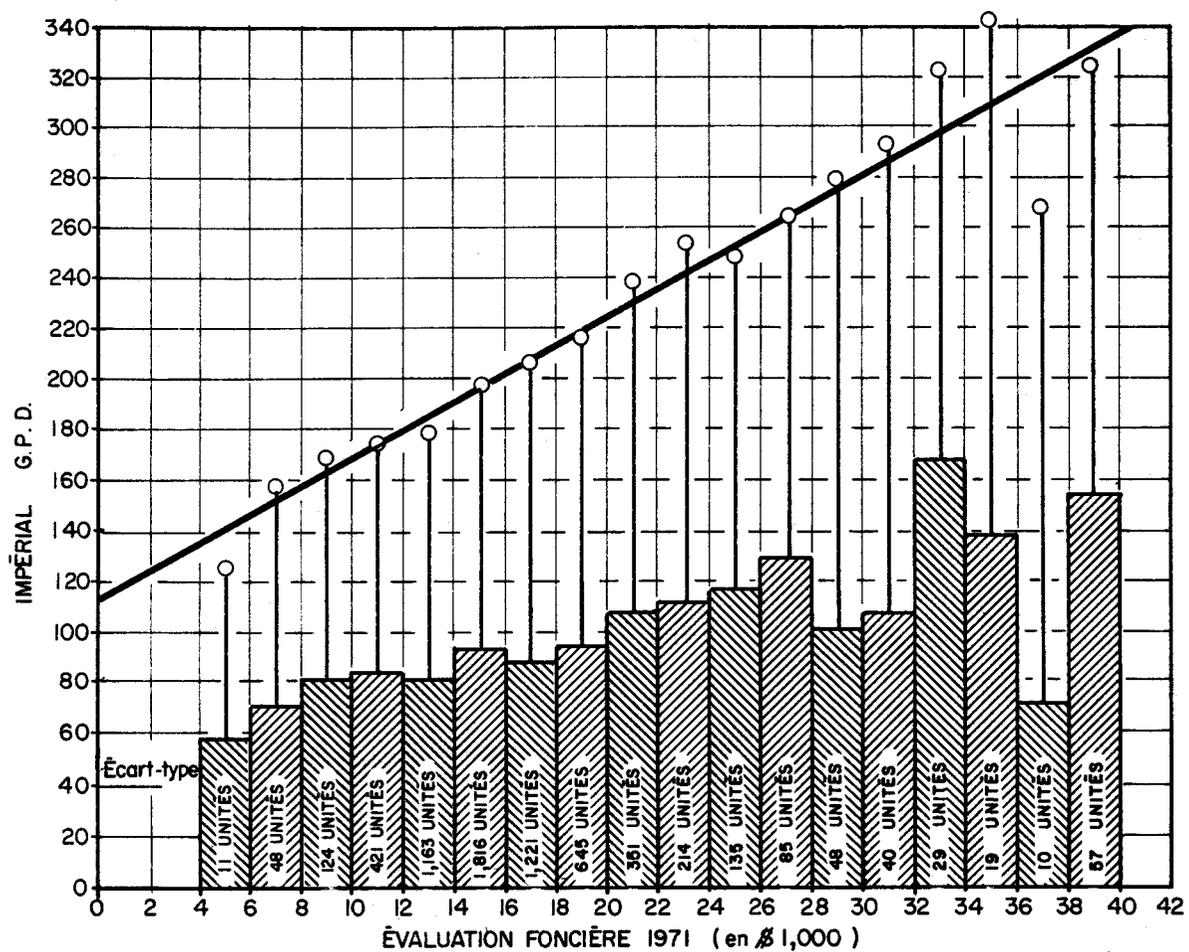


Fig. I.1 . Relation entre consommation moyenne et évaluation foncière des résidences unifamiliales de Ste-Foy (Demard et al., 1975).

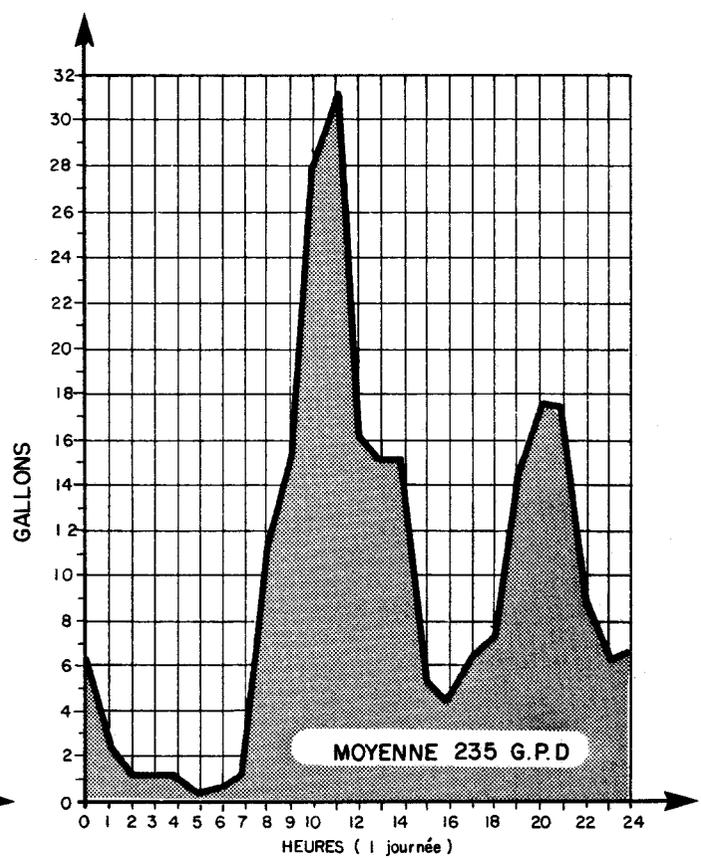
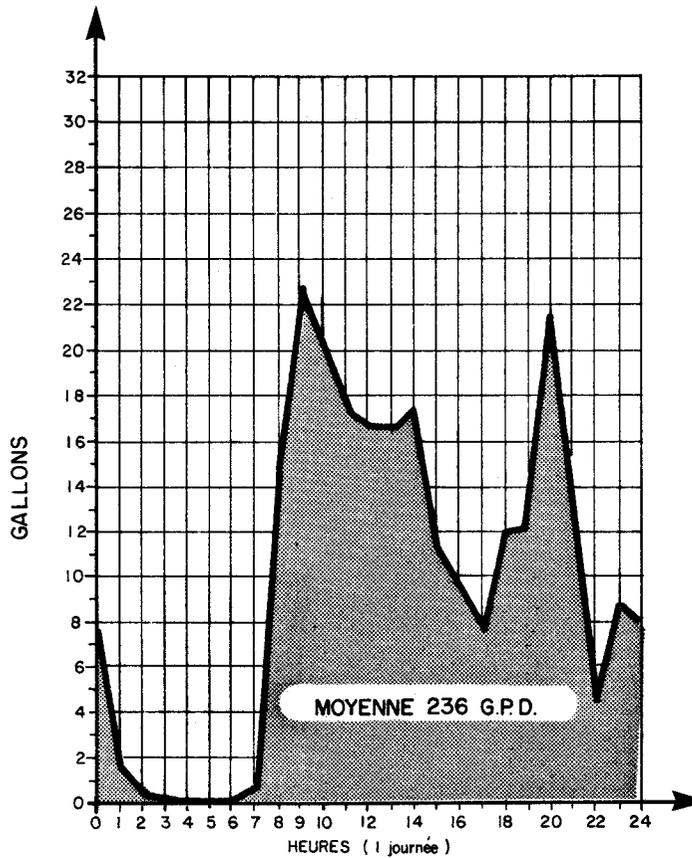
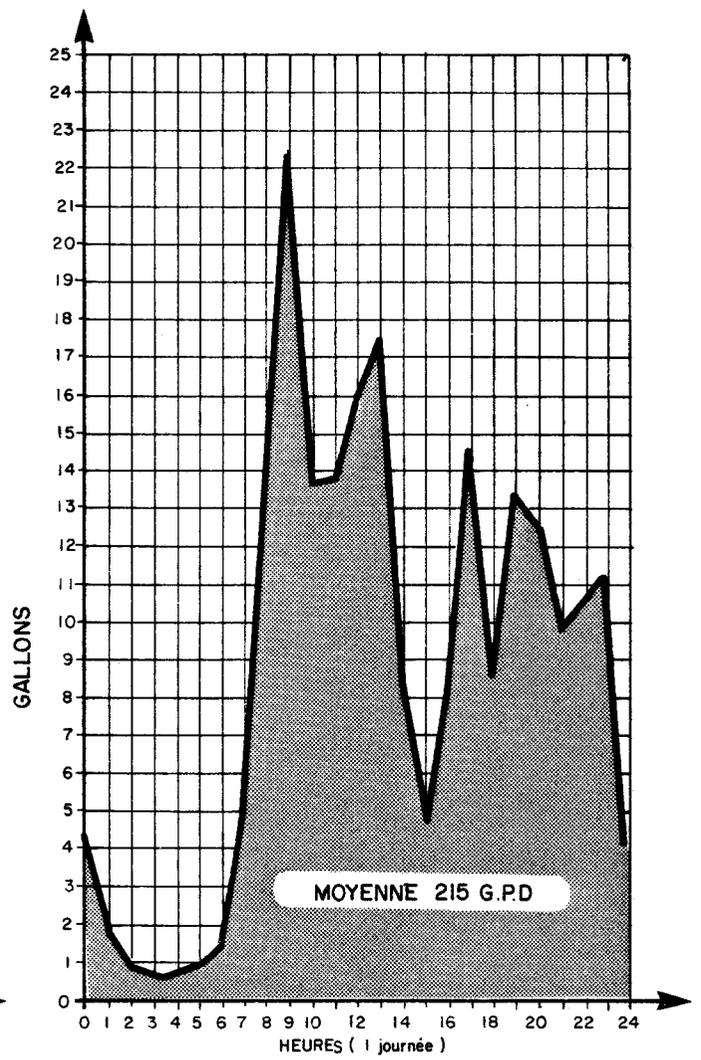
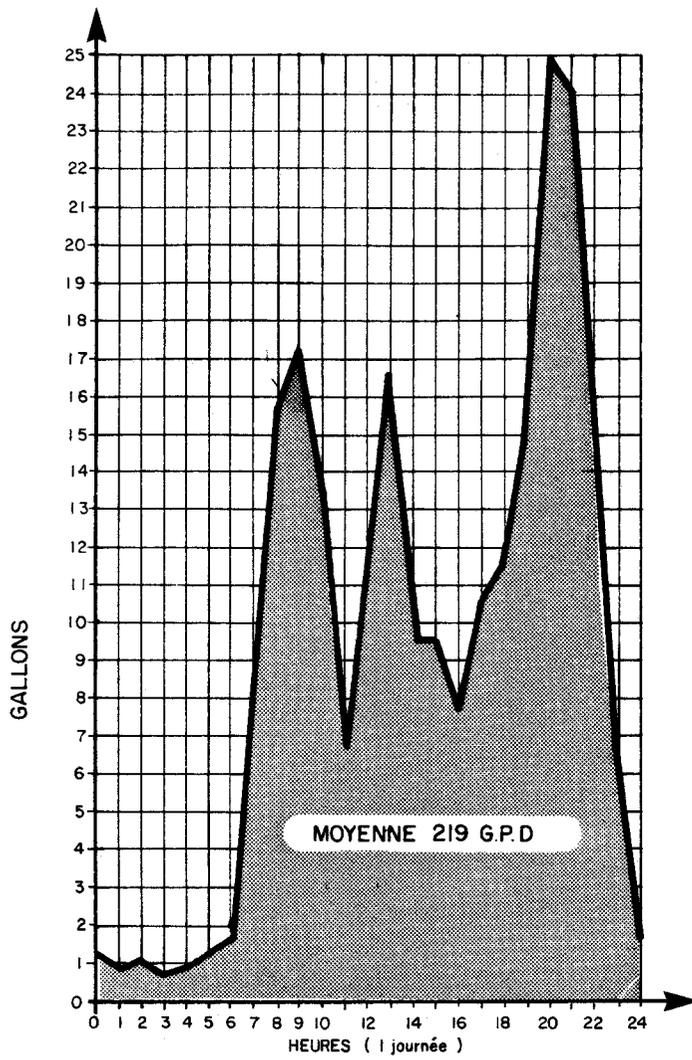
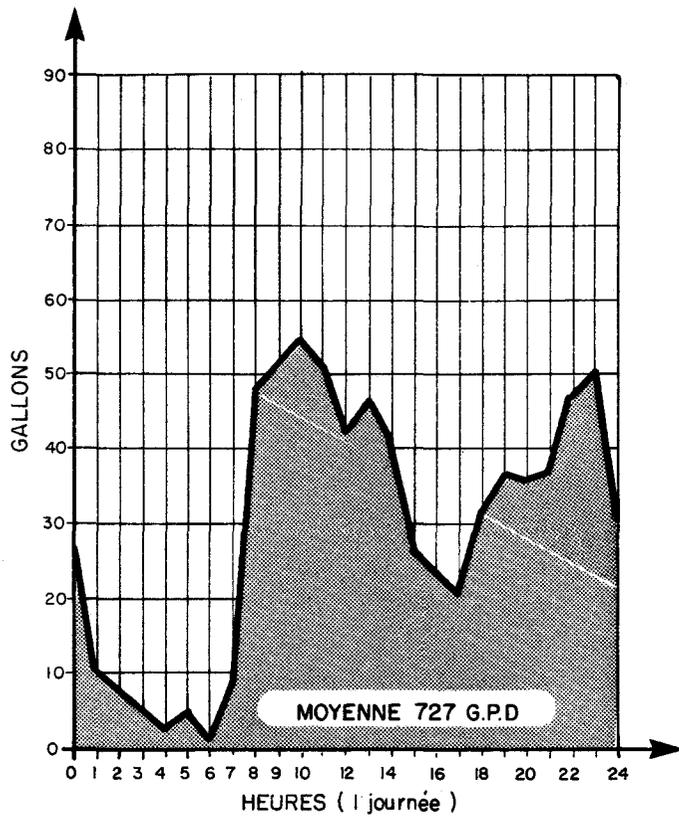
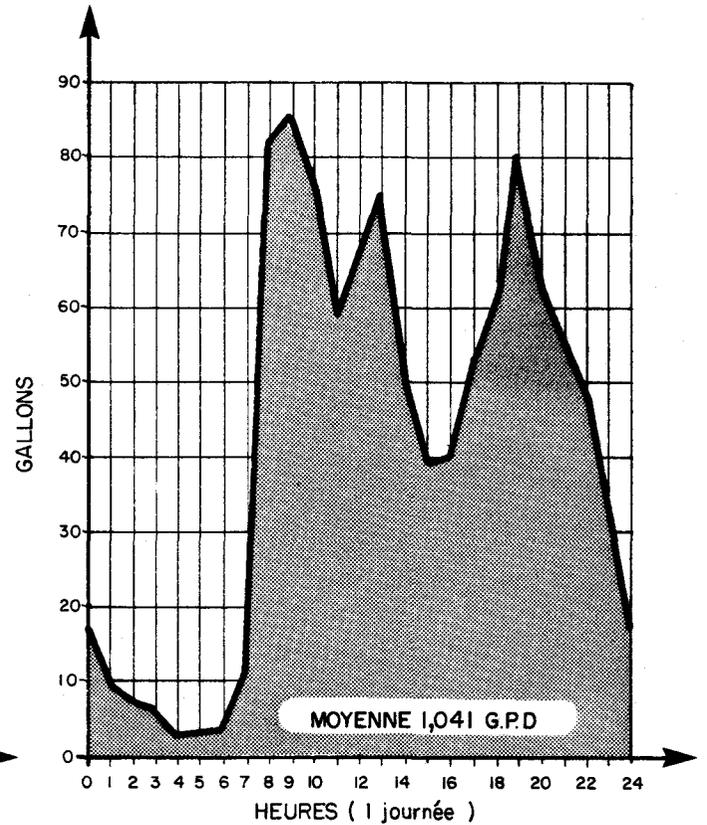


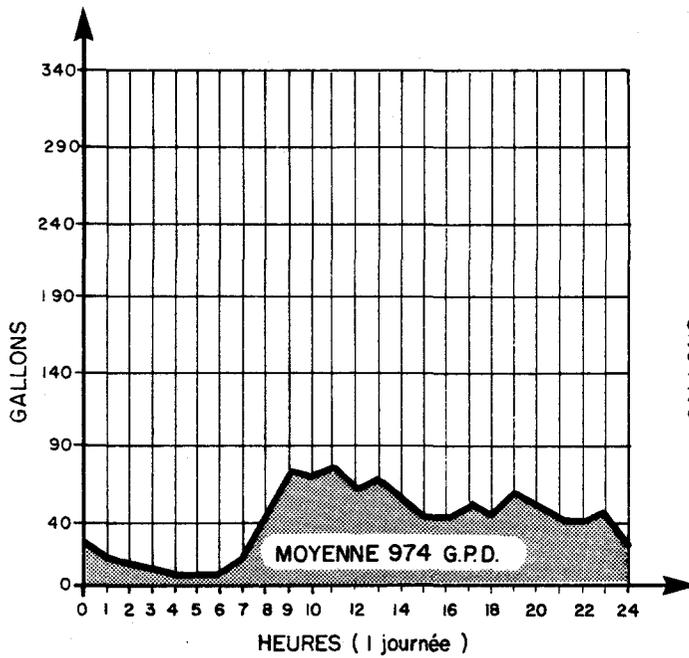
Fig.1.2.A. Consommation horaire moyenne de résidences unifamiliales (Demard et al., 1975).



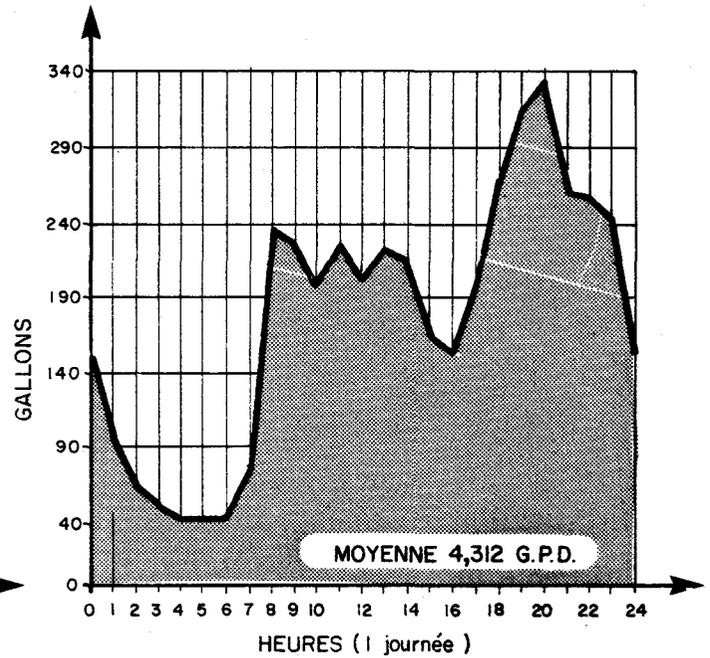
A) 4 LOGEMENTS



B) 6 LOGEMENTS



C) 8 LOGEMENTS

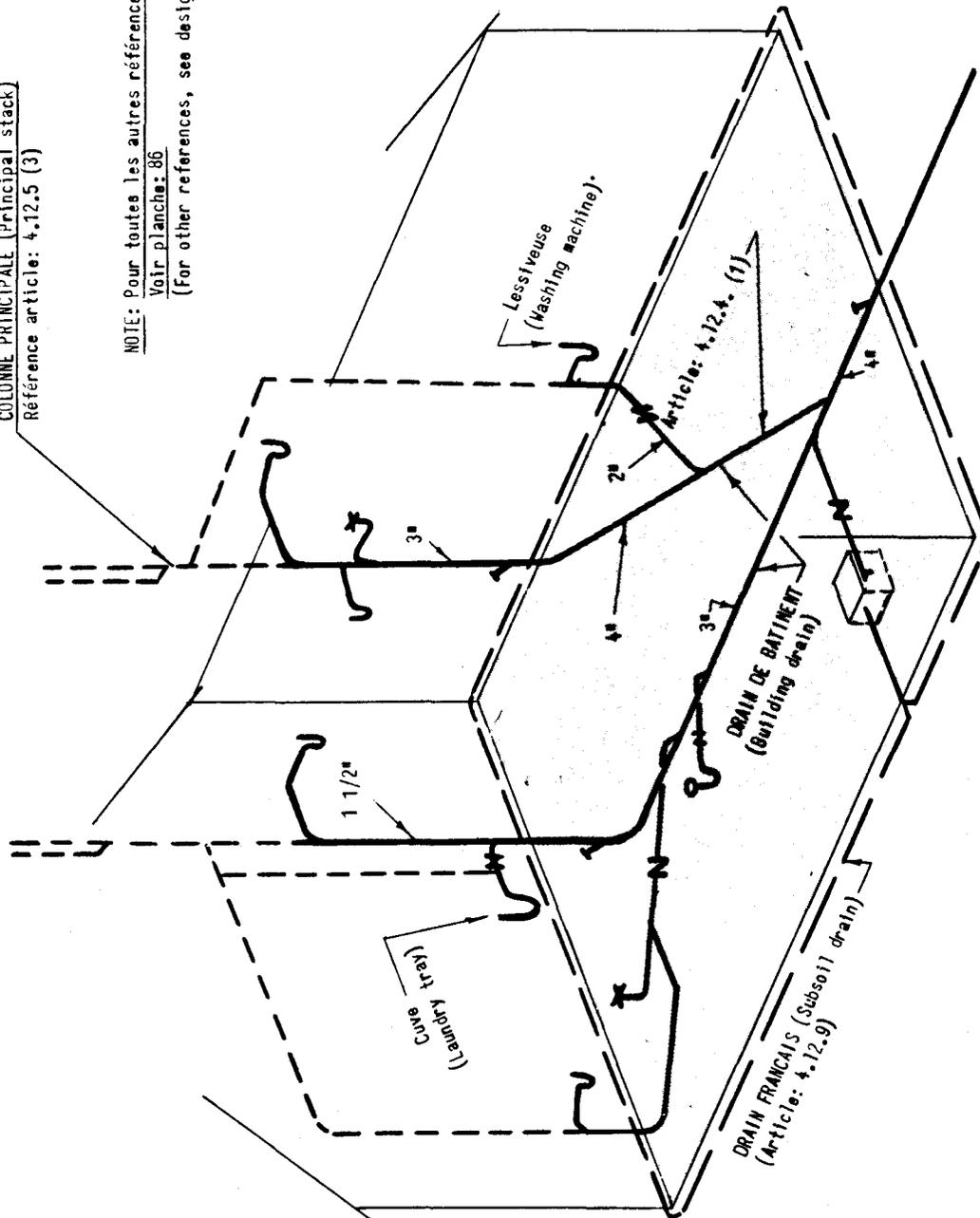


D) 41 LOGEMENTS

Fig.1.2.B. Consommation horaire moyenne de résidences de 4,6,8 et 41 logements. (Demard et al., 1975).

COLONNE PRINCIPALE (Principal stack)
Référence article: 4.12.5 (3)

NOTE: Pour toutes les autres références
Voir planche: 86
(For other references, see design-86)



REFERENCE: TUYAUTERIE DE DRAINAGE POUR UNE MAISON UNIFAMILIALE (2e EXEMPLE)
(Drainage piping for single family dwelling)

Fig. 1. 4. Tuyauterie de drainage pour une maison unifamiliale (2ième exemple).

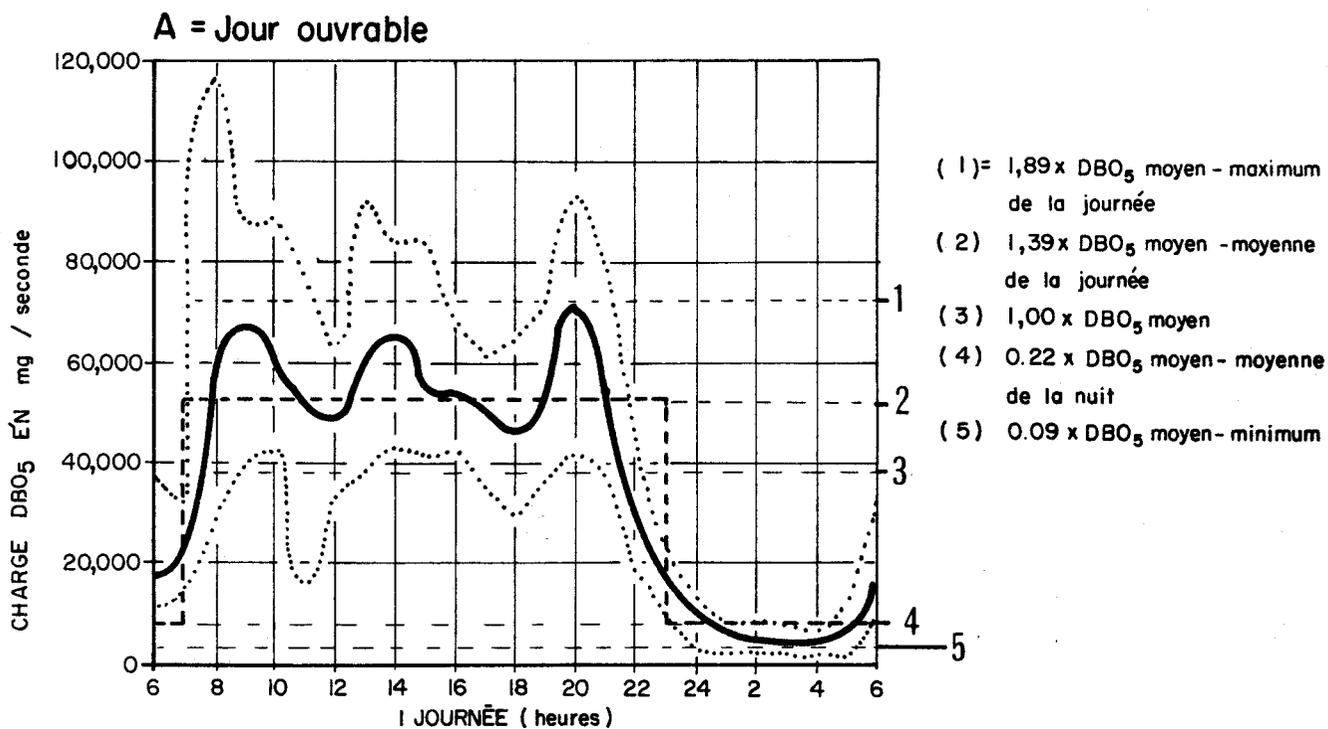


Fig. I.5 . Évolution de la pollution organique totale, exprimée d'après la valeur moyenne de la DBO₅ pour chaque heure de la journée, à Havirov .

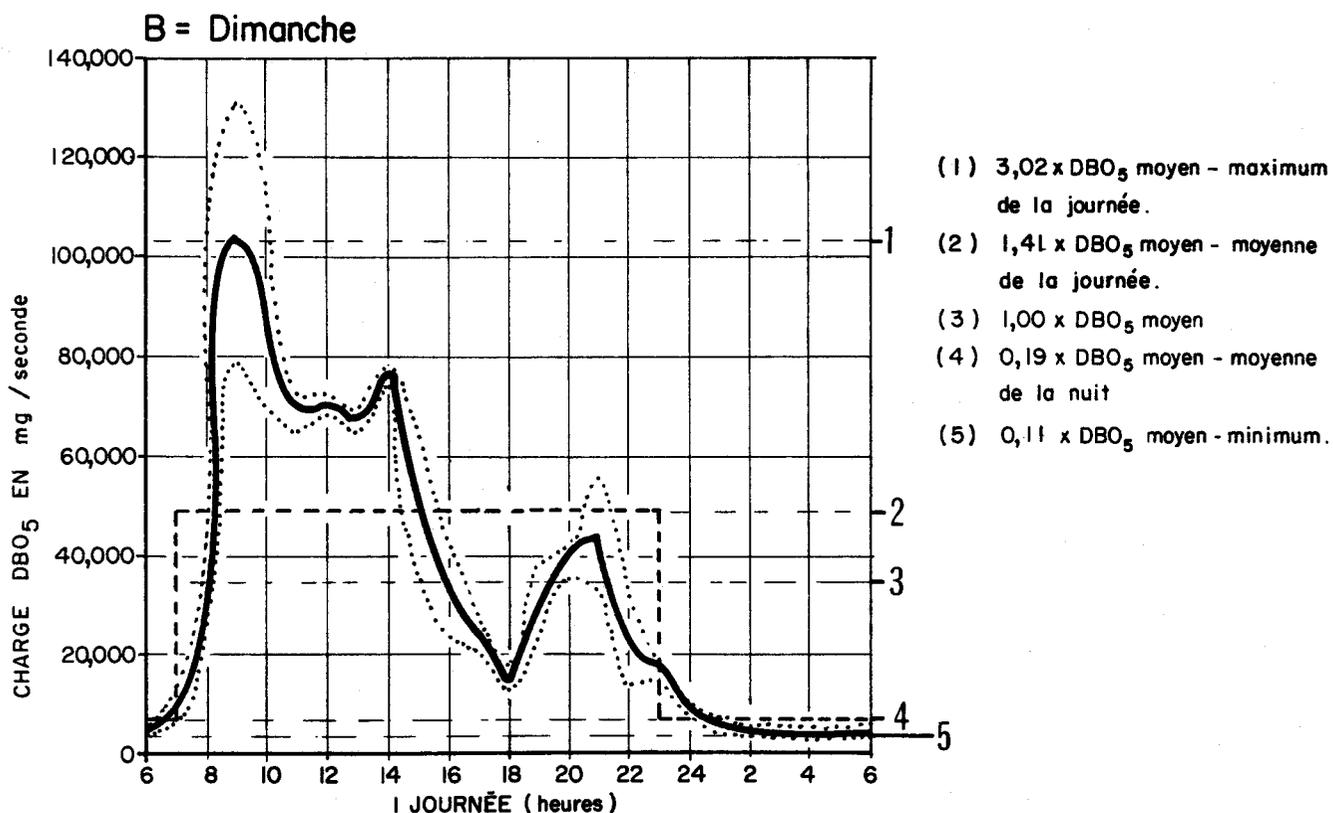


Fig. I.6 . Évolution de la pollution organique totale, exprimée d'après la valeur moyenne de la DBO₅ pour chaque heure de la journée, à Havirov .
(Pabis , 1968) .

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ASSOCIATION DES INGENIEURS EN ANTICORROSION. (1974).
Dégradation microbienne des matériaux. Editions Technip, Paris, France, 203 p.
- BAILEY, J.R., BENOIT, R.J., DODSON, J.L., ROBB, J.M. and WALLMAN, H. (1969).
A study of flow reduction and treatment of waste water from households. Federal Water Quality Administration, Water Pollution Control Research Series 11050FKE, 12/69, 153 p.
- BALLAY, D. et LEBREF, J.P. (1974).
Caractéristiques des effluents des communes rurales. Techniques et Sciences Municipales, 69 (6): 301-307.
- BOWER, B.T. (1968).
Industrial water demands. Canada, Department of Energy, Mines and Resources.
- BUREAU DES EXAMINATEURS DES MECANICIENS EN TUYAUTERIE. (1973).
Code de la plomberie. Editeur officiel du Québec, 125 planches, Gazette officielle du Québec, 21 mars 1973, 105e année, no 6, p. 525-800.
- CAILLE, A., CAMPBELL, P.G. MEYBECK, M. et SASSEVILLE, J.L. (1973).
Etude du fleuve Saint-Laurent (tronçon Cornwall-Varenes): effluents urbains. INRS-Eau, rapport technique no 18, 203 p. (Pour le comité Canada-Québec sur l'étude du fleuve Saint-Laurent).
- CAMPBELL, P.G., MEYBECK, M. et TESSIER, A. (1973).
Planification de l'acquisition des données de qualité de l'eau au Québec. Tome 1: Relations entre l'utilisation de la ressource eau et sa qualité. INRS-Eau, rapport technique no 32, 18 p., 3 annexes. (Pour le Ministère des Richesses naturelles).
- CLUIS, D., COUILLARD, D., MEYBECK, M. and MASCOLO, D. (1974).
Sewage characterisation in the Montreal area. 9th Canadian Symposium on Water Pollution Research, University of Western Ontario, London, Ontario, February, 1974.
- COMITE AQTE-MISE A JOUR. (1974).
Inventaire des équipements en eau des municipalités du Québec.
Tome I: Traitement de l'information, 132 p., 3 annexes.
Tome II: Analyse et recommandations, 37 p.
- COMMUNAUTE URBAINE DE MONTREAL. (1974).
Caractéristiques des eaux usées du territoire de la communauté, étude préliminaire. Communauté Urbaine de Montréal, Service d'assainissement des eaux, mars 1974.
- COUILLARD, D. et CLUIS, D. (1974).
Compilation de certains rejets industriels effectué à partir de la littérature: bilan des polluants. INRS-Eau, rapport technique No 47, 246 p.

- DEMARD, H. (1970).
Consommation d'eau des résidences unifamiliales et caractéristiques socio-économiques. Mémoire de Maîtrise es-sciences (génie-civil), Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Canada.
- DEMARD, H., BOBEE, B. et VILLENEUVE, J.P. (1975).
Analysis and management of water distribution systems. Journal of the Urban Planning and Development Division, ASCE. (Accepté pour publication).
- DEMARD, H. et CLUIS, D. (1974).
Variations temporelles de quelques paramètres quantitatifs dans deux égouts de la région de Montréal. INRS-Eau, rapport interne non publié.
- DEMARD, H. et MASCOLO, D. (1973).
Demande en eau: cas des résidences unifamiliales. Techniques et sciences municipales - L'Eau, 68 (12): 527-534.
- ECKENFELDER, W.W., Jr. (1970).
Water quality engineering for practicing engineers. Barnes and Noble, Inc., New-York.
- ECKHOFF, D.W., FRIEDLAND, A.O. and LUDWIG, H.F. (1969).
Characterization and control of combined sewer overflows, San Francisco. Water Research, 3 (7): 531-543.
- FAIR, G.M., GEYER, J.C. and OKUN, D.A. (1968).
Water and wastewater engineering. Vol. 2: Water purification and wastewater treatment and disposal. John Wiley and Sons, Inc., New-York.
- FRANQUIN, J. (1972).
Formes de l'azote organique dans les eaux domestiques. Communication personnelle, Degrémont, Rueil-Malmaison, France.
- GAZETTE OFFICIELLE. (1974).
Projet de règlement relatif aux rejets dans les réseaux d'égouts. 106 (24) pp. 4133-4136, 11 sept. 74.
- GELDREICH, E.E., BEST, L.C., KENNER, B.A. and VAN DONSEL, D.J. (1968).
The bacteriological aspects of stormwater pollution. Journal of the Water Pollution Control Federation, 40 (11): 1861-1872.
- HANSON, A.M. and LEE, G.F. (1971).
Forms of organic nitrogen in domestic wastewater. Journal of the Water Pollution Control Federation, 43 (11): 2271-2279.
- HARRIS, A.J. ROBERTS, K.J. and CHRISTIE, A.E. (1971).
Effects of detergents on water supplies. Journal of the American Water Works Association, 63 (12): 795-799.
- HEANEY, J.P. and SULLIVAN, R.H. (1971).
Source control of urban water pollution. Journal of the Water Pollution Control Federation, 43 (4): 571-579.

HITTMAN ASS. INC.

Main I: A system of computerized models for calculating and evaluating municipal water requirements, Vol. 1, Hittman Associated Inc., Columbia.

HUBBEL, J.W. (1962).

Commercial and institutional wastewater loadings. Journal of the Water Pollution Control Federation, 34 (9): 962-968.

HUNTER, J.V. (1971).

Origin of organics from artificial contamination. Rutgers State University, Department of Environmental Sciences, New Jersey Agricultural Experiment Station, Paper of the Journal Series, 44 p.

HUNTER, J.V. and HEUKELEKIAN, H. (1965).

The composition of domestic sewage fractions. Journal of the Water Pollution Control Federation, 37 (8): 1142-1163.

IMHOFF, K.R. (1970).

Manuel de l'assainissement urbain. Dunod, Paris, 452 p.

KNEESE, A.V. and LOF, G.O. (1968).

The economics of water utilization in the Beet Sugar Industry. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.

LECLERC, E. (1970).

Notes du cours d'épuration des eaux. Cours professé à l'Université de Liège, 2 parties.

LIGMAN, K., HUTZLER, N. and BOYLE, W.C. (1974).

Household wastewater characterization. Journal of Environmental Engineering Division, ASCE, 100 (EE1): 201-213.

MARITIME RESEARCH INFORMATION SERVICE. (1971).

Treatment and disposal of vessel sanitary wastes. MRIS Report, July 1971. (Natural Resources Council, Washington, U.S.A.).

MAYER, J.K., McDONALD, F.N. and STEIMLE, S.E. (1972).

Sewer bedding and infiltration - Gulf Coast area. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research Monitoring. Prog. 11022 DEI 05/72.

PAINTER, H.A. (1971).

Chemical, physical and biological characteristics of wastes and waste effluents. In: Water and Water Pollution Handbook, Ed. Ciaccio. Vol. 1, Chapter 7, p. 329-364.

PAINTER, H.A. and VINEY, M. (1959).

Composition of a domestic sewage. Journal of Biochemical and Microbiological Technology and Engineering, 1 (2): 143-162.

PAINTER, H.A., VINEY, M. and BYWATERS, A. (1961).

Composition of sewage and sewage effluents. Water Pollution Control, 60: 302-314.

- PARKER, C.D. (1951).
Mechanics of corrosion of concrete sewers by H₂S. Sewage and Industrial Wastes, 23 (12): 1477-1485.
- POBIS, J. (1968).
L'équivalent - habitant des villes modernes comme valeur fondamentale pour le calcul des stations d'épuration. La Tribune de Cebedeau, 21 (299): 438-447.
- POUND, C.E. (1971).
Storm water problems and control in sanitary sewers. Environmental Protection Agency, Water Pollution Control Research Series 11024 EQG 03/71, 270 p.
- RICKERT, D.A. and HUNTER, J.V. (1967).
Rapid fractionation and materials balance of solids fractions in wastewater and wastewater effluents. Journal of the Water Pollution Control Federation, 39 (9): 1475-1486.
- RICKERT, D.A. and HUNTER, J.V. (1971).
General nature of soluble and particulate organics in sewage and secondary effluent. Water Research, 5 (7): 421-436.
- RICKERT, D.A. and HUNTER, J.V. (1972).
Colloidal matter in wastewaters and secondary effluents. Journal of the Water Pollution Control Federation, 44 (1): 134-139.
- THOMANN, R.V. (1972).
System analysis and water quality management. Environmental Research and Application Inc., New-York.
- VAN DURAM, J.P.J. (1948).
Soil fertility and sewage. Dover Publication Inc., New-York.
- WALLER, D.H. (1971).
Pollution attributable to surface runoff and overflows from combined sewerage systems. Final report to Central Mortgage and Housing Corporation, Ottawa, Canada, 168 p.
- WATSON, K.S., FARELL, R.P. and ANDERSON, J.S. (1967).
The contribution from the individual home to sewer system. Journal of the Water Pollution Control Federation, 39 (12): 2039-2054.
- ZANONI, A.E. and RUTKOWSKI, R.J. (1972).
Per capita loadings of domestic wastewater. Journal of the Water Pollution Control Federation, 44 (9): 1756-1762.

Chapitre 2

Eaux provenant du ruissellement

2. EAUX DE RUISSELLEMENT

Il existe plusieurs types d'épisodes susceptibles de générer des eaux de ruissellement:

- a) résultant de phénomènes naturels:
 - pluie;
 - fonte de neige;

- b) ou déclenchés artificiellement:
 - lavage de rues;
 - déglacage des chaussées en hiver.

L'eau d'origine, suivant le cas, est donc soit de l'eau de pluie, de l'eau de fonte de neige ou de glace, ou de l'eau d'aqueduc.

2.1 Eaux d'origine

Les eaux de pluie et la neige contiennent initialement:

- a) des gaz tels l'oxygène, l'azote, le gaz carbonique;
- b) des composés ammoniacaux et nitriques en petite quantité;
- c) quelques sels sulfatés, chlorurés, etc... amenés par la pollution de l'atmosphère et par les fumées.

Les teneurs des différents éléments qu'on retrouve dans l'eau de pluie sont respectivement (Coin, 1942):

oxygène: 7.7 à 8 ml/l;

azote : 16.4 à 16.8 ml/l;

carbone organique: la teneur varie selon les saisons et selon la durée de la pluie, les premières minutes des pluies donnant des eaux plus riches en CO₂. Ces eaux sont plus corrosives. De plus, si on se base sur la quantité totale d'eau tombée durant une pluie, on obtient:

- a) 1.1 mg/l de CO₂ pour une pluie ayant donné 11.3 mm au pluviomètre;
- b) 30.8 mg/l de CO₂ pour une pluie ayant donné 0.5 mm au pluviomètre.

Ces deux mesures ont été effectuées au même endroit (Coin, 1942).
 Durant une autre précipitation, on a observé une concentration de 53.9 mg/l de CO₂ après 1.1mm d'eau;

NH₃ : 4 à 16 mg/l;
 NO₃⁻ : 0.3 à 1 mg/;
 Sulfate de sodium : 10 mg/l

Le pH des eaux de pluie est variable; mais il se situe entre 6.5 et 7 dû à l'acide carbonique libre et aux constituants acides des fumées industrielles. Dans les zones industrielles, le pH peut descendre à 5.4 et même à 3.

Les microorganismes sont abondants surtout dans les eaux récoltées au début d'une pluie. Ces premières eaux assainissent l'atmosphère.

Le centre INRS-Eau (1973) a effectué une analyse des eaux atmosphériques près de Victoriaville (Québec). L'échantillonnage des eaux de précipitations au site du réservoir s'est réalisé en continu du 5 juillet au 2 octobre 1973. Les Figures 2.1 à 2.4 démontrent la variation hebdomadaire des concentrations et des charges¹ en ions majeurs et en substances des eaux de précipitation de la région de Victoriaville. Sauf pour le potassium et le magnésium, les concentrations et les charges varient grandement d'une semaine à l'autre. Soulignons que de telles variations sont souvent rencontrées: les concentrations des ions retrouvés dans la pluie ou la neige varient considérablement d'une précipitation à une autre, leur domaine de variation étant particulièrement grand pour des précipitations peu abondantes (Georgu et Weber, 1960). Même sur une base mensuelle, les concentrations ioniques varient souvent d'un facteur égal à 2 ou 3.

¹ Charges: concentration dans les eaux de précipitation x hauteur et de la précipitation. Ce calcul intègre les retombées sèches.

Le Tableau 2.1 présente les concentrations moyennes observées dans les eaux de précipitation pendant l'été 1973. Pour fins de comparaison, le tableau comprend également des valeurs moyennes observées à Pittsburg, dans le New-Hampshire, station située à environ 80 milles au sud-est de Victoriaville (Pearson et Fisher, 1971). L'examen du tableau ne révèle pas de différences marquées, sauf pour les nitrates et le pH (les concentrations en nitrate et en ions hydrogènes sont plus élevées à Victoriaville).

Concernant la composition de la neige non souillée, on se référera à titre d'exemple au Tableau 2.2, fournissant, notamment, des résultats d'analyse de onze échantillons de neige fraîche prélevée dans la région de Québec (Sasseville et Lachance, 1973); il est à noter que les teneurs ioniques sont assez variables d'un échantillon à l'autre, d'où l'importance des conditions micro-météorologiques. La composition de l'eau de fonte de neige fraîche est cependant assez comparable à celle de l'eau de pluie, à l'exception des chlorures, du sodium et du calcium qui sont en moyenne plus élevés (présence de sels dans l'atmosphère dus aux déglacages répétés).

2.2 Caractéristiques du ruissellement

2.2.1 Aspects quantitatifs

Les apports majeurs d'eau de ruissellement sont les pluies et la fonte de la neige. Les quantités d'eau impliquées dans le lavage artificiel des rues et le déglacage des chaussées n'étant pas jugées comme significatives.

A Eaux de ruissellement dues à la pluie

Les précipitations dans une région donnée sont influencées par les saisons, le climat dans une saison donnée, ainsi que par les caractéristiques propres des bassins versants. Les principaux éléments d'information nécessaires à l'évaluation du ruissellement urbain sont donc ceux reliés à la précipitation: intensité, durée, distribution dans le temps et ceux pertinents au bassin versant: pourcentage d'imperméabilité des surfaces, pente superficielle, le mode de branchement au réseau des ouvrages de captage et la dimension du bassin.

1 Caractéristiques des précipitations

Le Québec étant situé dans une région tempérée, les précipitations sont de type différent selon qu'elles se produisent le printemps et l'automne ou l'été. Ordinairement les pluies du premier type sont plus longues (10 à 40 heures) avec des périodes de faible intensité (0.01-0.1"/heure) intercalées avec des périodes d'intensité plus forte (0.1-0.3"/heure). L'été, les précipitations sont plus subites (durée 30 min. à 5 heures) et plus intenses ($\frac{1}{2}$ "/heure à 4"/heure).

L'analyse des nombreuses séries disponibles de mesures d'intensité et de durée de précipitations ont donné naissance à des formules empiriques reliant ces deux variables et qui sont du type

$$i = \frac{M}{t^a + b}$$

avec i = intensité moyenne de la précipitation en pouce/heure

t = durée de la précipitation en minutes

M = une constante reliée à la probabilité d'occurrence durant une période donnée

a et b sont des constantes de calage des données régionales.

Selon Irvine (1965), les valeurs de a , b et M varient selon les régions. Ainsi pour Ottawa et les environs $a \approx 1$, $b \approx 6.5$ et M est évalué à 57.7, 73.3, 94.2, 106.3, 115.1 et 121.9 pour des probabilités d'occurrence d'une fois en 1, 2, 5, 10, 15 et 25 ans respectivement. Pour la région de Montréal, $M \approx 9.55$ pour une probabilité d'occurrence d'une fois en 5 ans avec $a \approx 1.17$ et $b \approx 29.4$.

2 Caractéristiques des bassins versants

Tout le volume de la précipitation ne s'écoule pas directement dans le réseau d'égout. La partie tombant sur les surfaces perméables, après avoir rempli les nombreuses cavités et trous présents dans le sol urbain

s'infiltrer dans le sol (cf paragraphe 3.1) à des taux variant selon le type de sol et le degré d'humidité de celui-ci. La relation de Horton (Horton 1938) est généralement employée pour décrire ce phénomène.

$$f = f_c + (f_0 - f_c)e^{-kt}$$

avec f = taux d'infiltration (en "/heure) au temps t
 t = temps (en min.) depuis le début de l'infiltration
 f_c = taux d'infiltration lorsque t tend vers l'infini
 f_0 = taux d'infiltration au temps $t = 0$
 k = capacité d'infiltration (constante pour un sol donné).

L'excédent de précipitation (quantité composée de l'eau tombant sur des surfaces imperméables et celle ne s'infiltrant pas dans le sol) va donc rejoindre éventuellement le réseau de collecte, la vitesse de ce cheminement plus ou moins long variant selon les pentes superficielles et le type de captage.

B Eaux de ruissellement dues à la fonte de la neige

Le ruissellement dû à la fonte de la neige est la partie la moins connue du ruissellement urbain. Sur le plan théorique, la majorité des connaissances décrivant le processus de la fonte de la neige (Eagleson, 1970) ont été obtenues à partir de phénomènes observés en milieu non urbanisé où les conditions de vitesse du vent, de température, de qualité d'air ambiant, de topographie ainsi que de pratiques d'enlèvement de la neige sont totalement différentes.

Dans un banc de neige où la température est inférieure à zéro il n'existe aucune eau liquide. L'énergie requise pour élever la température à zéro est défini comme étant le contenu en froid

$$HcF = \rho_n c_n d_n T_n \text{ (cal/cm}^2\text{)}$$

où ρ , c , d et T sont les densité, chaleur spécifique, épaisseur et température de l'accumulation de neige. Pour que le processus de fonte se mette en branle HcF doit être égal à 0. La densité de

la neige varie entre 0.1 gm/cm^3 lorsqu'elle est fraîchement tombée et 0.5 gm/cm^3 lorsqu'elle a suffisamment mûrie et qu'elle est près de la température de 0°C .

Une seconde caractéristique importante de la neige accumulée est son contenu en eau. La quantité maximale d'eau contenue dans un banc sous formes hygroscopique et gravitationnelle est autour de 6% (% en poids d'eau liquide) et le contenu en eau de la neige mûrie est de l'ordre de 3%.

Lorsque le contenu en eau d'un amoncellement devient supérieur à sa capacité maximale de rétention, l'eau de fonte commence son cheminement vers le réseau pluvial en tant qu'eau gravitationnelle.

C'est donc dire que la densité de l'amoncellement, ses contenus en froid et en eau vont contrôler le processus de fonte. Le volume total d'eau emmagasiné dans un banc de neige est donc fonction des hauteurs d'eau équivalentes pour: i) élever la température de la neige à 0°C ; ii) suppléer au déficit d'eau liquide et iii) produire l'eau percolant au travers de l'accumulation.

Par ailleurs, la fonte de neige printanière peut être accompagnée de précipitations intenses de pluie. Ceci a pour effet d'élever rapidement la température de l'amoncellement de neige et ainsi activer le processus de fonte. En environnement urbain, les superficies imperméables sont généralement dégagées lors de la période de la fonte et l'intensité de la pluie est présumée sensiblement supérieure aux intensités de fonte. Ce qui implique que lors d'un évènement précipitation superposé à la fonte de neige, la contribution à court terme de la précipitation à l'hydrogramme d'écoulement est sensiblement plus forte.

Il existe un manque total d'information sur les phénomènes d'entraînement de la pluie sous couvert de neige et la production d'eau de ruissellement. De plus, en vertu des pratiques locales d'enlèvement de la neige des superficies nécessaires au transport urbain, plusieurs évènements peuvent se produire influençant la quantité d'eau produite

et les caractéristiques de l'hydrogramme d'écoulement, soit la fonte par temps sec, fonte accompagnée d'une précipitation, dernier lavage des neiges amoncelées sur le bord des routes, etc. ... C'est ainsi que si la fonte survient par temps sec, l'écoulement ne sera produit que des superficies imperméables alors que durant la fonte avec précipitation, le ruissellement sera produit tant par l'effet des précipitations directes sur les sols imperméables non couverts de neige que par celui de la pluie sur les sols imperméables et perméables couverts de neige. Par ailleurs, l'influence de la profondeur du gel en sol perméable est aussi un facteur important. Les données obtenues de ces épisodes mesurées au printemps 1976 seront donc parmi les premières disponibles pour analyse.

2.2.2 Contaminants entraînés par les eaux de ruissellement

A Nature et sources des contaminants

Les polluants susceptibles d'être entraînés par les eaux de ruissellement proviennent de trois sources principales:

- la surface du sol, et particulièrement les zones imperméables;
- les puisards de rue ("catch-basins");
- les conduites¹.

De ces trois sources, ce sont les surfaces imperméables (rues, trottoirs, stationnements, toits) qui représentent la contribution la plus importante. On y trouve une grande variété de substances qu'on peut relier à différentes origines: usure des surfaces asphaltées, retombées atmosphériques et apports par les vents, présence de végétation (feuilles mortes, graines, brindilles dont une bonne partie s'accumule dans les gouttières de toit), circulation automobile, activités des riverains et des passants, passage d'animaux (féces de chiens, chats...), utilisation en hiver d'abrasifs et de fondants chimiques. Dans les zones commerciales, en particulier quand il y a des garages et des stations service, des accumulations d'huiles et d'essence peuvent être très importantes à la surface du sol; pour les zones industrielles, on retrouvera des dépôts très

¹Nous ne nous intéressons dans cette partie qu'aux deux premières sources, l'apport par les conduites étant relié à la fonction de transfert dans le réseau, qui sera abordée au paragraphe 3.3.

divers suivant la nature des industries.

Le contenu des puisards de rues est constitué de substances ayant des origines semblables, qu'elles proviennent du lavage des surfaces lors de pluies antérieures ou qu'elles y aient été déversées intentionnellement.

L'érosion des surfaces perméables non construites avec et surtout sans (pelouses, parcs) contribue de son côté à des apports de sable, graviers, argiles, limons, particules organiques. Les zones en construction ou les développements récents, dont la stabilisation peut durer plus d'un an, sont aussi une source considérable de sédiments: des valeurs rapportées par Dawdy indiquent une production annuelle de sédiments jusqu'à 140,000 tonnes/mille carré à comparer avec des productions de 200 à 500 tonnes pour des bassins ruraux (Walker et al., 1974).

Du point de vue de leur composition, les contaminants de surface sont caractérisés par une forte proportion d'éléments inertes (silice, aluminosilicates) alors que la fraction organique déterminée globalement sous forme de "solides volatils"¹ peut ne représenter que 7% des dépôts solides (Sartor et Boyd, 1972); les apports organiques, mesurés sous forme de DBO_5 ², DCO, carbone organique, azote et phosphore organique restent cependant très importants en terme de pollution, de même que certains éléments nutritifs (phosphates, nitrates). Ces dépôts contiennent également des teneurs notables en divers métaux lourds (Pb, Zn, Cu, Ni) et pesticides, ainsi que des quantités appréciables de microorganismes fécaux.

¹ La présence de substances argileuses qui retiennent jusqu'à 14% d'eau peut fausser la relation "matière organique - substances volatiles".

² La mesure de DBO_5 ne semble pas une mesure adéquate de la pollution d'origine organique, dans ce cas. Le rapport DCO/ DBO_5 déterminé sur des dépôts de surface (Sartor et Boyd, 1972) ou dans des eaux de ruissellement pluvial (Wells et al., 1973; AVCO Economic Systems Corp., 1970; DeFilippi et Shih, 1971) est toujours très élevé (jusqu'à 32); ceci serait dû à la présence de métaux toxiques qui interfèrent avec la mesure de DBO_5 (Sartor et Boyd, 1972), ainsi qu'à la présence de matières non biodégradables ou très lentement, tels les hydrocarbures.

Bien que l'on admette que les puisards sont une source de pollution notable (APWA, 1969; Sartor et Boyd, 1972), il existe peu de données sur la composition de leur contenu; on peut s'attendre à retrouver une prédominance d'éléments inorganiques qui ont sédimenté, des hydrocarbures qui se sont accumulés, de la matière organique sous forme soluble et solide, ainsi que des produits de dégradation de cette matière organique, étant donné le séjour prolongé de ces éléments dans un milieu humide.

Au tableau 2.3, nous avons essayé, en nous inspirant de données de la littérature, de relier à des sources spécifiques, un certain nombre de paramètres identifiés dans des eaux de ruissellement.

B Quantités disponibles et variations

Les quantités de dépôts accumulés en surface sont très variables et il existe peu de données relatives à leur évaluation. On peut trouver cependant:

- a) Des données sur les quantités de balayures de rue ("street sweepings") ainsi que leur composition.

Pour un quartier résidentiel de Chicago, de 10 acres (.688 milles de trottoir), les quantités annuelles de balayures sont évaluées à environ 2,350 lb/acre) avec la répartition suivante:

poussières:	64%
résidus de végétation:	21.4%
résidus inorganiques:	10.4%
papiers:	4%
chiffons:	.2%

Source: APWA (1969)

Cette même étude (APWA, 1969) cite également des résultats de

tests de balayage à la main, effectués quotidiennement sur 18 sites, durant 10 semaines (mi-juin à fin août):

- le taux d'accumulation moyen des dépôts dans les rues ("street litter") varie de 26.5 à 422 lb/jour/mille de trottoir;
- 45 à 83% de ces dépôts sont composés de poussières (fraction des solides inférieurs à 1/8 po.);
- la composition des dépôts prélevés en milieu résidentiel est la suivante (en mg/g de solides secs);

Fraction soluble dans l'eau:	5.6 - 6.0
Fraction volatile soluble dans l'eau :	3.4 - 3.8
DBO:	3.6 - 5.0
DCO:	40
Phosphates (PO ₄)	.05
Azote:	.48- .61
Coliformes (nbre/g):	1.3 ^{10⁶} - 2.7 ^{10⁶}
Entérocoques fécaux (nbre/g):	518 - 645

Une étude de Sartor et Boyd (1972) fournit également des résultats sur des balayures de rues prélevées dans 10 villes américaines; les quantités moyennes de dépôts sur les chaussées sont évaluées à 1,400 lb/mille de trottoir, ce qui amène à un taux d'accumulation moyen de 348 lb/mille de trottoir/jour, compte tenu des balayages et des pluies. La composition moyenne de ces dépôts figure au tableau 2.4.

Enfin, Waller (1971), en analysant des eaux de ruissellement pluvial, avant leur entrée dans les puisards de rues, trouve des quantités moyennes de solides entre .07 et .13 lb/acre/jour.

- b) Des données sur les quantités de retombées sèches en milieu urbain. Ainsi, pour Chicago (APWA, 1969), on trouve des valeurs de 20.6 à 61.4 tonnes/mille carré/mois. Et à Halifax, Waller (1971) cite, pour 3 sites résidentiels et commerciaux, des chiffres allant de 2.9 à 4.3 tonnes/mille carré/mois (mois d'août). Les fortes concentrations de solides en suspension, retrouvées dans les eaux de ruissellement de toits, peuvent être en partie reliées à cette origine (Tableau 2.5).
- c) Des données sur les quantités de sels et d'abrasifs répandus en hiver dans les villes nordiques. Par exemple à Ste-Foy avec 170 milles de rue, 10 à 12,000 tonnes de NaCl sont utilisés et 800 lb de CaCl₂ par hiver; et à Ottawa (Richards et Associés Ltd, - Labrecque, Vézina et Associés, 1972), on trouve une évaluation de 19.1 tonnes/mille de rue pour l'hiver 1971-1972. On ne trouve cependant pas de données plus précises sur les variations dans les quantités répandues en fonction de l'intensité de la circulation, de la pente des rues, etc...
- d) Concernant les puisards de rues, il existe quelques évaluations (APWA, 1969) sur les quantités de solides qui y sont accumulées; pour un quartier résidentiel de 10 acres (Chicago), les solides enlevés des 20 puisards¹ à l'occasion des nettoyages (2.5 fois/an) représentent 17.4 verges cubes par an (5.2 tonnes/an). Ces valeurs globales, cependant, intègrent des phénomènes d'accumulation sur une longue période de temps et l'on ne possède aucune donnée sur le taux d'accumulation dans les puisards entre deux nettoyages. On s'est peu intéressé non plus à la composition du contenu des puisards de rues; seules quelques données figurant au tableau 2.5

¹ Capacité moyenne de 350 USG chacun.

peuvent fournir une indication du degré de pollution du contenu de ces puisards, encore que ce soit très variable d'un puisard à l'autre.

- e) Enfin, on doit considérer les accumulations de polluants dans le stock de neige le long des chaussées pendant l'hiver, quantités qui sont entraînées par les eaux de fonte au printemps. Encore là, on n'a pas de données de bilan; seules des analyses sur des neiges usées prélevées en milieu urbain démontrent effectivement une pollution potentielle majeure (Tableau 2.7).

Du fait de la nature des sources mentionnées en A, les quantités relatives des différents polluants varient avec l'utilisation du territoire, la densité de population, la nature des surfaces, les saisons; les quantités disponibles au moment du ruissellement sont également fonction de la durée de la période d'accumulation.

- a) Utilisation du territoire et nature des surfaces

Les valeurs du tableau 2.8 donnent une indication sur les variations des quantités de polluants accumulés dans les rues, en fonction des caractéristiques d'utilisation du territoire (même si les sources des données présentées sont loin d'être comparables entre elles); on notera que les valeurs de Sartor et Boyd (1972) concernant les zones commerciales sont faibles, ce qu'ils expliquent par des balayages très fréquents dans ces zones. Selon Waller (1971), les solides seraient plus élevés dans les zones commerciales, alors que la DBO_5 et les coliformes seraient plus forts dans les zones résidentielles; il reste que les quantités de polluants accumulés dépendent pour beaucoup du programme de nettoyage de la municipalité (balayage, lavage des rues) et que l'on devra recueillir des informations précises à ce sujet.

Burm et al. (1968) signalent en outre que la nature du sol des surfaces perméables (gravelleux, sablonneux ou argileux) peut avoir une grande influence sur les quantités de solides entraînés lors du ruissellement. Dans la mesure où nous nous proposons de nous installer dans des "hauts" de bassins, et que dans ce cas, le bassin de drainage des égouts pluviaux peut comprendre de vastes surfaces non construites, il conviendra de tenir compte de cette caractéristique. La nature des surfaces imperméables (asphalte ou béton - Sartor et Boyd, 1972) et leur état "d'usure" ont aussi une influence sur les quantités de solides potentielles.

b) Saisons

Du fait des origines des dépôts de surface, on peut s'attendre à observer de grandes variations suivant les saisons: ainsi, les résultats de l'étude de l'APWA (1969) à Chicago, sur les quantités de balayures de rues et leur composition, montrent 2 maxima, l'un à la fin de l'hiver et l'autre plus important en automne (valeur moyenne doublée) avec un minimum entre juillet et septembre; les apports de la végétation sont multipliés par 10 en octobre et novembre, par rapport aux mois d'été.

Nous citerons également les observations faites par différents auteurs sur des eaux d'égout pluvial, dans la mesure où des variations de concentrations ou de charges de certains paramètres ont été reliées à des variations saisonnières des quantités de polluants en surface.

L'augmentation des nitrites (Symons, 1970; Kluesener et Lee, 1974; Wells et al., 1973) et des phosphates (Kluesener et Lee, 1974; Wells et al. 1973) au printemps et en été, est attribuée en général à l'utilisation des fertilisants sur les pelouses;

L'apport direct par le ruissellement de surface peut cependant être mis en doute (problème du ruissellement sur les surfaces perméables), sauf dans le cas où l'application d'une certaine quantité de fertilisants est faite par mégarde sur les surfaces imperméables (Kluesener et Lee, 1974); ces éléments sont plutôt reliés aux apports souterrains (eau de percolation). Il est beaucoup plus plausible, par contre, que les concentrations élevées de phosphore soluble et d'azote organique qu'on retrouve en automne soient dues à la présence de feuilles mortes accumulées dans les caniveaux, les gouttières et détrempées par les eaux de ruissellement (Kluesner et Lee, 1974; Cowen et Lee, 1973). Même si les variations saisonnières de la DBO sont peu prononcées (Warnock, 1971; Burm et al., 1968), Weibel et al. (1964) notent cependant un maximum à la fin de l'été (30 mg/l) et un minimum en hiver (12 mg/l). Kluesener et Lee (1974) observent aussi que les fortes concentrations d'azote organique et de phosphore, au mois de mai (Figure 2.5), résultent de l'accumulation de graines; les teneurs élevées en solides en suspension (Figure 2.5) que l'on observe simultanément confirmeraient cette hypothèse. L'azote ammoniacal serait assez constant au cours de l'année (Burm et al., 1968); Kluesener et Lee (1974) signalent cependant un maximum en avril qui peut être relié à l'emploi de fertilisants.

Du point de vue des solides, selon Wells et al. (1973), il y a une augmentation des solides totaux et des solides en suspension au début de l'été due à une recrudescence des activités extérieures (jardinage, etc...); ils observent également que les pluies d'été plus intenses contribuent à entraîner beaucoup plus de grosses particules inorganiques (sable, graviers), ce qui expliquerait l'augmentation des rapports solides totaux/solides volatils et solides en suspension/solides totaux. Il est probable que le rapport solides totaux/solides volatils diminuera en automne due à la prédominance de débris végétaux. Enfin, dans les régions nordiques, le lavage des derniers résidus de neige par la première pluie de printemps conduit à des eaux très chargées; ainsi, Kluesener et Lee (1974)

trouvent les plus fortes concentrations de solides en suspension (Figure 2.5) à l'occasion de la première pluie de mars "qui nettoie le bassin des derniers restes de neige". Burm et al. (1968) et Weibel (1964) trouvent également des concentrations maximales de solides à la fin de l'hiver et au printemps.

Quant aux variations saisonnières des teneurs en micro-organismes dans les eaux de ruissellement, Geldreich et al. (1968) et Benzie et Courchaine (1966) signalent un maximum en automne pour les coliformes totaux; cette prolifération est sans doute due à la présence de nutriments plus abondants (dégradation de la végétation) ainsi qu'aux conditions favorables de température et d'humidité. Les streptocoques fécaux qui atteignent des nombres très élevés en été et en automne (50 à 70 fois plus en été et en automne qu'au printemps ou en hiver) sont spécifiquement reliés à la présence dans les rues de chiens, chats et animaux divers (Geldreich et al., 1968).

c) Durée de la période d'accumulation

On peut s'attendre à ce que les quantités de polluants accumulés en surface soient fonction de la durée de la période entre deux pluies, ou entre deux nettoyages de rues; ainsi Pravoshinsky et Gatillo (1969), à partir de 17 ans d'observation dans la ville de Minsk (URSS), essaient d'établir des courbes reliant la charge en DBO et la durée de la période sèche précédant la pluie (Figure 2.6). Il semble cependant qu'après une pluie ou un nettoyage, les dépôts se réaccumulent très rapidement pour tendre ensuite vers un palier, tel que le montre la Figure 2.7. Warnock (1971) ne trouve aucune variation notable dans les concentrations de DBO_5 et de sulfates du début du ruissellement, pour une période sèche durant de 1 à 7 jours; un effet est seulement observé

selon que la période sèche est supérieure ou inférieure à un jour. De Filippi et Shih (1971) concluent que la durée de la période sèche elle-même n'est pas un critère adéquat pour estimer l'accumulation, mais que les vents (vitesse, direction) peuvent jouer un rôle plus important. Waller (1971) non plus, dans son étude à Halifax, ne trouve pas de relation très significative entre la durée de la période sèche et les concentrations de solides en suspension dans les eaux de ruissellement, mais il note que les nettoyages de rues sont très fréquents et qu'il n'existe pas de longue période sans pluies. Par contre, la durée de la période sèche a une influence très notable sur les accumulations dans les conduites dans le cas des réseaux combinés (Waller, 1971; Carré, 1975).

2.2.3 Entrainement et migration des polluants

A Pluie et lavage de rues

Après l'humectation des surfaces par les premières gouttes de pluie (l'impact des gouttes de pluie favoriserait dès ce moment le décollement des dépôts), les eaux de ruissellement dissolvent et mettent en suspension les polluants accumulés sur les surfaces imperméables; des particules de taille croissante sont entraînées (en suspension ou par saltation, pour les plus denses) à mesure que la vitesse et le volume des eaux augmentent; comme on peut le prévoir, les premières eaux sont très chargées. Sartor et Boyd (1972), en simulant des pluies sur des surfaces asphaltées, démontrent qu'effectivement les quantités entraînées décroissent en fonction du temps (exponentielle) pour atteindre une valeur nulle correspondant à la disparition des dépôts; on peut s'attendre à retrouver ce type d'évolution lors des lavages de rues.

Dans le cas d'une pluie, si celle-ci est d'intensité et de durée suffisantes, on assistera, en outre, à un phénomène d'érosion des surfaces perméables.

Parmi les facteurs qui jouent un rôle sur l'efficacité du lavage et le degré d'érosion, on peut distinguer:

- a) l'intensité de la pluie et sa durée; la Figure 2.8 montre l'effet de l'intensité de la pluie et à la Figure 2.9 on a essayé de traduire l'effet conjoint de l'intensité et de la durée de la précipitation à partir des résultats de 54 pluies. Il est cependant difficile d'évaluer in situ le rôle spécifique de ces deux facteurs car les autres conditions ne sont pas toujours comparables (saison, durée de la période sèche);
- b) la taille des particules à entraîner; les particules les plus grosses et les plus denses sont entraînées avec un certain retard;
- c) la topographie du bassin; Burm et al. (1968) trouvent en comparant les décharges de deux égouts en période de pluie, l'un dans une région très accidentée, avec un sol sablonneux et l'autre, dans un bassin plat, avec un sol argileux, des concentrations de solides en suspension jusqu'à 10 fois plus élevées dans le premier cas.

B Fontes

Au moment de la fonte, les mécanismes de migration des polluants à travers le stock de neige sont beaucoup moins bien connus. Les résultats d'une étude de l'INRS-Eau (Sasseville et al., 1972) sur le comportement des dépotoirs de neige apportent cependant de précieuses indications (Figures 2.10 et 2.11); selon ces résultats, on peut s'attendre à une migration rapide à travers le stock de neige des ions monovalents (Na^+ , K^+ , Cl^-), une migration plus lente des ions bivalents (Ca^{++} , Mg^{++}) et une accumulation superficielle des résidus solides (et des polluants adsorbés à leur surface tels les métaux traces) qui seront entraînés lors de la fonte des derniers résidus de neige; une pluie, en général, effectue le lavage de la dernière couche noire.

C Déglacage

Les quantités d'eaux de ruissellement générées au moment du déglacage des chaussées sont sans doute relativement faibles; par contre, elles sont fortement concentrées en sels, et chargées en sable et autres abrasifs qui sont souvent répandus avec les sels de fonte, comme agents antidérapants. On notera également la présence d'impuretés dans les mélanges de déglacage: sulfates, phosphates (Hartt, 1973).

A titre d'exemple, mentionnons que 600 livres de sel épanchées sur 1 mille de rue (taux d'épandage moyen) de 20 pieds de large recouverte de .2 pouce de verglas, généreraient une solution à 69,000 ppm de sel à 25⁰F, et à 200,000 ppm à 10⁰F (Anonyme, 1973); on peut relier ces concentrations aux teneurs en chlorures (atteignant plusieurs milliers de ppm) mesurées sur des eaux de ruissellement de chaussées (Anonyme, 1973; Field et al., 1974).

Une étude durant l'hiver 1971-1972 à Ottawa (Richards et Associés Ltd - Labrecque, Vézina et Associés, 1972) sur le devenir des chlorures épanchés démontre que 90% de ces chlorures sont acheminés directement à la rivière par le système d'égouts (les 10 autres pour cent étant transportés dans les dépotoirs); ces apports à l'égout se font essentiellement au moment des périodes de déglacage, alors qu'au moment de la fonte massive de printemps, les quantités sont déjà très réduites.

Bien qu'on ne possède pas de données analogues sur les autres polluants, on peut penser que l'épandage de sable a un impact notable sur les réseaux d'égouts: accumulation dans les puisards, les conduites pluviales et combinées en raison des faibles débits d'hiver, puis remise en suspension lors des débits de fonte.

2.3 Transfert dans le(s) réseau(x)

2.3.1 Ouvrages de captage

A Secondaires

Les eaux qui ruissellent dans les rues se rassemblent dans les caniveaux pour atteindre les grilles de rues; l'accès à l'égout de rue ne se fait pas directement, mais les eaux doivent traverser un puisard ("catch basin") dont le rôle est de prévenir l'obstruction des conduites en retenant les solides les plus denses et les plus volumineux.

Les eaux qui ruissellent sur les surfaces imperméables des terrains privés (entrées d'auto, bordures asphaltées ou en béton) ou des emplacements publics (stationnements) gagnent la rue si la pente le permet. Si ces zones sont en contrebas, les eaux sont interceptées par l'égout de terrain qui est raccordé sur l'égout de la rue.

Les eaux de ruissellement des toits peuvent avoir des cheminements très divers:

- Il n'y a pas de gouttières et l'eau s'écoule:
 - . soit sur une surface imperméable (bordure asphaltée, entrée d'auto);
 - . soit sur la pelouse où elle s'infiltré.

- Des gouttières acheminent les eaux vers une (des) colonne (s) pluviale (s) qui peuvent être installées de différentes façons. La colonne pluviale s'égoutte:

- . sur l'entrée d'auto asphaltée (si cette bordure est en gravier, l'eau rejoindra le drain français);
- . sur une dalle ("splash-block") qui conduit les eaux vers une surface perméable (pelouse).

ou elle est prolongée par:

- . un tuyau souple perforé posé sur une surface perméable;
- . un drain percé posé à environ un pied de profondeur, perdu dans le terrain;
- . un tuyau posé jusqu'au caniveau de la rue.

ou elle est branchée:

- . sur le drain français qui est raccordé lui-même sur le drain de bâtiment (le drain pluvial de bâtiment, s'il existe);
- . sur l'égout de terrain qui lui-même rejoint l'égout de la rue.

- Dans le cas des toits plats, les eaux s'écoulent par le renvoi de toit, dans le drain de bâtiment (le drain pluvial, s'il en existe un).

En résumé, les eaux de ruissellement de toits peuvent:

- a) atteindre directement la rue par voie de surface;
- b) atteindre l'égout de rue par une canalisation en profondeur;
- c) s'infiltrer dans le sol et une partie pourra rejoindre l'égout de rue avec plus ou moins de retard.

Les pratiques québécoises pour l'évacuation des eaux de toit sont très variées et il n'existe pas de statistiques sur l'importance relative de chacun des agencements, qui conduisent cependant à des temps de réponses très différents.

B Primaires

Quoiqu'il en soit, quand l'égout de rue est de type combiné, toutes les eaux de ruissellement arrivent dans une même conduite.

Quand le réseau est de type séparé, et qu'il s'agit d'une "vraie" séparation, l'égout pluvial de la rue reçoit les eaux introduites par les grilles de rues ainsi que les eaux de l'égout pluvial de chaque bâtiment (aucune eau de ruissellement n'entre dans le réseau sanitaire).

Quand le réseau est de type pseudo-séparé, ce qui est le cas le plus fréquent, les eaux introduites par les grilles de rues sont interceptées par l'égout pluvial de la rue; par contre, les eaux de ruissellement canalisées par l'égout de bâtiment vont dans l'égout sanitaire de la rue.

2.3.2 Fonction de transfert

A Aspects quantitatifs

Les différents ouvrages de captage des eaux d'origine de ruissellement urbain amènent l'eau à ruisseler sur des surfaces imperméables, à entrer en contact avec des surfaces perméables susceptibles de favoriser un stockage superficiel, une infiltration et/ou un ruissellement dans des structures reliées directement aux égouts du réseau de collecte.

Ce cheminement dans un petit bassin élémentaire de captage des eaux de ruissellement avant son contact direct avec le réseau introduit donc une fonction de transport des eaux de ruissellement caractérisé par un décalage dans le temps des quantités d'eau ruisselées (hydrogramme) variable selon la dimension et les caractéristiques des bassins élémentaires. La réponse du réseau sera donc fonction des caractéristiques même de production (pluie, fonte de neige), de la concentration à la superficie du sol et du type des ouvrages de captage primaire et secondaire et, après son captage, de l'ensemble des conditions hydrauliques régissant l'écoulement dans le réseau.

La connaissance globale de la fonction de transfert des eaux de ruissellement, quoique complexe, est caractérisée d'une part, par l'estimation des quantités d'eau de ruissellement et des temps de transport à un exutoire et, d'autre part, par l'utilisation de ces caractéristiques dans la simulation des écoulements à l'aide de modèles mathématiques pour des fins de prédiction de débit, de design de systèmes de collecte d'eaux de ruissellement ou de gérance de réseau.

Caractéristiques des hydrogrammes de ruissellement

Les méthodes d'évaluation quantitative du ruissellement urbain et de leur temps de transport sont de trois types:

- a) celles utilisant des modèles empiriques reliant les quantités d'eaux produites aux intensités de précipitation, à la dimension et aux caractéristiques physiques des bassins. (Méthode rationnelle)
- b) celles qui, partant des différentes étapes du cheminement du ruissellement urbain, reconstituent l'hydrogramme global de réponse d'un bassin en superposant les hydrogrammes des bassins élémentaires. (Méthode des hydrogrammes)
- c) celles utilisant les équations de continuité et de quantité de mouvement avec certaines hypothèses de simplification, pour décrire pas à pas la propagation de l'onde de crue (débit maximum) dans les conduites du réseau.

Méthode rationnelle:

Le débit de ruissellement est exprimé selon une relation générale du type:

$$Q = C i A$$

- avec Q : débit maximum en pcs;
C : coefficient d'écoulement variant selon les caractéristiques physiques du bassin;
i : taux d'intensité uniforme de précipitation en po/heure et d'une durée au moins égale au temps de concentration t_c du bassin, (cf paragraphe 2.2.1);
A : superficie du bassin en acres.

L'évaluation du coefficient C nécessite énormément d'intuition et de jugement. Il varie selon la forme du bassin, sa topographie et les conditions d'utilisation du sol. La valeur de ce coefficient augmente avec la durée de la précipitation même si le pourcentage des surfaces imperméables du bassin demeure invariable. De plus, l'augmentation des surfaces imperméables dans l'environnement urbain amplifient les quantités d'eau de ruissellement produites et la rapidité de réponse aux précipitations et à la fonte de la neige. Il est aussi à noter que l'influence de la présence de superficies perméables glacées sur la valeur de ce coefficient est pratiquement inconnue.

Le temps de concentration du bassin est défini comme étant le temps nécessaire pour que le ruissellement produit aux limites les plus extrêmes du bassin rejoigne l'exutoire. Ce temps est donc composé du temps nécessaire au ruissellement pour rejoindre les structures de captage reliées au réseau (t_i) et du temps de propagation dans le réseau jusqu'à l'exutoire considéré (t_r). Selon la longueur du chemin parcouru et le type de surface, t_i varie entre 5 à 10 minutes pour des surfaces imperméables de 100 à 500 pieds et entre 10 à 30 minutes pour des surfaces gazonnées de même longueur (Izzard, 1950). Le temps t_r varie selon les caractéristiques hydrauliques du réseau; son ordre de grandeur est de 20 à 60 minutes. Le débit à l'exutoire est donc la résultante des composantes de l'hydrogramme d'entrée dans chacune des structures de captage ce qui implique que la prédiction de la coincidence des pointes de débit est sensiblement importante. Par ailleurs, l'uniformité de précipitation durant le temps t_c sur toute l'étendue du bassin est rarement réalisée, ce qui réduit l'applicabilité de la méthode à des superficies de bassin très réduites.

Méthode des hydrogrammes:

Les méthodes de prédiction des écoulements par superposition d'hydrogrammes décalés par un temps de transport, isolent et évaluent tous les processus et cheminements influençant la transformation de l'hyétographe de précipitation en un hydrogramme d'écoulement dans un égout de drainage urbain. Les plus connues sont celles de Los Angeles (Hicks, 1944), (Izzard, 1950) et (Willeke, 1960),

de Chicago (Tholin and Keifer,1960) et du Johns Hopkins University (Viessman and Geyer,1962) et (Kaltenbach,1963).

Les processus élémentaires importants dans ces méthodes sont les suivants:

- détermination de la précipitation effective en tenant compte de la précipitation totale, de l'interception superficielle, de l'infiltration et du stockage superficiel;
- écoulement superficiel de cette précipitation effective vers un ouvrage de captage secondaire ou primaire relié au réseau;
- écoulement de la partie des eaux de ruissellement rejoignant les caniveaux;
- écoulement dans les conduites du réseau pluvial.

La méthode de superposition des hydrogrammes procède donc de l'amont vers l'aval dans un bassin. Pour chaque sous-bassin élémentaire, un hydrogramme d'entrée est développé, laminé par la méthode des réservoirs linéaires dans une conduite du réseau en un point à l'aval où il est combiné avec les hydrogrammes des sous-bassins tributaires jusqu'à l'exutoire.

Ce type de méthode ne possède aucune justification théorique et le résultat dépend énormément du niveau de discrétisation du bassin en sous-bassins élémentaires, mais son utilité est indéniable. La méthode de superposition préconisée par Tholin and Keifer(1960) a été programmé sur ordinateur digital incluant une sous-routine tenant compte du stockage interne dans l'égout.

Méthode de propagation de l'onde de crue:

L'écoulement dans les réseaux d'égout pluviaux est non permanent et non uniforme. Dans un espace tri-dimensionnel (x,h,t), l'écoulement peut être décrit par deux équations différentielles partielles ayant la forme suivante:

$$\frac{\partial h}{\partial t} + V \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{\partial V}{\partial x} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + V \frac{\partial h}{\partial x} + g \frac{\partial h}{\partial x} = g(S_0 - S_f) \quad (2)$$

avec

- h : hauteur d'eau de l'écoulement dans l'égout;
- V : vitesse de l'écoulement;
- x : distance le long de l'égout;
- S₀ : pente de la conduite;
- S_f : pente de la ligne d'énergie.

La pente de la ligne d'énergie peut être approximée par plusieurs types d'équations, en particulier celles de Manning ou de Darcy-Weisbach valides pour les écoulements permanent et uniforme:

$$V = \frac{1.49}{n} R^{0.667} S_f^{0.5} \quad (3a)$$

$$S_f = \frac{f}{8gR} V^2 \quad (3b)$$

avec

- n : coefficient de rugosité de Manning;
- f : coefficient de résistance à l'écoulement, fonction de la rugosité relative des parois et du nombre de Reynolds.

Le mode de solution des relations (1) et (2) varie selon les approximations consenties. C'est ainsi que la méthode linéaire de propagation de l'onde cinématique néglige dans la relation (2) les termes d'accélération convective $(V \frac{\partial h}{\partial x})$, de non permanence de l'écoulement $(\frac{\partial V}{\partial t})$ et d'accélération de la pesanteur $(g \frac{\partial h}{\partial x})$. La pente de la ligne d'énergie S_f est alors approximée par la pente de l'égout S₀ et la relation (1) peut être intégrée numériquement par une méthode de différences finies avec des conditions aux limites appropriées. Cette méthode néglige donc l'influence des conditions à l'aval et l'effet des courbes de remous.

La méthode non-linéaire de propagation de l'onde conserve les termes d'accélération dans (2) qui est réécrit en termes de la superficie d'écoulement et du débit au lieu de la hauteur d'écoulement et de la vitesse. La valeur des termes d'accélération sont évaluées de façon itérative pour chaque conduite en employant les conditions amont et aval des hauteurs d'écoulement et de vitesse. Les relations sont solutionnées numériquement à l'aide de la méthode des différences finies.

Ruissellement dû à la fonte de la neige:

La même infrastructure de captage et de drainage sert à évacuer les eaux de ruissellement produites par la fonte de la neige. Le temps de réponse des bassins élémentaires est différent d'une part, dû à la variation des coefficients de ruissellement d'autre part, dû aux quantités d'eau ruisselant des surfaces perméables susceptibles d'être plus élevée. L'infiltration sous une accumulation de neige fondante est gouvernée par la quantité et la dimension des interstices non glacées qui, de leur côté, dépendent du contenu en humidité du sol antécédent au gel et sur la présence de lentilles de glace imperméables qui peuvent exister dans les premières couches de sol lors du dégel. Par ailleurs, la fonte de la neige peut aussi faire dégeler la surface du sol et augmenter l'infiltration avec le temps. Heeps and Mein (1974) indiquent une diminution de 60% des facteurs f_o et f_c de la relation de Horton durant l'hiver mais n'utilisent pas pour autant ces valeurs dans leurs calculs.

Quoique la connaissance scientifique du processus d'écoulement sous une accumulation de neige urbaine est à peu près inexistante, une approximation des volumes d'eau produite peut être obtenue pour des épisodes de fonte seule ou de pluie superposée à la fonte par les relations suivantes (Gray, 1970):

- méthode des degrés-jour pour l'épisode de fonte de neige:

$$V_f = c_f (T_a - 32) \Delta T$$

- modèle de Anderson pour l'épisode de précipitation superposée à la fonte de neige:

$$V_f = (T_a - 32) [0.007 P_x + 7.5 \Omega F(u) + 0.00117 \Delta T] + 8.5 F(u) \cdot (e_a - 0.18)$$

avec $F(u) = 0.006 V_v \Delta T$

$$\Omega = 0.000359 [29.9 - 1.02 H_x + 0.0032 H_x^{2.4}]$$

$$e_a = 8.1175 \cdot 10^6 \cdot \text{EXP} \left[\frac{-7701}{T_a - 405} \right]$$

V_f : volume total du ruissellement;

\hat{c}_f : facteur de fonte tenant des degrés-jour;

T_a : température ambiante en $^{\circ}\text{F}$;

et ΔT : intervalle de temps en heures;
 P_x : précipitation durant ΔT en pouces;
 V_v : vitesse moyenne du vent;
 H_x : élévation moyenne du bassin en 1000 pieds.

Simulation des écoulements

Les recherches en hydrologie urbaine depuis plusieurs années ont surtout été concentrées sur le développement de modèles mathématiques plus ou moins complexes ayant comme objectif de simuler les processus hydrauliques élémentaires influençant le ruissellement urbain dans le but de prédire les caractéristiques principales de l'hydrogramme de ruissellement urbain soit le débit de pointe, la forme générale de l'écoulement pour des épisodes uniques ou cumulées et le volume total de l'écoulement. Parmi les modèles les plus couramment employés citons le "Road Research Laboratory Model" (RRL), le "Storm Water Management Model" (SWMM), le "University of Cincinnati Urban Research Model" (UCURM), et le "Illinois Storm Sewer System Simulation Model" (ISS).

Modèle RRL:

C'est un modèle conceptuel simple qui est surtout utilisé pour le dimensionnement des conduites. Il néglige le ruissellement des surfaces perméables et ne considère que le ruissellement généré depuis des surfaces imperméables directement reliées au réseau pluvial tout en appliquant un facteur de correction à la précipitation pour tenir compte du stockage superficiel.

Sa caractéristique principale est l'utilisation d'une relation linéaire entre la superficie contribuant au ruissellement et le temps de transport. Ce temps est calculé par l'addition du temps de concentration (t_i) de l'ouvrage de captage (obtenu par la méthode rationnelle) au temps d'écoulement (t_r) dans les conduites du réseau (obtenu par la relation de Colebrook-White). L'hydrogramme de l'ouvrage de captage est obtenu en combinant l'hyétographe de précipitation effective avec la relation superficie-temps de transport. L'hydrogramme d'une conduite amont décalé du temps t_r est additionné à l'hydrogramme de l'ouvrage de captage et l'hydrogramme de sortie est obtenu par le laminage de la crue à l'aide de l'équation de continuité et la relation de Colebrook-White. Cette technique est appliquée à l'extrémité de chaque conduite

Modèle UCURM:

L'originalité de ce modèle est la subdivision du bassin de drainage en sous-bassins élémentaires totalement perméables ou totalement imperméables. Dans les sous-bassins perméables, l'infiltration est évaluée selon la relation de Horton et décalée dans le temps tant que l'intensité de précipitation est inférieure à la capacité d'infiltration. Le stockage superficiel est décrit par une relation exponentielle qui stipule que le taux de stockage est proportionnel au volume de stockage non rempli. Cette relation permet donc un écoulement superficiel avant que la totalité du stockage superficiel ne soit comblée. L'excédent de précipitation générant l'écoulement superficiel est obtenu par la soustraction de l'infiltration et du stockage superficiel de la précipitation effective.

L'écoulement superficiel est simulé par l'équation de continuité, la relation de Manning et une relation empirique qui exprime la hauteur de l'écoulement à l'aval du plan d'écoulement de surface comme une fonction des hauteurs instantané et d'équilibre du stockage superficiel. L'écoulement dans les caniveaux est obtenu par l'addition des ruissellements latéraux à l'écoulement amont du caniveau. Le laminage de l'hydrogramme est fait en décalant les hydrogrammes d'un temps de transport calculé en utilisant une vitesse moyenne d'écoulement.

Modèle SWMM:

C'est le plus exhaustif de tous les modèles urbains et il nécessite la subdivision du bassin de drainage en une série de sous-bassins élémentaires rectangulaires ayant des pourcentages différents d'imperméabilité. Des sous-routines intégrés au modèle simule le ruissellement urbain en quantité et en qualité, le débit par temps sec, les infrastructures de traitement et leurs coûts ainsi que la variation de la qualité des eaux réceptrices. Le "Runoff Block" simule le ruissellement des sous-bassins et le "Transport Block" fait le laminage de l'écoulement dans le réseau de drainage.

L'hyétographe effectif de chaque bassin élémentaire est obtenu en soustrayant de la précipitation, l'infiltration évaluée selon la relation de Horton. Le laminage de la précipitation effective sur chaque sous-bassin est effectuée par une approximation linéaire de la propagation d'une onde cinématique. Le ruissellement superficiel ne débute que lors-

que le stockage superficiel est complété et l'écoulement dans les caniveaux est calculé selon la formule de Manning et est laminé selon le principe du réservoir linéaire. L'hydrogramme de chaque bassin élémentaire est obtenu par l'addition des écoulements décalés dans le temps et laminé à travers le réseau de conduites employant l'équation de continuité et la relation de Manning en normalisant les sections d'écoulement. Cette méthode tient compte de l'effet des courbes de remous à l'intérieur de chaque conduite.

Modèle ISS:

Dans ce modèle, utilisé surtout pour le dimensionnement des conduites, l'écoulement non permanent dans les conduites principales est décrit par une approximation non-linéaire de la propagation de l'onde de crue tenant compte de l'intereffet des courbes de remous de trois conduites interconnectées. C'est donc dire que les conditions de stockage interne dans les conduites du réseau sont respectées.

Les hydrogrammes des bassins élémentaires aux extrémités amont du bassin sont laminés depuis leur structure de captage à travers chacune des conduites individuellement employant une approximation linéaire de la relation de propagation en posant comme hypothèse que la vitesse de propagation est égale à un écoulement uniforme dans une conduite à demi-pleine. Au premier embranchement, les débits maximum des hydrogrammes sont additionnés au débit direct de l'embranchement (dans le cas d'un puisard) et laminé, dans l'ensemble du segment en Y ainsi formé, par l'approximation non-linéaire des relations de propagation en respectant les conditions d'uniformité du profil hydraulique à l'embranchement. Cette méthodologie est répétée de proche en proche jusqu'au dernier embranchement contenant l'exutoire.

Plusieurs évaluations plus ou moins indépendantes ont été faites de ces différents modèles. Citons entre autres, celles de Linsley (1971), Heeps and Mein (1974), Marsalek, Dick, Wisner and Clarke (1975) ainsi que Yen and Sevuk (1975).

Marsalek et al, ont procédé à leur évaluation sur trois bassins de dimensions réduites (13,23 et 89 acres) avec des pourcentages d'imperméabilité variant de 27 à 52 % et des intensités de précipitation équivalentes à 0.7 et 5.1 pouces/heure. L'évaluation de Heeps and Mein s'est faite sur deux bassins (172 et 1240 acres) fortement perméables (64 et 80% de superficies per-

méables) ayant des temps de concentration de 30 et 20 minutes, soumis à diverses conditions de précipitation.

Selon Marsalek et al, le modèle SWMM est celui qui, pour les bassins testés (assez haut degré d'imperméabilité), reproduit le mieux la forme générale de l'hydrogramme d'écoulement. Les modèles SWMM et UCURM ont tendance à surestimer les débits maximum (15 et 18%) et à sous estimer le temps de réponse (10 et 14%). Quant au modèle RRL, pour 2 bassins les débits maximum sont surestimés et sous-estimé pour l'autre malgré que le temps de réponse ait été fidèlement reproduit sur deux bassins et sous évalué pour le troisième. Il est à noter que le modèle RRL a donné les meilleurs résultats sur le plus grand bassin testé qui possède entre autre, le plus faible degré d'imperméabilité.

Pour Heeps and Mein, le modèle SWMM est celui qui décrit le mieux la forme générale de l'écoulement, le volume total et le débit maximum. Les temps de réponse ont été relativement bien reproduit par les trois modèles. En ce qui concerne le volume total et le débit maximum de l'écoulement, le modèle RRL est systématiquement inférieur et le modèle UCURM supérieur aux données observées. Une donnée intéressante est que pour le RRL, le temps de CPU nécessaire pour simuler un événement est en moyenne 10 et 20 fois moins élevé que pour le UCURM et le SWMM respectivement. Par ailleurs, un degré plus élevé de subdivision des bassins élémentaires, augmentant le nombre de canaux latéraux, de caniveaux et de conduites du réseau mais diminuant leurs longueurs respectives d'écoulement a comme effet de réduire sensiblement la pointe des hydrogrammes de réponse pour les modèles RRL ET SWMM et de l'augmenter pour le modèle UCURM.

Quoiqu'un doute peut toujours subsiter sur la qualité des données utilisées dans les comparaisons, il semble que le fait de négliger les conditions antécédentes du contenu d'humidité du sol soit néfaste à la simulation d'un épisode d'écoulement. Quoique Marsalek et al, n'ait trouvé aucune amélioration dans les critères statistiques d'évaluation des modèles après calibration de ceux-ci, il demeure qu'une calibration des modèles pour les données locales est nécessaire. Par ailleurs, une discrétisation plus fine des bassins augmente le temps nécessaire à la simulation et, partant, les coûts de préparation et de traitement des données.

B Aspects qualitatifs

Quel que soit le type de réseau (combiné ou séparé), l'arrivée des eaux de ruissellement par les grilles de rues a, pour premier effet, de chasser la couche liquide qui stagne dans les puisards ainsi qu'une partie des particules qui y ont sédimenté; c'est donc un mélange d'eaux très souillées qui atteint d'abord le réseau. L'impact de cette "chasse" des puisards par les premières eaux de ruissellement est mal connu; cela dépendrait pour beaucoup de la taille et de la configuration des puisards, du degré de propreté du puisard (fréquence de nettoyage des puisards par la municipalité) et de l'intensité de la pluie. A cet effet, on peut se référer à une étude de l'APWA (1969) citant des résultats de lavage de puisards: ainsi, le contenu liquide d'un puisard (capacité 350 USG) serait "chassé" durant les premiers .4 pouce de pluie. Les résultats de Sartor et Boyd (1972) sur des puisards contenant de fortes quantités de dépôts solides démontrent par contre que la plupart de ces dépôts solides n'est pas entraînée dans le réseau, quel que soit le débit qui traverse le puisard (simulation de pluies entre .29 et .81 po/heure).

L'arrivée des eaux dans les conduites a également pour effet de remettre en suspension les dépôts accumulés dans les conduites et les puits de regard.

Ces dépôts sont surtout importants dans les conduites combinées (dépôts sanitaires) mais on peut en observer aussi dans des conduites pluviales: dépôts de nature inorganique (graviers, sable, limon) qui résultent de l'érosion superficielle lors de pluies antérieures, d'infiltrations solides au niveau de joints défectueux ou par suite de bris de conduites, ou constitués des résidus laissés lors de la construction. Ces accumulations sont favorisées par les faibles vitesses qui existent dans ces conduites (généralement de gros diamètre et de pente faible) par temps sec; à titre d'exemple, nous pouvons mentionner le cas d'un égout pluvial de 54 pouces où l'on a observé 6 à 9 pou-

ces de sable dans certaines conduites et certains puits de regard - St-Pascal-de-Kamouraska.

2.3.3 Lien avec les autres provenances

D'après la nature des ouvrages de collection, les eaux de ruissellement se trouveront mélangées à des eaux sanitaires:

- a) dans les réseaux combinés;
- b) dans les réseaux sanitaires pseudo-séparés.

L'arrivée des eaux de ruissellement se traduira par deux sortes de phénomènes:

- remise en suspension et entraînement des solides sanitaires déposés par temps sec (voir Chapitre 1). Cet apport additionnel peut représenter des quantités considérables, surtout si la période sèche précédente a été de longue durée; ainsi, l'effet de première chasse ("First flush") qu'on observe dans les réseaux combinés serait essentiellement dû au lavage des conduites et des puisards (Figure 2.13);
- dilution des polluants sanitaires générés durant la pluie et éventuellement modification des caractéristiques de ces polluants (voir Chapitre 1).

2.3.4 Remarque sur les modèles de qualité

Alors qu'il existe un nombre considérable de modèles plus ou moins sophistiqués qui décrivent la réponse quantitative d'un bassin urbain lors d'une pluie (Linsley, 1971; McLaren, 1973), peu font état de modèles qualitatifs (Metcalf et Eddy, 1971; Roesner et al., 1974; modèle "Battelle", Université de Cincinnati). Ces modèles de qualité sont en général dérivés du Storm Water Management Model (Metcalf et

Eddy, 1971) et conduisent à l'élaboration du pollutogramme (simulation continue ou par évènements).

Fondamentalement, ils comportent, d'une part, une fonction traduisant l'accumulation des polluants en surface, qui dépend de la durée de la période sèche et des balayages de rues au cours de cette période (seuls les apports par les chaussées ("street litter") sont considérés), et, d'autre part, une fonction de lavage de ces polluants de la forme

$$P(t + \Delta t) = P(t) e^{-k\Delta t} \text{ où:}$$

$P(t)$: est la fonction quantité de polluants restant en surface au temps t ;

k : est fonction du taux de ruissellement sur les surfaces imperméables.

Le calcul du taux d'entraînement des polluants

$$M = P(t) (1 - e^{-k\Delta t}) / \Delta t$$

pour chaque intervalle Δt fournit le pollutogramme d'entrée à l'égout.

En ce qui concerne les paramètres de pollution, les solides (décantables et en suspension dans le cas de STORM, Roesner et al., 1974), sont calculés en tenant compte d'un facteur de "disponibilité"; ce facteur qui fait à nouveau intervenir le taux de ruissellement peut sembler discutable. Dans le cas de la DBO, de l'azote et des phosphates (STORM), des équations sont développées qui tiennent compte de la fraction soluble et des fractions associées aux solides.

En définitive, l'élaboration de ces modèles reste complexe de par la nature des phénomènes mis au jeu; actuellement, on s'en tient à des phénomènes très simplifiés (et l'on doit faire appel à des hypothèses souvent discutables pour caler ces modèles), qui n'intéressent qu'un nombre limité de paramètres physico-chimiques; notons, en particulier, que les aspects qualitatifs reliés au transfert dans le réseau (chasse des puisards, remise en suspension et sédimentation dans les conduites,

réactions chimiques au cours du transport) sont complètement ignorés.

2.4 Caractéristiques des eaux dans le(s) réseau(x)

2.4.1 Caractéristiques moyennes

Bien que des données moyennes de concentration sur des eaux de ruissellement après une pluie aient peu de signification, on trouve souvent des données de la sorte dans la littérature. Quelques-unes de ces données établies dans des réseaux d'égouts pluviaux figurent aux Tableaux 2.9 (pluie) et 2.10 (fonte); il est difficile d'en tirer des conclusions, sinon que l'ordre de grandeur des concentrations de certains paramètres, comparé avec des données sanitaires, peut être une indication de la provenance des eaux:

- rapport solides totaux volatils/solides totaux inférieur à .2;
- rapport solides en suspension volatils/solides en suspension inférieur à .4 (quand les concentrations sont élevées, il est plutôt de l'ordre de .1);
- les solides en suspension peuvent représenter plus de 60% des solides totaux et les solides décantables 40 à 80% des solides en suspension;
- rapport DCO/DBO₅ supérieur à 3 et pouvant aller jusqu'à 10 ou 20;
- faibles teneurs en azote organique et ammoniacal, en phosphates, en DBO₅;
- teneurs notables en huiles, nitrates, plomb;
- rapport coliformes fécaux/streptocoques fécaux plus faible que pour les eaux sanitaires (en général, inférieur à .7, alors que dans les eaux sanitaires, il est supérieur à 4.0 (Geldreich et al., 1968)).

Une comparaison sommaire des concentrations moyennes caractéristiques d'eaux usées sanitaires, pluviales et combinées est présentée à la Figure 2.12. L'annexe 1 donne certaines réactions chimiques dans les eaux d'égouts.

On s'est, en général, peu intéressé à la qualité des eaux résultant du lavage des rues; seules des données moyennes établies par Pravoshinsky et Gatillo (1969) (Tableau 2.9) indiqueraient que ces eaux sont plus fortement polluées que celles générées lors d'une pluie, ce qui est sans doute dû à l'intensité de ce lavage artificiel et aux faibles volumes d'eaux mis en jeu; selon Pravoshinsky et Gatillo (1969) de 1.2 à 2.2 litres/mètre de rue seraient utilisés, ce qui donne environ 70 - 130 gallons/acre de rue, soit l'équivalent d'une pluie de .003 à .006 pouce.

Pour comparaison, des données moyennes sur des eaux de réseaux combinés (ou de débordements) en période de pluie sont présentées au Tableau 2.11. Du fait du mélange avec des eaux sanitaires et de l'entraînement des dépôts sanitaires, les concentrations de DBO, d'azote (organique et ammoniacal), les phosphates ainsi que les teneurs en coliformes fécaux sont en moyenne beaucoup plus élevés; Benzie et Courchain (1966) signalent des teneurs en azote et phosphates 3 à 4 fois plus élevées pour un réseau combiné tandis que Burm et al. (1968) indiquent de leur côté une DBO en moyenne 5 fois plus forte, et jusqu'à 10 fois plus de phosphates et d'azote ammoniacal.

En terme de charges, compte tenu des quantités de dépôts disponibles en surface, les déversements des réseaux pluviaux sont considérables (Tableau 2.12). On a souvent comparé les apports dus aux eaux pluviales d'une zone urbaine donnée, à ceux des rejets sanitaires de cette même zone; un exemple donné au Tableau 2.13 montre que cette contribution est largement supérieure à celle des rejets sanitaires pendant les périodes de pluie, et qu'elle peut même dépasser certains apports sanitaires (solides en suspension) sur une base annuelle. Dans les réseaux combinés, des charges d'origine sanitaire (dépôts des conduites et rejets sanitaires pendant la durée de la pluie) s'ajoutent aux charges dues au lavage des surfaces (Tableau 2.14). On admet en général que les débordements de réseaux combinés conduisent à un rejet dans le milieu d'environ 2 à 3% des charges annuelles sanitaires (Benjes et al., 1961; McKee, 1947; Friedland et al., 1970; Dubois, 1969); on ne doit pas cependant oublier que ces débordements sont intermittents (2% du temps à Détroit, Palmer, 1959) et que pendant la période de pluie même, ce sont jusqu'à 90% des

eaux sanitaires qui peuvent être entraînées (Dubois, 1969; Waller, 1969). Pour plus de détails, signalons qu'il existe une littérature abondante sur les débordements de combinés.

2.4.2 Variations

Lors d'une pluie, la qualité des eaux qu'on retrouve dans le (s) réseau (x) d'égouts dépend des nombreux facteurs qui conditionnent les quantités de polluants "disponibles", l'intensité du lavage et le transport de ces eaux; parmi ces facteurs, on peut distinguer, en résumé, ceux qui sont reliés:

- a) aux conditions climatiques (intensité, durée, fréquence des pluies, température, vents);
- b) aux caractéristiques du bassin (superficie, topographie, type de sol, utilisation du territoire et pourcentage de surfaces imperméables, densité de population, type de végétation);
- c) aux caractéristiques du réseau d'égouts (caractéristiques des ouvrages de collection secondaires, nature et configuration du réseau principal).

On observera donc de grandes variations suivant la région, le type de réseau (Tableau 2.15 fournit une comparaison des charges déversées par un égout pluvial et un égout combiné drainant des bassins ayant des caractéristiques assez voisines), d'une saison à l'autre, d'une pluie à l'autre, mais aussi au cours d'une même pluie.

A Variations au cours d'une pluie

Schématiquement, on observe une évolution typique en 3 phases à partir du moment où commence la pluie: (Fig. 2.13)

- une phase initiale au cours de laquelle on a les conditions de temps sec;
- une seconde phase caractérisée par une augmentation du débit et des concentrations d'un certain nombre de paramètres (première chasse);

- une troisième phase où les concentrations sont diluées par rapport aux conditions initiales, en raison du débit élevé.

En général, au début du ruissellement, l'effet de lavage des surfaces conduit à une pointe de concentrations précédant la pointe de débit (Fig. 2.14). Cependant on n'observe pas toujours un tel déphasage entre débit et concentrations; à cela il y a plusieurs explications possibles:

- amortissement et superposition des pointes quand le bassin amont est de grande taille et possède un grand nombre de tributaires;
- nécessité d'un volume minimum d'eaux de ruissellement dès le début de la pluie pour laver suffisamment les surfaces, sinon, les concentrations croissent simultanément avec le débit (McElroy et Bell, 1974);
- variabilité de la relation "concentration-débit" selon l'origine des éléments:
 - les éléments, dont les quantités accumulées en surface (ou dans les conduites) sont limitées, sont susceptibles de présenter ce phénomène de première chasse de la façon la plus nette; ainsi, pour des réseaux pluviaux, Weibel et al. (1966) observent ce comportement dans le cas des streptocoques fécaux, et selon les résultats établis par Kluesener et Lee (1974), ce phénomène existe pour l'azote organique et le phosphore total. Dans les réseaux combinés, la première chasse est fréquemment mise en évidence pour des paramètres comme la DBO_5 , les coliformes (De Filippi et Shih, 1971; Eckhoff et al., 1969), et les phénols (Burm et al., 1968), ce qui peut être relié à l'entraînement des dépôts dans les conduites à l'arrivée des premières eaux pluviales (Fig. 2.16);
 - concernant les apports reliés à l'érosion des surfaces perméables, on observe une relation entre les concentrations de solides et le débit (Weibel et al., 1964; Soderlund et Lenhtinen, 1972; Waller, 1971); à mesure que les volumes d'eaux de ruissellement augmentent, les quantités d'éléments entraînés croissent;

- les apports reliés non plus directement au ruissellement de surface, mais à un écoulement souterrain (percolation) peuvent par contre, montrer un certain retard par rapport au débit. Ce phénomène n'est pas toujours bien mis en évidence mais les résultats de Kluesener et Lee (1974) tendent à vérifier cette hypothèse: alors que le phosphore et l'azote organique montrent une avance nette sur la pointe de débit puis décroissent très vite, les nitrates présentent un maximum postérieur à la pointe de débit et leur concentration diminue beaucoup plus lentement (Fig. 2.15); on retrouve la même tendance dans les années de Burm et al., (1968) (Tableau 2.16), avec des concentrations maximales de nitrates postérieures au maximum de DBO_5 .

Il est très difficile d'établir, à partir des données de la littérature, un ordre de grandeur des concentrations pour les différentes phases du fait des conditions particulières qui prévalent dans chaque étude; trois exemples, les deux premiers pour un réseau pluvial, l'autre pour un réseau combiné, sont donnés au Tableau 2.16; on notera qu'aucune donnée de débit n'est mentionnée.

Dans les réseaux pluviaux, après la pointe de concentration du début du ruissellement, on a en général une diminution rapide des concentrations de la DBO_5 (20 à 50% de la valeur du maximum), des solides en suspension volatils (20%) et des huiles (10 à 20%); les variations des phosphates (Burm et al., 1968; Warnock, 1971; Weibel et al., 1964), de l'ammoniaque (Burm et al., 1968; Kluesener et Lee, 1974) sont peu prononcées et celles des solides ne peuvent être interprétées puisque le débit n'est pas connu dans ces exemples.

Selon Friedland et al. (1970), les concentrations des eaux combinées atteignent au début de la pluie de 125 à 200% des concentrations des eaux de temps sec (eaux sanitaires) pour ensuite diminuer jusqu'à 10

à 25% sous l'effet de la dilution. Ces données n'ont cependant qu'une valeur indicative; citons, par exemple, le cas d'une pluie de 0.7 pouces pendant 13 min. sur un bassin combiné de 264 acres, qui a entraîné des pics de DCO, solides en suspension, et solides en suspension volatils respectivement de 1400 mg/l, 1,250 mg/l et 800 mg/l, concentrations qui sont plutôt de l'ordre de 500% des concentrations sanitaires moyennes (De Filippi et Shih, 1971).

En définitive, on s'aperçoit que l'on ne peut tirer que des conclusions prudentes en comparant les résultats établis dans la littérature, que ceux-ci soient trop partiels (absence de données de précipitations, de débit) ou trop généraux (valeurs moyennes). Ajoutons que la disparité des résultats d'une étude à l'autre peut dépendre aussi en partie:

- des conditions d'échantillonnage: par la nature même du contrôle des systèmes d'échantillonnage qui sont le plus souvent mis en marche quand le niveau d'eau dans l'égout atteint une hauteur prédéterminée, il est rare que l'on ait des informations sur la première phase, et il est possible que l'on manque une partie de la première chasse; un déclenchement de l'échantillonnage contrôlé directement par un pluviographe serait préférable;
- du mode et de la fréquence d'échantillonnage: les échantillonnages ne sont jamais réalisés proportionnellement au débit, et la fréquence des prélèvements descend rarement en dessous du quart d'heure;
- de la durée de la période d'échantillonnage;
- de la nature des systèmes de prélèvement d'eaux (problème du prélèvement des solides en suspension);
- des conditions d'analyses des échantillons (échantillons filtrés ou non filtrés).

B Variations pendant la fonte

Les seules données que l'on peut citer concernant l'évolution des concentrations de différents paramètres (solides, DBO, chlorures, huiles, azote, phosphore, coliformes) au cours d'une fonte de printemps sont tirées de Soderlund (1970). Ses prélèvements ont été effectués sur une journée, dans un égout pluvial (Figure 2.17), et on note une évolution beaucoup plus lente des différents paramètres que dans le cas d'une pluie, avec un maximum des concentrations entre 12 h et 18 h, correspondant à l'élévation de la température extérieure. Les concentrations de solides et de DBO sont particulièrement élevées et peuvent se comparer à celles qu'on observe au début d'une pluie; du fait de l'absence de données de débit, on n'a cependant aucune indication sur les charges entraînées à l'égout au cours de cet épisode.

2.5 Méthodologie de mesure

2.5.1 Principes

Comme pour les autres épisodes, on recherche à:

- caractériser les variations quantitatives et qualitatives de l'apport;
- comparer ces variations et l'ensemble des charges aux autres apports;
- identifier et si possible quantifier l'apport par ruissellement lorsqu'il est mélangé à d'autres types d'apports.

On distingue plusieurs types d'apports par ruissellement, ce qui nous a conduit à définir un certain nombre d'épisodes.

Fonte de neige 1

Il s'agit d'une fonte de printemps alors que le stock est totalement mûri et a atteint sa charge maximum.

Fonte de neige 2

Il s'agit de la dernière fonte, en général due à une pluie massive, et qui lave la dernière couche noire.

Pluies 1 et 2

La période sèche précédant une pluie semble avoir, dans certaines conditions (cas des réseaux combinés surtout), une influence sur la quantité de solides accumulés. Il est donc proposé de procéder à un minimum de deux périodes de mesures correspondant à des périodes sèches antécédentes plus ou moins longues, soit une période sèche de 2 à 3 jours et l'autre supérieure à 8 jours.

Pluie d'automne

A l'automne, les débris végétaux s'accumulent au sol et peuvent être entraînés par une précipitation. La qualité de l'eau de ruissellement diffère alors sensiblement de celle des pluies d'été. Il est donc proposé de choisir une période de mesure (épisode) à ce moment.

De plus, la phase de caractérisation des apports par ruissellement pluvial nécessite l'étude d'un certain nombre de pluies d'intensités et de durées différentes, étant donné que l'on peut s'attendre à une variation des charges entraînées à l'égout selon l'intensité et la durée de la pluie (Figure 2.9). Cet aspect ne peut être étudié sur tous les bassins mais l'on tentera d'établir sur quelques bassins (pluvial et combiné) un certain nombre de caractéristiques reliées à ces facteurs.

Lavage de rue

Cas de ruissellement artificiel, le lavage de rue amène les mêmes éléments que les précipitations, mais à des concentrations élevées qui méritent d'être étudiées. Il constitue de plus une épisode qui doit

être relié aux épisodes de pluie, puisque une certaine quantité des polluants de surface est ainsi éliminée et donc ne sera plus disponible lors de la pluie qui suivra.

Déglaçage de rue

Alors qu'il s'agit d'un phénomène fréquent sous notre climat, comme pour l'épisode précédent, on ne dispose que de trop rares données au Québec, concernant les charges générées par le déglacement et les conséquences possibles sur le milieu (rejet direct) ou les traitements des eaux (cas des réseaux combinés).

2.5.2 Types d'égout

Dans le but de caractériser les divers apports par ruissellement, on se situe dans les égouts de type pluvial; mais il est évident que dans la phase d'identification, on est amené à étudier également ces apports dans les égouts combinés où une attention particulière sera accordée aux phénomènes de remise en suspension des dépôts des conduites.

Notons que les égouts sanitaires aussi doivent être étudiés pendant les périodes de ruissellement puisque potentiellement au moins, sinon théoriquement, on peut y retrouver des apports par ruissellement; ces apports, cependant, ont été considérés comme des "apports supplémentaires" et on trouvera la méthodologie relative à cet épisode dans le Chapitre 3.

2.5.3 Périodes de mesure

Pluies 1, 2 et automne

Les périodes approximatives pour l'épisode pluies 1 et 2 se situent aux environs des mois de juillet et août, alors que la dernière doit être située après la chute des feuilles (octobre et novembre). Les périodes de mesures visées sont d'une durée de 2 à 4 heures pour l'étude du ruissellement.

Fonte de neige 1

Pour cet épisode défini comme la première grosse fonte, on propose de faire les mesures sur 2 jours à partir du début de la fonte. La période de mesure est variable suivant le climat local, mais il s'agit environ de la fin mars - début avril pour la région de Québec, et du début mars à la mi-mars pour la région de Montréal.

Fonte de neige 2

Suivant le climat local, on cherchera à situer la période de mesure au moment d'une pluie ayant comme effet un lavage des terrains des derniers résidus de neige. La période de mesure s'étendra sur 1 journée environ à partir du début de la pluie et se situera entre la mi-avril et le début mai, dépendant des conditions locales.

Lavage de rue et déglacage

Ces épisodes sont dépendants des opérations de la municipalité et la durée de la période de mesure est évaluée aux environs d'une à deux heures. Dans le cas des égouts combinés, la période de mesure sera de préférence choisie la nuit (entre 3 h et 6 h) de façon à minimiser l'influence de l'apport sanitaire.

Le commencement de la période de mesure (ou début de l'épisode) pose un problème majeur. En effet, il est nécessaire d'obtenir de l'information avant et après l'épisode lui-même, lorsque la provenance ne peut être strictement isolée (ce qui est le cas dans la plupart des épisodes). La solution théorique au problème de la quantité d'information pour la phase identification est d'utiliser un double système d'acquisition d'information, le premier restant contrôlé sur la base de l'apport dominant avant l'épisode ruissellement (enregistrement à basse fréquence), le second étant déclenché au début de l'épisode et assurant un enregistrement avec la fréquence propre à l'épisode.

Pour les deux derniers épisodes, qui correspondent à un apport artificiel, il est possible de contrôler relativement bien les conditions de début de l'épisode et donc d'obtenir de l'information sur le comportement antécédent de l'égout. Par contre, les épisodes pluies 1, 2 et automne ont un début beaucoup moins prévisible. De nombreux auteurs ne se contentent alors de débiter les mesures lorsque le niveau de l'eau dans l'égout atteint une valeur limite. Cette solution est inacceptable, compte tenu des objectifs, à cause de la perte systématique d'information au début d'épisode, période dont l'intérêt est pourtant fondamental pour l'apport par ruissellement. Il est donc proposé pour les épisodes pluies 1, 2 et automne d'obtenir un démarrage dès le début de la pluie.

Pour l'épisode de fonte 2, on pourra également envisager un déclenchement de l'épisode sur la pluie.

Pour l'épisode de fonte 1, on devra recourir à un démarrage manuel en se fiant aux prévisions de fonte de neige transmises au jour le jour par le Ministère des Richesses naturelles, à partir du début de mars. En principe, la première grosse fonte se produit avec l'arrivée d'une pluie moyenne (environ .25 po/24 h) qui suit quelques jours de temps doux (température nocturne de l'ordre de 25°F et température diurne > 32°F).

2.5.4 Fréquence de mesure et choix des paramètres qualitatifs

Pluies 1, 2 et automne

1) Mesures quantitatives

La fréquence de mesure du débit et des précipitations dépend des objectifs de l'étude et de la taille du bassin. Pour répondre à l'élément 1 des principes de l'étude, il est proposé de choisir une fréquence de mesure donnant un minimum de 5 mesures sur la durée correspondant au temps de concentration.

Si on fait l'hypothèse de travail d'un temps de concentration de 15 à 30 minutes, la fréquence des mesures de débit s'établit à 1 mesure aux 3 à 6 minutes¹ commençant à la première goutte tombée, et se terminant à la fin du ruissellement. Tout comme le début de l'épisode, la fin du ruissellement proprement dit est incontrôlable; on peut donc faire, comme première proposition, de se limiter à une période de mesure de 2 à 5 heures. Après le ruissellement, rappelons que nous avons défini un autre type d'épisode concernant les apports souterrains (percolation et éventuellement remontée de la nappe) dont l'étude est décrite au chapitre 3.

2) Mesures qualitatives

Les effets de "première chasse" se produisant dans les premiers instants du ruissellement, l'évolution de la plupart des paramètres après le pic, se fait suivant une courbe décroissante. Ceci pose un problème majeur pour les contrôles des prises de doses et de changement de bouteilles. L'analyse a posteriori des résultats amènerait à proposer un contrôle de changement de bouteilles à fréquence élevée dans la première partie (concentrations et débits croissants) et basse dans la seconde (concentrations et débits décroissants). Une solution serait alors un contrôle par la fonction valeur absolue de la dérivée du débit; cette méthode, qui n'a jamais été utilisée, reste techniquement réalisable mais les aléas sont encore plus grands qu'avec la fonction débit, qu'il est déjà délicat de prévoir. Ce dernier mode de contrôle offre cependant un autre inconvénient: il tend à masquer l'effet de "première chasse". Il reste alors à utiliser un mode de contrôle sur une base de temps en essayant d'augmenter la fréquence. C'est la solution que nous

¹ La perte d'information et les erreurs introduites sur le débit et les précipitations seront évaluées sur un bassin en faisant des mesures à haute fréquence (1 par 4 secondes, par exemple).

proposons, compte tenu du fait que la seconde partie de l'épisode constitue en elle-même un autre épisode (apports supplémentaires). Sur la base de la période proposée (2 à 4 h), le changement de bouteilles se fait donc chaque 5 ou 10 minutes. Il est entendu que pendant cette période on tente de maximiser le temps de prélèvement (prélèvements de plusieurs doses unitaires si possible, sur l'intervalle 5 - 10 minutes).

Le choix des paramètres qualitatifs (Tableau 2.17) pour l'apport par ruissellement est dicté par:

- la spécificité de leurs variations au cours de l'épisode d'apport par ruissellement, principalement dans la phase de caractérisation dans le cas où d'autres provenances risquent d'être présentes pendant l'épisode, ce critère est essentiel;
- les éléments de comparaison entre apports;
- les capacités de conservation et d'analyse.

Pour l'ensemble des 3 pluies, on fait l'hypothèse que les mêmes paramètres sont spécifiques à savoir les solides, DBO_5 , DCO, carbone organique, azote total et ammoniacal, nitrites et nitrates, phosphore total et inorganique, huiles, ainsi que plomb et fer. Cependant, les capacités d'analyse ne nous permettent pas de traiter 24 bouteilles sur les paramètres tels que les huiles, le plomb et le fer. De plus, DCO et DBO_5 , que l'on cherche à relier au carbone organique, sont également à analyser sur une fréquence restreinte.

Les autres paramètres¹, carbone inorganique, sulfates, chlorures, sodium, dureté et température, ne semblent pas subir une évolution caractéristique et sont à étudier par comparaison avec les autres provenances.

¹

Concernant le cuivre et le zinc, on connaît mal leurs origines, et ils sont donc analysés sur tous les épisodes de ruissellement pour une comparaison ultérieure avec les épisodes sanitaires.

La température peut facilement être mesurée en continu et enregistrée avec les paramètres quantitatifs alors que les autres paramètres peuvent être mesurés avec la même fréquence que les huiles, le plomb et le fer. Cette fréquence ne peut être déterminée à l'avance et, pour conserver la représentativité des mesures, il est proposé d'effectuer des composés en se basant sur l'évolution du débit: on peut avoir alors deux composés correspondant à la phase ascendante de l'hydrogramme et un pour la phase descendante. On fera également une analyse à part de la première bouteille prélevée qui sera censée représenter les conditions initiales (avant le ruissellement).

Fontes 1 et 2

1) Mesures quantitatives

Fonte 1

A la différence des périodes pluvieuses, on peut s'attendre à des variations de débit beaucoup plus lentes; il est donc proposé de choisir pour la mesure du débit une période de discrétisation pouvant atteindre jusqu'à 2 heures.

Fonte 2

Pour cet épisode de lavage de la dernière couche noire par une pluie, les mesures sont effectuées sur une durée de 24 heures environ et on peut proposer une période de discrétisation maximum de 15 mn, la réponse en débit dans l'égout pouvant être plus rapide sous l'effet de la pluie, que dans le cas de la fonte 1.

2) Mesures qualitatives

Fonte 1

On connaît peu d'éléments sur le comportement qualitatif de l'égout au moment de la fonte. Donc, tout en tenant compte de la capacité

d'analyses du laboratoire, on est conduit à recueillir le maximum d'échantillons sur l'épisode de mesure de 2 jours, soit 24 (ou si possible 48 bouteilles). Concernant le mode de changement de bouteilles, on propose dans la première étape de l'étude, afin de faciliter l'opération d'échantillonnage, de remplir une bouteille par heure (ou par 2 heures) à l'aide de plusieurs doses unitaires prélevées également sur une base de temps (au moins 2 doses par bouteille dans le cas d'une bouteille par heure, ou 4 doses dans le second cas). Les résultats de la première campagne d'échantillonnage sur la fonte permettront de mieux préciser par la suite les conditions d'échantillonnage pour le printemps 77.

Fonte 2

On peut proposer le même mode d'échantillonnage: remplissage de 24 bouteilles à raison d'une bouteille par heure, à l'aide d'au moins 4 doses unitaires.

Le choix des paramètres qualitatifs (Tableau 2.18) est basé sur les mêmes principes que dans le cas du ruissellement pluvial à la différence que l'on a beaucoup moins d'indications sur la spécificité de leurs variations. En conséquence, on propose l'analyse sur tous les échantillons des solides, carbone organique, azote total et ammoniacal, phosphore total et inorganique, ainsi que celle des chlorures, de la dureté calcique (lien avec les sels de fonte), et des nitrates et sulfates (lien avec les impuretés des sels de fonte). La DBO_5 , la DCO, les huiles, le plomb et le fer, pour des raisons de capacité du laboratoire, seront analysés sur des composés de 24 heures, ainsi que sur le premier échantillon qui représente les conditions initiales¹: ces propositions sont sujettes à des modifications quand les premiers résultats auront été

¹

Dans le cas de la fonte 1, il sera peut être difficile de considérer le 1er échantillon comme représentatif des conditions initiales: le déclenchement de l'épisode de mesure est manuel et la fonte pourra sans doute déjà avoir débuté.

examinés; on essaiera en particulier d'analyser un plus grand nombre de composés compte tenu des caractéristiques de débit. On prévoit également une mesure de la température en continu.

Lavage de rue et déglacage

Vu que l'on déclenche artificiellement ces deux épisodes, la fréquence de mesures n'est pas critique du point de vue de l'enregistrement (mise en marche avant le début de l'épisode). On peut donc proposer une fréquence de mesure des débits pouvant aller à toutes les 4 minutes pendant les deux heures proposées pour étudier ces 2 épisodes, étant donné, de plus, qu'ils sont très courts.

Du point de vue de l'échantillonnage, on devrait avoir une bonne idée de ces deux phénomènes avec un maximum de 12 bouteilles remplies dans des conditions analogues à celles du ruissellement pluvial, soit une bouteille par 10 mn. composée d'au moins 2 doses unitaires prélevées aussi sur une base de temps. Par des mesures préliminaires, on obtiendra en outre des informations sur les conditions précédant l'épisode, à savoir:

- dans les égouts pluviaux, enregistrement du débit sur les 4 heures précédant l'épisode proprement dit, et prélèvement de 2 échantillons (1 bouteille/2 heures);
- dans les égouts combinés, également enregistrement du débit sur 4 heures et prélèvement d'échantillons durant la dernière heure précédant l'épisode avec la même fréquence que pendant l'épisode, ceci afin d'avoir une évaluation des fluctuations de l'apport sanitaire quand il est échantillonné à haute fréquence (6 échantillons préliminaires).

Pour le lavage de rues, on propose l'analyse des mêmes paramètres de qualité que dans le cas des pluies, et pour le déglacage, les mêmes paramètres que dans l'épisode de fonte; on a ajouté l'analyse du sodium sur les différents échantillons de façon à faire le lien plus précisément avec le mélange de déglacage qui sera également analysé (Tableau 2.19).

2.5.5 Mesures à l'origine et sur le bassin

A Pluies

On rappelle que d'une part, ces mesures concernent les apports autres que le ruissellement et qui ne peuvent être isolés, et que d'autre part, elles visent à fournir des informations supplémentaires sur les sources des apports par ruissellement.

1) Mesures quantitatives

Quel que soit le réseau, les épisodes de mesure sur les pluies comportent un enregistrement de la précipitation sur le bassin avec la même fréquence que celui du débit. De plus, quand il s'agit de réseaux combinés (ou sanitaires), on ne peut isoler les apports par ruissellement de l'apport sanitaire et l'on doit donc faire des mesures des quantités d'eau à la consommation. Ces mesures ne seront effectuées que sur un ou deux bassins (combiné et/ou sanitaire) équipés à cet effet; pour les autres bassins, on mesurera seulement la consommation des gros utilisateurs. Enfin, un enregistrement systématique du niveau de la nappe permettra d'évaluer la contribution de cet apport au moment de l'épisode de mesure.

2) Mesures qualitatives

Il s'agit d'une part de faire le lien entre les éléments retrouvés dans l'égout et leurs origines (identification des provenances) et si possible, par un certain nombre de tests spécifiques, arriver à une évaluation de l'importance relative des différentes sources.

a) Lien avec les provenances

Concernant l'eau d'"origine", on propose un échantillonnage des eaux de précipitation qui a lieu au début de la pluie (première demi-heure) et les paramètres suivants seront analysés: solides, carbone organique, azote organique et ammoniacal, nitrites et

nitrate, orthophosphate et phosphore total, sulfate, dureté calcique, chlorure, sodium et carbone inorganique. L'eau de nappe (si celle-ci atteint les conduites) prélevée au moment de l'épisode, et l'eau d'aqueduc dans le cas des réseaux combinés, sont aussi analysées (Tableau 2.20).

Pour les autres sources potentielles de polluants, il est actuellement proposé:

- un échantillonnage des eaux de ruissellement de quelques toits (lavage des retombées sèches, des débris végétaux...), sur lesquelles seront analysés les paramètres mentionnés au Tableau 2.20 (1 échantillon composé);
- un échantillonnage de l'eau de ruissellement des chaussées avant sa pénétration dans les puisards, effectué au début de la pluie (1 ou 2 échantillons);
- un échantillonnage des eaux "non-urbaines" captées par le réseau pluvial (cas où le réseau pluvial intercepte des ruisseaux) (1 échantillon);
- un échantillonnage du contenu des puisards des rues (avant la pluie ou à son tout début) dans la mesure où l'on aura déterminé qu'ils sont susceptibles d'une contribution notable (voir test); les paramètres analysés seront les mêmes que ceux mesurés sur l'eau d'égout.

Tous ces échantillonnages sont manuels et sont effectués pendant l'épisode de mesure. La liste des paramètres analysés dans chaque cas figure au Tableau 2.20.

b) Evaluation de l'importance des différentes sources

Sans vouloir viser à établir un bilan des quantités de polluants, ce qui dépasserait le cadre de cette étude, on propose un certain nombre de tests destinés à estimer l'importance rela-

tive des différentes sources; on ne possède pas de données québécoises dans ce domaine et il est difficile de transposer directement des données d'un endroit à l'autre.

- Evaluation des quantités de dépôts accumulés dans les rues en fonction de la durée de la période sèche (courte ou longue). Pratiquement cette mesure consistera en un balayage du quartier par camion balayeuse suivi d'une pesée des balayures; pour l'évaluation des particules les plus fines qui ne sont pas enlevées par balayage, on pourra procéder à un lavage par boyau d'arrosage d'une section de rue avoisinant un puisard dans lequel un réceptacle sera installé pour recueillir la totalité des eaux de lavage (on tentera de faire le lavage avec des intensités simulant des pluies).

Des échantillons de balayures et d'eaux de lavage seront analysés (détermination des fractions soluble et insoluble et de leur composition). Actuellement, l'importance à accorder à cet aspect n'est pas déterminée quant au nombre de sites échantillonnés (fonction des caractéristiques des bassins).

- Evaluation des quantités de retombées sèches pour différentes durées de période sèche par l'échantillonnage puis l'analyse de la composition des solides recueillis dans un plateau placé à quelques pieds du sol.
- Apports par les puisards de rues. Les puisards de rues sont censés recueillir les solides les plus denses afin d'éviter leur entrée dans le réseau. D'autre part, l'arrivée des eaux de ruissellement a pour effet de chasser dans le réseau la couche liquide supérieure ainsi qu'une partie des solides déposés dans le puisard.

On connaît peu d'éléments sur le comportement des puisards au moment d'une pluie, et de plus, les phénomènes mis en jeu peuvent fortement dépendre du type de puisard (taille) et de la fréquence de leur nettoyage. On cherchera donc à déterminer, dans le cas des bassins que nous étudions, si la "chasse" des puisards pendant une pluie peut avoir des conséquences notables sur la qualité de l'eau de l'égout, et s'ils permettent d'autre part la rétention d'une quantité appréciable des solides entraînés par les eaux de ruissellement.

A cet effet, on propose une série d'expériences sur un puisard-test à l'extérieur du bassin consistant en un "lavage" du puisard pour différentes épaisseurs de dépôts et différentes intensités de pluies simulées; on détermine dans chaque cas les quantités de solides entraînés (le puisard-test pourra être rempli avec des dépôts prélevés dans un puisard de rue existant). On tentera d'autre part, d'évaluer l'efficacité des puisards¹ à l'occasion du lavage d'une portion de chaussée (pluie simulée):
a) détermination des quantités de solides retenus et de leur nature, dans un puisard initialement vidé de son contenu; b) détermination des quantités de solides et de la nature du contenu d'un ou 2 puisards avant et après le lavage. Ces résultats seront reliés aux résultats obtenus sur les tests de balayage.

- Evaluation des quantités et de la nature des solides qui s'accumulent dans les conduites combinées pour différentes durées de période sèche. On a signalé que la longueur de la période sèche avait un effet notable surtout sur les accumulations dans les réseaux combinés. Cette évaluation sera effectuée grâce à des

¹ Mentionnons que ces tests sont prévus dans la mesure où le volume "actif" des puisards est de l'ordre d'une cinquantaine de gallons, volume que l'on peut extraire sans trop de difficultés; à titre d'exemple, à Ste-Foy, la capacité des puisards varie de 30 à 65 gallons.

tests de lavage de conduites tels que décrits dans le chapitre 1, mais qui seront effectués en été, car on peut s'attendre à ce que la nature et les quantités de dépôts diffèrent d'une saison à l'autre.

On recueillera en outre des informations sur le bassin concernant les pratiques de nettoyage du service de voirie et on devra répertorier, pour chaque épisode échantillonné, la date du dernier nettoyage de la surface (lavage, balayage des rues, vidange des puisards) et des conduites.

B Fontes 1 et 2

1) Mesures quantitatives

Il s'agit de relier un certain nombre de phénomènes météorologiques au comportement de l'égout pendant la fonte; pour cela, on utilisera les données météorologiques, qui sont disponibles à la station la plus proche (température de l'air, mesures de rayonnement). Pour la fonte 2, on a de plus un enregistrement de la précipitation sur le bassin. Comme pour les épisodes "pluie", des mesures quantitatives sur l'eau d'aqueduc¹ (réseaux combinés) et la nappe sont également prévues et sont accompagnées d'un échantillonnage (un prélèvement d'eau d'aqueduc et un prélèvement d'eau de nappe si celle-ci atteint les conduites).

¹ Ces mesures ne seront effectuées que sur un ou deux bassins (combiné et/ou sanitaire) équipés à cet effet; pour les autres bassins, on mesurera seulement la consommation des gros utilisateurs.

2) Mesures qualitatives

Fonte 1

On obtiendra des indications sur l'état du stock de neige en prélevant des carottes de neige (à proximité de la rue, sur les terrains des résidences), ainsi qu'en prélevant des eaux de fonte de toits (bassin combiné). Les analyses concerneront les mêmes paramètres que ceux mesurés sur l'eau d'égout et sont effectuées sur un échantillon composé (Tableau 2.20).

Fonte 2

Des prélèvements de neige ainsi que de la couche noire seront effectués et les paramètres analysés seront les mêmes que dans l'égout (Tableau 2.20).

Des informations additionnelles seront recueillies également sur les puisards de rues, les conduites, dans la mesure où la nature et les quantités des dépôts peuvent être très différentes de ceux accumulés en été (présence de sable); à cet effet, on utilisera les résultats des tests de lavage des conduites combinées effectués en février, au moment de l'épisode sanitaire (Voir Chapitre 1).

C Lavage de rue et déglacage

Lavage de rue

L'eau d'origine est dans ce cas de l'eau d'aqueduc, et l'on analyse donc un échantillon de cette eau prélevée dans le camion (détermination des paramètres mentionnés au Tableau 2.20). Il est possible, en outre, de connaître avec exactitude les volumes d'eaux utilisés pour le lavage et de déterminer le débit d'eau de lavage.

Déglaçage

Une analyse du mélange de déglacement prélevé dans le camion permettra de déterminer la composition en chlorure de sodium et de calcium ainsi que les teneurs en sulfates, nitrates et phosphates (qui sont en général des impuretés des sels de déglacement). On effectuera en outre un prélèvement de la saumure ainsi générée avant sa pénétration dans les puisards, de façon à connaître les concentrations de sels qui atteignent l'égout.

TABEAU 2-1 : Composition physico-chimique des précipitations à Victoriaville (Campbell et al., 1975) et à Pittsburg, N.H. (Pearson et Fisher, 1971).

Concentration moyenne ¹		
Paramètre	Victoriaville (été 1973)	Pittsburg, N.H. (année 1965-66)
Ca	0.55	0.54
Mg	0.06	0.08
Na	0.42	0.47
K	0.16	0.14
SO ₄	4.1	3.6
Cl	0.76	0.46
HCO ₃	-	0.51
N-NH ₄	0.24	0.19
N-organique	0.25	-
N-NO ₂₋₃	0.30	0.09
N-total	0.79	-
SiO ₂	0.67	-
Fe	0.06	-
H ⁺	0.05 (pH 4.3)	0.021 (pH 4.7)
Σ cations (m eq/l)	0.116	.092
Σ anions (m eq/l)	0.127	.053

¹ concentrations moyennes pondérées, exprimées en mg/l, à moins d'indication contraire:

$$[X]_{\text{moyenne}} = \frac{\sum_{i=1}^n [X]_i H_i}{\sum_{i=1}^n H_i}, \text{ où } [X]_i = \text{concentration du paramètre X dans l'échantillon composite de la } i\text{-ième semaine}$$

H_i = hauteur de la précipitation
 i = indice hebdomadaire

TABLEAU 2.2: Composition physico-chimique de l'eau de fonte de neige propre

	Composition moyenne mg/l	Composition moyenne et gamme de variations ^(a) mg/l
	Stockholm (1969) ¹	Québec (1973) ²
Solides tot. vol.	37	-
Solides en susp.	48	-
Sol. en susp. vol.	19	-
Dureté totale	-	- (.2 - 4.20)
Calcium	-	.66 (.28 - 2.75)
Magnésium	-	.002 (.00 - .117)
Sodium	-	1.70 (.24 - 5.72)
Potassium	-	.074 (.029 - .29)
Sulfates	-	.90 (.80 - 2.60)
Chlorures	5	2.90 (.30 - 11.0)
Nitrites et nitrates	-	.37 (.24 - .65)
Ortho phosphates	-	.005 (.003 - .017)
Fer	-	.00 (.02 - .04)
Plomb (µg/l)	Traces	- (8 - 130)
Huiles	1	-
Conductivité (µmho cm ⁻¹)	-	- (16.5 - 32)
pH	-	- (4.3 - 6.1)

(a) résultats sur 11 échantillons (janvier 1973)

Sources: ¹ Söderlund (1970)

² Sasseville et Lachance (1973)

TABLEAU 2.3: Sources pouvant être reliées à un certain nombre de paramètres déterminés dans des eaux de ruissellement

Paramètre	Sources
Azote organique	végétation (feuilles, graines) - particules de sol - résidus d'asphalte - mélange de fonte (urée)
Azote ammoniacal	atmosphère - dégradation de matières végétales - fertilisants
Azote nitrite	matière organique en cours de dégradation
Azote nitrate	fertilisants - atmosphère - impuretés des sels de fonte
Phosphore	fertilisants - végétation (feuilles, graines) - additif de l'essence - impuretés des sels de fonte
Hydrocarbures, huiles	véhicules huiles de chauffage
Phénols	matières végétales en cours de dégradation
Détergents	lavage de voitures
Sulfates	atmosphère - impuretés des sels de fonte
Chlorures	mélange de fonte
Calcium	mélange de fonte
Sodium	mélange de fonte
Plomb	additif de l'essence
Fer	carrosserie voitures...
Zinc	résidus de pneus entre autres, corrosion des gouttières et colonnes pluviales
Chrome	additif des sels de fonte - carrosseries de voitures
Streptocoques fécaux	féces d'animaux

TABLEAU 2.4: Taux d'accumulation des polluants dans les rues
(moyenne de 10 villes américaines)

Composé	Quantité en lb/mille de trottoir/jour	% du poids de solides totaux
Solides totaux	730	100
Solides volatils	51	7
Résidu fixe	679	93
DBO ₅	4.5	.6
DCO	26	3.6
Phosphates	.37	.05
Nitrates	.029	.004
Azote Kjeldahl	.66	.09
Métaux lourds ^(a)	1.3	.18
Pesticides ^(b)	.2 10 ⁻³	-

(a) Chrome, cuivre, zinc, nickel, mercure, plomb et cadmium

(b) dieldrine, PCB, DDD, DDT, methoxychlore, methyl parathion et lindane

Remarque: - valeurs basées sur le nombre de jours depuis le dernier nettoyage de rues (pluie ou balayage)

Source: Sartor et Boyd (1972)

TABLEAU 2.5: Composition des eaux de ruissellement de toits (Halifax, N.E.)

A) <u>Valeurs moyennes</u>		1969	1970		
Phosphore inorg. (ppm)	(")	-	< .1	(4)	
Azote -NO ₃	(")	-	.6	(4)	
Azote - NH ₃	(")	-	.7	(4)	
Chlorures	(")	-	30	(2) mai	
Phénols (ppb)		50 (10)	20	(2) juin-août	
(valeurs entre parenthèses = nombre d'échantillons analysés)					
B) <u>A l'occasion de différentes pluies</u>					
		30/07	6/08	25/08	Moy. *
Moment du prélèvement après le début de la pluie		35mn	65mn	26mn	
Précip. tombée au moment du prélèvement (po.)		.04	.12	.06	
Solides en susp. (mg/l)		158	691	1289	582
Solides en susp. vol. (")		87	108	309	117
DBO ₅ (")		8.1	6.0	21.9	6
Coliformes (/100ml)		3	280	2	10
Coliformes fécaux (")		3	3	<2	3
Streptocoques fécaux (")		7	<10	<10	10

* résultats pour 17 pluies (mai, juin, juillet, août)

Source: Waller (1971)

TABLEAU 2.6: Composition du contenu des puisards de rues

<u>Composition des dépôts dans 2 puisards (en %)</u>					
Humidité	39.4	43.3			
Solides					
organiques	3.6	4.4			
sable	8.0	18.4			
boues	49.0	33.9			
totaux	60.6	56.7			
Source: APWA (1969)					
<u>Analyse du contenu de 5 puisards de rues (avril-mai) - Baltimore et Milwaukee (USA)</u>					
	1	2	3	4	5
Couche liquide					
DCO (mg/l)	150	-	175	8250	7750
Phosphates (mg/l)	1.1	-	2.2	1.5	3.0
Nitrates (mg/l)	4.0	-	5.5	9.0	16.0
Dépôts solides					
DCO*	3.1	1.2	-	-	1.2
Phosphates*	.06	.02	-	-	.009
Nitrates*	.05	.09	-	-	.07
* en % du poids de solides totaux					
Source: Sartor et Boyd (1972)					
<u>Analyse du contenu de 12 puisards de rues après mélange du contenu - hiver 1972 - Ville de San Francisco</u>					
DCO	153 - 37,700	mg/l			
DBO	5 - 1,500	"			
Azote total	.5 - 33.2	"			
Phosphore total	<.2 - .3	"			

Source: Sartor et Boyd (1972)

TABLEAU 2.7: Composition de la neige en milieu urbain

	Chaussées Québec (1971) ¹ mg/l	Chaussées Stockholm (1969) ² mg/l	Chaussées villes Mass. (1972) ³ mg/l	Neige dans camions Toronto (1971) ⁴ mg/l	Congères le long des rues Ottawa (1972) ⁵ mg/l
Solides totaux	-	3,600	-	10,500	-
Solides tot. vol.	-	500	-	-	-
Solides en susp.	100 - 48,000	2,700	-	-	-
Solides en susp. vol.	-	300	-	-	-
Matière org. soluble	10 - 20	-	-	-	-
DBO ₅	-	-	-	-	-
Phosphore total	-	-	-	-	-
Huiles	1 - 32 ⁶	40	-	-	-
Conductivité $\mu\text{mho cm}^{-1}$	45 - 58,000	-	-	-	-
Sodium	3 - 33,000	-	-	-	-
Potassium	.2 - 96	-	-	-	-
Calcium	.2 - 847	-	-	-	-
Magnésium	.3 - 43	-	-	-	-
Chlorure	3 - (50,000) ⁷	320	-	2,250	200 - 4,500
Fer total	-	-	-	41.5	-
Plomb	-	20	.4 - 6.6	9.8	2 - 102
Zinc	-	-	.04 - .89	-	-
Cuivre	-	-	.01 - .04	-	-
Nickel	-	-	.02 - .08	-	-
pH (unités)	7.4 - 8.4	-	-	-	-

¹ Sasseville (1972)

² Söderlund et al. (1970)

³ Krueger (1972)

⁴ Van Loon (1972)

⁵ Richards et Associés Ltd - Labrecque, Vézina et Associés (1972)

⁶ résultats de l'hiver 1973-74 (INRS-Eau), prélèvements à 600 pieds d'un boulevard

⁷ calculé à partir du sodium

TABLEAU 2.8: Variations des quantités de dépôts de surface et de leur nature suivant l'utilisation du territoire

	Sartor et Boyd (1972) ¹			AVCO Economic Systems Corp. (1970) ²			APWA (1969) ³		
	Résiden- tiel	Commer- cial	Indus- triel	Résiden- tiel	Commer- cial	Indus- triel	Résidentiel		Commercial
							UF	MF	
Solides totaux	590	180	1400	63	96	354	74 ⁴	243 ⁴	350 ⁴
Sol. tot. vol.	44	14	77						
Matière soluble							.44	1.36	4.3
Mat. sol. vol.							.28	.83	2.4
DBO	3.6	.99	7.2	2	3	3.5	.361	.87	2.7
DCO	20	5.7	81	13.9	20.3	27.7	2.95	9.70	13.6
Azote Kjeldahl	.6	.12	1.2	.14	.23	.26	.03	.15	.14
Nitrates	.02	.06	.06						
Phosphates	.37	.10	1.1	.18	.24	.57	.004	.01	.02
Métaux lourds (en lb/ mille)	.58	.18	.76						
Dépôts totaux ⁵							253	369	496

¹ en lb/jour/mille de trottoir (moyenne sur 10 villes américaines)

² en lb/jour/mille de rue (moyenne sur respectivement 8,3 et 3 sites de Tulsa, Okl.)

³ en lb/jour/mille de rue (moyenne sur 18 sites de Chicago)

⁴ poussières ("dust and dirt") i.e. fractions inférieures à 1/8 po

⁵ ensemble des balayures de rues

TABLEAU 2.9: Caractéristiques moyennes d'eaux de réseaux pluviaux (en période de pluie)
(en mg/litre sauf indication contraire)

Lieu	(Compilation de données)	Ann Arbor (Michigan)	Durham (N.C.)	Lawrence (Kansas)	Washington (D.C.)	Minsk (URSS)	Lubbock (Texas)	Windsor (Ontario)	Cincinnati (Ohio)	Eaux de lavage des rues
Référence	Field et Struzeski (1972)	Burm et al. (1968)	Bryan (1972)	Angino et al. (1972)	De Filippi et Shih (1971)	Pravoshinsky et Gatillo (1969)	Wells et al. (1969)	Hartt (1973)	Weibel et al. (1964)	Pravoshinsky et Gatillo (1963)
Superficie du bassin (acres)	-	3,800	1,069	460	265	235 & 220	223	89	27	-
Population	-	67,000	10,000	-	≈10,000	-	2,237	900	240	-
Nbre de pluies étudiées	-	18	17	10 mois-hiver	10	-	15	(été)	(1 an-hiver)	-
Solides totaux	450-14,600	-	2,730	1,180	2,166	-	1,500	-	-	-
Solides totaux volatils	12-1,600	-	298	241	302	-	270	-	-	-
Solides en suspension	2-11,300	2,030	-	974	1,697	450-5,000	860	297	210	30 -8,300
Solides en susp. vol.	-	218	-	-	145	15 - 60%	150	47	53	12-75%
Solides décantables	.5-5,400 ¹	1,590	-	-	687	-	-	-	-	-
DBO ₅	1->700	28	14.5	11.4	19	18-67	33	16	19	6.1-223
DCO	5-3,100	-	179	41	335	52-1,720	350	-	99	-
Orthophosphates	.1-10	0.8	-	-	-	-	1.0	.32	.8	-
Phosphates totaux	.1-125	5.0	.58	-	1.3	-	-	-	-	-
Azote organique	.1-16	1.0	-	-	-	-	-	-	1.7	-
Ammoniaque	.1-2.5	1.0	-	-	2.1	-	-	.11	.6	-
Nitrates	-	1.5	-	4.4	-	-	4.3	.82	.4	-
Huiles	0-110	-	-	-	-	20(8-223)	-	-	-	-
Plomb	0-1.9	-	.32	-	-	-	-	-	-	-
Phénols	0-.2	.016	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorures	2-25,000 ²	-	7.6	21	-	6.4-32	-	33	12	11.0-16.7
Coliformes totaux ³	200-146 10 ⁶	-	-	-	.6 10 ⁶	2.5 10 ⁶ - 25 10 ⁶	1.2 10 ⁶	3 10 ⁶	58,000	-
Coliformes fécaux ³	55-112 10 ⁶	-	30,000	-	.31 10 ⁶	-	2.2 10 ⁴	490	10,900	-
Streptocoques fécaux ³	200-1.2 10 ⁶	-	-	-	.021 10 ⁶	-	-	-	20,500	-

¹ en ml/litre

² données d'hiver

³ nombre d'organismes pour 100ml

TABLEAU 2.10: Caractéristiques moyennes d'eaux d'égouts pluviaux en période de fonte de neige (en mg/l).

Lieu	Lawrence (Kansas)	Minsk (URSS)	Windsor (Ontario)			Ottawa (Ontario)
Référence	Angino et al. (1972)	Pravoshinsky et Gatillo (1969)	Hartt (1973)			Oliver et al. (1974)
Superficie du bassin (acres)	460	235 & 220	1	89 2	3	-
Solides totaux	1,110	-	-	-	-	-
Solides totaux vol.	257	-	-	-	-	-
Solides en susp.	690	570 - 4950	94	114	26	-
Solides en susp. vol	-	10 - 65%	39	-	-	-
DBO ₅	6.4	5 - 105	9	9	41	-
DCO	44	-	-	-	-	-
Phosphates	-	-	1.4	7.5	94	-
Nitrates	5.7	-	1.33	.67	25	-
Huiles	-	-	-	-	-	-
Plomb	-	-	-	-	-	.13 (.002 - 1.20)
Chlorures	125	6.4 - 58	345	122	83.5	219 (11 - 1,163)
Sulfates	-	-	100	87	52	-
Dureté calcique	-	-	138	90	45	-
Coliformes totaux (/100 ml)	-	-	263,500	-	-	-
Coliformes fécaux (/100 ml)	-	-	23,400	-	-	-

¹ en mg/l

² charge en livre/acre/3 mois hiver

³ pourcentage de la charge des 3 mois d'hiver par rapport à la charge annuelle

TABLEAU 2.11: Caractéristiques moyennes d'eaux de réseaux combinés en période de pluie
(en mg/l sauf indication contraire)

Lieu	Compilation de données ¹	Detroit ¹ (Michigan)	Bucyrus ¹ (Ohio)	Washington (D.C.) (2 bassins)	Halifax (N-E)
Référence	Field et Struzeki (1972)	Burm et al. (1968)	Noiland et Decarlo (1970)	De Filippi et Shih (1971)	Waller (1971)
Superficie du bassin (acres)	-	22,000	179	110 & 264	168
Population	-	≈400,000	-	4,800 & 14,000	4800
Nbre pluies étudiées	-	7-20	10		2 ans
Solides totaux	150-2,300	-	1,647	883	-
Solides totaux vol.	15-820	-	-	344	-
Solides en susp.	20-1,700	274	533	622	61-677
Solides en susp. vol.	-	117	182	245	.24-.82 (SSV/SS)
Solides décantables	2-1,550 ²	238	-	229	-
DBO ₅	30-600	153	170	71	-
DCO	-	-	372	382	-
Orthophosphates	.1-6.2	7.7	-	2.0	-
Phosphates totaux	-	14.6	-	3.0	-
Azote organique	1.5-33.1	3.7	-	2.0	-
Ammoniaque	.1-12.5	12.6	-	1.5	-
Nitrates	-	.5	-	-	-
Phénols	-	.31	-	-	-
Coliformes totaux (org/100ml)	20 10 ³ - 90 10 ⁶	-	-	2.8 10 ⁶	.01 10 ⁶ - 160 10 ⁶
Coliformes fécaux (org/100ml)	20 10 ³ - 17 10 ⁶	-	-	2.4 10 ⁶	-
Streptocoques fécaux (org/100ml)	20 10 ³ - 2 10 ⁶	-	-	17.2 10 ³	.36 - 53 (CF/SF)

¹ eaux de débordements
² en ml/litre

TABLEAU 2.12: Apports des eaux de ruissellement pluvial (charges en livres/acre) déterminés dans des égouts pluviaux

Lieu	Tulsa (Oklahoma)	Ann Arbor (Michigan)	Durham (N.C.)	Lubbock (Texas)	Windsor (Ontario)	Cincinnati (Ohio)
Référence	AVCO (1970)	Burm et al. (1968)	Bryan (1972)	Wells et al. (1973)	Hartt (1973)	Weibel et al. (1964)
Superficie bassin (acres)		3,800	1,069	223	89	27
Population		67,000	10,000	2,237	900	240
Utilisation territoire		-	60% résidentiel	résidentiel	résidentiel	résidentiel
Evaluation pour:	1 an	3 mois	1 an	1 an	6 mois (été & automne)	1 an
Solides totaux	2,855	-	15,900	385	-	-
Solides totaux vol.	-	-	1,730	57	-	-
Solides en susp.	-	1,010	-	237	258	730
Solides en susp. vol.	-	185	-	21.5	-	160
Solides décantables	-	780	-	-	-	-
DBO ₅	30.5	31	84	83	9	33
DCO	181.5	-	1,040	-	-	240
Azote organique	6.5	.4	-	-	-	} 8.9
Ammoniaque	-	.7	-	-	-	
Nitrates	-	.8	-	-	.62	
Orthophosphates	-	.9	-	-	.31	2.5
Phosphates totaux	7.8	2.8	3.4	-	-	-
Phénols	-	.002	-	-	-	-
Plomb	-	-	1.9	-	-	-
Chlorures	-	-	-	-	19	-
Sulfates	-	-	-	-	54	-
Précipitation annuelle (po.)	-	33	-	-	28.5	40

1b/acre X 1.12 = Kg/ha

TABLEAU 2.13: Comparaison des charges des eaux de ruissellement pluvial et des charges sanitaires en lb/acre/an
(bassin résidentiel de 27 acres à Cincinnati)

Caractéristiques	charges pluviales	charges sanitaires ¹	<u>Pluvial</u> ² sanitaire	<u>Pluvial</u> ³ sanitaire
Solides en suspension	730	540	1.4	24
Solides en susp. vol.	160	360	.44	-
DBO	33	540	.06	1.1
DCO	240	960	.25	5.2
Orthophosphates	2.5	27	.09	-
Phosphates totaux	-	68	-	0.7
Azote total (N)	8.9	82	.11	2

¹ basées sur une densité de population de 9 personnes/acre
lb/acre X 1.12 = Kg/ha

² rapport établi sur une base annuelle

³ rapport établi pendant les périodes de pluie

Source: (Weibel et al. (1964)
(Weibel et al. (1966)

TABLEAU 2.14: Décharges en période humide de réseau d'égouts combinés (en livres/acre)

Lieu	Détroit	San Francisco	San Francisco	Halifax
Référence	Burm et al. (1968)	Eckhoff et al. (1969)	Eckhoff et al. (1969)	Waller (1971)
Superficie bassin (acres)	22,000	3,400	370	168
Population	≈400,000	82,000	25,000	4800
Utilisation territoire	-	77% résidentiel	résidentiel	résidentiel
Evaluation pour: sur:	3 mois	1 an (8 pluies)	1 an (2 pluies)	1 an (2 pluies)
Solides en susp.	200	632	540	620
Solides en susp. vol.	93	218	224	207
Solides décantables	185			-
DBO ₅	90	101	136	-
DCO	-	447	480	-
Azote organique	1.6	10.6	15.6	-
Ammoniaque	6.2			-
Nitrates	.15			-
Orthophosphates	5.6			-
Phosphates totaux	11.0	2.4	3.2	-
Phénols	.042			-
Graisses		36.5	40.7	-
Précipitation annuelle (po.)	33	21	21	53

1b/acre X 1.12 = Kg/ha

TABLEAU 2.15: Comparaison des décharges d'un égout combiné et d'un égout en période de pluie (en lb/mn) (Lieu: Washington, D.C.)

	Combiné	Pluvial
Superficie bassin (acres)	110-264	265
Population	4,800 - 14,000	10,000
Solides totaux	420	333
Solides totaux volatils	125	24
Solides en suspension	323	293
Solides en susp. vol.	86	16.5
Solides décantables	166	10
DBO	28	1.7
DCO	157	19
Phosphates totaux	1.8	.09
Azote total	1.6	.11

Source: De Filippi et Shih (1971)

TABLEAU 2.16: Evolution des concentrations (en mg/l) en fonction du temps lors d'une pluie

A - Egout pluvial ¹ (bassin de 3,800 acres/67,000 hab)								
	SS	SSV	DBO	DCO	Norg +N-NH ₄	N-NO ₃	PO ₄	Phénols ²
0-4mn	2,390	301	47	-	2.2	1.2	5.5	18
4-9mn	1,130	207	32	-	2.1	1.1	4.0	20
9-19mn	1,810	177	25	-	1.75	1.4	4.2	15
19-34mn	2,820	237	24	-	1.7	1.7	6.2	13
>34mn	2,270	178	18	-	2.2	1.7	5.2	16
B - Egout pluvial ³ (bassin de 27 acres/240 hab.)								
0-15 mn	390	98	28	170	3.6	.99	-	
15-30 mn	280	69	26	130	3.4	.86	-	
30-60 mn	190	47	23	110	3.1	.92	-	
60-120mn	200	58	20	97	2.7	.83	-	
>120mn	160	38	12	72	2.3	.63	-	
C - Egout combiné ¹ (bassin de 22,000 acres/400,000 hab.)								
0-1hr	276	129	209	-	9.8	.5	17.1	67
1-3.5hr	299	134	159	-	7.5	.3	13.4	106
3.5-6.25hr	275	121	143	-	9.6	.7	14.7	120
6.25-12.5hr	293	94	89	-	8.6	.4	12.4	42
>12.5hr	205	74	101	-	6.4	.3	17.2	44

¹ échantillons prélevés à la sortie de l'égoût, à partir du début du déversement (moyennes sur 7-20 pluies)

² en µg/l

³ échantillons prélevés à partir du début du ruissellement

TABLEAU 2.17: ANALYSES PROPOSEES POUR LES EPISODES DE RUISSELLEMENT PLUVIAL

Paramètres	Nombre d'échantillons d'eaux d'égout analysés pour chaque épisode (1 bouteille/10 mn pendant 4 h)
Solides totaux	24
Solides totaux volatils	24
Carbone organique (TOC)	24 + 3 ²
Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	4 ^{1,2}
Demande chimique en oxygène (DCO)	4 ^{1,2}
Azote total	24
Azote - NH ₃	24
Azote -NO ₂ + NO ₃ ⁻	24
Phosphore total	24
Orthophosphates	24
Phosphates hydrolysables	24
Détergents ³ (combiné seulement)	4 ^{1,2}
Huiles	4 ^{1,2}
Carbone inorganique (TIC)	4 ^{1,2}
Chlorure (Cl ⁻)	4 ^{1,2}
Sulfate (SO ₄ ⁼)	4 ^{1,2}
Sodium (Na ⁺)	4 ^{1,2}
Dureté	4 ^{1,2}
Plomb	4 ^{1,2}
Fer	4 ^{1,2}
Cuivre	4 ^{1,2}
Zinc	4 ^{1,2}

1. La première (ou les 2 premières) bouteille est analysés séparément (détermination des conditions initiales).
2. Analyse sur 3 composés (en fonction du débit): deux composés pour la phase ascendante de l'hydrogramme et un pour la phase descendante.
3. Il n'est pas encore déterminé si cette analyse est réalisable dans nos conditions de laboratoire.

TABLEAU 2.18: ANALYSES PROPOSEES POUR LES EPISODES DE
RUISSELLEMENT DE FONTE

Paramètres	Nombre d'échantillons d'eaux d'égout analysés pour chaque épisode	
	FONTE 1 1 bouteille/heure pendant 2 jours	FONTE 2 1 bouteille/heure pendant 1 jour
Solides totaux	48	24
solides totaux volatils	48	24
Carbone organique (TOC)	48 + 2 ²	24 + 1 ²
Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	3 ^{1,2}	2 ^{1,2}
Demande chimique en oxygène (DCO)	3 ^{1,2}	2 ^{1,2}
Azote total	48	24
Azote -NH ₃	48	24
Azote -NO ₂ + NO ₃ ⁻	48	24
Phosphore total	48	24
Orthophosphates	48	24
Phosphates hydrolysables	48	24
Détergents (combiné seult) ³	3 ^{1,2}	2 ^{1,2}
Huiles	3 ^{1,2}	2 ^{1,2}
Carbone inorganique (TIC)	3 ^{1,2}	2 ^{1,2}
Chlorures (Cl ⁻)	48	24
Sulfates (SO ₄ ⁻)	48	24
Sodium (Na ⁺)	3 ^{1,2}	2 ^{1,2}
Dureté	48	24
Plomb	3 ^{1,2}	2 ^{1,2}
Fer	3 ^{1,2}	2 ^{1,2}
Cuivre	3 ^{1,2}	2 ^{1,2}
Zinc	3 ^{1,2}	2 ^{1,2}

1. La première (ou les 2 premières) bouteille est analysée séparément (censée représenter les conditions initiales) - Sujet à modifications.
2. Analyse sur des composés (en fonction du débit): un composé /24 h. -
Sujet à modifications.
3. Il n'est pas encore déterminé si cette analyse est réalisable dans nos conditions de laboratoire.

TABLEAU 2.19: ANALYSES PROPOSEES POUR LES EPISODES DE
LAVAGE DE RUES ET DE DEGLACAGE

Paramètres	Nombre d'échantillons d'eaux d'égouts analysés pour chaque épisode			
	Lavage de rues		Déglacage	
	Egout pluvial	Egout combiné	Egout pluvial	Egout combiné
Solides totaux	14	18	14	18
Solides totaux volatils	14	18	14	18
Carbone organique (TOC)	14 + 2 ¹	18 + 2 ²	14 + 2 ¹	18 + 2 ²
Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	2 ¹	2 ²	2 ¹	2 ²
Demande chimique en oxygène (DCO)	2 ¹	2 ²	2 ¹	2 ²
Azote total	14	18	14	18
Azote -NH ₃	14	18	14	18
Azote -NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻	14	18	14	18
Phosphore total	14	18	14	18
Orthophosphates	14	18	14	18
Phosphates hydrolysables	14	18	14	18
Détergents ³	-	2 ²	-	2 ²
Huiles	2 ¹	2 ²	2 ¹	2 ²
Carbone inorganique (TIC)	2 ¹	2 ²	2 ¹	2 ²
Chlorure (Cl ⁻)	2 ¹	2 ²	14	18
Sulfate (SO ₄ ⁻)	2 ¹	2 ²	14	18
Sodium (Na ⁺)	2 ¹	2 ²	14	18
Dureté	2 ¹	2 ²	14	18
Plomb	2 ¹	2 ²	2 ¹	2 ²
Fer	14	18	14	18
Cuivre	2 ¹	2 ²	2 ¹	2 ²
Zinc	2 ¹	2 ²	2 ¹	2 ²

1. Analyse sur un composé des 2 échantillons prélevés avant l'épisode (1 bouteille/ 2 heures sur 4 heures) et sur un second composé des 12 échantillons prélevés pendant les 2 heures de l'épisode (1 bouteille/10 mn).
2. Analyse sur un composé des 6 échantillons prélevés avant l'épisode (1 bouteille/10 m n sur 1 heure) et sur un second composé des 12 échantillons prélevés pendant les 2 heures de l'épisode (1 bouteille/10 m n).
3. Il n'est pas encore déterminé si cette analyse est réalisable dans nos conditions de laboratoire.

TABLEAU 2.20: ANALYSES PROPOSEES POUR LES ECHANTILLONS AUTRES QUE CEUX D'EAUX D'EGOUT

(Tableau commun aux chapitres Ruissellement et Apports supplémentaires)

Paramètres	TYPES D'EAUX									
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Solides totaux	(+)	+	+	-	+	+	-	-	-	+
Solides totaux volatils	(+)	+	+	-	+	+	-	-	-	+
Carbone organique (TOC)	+	+	+	(+)	+	+	-	-	(+)	+
Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	-	(+)	(+)	-	(+)	(+)	-	-	-	-
Demande chimique en oxygène (DCO)	-	(+)	(+)	-	(+)	(+)	-	-	-	-
Azote total	+	+	+	(+)	+	+	(+)	(+)	(+)	+
Azote NH ₃	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+
Azote NO ₂ + NO ₃	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Phosphore total	+	+	+	(+)	+	+	-	-	(+)	+
Orthophosphates	+	+	+	+	+	+	+	(+)	+	+
Phosphates hydrolysables	-	+	+	-	+	+	-	-	-	+
Détergents	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Huiles	-	-	+	-	+	+	-	-	-	-
Carbone inorganique (TIC)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Chlorure (Cl ⁻)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Sulfate (SO ₄ ⁼)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Sodium (Na ⁺)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Dureté	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Plomb	-	+	+	-	+	+	-	+	-	-
Fer	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+
Cuivre	-	+	+	-	+	+	+	+	(+)	+
Zinc	-	+	+	-	+	+	+	+	(+)	+

A = Eau de précipitation

B = Eau de ruissellement de toits

C = Eau de ruissellement ou lavage des chaussées

D = Eau "non-urbaine" (ruisseau)

E = Eau de puisards de rues

F = Eau de fonte de neige (toits, rues, terrains)

G = Eau du camion de lavage

H = Eau d'aqueduc

I = Eau de nappe

J = Eau sortant des drains de fondation

(+) = Analyse à effectuer éventuellement pour un complément d'information

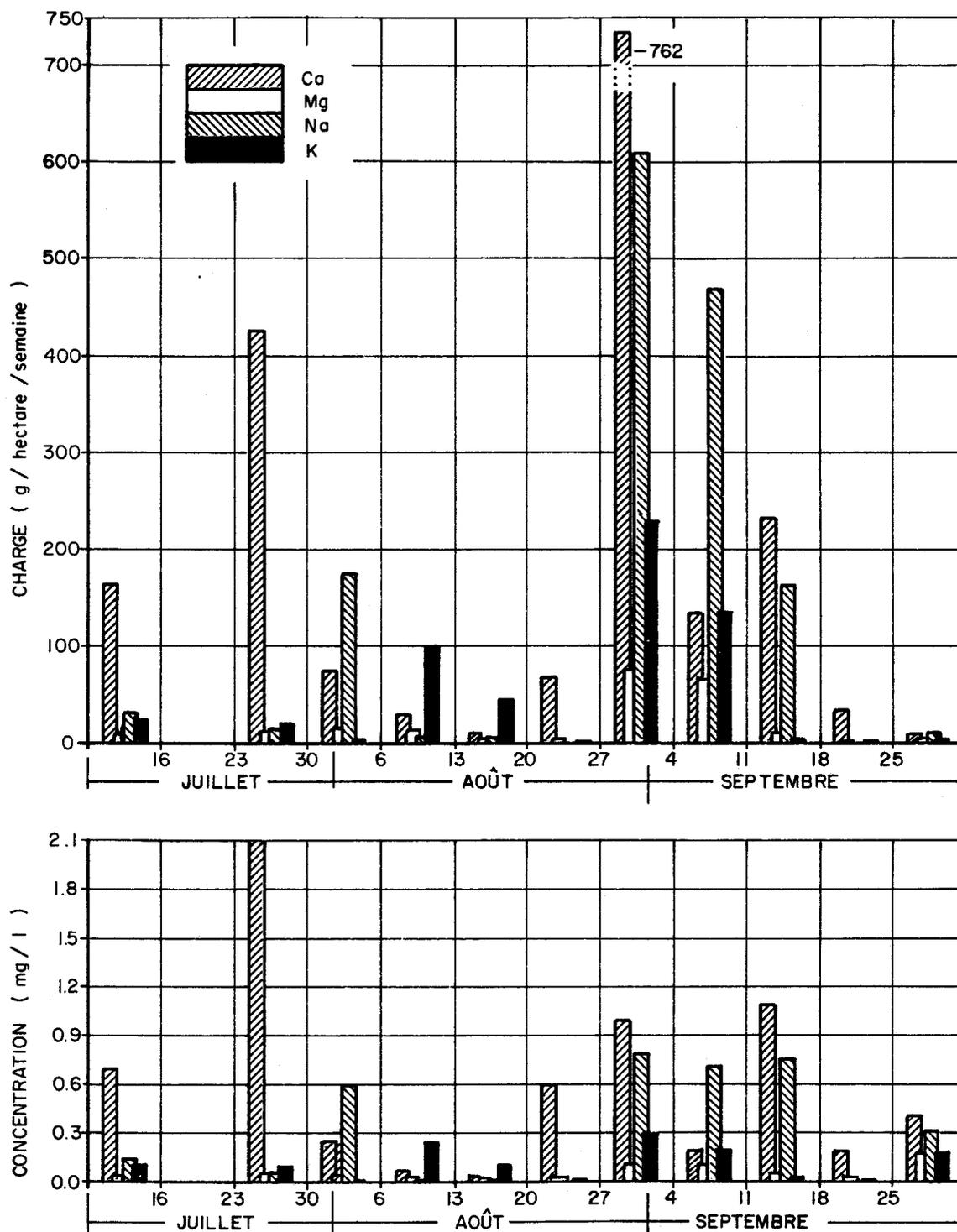


Fig. 2.1 : Variation hebdomadaire des concentrations (mg / l) et des charges (g / hectare / semaine) de Ca, Mg, Na et K dans les eaux de précipitation de Victoriaville au cours de l'été 1973. (INRS-Eau, 1973).

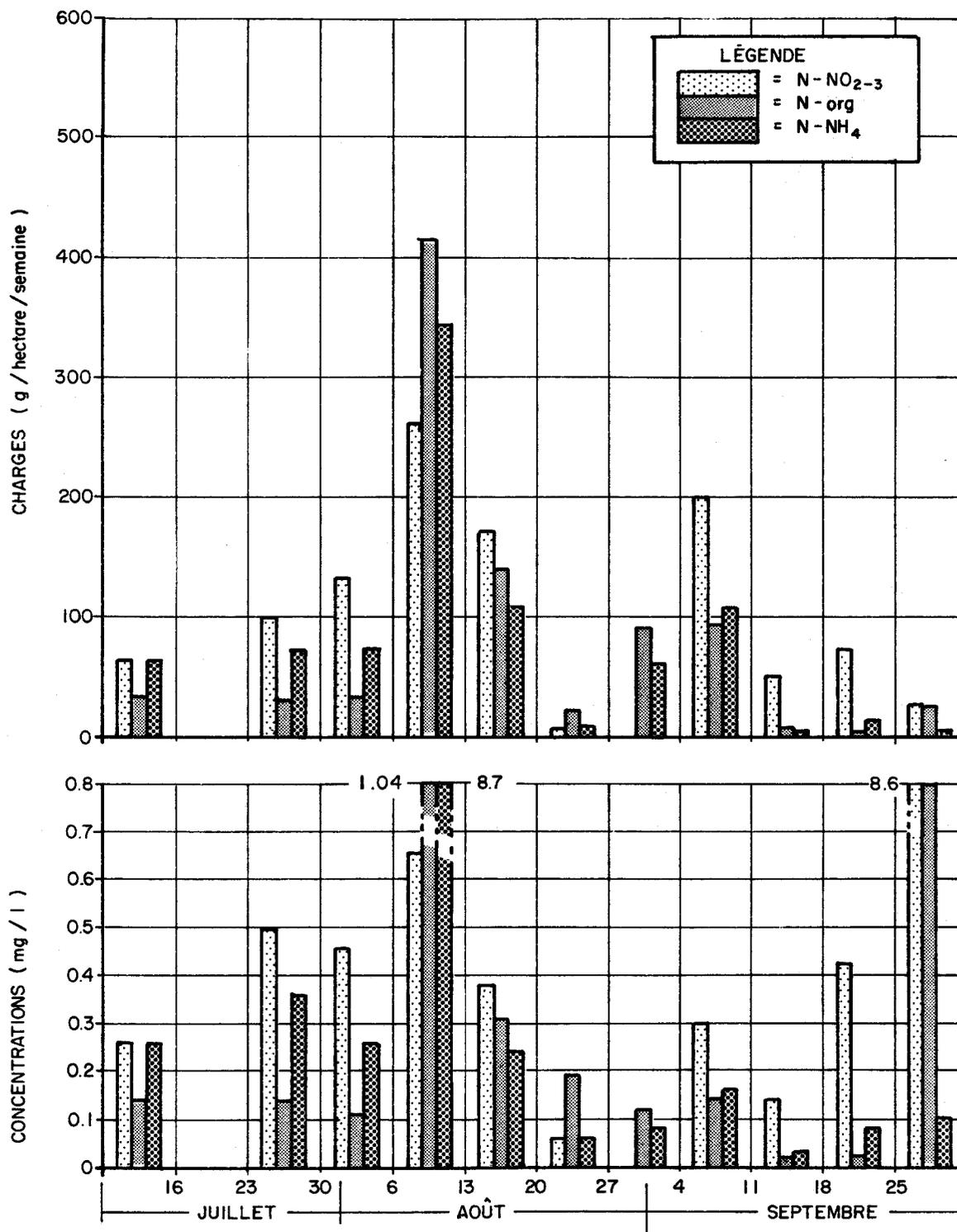


Fig. 2.2 : Variation hebdomadaire des concentrations (mg/l) et des charges (g/hectare/semaine) de N-NO₂₋₃, N-org et N-NH₄ dans les eaux de précipitation de Victoriaville au cours de l'été 1973. (INRS-Eau, 1973).

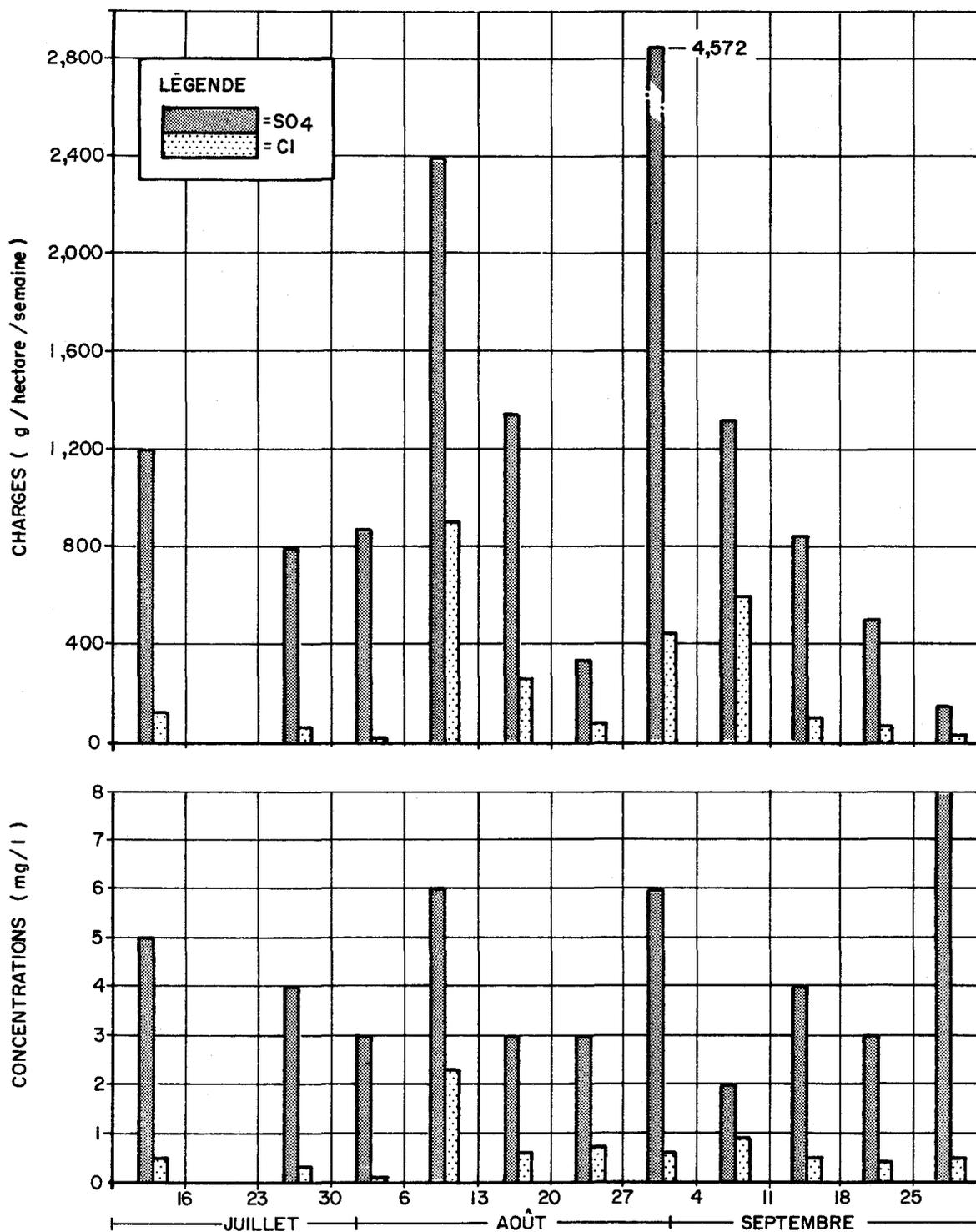


Fig. 2.3 : Variation hebdomadaire des concentrations (mg/l) et des charges (g/hectare/semaine) de Cl et SO_4 dans les eaux de précipitation de Victoriaville au cours de l'été 1973. (INRS-Eau, 1973).

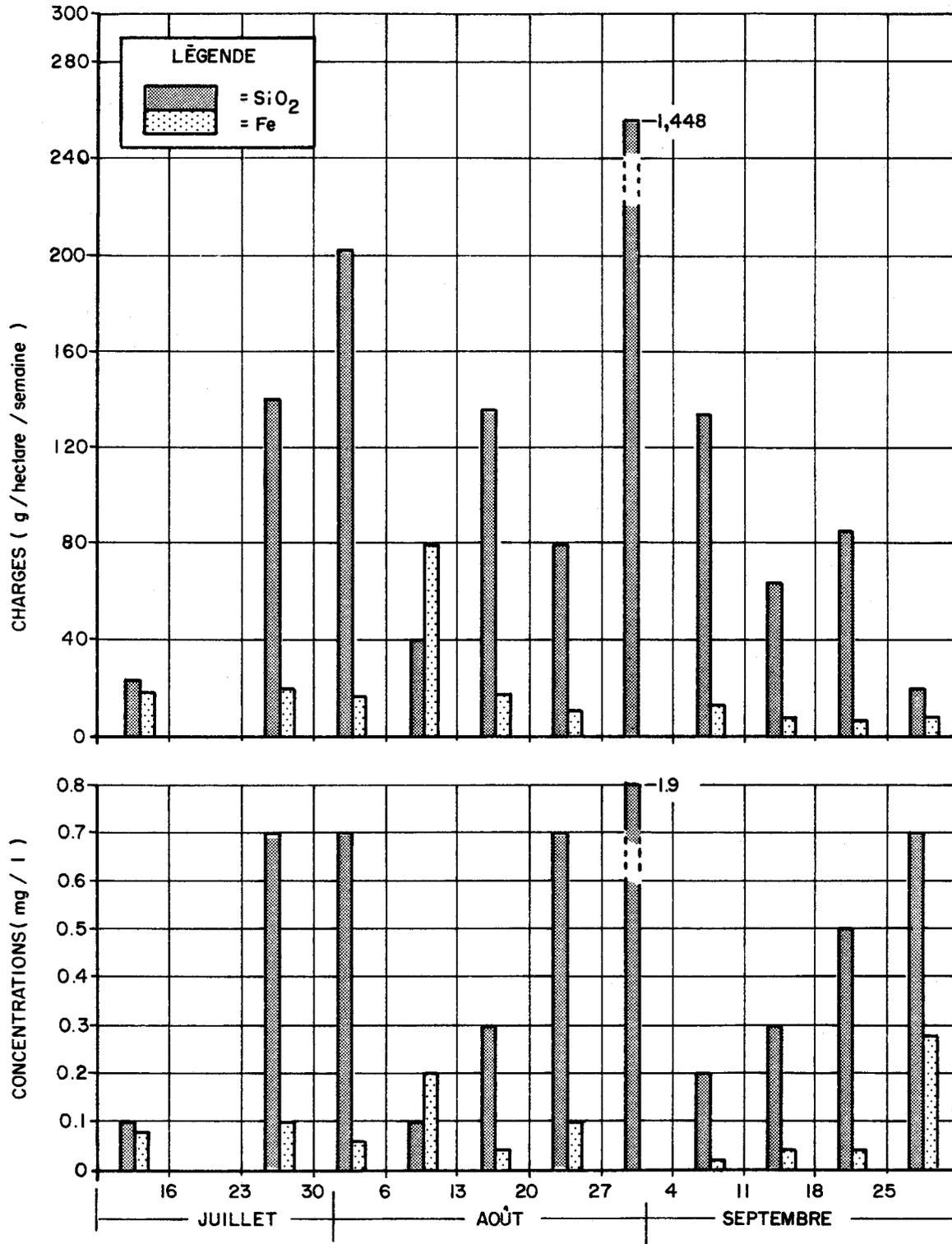


Fig.2.4 : Variation hebdomadaire des concentrations (mg/l) et charges (g/hectare/semaine) de SiO_2 et de Fe dans les eaux de précipitation de Victoriaville au cours de l'été 1973. (INRS-Eau, 1973).

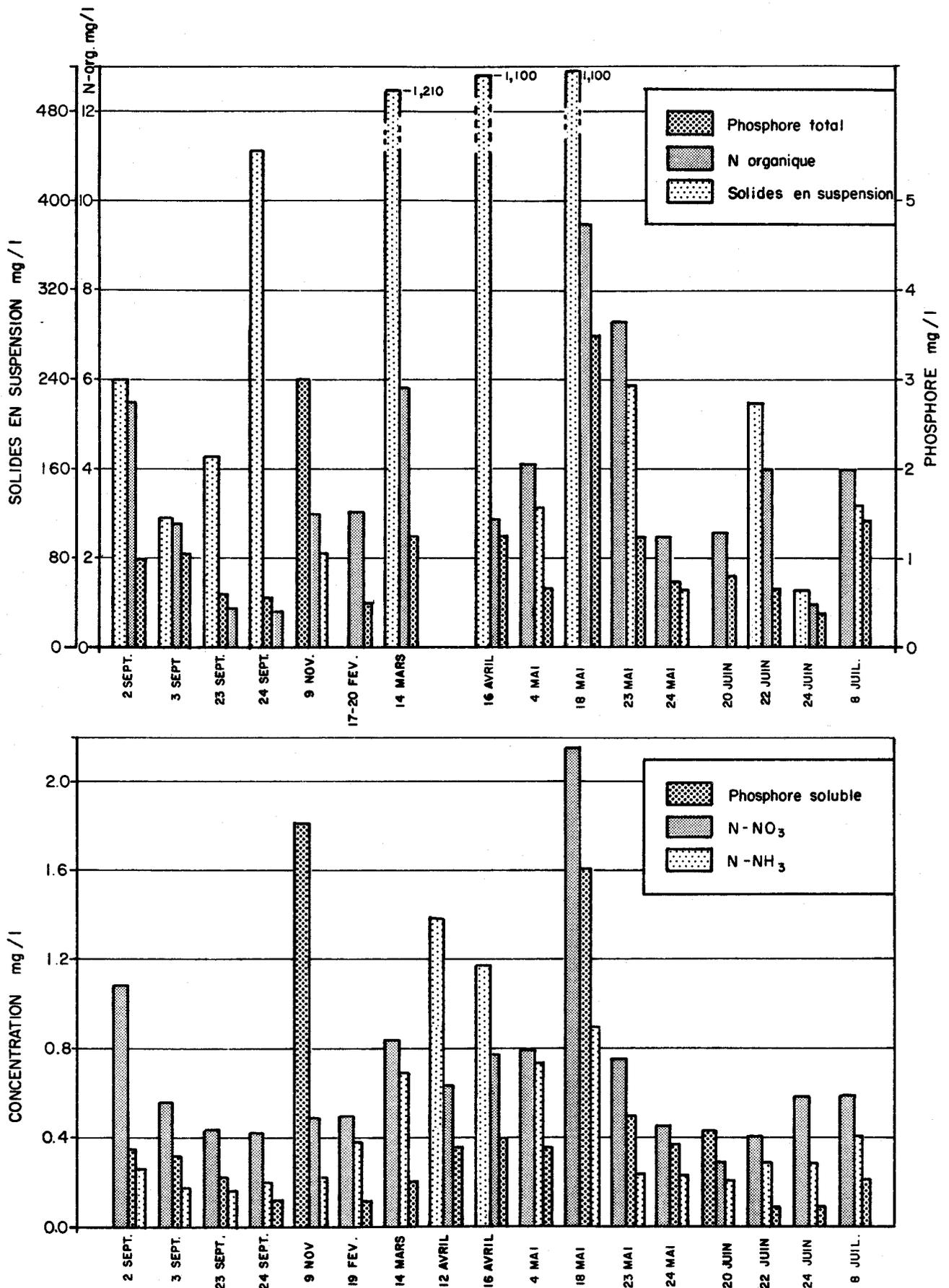


Fig.2.5. Variations saisonnières des concentrations moyennes d'azote, phosphore et solides en suspension dans un égout pluvial (Kluesener et Lee, 1974).

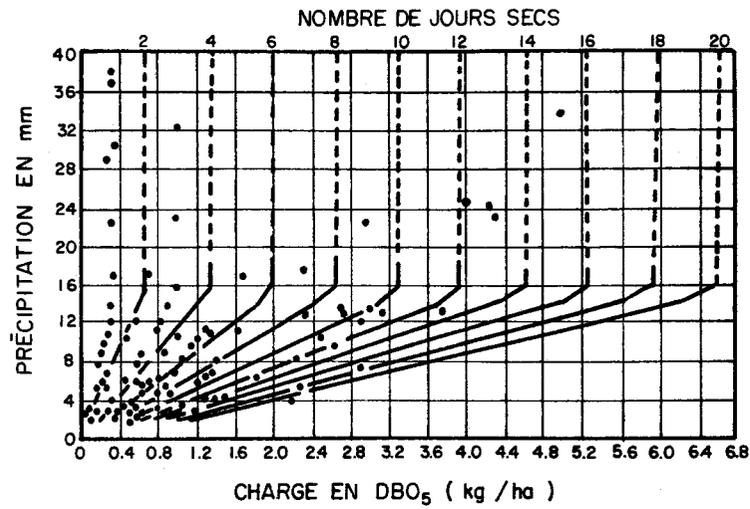


Fig.2.6. Relation entre les quantités de polluants, la précipitation totale et la durée de la période sèche.
(Pravoshinsky et Gatillo, 1969).

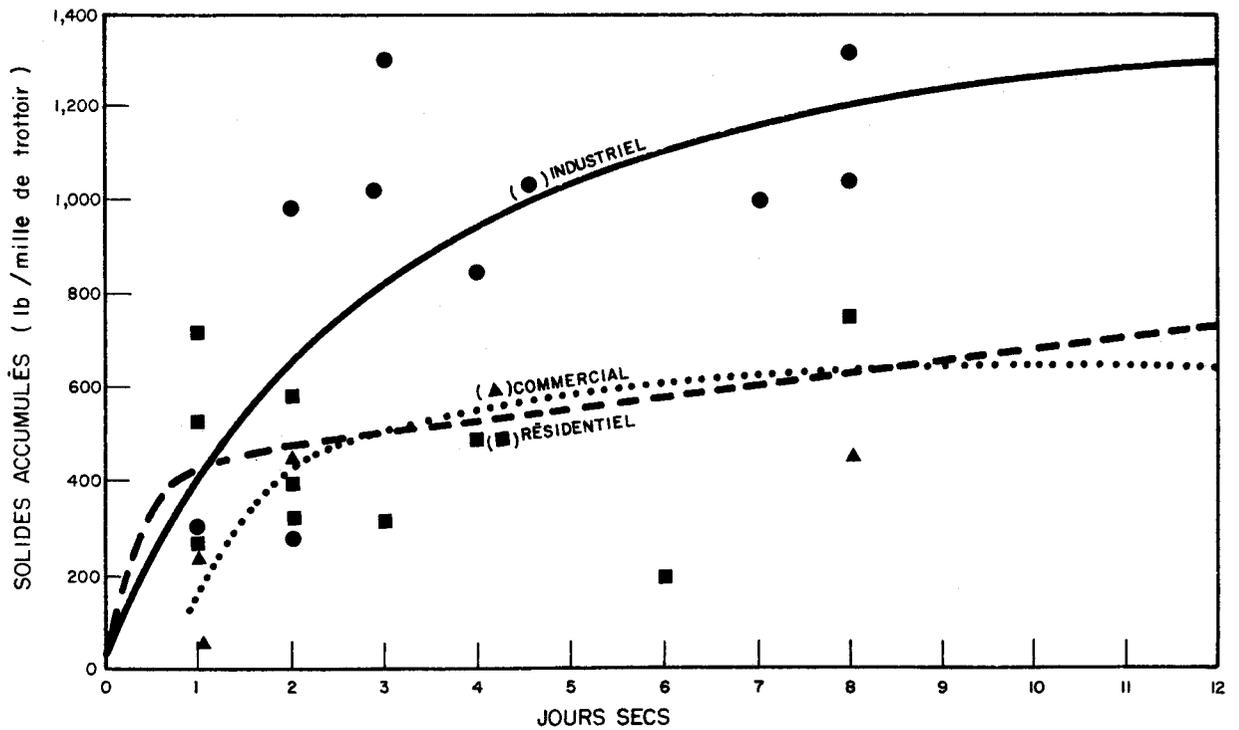


Fig.2.7. Accumulation des solides dans les rues en fonction de la durée de la période sèche (ou sans nettoyage). (Sartor et Boyd, 1972).

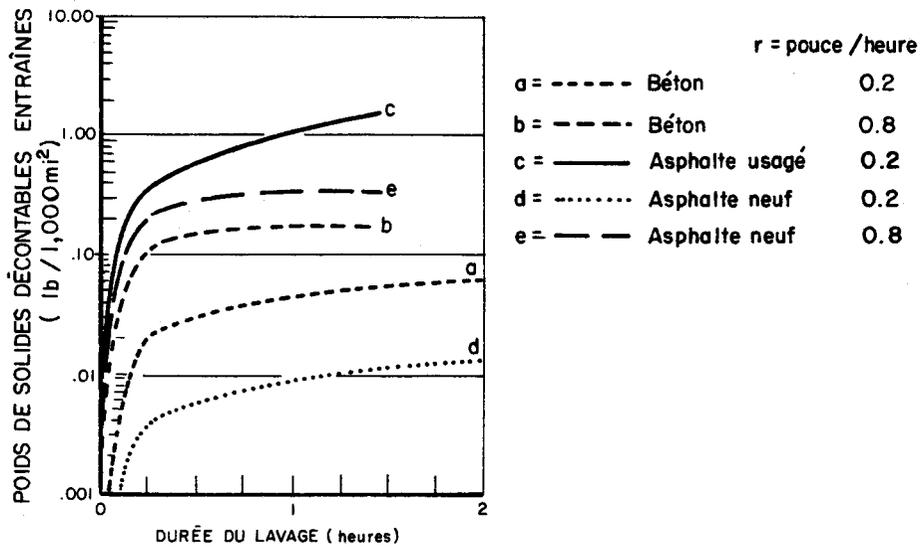


Fig.2.8 . Influence de l'intensité de la pluie et de l'état de la rue sur les quantités d'éléments entraînés (Sartor et Boyd , 1972).

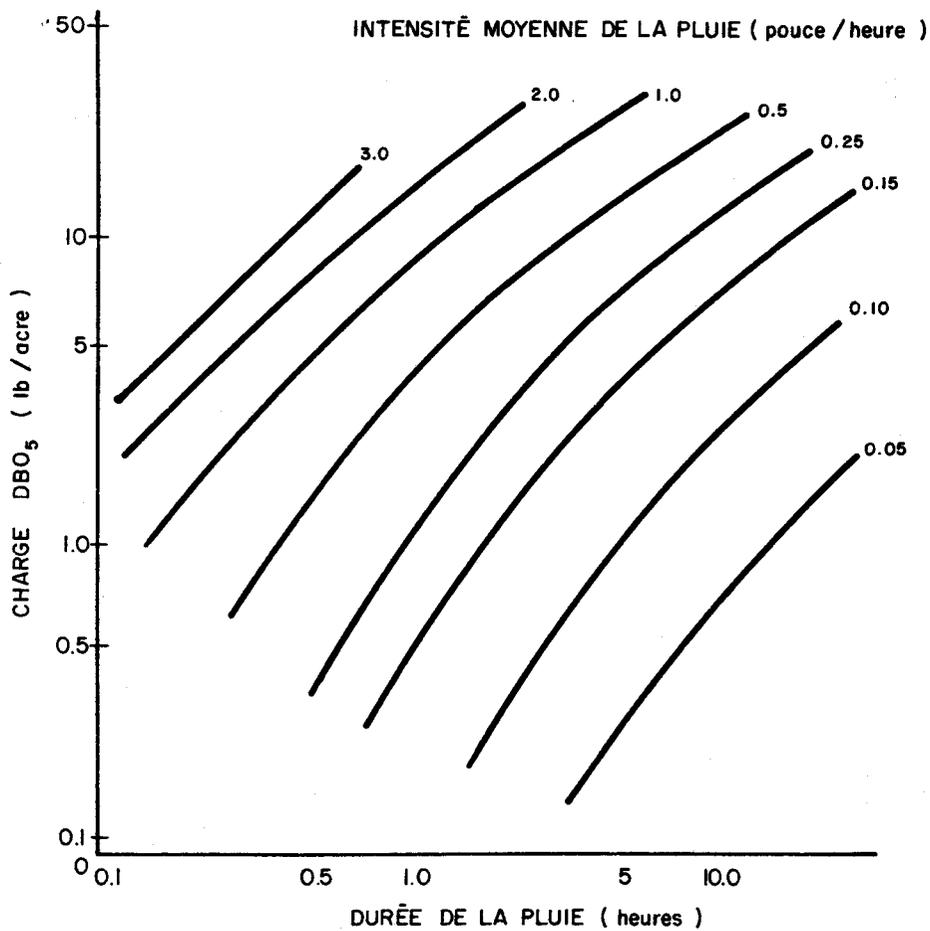


Fig .2.9 . Influence de l'intensité et de la durée de la pluie sur la charge en DBO₅ (Égout combiné Wingohocking-Philadelphie-bassin de 5413 acres) (Thoman , 1972) .

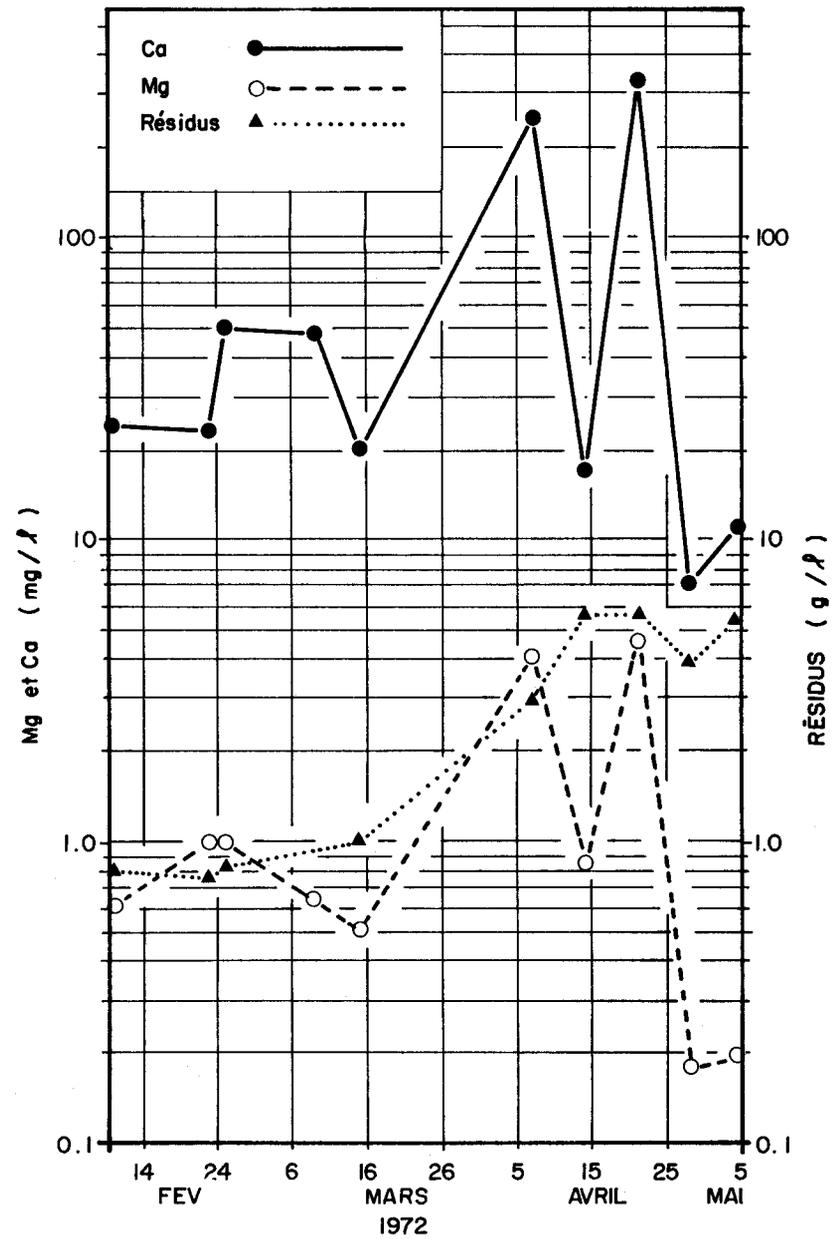
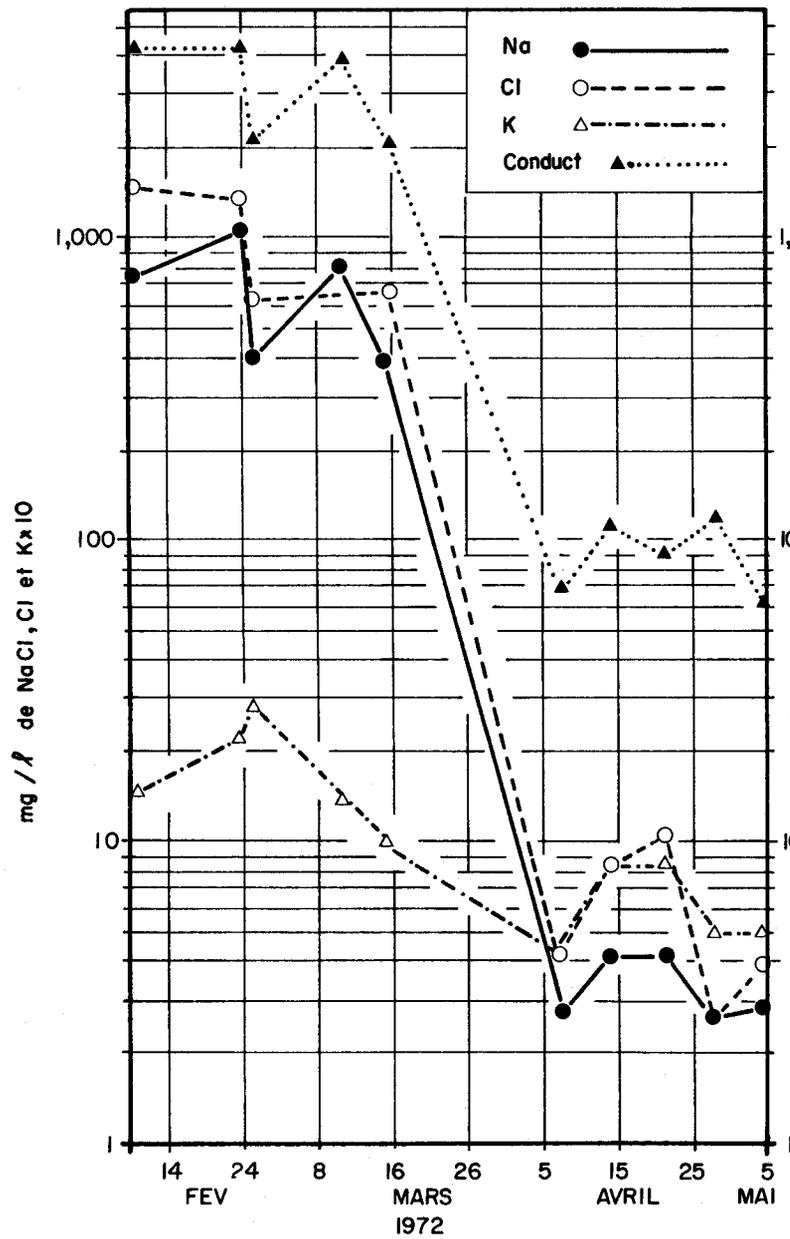


Fig.2.10 . Dépotoir de neige : Évolution dans le temps de la qualité physico chimique d'une strate superficielle. (Sasseville et al., 1972 a)

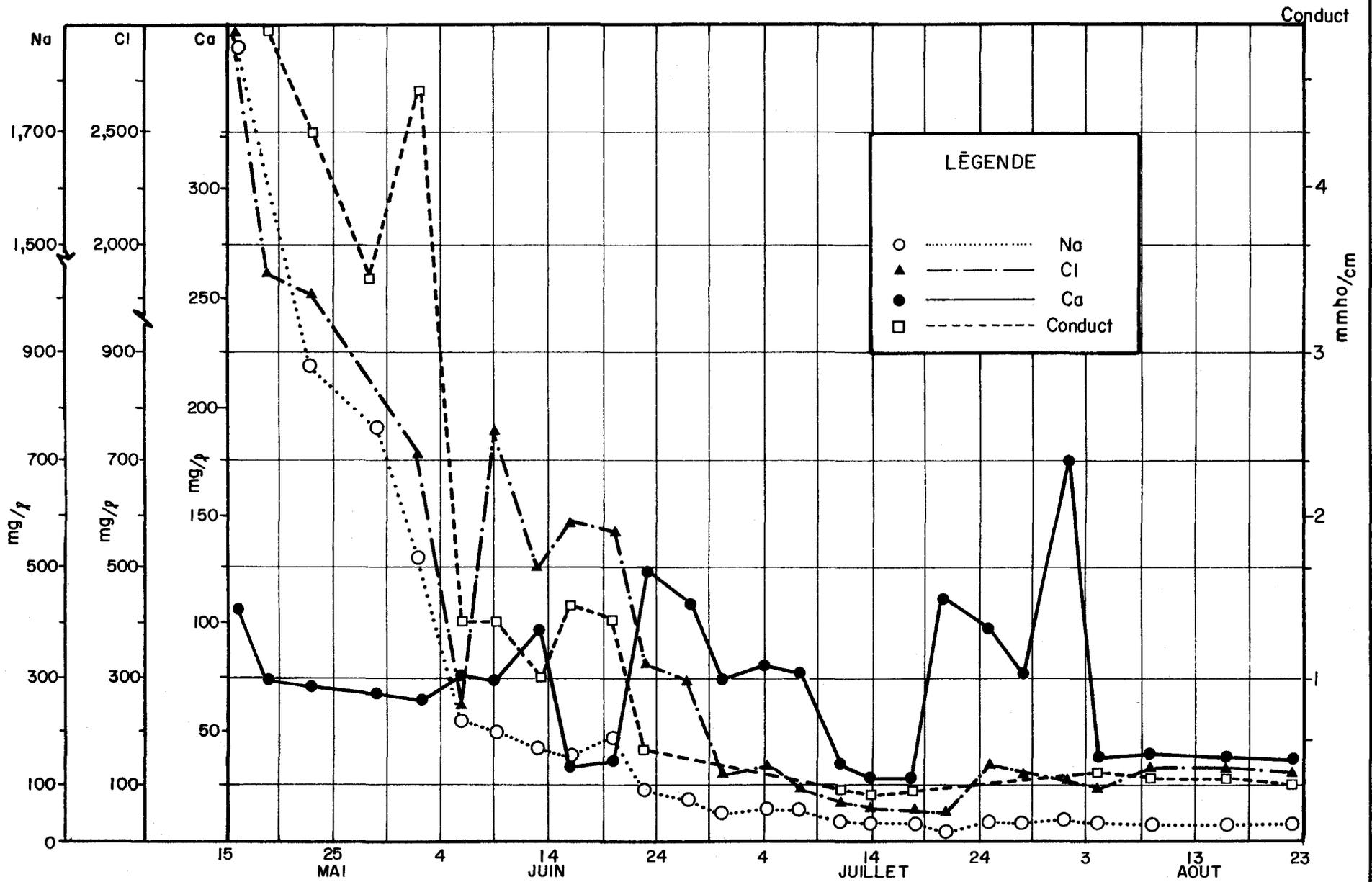


FIGURE: 2.II. Dépotoire de neige : Evolution dans le temps de la qualité physico-chimique des eaux de fonte.
 (Sasseville et al, 1972 a)

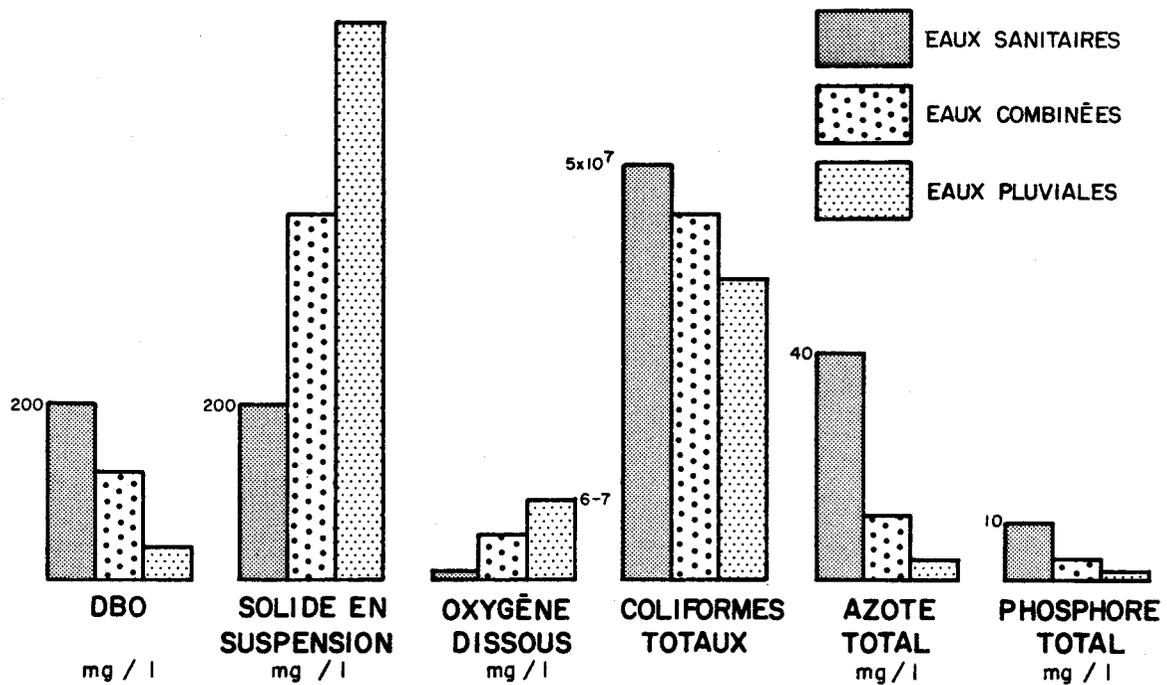


Fig.2.12. Concentrations moyennes des eaux sanitaires, combinées et pluviales (Field et Lager, 1974).

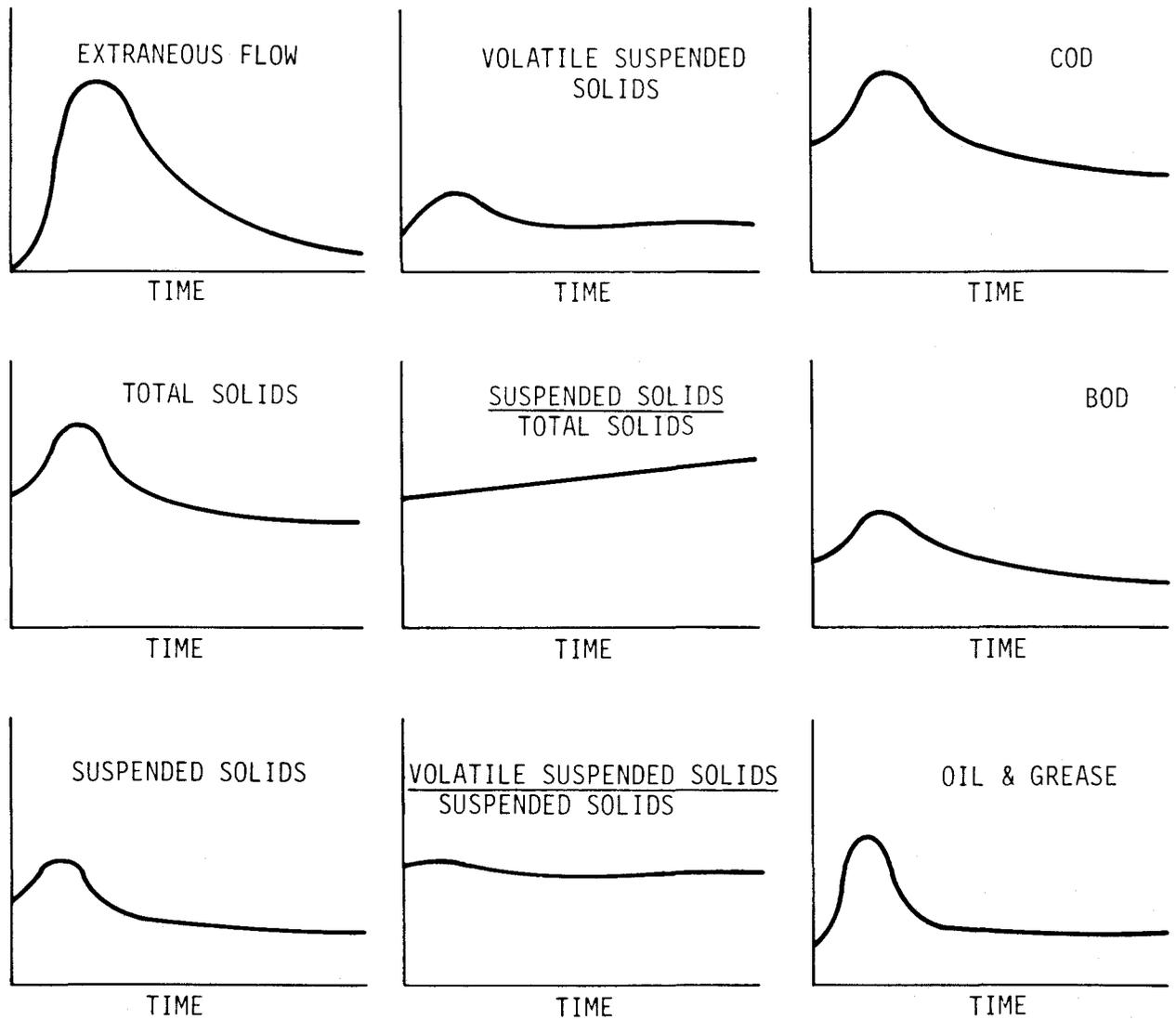


Fig. 2.13. Evolution typique des paramètres de qualité par temps humide (Kothandaraman, 1972).

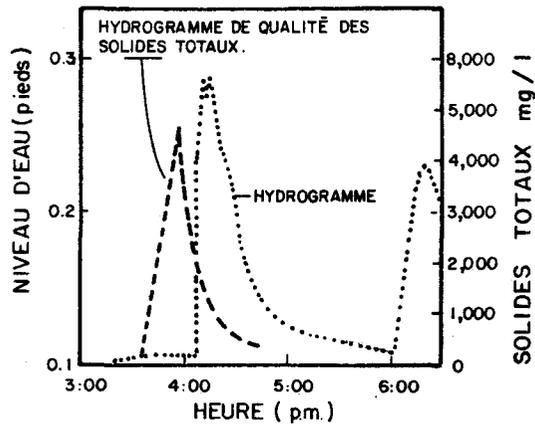
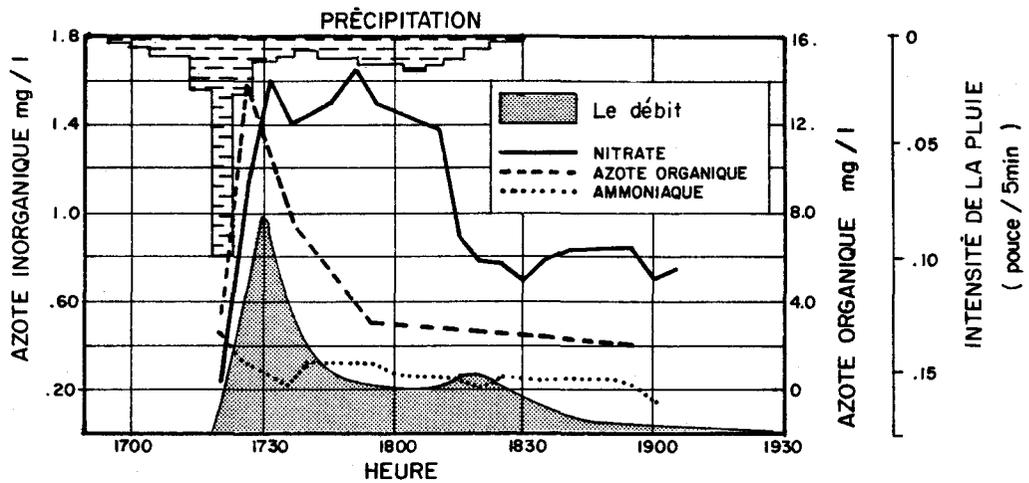
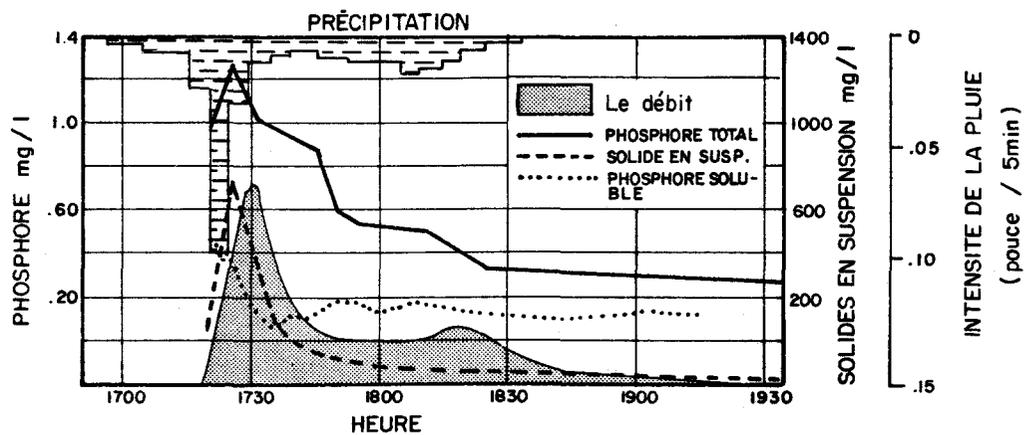


Fig.2.14. Hydrogrammes de qualité et de quantité (égout pluvial - bassin de 460 acres) (Angino et al., 1972)



A - Évolution des concentrations d'azote



B - Évolution des concentrations de phosphore et de solides en suspension .

Fig.2.15. Réponse d'un égout pluvial à une pluie - bassin de 123 acres . Échantillonnage aux 5 minutes (Kluesener et Lee , 1974) .

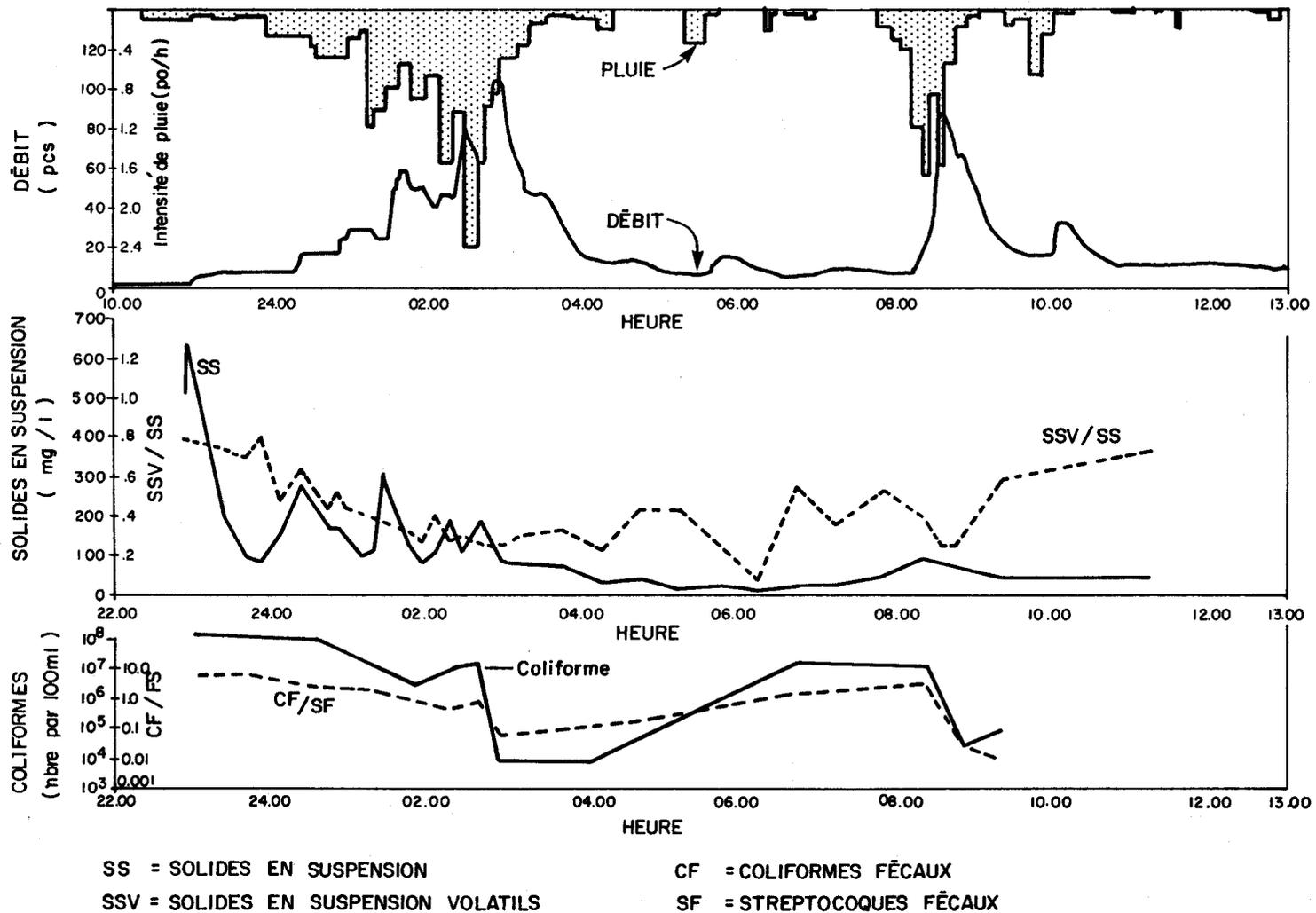


Fig.2.16 : Réponse d'un égout combiné à une pluie. Bassin de 168 acres- Halifax (Waller, 1971)

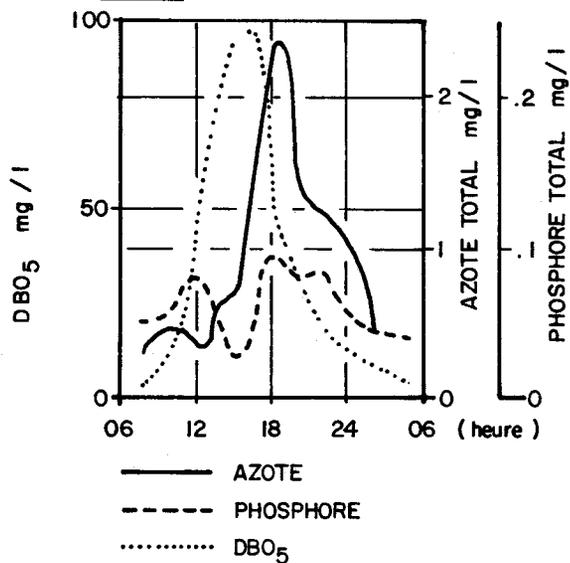
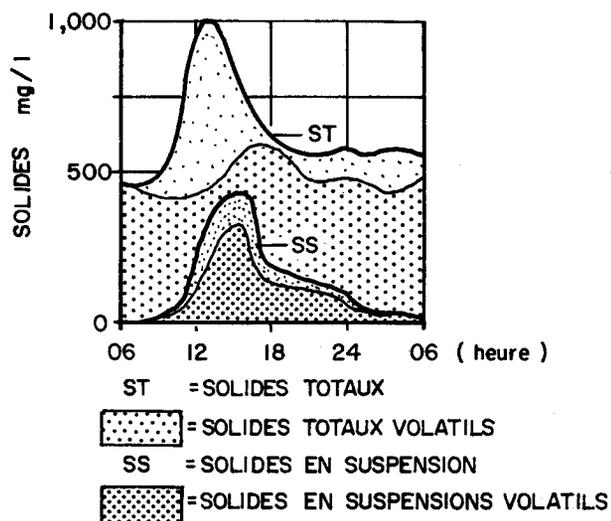
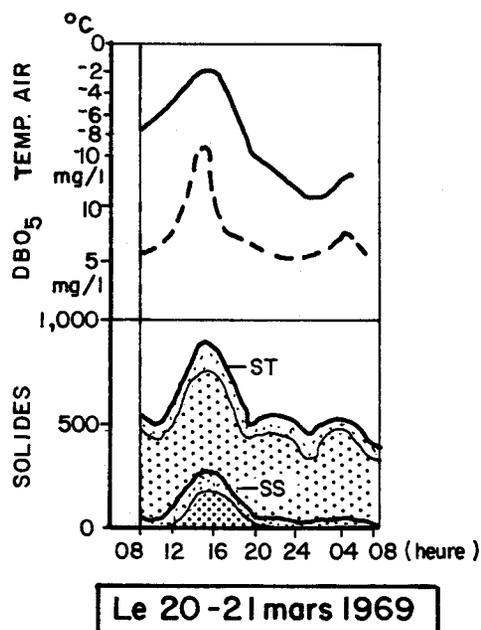
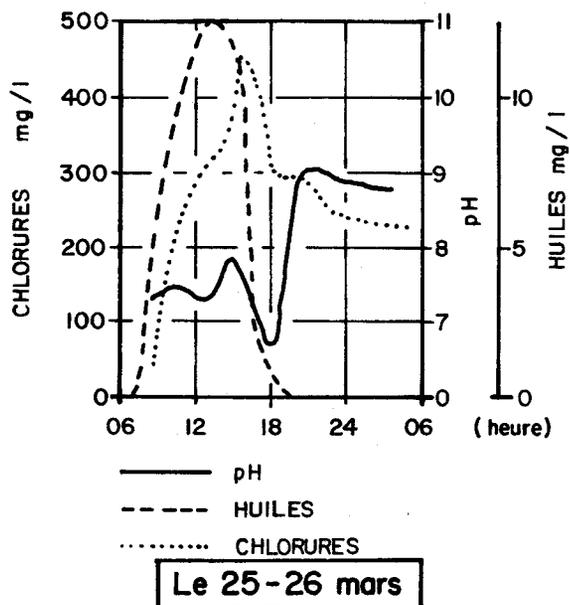


Fig.2.17. Évolution des concentrations de différents paramètres en période de fonte de neige .

[égout pluvial de 7pieds-bassin de 2470 acres - Stockholm]
 (Söderlund et al., 1970)



REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ANGINO, E.E., MAGNUSON, L.M. and STEWART, G.F. (1972).
Effects of urbanization on stormwater runoff quality. *Water Resources Research*, 8(1): 135-140.
- ANONYME. (1973).
Dossier du sel de déglacage. *Information Sel*, Montréal.
- APWA (AMERICAN PUBLIC WORKS ASSOCIATION). (1969).
Water pollution aspects of urban runoff. *Water pollution control research series*, FWPCA Report No WP-20-15, 282 p.
- AVCO ECONOMIC SYSTEMS CORPORATION. (1970).
Storm water pollution from urban land activity. *Water pollution control research series*, FWQA Report No 11034 FKL 07/70, 325 p.
- BENJES, H.H., HANEY, P.P., SCHMIDT, O.J. and YARABECK, R.R. (1961).
Storm-water overflows from combined sewers. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 33(12): 1252-1259.
- BENZIE, M.J. and COURCHAINE, R.J. (1966).
Discharges from separate storm sewers and combined sewers. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 38(3): 410-421.
- BRYAN, E.H. (1972).
Quality of stormwater drainage from urban land. *Water Resources Bulletin*, 8(3): 578-588.
- BURM, R.J. KRAWCZYK, D.F. and HARLOW, G.L. (1968).
Chemical and physical comparison of combined and separate sewer discharges. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 40(1): 112-126.
- CARRE, Y. (1975).
La pollution des émissaires par les déversements d'orages des réseaux unitaires: un remède, les bassins d'orage. *Techniques et Sciences Municipales - L'Eau*, 70(7): 313-319.
- COIN, L. (1942).
Société Géologique de France, Comptes rendus, Séance du 4 mai.
- COWEN, W.F. and LEE, G.F. (1973).
Leaves as source of phosphorus. *Environmental Science and Technology*, 7(9): 853-854.
- DEFILIPPI, J.A. and SHIH, C.S. (1971).
Characteristics of separated storm and combined sewer flows. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 43(10): 2033-2058.

DUBOIS, A. (1969).

Pollution du milieu naturel par les déversements des systèmes unitaires d'assainissement. Techniques et Sciences Municipales, 64(11): 151-167, 64(12): 191-202.

EAGLESON, P.S. (1962).

Unit hydrographs for sewered areas. Proc. ASCE, J. Hyd. Div., Vol. 88, No HY2, pp. 1-25. Voir discussions: No HY4, Paper 3209; No HY5, Paper 3290; No HY6, Paper 3338 and in Vol. 89, No HY4, Paper 3580.

EAGLESON, P.S. (1970)

Dynamic Hydrology, McGraw Hill.

ECKHOFF, D.W., FRIEDLAND, A.O. and LUDWIG, H.F. (1969).

Characterization and control of combined sewer overflows, San Francisco. Water Research, 3(7): 531-543.

FIELD, R. and LAGER, J.A. (1974).

Counter measures for pollution from overflows - the state of the art. U.S. Environmental Protection Agency, Report No 670/2-74-090, 39 p.

FIELD, R. and STRUZESKI, E.J. (1972).

Management and control of combined sewer overflows. Journal of the Water Pollution Control Federation, 44(7): 1393-1415.

FIELD, R., STRUZESKI, E.J., MASTERS, H.E. and TAFURI, A.N. (1974).

Water pollution and associated effects from street salting. Journal of Environmental Engineering-Division, ASCE, 100 (EE2): 459-477.

FRIEDLAND, A.O., SHEA, T.G. and LUDWIG, H.F. (1970).

Quantity and quality relationships for combined sewer overflows. Advances in Water Pollution Research, Vol. 1, p. 1/1-1/16.

GELDREICH, E.E., BEST, L.C., KENNER, B.A. and VAN DONSEL, D.J. (1968).

The bacteriological aspects of stormwater pollution. Journal of the Water Pollution Control Federation, 40(11): 1861-1872.

GRAY, D.M., Editeur (1970).

Principes d'Hydrologie, Comité National de la Décennie Hydrologique Internationale.

HARTT, J.P. (1973).

A study of pollution loadings from urban runoff. Water Pollution Research in Canada, 1973, 8: 16-25.

HEEPS, D.P., MEAN, R.G. (1974).

Independent comparison of three urban runoff models. ASCE, Journal of the Hydraulics Division, Vol. 100, No. HY7, 7/74.

HENRY, J.G., AHEARN, P.A. (1974).

The effect of storage on storm and combined sewers. Département de Génie Civil, Université de Toronto.

- HICKS, W.I. (1944).
A Method of Computing Urban Runoff. Transactions, ASCE, Vol. 109, pp.1217-1253
- HORTON, R.E. (1938).
The Interpretation and Application of Runoff Plot Experiments, With Reference To Soil Erosion Problems. Proceedings of Soil Science Society of America, Vol. 3, pp. 340-349.
- IRVINE, J.H. (1965)
Designing Storm Sewer. Transactions, EIC, Paper No EIC-65-CIV-2, Vol. 8, No. A-10.
- IZZARD, C.F. (1946).
Hydraulics of Runoff From Developed Surfaces, Proc. 26th Annual Meeting, U.S. Highway Research Board, Vol. 26, pp. 129-146.
- IZZARD, C.F. (1950)
Tentative Results on Capacity of Curb Opening Inlets. U.S. Highway Research Board, Report no. 11B.
- KALTENBACH, A.B.
Storm Sewer Design by the Inlet Method, Public Works, Vol. 94, No. 1, pp. 86-89.
- KLUESENER, J.W. and LEE, G.F. (1974).
Nutrient loading from a separate storm sewer in Madison, Wisconsin. Journal of the Water Pollution Control Federation, 46(5): 920-936.
- KOTHANDARAMAN, J. (1972).
Water quality characteristics of storm sewer discharges and combined sewer overflows. Illinois State Water Survey, Circular 109, Urbana, Illinois, 19 p.
- KRUEGER, H.W. (1972).
Danger in the streets: a preliminary report on the distribution of lead from automobile exhausts in urban streets. Krueger Enterprises Inc., Environmental Research Division, Cambridge, Mass., Project 72-2.
- LINSLEY, R.K. (1971).
A critical review of currently available models for analysis of urban storm water runoff. Hydrocomp International, Palo Alto, Ca. OWRR, Contract No 14-31-0001-3416.
- MARSALEK, J., DICK, T.M., WISNER, P.E. and CLARKE, W.G. (1975).
Comparative evaluation of three urban runoff models. Water Resources Bulletin, Paper No. 75004, Vol. 11, No. 2, 4/75.
- McELROY, F.T.R. and BELL, J.M. (1974).
Stormwater runoff quality of urban and semi-urban/rural watersheds. Purdue University, Water Resources Research Center, Technical Report No 43, 156 p.
- McKEE, J.E.
Loss of sanitary sewage through storm water overflows. Boston Society of Engineers, Journal, 34: 5-92.

- McLAREN, J.F. Ltd. (1973).
Review of Canadian Storm Sewer Design Practices and comparison of urban hydrologic models. Report for Canada Centre for Inland Waters, Dept. of Environment, Gut of Canada.
- METCALF & EDDY INC. (1971).
Stormwater problems and control in sanitary sewers, Oakland and Berkeley, California. U.S. Environmental Protection Agency, Water Pollution Control Research Series No 11024 EQG 03/71.
- METCALF & EDDY. (1971).
Storm Water Management Model, Vol. I, Final Report. EPA, WPCRS 11024, DOC 07/71. Water Resources.
- NOLAND, R.F. and DECARLO, D.A. (1970).
Stream pollution and abatement from combined sewers, Bucyrus, Ohio. In: Combined sewer overflow abatement technology, FWQA Symposium on storm and combined sewer overflows. Report No 11024-06/70, 336 p.
- OFFNER, F.F. (1973).
Computer Simulation of storm water runoff. ASCE, Journal of the Hydraulics Division, Vol. 99, No. HY12, 12/73.
- OLIVER, B.G., MILNE, J.B. and LABARRE, N. (1974).
Chloride and lead in urban snow. Journal of the Water Pollution Control Federation, 46(4): 766-771.
- PALMER, C.L. (1950).
The pollutional effects of stormwater overflows from combined sewers. Sewage and Industrial Wastes, 22(2): 154-165.
- PRAVOSHINSKY, N.A. and GATILLO, P.D. (1969).
Determination of the pollutional effect of surface runoff. Advances in Water Pollution Research, Vol. 1, p. 187-203.
- RICHARDS ET ASSOCIES LTD - LABRECQUE, VEZINA ET ASSOCIES. (1972).
Etude de 20 ans sur la disposition de la neige dans la municipalité d'Ottawa - Carleton et la Communauté régionale de l'Outaouais. Rapport intérimaire.
- ROESNER, L.A., KIBLER, D.F. and MONSER, J.R. (1972).
Use of storm drainage models in urban planning. American Water Resources Association Proceedings No 14, p. 400-405.
- ROESNER, L.A., NICHANDROS, H.M. and SHUBINSKY, R.P. (1974).
A model for evaluation runoff-quality in metropolitan master planning. Urban Water Resources Research Program, ASCE, Technical Memorandum No 23, 73 p.
- SASSEVILLE, J.L. et al. (1972).
Résultats sur la composition de la neige des chaussées de rues. (Hiver 1971-72). INRS-Eau, rapport interne non publié.
- SASSEVILLE, J.L. et al. (1972a).
Programme "Neiges usées" (Février-août 1972). INRS-Eau, rapport interne non publié.

- SASSEVILLE, J.L. et LACHANCE, M. (1973).
Résultats de prélèvements de neige non souillée en zone urbaine (hiver 1972-73).
INRS-Eau, rapport interne non publié.
- SARTOR, J.D. and BOYD, G.B. (1972).
Water Pollution aspects of street surface contaminants. U.S. Environmental
Protection Agency, Report No R2-72-081, 236 p.
- SARTOR, J.D., BOYD and AGARDY, F.J. (1974).
Water pollution aspects of street surface contaminants. Journal of the
Water pollution Control Federation, 46(3): 458-467.
- SODERLUND, G. and LEHTINEN, H. (1972).
Comparison of discharges from urban stormwater runoff, mixed storm overflow
and treated sewage. Advances in Water Pollution Research, p. 309-318.
- SODERLUND, G., LEHTINEN, H. and FRIBERG, S. (1970).
Physicochemical and microbiological properties of urban storm-water runoff.
Advances in Water Pollution Research, p. 12/1 - 12/10.
- SYMONS, J.M. (1970).
Urban sources of nitrates. Illinois University, Sanitary Engineering Con-
ference, 12: 78-85.
- THOLIN, A.L. and KEIFER, C.J. (1960).
Hydrology of Urban Runoff. Transactions, ASCE, Paper No 3061, Vol. 125,
pp. 1308-1379.
- THOMAN, R.V. (1972).
System analysis and water quality management. Environmental Science Services
Division, Environmental Research and Applications Inc., New York, 286 p.
- VAN LOON, J.C. (1972).
The snow removal controversy. Water and Pollution Control, 110(11): 16-20.
- VIESSMAN, W. and GEYER, J.C. (1962).
Characteristics of the inlet hydrograph. Proc. ASCE, Journal of Hyd. Div.,
Vol. 88, No HY5, pp.245-268. Voir Discussions: Vol. 89, No HY2, Mars 1963 et
No HY4, Juillet 1963.
- WALKER, R.L. et al. (1974).
Contribution of sediments and other pollutants to receiving waters from major
urban land development activities. Environment Canada, Environmental Protec-
tion Service, 82 p.
- WALLER, D.H. (1969).
Combined sewers in Canada. Engineering Journal, 52(6): 22-30.
- WALLER, D.H. (1971).
Pollution attributable to surface runoff and overflows from combined sewerage
systems. Final report to Central Mortgage and Housing Corporation, Ottawa,
168 p.

WARNOCK, R.G. (1971).

A study of pollutional loadings from urban storm runoff. Water Pollution Research in Canada, 1971, 6: 186-200.

WEIBEL, S., ANDERSON, R.J. and WOODWARD, R.L. (1964).

Urban land runoff as a factor in stream pollution. Journal of the Water Pollution Control Federation, 36(7): 914-924.

WEIBEL, S.R., WEIDNER, R.B., CHRISTIANSON, A.G. and ANDERSON, R.J. (1966).
Characterization, treatment and disposal of urban stormwater. Advances in Water Pollution Research, Vol. 1, p. 329-343.

WELLS, D.M., ANDERSON, J.F., SWEAZY, R.M. and CLABORN, B.J. (1973).

Variation of the urban runoff quality with duration - intensity of storms. Texas Tech. University, 87 p.

WILLEKE, G.E. (1962).

The prediction of runoff hydrographs for urban watersheds from precipitation data and watershed characteristics. Journal Geophysical Research, Vol. 67, No 9, August.

YEN, B.C., SEVUK, A.S. (1975).

Design of Storm Sewer Networks. ASCE, Journal of the Environmental Engineering Division, Vol. 101, No. EE4, 8/75.

Chapitre 3

Eaux provenant des apports supplémentaires

3. EAUX PROVENANT DES APPORTS SUPPLEMENTAIRES

Il s'agit des apports que l'on désigne traditionnellement et globalement sous le vocable "d'infiltration". Ils proviennent en fait de deux sources: l'eau souterraine et l'eau de ruissellement. On les retrouve dans tous les types d'égouts et font appel à de multiples mécanismes représentés sur la Figure 3.1. On peut les regrouper en deux types de causes:

- 1) branchements non-fonctionnels, c'est-à-dire non compatibles avec la fonction théorique de l'ouvrage. C'est le cas des eaux de ruissellement interceptées par les toits et dirigées par la suite dans l'égout sanitaire;
- 2) ouvrages non-étanches: l'eau de percolation et/ou l'eau de la nappe pénètrent directement dans une conduite dont le design ne prévoyait pas cet apport.

3.1 Caractéristiques des eaux des apports supplémentaires

3.1.1 Eaux d'origine

On retrouve de l'eau de ruissellement et de l'eau souterraine. Il faut distinguer, dans cette dernière, l'eau de percolation et l'eau de nappe. Par ailleurs, la notion d'apports supplémentaires est intimement reliée au rôle attribué aux différents types d'égouts.

En ce qui concerne les réseaux du type sanitaire, le cas est simple: on vise à n'intercepter et à ne transporter que les eaux compatibles avec le type d'épuration envisagé. Les apports par ruissellement et les apports souterrains sont considérés comme supplémentaires. Pour les réseaux de type combiné, le problème se pose avec plus

d'acuité puisqu'on peut penser à un mode d'épuration du type sanitaire sous condition alors qu'il faut cependant fournir un service de drainage superficiel et souterrain à la population. Dans ces conditions, les apports souterrains devraient être considérés comme fonctionnels dans le cas des drains français et non-fonctionnels pour les apports souterrains directs aux conduites. De la même façon, les apports par ruissellement sur la rue sont considérés comme fonctionnels et ceux par raccordement de colonnes pluviales de toit comme non-fonctionnels, à chaque fois qu'il est possible d'envoyer ces apports sur une surface perméable.

Enfin, pour les égouts pluviaux, seuls les apports sanitaires sont non-fonctionnels. On peut cependant se questionner sur la nécessité de confier au système pluvial une fonction proche de celle des réseaux de drainage agricole. Il ne semble pas que cette approche soit généralisée puisque dans la majorité des cas, l'égout pluvial est situé au-dessus de l'égout sanitaire¹. Cette solution n'est en fait justifiée que si on fait l'hypothèse que l'apport par percolation est supérieur à celui de la nappe.

A Eau de percolation

Elle a pour origine l'eau qui s'infiltré dans le terrain, c'est-à-dire l'eau qui franchit l'interface atmosphère-terrain.

L'eau qui s'infiltré va, en percolant, augmenter l'humidité du sol selon trois processus, en comblant les déficits:

- 1) en eau pelliculaire (la proportion normale varie selon la surface spécifique de la roche: 3 à 5% ordinairement, jusqu'à 40% dans des argiles);

¹ Cet état de chose nuit également au branchement des drains français sur l'égout pluvial qui se trouve souvent être plus haut. Il reste alors la solution des pompes élévatoires (sump pumps).

- 2) en eau capillaire, en remplissant les capillarités constituées au contact des grains formant le sol (cette quantité d'eau varie selon la forme et l'arrangement des grains);
- 3) en eau de gravité, qui remplit les interstices entre les grains variant selon la granulométrie et la forme des éléments de la roche, de 0% (argiles imperméables) à 20% (sables homométriques).

Seul le troisième type d'eau descend verticalement sous l'action de la gravité et pourra éventuellement atteindre la nappe. A la fin de l'averse, l'eau de gravité continuera de s'égoutter vers le bas. L'eau capillaire (suspendue) pourra être facilement utilisée par les plantes: une pluie modifiera donc le profil d'humidité du sol (Figure 3.2). Il apparaît donc que le taux d'infiltration varie suivant les types de sol (Tableau 3.1). De plus, il diminue au cours de la précipitation. En hydrologie urbaine, on utilise souvent la relation de Horton:

$$Mf(t) = f_c t + d e^{-kt}, \text{ où:}$$

$Mf(t)$ = masse d'eau infiltrée jusqu'au temps t ;

f_c = taux d'infiltration atteint après une longue précipitation;

d et k = constantes.

A l'aide d'une telle relation, il est possible de déterminer, compte tenu d'une précipitation $p(t)$, le temps T au bout duquel le ruissellement peut se produire. On a alors:

$$\int_0^T p(t) dt = Mf(t) + S, \text{ où:}$$

S est le stockage superficiel.

Heeps et Mein (1974) rapportent que le modèle "University of Cincinnati Urban Runoff Model" (CURM) et une version préliminaire du modèle "Storm Water Management Model" (Metcalf et Eddy, 1971) utilisent cette relation. Mitci (1974, 1974a) l'a également utilisée à Montréal en négligeant S. Le taux d'infiltration n'est cependant pas une donnée suffisante pour évaluer les quantités d'eau disponibles pour une infiltration potentielle dans un égout ou un drain. Il faut, pour celà, évaluer les variations dans le temps du contenu en humidité du sol à la profondeur des conduites. Hossain et al. (1974) rapportent que les modèles du Massachusetts Institute of Technology (MIT) et de l'Université du Minnesota calculent cette fonction directement à partir des équations de mouvement en milieu non saturé, et l'appliquent en mesurant le contenu en humidité du sol. Par ailleurs, l'apport potentiel peut être approximé par des modèles conceptuels ne requérant pas directement de mesure d'humidité. C'est le cas de la méthode basée sur l'indice des précipitations antérieures:

$$IPA = \sum_{i=1}^n K_i P_i, \text{ où:}$$

- IPA est l'indice des précipitations antérieures;
- P_i la précipitation au ième jour précédent;
- K_i le poids attribué à cette précipitation.

Le modèle SWMM (Metcalf & Eddy, 1971), dans sa version définitive, utilise cette seule relation. Il tenait compte en plus dans une version préliminaire d'un décalage de temps de 3 jours pour un terrain sablonneux, 4 jours pour un sol rocheux et 5 jours pour de l'argile. Cependant, cette version ne s'adaptait pas à tous les bassins étudiés et à été abandonnée pour ne conserver que l'IPA. Par ailleurs, dans la dernière version, l'infiltration minimum est calée directement sans identification. Metcalf & Eddy (1971a), en procédant par différence entre le débit par temps humide et le débit par temps sec dans une région

proche de San Francisco où la nappe ne constitue pas un apport important à l'égout sanitaire, ont démontré que l'influence de l'eau de percolation commence à se faire sentir à partir de 3 heures après le début d'une précipitation avec un maximum vers 6 h. La comparaison avec le modèle SWMM (Metcalf & Eddy, 1971) ne semble donc pas faire ressortir de conclusion intéressante. Eventuellement, ce dernier pourrait confondre apports de nappe et apports de percolation.

Il est à remarquer que le terrain entourant un égout ou un drain est systématiquement remanié et permet, dans plusieurs cas, une percolation plus rapide que le terrain naturel (effets de tranchée). Par ailleurs, sur un bassin donné, cet effet peut être variable d'un endroit à un autre. Il n'existe pas, à notre connaissance, de données québécoises sur l'importance de l'apport par percolation seule, car dans tous les cas, on ne fait pas mention du niveau exact de la nappe par rapport aux égouts et aux drains.

B Eau de nappe

a) Niveau de l'eau

- *Aspect théorique*

Les nappes phréatiques ou captives ne font généralement pas l'objet d'une attention particulière en milieu urbain au Québec. Mais il est reconnu qu'elles peuvent, dans certains cas atteindre le niveau des conduites d'égouts (ex: à Québec dans le quartier des Saules et dans les environs de la rivière Saint-Charles). On leur attribue alors un rôle dans les débits excessifs retrouvés dans les égouts quand elles sont à un niveau maximal, c'est-à-dire pendant et après les périodes de fonte de neige, et dans les jours qui suivent une précipitation importante (Ménard et Marsan, 1973).

Une nappe aquifère peut être définie comme une accumulation d'eau dans les pores d'un terrain perméable, eau susceptible de se mouvoir avec une composante horizontale dominante sous l'action d'un potentiel hydraulique.

Un équilibre peut donc se produire entre l'alimentation, la capacité d'écoulement latéral et le volume d'eau accumulé. La caractérisation d'une nappe se fera donc selon ces trois critères:

- 1) l'alimentation, c'est-à-dire l'eau arrivant à la nappe et qui provient de stocks d'eau à potentiel plus élevé, en particulier:
 - . une partie des eaux de pluie (le résidu qui ne s'évapore pas, ne ruisselle pas, n'est stocké ni en surface ni dans la zone de terrain non saturé);
 - . l'eau d'autres nappes, transférée par drainage ou déversement;
 - . l'eau de cours d'eau, permanents ou pas, à fonds et berges non colmatés;

- 2) l'écoulement latéral est mis en évidence par l'examen des courbes équipotentielles de la nappe qui représentent, en surface, les courbes de niveau de la nappe. Cet écoulement est fonction, en chaque point, de la perméabilité du terrain, de la pente hydraulique, et de la surface à travers laquelle l'eau s'écoule. L'écoulement se réalisera, grâce à la pente hydraulique, jusqu'aux exutoires de la nappe, à faible potentiel. Ces exutoires sont:
 - . l'atmosphère, par le biais de l'évapotranspiration;
 - . une autre nappe;
 - . un cours d'eau, une source, un puits;
 - . des drains;

- 3) le volume d'eau accumulé correspond au produit du volume de la nappe par la porosité effective de l'aquifère (le pourcentage du volume de terrain dans lequel l'eau peut circuler par gravité).

L'équilibre très précaire entre ces trois grandeurs est extrêmement rare (il peut exister, par exemple, pendant une crue qui sature complètement le sol). Il est influencé par le moindre changement dans l'alimentation, et la nappe est alors sujette à des fluctuations.

- *Facteurs influençant les fluctuations*

Les fluctuations de nappe dépendent de nombreux facteurs dont l'influence relative est plus ou moins grande selon l'environnement et la situation de la nappe (Schoeller, 1962). Voici quelques facteurs et leur ordre de grandeur:

- la proportion de la pluie qui atteint la nappe varie de 100% (sol nu, très grande perméabilité, nappe proche du sol) à 20% ou même 0% (pluies d'été, couvert forestier, fort ruissellement);
- la porosité disponible dans le terrain est fonction de la porosité effective et de la quantité d'eau déjà contenue dans le terrain, due aux événements pluviaux précédents. Elle peut varier de 0% (sol déjà saturé) à 30% (sol très poreux, desséché). Ainsi, une pluie de 10 mm s'infiltrant totalement et atteignant la nappe intégralement pourra faire monter son niveau de 33 mm (porosité de 30%) ou de 100 mm (porosité de 10%);
- l'évaporation et l'évapotranspiration empêchent une partie de l'infiltration et participent à la vidange de la nappe. Elles pourraient atteindre, si le niveau de la nappe restait constant, plus de dix fois la pluviométrie dans le cas d'une végétation de phréatophytes et de 2 à 3 fois pour la culture moyenne. En général, dans la nature, elle est inférieure à la pluie.

Dans le cas de végétation à feuilles caduques, les précipitations d'hiver ne sont pas évapotranspirées;

- la vidange de la nappe se réalise théoriquement selon un régime exponentiel décroissant (Loi de Maillet). En chaque point et à chaque instant, le débit est proportionnel à la pente hydraulique, à la perméabilité et à la surface à travers laquelle l'eau s'écoule. La perméabilité est extrêmement variable selon le terrain:

Argile	:	10^{-10}	à	10^{-12}	m/s
Silt	:	10^{-10}	à	10^{-6}	"
Sable fin	:	10^{-6}	à	10^{-4}	"
Sable grossier	:	10^{-5}	à	10^{-3}	"
Gravier	:	10^{-5}	à	10^{-2}	"

Il faut noter qu'un faible pourcentage d'argile dans un sable réduit sa perméabilité de 10 à 100 fois. Dans un terrain fait de dépôts continentaux (till, sédiments fluvio-glaciaires ou même terrasse marine), on ne peut estimer des débits de nappe sans faire des observations à une échelle très locale, étant donné les rapides variations du faciès.

Les différents facteurs dont dépendent les fluctuations des nappes peuvent être synthétisés comme suit: (Cottinet, 1974):

- pendant l'alimentation de la nappe:
 - alimentation pluviale: pluie lithologie
 - ruissellement relief
 - végétation
 - niveau de la nappe

porosité disponible

dans le terrain : porosité effective
eau de rétention
eau contenue dans le sol

morphoscopie
lithologie
pédologie
passé de l'évapotranspiration
passé de la pluie
frange capillaire

évapotranspiration : profondeur de la nappe;
pluie;
végétation;
climat;

- pendant la vidange de la nappe:
profondeur de l'efficacité du réseau de drainage;
évapotranspiration;
mode de vidange de la nappe pour chaque point
- topographie
hydrographie
forme de la nappe.

Chaque point est donc bien particulier et les fluctuations d'une nappe, tant en vitesse qu'en amplitude, ne sont pas prévisibles sans une observation préalable poussée.

Voici quelques valeurs de fluctuations relevées dans le Québec:

1) Amplitude

- Dans la forêt Montmorency (MRN, 1971), l'amplitude pour une nappe libre varie de 2 à 15 pieds selon l'emplacement et la nappe étudiée. L'étiage est en fin d'hiver, et est suivi de la crue annuelle. Le niveau oscille de 2 pieds pendant l'été. Un étiage secondaire existe éventuellement en automne (Figure 3.3).

- Dans le bassin de la rivière Eaton (Simard, 1973), cinq piézomètres dans une nappe captive montrent des fluctuations annuelles de 2 à 4 pieds. Une nappe libre (F6P) a une amplitude d'environ 7 pieds à chaque année, de 1969 à 1972, avec un étiage d'hiver en mars. Par la suite, on assiste à une remontée brutale de 4 à 6 pieds en avril, à une descente estivale jusqu'en août, jusqu'à l'étiage principal, suivi d'une montée plus ou moins régulière jusqu'en hiver (Figure 3.4).
- Dans le bassin de la rivière Clifton (Simard, 1973), une nappe libre fluctue d'environ 5 pieds, avec étiage principal en août et des variations de 1 à 2 pieds durant tout l'hiver (Figure 3.5).

2) Vitesse

Les vitesses de variations de niveau sont plus grandes pendant la montée du printemps. La mesure de ces vitesses demande un enregistrement continu. Dans un aquifère bien perméable (sable et gravier) en bordure de la rivière Eaton (Simard, 1973), la remontée atteint 6 pouces/jour, soit environ 1cm/heure. Des vitesses semblables ont été observées dans un sol sableux en France (Cottinet, 1974).

Les temps de réponse à une pluie sont rapides. Ils croissent avec la profondeur de la nappe sous le sol et sont inférieurs à un jour. Ils varient selon la perméabilité et l'humidité du terrain. Aucune étude n'a été faite à ce sujet au Québec.

On peut donc noter que:

- les variations sont les plus rapides et les plus grandes au moment de la réalimentation printannière, en mars ou avril;
- la crue la plus forte se situe à ce moment;
- l'étiage le plus bas est en général à la fin de l'hiver. Un étiage secondaire a lieu à la fin de l'été;
- les débits dans les exutoires des nappes seront les plus faibles à la fin de l'hiver dans les fossés, rivières et drains.

Les plus forts seront observés lors de fonte et immédiatement après, soit en mars ou avril.

b) Qualité chimique de l'eau

Entre son infiltration et son arrivée à une nappe libre, l'eau va acquérir de nouvelles qualités du point de vue de la composition chimique. Cela est dû d'une part aux échanges avec la végétation et le sol.

Un examen des principaux ions contenus dans les eaux naturelles peut nous permettre de connaître leur répartition dans l'eau de percolation. Les échanges en azote, phosphore, carbone, qui suivent un cycle, se réalisent en partie dans le sol. Les éléments en excès dans l'équilibre écologique sol-biosphère pourront éventuellement être transportés par l'eau.

Les différentes formes d'azote

- Azote atmosphérique (N_2)

Il est apporté dans le sol par l'air (dans les pores non saturés en liquide), et par l'eau de pluie et de ruissellement qui s'infiltré. Au tout premier stade de son cheminement, l'eau a donc les caractéristiques des eaux de surface. L'azote est ensuite fixé.

- Ammoniac (NH_3)

Cette forme est rare dans l'eau naturelle. En fait NH_3 est la transition dans le cycle de l'azote entre le stade N_2 et le stade NO_3 , et provient de la fixation de N_2 par des micro-organismes et symbiotiques; l'ammoniac est aussitôt oxydé par nitrification en NO_2 et NO_3 .

Il peut être aussi produit par ammonification d'éléments organiques: urée, protéines, acides aminés.

L'ammoniac subsiste en cas de déficit en oxygène (dans un sol organique saturé en eau, pauvre en oxygène dissous).

L'azote ammoniacal est le plus souvent dosé sous la forme NH_4^+ . Les teneurs dans l'eau peuvent être notables dans des cas de pollution organique. Des analyses d'eau du toit d'une nappe sous des parcs d'engraissement et des champs irrigués adjacents nous le montrent (Stewart, 1967) (Tableau 3.2A). On trouve d'autre part que sur 29 points analysés sous des parcs d'engraissement, la moyenne est de 4.5 ppm, avec 15 points > 1 ppm, 7 points > 5 ppm et un maximum de 38 ppm. Sur 28 points analysés sous des champs irrigués, la moyenne est 0.2 ppm et 2 points > 1 ppm.

Shaw (1962) constate que la nitrification est plus rapide durant l'été, et que NH_4^+ n'est pas lessivé dans la couche de surface. L'azote ammoniacal est rapidement transformé; il est peu important dans l'eau et n'est pas caractéristique d'une couche de sol donnée.

- Nitrites (NO_2) et Nitrates (NO_3)

La nitrification par les ferments nitreux est relativement lente alors que la nitrification par les ferments nitriques est plus rapide. Ce sont les nitrates qui sont repris par les plantes et qui sont utilisés comme engrais. Les teneurs sont variables selon les types de sol et décroissantes quand on s'enfonce sous la surface. Un exemple (Stewart, 1967) au toit d'une nappe sous un parc d'engraissement et des champs irrigués adjacents est donné au Tableau 3.2B.

Cet auteur conclut que les nitrates migrent sous les parcs d'engraissement et sous les champs, sauf pour les champs de luzer-

nes. Ce sont les champs irrigués qui apportent le plus de nitrates aux nappes.

Shaw (1962) montre que le mouvement des nitrates ajoutés artificiellement est différent selon les conditions du sol. Il est rapide en sol labouré, plus lent en sol sableux.

Chamberland et al. (1974) ont remarqué que la concentration en nitrates dans la partie superficielle de la nappe varie plus en fonction de la date que de la fumure. Il en est de même pour l'eau de percolation recueillie dans des lysimètres: les concentrations sont minimales en hiver (de 0 à 5 ppm d'azote $\text{NO}_3 + \text{NO}_2$) et maximales en été (de 5 à 20 ppm). Les valeurs les plus faibles en été (15 ppm) pourraient suivre des épisodes pluviaux: la charge en nitrates serait alors plus ou moins constante dans l'eau de percolation, et les concentrations seraient inversement proportionnelles au débit.

Une grosse pluie d'été pourrait faire descendre l'eau chargée du sol et donner, au début du changement des régimes d'écoulement souterrain, un pic dans les concentrations de nitrates.

La forme NO_3 assez inerte, n'est pas adsorbée, et pourra se retrouver dans la nappe d'eau en quantité notable. Elle pourrait servir de traceur de la provenance "eaux souterraines" dans le cadre de notre étude. Néanmoins, les teneurs sont variables: Nightingale (1972) montre qu'une relation existe entre la teneur en nitrate de l'eau d'une nappe, et l'historique de la fertilisation du terrain susjacent. La plus grande valeur qu'il trouve dans l'eau (59.8 ppm) correspond à une vigne de 70 ans fumée tous les 3 ans depuis 40 ans.

Il donne d'autres valeurs au toit de la nappe sous des sols cultivés avec des fertilisants:

Profondeur de la nappe (m)	ppm N(NO ₃)
3.05	59
3.05	4.29
2.44	8.35

Dans les zones fertilisées, les teneurs vont de .18 à 59.8 ppm.

Le phosphore

Le cycle est court et implique les phosphates qui passent de la forme ionique à la forme organique. Les échanges sont rapides et ont lieu dans la tranche superficielle du sol. Chamberland et al. (1974) ont mesuré des teneurs dans des nappes au Québec de 0.0 à 0.4 ppm en général, avec un extrême de 1.1 ppm, en sol organique. Les bouches de drainage agricole évacuent de l'eau à 0.05 ppm de P (PO₄). D'autres auteurs mentionnent des valeurs de 0.166 à 2.0 ppm (cette dernière valeur prise en sol organique). Dans les nappes, les teneurs sont plus faibles: Stewart (1967) a trouvé au toit de la nappe les valeurs du Tableau 3.2C.

Des teneurs notables en phosphate pourraient indiquer des eaux d'origine très superficielle, ou de sol très organique.

Le carbone (Schoeller, 1962)

En dehors des formes organiques, le carbone dans le sol se trouve sous la forme de gaz carbonique CO₂, de carbonate CO₃⁼ et de bicarbonate HCO₃⁻. Le cycle du carbone ne se boucle pas dans le sol (pas de photosynthèse).

Le CO₂ provient: de l'eau de pluie;
de la respiration des racines;
de l'ammonification;
de la nitrification.

Dans l'eau se forment des équilibres: d'hydratation (H_2CO_3); de dissociation H^+HCO_3^- et $\text{H}^+\text{CO}_3^{=}$.

Ces équilibres régissent l'agressivité de l'eau, c'est-à-dire son aptitude à attaquer les carbonates de calcium et de magnésium.

La production de CO_2 semble être maximale à 20 cm de profondeur, et la teneur dans le sol augmente en profondeur.

Nous ne connaissons aucune analyse de l'eau de percolation donnant la teneur en carbone inorganique: elle dépend du pH, donc du type de végétation du sol.

Le carbone organique a des teneurs variables selon les conditions de surface (Stewart, 1967) (Tableau 3.2D).

Dans un parc d'engraissement, l'étude en 29 points de la nappe donne une moyenne de 73 ppm de carbone organique (14 points > 30 ppm et 6 > 100 ppm). Le maximum est de 300 ppm.

Sous un champ irrigué, la nappe en 28 points a une concentration moyenne de carbone organique de 14 ppm et le maximum est de 29 ppm.

Les cations principaux (Kurtz et Melsted, 1972)

Les cations sont affectés de réactions d'échanges dans le sol. Pour la plupart des sols, les affinités relatives sont: $\text{Ca}^{++} > \text{Mg}^{++} > \text{K}^+ = \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+$. Le sodium tendra donc à migrer plus loin, à l'inverse du calcium (dans un sol homogène verticalement).

Les ions Fe et Mn n'apparaissent qu'en milieu acide et réducteur; en sol aéré, ils sont rapidement oxydés en MnO_2 et Fe_2O_3 à des degrés d'hydratation variés. L'aluminium est présent aux pH < 5.5 et pH > 6. Il s'hydrolyse pour former des polymères et des complexes. Les ions Cu^{++} et Zn^{++} ne sont pas considérés comme mobiles. Ils sont adsorbés facilement.

Les anions, à part les phosphates, dont les réactions avec le sol sont variées, sont considérés comme mobiles; ils sont facilement adsorbés par certains sols et pas du tout par d'autres.

Il apparaît donc que la composition de l'eau de percolation est mal connue et extrêmement variable: *"La composition de l'eau de percolation peut varier dans de grandes proportions selon son pH, ses anions et les composants du sol susceptibles d'être échangés... Elle est influencée par la composition minéralogique du sol, et la stabilité des minéraux et des argiles l'est sous l'influence de la composition de l'eau"*. (Schoeller, 1962).

On peut pourtant proposer des méthodes pour déterminer l'origine d'eaux rencontrées dans des conduites, en comparant leur composition à celle d'eaux du sol; phosphate, nitrate, carbonate, bicarbonate, gaz carbonique, calcium, magnésium et potassium semblent être les meilleurs marqueurs, car ils évoluent rapidement le long d'un profil vertical dans le terrain.

c) Eau de ruissellement

Les caractéristiques quantitatives et qualitatives de l'eau de ruissellement après une pluie ou une fonte de neige figurent au Chapitre 2.

3.1.2 Utilisations et contaminants

L'accès proprement dit de l'eau souterraine dans les conduites, soit à travers les pores des drains français, soit à travers des interstices de joints de conduits, bris, etc., provoque une augmentation de la vitesse d'écoulement. L'écoulement peut alors entraîner des particules du terrain à cet endroit qui est soit le sol d'origine, soit des matériaux rapportés, mais de toute façon il s'agit d'un sol remanié. On attribue généralement à cet effet deux conséquences:

- entraînement dans l'égout des particules fines et moyennes (sable, gravier) vers les conduites et les drains (minage);
- colmatage des pores de drains français. Il est par contre très douteux que le colmatage puisse se produire pour limiter les apports directs aux conduites d'égouts.

Il est à remarquer qu'aucune donnée n'existe actuellement en milieu urbain sur le problème scientifique du colmatage.

3.2 Transfert dans le(s) réseau(x)

3.2.1 Ouvrage de captage

Les ouvrages permettant des apports supplémentaires dans les égouts sont multiples:

1) ouvrages reliés au ruissellement sur les toits

Les différentes dispositions permettant de disposer des eaux du ruissellement des toits sont décrites dans le Chapitre 2. Les différentes dispositions amènent de l'eau

- a) à ruisseler sur des surfaces imperméables;
- b) en contact avec des surfaces perméables susceptibles de stocker, infiltrer, ruisseler;
- c) dans des structures reliées directement aux égouts de rue.

2) ouvrages reliés au ruissellement sur les entrées et les stationnements

Il s'agit d'eau de ruissellement provenant des précipitations sur les toits, la rue et les surfaces elles-mêmes. Les ouvrages correspondants sont des égouts de terrains branchés directement sur un égout sanitaire.

Les plus courants sont les stationnements et les entrées d'autos situées en contrebas de l'entrée, du terrain, de la rue.

3) ouvrages reliés au ruissellement dans la rue

Il s'agit des couvercles de puits de regard sanitaires non étanches et en particulier ceux situés en dessous du niveau du revêtement de rue.

4) drains français

Il a été mentionné au Chapitre 1 que la pratique du pseudo-séparé est particulièrement courante au Québec.

5) infiltration directe dans les égouts et drains

L'eau provenant de terrain et de rue, de la nappe, de la percolation à partir de la surface du sol, de l'aqueduc ou d'un autre égout, est reconnue comme pouvant amener un apport supplémentaire important. Elle peut trouver son chemin vers l'intérieur à travers diverses déficiences:

- joints non étanches entre conduites à la construction. Il s'agit des conduites des égouts et drains pluviaux, sanitaires ou combinés;
- joints non étanches entre conduites et autres structures à la construction: raccords sur puits de regard, Y ou T des branchements privés;
- joints perdant leur étanchéité: les joints sont appelés à perdre leur étanchéité par suite soit d'une attaque chimique soit d'un affaissement de l'une ou des deux parties en contact.

A ce sujet, la plupart des manuels traitant du design et de l'installation des conduites d'égouts, s'attachent principalement à définir les conditions de creusage des tranchées et de choix des assises en fonction des caractéristiques mécaniques du sol, du remblai et de la conduite (WPCF, 1972; TUBECON, 1972; American Concrete Pipe Association, 1970; Peckworth, 1960). Il est fondamental, pour l'infiltration, de minimiser l'affaissement des différentes structures; cependant, les solutions proposées (assise compactée de concassé, de gravier, de sable) peuvent modifier considérablement les conditions d'écoulement de l'eau souterraine et en particulier peuvent développer un écoulement privilégié vers la tranchée et le long de la conduite. Mayer et al. (1972) ont fait ressortir que les matériaux utilisés localement dans la région du Golfe du Mexique (La Nouvelle-Orléans) amenaient des conditions très favorables à l'infiltration. En effet, lorsque les conduites sont à un niveau plus bas que celui de la nappe, cette dernière est rabattue vers les conduites. Les caractéristiques du sol sont alors modifiées et on peut constater un affaissement du sol (subsidence). L'étanchéité des structures se trouve alors affaiblie, l'infiltration peut augmenter et amplifier encore la subsidence. L'affaissement peut être dû à des charges imprévues à la surface du sol, à un remplissage incorrect, à des fondations ou terrain de support insatisfaisants. On mentionne également la possibilité d'attaque chimique du joint.

Mayer et al. (1972) en viennent à proposer l'utilisation pour les assises de mélange de granulométrie variée comportant en plus, soit du ciment, soit de la bentonite pour limiter la perméabilité. Mayer et al. (1972) ont mesuré le tassement des conduites sur une période de deux ans suivant la construction dans des sols argileux et sablonneux où la nappe peut monter au niveau des conduites. Ils en concluent que les tassements se produisent principalement à la construction et immédiatement après. Ils ont relevé des tassements allant jusqu'à 1.5 pied, provoquant même des irrégularités majeures au pavage. Dans ce cas, ils ont mesuré une infiltration de plus de 30,000 USGPJ par pouce et mille de conduite.

Brown et Caldwell (1957), au cours de travaux dans la région de San Francisco, après avoir détecté de nombreuses conduites, attribuent directement les problèmes aux joints à des assises inadéquates.

Les joints sont souvent identifiés comme des sources majeures d'apport souterrain. On distingue les joints entre:

- 1) conduites de même nature et de même diamètre;
- 2) conduites de rue et conduite privée;
- 3) conduite et puits de regard;
- 4) éléments de puits de regard.

Les joints du type 1 ont fait l'objet de beaucoup d'attention et d'études. Santry (1964) a étudié, en laboratoire, sous 3 à 27" d'eau, les débits d'infiltration à travers différents types de joints sur des conduites en béton et en grès. Ses résultats font ressortir (Tableau 3.3) l'importance de l'infiltration dans les joints du type étoupe, ciment ou mortier et le bon comportement des joints plastiques à base de goudron étendu à chaud et des joints caoutchouc. Il est cependant à remarquer qu'il s'agit de conditions de laboratoires sans aucun tassement de conduites.

Schmidt (1972) mentionne que seuls les joints pré-fabriqués peuvent assurer une étanchéité fiable (115 USGPJ/pouce mille au cours d'expérience à Washington, D.C., sur un collecteur en dessous du niveau de la nappe).

Velzy et Sprague (1955) mentionnent que les joints du type jute et mortier, mortier ou ciment seul, génèrent un maximum de problèmes d'infiltration, alors que la technologie des joints à base de goudron appliqué à chaud, donne de meilleurs résultats.

Bell (1963) évalue cependant que les pires problèmes de joints apparaissent dans les égouts privés et non pas dans ceux de la rue. Il semble donc que, du seul point de vue des joints, on puisse s'attendre à des apports souterrains plus élevés sur les réseaux où on a utilisé les joints du type étoupe et mortier, mortier seul et également du type goudron. Les raccordements de conduites privées sur des conduites de rue ne font pas l'objet de dispositions particulières dans le Code de Plomberie. On s'est longtemps contenté de casser la conduite de rue. Il peut en résulter un apport que Mayer et al. (1972), ainsi que Bell (1963), estiment comme important et entraînant également des problèmes de graisse. Les joints entre conduites et puits de regards n'ont pas fait l'objet d'étude particulière. On peut cependant affirmer que, les conditions de tassement du puits de regards et de la conduite étant forcément différentes, ces joints risquent d'être encore plus problématiques que ceux entre conduites.

Les puits de regard eux-mêmes peuvent être le siège d'apports souterrains, principalement ceux qui sont constitués d'un empilage de couronnes de béton et ceux qui ont été surélevés. La tendance actuelle à utiliser des puits préfabriqués peut éliminer nombre de problèmes à ce sujet.

6) interception d'eau de ruissellement à l'extérieur du bassin

C'est le cas qui se rencontre à l'amont d'un bassin à la limite avec une zone non urbanisée. Cette eau peut ruisseler en période de fonte de neige ou de forte pluie vers l'extrémité de l'égout pluvial. On peut également entrer dans cette catégorie les eaux de ruissellement des voies de communication limitrophes (route, voie ferrée).

3.2.2 Fonction de transfert et influence des autres provenances

De par leur nature même, les apports supplémentaires sont appelés à se retrouver mélangés aux apports sanitaires et de ruisselle-

ment; dont les fonctions de transfert ont déjà été abordées.

A Eau de ruissellement

Les eaux de ruissellement peuvent constituer des apports supplémentaires dans le cas d'égouts sanitaires (1, 2, 3) et d'égouts pluviaux ou combinés (6). Dans le cas d'égouts sanitaires, la fonction de transfert et l'impact de la provenance ruissellement est abordée au Chapitre 1.

B Eau souterraine

Il s'agit d'apports peu chargés dont l'impact majeur est relié directement à leur volume. Elles constituent donc des eaux de dilution vis-à-vis des apports sanitaires et de ruissellement, pour la plupart des paramètres à l'exception de quelques ions. Leur température plus basse que celle des apports sanitaires entraîne cependant des mécanismes physiques tels que la solidification des graisses (cf. Chapitre 1).

3.3 Caractéristiques des eaux mesurées dans le réseau (et/ou à leur entrée dans le réseau)

3.3.1 Caractéristiques quantitatives moyennes

Les volumes des apports supplémentaires totaux peuvent être très considérables. L'ensemble des études ignorent les apports supplémentaires dans les égouts pluviaux et combinés; cependant, il serait logique de l'intéresser aux apports de type 1, 4, 5 et 6 pour ces égouts. Les différents apports supplémentaires ont, par contre, fait l'objet d'études dans le cas d'égouts sanitaires. L'annexe 1 donne certaines réactions chimiques dans les eaux d'égouts.

A Apports supplémentaires par ruissellement (1, 2, 3)

Leur fonction de transfert les amène à pénétrer dans les égouts eux-mêmes au bout d'un temps plus court que les apports par eau souterraine. Metcalf et Eddy (1971a), au cours d'une étude portant sur 10 bassins sanitaires de la région de San Francisco¹, ont fait ressortir que les apports supplémentaires totaux peuvent varier de 1 à 25% des volumes d'eau précipitée (10% semble une valeur courante). A titre de comparaison pour un bassin comme celui des Saules, une pluie d'un pouce amènerait dans ces conditions un volume supplémentaire de plus de 52,000 G, alors que l'apport moyen sanitaire serait de l'ordre de 1,200 G/h. Le débit de pointe représente alors de 2.1 à 9.1 fois le débit moyen par temps sec. Il est à remarquer que pour un même bassin, l'importance des apports supplémentaires semble varier en fonction:

- d'une évaluation imprécise de l'apport sanitaire à ce moment (pas de mesure de débit à la consommation);
- de l'intensité de la précipitation;
- de la durée de la période sèche antécédente.

Metcalf et Eddy (1971a) n'ont cependant pas pu établir de relation significative. Se référant au critère double de longueur et de diamètre des conduites, les auteurs obtiennent dans deux des bassins, des apports moyens de 3,600 et 1,200 USGPJ par pouce mille de conduite avec des maximums observés de 17,000 et 5,120 USGPJ par pouce mille.

¹

Il s'agit en fait d'anciens sous-bassins combinés, dont la séparation complète a débuté en 1951 et était complétée à 96% en 1969. Il est à remarquer que la pratique de branchement des drains français sur l'égout sanitaire ne semble pas répandue et n'a pas fait l'objet de relevés particuliers dans cette étude.

L'élément le plus intéressant de cette étude est cependant la distinction entre les apports par percolation et ceux par ruissellement et entrée directe dans les égouts. Metcalf et Eddy (1971a) basent cette distinction sur un temps critique d'accès à l'égout. Ainsi, pour un bassin ayant un temps de concentration d'environ 200 minutes, les apports atteignant l'égout en plus de 180 minutes sont considérés comme provenant de la percolation. Suite à cette distinction, Metcalf et Eddy (1971a) attribuent environ 75% des apports supplémentaires à l'eau souterraine contre 25% au ruissellement. Les auteurs mentionnent que ce ruissellement correspond à une superficie équivalente de 10% de l'ensemble des toits. Ces chiffres ne peuvent cependant être transposés.

Weller et Nelson (1963; 1965), dans une étude au Kansas, ont relevé que, sur le bassin étudié, 3% des entrées d'auto, 5% des drains de patio et 10% des drains de toit sont branchés sur l'égout sanitaire. Leurs mesures en période d'orage très intense leur permettent cependant d'affirmer que l'apport supplémentaire principal n'est pas le ruissellement sur ces surface imperméables, mais bien, en tout premier, l'apport souterrain puis l'apport par ruissellement à partir de surfaces perméables et enfin, les surfaces imperméables. L'apport par les colonnes pluviales serait cependant largement supérieur à celui des entrées d'auto et des drains de patio. Il est à remarquer que cette étude n'est pas basée sur des mesures de débit mais sur des évaluations à partir des surfaces. On mentionne également la possibilité d'apport de 20 à 75 USGPM par les couvercles et sommets de regards submergés. Ce sont les résultats de Rawn (1937) cités par de multiples références.

Gangopadhyay (1974) rapporte différentes études entreprises dans la région de Halifax et conclut que les pointes de débit dans les égouts sanitaires et les pointes de précipitation ne se produisent pas toujours simultanément, mettant ainsi en évidence la présence

d'autres types d'apports. Il conclut également que l'apport supplémentaire majeur est dû aux branchements non fonctionnels sans que des mesures particulières aient été prises.

B Apports supplémentaires par eau souterraine

Il est courant d'allouer lors du design de 10,000 à 40,000 USGPJ/mille et de 100 à 500 USGPJ/pouce mille de conduite (WPCF, 1972).

3.3.2 Résultats d'études sur les apports par les drains de fondation

Rempel et Tottle (1973), après une étude sur 14 bassins à Winnipeg, concluent que:

- l'apport par les drains, après une précipitation, représente de .5 à 6 GPM par résidence et c'est le principal apport supplémentaire;
- la pente du terrain autour de la maison a une influence déterminante sur le débit au drain;
- le pic d'apport est dû à l'apport par ruissellement sur le toit (de 20 à 45% du volume précipité);
- l'effet de remise en suspension de ces apports dans les égouts sanitaires est tel que la concentration moyenne en DBO est la même en période sèche et en période humide (180% au début de l'orage). La concentration moyenne de solides en suspension est alors le double de celle par temps sec;
- un design d'une capacité double du débit par temps sec permettrait à l'égout sanitaire et à une usine d'épuration de véhiculer de l'ordre de 90% des charges en DBO et en solides en suspension.

Il est à remarquer que Rempel et Tottle (1973) ne mentionnent pas les conditions de nappe phréatique, ni la possibilité d'apport direct aux conduites autres que les drains mais sont, par contre, les seuls à avoir mesuré directement ce débit dans les drains français.

De nombreux auteurs citent les travaux de Brown et Caldwell (1957) qui, en Californie, ont fait ressortir que 85 à 90% des apports supplémentaires proviennent des égouts de bâtiment.

Schouten (1972) a mesuré le débit dans des drains français dans des résidences de l'Ontario. Ses conclusions sont les suivantes:

- en été une précipitation de plus de .1 pouce entraîne un écoulement dans les drains dans les 3 heures qui suivent (jusqu'à 30 minutes pour un orage intense). Le débit peut atteindre jusque 7 GPM et le volume 800 G après une pluie de 1 pouce;
- en hiver et au printemps les débits de pointe (4500 GPJ) sont atteints lors d'un net redoucissement;
- ces chiffres sont cependant sujets à des variations dues principalement au terrain;
- la qualité de l'eau captée est qualifiée de très bonne et peut être caractérisée par un quotient solides en suspension sur solides totaux au maximum de l'ordre de 10%.

Zarnett (1975) a étudié les aspects théoriques de l'influence des drains français et de leur réponse à une précipitation. Il est à remarquer que Zarnett fait l'hypothèse d'homogénéité du sol autour des fondations ce qui peut être discutable.

3.3.3 Résultats d'études sur les apports directs aux conduites

On distingue habituellement les conduites de rues et les conduites privées. La longueur de ces dernières est loin d'être négligeable (40% du total, Bell, 1963) et l'ensemble des références s'accorde à leur attribuer la part la plus importante des apports directs aux con-

duites (Brown et Caldwell (1957) les évaluent de 85 à 90% des apports supplémentaires totaux). Les seules données disponibles sur les apports dans les conduites de rue seules, sont celles de Mayer et al. (1972) à la Nouvelle-Orléans. Elles portent sur une section de conduite ne comportant aucun branchement privé et établissent un apport de l'ordre 400 à 1,000 USGPJ/pouce mille. L'inspection par télévision des réseaux étudiés a permis de révéler l'importance des apports par:

- les raccordements privés par bris de la conduite de rue;
- les cloches brisées;
- les joints puits de regard - conduite défectueuse.

3.3.4 Résultats d'études sur les apports souterrains totaux

Dans la plupart des cas, les différentes études ont porté sur l'ensemble des apports supplémentaires et il devient impossible de distinguer entre apports par ruissellement et infiltration dans les conduites. D'une façon générale, on peut cependant s'attendre à ce que les apports supplémentaires souterrains totaux soient caractérisés par:

- un temps d'accès à l'égout très variable suivant le mode de drainage superficiel et le type de terrain;
- un temps d'accès plus long que le ruissellement;
- une durée d'apport plus longue.

On retrouve des multiples exemples du comportement d'égouts sanitaires et combinés:

Les données de Ménard et Marsan (1973), (Fig. 3.6) sur quelques émissaires combinés de Rimouski, au cours d'une période sèche (après pluie) permette d'en arriver aux conclusions suivantes:

- les débits mesurés varient de 2.7 (2^e rue, le 12 mai) à 50 fois le débit sanitaire attendu (émissaire du quai);
- l'allure générale des débits des trois bassins choisis correspond à celle d'une courbe de tarissement (exponentielle décroissante) sur au moins 5 jours;

- la vitesse de tarissement ne varie cependant pas de la même façon (ou n'a pas les mêmes conséquences) sur les trois bassins. On constate que plus l'infiltration est élevée, plus le tarissement est lent (émissaire du quai). Dans ce dernier cas, la nappe phréatique demeure certainement au dessus des conduites même après 5 jours de temps sec;
- les données de qualité de l'étude ne permettent pas de tirer de conclusions.

Geyer et Lentz (1966), au cours d'une étude sur un réseau sanitaire à Baltimore, relèvent une relation directe entre les pics de débit et les précipitations (Figure 3.7) et une relation entre les débits minimum et le niveau de la nappe phréatique. Le comportement du débit en période de dégel est identifié par une relation température-débit, ce pic de débit précédant alors la remontée de la nappe. Il est à noter qu'il est peu probable que le mécanisme de dégel au Québec, sous couvert de neige, suive cette seule relation.

Caillé et al. (1973) ont étudié 50 émissaires de la région de Montréal au cours de l'été 72, pendant 1 semaine. Leurs résultats ne permettent pas de suivre le comportement d'un réseau à la suite d'une pluie (1 échantillon aux 4 h et composé journalier). On peut cependant relever l'importance relative des apports à partir du temps de réponse (nappe et certains cas de percolation) (Tableaux 3, 4a, b, c). On peut ainsi constater, suivant les cas, que le débit journalier maximum n'est pas forcément observé le jour même de la pluie.

Metcalf et Eddy (1971a) ont étudié, dans des réseaux sanitaires, la qualité de l'eau pendant et dans les quelques heures suivant un orage (Fig. 3.8). Leur conclusion est qu'il n'est pas possible de détecter de tendance générale. On remarque également qu'ils n'ont aucun échantillon dans les premières heures de précipitation. Ceci est sans aucun doute dû au mode de déclenchement de l'épisode (niveau). On remarque que les niveaux moyens de concentration

observés en épisode "humide" sont très comparables à ceux par "temps sec" et qu'il n'y a pas de phénomène de première chasse.

Girard (1973), dans une étude pour la Cité de Hull (Fig. 3.9), a essayé de distinguer, sur un bassin sanitaire, les différents types d'apports supplémentaires. Il caractérise les apports par ruissellement par leur temps de réponse très court, et affirme que les apports par eau souterraine sont dus à une saturation totale du sol et qu'il se font par les joints et les fissures de conduites. Il s'agit définitivement d'une simplification extrême. En effet:

- le ruissellement n'est pas le seul à avoir un temps de réponse très court;
- les apports souterrains ne se font pas uniquement par les joints et fissures de conduites, non plus que par saturation totale du sol.

On peut cependant noter les valeurs moyennes observées:

Infiltration par les joints	:	2,400 I/GPJ/acre
Autres apports	:	2,600 I/GPJ/acre

Finalement, Girard recommande, pour le design, le critère de 10,000 I/GPJ/acre. Dans ces conditions, l'apport sanitaire est absolument négligeable. Des vérifications in situ du réseau ont également mis en évidence que le supposé apport par ruissellement ne pouvait en fait être dû qu'à la percolation atteignant les drains français.

Demard et Cluis (1974) (Fig. 3.10) ont analysé des données aux 4 h, pendant 1 semaine, sur 1 réseau combiné (08 à Montréal) et un réseau sanitaire (Pierrefonds). Leurs conclusions sont les suivantes:

- une période d'une semaine est nettement insuffisante pour tenter une interprétation complète;

- l'apport sanitaire peut être caractérisé par une variation périodique du débit et de la concentration en phosphates ainsi que par la turbidité;
- l'apport par la nappe peut être caractérisé par les valeurs du débit minimum observé journalièrement et la concentration en sulfates;
- les apports à temps de réponse court (ruissellement et une partie de la percolation) ne peuvent être approchés avec un échantillon aux 4 heures.

3.4 Méthode proposée pour l'étude des apports supplémentaires

3.4.1 Mesures sur le bassin (sources)

L'étude de chacun des apports supplémentaires mentionnés précédemment ne peut, par sa complexité et l'ampleur des efforts à mettre en oeuvre, être menée à bien dans le cadre de ce projet. Il est donc proposé de se limiter aux seuls apports dont l'importance est évaluée comme primordiale compte tenu:

- des objectifs de la politique de séparation;
- des législations en vigueur (Bureau des Examineurs des Mécaniciens en Tuyauterie (1973) et règlements municipaux) et du niveau d'application de ces législations;
- des habitudes de construction;
- du niveau de surveillance des travaux.

Les apports retenus touchent principalement les égouts de type sanitaire, à savoir:

- l'apport non fonctionnel par ruissellement;
- les apports souterrains directs aux drains et conduites sanitaires;
- les apports souterrains par les drains français.

En outre, le raccordement de drains sanitaires sur un égout pluvial fera également l'objet d'une attention particulière lors de l'étude d'un égout pluvial.

A Ruissellement

Ces apports non fonctionnels pour le sanitaire proviennent principalement des raccordements de toits, et d'entrées d'autos en dévers sur le drain sanitaire via le drain français; de plus il faut compter avec les apports par les dessus de puits de regards.

Apports par les toits et entrées d'auto

Il s'agit des apports décrits précédemment dans les épisodes pluies 1, 2 et automne et de l'épisode de fonte (Fonte 1). Leur quantité est évaluable alors que leur qualité fait l'objet de mesures annexes à l'origine (prélèvement à la descente du toit)¹. Mentionnons que le raccordement sur le drain français, et éventuellement la fosse de retenue, peut entraîner une sédimentation évaluable par des prélèvements dans les fosses et/ou une comparaison qualitative entre les descentes de toits et le drain pluvial. Ne disposant pas de données sur les paramètres les plus importants pour caractériser l'apport, on peut faire l'hypothèse que le comportement s'apparente à celui des rues, au moins en ce qui concerne les quantités de contaminants. Il est donc proposé d'échantillonner les apports par les toits sur quelques résidences en fonction de la période sèche précédente. (Tableau 3.5).

Quant à l'apport par les entrées d'autos et autres surfaces imperméables éventuellement raccordées au drain français, on fait l'hypothèse de leur similitude avec les rues bien que la présence de détergents puisse les différencier.

Apports par les dessus de puits de regards

Il s'agit d'eau pénétrant soit par le pourtour du couvercle, soit par des trous sur le couvercle. Les quantités d'eau disponibles pour cet apport dépendent de la hauteur accumulée au-dessus du niveau du couvercle. Un inventaire des puits de regards sanitaires en dépres-

¹ Au moment de la fonte principale (Fonte 1), on prévoit également le prélèvement d'eau de fonte des toits.

sion et/ou avec un couvercle type pluvial, constitue une information pertinente, mais cependant insuffisante pour évaluer cet apport. Il est donc proposé de mesurer spécifiquement l'apport (quantitatif) de quelques puits de regards en temps de pluie et de fonte de neige.

B Apports souterrains directs

Les apports souterrains aux drains et conduites sanitaires se produisent à la suite de défauts d'étanchéité dans ces structures. Il s'agit d'eau de percolation et d'eau de nappe. Dans les deux cas, il est nécessaire d'obtenir des informations sur la disponibilité de l'eau. Dans le cas de l'eau de nappe, il est proposé de mesurer en continu sa hauteur et d'analyser sa qualité une fois par mois au moins, et éventuellement plus, si l'on constate des variations à la suite d'orages. Par ailleurs, des tests de pompage de la nappe permettraient d'obtenir une information pertinente pour aider à préciser la capacité à fournir des apports. Quant à l'eau de percolation, sa disponibilité aux conduites constitue actuellement une inconnue majeure. La méthode de mesure sera développée et précisée ultérieurement.

Apports aux drains sanitaires

Il est possible d'évaluer directement ces apports dans le cas de raccordements séparés complètement puisque dans ce cas, les apports par les drains français se retrouvent dans le drain pluvial. Il suffit alors de faire la différence entre le débit au raccordement sanitaire et la consommation d'eau. La mesure est facilitée lorsque le raccordement privé se fait dans un puits de regard. Dans le cas contraire, la mesure est impossible sans travaux majeurs (puits de regard). Lorsqu'on a un branchement du type pseudo-séparé et que les drains français fournissent un apport, la mesure au raccordement doit être doublée d'une mesure aux drains français, ce qui constitue, avec la mesure de la consommation, un système compliqué qui n'est possible que s'il y a une fosse de retenue sur les drains français.

Apports aux conduites sanitaires de rue

Leur mesure directe pose des problèmes majeurs car ils sont très difficiles à isoler et que, de plus, aucune similitude n'est possible avec les conduites de type pluvial (joints différents). Les plus importants peuvent être détectés par une inspection télévisée. On peut penser cependant à des mesures sur une conduite sans aucun raccordement, mais on a alors affaire à des conduites de longueur réduite pour lesquelles l'apport risque d'être difficilement mesurable. Il devient donc nécessaire de procéder par différence entre les mesures dans la conduite et celles des autres apports.

Des informations supplémentaires peuvent cependant être recueillies pour localiser les apports. Il est proposé de faire une série de mesures de débits par dilution chimique à partir du haut du bassin par différents puits de regard jusqu'au point de mesure. Cette technique permet de suivre l'écoulement sur une partie du bassin et ainsi de déterminer successivement les apports entre puits de regard. Dans le cas où il y aurait un doute sur la provenance (apports aux conduites ou aux drains sanitaires), il deviendra nécessaire de recourir à une inspection télévisée.

Cette même inspection peut également fournir de l'information sur l'étanchéité des différents joints. Enfin, il faut prévoir de déterrer quelques joints-types pour évaluer les causes de leur mauvaise étanchéité.

C Apports souterrains par les drains français

L'apport par les drains français aux réseaux sanitaires doit être clairement séparé des apports directs aux autres drains et aux conduites de rue. En effet, il est souvent évalué comme très important et de plus, il résulte d'un certain type de législation et non d'une construction de mauvaise qualité. Il est donc nécessaire d'obtenir des données spécifiques.

Tests préliminaires sur les temps de réponse

Compte tenu des cheminements privilégiés que peuvent suivre l'eau de percolation autour des fondations, il est probable que le temps de réponse est très variable et peut devenir très court. On peut alors confondre l'eau de percolation et l'eau de ruissellement. Il est donc proposé d'effectuer des tests au colorant dans diverses conditions d'humidité de sol et de remplissage. Ces tests sont à faire pour les bassins de type sanitaire pseudo-séparé.

Mesure quantitative (et échantillonnage)

Depuis quelques années, le raccordement des drains français sur le drain sanitaire se fait par l'intermédiaire d'une fosse de retenue. Il est donc proposé d'utiliser cette fosse pour fin de mesure de débit et d'échantillonnage (Tableau 3.5). Lorsque le raccordement est fait sans fosse de retenue, la mesure devient beaucoup plus délicate et englobe l'infiltration dans les drains autres que les drains français. On se limitera alors aux cas des raccordements pluviaux privés réalisés directement dans des puits de regard. Dans ce cas, il s'agit de sélectionner une bâtisse dont les raccordements ont été faits suivant le système séparé. Il est à remarquer qu'il ne s'agit alors pas d'un apport supplémentaire mais l'information obtenue (débit) reste pertinente pour les fins de l'étude.

Dans le cas où il est impossible de trouver des raccordements strictement séparés, il devient nécessaire de mesurer en plus la demande en eau (compteurs) et de modifier le système de mesure pour tenir compte des solides sanitaires qui peuvent s'accumuler. S'il n'existe, sur un bassin donné, aucun des raccordements mentionnés, il devient nécessaire d'envisager leur construction sur quelques cas mais ceci constitue des travaux majeurs. Ces cas seront choisis en fonction de quelques paramètres dont l'âge de la construction, les matériaux de remplissage et les pentes autour des fondations et l'existence de gouttières. On

complètera la procédure de choix par un test au colorant portant sur le temps de réponse à une précipitation.

Par ailleurs, dans le but de préciser les phénomènes reliés à l'apport lui-même, il est proposé d'étudier spécifiquement la percolation dans la zone des fondations et d'établir les critères permettant de distinguer cet apport du ruissellement¹. A cet effet, on envisage un certain nombre d'essais de mesures dans le sol autour des fondations:

- humidité (pendant et après une précipitation);
- température (en hiver) accompagnée d'essais de prélèvements d'eau en milieu non saturé.

D Apports sanitaires au réseau pluvial

On vise à évaluer leur importance en fonction des charges retrouvées dans le réseau sanitaire d'une part, et dans le réseau pluvial en temps de pluie d'autre part. Il est à noter que l'écoulement par "temps sec" dans un égout pluvial n'est pas uniquement attribuable à cet apport mais qu'il comprend également les apports souterrains qui peuvent être élevés:

- a) compte tenu des joints du type pluvial;
- b) lorsque l'égout pluvial est situé en dessous de l'égout sanitaire et que la nappe est haute;
- c) lorsque l'égout sanitaire est situé en dessous de l'égout pluvial et que la percolation est importante.

Pour ces raisons, il est proposé de se limiter dans un premier temps à l'évaluation du nombre de raccords non-fonctionnels par test au co-

¹ En effet, il est loin d'être certain que le seul temps de réponse permette dans tous les cas de faire cette distinction.

lorant.

3.4.2 Mesures à l'égout

Dans la phase de caractérisation des apports, on propose, à l'égout même, des mesures:

- de l'apport par ruissellement dans un égout sanitaire en temps de pluie et de fonte de neige;
- des apports souterrains dans un égout sanitaire après une pluie et en période de fonte ;
- dans un égout pluvial par temps sec.

A Egout sanitaire

En temps de pluie, les épisodes "ruissellement" et "percolation" portent sur des périodes qui ne sont pas forcément distinctes (l'apport par percolation peut commencer avant que le ruissellement cesse). Les enregistrements quantitatifs préalables apporteront des informations permettant de fixer les modalités de ces deux épisodes. Pour le bassin des Saules (Fig. 3.11), on propose, par exemple:

- Un épisode de 2 h permettant de caractériser la première chasse et la pointe de ruissellement. Cet épisode sera déclenché par les premières gouttes de pluie. Le contrôle de prélèvement proposé pour l'étape caractérisation est du type à base de temps fixe (1 bouteille aux 5 minutes) avec enregistrement des données quantitatives aux 2 minutes. Les paramètres qualitatifs à mesurer sont les mêmes que pour l'épisode ruissellement d'un égout combiné. (Tableau 3.6).
- Un épisode pour déceler l'importance des apports souterrains à la suite d'une précipitation, et en particulier la percolation. Le début de cet apport n'étant pas connu pour l'instant, on propose de commencer l'épisode de mesure dès le début des précipitations. De même, il n'est pas possible de connaître à priori la fin (s'il y

en a une) de cet apport mais dans le cas des Saules, on semble obtenir un retour aux hauteurs antécédentes sur une période maximum de 12 heures. Il est donc proposé de choisir un épisode de prélèvement de 12 heures. L'utilisation d'un mode de prélèvement du type "base de temps fixe" est préconisée (1 bouteille/2 heures). Le choix des paramètres de qualité à mesurer est relié d'une part à l'apport sanitaire et à l'effet de remise en suspension, et d'autre part à l'apport par percolation dont la qualité est actuellement une inconnue majeure. Dans ces conditions et tant que cette dernière inconnue demeurera, il est proposé de mesurer les mêmes paramètres que l'apport sanitaire de façon à établir la différence entre les deux. (Tableau 3.6). Par la suite, si on peut prouver la spécificité de certains paramètres vis-à-vis de l'apport par percolation, ces paramètres feront l'objet de mesures particulières.

- Un épisode pour déceler l'importance des apports souterrains par la nappe.

Outre les mesures reliées à la nappe elle-même, il est primordial d'identifier l'importance de son apport lorsque son niveau risque d'attendre les conduites. Une fois que les variations quantitatives et qualitatives de l'apport sanitaire sont connues, on peut situer un épisode spécifique dans la nuit entre 2 h et 6 h (1 bouteille/2 h). Cet épisode sera répété en autant que les fluctuations du débit nocturne et du niveau de la nappe le justifieront. Les paramètres qualitatifs à analyser sont typiquement les mêmes que ceux de la nappe et comportent également l'analyse des paramètres "sanitaires". (Tableau 3.6).

Le prélèvement dans la nappe est à réaliser simultanément ou presque, de même que celui d'eau d'acqueduc.

Ces deux derniers épisodes sont à répéter sur les égouts combinés même si on peut discuter le qualificatif de supplémentaire pour ces apports.

Au moment de la fonte principale (Fonte 1), on essaiera également un épisode de mesure pour les apports par ruissellement (toits, entrées d'auto, couverts de puits de regard) qui sera effectué dans les mêmes conditions que sur l'égout combiné (2 jours avec 1 bouteille/2 h).

B Egout pluvial

L'apport sanitaire seul est réellement supplémentaire; par contre, il est important sur les bassins où les deux réseaux d'égouts sont étudiés, de connaître la proportion d'apports souterrains dans chacun des réseaux. Pour cette raison, il est proposé de réaliser les deux derniers épisodes sur les égouts pluviaux en plus éventuellement d'un épisode sanitaire. Cet épisode serait cependant écourté pour être ramené à 1 jour, les autres caractéristiques restant les mêmes.

Par ailleurs les variations horaires du débit sanitaire sont masquées par:

- les autres provenances qui devraient être dominantes;
- le temps de transport qui risque d'atteindre plusieurs heures dans ces conditions.

Il est proposé d'utiliser principalement les données qualitatives pour évaluer la provenance sanitaire. Dans un premier temps on analysera un composé journalier (le lundi par exemple) et éventuellement des composés aux 4 heures sur une journée pour détecter des variations.

TABLEAU 3.1: Taux d'infiltration net des sols non gelés,
 f_c , en pouce/heure

Catégories de profils de sol	Condition du couvert					
	Sols nus	Cultures en rangée	Pâturages médiocres	Céréales	Bons pâturages	Boisés
I	0.3	0.5	0.6	0.7	1.0	3.0
II	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6
III	0.05	0.07	0.10	0.15	0.20	0.25
IV	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02

Catégorie I

Sols à texture grossière ou moyenne reposant sur des matériaux glaciaires de délavage, tels que les sables et graviers, ou du till grossier lâche ou sur des dépôts alluvionnaires grossiers.

Catégorie II

Sols à texture moyenne sur till à texture moyenne.

Catégorie III

Sols à texture moyenne et fine sur till argileux à texture fine.

Catégorie IV

Sol sur roc à faible profondeur (deux pieds ou moins).

Source: Gray (1972)

TABLEAU 3.2: Qualité de l'eau prélevée à la surface d'une nappe, sous des parcs d'engraissement et des champs irrigués qui leur sont adjacents.

Source: Stewart (1967)

TABLEAU A			
Parcs d'engraissements		Champs irrigués adjacents	
Profondeur de la nappe (m)	NH ₄ (N) ppm	Profondeur de la nappe (m)	NH ₄ (N) ppm
4	5.8	3	0.0
5	5.7	3	0.1
10	5.1	10	0.0
11	38	11	0.4

TABLEAU B			
Parcs d'engraissements		Champs irrigués adjacents	
Profondeur de la nappe (m)	NO ₃ (N) ppm	Profondeur de la nappe (m)	NO ₃ (N) ppm
4	21	3	8.5
5	18	3	31
10	8.6	10	0.1
11	1.1	11	18

TABLEAU C			
Parcs d'engraissements		Champs irrigués adjacents	
Profondeur de la nappe (m)	P(PO ₄) ppm	Profondeur de la nappe	P (PO ₄) ppm
4	.22	3	.01
5	.36	3	.04
10	.25	10	.06
11	1.3	11	.05

TABLEAU D			
Parcs d'engraissements		Champs irrigués adjacents	
Profondeur de la nappe	C org. (ppm)	Profondeur de la nappe	C org. (ppm)
4	90	3	9
5	170	3	12
10	130	10	18
		11	26

TABLEAU 3.3: Résultats de tests d'infiltration

TUYAU DE 6 POUCES EN BETON			TUYAU DE 6 POUCES EN GRES		
Joint	Hauteur d'eau en pouces	Taux d'infiltration moyen (gpj/po/mille)	joint	Hauteur d'eau en pouces	Taux d'infiltration moyen (gpj/po/mille)
Etoupe	3	6,710	Etoupe	3	8,270
	9	52,800		9	71,050
	15	118,000		15	155,250
	21	205,500		21	258,000
	27	278,000		27	356,000
Ciment	3	680	Ciment	3	3,360
	9	4,950		9	15,000
	15	10,450		15	28,700
	21	16,500		21	41,200
	27	22,000		27	53,200
"Cold mastic"	3	990	à base de goudron	3	1,330
	9	1,450		9	1,660
	15	3,210		15	3,410
	21	5,130		21	4,720
	27	7,810		27	5,520
à base de goudron	3	0	PVC "Old style"	3	0
	9	107		9	645
	15	235		15	1,450
	21	419		21	1,850
	27	513		27	2,400
Caoutchouc	0 à 27	négligeable	PVC "New style"	0 à 27	négligeable

Source: SANTRY (1964)

TABLEAU 3.4a: Caractéristiques quantitatives et qualitatives d'un émissaire

ÉMISSAIRE# 2 Beaconsfield,		BEACONSFIELD							
Type: sanitaire		Prise d'eau d'aqueduc: lac St-Louis via Pointe-Claire							
Diamètres:		Cours d'eau récepteur: lac St-Louis							
UTILISATION DU SOL									
Superficie totale du bassin*	Superficie du bassin au p.m.**	Superficie développée au point de mesure							Population au p.m.
		totale	résidentielle	institutionnelle	commerciale	industrielle	espace vert	autre ¹	
2769	2769	2271	1806	120	15	0	181	149 ¹	13389
DATE	V	S	D	L	M	M	J	Conc. moy.	Charge moy.
07-13/07/72									
PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES									
Ca	105	100	100	97	105	110	105	103	1.2
Fe	.34	.30	.36	.38	.34	.30	.42	.35	.004
Mn	27.	27.	26.	26.	27.	30.	29.	27.	.31
	5.4	5.5	5.8	5.3	4.7	4.7	5.5	5.3	.06
Na	63	61	61	56	60	56	59	59	.67
Cl	110	110	110	88	92	96	98	100	1.12
SO ₄	7.2	6.9	8.0	8.2	7.0	5.3	8.0	7.2	.08
o-P									.00
NO ₃	175	180	180	165	175	180	185	177	2.0
TTC									
NH ₄									
NO ₂₋₃	2.4	0.6	0.4		0.4	0.4	0.2	3.2	.03
Alcalinité	180	270	260	280	295	300	290	267	3.00
HCO ₃	180	270	260	280	295	300	290	163	1.8
CO ₃	0	0	0	0	0	0	0	0	3.7
Dureté	330	320	320	320	330	350	350	331	0.0
Cond.	1.1	1.1	1.05	.95	.96	1.05	1.0		
pH	6.8	7.5	7.6	7.3	7.4	7.5	7.5		
Temp. disté	5	10	17	41	22	17	20		
Débit	2.5	2.5	2.0	2.0	3.0	3.5	2.0		2.5
Température	--	--	--	--	--	62	63		
Trépio. 2	--	--	33	96	--	--	20		
ÉLÉMENTS TRACES									
Cd								0.9	.010
Cr								5	.056
Pb								12	.14
Zn								93	1.0
Cu								97	1.1
Hg								0.12	.0013
As								118	.0013
Ag								0.8	8.6

* Les superficies sont en acres

** point de mesure

¹ transport (routes)

² stations considérées: Ste-Anne de Bellevue, Collège McDonald, Aéroport de Montréal

TABLEAU 3.4b: Caractéristiques quantitatives et qualitatives d'un émissaire

ÉMISSAIRE: 3 Victoria,		Prise d'eau d'aqueduc: lac St-Louis								POINTE CLAIRE
Type: sanitaire		Cours d'eau récepteur: lac St-Louis								
Diamètre:										
POPULATION DU SOL										
Superficie totale du bassin*	Superficie du bassin au p. **	Superficie développée au point de mesure							Population totale	
		totale	résidentielle	institutionnelle	commerciale	industrielle	espace vert	autre ¹		
7366	1366	1217	645	80	58	76	257	100	6000	
DATE	V.	S	D	L	M	J	A	Concl. moy.	Charge moy.	
07-13/07/72										
PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES										
Ca	84	79	74	74	83	83	79	80	.94	
Fe	0.20	.24	.20	.27	0.18	0.18	0.22	.21	.003	
Mg	18.5	17.5	16.	15.5	17.5	18.0	17.0	17	.20	
K	5.0	5.2	4.9	5.0	4.7	4.8	5.5	5.	.06	
Na	66	64	57	60	64	61	62	62	.73	
Cl	124	118	104	96	102	110	110	109	1.3	
Pb	6.5	8.0	6.2	7.4	6.4	4.5	7.1	6.6	.08	
SO ₂	145	145	130	110	125	120	130	130	1.5	
NO ₂										
NO ₃										
NO _x										
NO ₂₋₃	0.4	0.1	0.1	0.0	0.6	0.2	0.2	1.1	.014	
Alcalinité	215	210	195	210	230	225	215	216	2.5	
CO ₂	215	210	195	210	230	225	215	131	1.5	
CO ₃	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Dureté	300	300	270	255	290	300	280	286	3.4	
Cond.	.9	.8	.76	.75	.85	.84	.82			
pH	7.5	7.4	7.4	7.4	7.5	7.5	7.4			
Turbidité	35	8	5.1	22	17.5	15	23			
Débit	4.0	2.0	2.0	2.5	3.5	2.5	2.5		2.6	
Température	--	--	--	--	--	--	--			
Précip. ²	--	--	33	96	--	--	20			
ELEMENTS TRACES										
Cd								0.9	.011	
Pb								20	.23	
Zn								16	.19	
Cu								176	2.1	
Mn								109	1.3	
Co								0.22	.0026	
Ni								230	.0027	
autres								2.5	30	

* superficies totales sont en acres

** point de mesure

¹ transport (routes)

² stations considérées: Ste-Anne de Bellevue,
Collège McDonald, Aéroport de Montréal

TABLEAU 3.4c: Caractéristiques quantitatives et qualitatives d'un émissaire

ÉMISSAIRE: 7 Chemin de la haute Rivière		CHATEAUGUAY							
Type: sanitaire		Prise d'eau d'aqueduc: puits							
Diamètre: 48"		Cours d'eau récepteur: rivière Châteauguay							
UTILISATION DU SOL									
Superficie totale du bassin.	Superficie du bassin au p.1.**	Superficie développée au point de mesure							Population au p.1.
		totale	résidentielle	institutionnelle	commerciale	industrielle	espace vert	autre	
-	-	150	111	39	-	0	-	-	943
DATE		S	D	L	M	J	J	Conc. moy.	Change moy.
14-20/07/72									
PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES									
Ca	73	74	63	84	84	81	64	74	.18
Fe	0.20	0.10	0.20	0.10	0.12	0.20	0.12	.16	.0004
Mg	22	21	18	22	22	24	22	21.3	.05
K	13.5	12	14.5	15.0	17	13.0	13.5	14	.03
Na	30	28	24	30	27	28	26	27	.06
Cl	42	40	26	26	38	36	38	34	.08
P _N	3.1	2.8	1.5	5.1	2.3	2.2	1.1	2.6	.08
o-P							0.8	.8	.0002
SO ₄	140	125	120	140	140	140	130	132	.31
TOC									
TIC									
N _K									
NH ₄									
NO ₂₋₃	0.0	0.2	0.6	0.6	0.6	0.4	0.8	2.1	.005
Alcalinité	230	220	185	245	240	220	240	221	.52
HCO ₃	230	220	185	245	240	220	240	135	.32
CO ₃	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dureté	270	260	220	270	275	265	310	262	.62
Cond.	.71	.68	.59	.71	.74	.73	.69		
pH	7.6	7.6	8.0	8.1	8.0	7.8	8.2		
Turbidité	2.	5.	1.	8.	1.	3	2		
Chlorit	.40	.40	.80	.55	.40	.70	.40		.52
Température	57	55	62	58	59	60	58		
Précip. ¹	11	60	30	--	7	9	10		
ÉLÉMENTS TRACES									
Cd								0.5	.0012
Cu								5	.012
Pb								5	.013
Zn								95	.22
Cu								18	.043
Co								0.07	.00017
Cr								70	.00017
autres								1.2	2.8

* toutes les superficies sont en acres

** point de mesure

¹ moyenne Dorval, Laprairie.

TABLEAU 3.5 ANALYSES PROPOSEES POUR LES ECHANTILLONS AUTRES QUE CEUX D'EAUX D'EGOUT

(Tableau commun aux chapitres Ruissellement et Apports supplémentaires)

Paramètres	TYPES D'EAUX									
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Solides totaux	(+)	+	+	-	+	+	-	-	-	+
Solides totaux volatils	(+)	+	+	-	+	+	-	-	-	+
Carbone organique (TOC)	+	+	+	(+)	+	+	-	-	(+)	+
Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	-	(+)	(+)	-	(+)	(+)	-	-	-	-
Demande chimique en oxygène (DCO)	-	(+)	(+)	-	(+)	(+)	-	-	-	-
Azote total	+	+	+	(+)	+	+	(+)	(+)	(+)	+
Azote NH ₃	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+
Azote NO ₂ + NO ₃	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Phosphore total	+	+	+	(+)	+	+	-	-	(+)	+
Orthophosphates	+	+	+	+	+	+	+	(+)	+	+
Phosphates hydrolysables	-	+	+	-	+	+	-	-	-	+
Détergents	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Huiles	-	-	+	-	+	+	-	-	-	-
Carbone inorganique (TIC)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Chlorure (Cl ⁻)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Sulfate (SO ₄ ⁻)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Sodium (Na ⁺)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Dureté	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Plomb	-	-	+	-	+	+	-	-	--	-
Fer	-	-	+	-	+	+	(+)	(+)	+	+
Cuivre	-	-	+	-	+	+	(+)	(+)	(+)	+
Zinc	-	-	+	-	+	+	(+)	(+)	(+)	+

A = Eau de précipitation

B = Eau de ruissellement de toits

C = Eau de ruissellement ou lavage des chaussées

D = Eau "non-urbaine" (ruisseau

E = Eau de puisards de rues

F = Eau de fonte de neige (toits, rues, terrains)

G = Eau du camion de lavage

H = Eau d'aqueduc

I = Eau de nappe

J = Eau sortant des drains de fondation

(+) = Analyse à effectuer éventuellement pour un complément d'information

TABLEAU 3.6: ANALYSES PROPOSEES POUR LES EPISODES DE RUISELLEMENT (EGOUT SANITAIRE)
ET APPORTS SOUTERRAINS (EGOUTS COMBINE ET SANITAIRE)

	Nombre d'échantillons d'eaux d'égout analysés pour chaque épisode		
	Ruissellement 1 bouteille/10 mn pendant 2 heures	Percolation ³ 1 bouteille/2 heures pendant 12 heures	Apports par la nappe ³ 1 bouteille /2 heures pendant 4 heures
Paramètres			
Solides totaux	12	6	2
Solides totaux volatils	12	6	2
Carbone organique (TOC)	12+3 ²	6	2
Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	4 ^{1,2}	-	-
Demande chimique en oxygène (DCO)	4 ^{1,2}	-	-
Azote total	12	6	2
Azote NH ₃	12	6	2
Azote NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻	13	6	2
Phosphore total	12	6	2
Orthophosphates	12	6	2
Phosphates hydrolysables	12	6	2
Détergents ⁴	4 ^{1,2}	-	-
Huiles	4 ^{1,2}	-	-
Carbone inorganique (TIC)	4 ^{1,2}	6	2
Chlorures (Cl ⁻)	4 ^{1,2}	6	2
Sulfates (SO ₄ ²⁻)	4 ^{1,2}	6	2
Sodium (Na ⁺)	4 ^{1,2}	6	2
Dureté	4 ^{1,2}	6	2
Plomb	4 ^{1,2}	-	-
Fer	4 ^{1,2}	6	2
Cuivre	4 ^{1,2}	6	(2)
Zinc	4 ^{1,2}	6	(2)

1. La première (ou les 2 premières) bouteille est analysée séparément (détermination des conditions initiales).
2. Analyse sur 3 composés (en fonction du débit): deux composés pour la phase ascendante de l'hydrogramme et un pour la phase descendante.
3. Le nombre de paramètres analysés, et la fréquence d'analyse peut être sujette à modifications.
4. Il n'est pas encore déterminé si cette analyse est réalisable dans nos conditions de laboratoire.

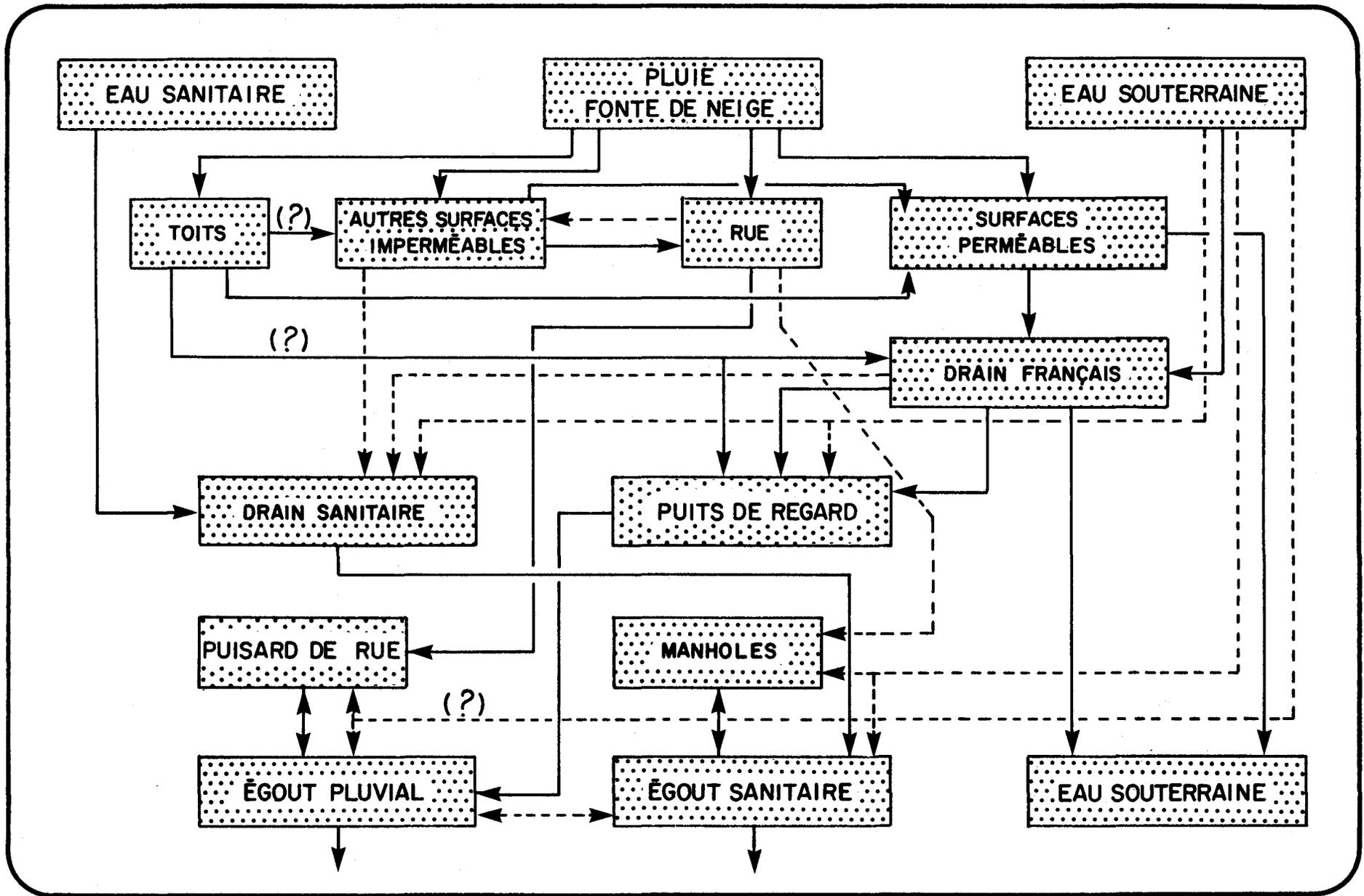


Fig. 3.1 . Mécanismes d'apport dans les égouts. (— fonctionnel , - - - - - non-fonctionnel .)

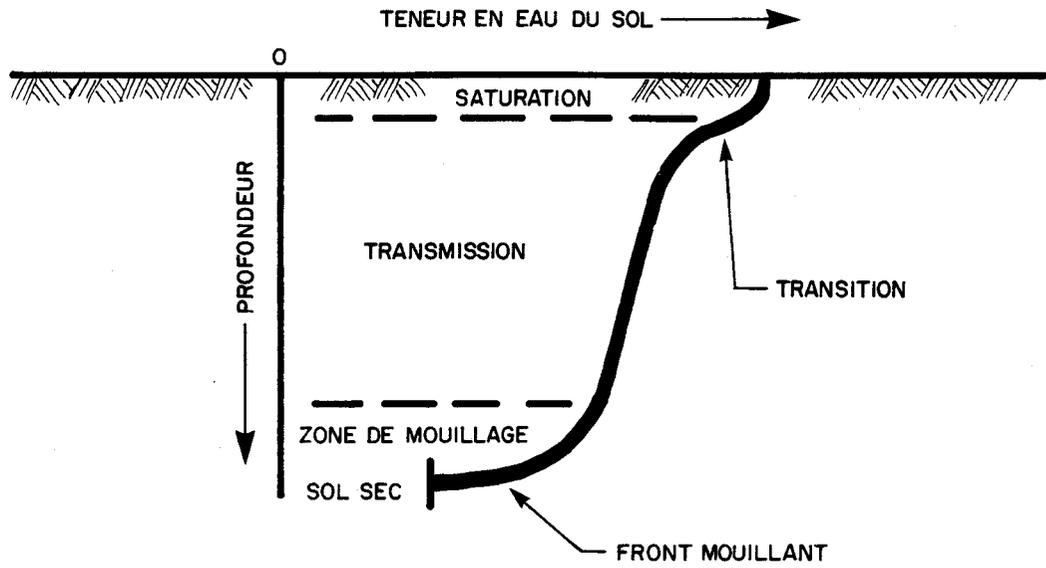


Fig .3.2 : Modèle de distribution de l'humidité dans un profil de sol .
 (Gray , 1972)

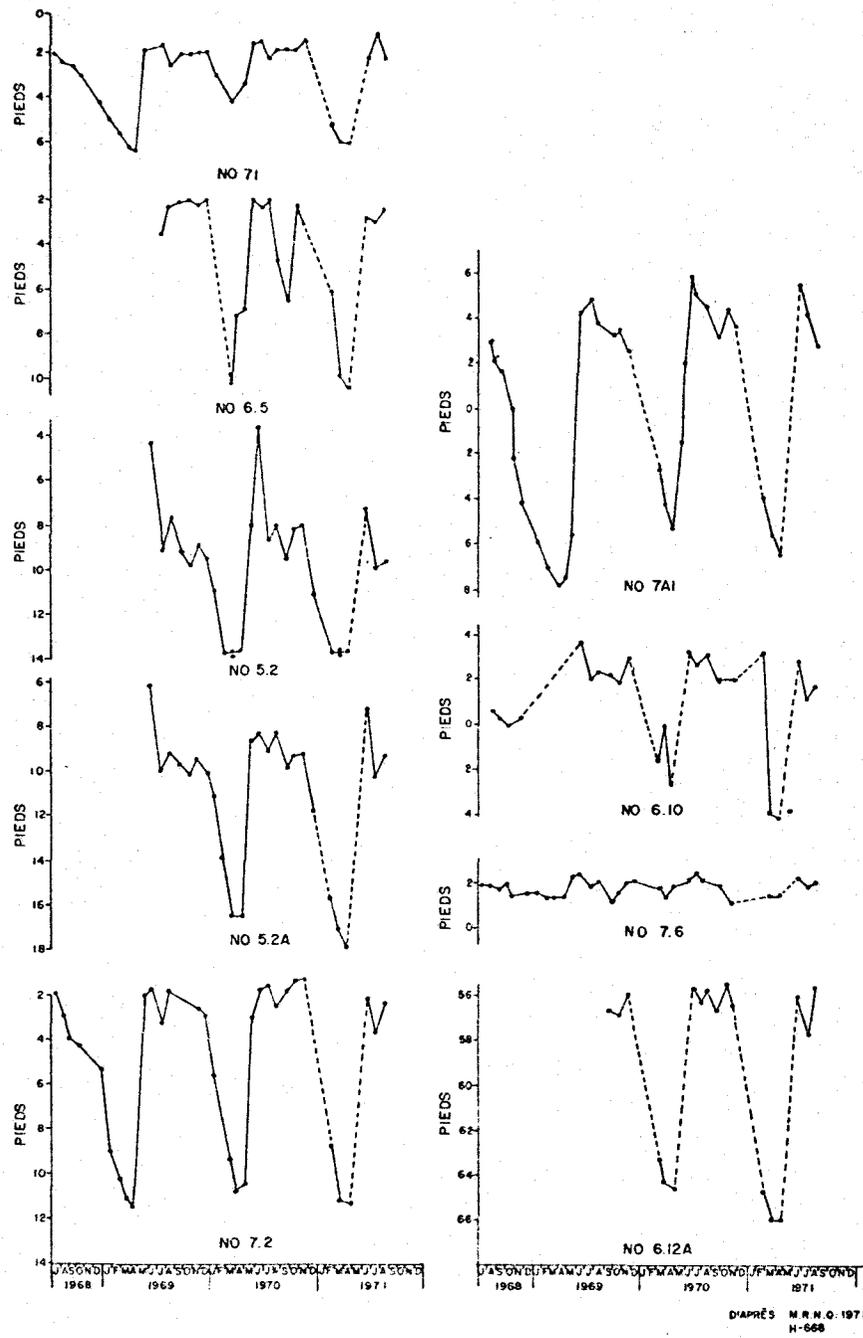


Fig. 3.3. Fluctuations de nappe dans la Forêt Montmorency. (MRN, 1971).

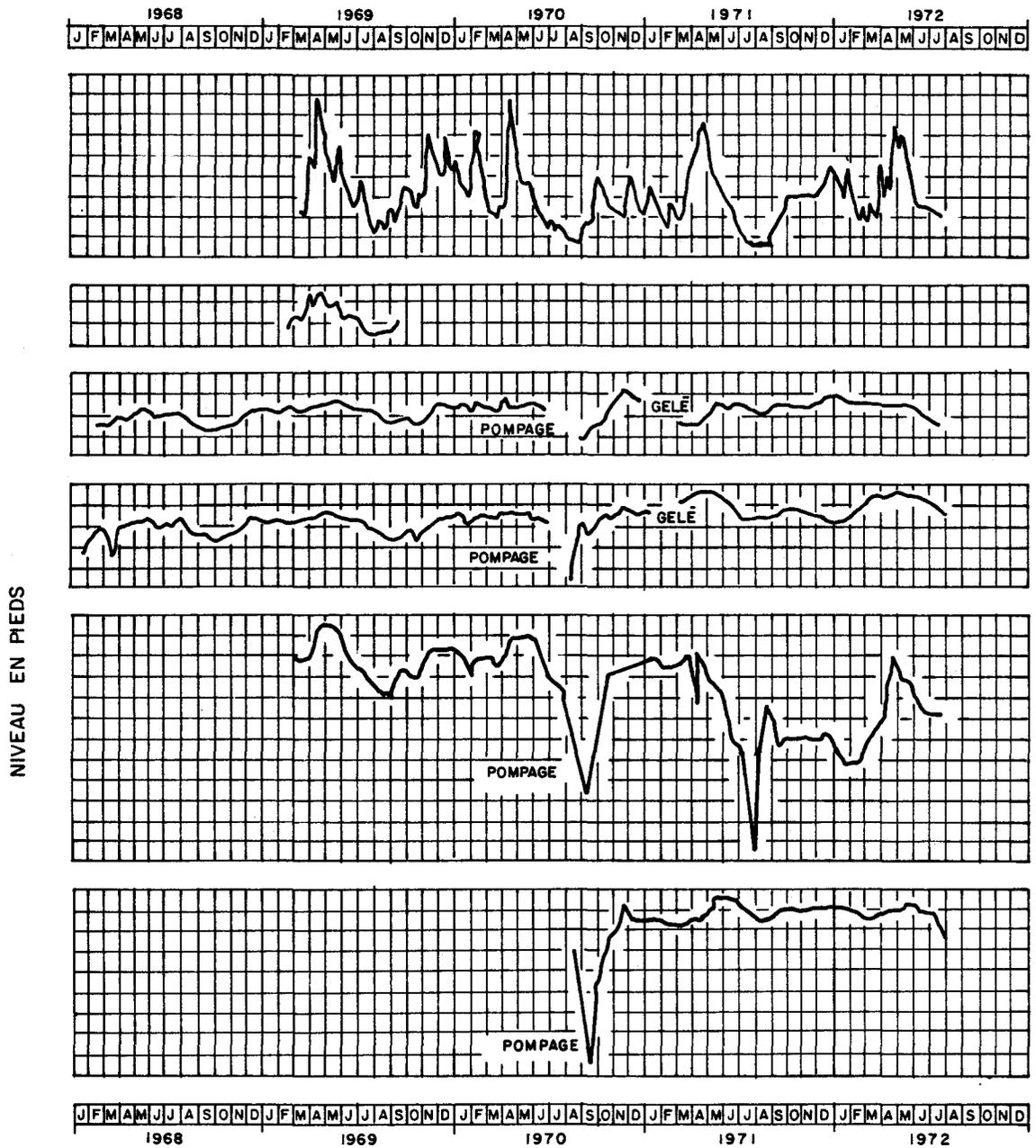


Fig.34. Fluctuation d'une nappe libre et de cinq nappes captives.
 (Bassin de la rivière Eaton.) (Simard , 1973) .

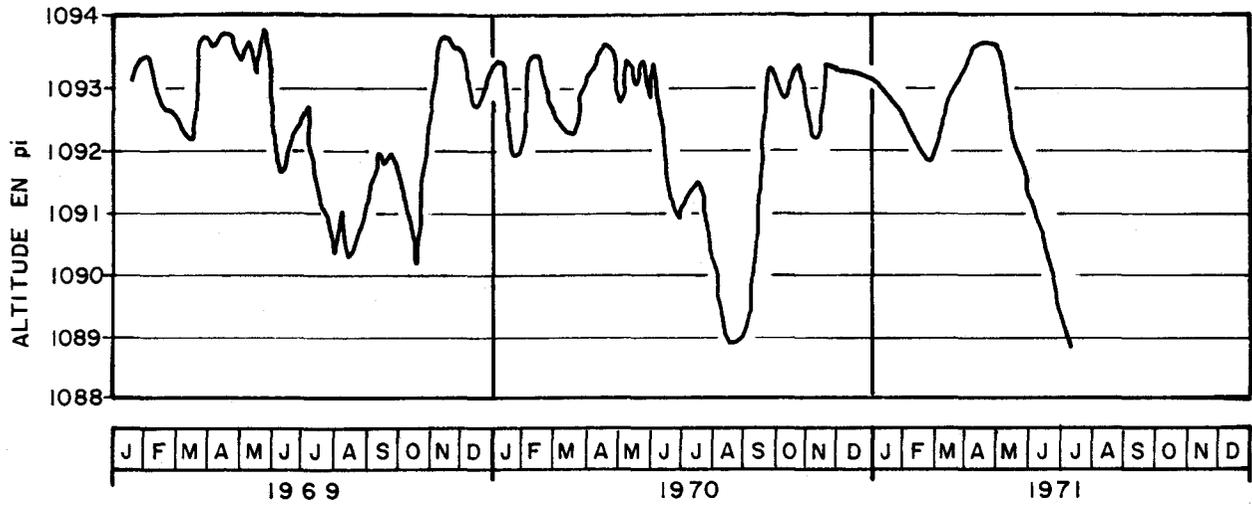


Fig.3.5 . Fluctuation d'une nappe libre. (Bassin de la rivière Clifton) .
 (Simard , 1973)

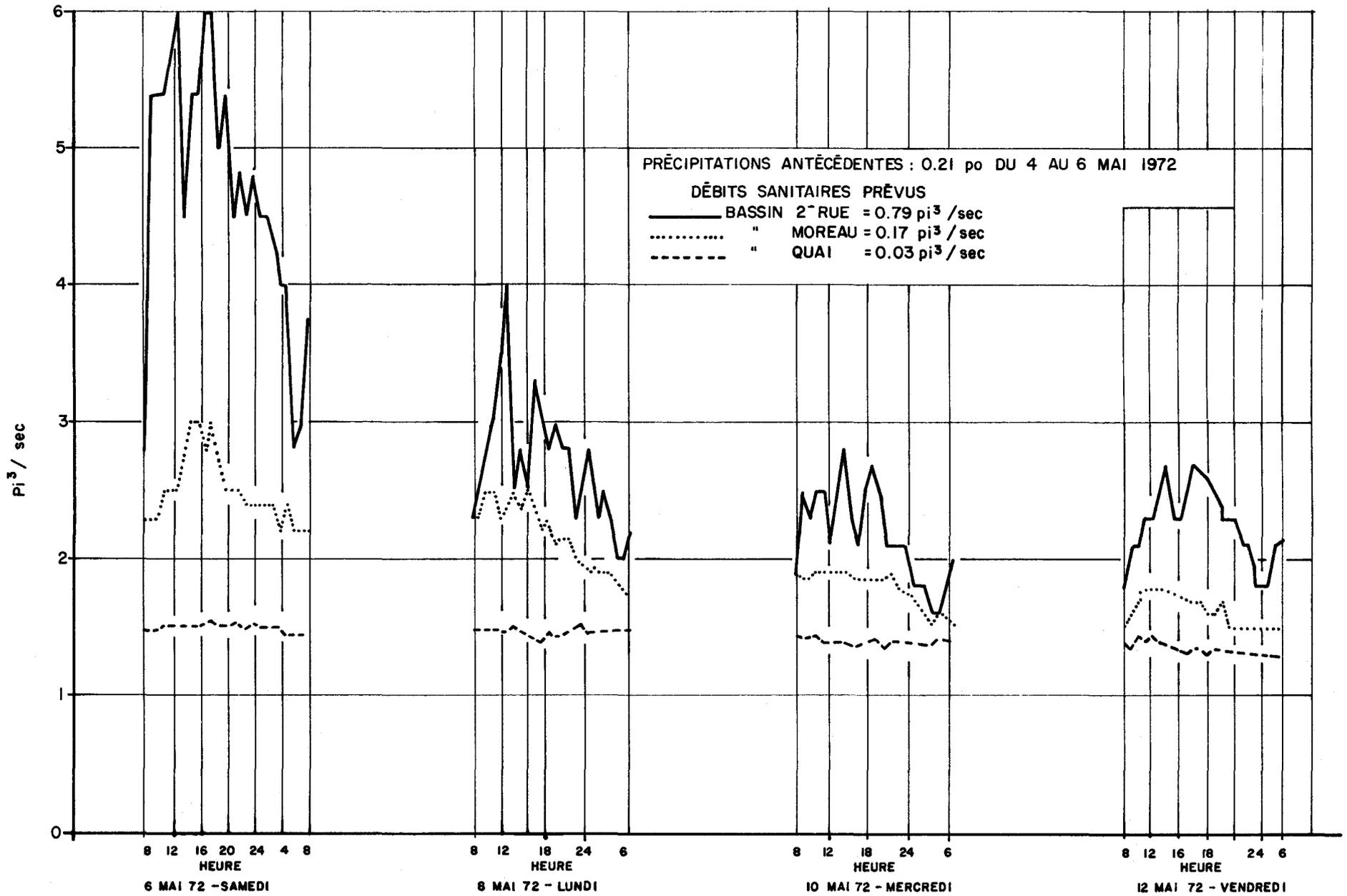


Fig.3.6 . Débits pour 3 bassins combinés de la région de Rimouski . (Ménard et Marsan , 1973)

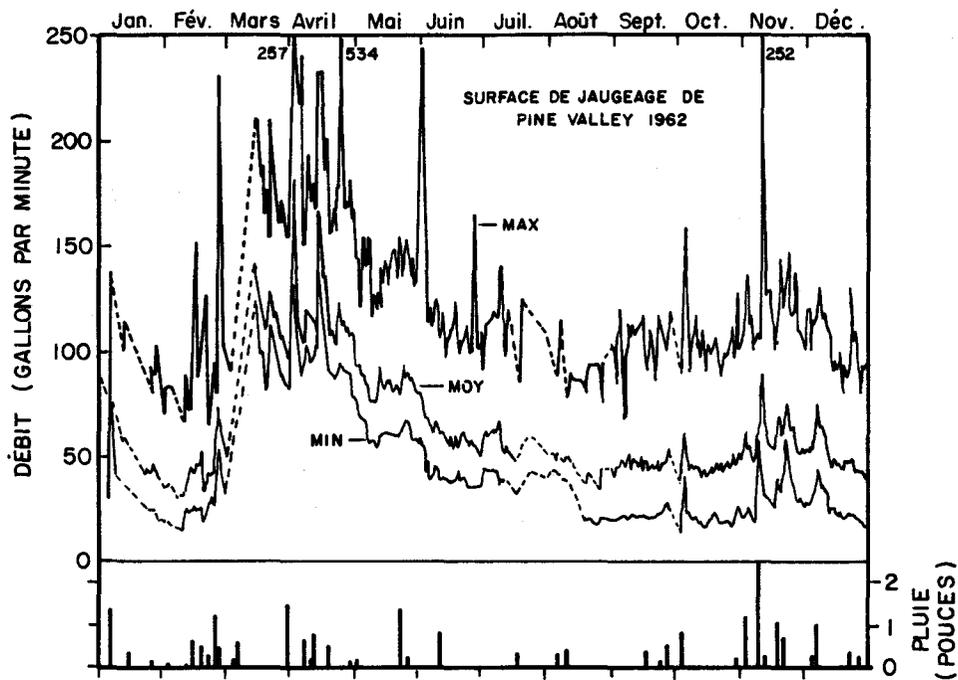


Fig.3.7 : Profil annuel des débits dans un égout sanitaire (Baltimore) et précipitations. (Geyer, Bentz , 1966)

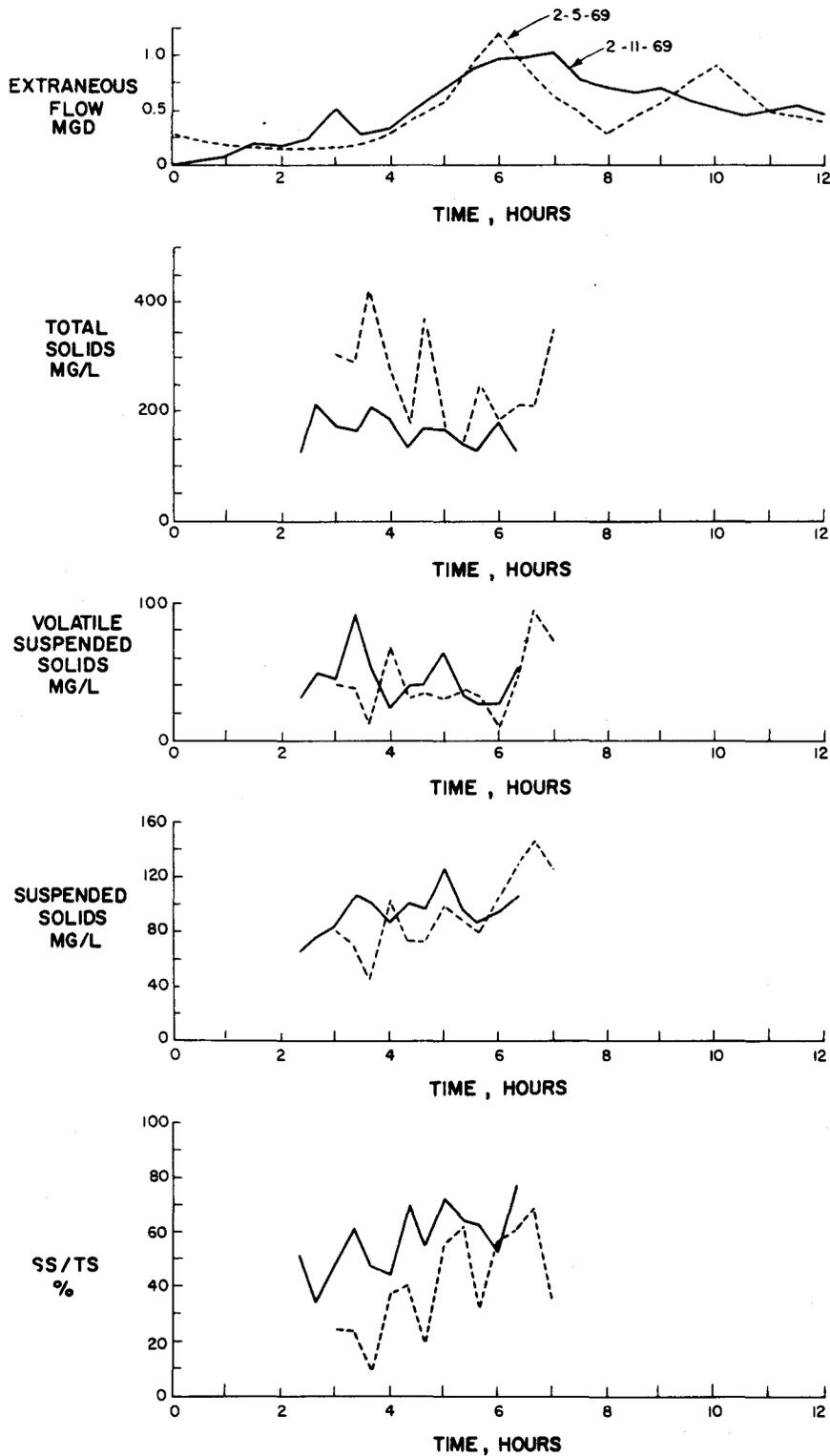


FIG. 3.8. GRAPHS OF WATER QUALITY PARAMETERS VERSUS TIME DURING WET WEATHER, BENVENUE AVENUE SUBAREA

(Metcalf et Eddy, 1971a)

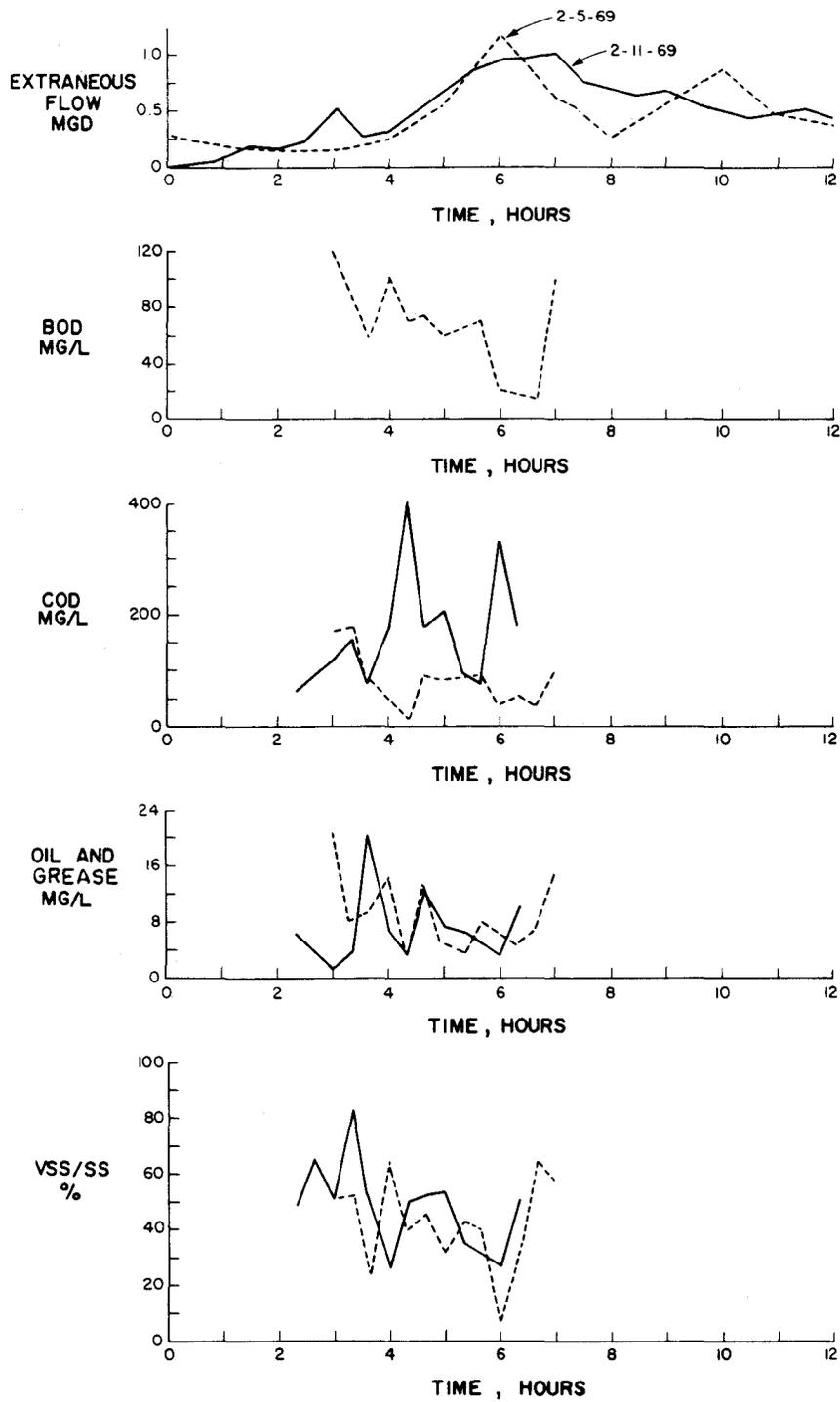


FIG. 3.8. (CONCLUDED)

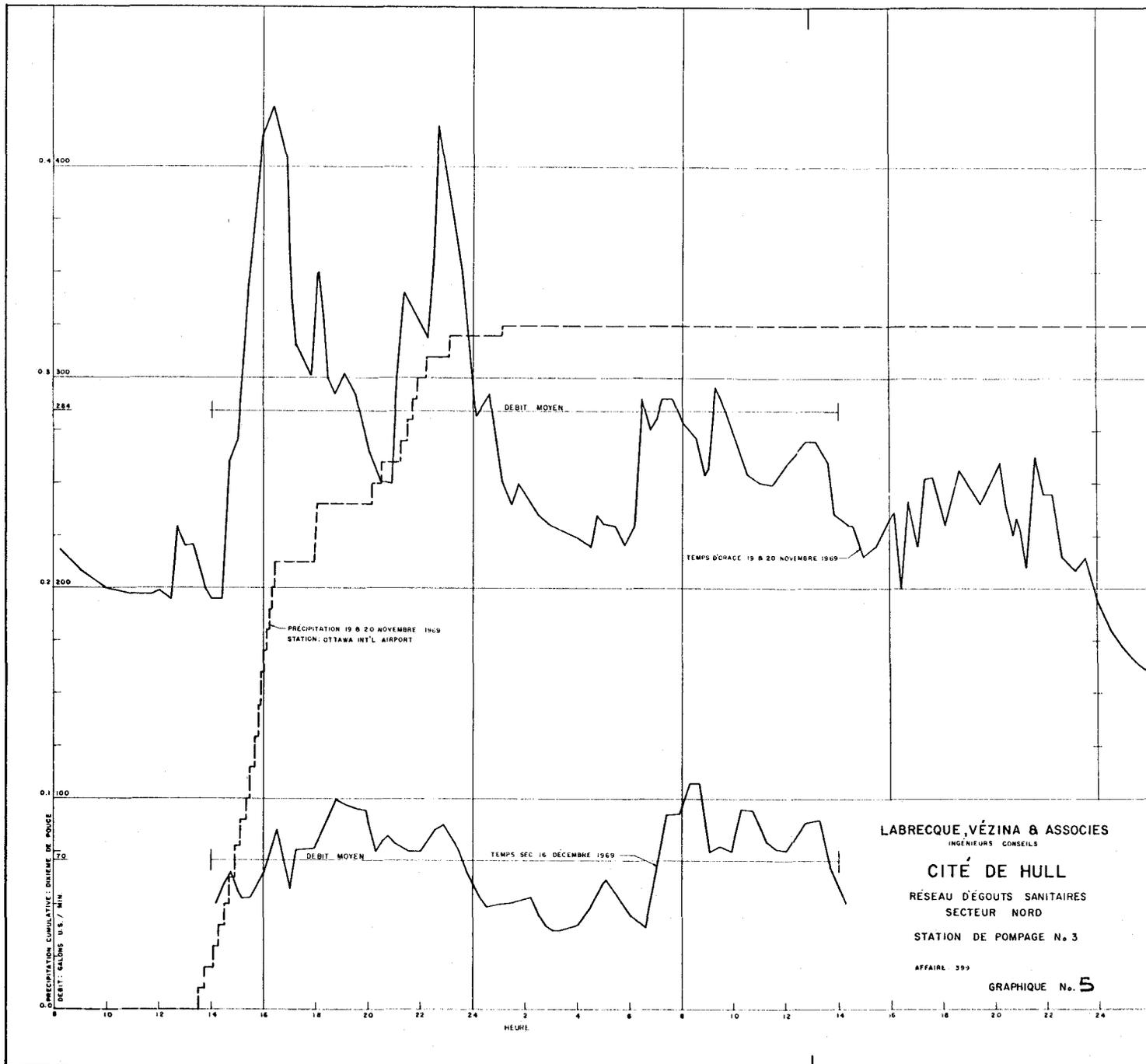


Fig. 3.9. Débit par temps sec et par temps humide dans un réseau d'égouts sanitaires (Girard, 1973).

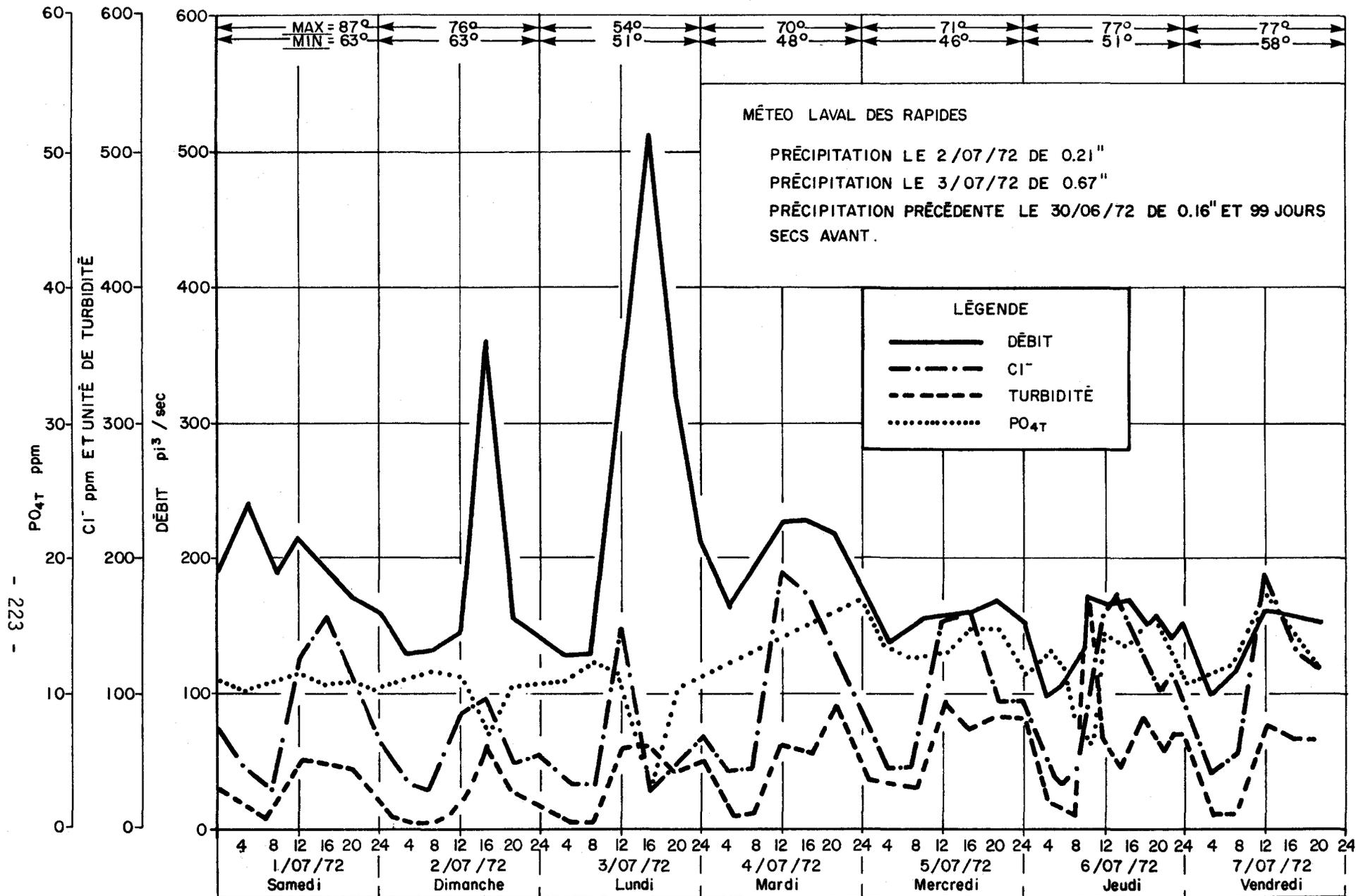


Fig.3.10 .Variations temporelles de quelques paramètres, émissaire combiné O8 (Lauzanne)
 (Demard & Cluis, 1974).

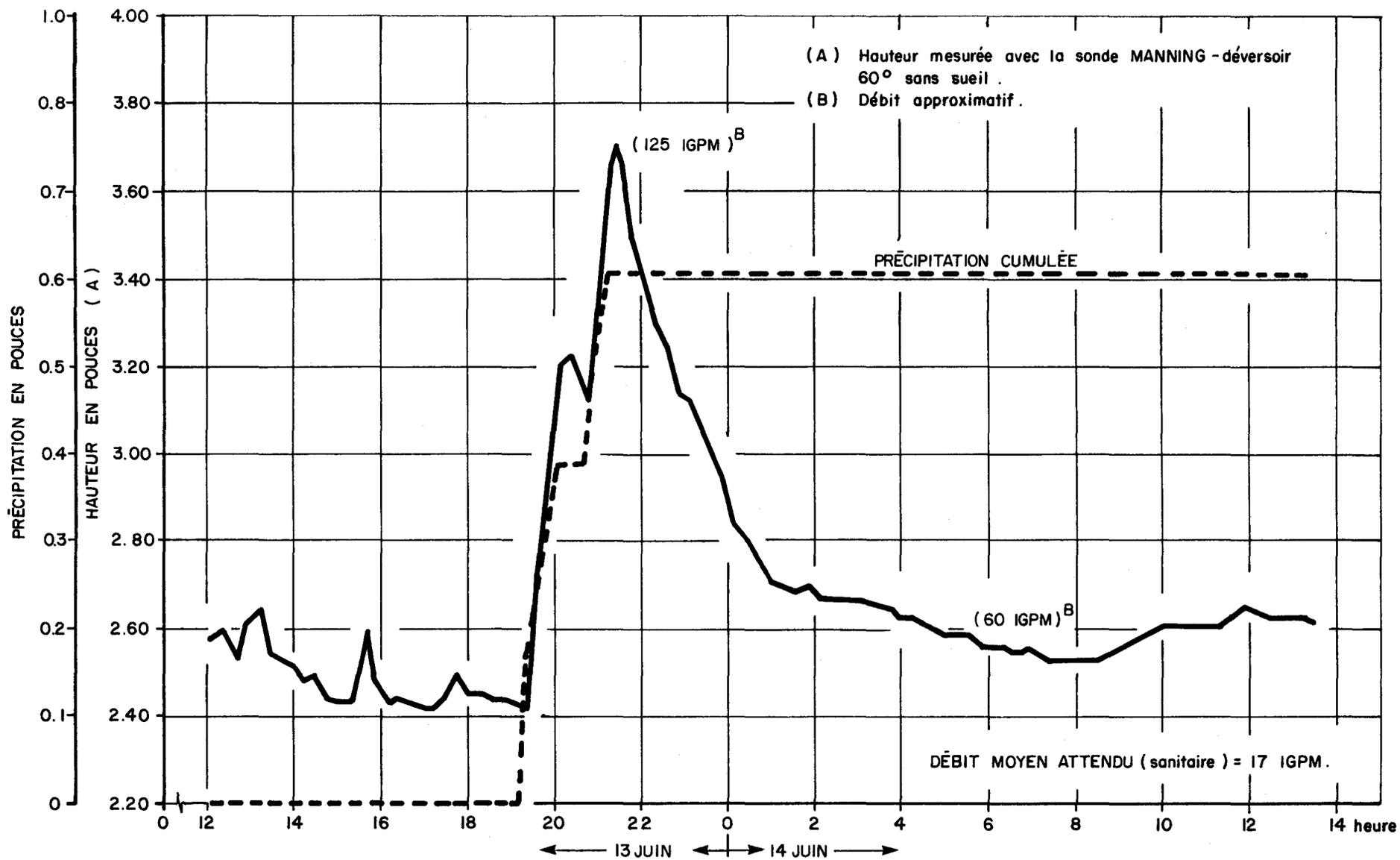


Fig.3 .II .Effet d'une pluie sur un égout sanitaire pseudo séparé, station: Les Saules (13-14 Juin 1975) .

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AMERICAN CONCRETE PIPE ASSOCIATION. (1970).
Design manual - concrete pipe. American concrete Pipe Association, Arlington, Virginia.
- BELL, G.S. (1963).
Residential use and misuse of sanitary sewers. Journal of the Water Pollution Control Federation, 35(1): 94-99.
- BROWN, K.W. and CALDWELL, D.H. (1957).
New techniques for the detection of defective sewers. Sewage and Industrial Wastes, 29(9): 963-977.
- BUREAU DES EXAMINATEURS DES MECANICIENS EN TUYAUTERIE. (1973).
Code de la plomberie. Editeur officiel du Québec, 125 planches, Gazette officielle du Québec, 21 mars 1973, 105e année, no 6, p. 525-800.
- CAILLE, A., CAMPBELL, P.G., MEYBECK, M. et SASSEVILLE, J.L. (1973).
Etude du fleuve Saint-Laurent (Tronçon Cornwall-Varenes): effluents urbains. INRS-Eau, rapport technique no 18, 203 p. (Pour le Comité Canada-Québec sur le fleuve Saint-Laurent).
- CHAMBERLAND, E., COTE, C. et CAILLE, A. (1974).
Quantité de nitrates et de phosphates dans la nappe phréatique, et dans les eaux de drainage de quelques sols agricoles du Québec. Recherches agronomiques, 1973-1974.
- COTTINET, D. (1974).
Contribution à l'étude des fluctuations de la nappe du massif forestier landais. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux I, 93 p.
- DEMARD, H. et CLUIS, D. (1974).
Variations temporelles de quelques paramètres qualitatifs dans deux égouts de la région de Montréal. INRS-Eau, rapport interne non publié.
- GANGOPADHYAY, P. (1974).
Infiltration in sanitary sewer systems: an overview of problems in the Halifax-Dartmouth area. Water Pollution Research in Canada, 1974, 9: 92-106.
- GEYER, J.C. and LENTZ, J.J. (1966).
An evaluation of the problems of sanitary sewer system design. Journal of the Water Pollution Control Federation, 38(7): 1138-1147.
- GIRARD, Y. (1973).
Méthodes d'évaluation d'infiltration dans les réseaux d'égouts. Publication AQTE, No 17, p. 231-263.

- GRAY, D.M., ed. (1972).
Manuel des principes d'hydrologie. CNC/DHI, Ottawa, p.m.
- HEEPS, D.P. and MEIN, R.G. (1974).
Independent comparison of three urban runoff models. Journal of the Hydraulics Division, ASCE, 100 (HY7): 995-1009.
- HOSSAIN, A., DELLEUR, J.W. and RAO, R.A. (1974).
Evaporation, infiltration and rain fall-runoff processes in urban watersheds. Purdue University, Water Resources Research Center, Technical Report No 41, 46 p.
- KURTZ, L.T. and MELSTED, S.W. (1972).
Movement of chemicals in soils by water. Soil Science, 115(3): 231-239.
- MAYER, J.K., McDONALD, F.W. and STEIMLE, S.E. (1972).
Sewer bedding and infiltration - Gulf Coast area. Environmental Protection Agency, Office of Research and Monitoring. Prog. 11022 DEI 05/72.
- MENARD, J. et MARSAN, J.G. (1973).
Plan directeur - Alimentation en eau et disposition des eaux usées - Rimouski, Rimouski-Est, Pointe-au-Père, Saint-Anaclet, Saint-Odile. Ministère des Affaires municipales, Québec.
- METCALF & EDDY. (1971).
Storm water management model. Vol. 1. Final Report. Vol. 2. Verification and Testing. Environmental Protection Agency, Water Quality Office, Water Pollution Control Research Serie 11024 DOC 07/71 and 08/71.
- METCALF & EDDY. (1971a).
Storm water management model. Vol. I, Final Report. EPA, WPCRS 11024, DOC 07/71. Water Resources.
- MITCI, C. (1974).
Sur une nouvelle méthode de calcul des débits d'orage et des hydrogrammes de ruissellement dans les bassins de drainage urbains. Techniques et Sciences Municipales - L'Eau, 69(2): 59-74.
- MITCI, C. (1974a).
Determine urban runoff the simple way. Water and Wastes Engineering, 11(1): 24-26, 35-36.
- MINISTERE DES RICHESSES NATURELLES DU QUEBEC. (1971).
Etude H 668.
- NIGHTINGALE, H.I. (1972).
Nitrates in soil and ground water beneath irrigated and fertilized crops. Soil Science, 114(4): 300-311.
- PECKWORTH, H.F. (1960).
Concrete pipe fied manual. American Concrete Pipe Association, Chicago, Illinois.

- RAWN, A.M. (1937).
What cost leaking manholes? Water Works and Sewerage, December 1957, p. 459-460.
- REMPEL, G. and TOTTLE, C.H. (1973).
Extraneous flows in sanitary sewers. Western Canada Water and Sewage Conference. Proceedings of the twenty-fifth annual convention, p. 93-104.
- SANTRY, I.W. (1964).
Infiltration in sanitary sewers. Journal of the Water Pollution Control Federation, 36(10): 256-262.
- SCHMIDT, O.J. (1972).
Pollution control in sewers. Journal of the Water Pollution Control Federation, 44(7): 1384-1392.
- SCHOELLER, H. (1962).
Les eaux souterraines. Masson et Cie, Paris, France, 642 p.
- SCHOUTEN, M. (1972).
Quantity and quality of weeping tile flow. Research paper W2033. Research branch, Ministry of the Environment, Toronto, Ontario. 37 p.
- SHAW, K. (1962).
Loss of mineral nitrogen from soil. Journal of Agricultural Science, 58: 145-152.
- SIMARD, G. (1973).
Natural isobares and ground water flow systems in the Eaton River Basin. M. Sc. Thesis, University of Waterloo.
- STEWART, B.A. et al. (1967).
Nitrate and other water pollutants under fields and feedlots environment. Science and Technology.
- TUBECON, (1972).
Manuel d'installation des tuyaux de béton. American Concrete Pipe Association, Arlington, Virginia, 125 p.
- VELZY, C.R. and SPRAGUE, J.M. (1955).
Infiltration specifications and tests. Sewage and Industrial Wastes, 27(3): 245-256.
- WELLER, L.W. and NELSON, M.K. (1963).
A study of stormwater infiltration into sanitary sewers. Journal of the Water Pollution Control Federation, 35(6): 762-776.
- WELLER, L.W. and NELSON, M.K. (1965).
Diversion and treatment of extraneous flow in sanitary sewers. Journal of the Water Pollution Control Federation, 37(3): 343-352.

WPCF. (1972).

Design and construction of sanitary and storm sewers. Manual of Practice No 9.

ZARNETT, G.D. (1975).

Flow quantities in residential weeping tile systems - a calculational method
Research Paper No 32042. Applied Sciences Section, Pollution control branch,
Ministry of Environment, Toronto, Ontario. 28 p.

ANNEXE I

Quelques réactions chimiques
importantes dans les eaux d'égouts

ANNEXE I

Quelques réactions chimiques importantes dans les eaux d'égouts

Il y a plusieurs différences entre les caractéristiques chimiques des eaux de surface et celles des eaux d'égouts. Toutefois, la différence la plus importante est que ces dernières sont généralement déficientes en oxygène. Seules les formes réduites des nitrates, des sulfates, du fer, du manganèse et du gaz carbonique sont trouvées dans de telles conditions. Des changements électrochimiques importants peuvent aussi avoir lieu dans un égout sanitaire ou pluvial parmi lesquels: la diminution du potentiel d'oxydo-réduction, l'augmentation ou la diminution du pH, la variation dans la force ionique et la conductance spécifique, le renversement de l'équilibre minéral, les réactions d'échange cationiques ou anioniques et finalement l'adsorption ou la désorption des ions. Ces changements se produisent continuellement et s'appliquent principalement au carbone, à l'azote, au phosphore, au soufre, à la silice, au fer, au manganèse et à certains éléments-traces. Dans les pages qui suivent, ces éléments seront étudiés séparément.

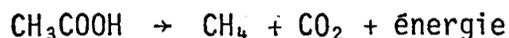
Le carbone:

La décomposition de la matière organique dans les égouts génère des produits différents de ceux générés en milieu aérobie. Les réactions

sont aussi plus lentes. Seules les bactéries anaérobies (strictes et facultatives) se développent en milieu anaérobie. Le niveau énergétique de ces bactéries est beaucoup plus bas que celui des bactéries aérobies; ce qui ralentit la dégradation et l'assimilation de la matière organique. Les réactions des carbohydrates sont semblables en milieu aérobies et anaérobie jusqu'à la formation de l'acide pyruvique (Doelle, 1969). En milieu aérobie, l'acide pyruvique est oxydé, ce qui permet l'oxydation cyclique et complète des substrats. En milieu anaérobie, il y a transfert des électrons aux composés oxydés ou déjà métabolisés. Ainsi le gaz carbonique est réduit en méthane, l'acide lactique en acide propionique et acétique, l'acide oxaloacétique en acide succinique et l'acide butyrique en butanol, etc. Tous ces produits ont été identifiés dans les eaux d'égouts par plusieurs chercheurs. L'acide acétique est de loin le plus abondant des acides dans ces conditions (Painter, 1971). Les basses températures diminuent légèrement la formation des acides mais augmentent leur persistance.

Le gaz méthane est un autre important produit de décomposition anaérobie que l'on retrouve dans les égouts. L'espèce bactérienne METHANSARCINA METHANICA peut produire du méthane à des températures variant entre 5^o et 60^o. Toutefois, la spécificité de cette bactérie limite son métabolisme à un nombre restreint de substances organiques

et inorganiques qui sont produites lors de la fermentation. La décomposition de l'acide acétique en est un exemple:

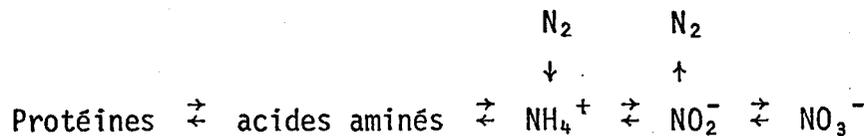


La production anaérobie de ce gaz est très bénéfique à l'environnement puisqu'elle permet de diminuer la charge organique polluante contenue dans les eaux usées avant sa décharge ultime dans les eaux de surface. Dans le cas contraire, la pollution de l'eau serait plus sévère et la consommation d'oxygène serait augmentée.

Les détergents et les pesticides se comportent aussi différemment en milieu anaérobie. Par exemple, les détergents anioniques à chaîne linéaire sont plus résistants à la biodégradation en milieu anaérobie qu'aérobie. Ceci est aussi le cas de plusieurs autres insecticides et herbicides comme le parathion et l'atrazine, le premier se dégradant plus lentement, et le dernier, plus rapidement. Toutefois, c'est plutôt l'alternance des conditions d'oxydation et de réduction qui semblent influencer le plus la dégradation de ces polluants organiques (Kearney et al., 1967).

L'azote:

L'azote est trouvé dans les égouts sous forme de substances organiques complexes, d'azote moléculaire, d'ammoniac, de nitrite et de nitrate. Les transformations de l'azote sont généralement de nature microbiologique. Elles se présentent grosso modo comme suit:



Ces transformations sont contrôlées par le pH, la température et la concentration en matière organique du milieu d'étude.

Dans les milieux réducteurs, l'accumulation de l'ammoniac et la dénitrification sont les plus importantes réactions de l'azote. L'ammoniac s'accumule dans les milieux anoxiques à cause du manque d'oxygène pour la minéralisation complète de l'azote organique en nitrate. Ainsi, l'ammoniac provient de la déamination anaérobie des acides aminés, de la dégradation des purines et de l'hydrolyse de l'urée. Les exemples de déamination anaérobie comprennent: a) l'oxydation de l'alanine en acide pyruvique; b) la dissimilation de l'acide glutamique en acides acétique et propionique; d) la dissimilation de l'arginine en ornithine; e) la dissimilation des purines en acide acétique et gaz carbonique (Doelle, 1969). Ainsi, les produits terminaux de ces réactions sont l'ammoniac, le gaz carbonique et les acides gras volatils. Les acides gras sont ultérieurement fermentés et génèrent du méthane. La température des eaux usées joue un rôle très important dans la libération de l'ammoniac. Par exemple, une augmentation de 10°C dans la température de l'eau peut doubler la production de l'ammoniac. L'acidité de l'eau ou sa déficience en phosphore peut toutefois inhiber la libération de l'ammoniac.

Les nitrates subissent deux transformations principales dans les eaux usées: assimilation dans les cellules bactériennes et dissimilation avec les nitrates servant comme accepteur d'électrons. Cependant, la plus grande perte de nitrate se fait par dissimilation puisque les cellules bactériennes deviennent saturées après une certaine période de temps.

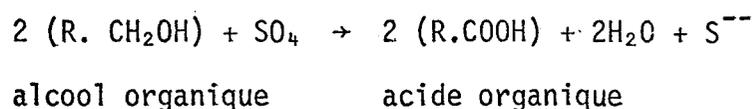
Un grand nombre de bactéries et de champignons autotrophes ou hétérotrophes sont capables de dénitrifier. Des conditions d'anaérobiose sont requises pour la réduction des nitrates tandis que les nitrites peuvent être réduits en milieu aérobie. Une source de carbone est requise dans les réactions de dénitrification. L'effet de la température de l'effluent est négligeable dans le cas où le temps de résidence dépasse une semaine. L'alcalinité des eaux stimule la dénitrification tandis que l'acidité la ralentit. Le gel et le dégel ainsi que l'alternance des conditions humides et sèches favorisent aussi la dénitrification. La submergence continue peut néanmoins la ralentir. La réaction de dénitrification est une réaction très positive en rapport avec les eaux usées puisqu'elle permet le soulagement des eaux de surface des nitrates polluants. Le cas est différent en agriculture où la dénitrification doit être prévenue pour empêcher l'appauvrissement des sols.

Le soufre:

Les principales réactions du soufre en milieu réducteur sont la transformation des sulfates en sulfures, et les acides aminés, cystéine,

cystine, et méthionine en hydrogène sulfuré (H₂S), ammoniac, thiols et acides gras (Freney, 1967). L'odeur de pourrissement des algues bleu-vertes dans les réservoirs d'eaux usées est généralement attribuée aux composés sulfurés suivants: sulfure diméthylque, thiol isobutylique et thiol méthylque (Jenkins et al., 1967). La réduction des sulfates est accomplie par un petit groupe de bactéries anaérobies strictes des genres Desulfovibrio et Desulfotomaculam.

La réaction suivante peut être considérée comme représentative:

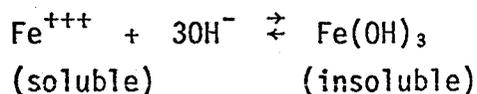


Ces bactéries se développent mieux dans un milieu alcalin et à des températures de 10°C et plus. Elles tolèrent les concentrations ioniques élevées et utilisent une large gamme de produits de fermentation. Malgré les grandes concentrations de S libérés sous forme de H₂S dans les égouts, la concentration de H₂S en solution est très faible (Hutchinson, 1957). Cela est dû à son immobilisation sous forme de sulfures insolubles principalement de fer, qui sont entraînés subséquentement jusqu'au point de décharge. Plusieurs métaux lourds comme le cuivre, le plomb, le zinc et la cadmium sont aussi immobilisés de la sorte, ce qui contribue à atténuer leurs effets toxiques dans l'environnement.

solides des agents d'adsorption ou des produits chimiques sont inconnues; c) le phosphore peut être sous forme de colloïdes et de complexes solubles de Ca, Mg, Al, et Fe; d) l'adsorption peut être plus importante que la précipitation dans la régulation de sa concentration (Williams et al., 1970). Toutefois, dans les sols alcalins, la solubilité du phosphore est ordonnée par la solubilité de l'hydroxylapatite et en milieu acide par son adsorption sur les minéraux argileux et les oxydes de fer et d'aluminium.

Le fer:

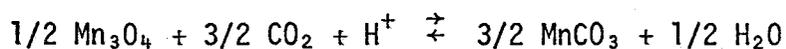
La réduction du fer en milieu anaérobie est une réaction très importante puisqu'elle provoque l'augmentation du pH, l'augmentation de la solubilité du phosphore, du fer et de la silice et finalement, le déplacement des cations de leurs sites d'échanges sur les minéraux argileux (Otto et Glathe, 1971). La réduction du fer est une conséquence du métabolisme anaérobie bactérien. Les propriétés de l'eau influencent les réactions des ions ferreux solubles. Ainsi, une eau acide, de température élevée et riche en matière organique peut aider à l'accumulation du fer dans les égouts. Dans les eaux calcaires, il y a rarement des accumulations de fer soluble.



Le dernier cas peut être expliqué par la précipitation du fer en hydroxyde ferrique ou en magnétite hydraté $\text{Fe}_3\text{O}_4 \cdot n\text{H}_2\text{O}$. La majeure partie du fer soluble dans l'eau est en forme de bicarbonate, de sels d'acides gras et de complexes d'acides humiques. La dynamique de la concentration du fer affecte la concentration d'un bon nombre d'autres cations (Ca^{+2} , Mg^{+2} , NH_4^+ , K^+ , Na^+) à cause des similitudes cinétiques. La couleur grise des eaux réduites chargées de solides en suspension est généralement attribuée aux sulfures ferreux hydratés ainsi qu'à la magnétite hydraté (Ponnamperuma, 1972).

Le Manganèse:

A l'instar du fer, le manganèse est présent dans les eaux fortement réduites sous formes d'ions manganoux, de carbonates manganoux et de complexes organiques. La réaction des carbonates manganoux procède comme suit:



Ces concentrations sont en équilibre avec les réactions d'échanges cationiques des sédiments, la précipitation des carbonates manganoux et la formation de composés complexes insolubles. La réduction du manganèse après submergence précède en général la réduction du fer et il arrive que les précipités ferriques absorbent les ions manganoux et forment des coprécipités qui teintent les conduites ou forment des

concrétions et des modules (Hutchinson, 1957). La toxicité du manganèse peut ainsi être réduite de façon significative.

Les autres éléments-traces ne sont probablement pas engagés dans les réactions d'oxydo-réduction malgré que leur solubilité peut être changée. En général, la réduction des oxydes hydratés de fer et de manganèse et la production d'acides organiques augmentent la solubilité des éléments-traces. L'augmentation du pH et la formation de sulfures diminuent toutefois la solubilité des éléments-traces. En conclusion, l'anaérobiose augmente la solubilité du cuivre, du cobalt et du molybdène mais diminue celle du zinc.

La Silice:

La silice est trouvée dans les eaux sous formes de cristaux amorphes, de silicates et de silice en solution (Si (OH)_4) (Martin, 1970). La concentration de la silice en solution est indépendante du pH entre l'intervalle 2-9 (Martin, 1970 et Stumm et Morgan, 1970). Les faibles concentrations des eaux en silice sont dues à l'adsorption de la silice sur les oxydes hydratés de fer et d'aluminium où à son réarrangement avec les argiles. Quand des boues s'accumulent dans un réseau d'égout et qu'un milieu réducteur prévaut, il faut s'attendre à une augmentation de la concentration de la silice en solution (Bricker et Godfrey, 1967). Ceci survient aussi après l'inondation

des terres. Cette augmentation est très probablement due à la réduction des oxydes de fer et d'aluminium ainsi qu'à l'action du gaz carbonique sur les aluminosilicates.

- DOELLE, H.W., 1969 "Bacterial Metabolism", Academic Press, New York, N.Y.
- PAINTER, H.A., 1971, in "Water and Water Pollution Handbook", (L.L. Ciaccio, ed.), Vol. 1, pp. 329-364. Dekker, New York, N.Y.
- KEARNEY, P.C., KANFMAN, D.D., and ALEXANDER, M., 1967, in "Soil Biochemistry", (A.D. McLaren and G.H. Peterson, Editors), pp. 318-342, Dekker, New York, N.Y.
- FRENEY, J.R., 1967, in "Soil Biochemistry", (A.D. McLaren and G.H. Peterson, Editors), pp. 229-259, Dekker, New York, N.Y.
- HUTCHINSON, G.E., 1957, "A Treatise on Limnology", Vol. 1, Wiley, New York, N.Y.
- JENKINS, D., MEDSHER, L. and THOMAS, J.F., 1967, Environ. Se. 1, 731-735.
- WILLIAMS, J. C. G. and GLATHE, H., 1971, Soil Biol. Biochem. 3, 43-56.
- PONNAMPERUMA, F.N., 1972, in "Soil Chemistry", (J. Bremmer and G. Chesters, Editors), Dekker, New York, N.Y.
- MARTIN, D.F., 1970, "Marine Chemistry", Vol. 2, Dekker, New York, N.Y.
- STUMM, W. and MORGAN, J.J., 1970, "Aquatic Chemistry", Wiley (Interscience), New York, N.Y.
- BRICKER, O.P. and GODFREY, A.E., 1967, Advanced Chem. Ser. 73, 128-182.