Thèse de doctorat

LA GESTION DES EAUX USÉES EN TEMPS DE PLUIE
L'IMPACT SUR LE MILIEU RÉCEPTEUR DES ÉVÉNEMENTS FRÉQUENTS

Présentée à

L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

INRS-EAU

par

Pierre Lavallée

Mars 1989

Des chercheurs qui cherchent, on en trouve;

des chercheurs qui trouvent, on en cherche.

(Julos Beaucarne)

TABLE DES MATIÈRES

PAGE

Table des matières i

Liste des figures v

Liste des tableaux ix

Remerciements xi

1. Introduction 1

2. Problématique 5

2.1 Ruissellement urbain et débordements de réseau unitaire ... 5
2.2 Conception traditionnelle des réseaux de type unitaire 7
2.3 Impact des eaux de ruissellement urbain 9
2.4 Contestation par expérimentation de ces concepts 12
2.5 Un effort de rationalisation des critères de gestion 21

3. Analyse bibliographique 23

3.1 Les concepts les plus courants de la modélisation de la qualité des eaux usées 24
3.2 Études de base sur la caractérisation des eaux usées 30
3.3 Variations de la qualité du milieu récepteur 36

4. Méthodologie expérimentale 43

4.1 Révision théorique de la caractérisation des eaux usées de débordement et de l'impact des charges débordées 43
4.1.1 Identification des variables de décision 44
4.1.2 Variations de la qualité des eaux usées 45
4.1.3 Impacts sur le milieu récepteur 47
4.1.4 Campagnes simultanées en réseaux et en rivière 49
4.2 Territoire étudié 50
4.3 Sélection des bassins de drainage étudiés 53
4.4 Méthodologie d'échantillonnage 57
4.4.1 Réseaux 57
4.4.2 Milieu récepteur 64
4.5 Campagne supplémentaire d'échantillonnage en réseau 70
4.6 Validation des analyses de laboratoire 70

TABLE DES MATIÈRES (suite)

PAGE

5. Résultats et discussion 77

5.1 Caractérisation des eaux usées de débordement de réseau unitaire 77
5.1.1 Formes des pollutogrammes 78
5.1.2 Comparaison des concentrations moyennes en temps de pluie et des concentrations de temps sec 87
5.1.3 Uniformisation des concentrations mesurées pour des grands bassins de drainage 90
5.1.4 Décantabilité des contaminants présents en temps de pluie 99
5.1.5 Relation de $\bar{C}$ max et I max 100
5.2 Impacts observés sur le milieu récepteur 109
5.2.1 Variations instantannées de la qualité de l'eau 110
5.2.2 Persistance de la détérioration 123
5.2.3 Contraintes environnementales 133

6. Approche méthodologique d'évaluation des nécessités d'intervention d'assainissement 143

6.1 Définition des objectifs de recherche et possibilités d'intervention 143
6.2 Contrainte de l'événement fréquent 148
6.3 Concept d'épisode tolérable 151
6.3.1 Vérification des contraintes appliquées 154
6.3.2 Problématique de l'accumulation 160
6.4 Planification des interventions 160

7. Conclusions et perspectives 167

7.1 Conclusions 168
7.1.1 Caractérisation comparée des charges débordées 169
7.1.2 Aspect méthodologique de la prévision des impacts .. 170
7.2 Perspectives d'application 177

Bibliographie 185

Annexe 1: Description des activités de la campagne de caractérisation de 1982 méthodologie d'échantillonnage .....

TABLE DES MATIÈRES (suite)

PAGE

Annexe 2: Résultats de la campagne de caractérisation en réseau ....

Annexe 3: Résultats observés de la variation de la qualité de l'eau de la rivière St-Charles durant et après les périodes de débordements Stations 2 et 3 .....

Annexe 4: Diversité des charges débordées en fonction des paramètres et des pluie .....

Annexe 5: Importance relative des événements pluvieux selon la hauteur de pluie tombée .....

LISTE DES FIGURES

PAGE

Figure 1: Description de l'effet de chasse ("First Flush"), base de la conception traditionelle des réseaux d'interception 13

Figure 2: Facteurs influençant la qualité du ruissellement urbain 17

Figure 3: Données sur l'accumulation présenté par Sartor and Boyd (1964) 26

Figure 4: Localisation du secteur étudié 51

Figure 4a: Localisation des stations de mesures en rivière distribuées dans 3 zones principales de déversements 52

Figure 5: Localisation des bassins représentatifs sur le territoire 54

Figure 6: Localisation des pluviographes 63

Figure 7: Temps de parcours en rivière 66

Figure 8: Relation niveau (n) - débit (q) à la station de mesure amont 68

Figure 9: Bassin 3 Sainte-Foy. Localisation de référence avec les bassins de Québec 71

Figure 10: Exemple de l'évolution rapide de la concentration de DCO avant une augmentation radicale du débit. Pluie du 18 juin 1984, bassin n° 3 79

Figure 11: Comparaison des variations mesurées de la qualité des eaux usées entre un grand bassin: 12 (>150 ha.) et un petit bassin: 14 (<30 ha.). Zone pluviométrique homogène 80

Figure 12: Pluie du 82-06-29 81

Figure 13: Pluie du 82-08-25 82

Figure 14: L'évolution de la qualité des eaux usées pour deux pluies consécutives. Deux bassins de drainage situés dans une zone pluviométrique homogène. Pluie du 29 juin 1982 83

LISTE DES FIGURES (suite)

PAGE

Figure 15: Variations de la qualité des eaux usées pour deux bassins voisins, mais d'occupation du sol différente. Pluie du 16 juin 1982 84

Figure 16: $\bar{C}$ max classées pour 6 bassins et 15 pluies différentes. MES 91

Figure 17: $\bar{C}$ max classées pour 6 bassins et 15 pluies différentes. DCO 91

Figure 18: $\bar{C}$ max et C max classées pour 6 bassins et 15 pluies différentes. Cuivre 92

Figure 19: $\bar{C}$ max classées pour 5 bassins et 9 pluies différentes. Plomb, zinc 92

Figure 20: Relation de I max 5 et $\bar{C}$ max MES 102

Figure 21: Relation entre I max 5 et $\bar{C}$ max DCO 103

Figure 22: Relation I max 5 et $\bar{C}$ max Cu 104

Figure 23: Relation I max 30 et les charges débordées. MES (CHAMES) et DCO (CHADCO). (6 bassins, 15 pluies) 105

Figure 24: Relation I max 30 et les charges débordées. Cuivre (CHACu) (6 bassins, 15 pluies) 106

Figure 25: Relation entre I max 30 et les charges débordées. Plomb (CHAPb), Zinc (CHAZn). (5 bassins, 9 pluies) 107

Figure 26: Variations longitudinales de la qualité de l'eau durant et après un épisode de débordement. Paramètre MES (mg/l) 111

Figure 27: Variations de la qualité de l'eau mesurée à la station 3 Pluie du 29 juin 1982 112

Figure 28: Variation temporelle de la qualité de l'eau. Bactéries coliformes d'origine fécale. Station 2. Pluie du 29 juin 1982 113

Figure 29: Pluie du 25 août. Station 2 MES, DCO, (mg/l) 115

LISTE DES FIGURES (suite)

PAGE

Figure 30: Pluie du 25 août. Station 2 115

Figure 31: Propagation longitudinale et latérale des eaux usées débordées aux émissaires 2 et 12. Pluie de récurence mensuelle 118

Figure 32: Forme de dispersion pour un émissaire pluvial localisé sur la rive gauche du Fleuve St-Laurent. Conditions de marée montante 120

Figure 33: Évolution longitudinale du taux minimum de dilution. Émissaire au Fleuve St-Laurent. Pluie de récurence bi-mensuelle 121

Figure 34: Hétérogénéité latérale du taux de dilution. Émissaire au Fleuve St-Laurent. Pluie de récurence bi-mensuelle . 121

Figure 35: Répartition latérale et verticale des vitesses d'écoulement. Station rivière 3 129

Figure 36: Évolution présumée du métabolisme des organismes vivants soumis à un stress toxique 136

Figure 37: Évolution asynchrone des déséquilibres du milieu récepteur 137

Figure 38: Algorithme décisionnel pour le contrôle automatique des ouvrages en temps de pluie 183

LISTE DES TABLEAUX

PAGE

Tableau 1: Fréquence des événements pluvieux de faible amplitude .. 20

Tableau 2: Concentrations moyennes de contaminants dans les eaux usées domestiques et les eaux usées en temps de pluie .. 35

Tableau 3: Description des bassins étudiés 55

Tableau 4: Synthèse des campagnes de caractérisation 58

Tableau 5: Caractéristiques des événements pluvieux 61

Tableau 6: Caractéristiques bassin 3 72

Tableau 7: Pluies analysées 73

Tableau 8: Écart relatif tolérable entre le résultat de l'analyse et la valeur nominale 75

Tableau 9: Comparaison des concentrations moyennes (mg/l) des eaux usées débordées et des concentrations moyennes précédant le début du ruissellement. 89

Tableau 10: Caractéristiques descriptives des bassins de drainage .. 93

Tableau 11: Évolution longitudinale de la qualité des sédiments de la rivière. Moyenne de trois campagnes d'échantillonnage aux mêmes sites 130

Tableau 12: Qualité des sédiments de la rivière immédiatement en aval de deux émissaires 131

Tableau 13: Évolution d'indices compétitifs de qualité 138

Tableau 14: Probabilité de dépasser la charge tolérable par le milieu récepteur 158

REMERCIEMENTS

Il est de notoriété publique que le support de plusieurs personnes est requis même dans la réalisation d'un travail aussi personnel qu'une thèse de doctorat. Dans mon cas, j'attendais de certaines personnes, un support critique et des conseils d'orientation. Ces précieux superviseurs méritent d'être identifiés en tête de ce document.

La dernière critique de ce travail provient du jury de la soutenance de thèse. MM Wisner, Couillard, Villeneuve, et le président M. Desbordes ont efficacement officiés et je les en remercie. Les deux derniers ont fait encore plus.

Le docteur Desbordes a soutenu toute ma réflexion sur le sujet de l'hydrologie urbaine. Il a orienté nos travaux expérimentaux et a participé à leurs critiques. Pour ses efforts, et en reconnaissance de son implication, je le remercie tout particulièrement. Nos travaux futurs devraient démontrer la communion scientifique qui peut exister entre nous.

Quant au professeur Villeneuve, il a été un critique complice. Il a respecté mon autonomie sans tolérer d'écarts scientifiques ou techniques. Il a été critique parce que chaque raisonnement devait être étayé. Il a été complice parce qu'il a refusé les solutions trop faciles ou déjà identifiées

par d'autres; l'originalité de nos travaux aura été préservée. Il ne sera jamais plus mon actuel ou mon ex-directeur de thèse, il est devenu un ami très cher. Nos actuels travaux scientifiques et techniques démontrent déjà une vigoureuse collaboration tournée vers l'action.

Qui d'autres que Louise Mercier, aura dû supporter autant sans attendre aucune retombée scientifique de cette thèse. Excluant l'humilité que je devrais avoir, le proverbe est respecté: "...derrière chaque grand homme, se trouve une femme plus grande encore...".

D'autres auront soutenu cette longue recherche de la connaissance: M. Hubert Demard, Mme Denyse Gouin, et enfin M. Paul Lessard. A eux tous, je dis: "merci".

Résumé

A partir de résultats expérimentaux montrant les variations de la qualité des eaux usées en réseau unitaire, et le transfert de fortes charges de pollution vers le milieu récepteur, nous avons décrit les paramètres à condidérer dans la gestion des eaux usées en temps de pluie.

Deux vastes campagnes de monitoring, synchronisées pour se faire simultanément en réseaux d'égout et en rivière ont été réalisées. Six différents bassins de drainage ont été mesurés pour plusieurs épisodes pluvieux distincts (14 pluies). Les paramètres MES, DCO, Phosphore, coliformes fécaux, Cuivre, Plomb, Zinc ont été caractérisés.

Jusqu'au début des années 80, des hypothèses partiellement étayées par des campagnes de mesures trop limitées conduisaient les gestionnaires des réseaux à considérer que: les charges débordées en temps de pluie étaient faibles et que les plus fortes charges étaient véhiculées très rapidement au début de la période de ruissellement; et que la dispersion de ces débordements était efficace dans presque tous les types de milieu récepteur.

Nous avons vérifié ces hypothèses et il a été démontré que:

- les pollutogrammes et les hydrogrammes étaient synchronisés;
- les charges débordées étaient très fortement décantables;
- les processus d'accumulation et de persistance de la contamination étaient les conséquences environnementales les plus contraignantes;
- l'ampleur du phénomène de la pollution diffuse urbaine est telle que les utilisations de l'eau peuvent être limitées même après traitement de toutes les eaux usées domestiques et industrielles.

La contrôle et l'exploitation des ouvrages selon des règles optimales peuvent être conceptualisés sur des notions d'hydrologie urbaine et de caractérisation plus

représentaives des phénomènes observés réellement à l'échelle de bassins de drainage urbain.

De plus, après avoir caractérisé l'évolution de la qualité de l'eau en rivière, nous avons démontré que:

- les contaminants contenus dans les eaux usées débordées sont facilement décantables;
- le transfert en riviere des contaminants est caractérisé par une propagation longitudinale faible;
- on mesure une forte détérioration instantannée du milieu récepteur et que le retour aux conditions initiales est lent;
- on relève une forte accumulation locale de contaminants à proximité des émissaires;
- on évalue la récupération biologique comme lente;
- le temps de récupération et de retour aux conditios initiales est aussi lent que 48 heures;

Il faut donc évaluer l'impact des débordements de réseau unitaire sur la base de l'influence prévue de ce déversement. Les concepts de cette approche sont les suivants:

- nécessité d'intervenir est indépendante du niveau d'intervention;
- potentiel d'accumulation est un paramètre discriminant;
- priorisation du contrôle en fonction de l'unicité des usages et de la sensibilité du milieu récepteur;
- les contraintes de déversement pour un site donné sont une constante pour toute la saison estivale;

Le présent document présente les résultats expérimentaux obtenus ainsi qu'une approche méthodologique pour l'évaluation des impacts des débordements de réseau unitaire. A partir de ces résultats, on examine leur utilisation dans un processus dynamique de gestion des eaux usées.

1. INTRODUCTION

Débuté en 1978, le Programme d'assainissement des eaux du gouvernement du Québec, a comme objectif environnemental de redonner aux citoyens le plein usage des lacs et des cours d'eau. Toutes les sources potentielles de contamination doivent, dès lors, être considérées. La progression, ou la création d'un échéancier de réalisation des interventions d'assainissement, exige que l'on tienne compte des améliorations conséquentes à chacune des étapes intermédiaires. En effet, on avait souvent observé, qu'en milieu urbain, l'interception des eaux usées domestiques pouvait être complétée, mais la récupération du milieu récepteur s'avérait lente, souvent incomplète. La mauvaise gestion des eaux usées en temps de pluie est un des facteurs pouvant expliquer cet insuccès environnemental. La caractérisation de ce type de pollution et la description des impacts associés à ces débordements de réseau unitaire, durant les épisodes pluvieux, sont deux des champs d'étude ayant permis de mieux valoriser une gestion intégrée des eaux usées.

Une évolution plus rapide des connaissances sur les variations de la qualité des eaux usées en temps de pluie prend place depuis la fin des années soixante. Dans la foulée de ces développements, l'objectif de notre étude est d'établir les interrelations entre les épisodes fréquents de débordements du réseau unitaire, la persistance de la détérioration du milieu récepteur et la gestion globale des eaux usées municipales. Nous évaluerons d'abord la problématique actuelle de la gestion des eaux usées véhiculées par un réseau de type unitaire. Ce faisant, nous préciserons les

concepts assurant la gestion traditionnelle des eaux usées domestiques et des eaux de ruissellement de surface en temps de pluie en dégageant les aspects les plus contraignants pour l'ensemble du système "milieu récepteur".

Les travaux les plus récents sur la caractérisation des eaux usées de débordements de réseau unitaire et sur les impacts relatifs à ces déversements, permettent de procéder à une analyse structurée des éléments pertinents à la description de l'importance de cette source de pollution. Nous tenterons de situer nos travaux en complémentarité avec ceux des divers intervenants de ce champ de spécialisation. Plus spécifiquement, nous désirons vérifier pour les conditions québécoises:

- l'influence instantanée sur le milieu récepteur des débordements de réseau unitaire;

- les variations réelles de la qualité des eaux usées de débordement durant divers épisodes pluvieux et sur plusieurs bassins versants dont l'occupation du sol est différente de l'un à l'autre;

- ce qui pourrait nous permettre d'expliquer une détérioration persistante d'un plan d'eau soumis au stress environnemental des déversements en temps de pluie.

Les résultats obtenus durant les campagnes de 1982 et 1984, qui intégraient à la fois les mesures sur le bassin versant et les prélèvements

en cours d'eau, seront utilisés pour évaluer les orientations à privilégier dans nos futures interventions d'assainissement des eaux usées municipales. Nous terminerons en évaluant les limites d'intégration des concepts novateurs en gestion des eaux usées à l'intérieur d'une concrétisation progressive des réalisations technologiques d'interception et de traitement.

2. PROBLÉMATIQUE

Les concepteurs de réseaux d'assainissements et les gestionnaires actuels de ces réseaux travaillent à partir de règles de conception et de gestion établies il y a plus de vingt ans de façon plus ou moins arbitraire. Nous voulons présenter des règles plus contemporaines et évaluer la pertinence de les mettre en application. Il peut paraître surprenant d'avoir conservé jusqu'à maintenant des règles de gestion aussi peu apppuyées scientifiquement, mais il faut plutôt garder à l'esprit que l'absence de campagnes de mesure en temps de pluie est un des facteurs expliquant les modes opérationnels de la plupart des réseaux d'assainissement.

2.1 Ruissellement urbain et débordements de réseau unitaire

En milieu urbanisé, l'évacuation des eaux usées de ruissellement de surface doit se réaliser rapidement et efficacement pour éviter les problèmes de circulation automobile et piétonnière, tout en ne générant pas d'inondations des sous-sols. Voilà que de nouveaux impératifs techniques et environnementaux obligent les agences gouvernementales, responsables de l'assainissement des eaux usées municipales, à évaluer les divers modes de gestion technique. La nature des différents types de réseaux de drainage influence profondément ces choix techniques.

Plus de 80 % de la population du Québec est desservie par des réseaux de type unitaire. Installés jusqu'à la fin des années soixante-dix, nous pouvons dire que ces réseaux évacuent, par une seule conduite, les eaux

usées domestiques et les eaux de ruissellement de surface de la majorité des centres-villes du Québec. Ainsi, sauf pour des quartiers de développement urbain plus récents, l'évacuation des eaux de ruissellement se fait par des ouvrages reliés directement au poste de traitement. Dès lors, l'excédent des débits collectés en temps de pluie doit être contrôlé. Le réseau de type séparatif divise le problème en doublant les fonctions d'évacuation des eaux usées. La conduite sanitaire évacue les eaux usées domestiques et la conduite pluviale draine les surfaces imperméables du territoire urbain. Réalisés selon les règles de l'art, ces réseaux séparent les problèmes spécifiques en évitant les inondations des habitations, et en permettant de considérer indépendamment les types d'eaux usées drainées.

Même si théoriquement, on parle de réseaux séparatifs, nous devons considérer, dans la pratique, que ces réseaux sanitaires et pluviaux sont interreliés et que le drainage de ruissellement de surface, principalement à partir des toits ou indirectement par les drains de fondation, se fait dans le réseau sanitaire. Malheureusement, la contrepartie existe également. Surchargé par des apports parasites en temps de pluie, le réseau sanitaire déborde au réseau pluvial, contaminant les eaux de drainage de surface. Ces réseaux hybrides deviennent difficiles à gérer. On ne parle plus alors de contamination pluviale ou de contamination par les eaux usées domestiques, mais d'impossible gestion. Avant de procéder à l'assainissement des eaux usées provenant des réseaux "pseudo-séparatifs", des interventions de réhabilitation devront avoir lieu. Au Québec, la réhabilitation des réseaux domestiques est une des activités importantes réalisées dans le cadre du programme d'assainissement.

Dans le cas des réseaux de type unitaire, l'assainissement passe par une description précise des modes de gestion actuels et optimisés des eaux usées en temps de pluie.

2.2 Conception traditionnelle des réseaux de type unitaire

Le sytème "réseau de collecte des eaux usées - station d'épuration" est conçu de manière à assurer, la plupart du temps, une protection efficace de la qualité de l'eau du milieu récepteur. Dans ce contexte, cet ensemble réagit bien aux conditions hydrauliques et chimiques prévalant en temps sec. Dans le cas des réseaux de type unitaire, l'admission au réseau des eaux de drainage en temps de pluie, oblige la mise en place de contrôle des débits interceptés et traités.

Pour des considérations économiques, le réseau d'interception des eaux usées est conçu en accord avec les débits traités à la station d'épuration. Par conséquent, une portion des eaux usées véhiculées en temps de pluie par les collecteurs devra être déviée vers le cours d'eau récepteur le plus proche. De manière générale, on peut définir que le débit débordé (Q_d) est égal au débit acheminé par le collecteur de type unitaire (Q_u) moins le débit intercepté (Q_i). Ce débit Q_d est, dans le cas de précipitations de fréquence mensuelle ou inférieure, de plusieurs ordres de grandeur plus élevés que le débit intercepté, Q_i.

Les intercepteurs ayant comme fonction d'acheminer les eaux usées vers la station d'épuration, ont une capacité théorique égale à la pointe horaire journalière. Ce débit Q_i peut être évalué selon la méthode classique de

Metcalf et Eddy (1975) par la somme des débits d'infiltration (Q_{EPI}) et de la pointe horaire journalière domestique. Cette pointe horaire de temps sec est évaluée par la correction du débit moyen domestique ($\bar{Q}_{dom}$) par un facteur de pointe (f_p) variable selon la population raccordée au bassin de drainage. Le débit Q_i est donc théoriquement égal à:

$$Q_i = Q_{EPI} + (\bar{Q}_{dom} * f_p) \qquad (1)$$

À la jonction du collecteur et de l'intercepteur, une structure de régularisation doit donc, en temps de pluie, limiter l'accès à l'intercepteur au seul débit Q_i, peu importe la charge statique au niveau de ce point de régularisation. Il est alors concevable de croire que, dès qu'il y a ruissellement et pour peu que le débit domestique soit égal à cet instant t_i à Q_i, il y aura débordement.

Nous devons ajouter que des simplifications étaient faites par les concepteurs. Par la suite, des mauvais fonctionnements des régulateurs étaient tolérés. Par exemple, une de ces malencontreuses simplifications était de considérer Q_i égal à trois fois le débit moyen de temps sec sans tenir compte de la proportion du débit moyen associée au débit d'infiltration, ni du débit domestique réel. La capacité du régulateur était trop faible et des débordements se produisaient chaque jour, lorsque le débit maximum horaire était atteint. La gestion des eaux usées en temps de pluie était plus ou moins équivalente à une perte du contrôle du réseau.

Pour comprendre mieux la décision de ne pas contrôler les volumes débordés, en examinant au-delà de simples critères d'économie, il faut identifier plus en détails les concepts dépassés d'impact présumé sur la station d'épuration et de faible impact sur le mileu récepteur.

2.3 Impact des eaux de ruissellement urbain

Impact présumé sur les stations d'épuration

Dans une politique cohérente de gestion des eaux usées en temps de pluie, il est nécessaire d'abord de définir les contraintes d'opération reconnues. En ce sens, il est difficile de s'assurer que toutes les contraintes sont explicites et également étayées. Aucune contrainte environnementale, relative à l'impact de ce type de déversement sur le milieu récepteur n'étant identifiée, seules les considérations économiques et les contraintes d'interception et de traitement étaient mises en valeur. L'impact sur le traitement des eaux usées en temps de pluie était donc la principale contrainte à minimiser.

Cependant, les concepts mis en avant pour justifier ou expliquer les contraintes au traitement sont, de manière générale, valables sans être toujours représentatifs des phénomènes réels de variations de la qualité des eaux usées en temps de pluie. Les deux concepts à discuter sont la surcharge hydraulique de la station d'épuration, et un trop faible apport nutritif pour le milieu biologique d'un réacteur-type d'un traitement secondaire conventionnel.

Surcharge hydraulique

D'après Olsson et al. (1986), la majorité des défaillances des stations de traitement de type boues activées est causée par des surcharges hydrauliques. Les stations actuellement en opération sont conçues en fonction de charges hydrauliques moyennes. Les charges de pollution sont également considérées stables. Une modification des conditions d'entrée à la station risque d'entraîner une augmentation du lit de boues dans les décanteurs secondaires; conduisant à une surverse massive du floc biologique. Si cette augmentation de la charge hydraulique dure, la perte du floc biologique sera trop importante pour que la station puisse continuer à maintenir son rendement. Le retour à un niveau acceptable de performance n'est prévisible qu'après plusieurs jours, voire quelques semaines.

Les stations nouvellement construites utilisant le principe des boues activées, ou les stations pour lesquelles des stratégies de gestion ont été élaborées, peuvent résister à des surcharges plus grandes et relativement longues. Ces règles de gestion peuvent être l'alimentation séquentielle des réacteurs biologiques ou la dérivation d'une partie du débit au-delà du traitement biologique. D'autres types de traitement secondaires, comme les filtres biologiques (milieux fixés), sont intrinsèquement moins affectés par une augmentation des débits à traiter.

Le problème d'une surcharge hydraulique des ouvrages de traitement peut donc être résolu à la conception ou lors de modification des stratégies de

contrôle, pour peu que l'on considère les variations probables de débit causées par le ruissellement urbain.

Dilution excessive des charges polluantes

Le deuxième concept justifiant la protection absolue de la station d'épuration est plus contraignant, puisqu'il a souvent été la cause de la mise en dérivation complète de tout le débit d'eaux usées en temps de pluie. Tel que déjà défini plus haut dans cette problématique, on croyait que, durant presque toute la durée de déversement, les concentrations de matière organique étaient très faibles; conséquemment, le substrat biologique nécessaire au métabolisme des micro-organismes du réacteur biologique n'était plus suffisamment disponible.

Il est plus que probable que la nature et les caractéristiques de la matière organique (temps de dégradation, facilité d'assimilation) des eaux usées véhiculées par un réseau unitaire soient modifiées durant le ruissellement. Les contraintes pour la station devraient être revisées à la lumière des résultats récents de caractérisation des eaux usées en temps de pluie.

Impact sur le milieu récepteur

Plus que la volonté de protéger l'efficacité de la station d'épuration, le peu d'impact prévu sur le milieu récepteur justifiait environnementale-

ment les débordements. On considérait, qu'après un effet de première chasse ("first flush") au tout début de la période de ruissellement, la charge véhiculée restait la même que celle existant en temps sec. Compte tenu de l'augmentation des débits, il y avait dilution des eaux usées, et par conséquent de faibles concentrations de polluants, ce qui n'était pas réputé causer de dommages au milieu récepteur. Les interventions planifiées pour limiter les charges débordées au milieu récepteur, visaient à capter de faibles volumes d'eau au début de la pluie. Ceci était donc aisément réalisé par des ouvrages d'interception de dimension très limitée. La figure 1 représente l'hydrogramme et le pollutogramme type justifiant la conception traditionnelle des réseaux.

Il était considéré que de faibles charges débordées, associées à l'intermittence de ces déversements, ne pouvaient avoir de conséquences nuisibles sur le milieu récepteur.

2.4 Contestation par expérimentation de ces concepts

En révisant l'information la plus récente sur l'évolution réelle de la qualité des eaux usées nous pouvons aisément démontrer que la conception traditionnelle des réseaux ne peut satisfaire les impératifs concrets de protection du milieu récepteur.

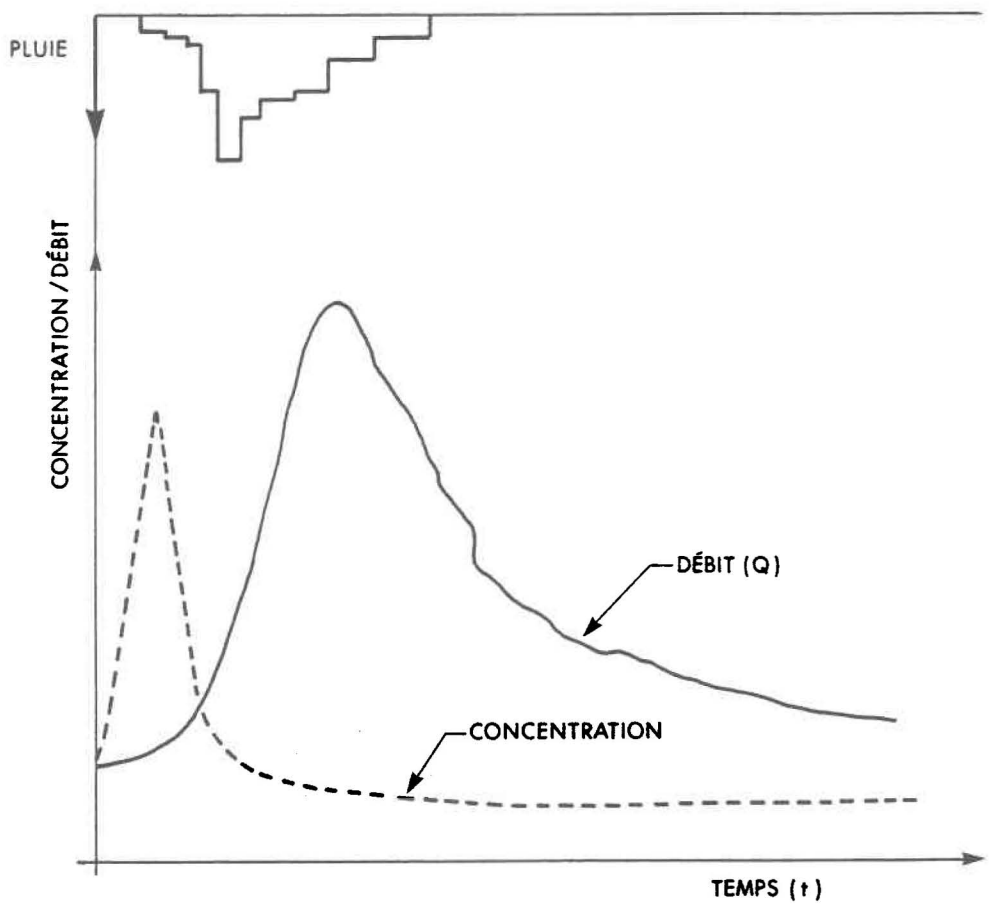


FIGURE 1 : DESCRIPTION DE L'EFFET DE CHASSE "FIRST FLUSH", BASE DE LA CONCEPTION TRADITIONELLE DES RÉSEAUX D'INTERCEPTION.

Impact prévu des débordements

Dans les évaluations les plus courantes des impacts sur le milieu récepteur d'un déversement d'eaux usées, la première hypothèse est celle d'un état permanent ("steady state"). Cette première hypothèse n'étant pas vérifiée dans le cas des débordements de réseau unitaire, nous devons évaluer de manière plus originale, les impacts associés aux débordements de réseau unitaire. Globalement, il est possible de définir les impacts dus à la pollution diffuse urbaine à partir des contaminants présents et de leurs influences respectives sur la qualité du milieu. La comparaison avec les eaux usées domestiques est également intéressante.

À ce jour, les impacts dus aux débordements de réseau unitaire sont évalués comme étant de divers types (Lavallée et Lessard, 1984): 1) d'ordre esthétique, à cause des débris flottants et des mauvaises odeurs provenant de la dégradation de la matière organique contenues dans les sédiments. Ces odeurs sont remarquées durant et après la période de débordement; 2) d'ordre physico-chimique, puisque les charges déversées sont importantes et que les substances présentes sont susceptibles d'être toxiques pour le milieu vivant; 3) d'ordre biologique, en perturbant un habitat ou un site de reproduction; 4) d'ordre bactériologique, par la présence d'eaux usées domestiques dans le mélange formé avec les eaux de drainage de surface en temps de pluie.

La matière organique peut être responsable d'une désoxygénation partielle ou générale des eaux du milieu récepteur, soit parce que la matière

organique présente dans l'eau est minéralisée, soit parce que la matière organique décantable accumulée sur les sédiments de fond du cours d'eau est responsable d'une demande benthique en oxygène (SOD) très forte. Dans les deux cas, les conséquences pour le milieu récepteur peuvent être la génération de mauvaises odeurs suite à une minéralisation sous des conditions anoxiques. L'accumulation de matière organique, au point de créer une forte demande benthique en oxygène, serait responsable d'un faible niveau d'oxygène dissous prolongé.

La présence de métaux lourds, et de diverses substances toxiques organiques, est de nature à entraîner des désordres métaboliques permanents dus à la bioaccumulation, et à l'accumulation sur les sédiments de fonds des cours d'eau. De plus, ces substances pouvant être en concentrations fortes dans les eaux usées de débordement du réseau unitaire, un effet de choc associé au dépassement des critères de toxicité aiguë est prévisible.

Dans la mesure où l'assainissement des eaux usées d'une municipalité est réalisé et que la plupart des usages du cours d'eau sont préservés, la contamination bactériologique provenant des débordements de réseau unitaire devient également un problème. Cette contamination afffecte directement les citoyens en perturbant les usages les plus directs de l'eau: baignade, planche à voile, traitement de l'eau de consommation.

L'ensemble des substances polluantes présentes dans les eaux usées de débordements de réseau unitaire peuvent théoriquement être des éléments de détérioration du milieu récepteur. L'intermittence du déverserment peut

être un élément de mitigation de l'impact ou au contraire un stress supplémentaire pour le milieu récepteur en provoquant un brusque changement de la qualité du milieu récepteur en temps de pluie.

Provenance de la contamination des eaux usées de débordement du réseau unitaire

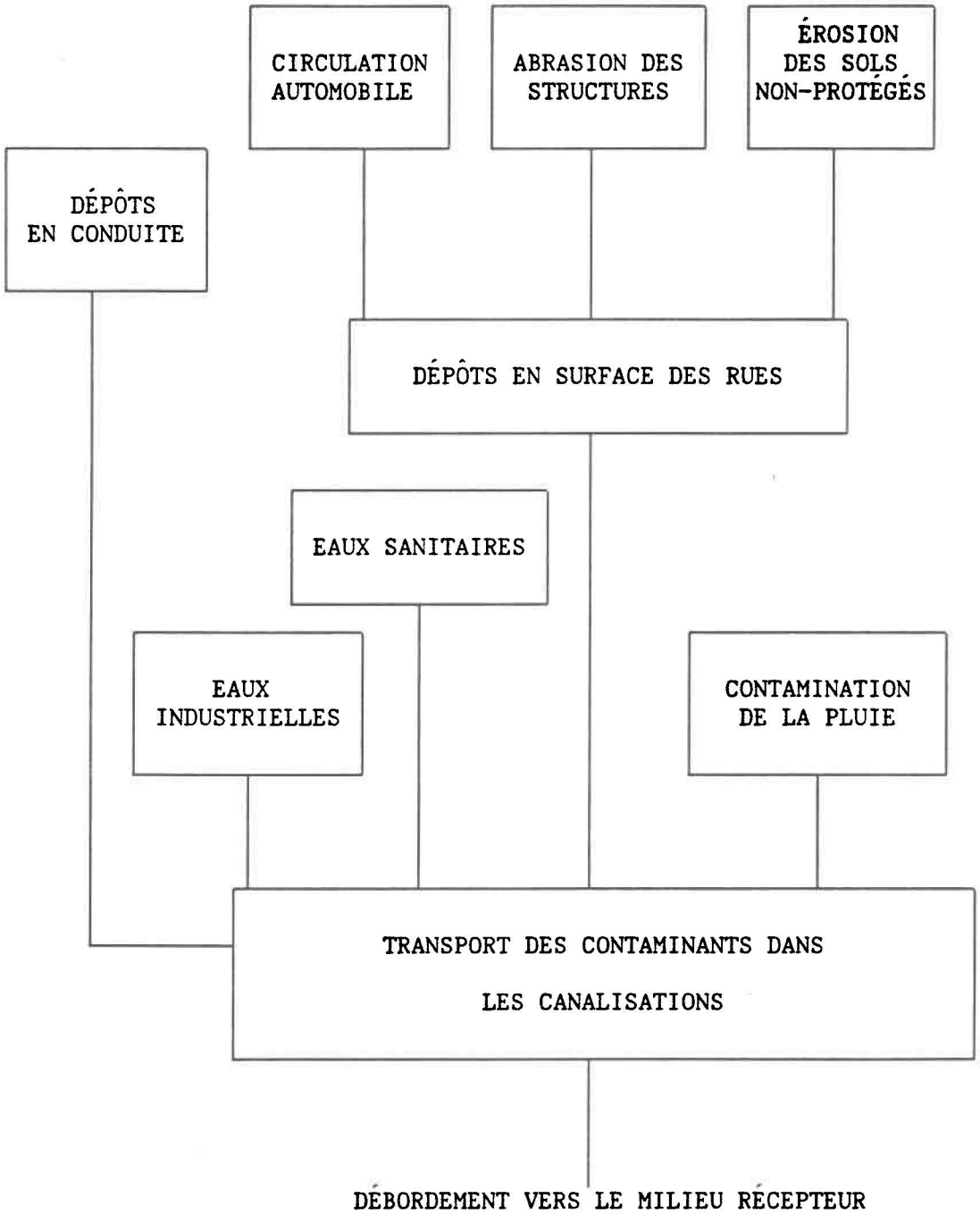
Si nous pouvons prévoir des impacts importants reliés aux débordements de réseau unitaire, c'est que les charges débordées ont été mieux évaluées. D'abord, il est bon de revenir sur la provenance des substances polluantes retrouvées.

Plusieurs auteurs dont Dick et Marsalek (1979) ont déduit la provenance des contaminants retrouvés dans les eaux de drainage de surface (figure 2). À ceux-ci, nous devons ajouter les dépôts en conduite unitaire et la charge véhiculée de provenance domestique et industrielle.

Essentiellement, les résidus ainsi transportés en temps de pluie, sont de dimension variable mais dont la principale caractéristique, à l'exclusion du matériel de provenance instantannée domestique et industrielle, est d'avoir sédimenté une première fois sur la surface des rues ou dans les conduites. Transportés par le vent, réel ou apparent, suite à la circulation automobile ou par un précédent épisode de ruissellement, les résidus présents sur les surfaces de rues sont souvent de trop faible dimension pour être prélevés lors d'opération "nettoyage des rues" (Novotny, 1984). Quant

Figure 2

Facteurs influencant la qualité du ruissellement urbain



aux dépôts en conduites, ceux-ci se créent surtout en périodes de faible débit, la nuit (Geiger, 1984).

Cet ensemble de résidus et "poussières" n'est pas que de la matière inorganique inerte. Des métaux, de la matière organique et des produits toxiques organiques se retrouvent adsorbés sur les matières en suspension et éléments structurants de certaines molécules ou organisations physiques plus complexes. Entre autres, de nombreux métaux se retrouvent présents dans les dépôts accumulés sur les surfaces de rues suite à l'abrasion des surfaces métalliques, des pneus, du béton et de plusieurs autres matériaux exposés.

Fréquence élevée des débordements

La conception des systèmes d'évacuation des eaux de ruissellement urbain est généralement faite sur la base d'événement de récurence décennale. Mais l'évaluation des impacts sur le milieu récepteur a du tenir compte du phénomène de répétition d'événements fréquents.

Durant la période allant de mai à septembre, qui correspond à la période d'utilisation récréative la plus intense et également à la période d'étiage estival, plus de cinquante événements pluvieux se produisent. Environ trente de ceux-ci auront les caractéristiques pluviométriques critiques suscitant le débordement des réseaux unitaires. Rappelons ici, que pour la plupart des réseaux d'interception dont le diamètre est inférieur à 2,0 mètres, le débit d'eaux usées domestiques au moment de la pluie n'influence que faiblement la fréquence de surverses puisque la capacité

résiduelle au débit sanitaire minimum est très faible. Pour la ville de Québec à partir de l'observation des épisodes de débordements, nous pouvons déterminer que, pour des hauteurs totales de précipitations supérieures à 4 mm, la presque totalité de ces pluies généreront des débordements. Même si, lors de la conception, les fréquences de surverse avaient été évaluées plus faibles; il faut se rappeler que le vieillissement du réseau: étanchéité qui diminue, mauvais branchements qui se multiplient, et l'augmentation de l'imperméabilisation après la conception du réseau sont des facteurs qui diminuent la capacité résiduelle du réseau. Ce faisant, la fréquence des surverses augmente.

Le tableau 1 présente certains événements pluvieux caractéristiques observés à Québec (Lavallée et al., 1984a). La fréquence d'événements de faible intensité et la faible période entre deux événements rendent nécessaires une évaluation plus précise de l'impact des débordements se produisant statistiquement une fois par semaine, une fois par mois, deux fois par saison estivale ou une fois par saison estivale. L'événement exceptionnel au niveau météorologique n'est pas le seul à générer les surverses du réseau unitaire.

Persistance de la détérioration

La répétition d'épisodes de débordements est de nature à assurer une détérioration continue du milieu récepteur. Si les épisodes fréquents sont

Tableau 1: Fréquence des événements pluvieux de faible amplitude

CLASSE mm (x)	P(x)*	PÉRIODE DE RETOUR (JOURS)
4 - 6	0,353	4,96 (1 fois par semaine à 1 fois par 2 semaines)
6 - 10	0,234	7,49 (1 fois par 2 semaines à 1 fois par mois)
10 - 16	0,134	13,08 (1 fois par mois à 1 fois par an**)

* P(x): probabilité que l'événement météorologique se produisant soit caractérisé par une hauteur totale donnée supérieure à X mm pendant la période du 15 mai au 15 septembre.

** 1 an: période du 15 mai au 15 septembre.

NOTE: caractérisant un événement pluvieux comme ayant une hauteur totale de pluie tombée supérieure à 0,3 mm, on peut affirmer qu'il pleut en moyenne tout les 1,75 jour.

responsables du déversement d'importantes charges de contaminants, le milieu récepteur peut être négativement influencé durant toute la période entre deux déversements.

Jusqu'à ce jour, on avait malheureusement considéré que seuls les événements majeurs, donc exceptionnels, étaient les seuls susceptibles de générer des impacts sur le milieu récepteur. Cependant, l'observation d'une détérioration continue ou semi-continue du milieu après intervention d'assainissement sur les sources ponctuelles (Lavallée et Bernier, 1980) est un élément justifiant l'étude de l'influence des événements fréquents.

L'effet de choc du déversement, par une décharge instantanée de grandes quantités de polluants, peut aussi expliquer la détérioration du milieu récepteur. De plus, la succession d'un état équilibré (sans débordement) et d'une période de déséquilibre sont également de nature à perturber la biota. Des espèces tolérantes de la pollution s'installeront préférentiellement à celles caractéristiques d'un milieu non perturbé; ces derniers ne pouvant s'adapter rapidement à la pollution (Lavallée, 1980).

2.5 Un effort de rationalisation des critères de gestion

Des spécialistes internationaux ont permis par leurs recherches, l'amélioration des connaissances dans le domaine de la qualité des eaux usées en temps de pluie. Field (1984), après quinze ans comme coordonateur de la recherche et du développement en drainage urbain à l'agence américaine de protection de l'environnement (USEPA), indique que les efforts devront

porter sur la justification des interventions visant à réduire les débordements de réseau unitaire. Démontrer l'impact sur le milieu récepteur et évaluer les bénéfices récoltés suite à ces interventions deviennent les pierres angulaires de la mise en place de structures d'assainissement des eaux usées en temps de pluie.

Déterminer la charge déversée, la confronter à la charge tolérable par le milieu récepteur, déduire l'événement critique et élaborer la pluie de projet servant à la conception d'ouvrages de rétention ou de traitement sont des informations et résultats qui doivent orienter de nouvelles règles de gestion.

3. ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE

Dans la problématique de la gestion des eaux usées en temps de pluie, nous avons présenté certaines contradictions entre les pratiques actuelles de gestion des réseaux et la protection de la qualité du milieu récepteur. Nous présentons, dans cette section, les principaux résultats et les conclusions qui semblent les plus structurées, d'auteurs ayant étudié le phénomène de la pollution diffuse urbaine. Cette revue bibliographique veut être un point de départ, plus objectif, pour situer nos travaux dans le contexte général des expériences de même nature et pour décrire de manière plus explicite une partie de ce qui est exposé dans la problématique. L'évolution des connaissances en hydrologie urbaine semble être plus rapide depuis la fin des années soixante. La modélisation des phénomènes de transport des contaminants, d'accumulation et de ceux reliés aux impacts sur le milieu récepteur, a permis de déterminer assez précisément les variables et paramètres non expliqués. Dans bien des cas, les campagnes de caractérisation des eaux usées de débordements de réseau unitaire ont été conçues à partir de l'identification des limites des informations disponibles.

À partir de l'analyse de la littérature scientifique sectorielle concernant les eaux usées municipales en temps de pluie, nous pouvons mieux exposer les limites des connaissances sur le sujet. Dans un premier temps, nous avons revisé les descriptions des modèles actuels décrivant les relations pluie - débit, les variations de la qualité de l'eau, les impacts sur le milieu récepteur, en dégageant les éléments connus et les incertitudes.

Les modèles élaborés sont intrinsèquement une bonne critique des informations disponibles, des paramètres et des variables pouvant les mieux expliquer les variations de la qualité des eaux en temps de pluie et les impacts sur le milieu récepteur. On vise donc, dans un premier temps, à définir l'information complémentaire à obtenir par une campagne spécifique d'échantillonnage; le traitement à réaliser de l'information est également orienté. Deuxièmement, nous tenterons de mettre en évidence ce que différents auteurs ont pu démontrer spécifiquement sur des phénomènes comme l'effet de chasse et les comparaisons qui ont put être établies entre la qualité des eaux usées en temps de pluie et celles des eaux usées domestiques.

3.1 Les concepts les plus courants de la modélisation de la qualité des eaux usées

Les modèles déterministes tentent de réaliser l'intégration d'une réponse malgré le faible développement de plusieurs fonctions telles que l'accumulation des polluants en surface, les dépôts en conduites et le lessivage de surface (Huber, 1986). Les fonctions les mieux documentées sont l'accumulation et le lessivage. Tous les modèles déterministes, bâtis ou non sur la structure de "Storm Water Management Model SWMM" (Huber, 1971) se fondent sur des paramètres empiriques tentant d'approcher les phénomènes d'accumulation et de lessivage. Même si ces deux phénomènes sont à la base des explications de la pollution provenant du ruissellement urbain, aucune généralisation des coefficients n'a été à ce jour possible. Des données de calage sont absolument nécessaires à la modélisation de l'évolution des

concentrations de polluants durant un événement pluvieux. Aucune transposition de données ne semble être possible pour ajuster les coefficients (Huber et al., 1981).

Les modèles déterministes Storm Water Management Model (SWMM), Storage, Treatment, overflow, Runoff Model (STORM), Hydrological Simulation Program-Fortran (HSPF), entre autres, permettent de mettre en évidence les difficultés d'acquisition de données. Si un phénomène comme l'accumulation de la pollution en surface des rues est reconnue comme devant expliquer la charge exportée durant la pluie; il est cependant beaucoup plus difficile de le démontrer. La figure 3 présente les résultats obtenus par Sartor and Boyd (1964), qui ont conduit à la génération d'équation de type Michelis Menton:

$$P = P_L \, t \, / \, (a + t) \qquad (2)$$

où:

P : masse totale de polluants en surface;

a : coefficient empirique;

P_L: limite asymptotale;

t : temps depuis le dernier épisode de ruissellement.

Tel que présenté par Huber (1986), cette équation courramment utilisée, n'explique pas le phénomène de stabilisation des polluants accumulés après un certain nombre de jours; elle tente de représenter ce pseudo-phénomène. Seules de longues campagnes d'échantillonnage peuvent permettre d'ajuster le

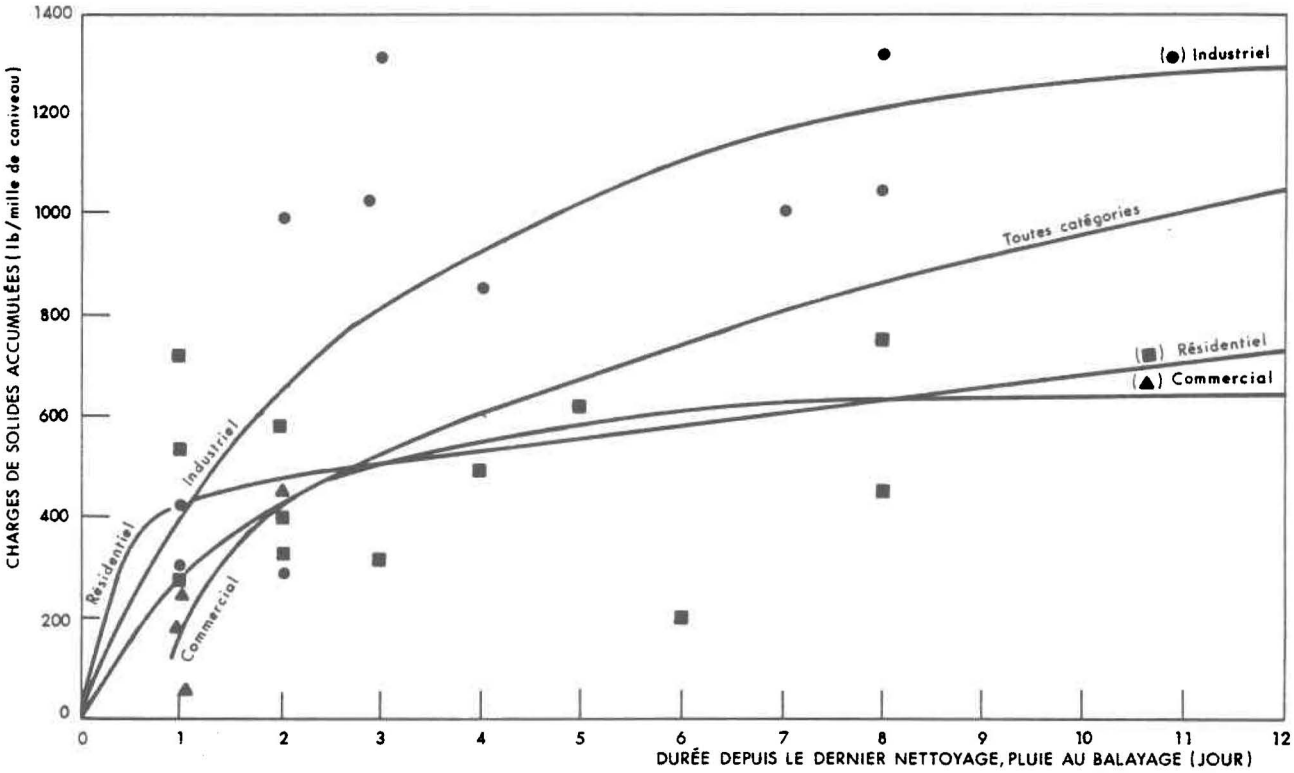


FIGURE 3 : DONNÉES SUR L'ACCUMULATION PRÉSENTÉ PAR SARTOR AND BOYD (1964)

coefficient à la réalité de l'accumulation sur le bassin de drainage étudié.

Le lessivage correspond à la fonction pouvant la mieux être expliquée par des modèles statistiques (Hémain, 1986), puisque la plupart de ceux-ci sont basés sur les niveaux de probabilité des variables explicatives mesurables. Les modèles déterministes, en utilisant des réactions de premier ordre pour tenir compte de l'action érosive de la pluie et de l'entraînement par la lame ruissellée, ont tenté de bien représenter le phénomène de lessivage et de l'entraînement des polluants.

À partir également de modèles physiques, on a choisi dans le modèle SWMM Huber et al. (1982) de représenter le lessivage par:

$$\frac{\partial P}{\partial t} = - K_w \, f_1 \, (r) \, P \, AV \, (r) \qquad (3)$$

où:

P : masse de polluants;

K_w : coefficient de perte par lessivage;

r : taux de ruissellement (mm/h);

AV(r): taux de disponibilité de polluants à l'érosion.

Cette équation intègre la capacité érosive de la pluie dans le coefficient K_w et dans la variable AV (r), il devient alors extrêmement

difficile de transposer d'un bassin à un autre ou d'un événement pluvieux spécifique sur un autre de nature différente. Les phénomènes de lessivage et d'entraînement sont très complexes et toute représentation viable de ceux-ci impliquent une analyse des niveaux de probabilité des variables explicatives (Hémain, 1986). Cela permet de classer les variables selon le niveau d'explications généré. Les résultats obtenus par Desbordes et Servat (1984), James et Boregowda (1986) et discutés par Hémain (1986), montrent que les phénomènes d'accumulation et de lessivage sont complexes et que les résultats les plus récents obtenus à ce jour relient le lessivage à l'accumulation. Aucun des modèles déterministes développés et internationalement utilisés, n'évalue le lessivage comme une variable dépendante de l'accumulation. Des résultats obtenus en situations comparables sur plusieurs bassins de drainage permettraient de vérifier les algorythmes décrivant le lessivage présentés par Servat (1986).

Modélisation et besoins de caractérisation.

Cette revue bibliographique des modèles statistiques existants ne démontre pas l'évidence de l'importance des paramètres physiques intuitivement jugés importants comme la durée de temps sec, l'intensité maximale de précipitations, etc. Hémain (1986), explique cette constatation par l'extrême complexité des phénomènes mis en cause. Huber (1986); James et Boregowda (1986) renforcent cette hypothèse en expliquant que l'élaboration des modèles déterministes est d'autant plus difficile que plusieurs paramètres influent de manière variable sur un même phénomène comme le lessivage. Une variable indépendante comme l'Intensité maximale de pluie sur 5 minutes

(Imax5) peut être une variable explicative des charges ruissellées au début de la période du ruissellement et être très faiblement correlées pour la seconde partie de la période de ruissellement. Pour prédire les quantités totales de polluants transportés par le ruissellement durant un événement, il vaudrait mieux utiliser des courbes du taux de lessivage établies à partir de statistiques de la qualité des eaux de ruissellement sur le bassin de drainage considéré (Huber, 1986). Cela nécessite des mesures sur le bassin étudié.

Dans la recherche des phénomènes bien décrits par les modèles, force est d'admettre que les résultats nous conduisent vers des paramètres simples. Ainsi, suite à l'analyse des résultats d'une importante campagne française de mesure (Servat, 1984), le paramètre $V(\tau)$, le volume total ruisselé, est le meilleur paramètre explicatif des charges polluantes évacuées pour 60 % des événements pluvieux. Les autres 40 % sont peut-être des comportements hydrauliques particuliers du réseau ou des problèmes de mesures. Notons que v_t et les charges polluantes évacuées sont des variables dépendantes.

Les variables hauteur totale de pluie (h_T), Intensité maximale de précipitation sur 5 minutes (I_{max_5}) et la durée de la pluie sont considérées comme des variables indépendantes importantes (Ellis, 1984). Hémain (1985) termine sa synthèse sur les modèles statistiques de prédiction de la qualité des eaux usées en temps de pluie en établissant que l'accumulation des polluants entre deux épisodes de ruissellement ("build up") est mieux décrite par des modèles conceptuels et que le lessivage ("wash off") peut

être modélisé statistiquement. Rappelons que Huber et al. (1982) ont expliqué que des campagnes continues de mesures sont nécessaires pour calibrer les équations représentatives de l'accumulation.

Les principaux modèles de variations de la qualité des eaux usées ont donc certaines difficultés à bien représenter ces phénomènes. Ces prédictions peu représentatives sont principalement dues à l'absence de campagnes validées de caractérisation des eaux usées en temps de pluie. De plus, les travaux de modélisation effectués à ce jour montrent que les paramètres les plus intégrateurs, comme le volume total ruissellé, sont ceux permettant d'expliquer le mieux les charges de polluants évacuées vers le cours d'eau récepteur.

3.2 Études de base sur la caractérisation des eaux usées

Les spécialistes ayant travaillé sur la caractérisation des eaux usées en temps de pluie ont surtout tenté d'expliquer les phénomènes de l'effet de chasse ("first flush") et les différences dans la qualité des eaux usées de débordements du réseau unitaire ou de ruissellement urbain, en fonction du mode d'utilisation du sol ou du régime pluviométrique. Ces recherches permettent de mieux conceptualiser les phénomènes reliés à l'accumulation et au lessivage, mais surtout de développer certains modèles statistiques sur la prédiction des variations de la qualité des eaux usées. Comme nous l'avons montré plus haut dans ce texte, la tranposition de l'information d'un bassin de drainage à un autre est, à ce jour, jugée difficile compte tenu des objectifs à atteindre: représentation précise des variations réelles de la

qualité des eaux usées en temps de pluie (Huber, 1986). Depuis quelques années, peu de campagnes de caractérisation ont eu comme objectif unique de calibrer un modèle déterministe.

Les travaux de Geiger (Geiger, 1984) sur un bassin unitaire de la ville de Munich pour une longue période, de 1977 à 1981, ont permis de démystifier l'effet de première chasse. Celui-ci a démontré que certaines conditions hydrauliques particulières pouvaient favoriser un effet de chasse; mais qu'aucune évidence d'un effet de lessivage rapide des contaminants de surface n'existait. L'effet de chasse semble être observé lorsque le phénomène de ruissellement se produit immédiatement après une période diurne caractérisée par de faibles débits domestiques. Il est probable qu'en conditions de faibles débits, particulièrement la nuit, les vitesses minimales assurant le transport des contaminants ne sont pas atteintes. Dans ces conditions, des polluants peuvent s'accumuler en conduites. Une augmentation subite du débit, due au ruissellement, moins de trois heures après cette période de déposition entraînera rapidement au début de la pluie, une proportion des solides déposés. Ce lessivage correspondrait à la définition de l'effet de chasse. L'auteur (Geiger, 1984) précise qu'en d'autres conditions, sur des bassins de drainage de grandes dimensions, un quelconque effet de chasse au début de la période de ruissellement n'a pu être mis en évidence.

Les résultats obtenus sur des bassins de drainage québécois ne montrent pas des tendances différentes. Des campagnes successives, dirigées par Lessard (1981) et Galand (1983), sur le bassin de drainage Curotte-Papineau (C.U.M.) n'ont pas montré un constance de ce phénomène de première chasse.

Lessard (1981) a spécifié que l'effet de chasse existant sous certaines conditions, sans les identifier. L'étude plus complète de ces résultats (Lessard et Lavallée, 1984) a montré que peu d'épisodes de ruissellement avaient effectivement générées de fortes hausses des concentrations de polluants avant une augmentation rapide du débit. Ces épisodes particuliers correspondaient à des périodes de faibles débits domestiques précédant l'épisode de ruissellement.

Galand (1983) qui a mesuré les variations de qualité des eaux usées sur ce même bassin de drainage durant trente-six événements pluvieux, ne souligne pas l'effet de première chasse comme un phénomène commun à la totalité ou à un groupe restreint d'événements. La revue de littérature sur les phénomènes de pollution provenant du ruissellement urbain, effectuée par Hémain (1980) avait d'ailleurs montré que seuls les réseaux mal autocurés pouvaient être la cause systématique d'effet de première chasse.

Plusieurs auteurs ont également tenté de relier occupation du sol et régime pluviométrique aux variations observées de la qualité des eaux usées en temps de pluie. Ces travaux sont particulèrement importants pour appuyer les efforts de transposition des résultats obtenus sur un bassin de drainage vers un autre bassin non mesuré.

La campagne française de caractérisation du ruissellement urbain (Deustch et Hémain, 1984) a été planifié pour vérifier l'influence du régime pluviométrique sur les charges annuelles évacuées de bassins de drainage comparables. Les résultats examinés globalement (Hémain, 1983) ont montré

que pour une même lame annuelle ruissellée et malgré des différences significatives sur les intensités maximales observées pour chaque événement, la charge annuelle était non significativement différente entre les bassins comparés. Un des groupes de bassins situés dans la région parisienne et soumis à des précipitations fréquentes et en général d'assez faibles intensités maximales sur cinq minutes ($I_{max_5} \leq 15$ mm/h) était comparé à deux bassins de même occupation du sol (respectivement résidentiel pavillonnaire et résidentiel habitat collectif) localisé dans le sud de la France (Aix en Provence). Ces derniers bassins étaient surtout touchés par des pluies de forte intensité ($I_{max_5} \geq 15$ mm/h) et les périodes entre deux épisodes de ruissellement étaient plus longues.

De manière complémentaire, dans le cadre de la même campagne de caractérisation, Desbordes et Servat (1984), ont montré que la variable expliquant le mieux les différences observées de qualité des eaux de ruissellement, événement par événement, était l'intensité maximale moyenne sur cinq minutes (I_{max_5}). Spécifiquement pour les concentrations maximales de polluants, une analyse de régression (de type "stepwise") place I_{max_5} comme principale variable explicative.

Compte tenu de l'ensemble des variations observées par bassin de drainage et pour chaque événement pluvieux, il est plus difficile de définir les caractéristiques des eaux de drainage de surface ou de débordements du réseau unitaire que de spécifier les concentrations de polluants dans les eaux usées de temps sec. Palmgrem et Bennersted (1984) ont démontré que les concentrations maximales de polluants étaient de plusieurs fois supérieures

aux concentrations prévalant en temps sec pour des paramètres comme les métaux. Le contenu en matière organique (DBO_5, DCO et CO) semble cependant plus faible en concentrations que ce qui se trouve dans les eaux usées domestiques. Hvited Jacobsen (1984), en comparant les charges annuelles débordées en temps de pluie à un effluent de station d'épuration de type secondaire, a pu préciser que toujours pour les paramètres de matières en suspension et métaux, les charges débordées sont de deux à dix fois plus importantes que les charges résiduaires annuelles de l'effluent traité. Des problèmes reliés aux fortes charges de polluants débordées (Jacobsen, 1984) situent également les débordements de réseau unitaire comme un des sources les plus importantes de pollution d'origine urbaine lorsque les charges de temps sec sont traitées.

Pour les paramètres conventionnels (DBO_5, DCO, MES, azote et phosphore), Geiger (1984), après une étude de cinq ans sur un bassin de drainage de 540 ha de la ville de Munich, dont l'occupation du sol est résidentielle et commerciale, a présenté les concentrations moyennes observées en temps sec et en temps de pluie dans les réseaux unitaires (tableau 2). Les concentrations moyennes en DBO_5, DCO_1, TOC, N-Kjeldahl, phosphore sont le double en temps de sécheresse celles prévalant en temps de pluie, alors que pour un paramètre comme les MES les résultats sont comparables.

Seules des campagnes de longue durée sur plusieurs bassins de drainage permettent de vraiment comparer les valeurs obtenues en temps sec et en temps de pluie. Cependant, les études de Hémain (1983) et Geiger (1984)

Tableau 2: Concentrations moyennes de contaminants dans les eaux usées domestiques et les eaux usées en temps de pluie

Paramètre		Munich - Harlaching			Stuttgart Büsnau débit combiné (Krauth, 1979)
		débit temps sec	débit combiné		
		valeurs individuelles	valeurs individuelles	charge/* volume	
		moyenne	moyenne	moyenne	moyenne
TSS	(mg/l)	177	153	163	177
BOD_5	(mg/l)	199	102	89	114
COD	(mg/l)	443	275	274	88**
TOC	(mg/l)	113	51	48	-
NKJ	(mg/l)	45	21	22	19,4
PHO	(mg/l)	18	8,4	8,3	6,6

* sans dimension
** échantillons sédimentés

De: Geiger (1984)

montrent hors de tout doute qu'une charge très importante de pollution provient du lessivage de rues et de l'entrainement de dépôts en conduites.

3.3 Variations de la qualité du milieu récepteur

Peu d'études "in situ" des détériorations du milieu récepteur, causées par les surverses en temps de pluie, ont été réalisées. Telle que présentée dans la problématique introduisant ce document, la compréhension erronnée du phénomène de pollution applicable à une source diffuse peut expliquer le peu d'études sur le sujet.

Dans un premier temps, les auteurs (Desbordes et Ribstein, 1978; Pitt and Field, 1977) ont décrit les problèmes de qualité des cours d'eau susceptibles de se produire compte tenu du type de contaminants présents dans les eaux usées de ruissellement urbain. Desbordes et Ribstein (1978) présentent les contaminants susceptibles d'être problématiques en les regroupant en cinq classes: matières en suspension, matière organique, nutriments, métaux lourds et contamination bactériologique. Ils exposent succintement les conséquences d'un déversement massif de ces produits en décrivant les voies d'utilisation de ces contaminants (adsorbtion, transformation par les organismes végétaux et accumulation par les organismes supérieurs). Tout en ajoutant les détériorations observables par les citoyens. Les mêmes auteurs présentent aussi la gamme des concentrations et charges rejetées vers le milieu récepteur selon plusieurs études américaines. Cet exercice ne visait qu'à hiérarchiser les problèmes potentiels selon le type de contaminant étudié.

Durant les années soixante-dix, on tenta de caractériser l'impact des débordements de réseau unitaire en comparant les charges annuelles débordées aux charges brutes de temps sec et aux charges résiduaires déversées après traitement secondaire (Characklis et al. 1979). Les auteurs identifient les charges organiques, les métaux lourds et les nutriments comme étant contraignants pour l'équilibre du milieu. De plus, ceux-ci expliquent que pour plusieurs milieux, la seule charge véhiculée par les débordements de réseau unitaire est susceptible de maintenir un état de détérioration du milieu même après traitement secondaire de toutes les sources ponctuelles. Cette évaluation a d'ailleurs été soutenue par plusieurs auteurs: Lager et al. (1977); Field et Turkeltaub (1981); Beck (1981).

En 1980, une étude de la qualité des eaux de la rivière St-Charles (Lavallée et Bernier, 1980) a montré que malgré l'interception des eaux usées domestiques et industrielles, la qualité de l'eau variait beaucoup en temps de pluie. La turbidité, les concentrations de nutriments et la contamination bactériologique augmentaient dans les 30 minutes suivant le début de la pluie et que le retour aux conditions initiales était lent, jusqu'à 72 heures après la fin de la période de débordement pour certains paramètres. La rivière St-Charles était d'ailleurs réputée pour être extrêmement polluée malgré le fait que l'interception des eaux usées de temps sec eut été complétée au moment de cette étude, depuis près de 8 ans. Les auteurs soulignent que l'explication des fortes concentrations de contaminants dans les eaux de la rivière ne semble pas être la remise en suspension de sédiments de fond mais plutôt un apport intermittent par les débordements de réseau unitaire. Ils recommandaient une étude intégrée comprenant la

caractérisation des charges débordée et l'évolution de la qualité du milieu récepteur.

Wilber et Hunter (1979) ont ajouté un élément, moins développé dans les recherches contemporaines sur les impacts de la pollution diffuse urbaine, en traitant de l'accumulation de contaminants dans des zones situées à proximité des sites de débordements. En étudiant le cas d'une municipalité de dimension moyenne pour le Québec, environ 25 000 personnes, et dans laquelle la majorité des sites de débordements du réseau unitaire se trouvaient sur une rivière non exposée à d'autres sources de pollution, ils ont résumé les taux d'accumulation de métaux lourds dans les sédiments de la rivière. Les apports de temps sec étant exclus de la branche étudiée du cours d'eau, les écarts observés entre l'amont du cours d'eau et des sites expérimentaux situés en aval des points de débordements du réseau unitaire pouvaient s'expliquer par les charges de contaminants évacuées en temps de pluie. Les taux mesurés d'enrichissement de métaux dans les sédiments varient de 6.2, ce qui correspond à 620 % d'augmentation, pour le plomb à 2,8 pour le nickel. Certaines zones privilégiées d'accumulation montraient des augmentations plus fortes de contenu des sédiments en métaux lourds. Les mêmes auteurs, après une évaluation de la granulométrie des sédiments retrouvés aux sites expérimentaux distribués longitudinalement et latéralement dans la rivière Saddle, concluent que les grosses particules (250-420µm de diamètre) contenant une forte proportion de métaux lourds peuvent être une bonne représentation des impacts de la pollution diffuse urbaine compte tenu de leur proportion à s'accumuler à long terme dans une même zone de sédimenta-

tion Wilber et Hunter (1979), présentaient la notion d'impact persistant des sources de pollution diffuse par l'accumulation de métaux lourds.

Impact mesuré des polluants conventionnels

Hvited-Jacobsen (1986) a fait le point sur les interrelations milieu récepteur-débordements de réseau unitaire pour les polluants conventionnels. Il a surtout travaillé sur les problèmes d'eutrophisation et de minéralisation de la matière organique. Sur ce dernier point, l'auteur mentionne deux types d'impact se traduisant par une baisse d'oxygène dissous dans le cours d'eau. Il peut exister une demande instantanée en oxygène par la dégradation de la matière organique présente dans la masse d'eau (Hvited-Jacobsen, 1982). Celui-ci a évalué que le taux de désoxygénation dans la masse d'eau était de l'ordre de 0,2 à 0,4 d^{-1} (20 à 40% par jour). Ce qui peut être considéré très élevé et critique dans le cas de petits cours d'eau caractérisés par des écoulements lents. Dans les jours suivants la pluie, la demande benthique en oxygène affecte significativement la quantité d'oxygène dissous dans l'eau en retardant le retour aux conditions initiales (Hivted-Jacobsen and Harremoes, 1982). Hvited-Jacobsen (1986) présente les travaux de Meinholz (1980) et insiste sur l'effet de l'affouillement et de la remise en suspension des sédiments sur l'augmentation radicale de la consommation en oxygène dissous. Selon Meinholz (1980) la consommation pouvant augmenter par des facteurs variant de 190 à 990 entre des sédiments non déplacés mais assez contaminés (1,4 à 2,1 $g.m.^{-2}.d^{-1}$) et les mêmes sédiments remis en suspension. Les valeurs maximale étant alors de 1370 $g\ m^{-2}.d^{-1}$. Le choc hydraulique des débordements en temps de pluie pourrait

être la cause de cette remise en suspension des sédiments et se traduire par des augmentations aussi radicales que celles obtenues expérimentalement par Meinholz (1980).

Dans les impacts des polluants conventionnels, il faut aussi noter les problèmes d'eutrophisation reliés aux apports nutritifs des débordements. L'impact de ce type de déversement se limite, selon Hvited-Jacobsen (1986) et Jacobsen et Nyholm (1986), aux plans d'eau caractérisés par de grands temps de rétention (lacs, estuaires). De plus, il ne faudrait pas chercher un impact instantané mais plutôt un effet à long terme par l'enrichissement des sédiments de fonds.

Plusieurs auteurs ont souligné les contraintes environnementales causées par la contamination bactériologique en temps de pluie (Lavallée et Bernier, 1980; Murphy et al., 1980; Characklis et al, 1979). Les niveaux observés de contamination sont très élevés et toujours très significativement différents des niveaux enregistrés en temps sec, particulièrement dans les cas où la totalité des eaux usées domestiques sont traitées et désinfectées. Shillinger and Gannon (1985) ont réalisé des études intéressantes sur l'adsorbtion aux matières en suspension de divers types de bactéries. Dans l'évaluation du risque de contamination batériologique, ils ajoutent que les bactéries coliformes d'origine fécale semblent moins s'absorber aux particules que ne le font les autres bactéries d'origine entérique, y compris les pathogènes. Les auteurs en déduisent que la survie des pathogènes pourrait être prolongée, par rapport aux bactéries coliformes d'origine fécale, parce que les sédiments riches en matières nutritives les protègent de l'action

bactéricide du rayonnement ultra-violet. Si les sédiments sont remis en suspension, la masse d'eau serait de nouveau contaminée même si peu de bactéries coliformes d'origine fécale sont dénombrées.

Toxicité du milieu récepteur

Ce champ d'expertise étant relativement nouveau, peu de travaux sur la toxicité des eaux du milieu récepteur générée par les débordements de réseau unitaire ont eu lieu. Suite à la recherche bibliographique que nous avons réalisée, aucune étude "in situ" n'aurait étudiée les relations entre la toxicité d'un milieu et la qualité des eaux de ruissellement urbain. Sans avoir étudié la propagation réelle dans le milieu récepteur des contaminants, provenant du ruissellement urbain, Marsalek (1986) a caractérisé les eaux de ruissellement en fonction de certaines substances polluantes prioritaires pour la protection des Grands Lacs. Les substances suivantes avaient été classées prioritaires par "International joint comittee for Great Lakes protection (IJC.)": métaux lourds, Biphenyl Polychlorés (BPC), pesticides organe chlorés et toxiques organiques d'origine industrielle comme les hydrocarbures polyaromatiques (HPA). Selon les résultats obtenus par Marsalek (1986) les métaux lourds en particulier le plomb et le zinc, le BPC et les HPA sont des substances pour lesquelles les critères de qualité à l'effluent fixé par IJC sont dépassés. Les prévisions d'impact sur le milieu récepteur doivent donc se faire à partir de l'évaluation des conséquences présumées de la présence de substances toxiques dans un milieu donné et de l'adéquation entre ces substances réputées critiques et les charges débordées en temps de pluie de contaminants de même nature.

4. MÉTHODOLOGIE EXPÉRIMENTALE

4.1 Révision théorique de la caractérisation des eaux usées de débordement et de l'impact des charges débordées

La conception des ouvrages d'assainissement doit tenir compte des variations instantanées et prolongées de la caractérisation des eaux usées. Il faut définir avec précision la nature et le détail de l'information requise pour concevoir ces ouvrages, ou justifier la réalisation de certains ouvrages spécifiques au contrôle des débordements de réseau unitaire. Car les détails requis pour modéliser les processus d'accumulation ou de lessivage des polluants sont différents de ceux requis pour évaluer les impacts des débordements sur le milieu récepteur.

Par exemple, les spécialistes de la modélisation hydrologique ou de la simulation des variations de la qualité des eaux usées en temps de pluie (Hémain, 1986; James and Boregowda, 1986), s'entendent pour réclamer des campagnes de caractérisation spécifiques à chaque bassin de drainage. Ces données sont requises pour établir une représentation statistique des taux d'accumulation (build-up) et de lessivage (wash-off). Des modèles empiriques pourront se développer à partir de ces premiers modèles statistiques (Huber, 1986). Compte tenu du niveau actuel des connaissances en ce domaine, il semble requis de procéder par bassin de drainage. Dans le cas de la démonstration des impacts et de la conception des ouvrages d'assainissement, il faut mettre en évidence les facteurs communs et ressemblances d'un événement sur l'autre, et applicables à plus d'un bassin de drainage.

Ces éléments doivent être structurés pour mieux décrire les objectifs spécifiques de notre étude et justifier notre méthodologie expérimentale.

4.1.1 Identification des variables de décision

La gestion des eaux usées en temps de pluie, implique de connaître les écarts prévisibles de certaines variables et paramètres. Il faut augmenter nos connaissances pour les éléments suivants:

- variations de la qualité des eaux usées en temps de pluie;
- synchronisme des hydrogrammes et des pollutogrammes;
- niveaux minimum, moyen, maximum des concentrations de polluants;
- concentrations moyennes en comparaison des niveaux de pollution en temps sec, immédiatement avant et après la pluie;
- influence de l'occupation du sol sur les niveaux moyens et maximum des polluants;
- corrélation entre les concentrations de polluants et avec des variables indépendantes comme Imax, le volume ruisselé, ou le débit maximum;
- description des impact sur le milieu récepteur;
- niveaux maximum de pollution dans la rivière;
- durée de la détérioration avant un retour aux conditions prévalant;
- importance des phénomènes d'accumulation et de diffusion.

Dans le cas de ces variables, un ajustement de nos connaissances sur les tendances des écarts applicables à celles-ci peut être d'un meilleur

service qu'une recherche des détails distinguant chaque événement. Pour certaines de ces variables, nous pouvons modéliser conceptuellement les relations existant pour plusieurs événements et plusieurs bassins de drainage. Cela nous permet de mieux établir la nature et l'ampleur probable des débordements.

4.1.2 Variations de la qualité des eaux usées

Synchronisme des hydrogrammes et pollutogrammes

Les effets de chasse en début de pluie ont été décrits comme des phénomènes limités (Geiger, 1984). Il est logique de considérer ce problème à partir d'une certaine compréhension des phénomènes d'accumulation et de lessivage des polluants sur les surfaces de rues.

Les polluants s'accumulant dans les réseaux ou en surfaces de rues doivent être d'une certaine densité pour ne pas être entraînés par les débits de pointe de temps sec ou par le vent. De manière générale, les débits ruissellés les plus importants devraient transporter les charges les plus grandes. Il nous apparait plus logique de croire que les pollutogrammes sont généralement synchronisés avec les hydrogrammes. Seulement une non-disponibilité du matériel contamiannt: trop faible accumulation entre deux épisodes de ruissellement, pourraient expliquer une absence de synchronisme, tel que décrit précédemment. Les travaux de Servat (1984), Novotny et al. (1985) et Hémain (1983), supposent que l'accumulation entre deux épisodes de ruissellement est généralement rapide et efficace. Le réservoir

de contaminants n'étant pas vidé à chaque événement, cette proposition est d'autant plus acceptable.

Dans le cas de grands bassins de drainage, ce principe est plus facilement acrédité puisque les phénomènes locaux particuliers: accumulation dans les conduites secondaires, influence d'un chantier de construction, ect..., sont équilibrés par la dimension du bassin drainé. Nos mesures sont effectuées sur de grands ensembles, puisque c'est l'influence de toute une ville ou d'une partie importante de celle-ci qui sera significative pour le milieu récepteur. Les bassins de drainage d'une agglomération ont une dimension toujours assez grande, et la mesure sur des petits bassins expérimentaux amplifient des variations locales. Ces variations ne contribuent pas à la mise en évidence des phénomènes de pollution à l'échelle de tout un territoire municipal.

Influence de l'occupation du sol

Si les phénomènes de pollution sont reliés directement à l'accumulation des polluants en surface, nous devons considérer que les charges débordées peuvent être différentes d'un bassin de drainage à un autre. Les activités pratiquées sur les bassins: circulation automobile, pratiques commerciales, production industrielle, pourraient changer la nature et l'amplitude des charges débordées. Les travaux de Novotny et al. (1985) et de Hémain (1983) montrent des différences entre certains bassins selon les occupations du sol particulières des bassins. Entre des bassins résidentiels de haute et de basse densité d'occupation pour Hémain (1983); et en fonction de la présence

d'autoroutes pour Novotny et al. (1985). Nous ne pouvons présumer de l'influence de l'occupation du sol dans le cadre des connaissances actuelles. Nos résultats devront évaluer les différences dans les charges débordées pour de grands bassins de drainage. Ces bassins pouvant être prioritairement caractérisés par des activités résidentielles, commerciales, ou industrielles particulières à chacun d'eux.

4.1.3 Impacts sur le milieu récepteur

Importance des phénomènes d'accumulation et de diffusion

Dans le cadre du Programme d'Assainissement des eaux du Gouvernement du Québec, la localisation des émissaires de stations d'épuration est devenue une préoccupation des gestionnaires de ce programme. La charge résiduelle après traitement pouvait être suffisante pour nuire à certaines composantes du milieu récepteur. La faible dispersion latérale des eaux usées lorsque ces eaux usées se propageaient le long de la berge pouvait expliquer les débris préférentiellement rassemblés près de la ligne de rivage. C'est ce phénomène que nous avions observé lors d'essais réalisés sur la rivière Saint-Charles en 1980 et 1981 (Lavallée et Bernier, 1980; Nanini, 1981).

Les émissaires de débordement ne sont pas localisés de manière à favoriser la diffusion des charges débordées. Ces émissaires sont souvent localisés sans attention particulière, toujours directement dans la ligne de rivage, souvent dans de faibles hauteurs d'eau, lorsque cela n'est pas directement dans un fossé à ciel ouvert. Dans ces conditions, les charges

débordées se dispersent dans des zones de faibles vitesses, près des rives. Ces secteurs de dispersion sont souvent de faibles profondeurs, ce qui favorise la sédimentation du matériel débordé.

Nous croyons que cela est une erreur de rechercher la trace de l'influence des débordements de réseau unitaire sur toute la longueur ou sur l'intégration de la largeur d'un cours d'eau. L'hypothèse d'un mélange complet des eaux usées débordées dans le milieu récepteur ne s'applique pas dans ces conditions. Il faut déteminer l'impact aigu des débordements de réseau unitaire à proximité des émissaires de débordement. De plus, il faut vérifier la probable accumulation de contaminants à quelques centaines de mètres des sites de débordement.

Durée de la détérioration

La probable accumulation d'une partie des contaminants à proximité ou non des sites de rejet favorisera la présence continue de sédiments contaminés dans le cours d'eau. Les sédiments peuvent être la cause d'une détérioration continue de la qualité de l'eau du cours d'eau (Lavallée, 1980; Couillard et Lavallée, 1980). Le relargage de métaux lourds ou de Phosphore est toujours possible si des conditions réductrices se développent. Ces conditions pouvant être la conséquence d'une baisse de la concentration d'oxygène dissous dans l'eau.

Ajoutons que si la contamination de l'eau peut être soutenue par les sédiments intoxiqués, la demande en oxygène des sédiments (DOS) peut aussi

être la cause de nuisances par le développement d'odeurs caractéristiques. Ces derniers phénomènes vont se produire après la période de débordement, ce qui peut allonger la période de détérioration jusqu'en temps sec. L'équilibre biologique du milieu peut être perturbé et les espèces colonisant un milieu propre avant débordement, ne pas retrouver un état d'équilibre. Les organismes colonisant un milieu contaminé n'étant pas les mêmes que ceux caractérisant un milieu autrement sain.

Ces constatations et hypothèses tendent à conclure que les effets des débordements peuvent durer longtemps et que l'accumulation de contaminants doit être supposée assez contraignante. Des évaluations de la nature et de la contamination des sédiments peuvent démontrer l'influence prolongée des débordements.

Compte tenu de la durée potentiellement prolongée de certaines conséquences négatives des débordements, il est possible que les impacts des événements fréquents soient plus contraignants que dans le cas d'un événement majeur mais exceptionnel de par sa très faible fréquence. L'impact instantané d'événements fréquents peut aussi être contraignant si les charges débordées sont fortes et mal diffusées dans le cours d'eau.

4.1.4 Campagnes simultanées en réseaux et en rivière

Pour contrôler le plus de variables simultanément et afin de posséder les données sur les interrelations entre des charges débordées et l'impact

conséquent sur le milieu récepteur, nous avons développé une campagne d'échantillonnage dont la principale particularité est de procéder simultanément, durant plusieurs épisodes pluvieux, à une caractérisation des eaux usées en temps de pluie sur plusieurs bassins de drainage différents et à une mesure de l'évolution spatio-temporelle de la qualité de l'eau de la rivière recevant ces débordements de réseau unitaire.

4.2 Territoire étudié

Le territoire drainé par le réseau unitaire de la ville de Québec et se déversant en temps de pluie à la rivière St-Charles, couvre une superficie de 13,8 km^2 (figure 4). Le pourcentage moyen d'imperméabilité est de 65 %. L'occupation du sol est majoritairement de type résidentiel. Le territoire est densément peuplé; la population se chiffrant à un peu plus de 100 000 personnes. L'interception des eaux usées de temps sec est complétée depuis 1972.

La rivière St-Charles s'écoule au centre de ce territoire urbanisé. Plus spécifiquement, les cinq derniers kilomètres de la rivière sont le site de déversement des eaux usées en temps de pluie provenant du territoire de la ville de Québec. L'influence possible d'autres sources potentielles de détérioration a été vérifiée de manière à s'assurer quel seuls des apports en temps de pluie étaient susceptibles d'affecter la qualité du plan d'eau expérimental. La rivière à une largeur moyenne de 75 mètres et une profondeur variant entre deux et cinq mètres. Les berges de la rivière sont artificialisées par la présence de deux murs de béton ou d'empierrement rocheux depuis le site du premier débordement jusqu'à son embouchure. Un barrage

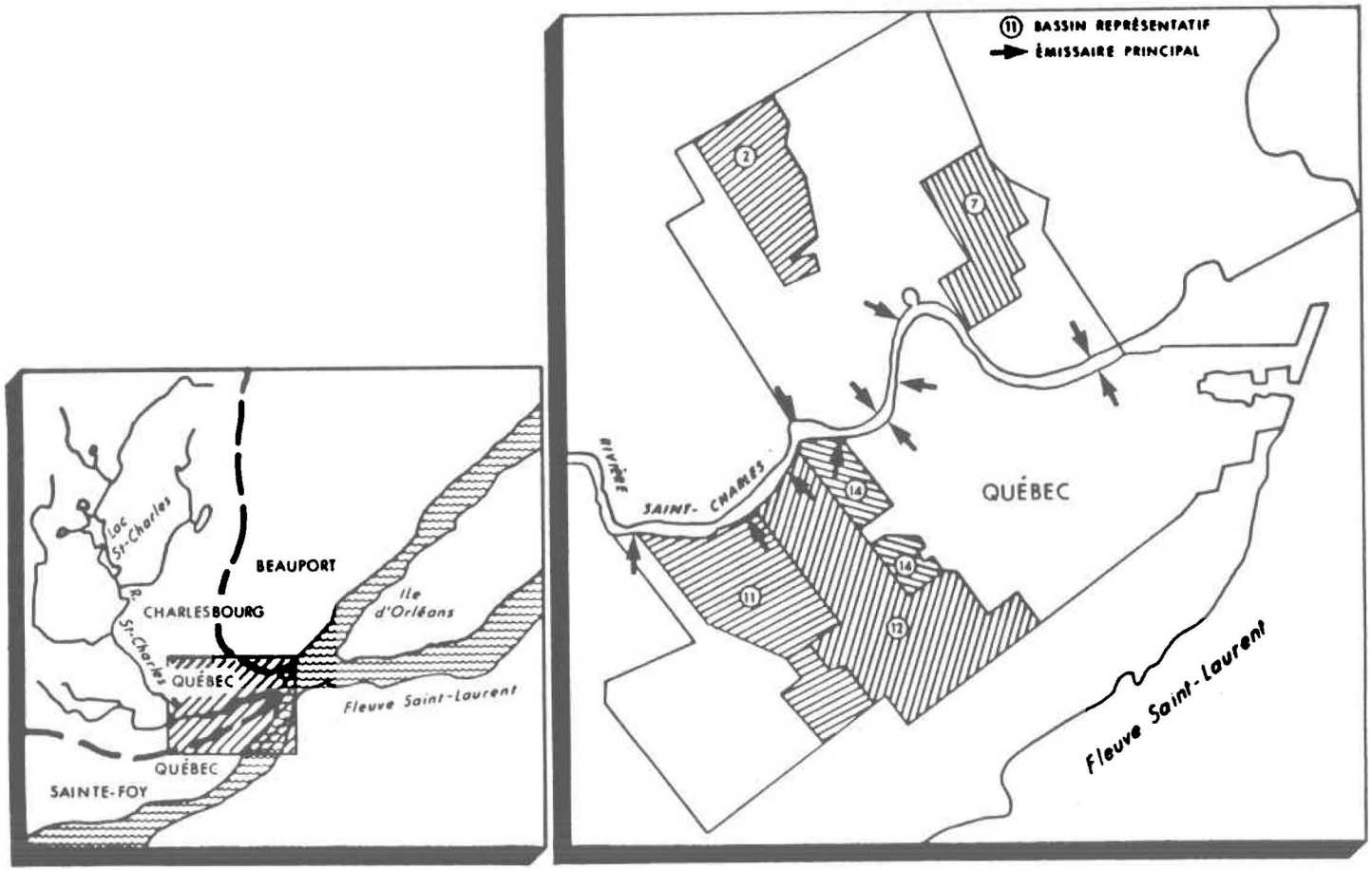


Figure 4 : Localisation du secteur étudié

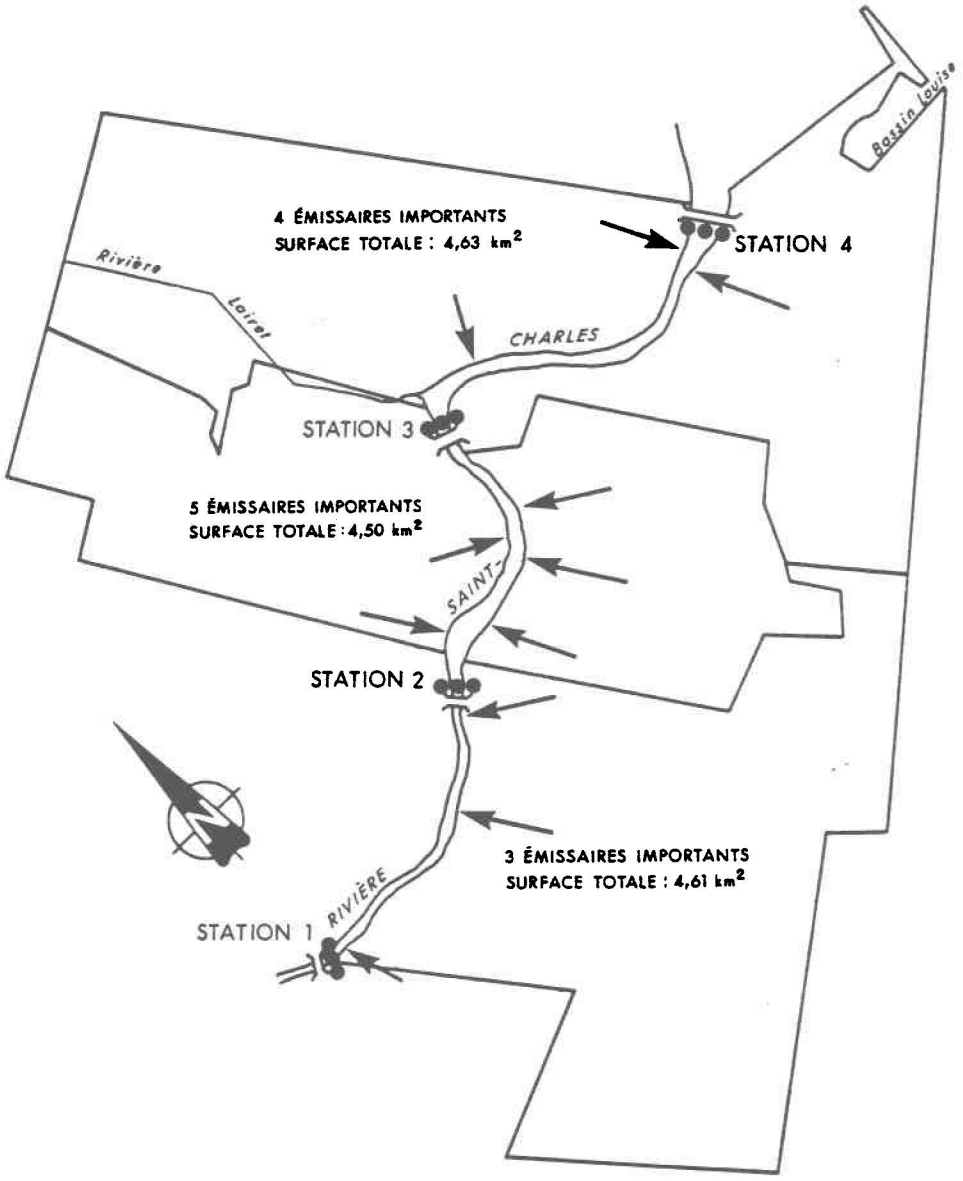


FIGURE 4a LOCALISATION DES STATIONS DE MESURES EN RIVIÈRE DISTRIBUÉES DANS 3 ZONES PRINCIPALES DE DÉVERSEMENTS

assure la stabilité du niveau d'eau et rend négigeable l'effet des variations de la marée fluctuant dans le fleuve Saint-laurent. Le débit moyen annuel est de 8,1 m^3/sec. En période estivale, le débit varie entre 3,0 et 4,5 m^3/sec. La vitesse d'écoulement est faible et n'excède qu'en peu d'endroits 0,02 m/sec. La granulométrie des sédiments de fond (couche superficielle) est très variable longitudinalement dû à la provenance des charges en solides. Les sédiments les plus grossiers se retrouvent en amont et les plus fins, près du barrage.

4.3 Sélection des bassins de drainage étudiés

Cinq bassins pouvant représenter, dans l'ensemble, les différentes caractéristiques du territoire étudié ont été sélectionnés comme bassins représentatifs (figure 5). La sélection de ces bassins a été faite à l'aide des critères suivants: l'utilisation du sol, la superficie, le temps de concentration, le pourcentage d'imperméabilité et les contraintes techniques d'échantillonnage. Les caractéristiques des bassins représentatifs sont données au tableau 3.

a) Utilisation du sol

Il faut avoir une certaine représentativité de tous les secteurs de la ville, tant au niveau occupationnel (résidentiel, industriel, etc.) qu'au niveau social, géographique et physique.

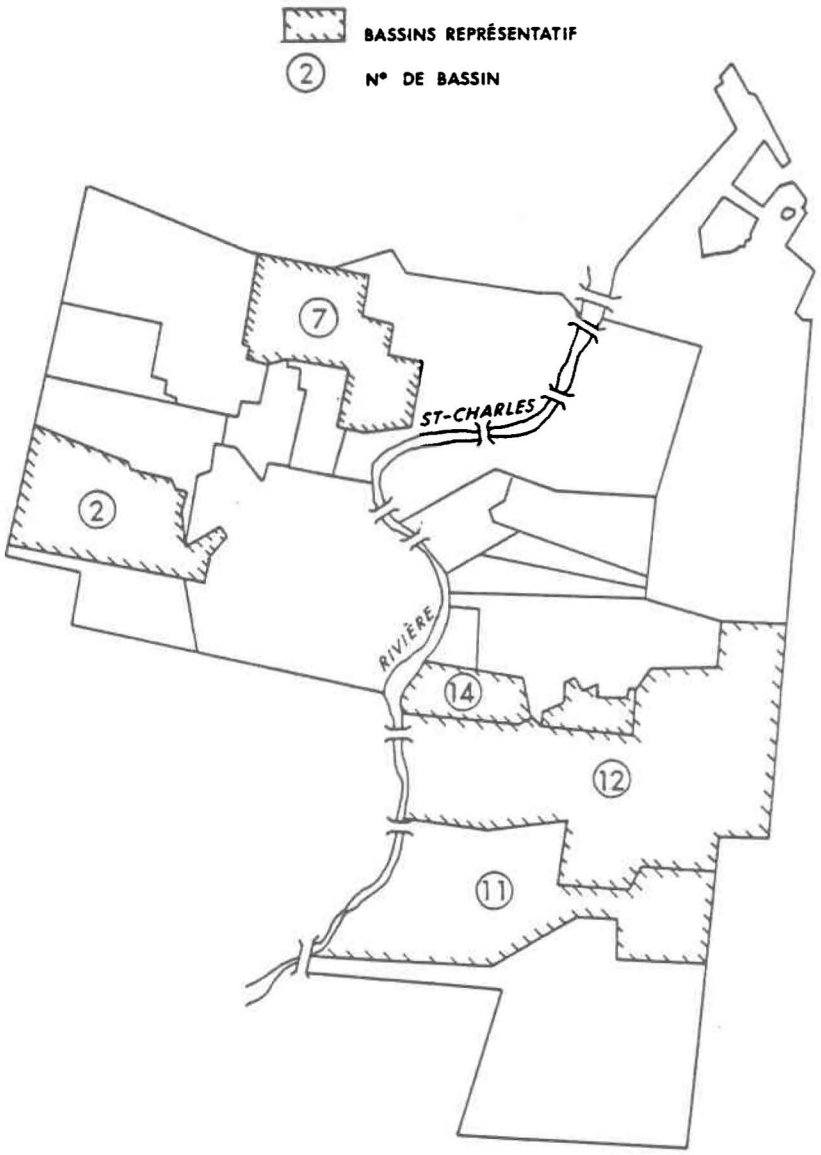


FIGURE 5 : LOCALISATION DES BASSINS REPRÉSENTATIFS SUR LE TERRITOIRE

Tableau 3: Description des bassins étudiés.

Bassin (numéro*)	1	Utilisation du sol (%)					Superficie (km^2)	7 (min)
	(%)	2	3	4	5	6		
2	62	10	60	23	3	4	0,70	20
7	86	12	77	2	--	9	0,61	25
11	44	10	27	3	48	12	1,02	40
12	53	12	53	12	3	21	1,81	25
14	69	29	52	8	--	11	0,32	12

1- Imperméabilité
2- Institutionnelle (hôpitaux, écoles, etc.)
3- Résidentielle
4- Commerciale
5- Industrielle
6- Espaces verts
7- Temps de concentration
* Identification utilisée lors de l'étude

b) Superficie

Elle doit permettre d'obtenir un volume de ruissellement intéressant si l'on désire effectuer un échantillonnage valable.

c) Temps de concentration

Le temps de concentration doit être suffisamment long pour bien représenter un phénomène général et non pas un écoulement spécifique non reproductible.

d) Pourcentage d'imperméabilisation

Au même titre que l'occupation du sol, ce paramètre est un très bon indice de l'urbanisation; à ce titre, nous devons sélectionner des bassins de divers pourcentages d'imperméabilité.

e) Contraintes techniques

Des points d'échantillonnage représentatifs doivent être accessibles.

Des bassins, dont la dimension est caractéristique des réseaux urbanisés, et se distinguant les uns les autres par les caractéristiques ci-haut mentionnés ont été échantillonés pour: i) vérifier les différences de qualité des eaux usées de débordement et ii) permettre de représenter, par

transposition de l'information, la totalité des charges débordées en précisant leurs natures et les qualités débordées.

4.4 Méthodologie d'échantillonnage

Cette méthodologie expérimentale a déjà été décrite succinctement dans Lessard et Lavallée (1985) et Lavallée et Lessard (1984). L'annexe 1 fournit une description détaillée du devis d'étude et de la méthodologie d'échantillonnage. Les sections qui suivent expliquent les éléments les plus importants de l'étude des impacts associés aux débordements de réseau unitaire.

4.4.1 Réseaux

Le tableau 4 résume les campagnes de caractérisation en réseaux et en rivières réalisées dans le cadre de la description des impacts sur le milieu récepteur des débordements de réseau unitaire. On peut remarquer le synchronisme des campagnes de caractérisation de cinq bassins de drainage, identifiés par les numéros 2, 7, 11, 12, et 14, avec la campagne de caractérisation de la rivière aux stations 1 à 4. Ces campagnes ont eu lieu durant l'été 1982, soit du 1er juin au 1er septembre. Le taux de succès est une indication du nombre d'événements mesurés par rapport au nombre total des épisodes de débordements s'étant produit durant la période de mobilisation.

Toujours en 1982, des campagnes de mesures de la qualité des sédiments, sur toute la section de la rivière (SÉDIMENTS LA) et à proximité des émis-

Tableau 4: Synthèse des campagnes de caractérisation.

ANNÉE	SITES	DURÉE	SYNCHRONISME	SUCCÈS
1982	RÉSEAU # 2	1 juin - 1 sept	RIV - RÉS	10/17
	RÉSEAU # 7	1 juin - 1 sept	RIV - RÉS	10/17
	RÉSEAU #11	1 juin - 1 sept	RIV - RÉS	10/17
	RÉSEAU #12	1 juin - 1 sept	RIV - RÉS	10/17
	RÉSEAU #14	1 juin - 1 sept	RIV - RÉS	10/17
1982	RIVIÈRE #1	1 juin - 1 sept	RIV - RÉS	10/17
	RIVIÈRE #2	1 juin - 1 sept	RIV - RÉS	10/17
	RIVIÈRE #3	1 juin - 1 sept	RIV - RÉS	10/17
	RIVIÈRE #4	1 juin - 1 sept	RIV - RÉS	10/17
1982	SÉDIMENTS LA	juillet/août	N/A	3/3
	SÉDIMENTS LO	août	N/A	2/2
1982	DIFFUSION	août	N/A	3/3
1984	RÉSEAU #3	1 juin - 1 oct	N/A	7/10

saires (SÉDIMENTS LO), ont été réalisées. Sans être directement synchronisées avec les campagnes "Rivière" et "Réseau", ces activités ont eu lieu durant la même séquence temporelle. Mêmes commentaires pour les mesures de la dispersion et de la diffusion en milieu récepteur des eaux usées débordées.

La seule série de résultats intégrée à ce travail, mais n'ayant pas été obtenues simultanément, est la campagne complémentaire en réseau, sur le bassin numéro 3; campagne réalisée en 1984.

Tel que montré au tableau 4, les cinq bassins jugés représentatifs ont été échantillonnés au cours de l'été 1982. L'échantillonnage des eaux de réseau unitaire en temps de pluie a été effectué manuellement à l'aide de godets pivotants fixés sur des tiges de métal (voir annexe 1). Ce type d'échantillonnage a été préféré à un échantillonnage à l'aide d'appareils automatiques pour des raisons de fiabilité, de coûts et de courts délais de mise en place et d'opération. Le débit dans le réseau a été mesuré par la méthode de dilution chimique, à l'aide d'un traceur, la rhodamine WT.

Une contrainte de l'échantillonnage manuel est la prévision des événements pluvieux. Une entente a été prise avec Environnement Canada (section météorologie) pour que les responsables des prévisions météorologiques à la station de l'aéroport de Sainte-Foy nous avertissent deux heures avant toute précipitation. Ce laps de temps permettait de mobiliser le personnel technique, soit une douzaine de personnes, de mettre en place les équipements pour l'échantillonnage, et de débuter celui-ci avant le début de la

pluie. Les prévisions RADAR étaient utilisées pour sélectionner les évènements à échantillonner. En suivant les précipitations et leurs évolutions, dans un territoire de 150 à 200 kilomètres autour de la région de la ville de Québec, les météorologues pouvaient nous fournir des indications sur l'heure de début de la pluie, la hauteur d'eau prévisible par classes: 0-5 mm, 5-10 mm, 10-15 mm, 15 mm et +, et l'intensité en catégories: faible ($Imax_5$ = 0,5 mm/h), modérée (5 à 15 mm/h), forte (15 à 25 mm/h) et très forte (25 mm/h et +).

Ces prévisions étaient préliminaires 2 heures avant la pluie et se précisaient au fur et à mesure de l'approche de la précipitation. Si lors de la prévision préliminaire, la pluie annoncée avait une des deux caractéristiques suivantes: hauteur totale $\geq$ 5 mm et intensité $\geq$ 5 mm/h; les équipes de prélèvement étaient mobilisées. L'inexactitude de ces prévisions a généré d'une part de fausses mobilisations et d'autre part, l'exclusion d'événement pluvieux répondant aux critères. Le tableau 5 montre la succession des événements pluvieux s'étant produits de juin 82 à septembre 82.

Notre objectif était de mesurer le plus d'événements possibles durant la saison de mesures. Aucun objectif n'exigeait la poursuite de la campagne sur une année par exemple. Nous avions considéré, tel qu'inscrit au devis d'étude (annexe 1), que dix événements représentaient un nombre minimal d'épisodes pour porter des jugements étayés. Nous visions également de mesurer une succession d'épisodes de débordement. Des contraintes logistiques ont pu nous nuire dans l'atteinte de nos quotas de mesures. Nous croyons que cela n'a pas nuit à l'élaboration de conclusions scientifiques

Tableau 5: Caractéristiques des événements pluvieux

Événement	Date (1982)	Pluviomètre 1 A			Pluviomètre 2 B		
		1	2	3	1	2	3
1	16 juin	40,7	7,6	20,7	43,0	7,5	21,5
2	21 juin	5,3	5,0	3,2	4,6	5,0	2,7
3	22 juin	4,2	1,3	10,7	6,8	1,8	10,7
4	29 juin	14,9	2,7	15,3	15,3	2,7	47,3
5	29 juin	6,1	1,3	21,8	4,2	1,0	22,2
6	7 juillet	11,2	0,5	45,5	6,9	0,5	42,3
7	28 juillet	46,8	15,0	36,9	48,3	15,5	32,8
8	23 août	10,7	6,0	5,9	10,9	6,0	3,8
9	25 août	22,9	9,0	6,1	24,9	9,0	8,0

1- Précipitation (mm)

2- Durée de l'événement pluvieux (h)

3- Intensité maximale sur cinq minutes, $Imax_5$ (mm/h)

dans le respect de nos objectifs, tels qu'identifiés à la section 4.1. Neuf événements pluvieux ont donc été échantillonnés entre le 1er juin et le 27 août 1982. Deux pluviomètres-jaugeurs ont été installés sur le territoire. Certaines différences significatives au niveau des précipitations ayant été observées, un troisième pluviographe a dû être installé, en fin d'étude (figure 6). Les différentes caractéristiques pluviographes pour chaque événement, tel qu'enregistrées par les deux premiers pluviographes, sont montrées au tableau 5.

L'étude des résultats du tableau 5 montre des différences entre les valeurs mesurées de Imax 5 à un pluviographe par rapport à l'autre. Ces différences dépassent 20% pour seulement deux événements. Pour ces événements hétérogènes, la hauteur totale tombée (h_t) a pu être la même comme cela fût le cas pour la pluie du 29 juin. Afin de vérifier si une hétérogénéité spatiale des précipitations pouvait exister de manière continue à cause des différences topographiques à l'intérieur du territoire étudié, nous avons observé ponctuellement durant 3 événements que les résultats d'un troisième pluviographe ne divergeaient pas plus par rapport aux observations des deux premiers. Cette vérification plus empirique que statistique compte tenu du faible nombre d'événements pluvieux comparés, nous a permis de conserver l'hypothèse d'une relative homogénéité spatiale des précipitations sur la ville de Québec et sa région, particulièrement pour les événements fréquents, non orageux.

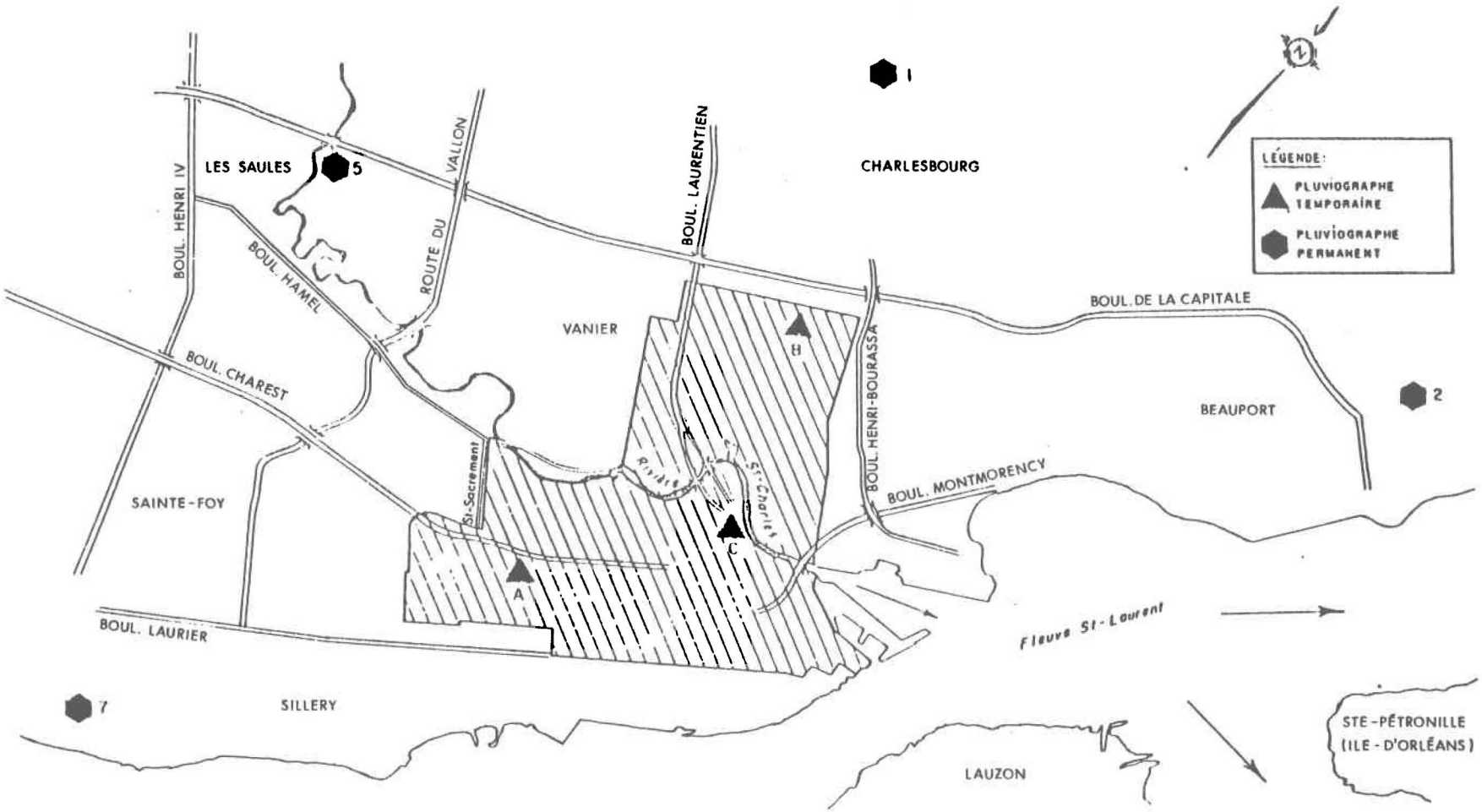


FIGURE 6 : LOCALISATION DES PLUVIOGRAPHES

Fréquence et nombre de prélèvements

Débutant 30 minutes avant le début de la pluie, les prélèvements se faisaient, en moyenne, aux cinq minutes à partir du début de la période de ruissellement. Cette fréquence était modifiée après qu'une décroissance du débit soit remarquée sur une période égale à 0,5 fois le temps de concentration. La fréquence était ramenée à cinq minutes si le débit augmentait de nouveau.

Pour chaque pluie, un total approximatif de quarante échantillons étaient récoltés et une quinzaine étaient conservés pour analyse; les critères de choix étant la position temporelle de l'échantillon en fonction de l'hydrogramme, et l'apparence physique de l'échantillon (pollutogramme visuel). Les paramètres analysés étaient: les matières en suspension (MES), la demande chimique en oxygène (DCO), le phosphore (P), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le plomb (Pb) et les bactéries coliformes d'origine fécale.

4.4.2 Milieu récepteur

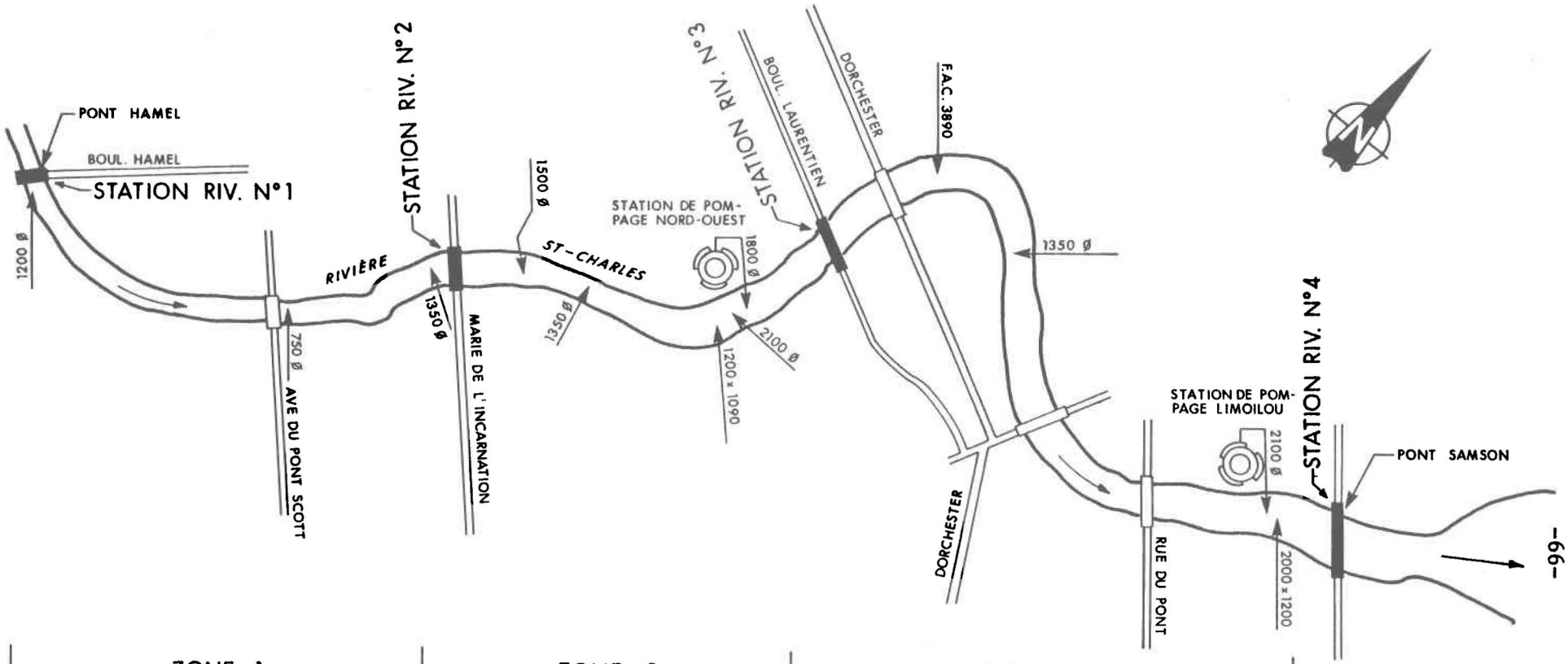
Eau

L'échantillonnage du milieu récepteur a été effectué à quatre endroits, soit immédiatement en amont de la zone étudiée et en aval de chacun des trois segments déterminés (figure 4). Afin de bien mesurer l'effet de choc, le plan d'échantillonnage est conçu en fonction du temps de parcours de la

masse d'eau à l'intérieur même de chacun des segments et de l'emplacement des émissaires le long de la rivière. Ce temps de parcours a été évalué lors d'une campagne préliminaire (figure 7). Pour tenir compte de l'hétérogénéité latérale des concentrations de polluants, des sous-stations d'échantillonnage étaient réparties le long d'une section transversale au site de chacune des stations. Ces sous-stations se situaient à équidistance les unes des autres et de la berge (figure 4a). Les échantillons étaient prélevés à l'aide de bouteilles VAN DHORN (voir annexe 1 pour description) à 1,5 m sous la surface de l'eau à chacune des sous-stations. Ces échantillons étaient composés à volumes équivalents pour former l'échantillon à analyser et applicable à la station de mesure. Des échantillons instantanés étaient prélevés pour l'analyse des bactéries coliformes d'origine fécale.

La campagne d'échantillonnage en rivière débutait simultanément à la campagne sur les réseaux. Les prélèvements s'effectuaient aux 30 minutes durant les trois premières heures de la période de ruissellement et à toutes les heures par la suite jusqu'à 12 heures après le début de la période de ruissellement. Pour les stations 3 et 4, la fréquence d'échantillonnage était horaire durant les trois premières heures. Après 12 heures, les prélèvements étaient effectués aux six heures jusqu'à 24 heures après le début de la période de ruissellement. Par la suite, trois prélèvements étaient effectués pour terminer, soit 36, 40 et 72 heures après le début de la période de ruissellement. Si une autre pluie débutait avant qu'une campagne-rivière ne soit complètée, la séquence était reprise au début.

Les paramètres analysés étaient les mêmes que ceux identifiés pour la campagne-réseau.



	ZONE 1		ZONE 2	ZONE 3
DISTANCE (km)	1,00	0,55	1,32	2,32
VITESSE MOYENNE (km/h)	0,03	0,55	0,33	0,33
TEMPS PARCOURS (h)	0,33	1,00	4,00	7,03

FIGURE 7 : TEMPS DE PARCOURS EN RIVIÈRE

Au site de la station amont, la hauteur d'eau était mesurée à l'aide d'un palpeur Stevens. La calibration du site de mesure a permis d'établir la courbe de tarage (figure 8). Le débit de la rivière était mesuré afin de décrire les variations de débit du cours d'eau durant les périodes de ruissellement et dans les quarante-huit heures après la pluie. Cette observation permettra de visualiser la réponse naturelle du bassin versant et d'identifier des apports amont supplémentaires consécutifs à la pluie.

Suite à un relevé des sources potentielles amont de contamination et malgré l'absence de sources ponctuelles, deux émissaires pluviaux véhiculant des eaux de débordement d'un territoire de 6,5 km^2 desservi par un réseau unitaire, étaient la source de détérioration de la qualité de l'eau à la station amont.

Des campagnes complémentaires ont eu lieu pour connaître l'évolution longitudinale et temporelle de l'oxygène dissous (O.D.) en rivière. L'hypothèse d'une décroissance retardée du niveau d'oxygène dissous pouvait être établie; puisque la perception de mauvaises odeurs à proximité de la rivière, était maximale en temps sec quelques jours après les épisodes de débordement. L'oxygène dissous et la température étaient mesurés à l'aide d'un oxymètre YSI à 1,0 mètre sous la surface de l'eau. Nous ne voulions pas évaluer la dégradation réelle de la matière organique en suspension. Dans ce contexte, la DBO_5 n'était pas mesurée simultanément à ces mesures d'oxygène dissous. Ces mesures de l'oxygène dissous ont été réalisées simultanément aux campagnes de mesures de la qualité des sédiments. Des analyses ponctuelles ont également été faites durant la période de ruissel-

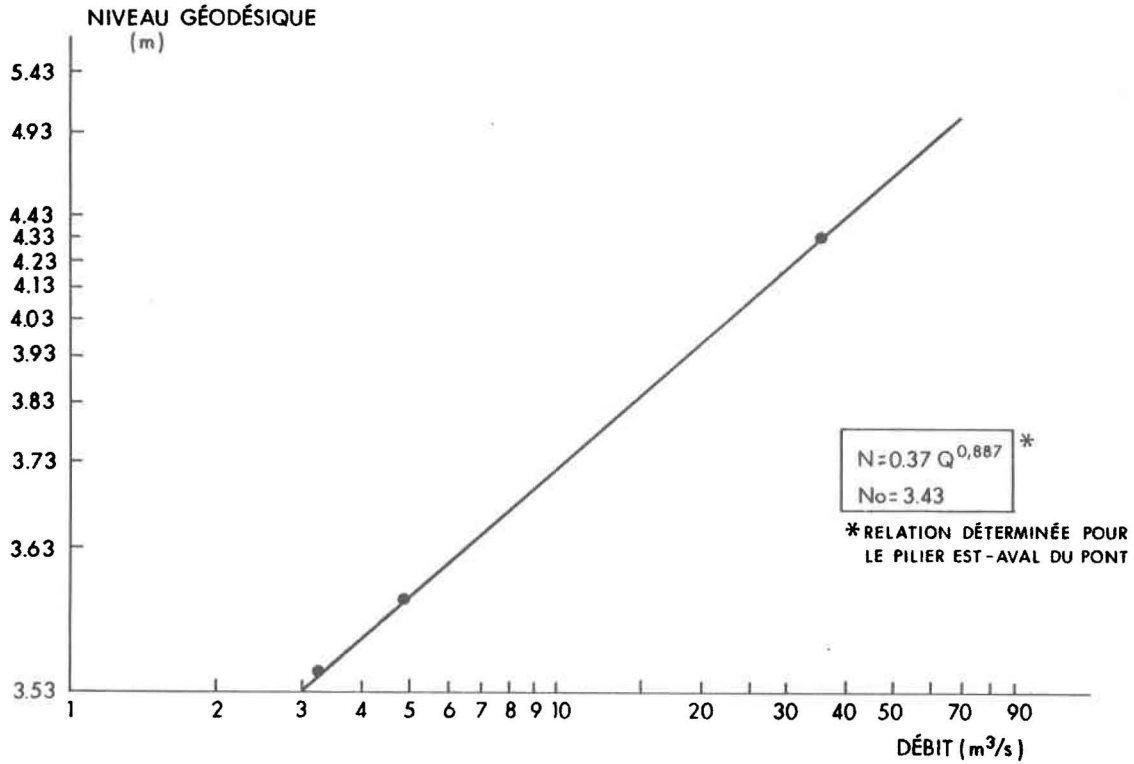


FIGURE 8 : RELATION NIVEAU (N) - DÉBIT (Q) À LA STATION DE MESURE AMONT

lement et dans les six heures suivantes. Dans ces cas, les mesures de O.D. pouvaient se coupler aux mesures de DCO effectuées dans le programme général.

Sédiments

Deux campagnes d'échantillonnage des sédiments de la rivière ont eu lieu. La première consistait à prélever des sédiments de manière à représenter spatialement la totalité de la surface de la zone aquatique étudiée. Les stations étaient visitées trois fois à trois semaines d'intervalle en juillet et août. Les paramètres analysés étaient le carbone organique (C_{org}), l'azone organique (N_{org}) et les métaux lourds: cuivre (Cu), Plomb (Pb), Zinc (Zn) mesurés sous la forme totale. Ces paramètres ont été choisis pour classer les sédiments selon l'indice de Ballinger et McKee (1971) et pour évaluer le potentiel ultime de contamination par les métaux lourds.

La deuxième campagne d'analyse des sédiments visait à mesurer la qualité des dépôts à proximité des conduites de déversement. Deux sites de prélèvement localisés à proximité de deux émissaires importants ont été visités. Trois échantillons ont été récoltés par site. Un seul échantillonnage a eu lieu. La localisation des sites d'échantillonnage de sédiments est voisine des stations-rivières 3 et 4 (figure 4).

Les analyses physico-chimiques étaient les mêmes que celles de la première campagne d'échantillonnage. De plus, nous procédions à des analyses de la granulométrie de ces échantillons.

4.5 Campagne supplémentaire d'échantillonnage en réseau

Pour compléter la comparaison de la qualité des eaux usées de débordements du réseau unitaire selon l'occupation du sol, nous avons procédé selon les mêmes méthodologies expérimentales à l'étude d'un bassin de drainage spécifiquement résidentiel, localisé dans la ville de Sainte-Foy (figure 9). Les caractéristiques de ce bassin sont présentées au tableau 6. Le tableau 7 donne les caractéristiques des événements pluvieux durant lesquels les prélèvements ont été effecutés.

4.6 Validation des analyses de laboratoire

L'interprétation des variations de la qualité des eaux usées de débordement du réseau unitaire est suffisamment complexe pour que l'on tente d'éliminer certains biais dus à une pratique analytique non vérifiée. Le laboratoire d'analyse était soumis à un contrôle qualitatif extérieur, complètement indépendant du processus internalisé de vérification.

Pour chacune des pluies échantillonnées, des échantillons témoins étaient ajoutés aux prélèvements effectués en réseau et en rivière. Pour chaque substance analysée, cinq pour cent (5 %) d'échantillons témoins et au minimum sept témoins étaient ajoutés pour analyse selon les mêmes procédures et dans les mêmes détails que les échantillons prélevés.

Ces contrôles sont des échantillons synthétiques préparés par le laboratoire régional d'Environnement Québec. Ces échantillons étaient prépa-

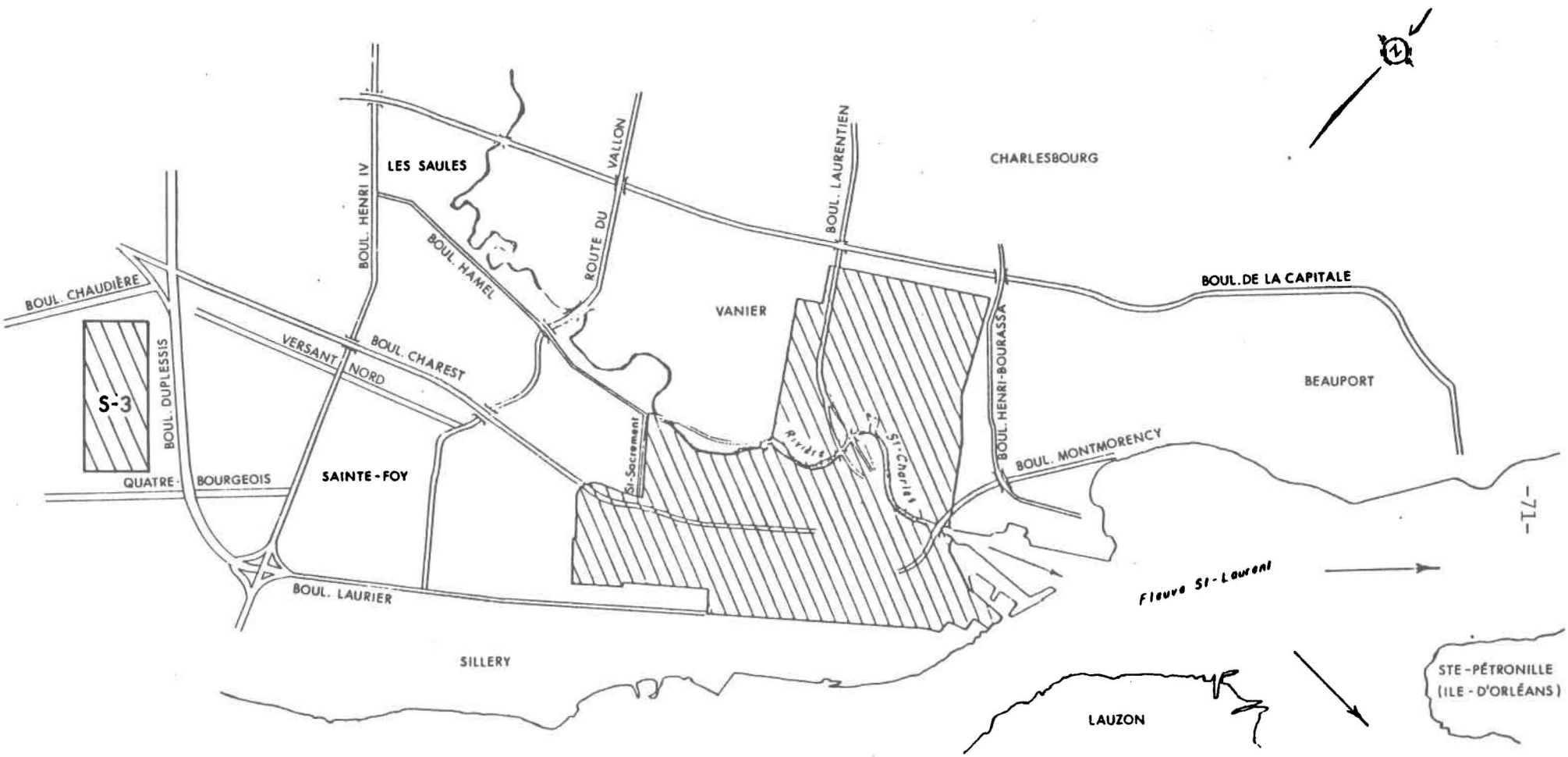


FIGURE 9 : BASSIN 3 SAINTE-FOY
LOCALISATION DE RÉFÉRENCE AVEC BASSINS DE QUÉBEC

Tableau 6: Caractéristiques bassin 3

	Occupation du sol						
% imperméabilité	Institutionnelle	Résidentielle	Commerciale	Industrielle	Parcs	Surfaces km^2	Temp de concentration
29	4	89	3	-----	4	0,70	45

Tableau 7: Pluies analysées

Événement no	Date	Heure de départ	Hauteur d'eau tombée (mm)	I max_5 (mm/h)	Durée (h.)	Période sans ruissellement (h)
1	84/06/06	18h30	8,1	39,6	1,08	168
2	84/06/18	15h00	41,0	14,5	10,8	101
3	84/06/24	18h30	12,7	22,4	14,7	74
4	84/07/04	13h15	4,1	25,9	0,6	143
5	84/07/06	21h30	1,2	4,8	0,4	56
6	84/07/07	00h05	7,4	2,0	2,0	2

rées, analysés et standardisés dans ce laboratoire gouvernemental. Une dizaine de concentrations nominales pour une même substance ont été préparés avant le début de la campagne d'échantillonnage. À chaque pluie, les échantillons standard étaient acheminés en même temps que les prélèvements au laboratoire privé chargé des analyses. À l'intérieur d'un délai d'une semaine, le laboratoire effectuait les analyses et transmettait les résultats, y compris ceux des échantillons témoins. Durant cette période, les échantillons standards étaient également analysés dans la chaîne régulière d'Environnement Québec, de manière à valider les valeurs nominales.

Advenant un taux de réussiste supérieur à 80 % pour une concentration mesurée égale à la concentration maximale des échantillons standard après pondération du taux d'erreurs admissible pour chaque paramètres (tableau 8), les résultats d'analyses étaient conservés pour interprétation. Dans le cas contraire, les analyses devaient être reprises lorsque les délais de conservation n'étaient pas limitants. Ces délais de conservation étaient respectueux des directives établies par les associations American Water Works Association (AWWA), Water Pollution Control Federation (WPCF) et American Public Health Association (APHA). L'incitation pour le laboratoire privé était de nature monétaire puisque advenant un trop faible taux de réussite, les coûts d'analyse n'étaient pas facturés au projet.

Tableau 8: Écart relatif tolérable entre le résultat de l'analyse et la valeur nominale.

Paramètre	Niveau prévisible des concentrations (mg/l)	Erreur relative
MES	(1) (E) 50 - 3000 (R) 5 - 80	15%
DCO	(E) 50 - 3000 (R) 10 - 60	15%
P (t)	(E) 1,0 - 10,0 (R) 0,01 - 0,5	15%
Cu	(E) 0,01 - 1,0 (R) 0,005 0,2	10%
Pb	(E) 0,01 - 2,0 (R) 0,01 - 0,4	10%
Zn	(E) 0,01 - 2,0 (R) 0,01 - 0,4	10%
Bactéries califormes d'origine fécale	(E) $1,0 \times 10^5$ - 10×10^7 (R) $1,0 \times 10^3$ - $1,0 \times 10^5$	N/A(2)

(1) (E): Egout
(R): Rivière

(2) N/A: Non applicable, non vérifié

5. RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.1 Caractérisation des eaux usées de débordement de réseau unitaire

Nous avons procédé à des campagnes d'échantillonnage sur cinq bassins de drainage à vocation occupationnelle mixte de la ville de Québec (Québec, Canada) en 1982, et sur un bassin dont l'occupation du sol est strictement résidentielle à Sainte-Foy (Québec, Canada) durant l'été 1984. Nos objectifs initiaux étaient de démontrer des différences selon les modes d'occupation du sol. La campagne de 1984 était axée sur un bassin très peu urbanisé (habitat individuel pavillonnaire) afin de comparer avec les bassins de la campagne de 1982 qui sont plus caractéristiques de centres urbains denses (commerces, industries, habitat collectif, haute densité de circulation automobile).

Les travaux de Hemain (1983) ont montré que, dans le cas de bassins de type séparatif dont l'occupation du sol est strictement résidentielle, les habitats collectifs discontinus (> 200 pers./ha) généraient annuellement deux fois plus de charges polluantes (MES, DCO, DBO_5) qu'un secteur d'habitat individuel (< 100 pers./ha) pour des mêmes conditions pluviométriques, d'imperméabilité et de superficies drainées.

L'étude des conditions climatiques régionales semble montrer que les variations climatiques n'ont pas d'influence sur les charges évacuées pour un même volume annuel de ruissellement (Deutsch et Hemain, 1984).

Leurs travaux sur l'occupation du sol à partir des bassins caractéristiques n'ont pas permis de dégager d'autres influences que celles décrites plus haut.

Les résultats de notre étude sur les variations de la qualité des eaux de débordements de réseau unitaire permettent de vérifier certaines hypothèses quant à l'influence de l'occupation du sol sur les qualités de contaminants déversés au cours d'eau récepteur.

5.1.1 Formes de pollutogrammes

Les figures 10 à 15 présentent les hydrogrammes et les pollutogrammes de plusieurs bassins de drainage pour six événements météorologiques distincts. Il faut noter que dans la comparaison des résultats obtenus sur des paires de bassins de drainage, la forme des pollutogrammes, le synchronisme des maximums de l'hydrogramme et du pollutogramme sont très semblables durant un même événement, et cela peu importe la forme du hyétogramme. De plus, tel que démontré par Geiger (1984) sur des bassins expérimentaux allemands, nous n'observons que pour quelques cas isolés des phénomenes de croissance rapide des concentrations précédant une augmentation rapide du débit. Voilà les constatations globales sur ces premiers résultats. L'analyse qui suit, explique les particularités observées.

Pour la presque totalité des événements pluvieux, les pollutogrammes sont synchronisés avec les hydrogrammes. Seuls les résultats obtenus sur les bassins 2, 3 et 7 durant quelques pluies sont caractérisés par des

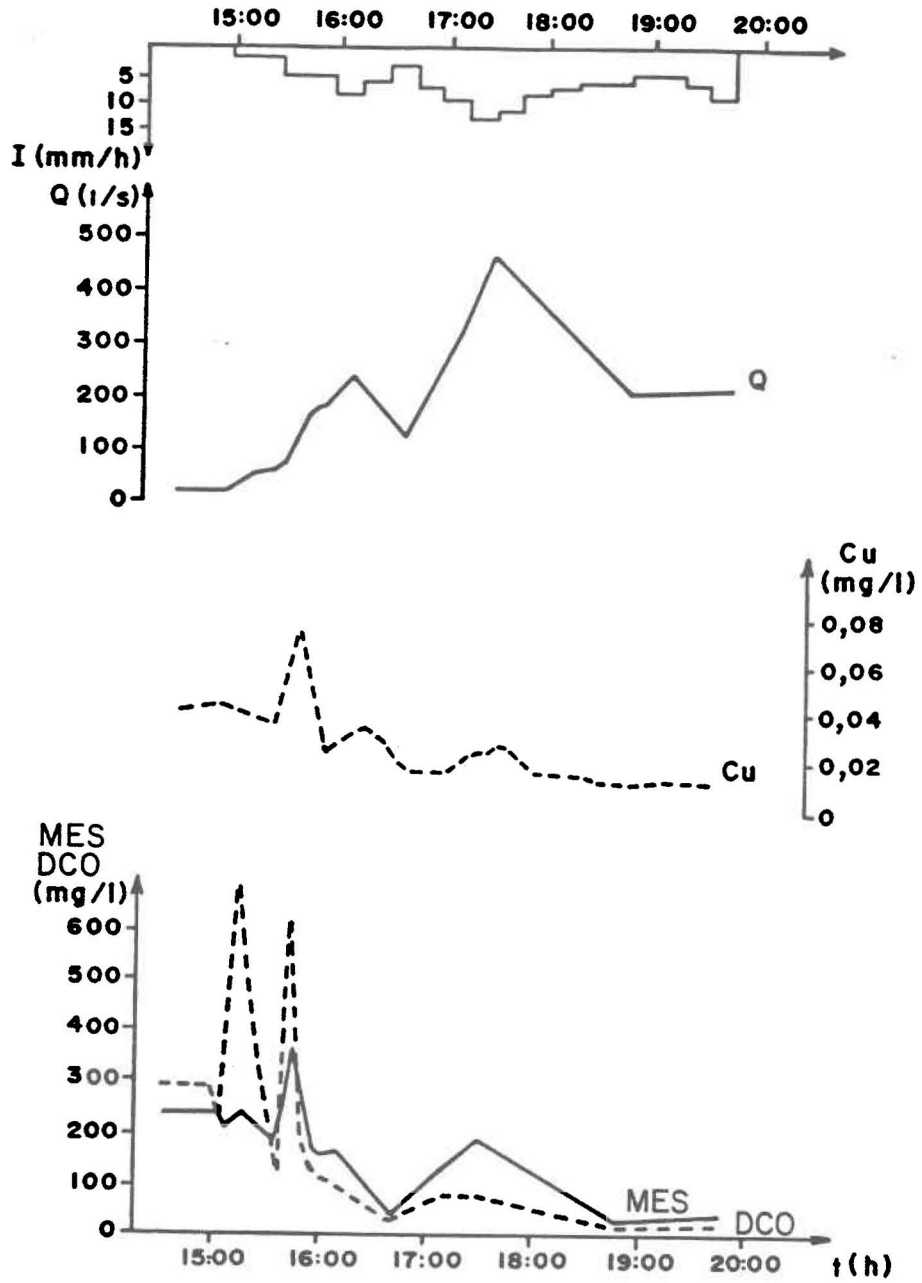


FIGURE 10 : EXEMPLE DE L'ÉVOLUTION RAPIDE DE LA CONCENTRATION DE DCO AVANT UNE AUGMENTATION RADICALE DU DÉBIT.
PLUIE DU 18 JUIN 1984, BASSIN N° 3

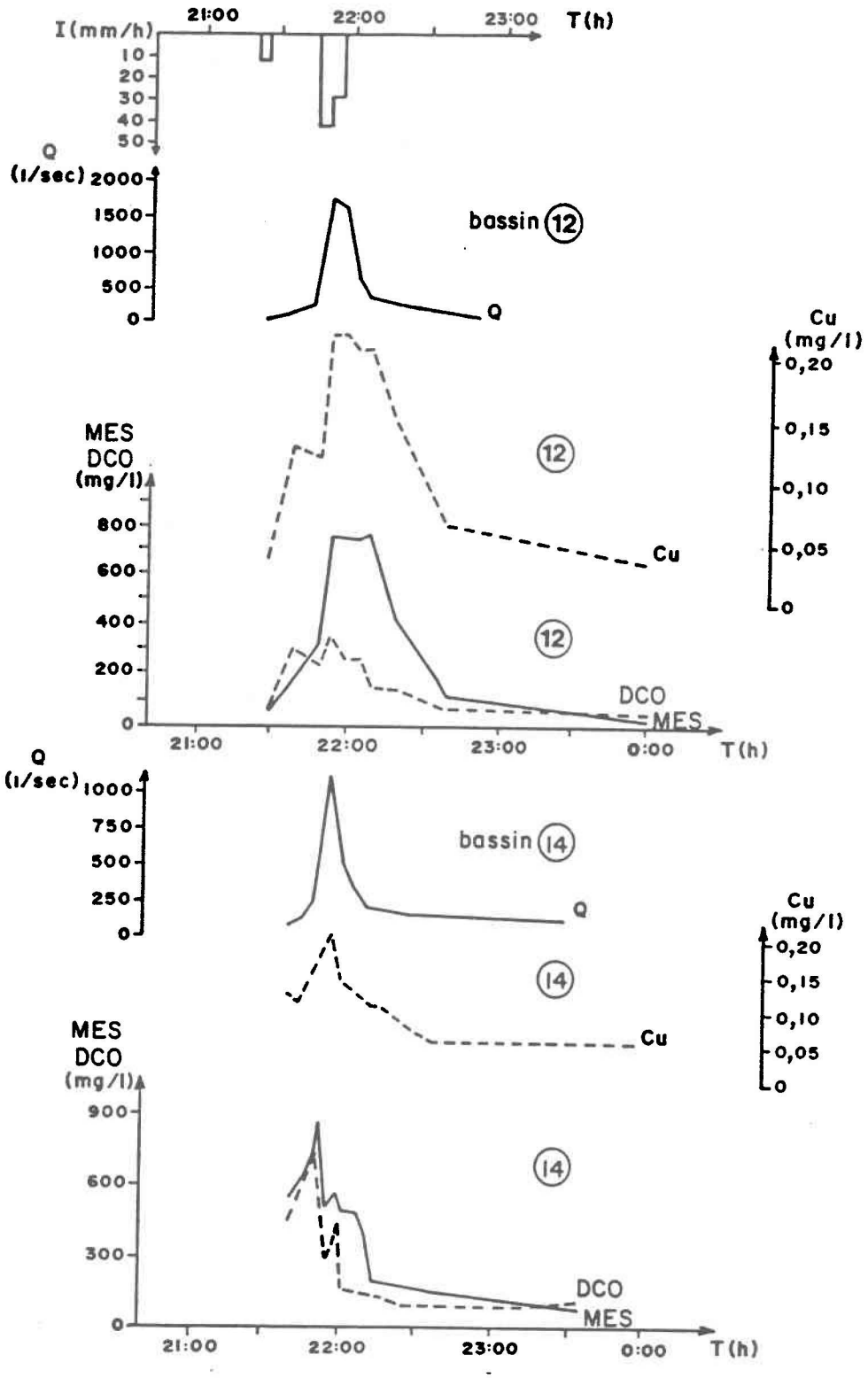
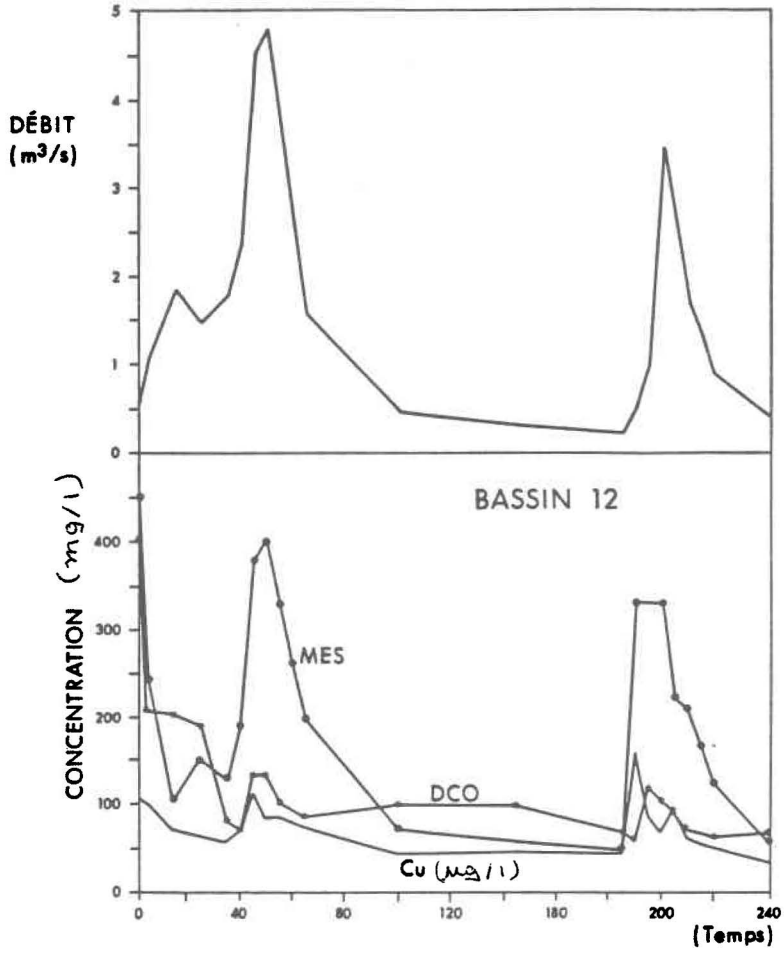


FIGURE 11 : COMPARAISON DES VARIATIONS MESURÉES DE LA QUALITÉ DES EAUX USÉES ENTRE UN GRAND BASSIN : 12 (> 150 ha.) ET UN PETIT BASSIN : 14 (< 30 ha.). ZONE PLUVIOMÉTRIQUE HOMOGÈNE.



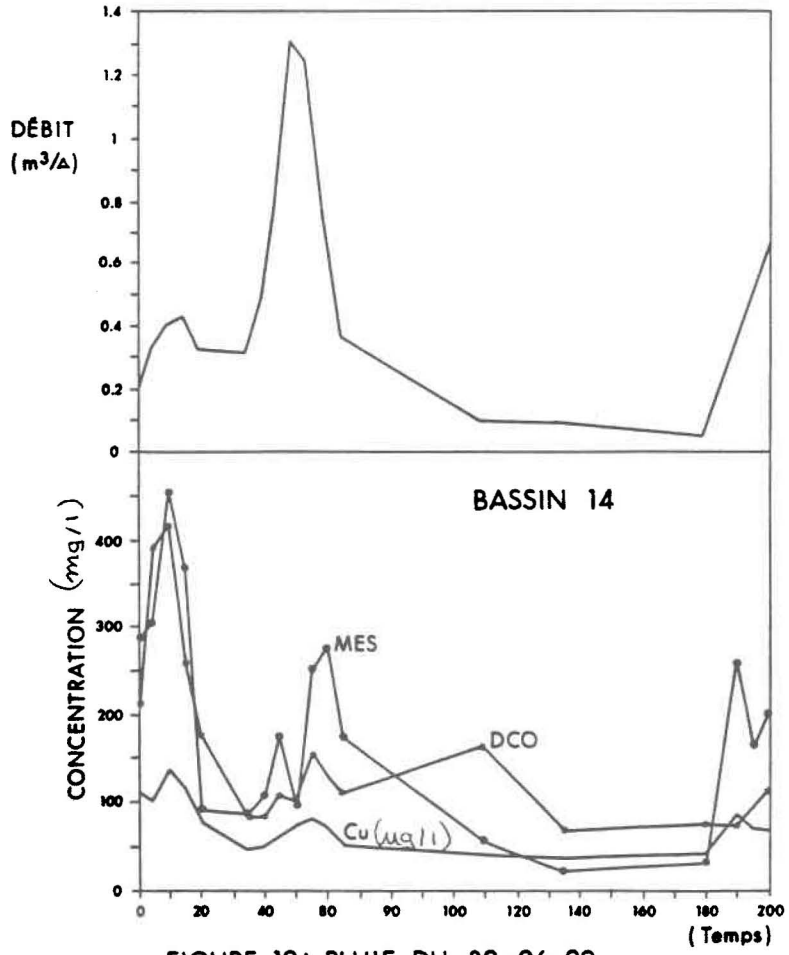
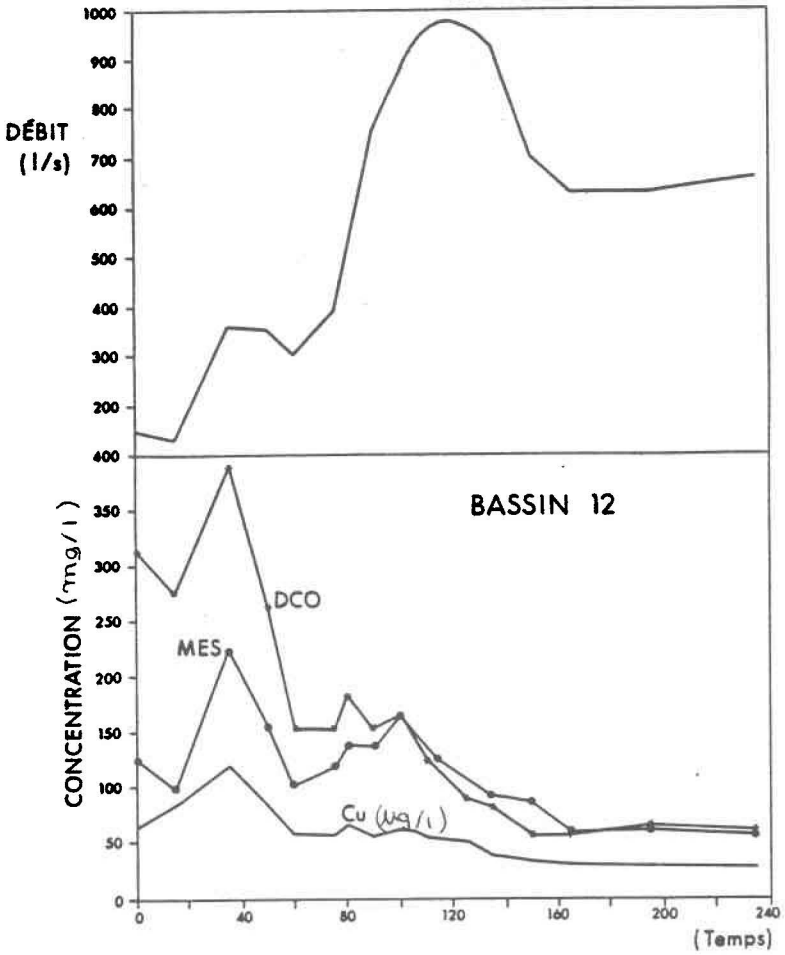


FIGURE 12: PLUIE DU 82-06-29



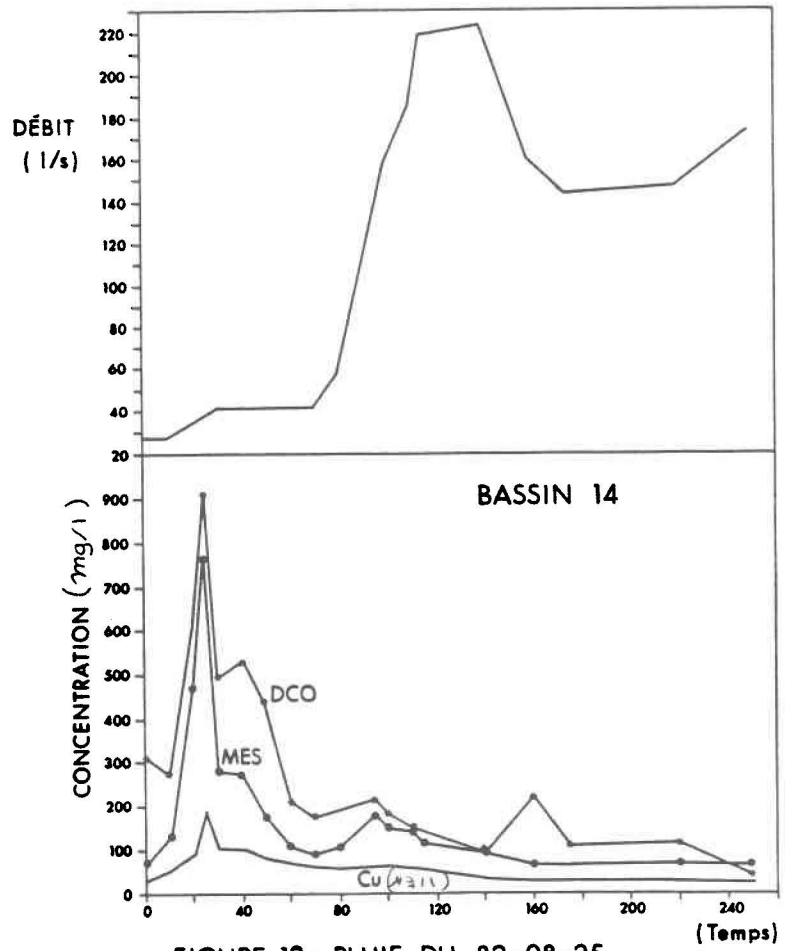


FIGURE 13 : PLUIE DU 82-08-25

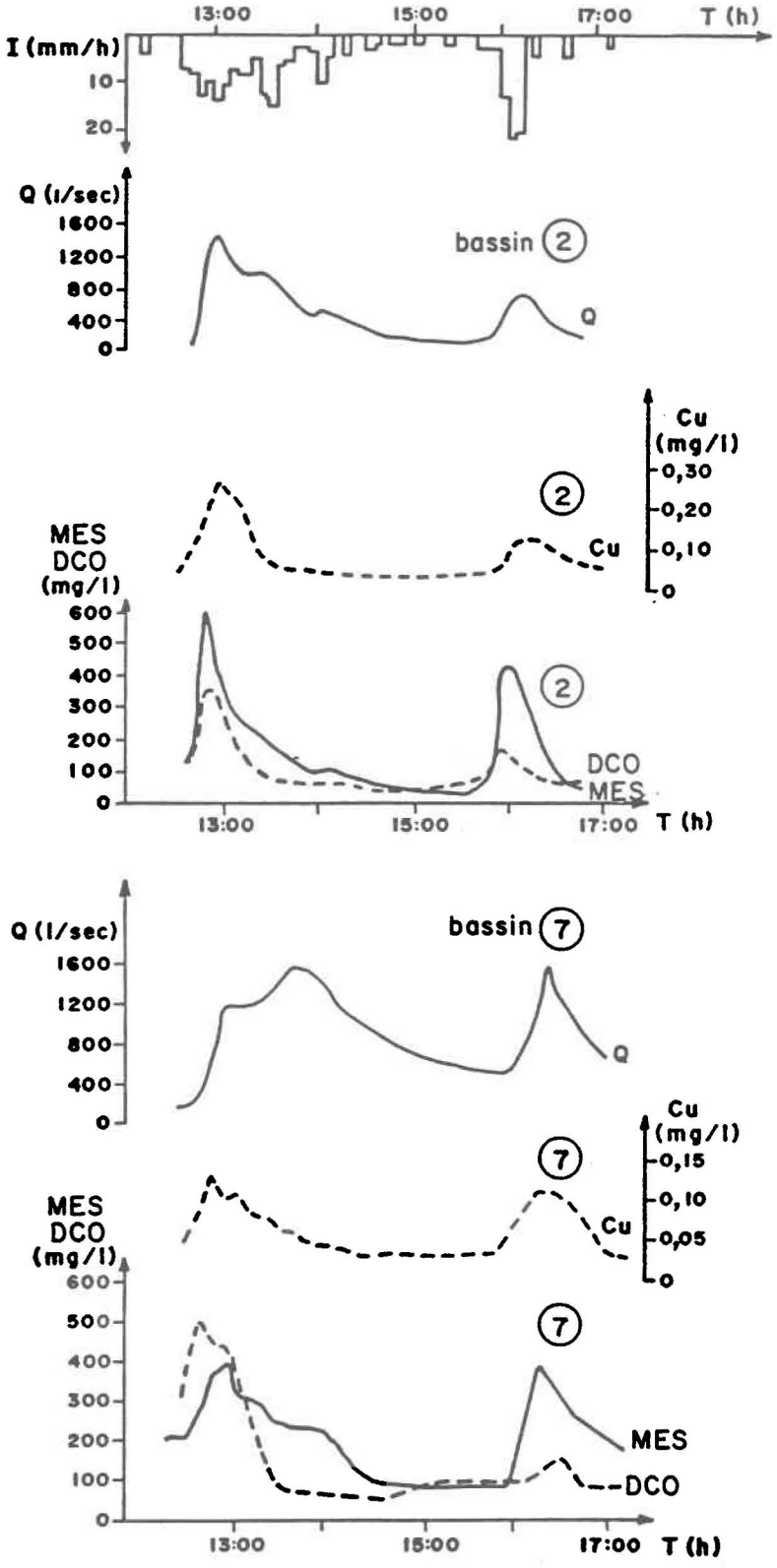


FIGURE 14 : L'ÉVOLUTION DE LA QUALITÉ DES EAUX USÉES POUR DEUX PLUIES CONSÉCUTIVES. DEUX BASSINS DE DRAINAGE SITUÉS DANS UNE ZONE PLUVIOMÉTRIQUE HOMOGÈNE.
PLUIE DU 29 JUIN 1982

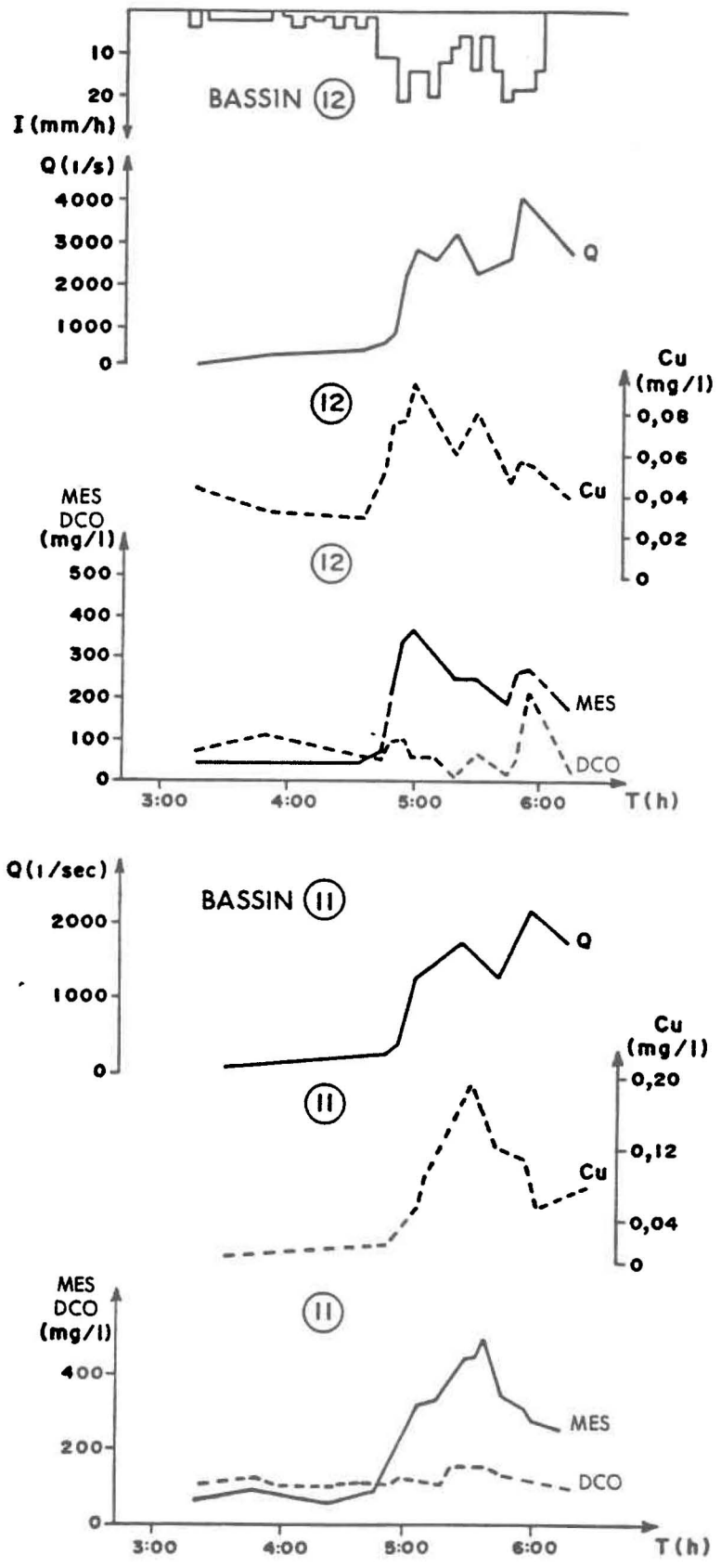


FIGURE 15 : VARIATIONS DE LA QUALITÉ DES EAUX USÉES POUR DEUX BASSINS VOISINS, MAIS D'OCCUPATION DU SOL DIFFÉRENTE.
PLUIE DU 16 JUIN 1982

variations rapides de la qualité de l'eau au début de la période de ruissellement (figure 10). En annexe 2, les résultats obtenus durant toute la durée de la campagne d'échantillonnage sont présentés.

Le retour à des concentrations moyennes de temps sec, et comparables aux conditions prévalant avant la pluie, ne se produit pas avant un espace temps, Δt, égal ou supérieur au temps de concentration du bassin de drainage étudié. De plus, il n'existe pas de différences observées de la forme du pollutogramme en fonction de la dimension des bassins de drainage. Pour une même pluie, un bassin de drainage de moins de 30 ha semble être caractérisé par des variations d'amplitude des concentrations synchronisées de la même manière qu'un bassin de plus de 150 ha (figure 11). Ces deux bassins de drainage (bassins 12 et 14) sont situés l'un à côté de l'autre. Malgré le fait que la pluie montrée à la figure 11 soit un orage, d'autres pluies présentent les mêmes variations (figures 12 et 13). La figure 13 nous présente les variations observées sur deux bassins de drainage pour une pluie de forte récurrence. Il est intéressant de noter que dans les premiers instants de la pluie alors que le débit varie du simple au triple les concentrations deviennent beaucoup plus élevées surtout pour le bassin 14. À la figure 12 dans le cas du bassin 12 les concentrations initiales sont très élevées et il semble y avoir diminution des concentrations avant une augmentation des concentrations simultanée à la première augmentation importante de débit. Dans ce cas, nous ne croyons pas que l'effet de chasse soit en cause mais plutôt qu'une dilution des eaux usées domestiques normalement concentrées à cette heure du jour (12 h 00) puisse expliquer ces variations en début de

ruissellement. Tel que précédemment identifié, ce phénomène ne se produit pas par tous les bassins (figures 12 et 14).

La figure 14 représente les variations de la qualité des eaux usées durant deux pluies successives avec une heure sans précipitation entre les deux épisodes de ruissellement. Il faut noter que sur deux bassins différents, on peut observer que l'augmentation des concentrations se fait toujours simultanément à la crue et ce même pour la deuxième pluie. Les concentrations maximales durant le deuxième pic du pollutogramme sont significativement plus élevées que les concentrations prévalant entre les deux pluies. L'apport de contaminants à partir du lessivage des surfaces imperméables semble significatif même après un premier ruissellement durant 150 minutes.

L'occupation du sol, plus spécifiquement commerciale ou industrielle, ne semble pas influencer la forme de pollutogramme. Les bassins 11 et 12 sont des bassins partageant une même limite et sont soumis au même régime pluviométrique. On entend par même régime pluviométrique: exposition simultanée à une pluie dont la progression ne peut, sauf exception, éviter un de ces deux bassins et affecter l'autre. De plus les caractéristiques de la pluie devraient être semblables. Tel qu'expliqué dans la section 4.4, les écarts des caractéristiques pluviométriques perçus à l'intérieur du territoire étudié sont très faibles. Malgré des apports sanitaires différents, des ossatures de réseaux dissemblables et des occupations du sol forts différentes, les formes de pollutogrammes sont semblables. La description de l'occupation du sol sur un bassin de drainage est toujours sujet de discussion. Dans ce cas spécifique, des industries manufacturières

sont localisée sur le bassin 11 et y occupent une bonne proportion de la superficie. Ces industries ne génèrent pas de pollution excessive de l'air, ni n'entreposent en vrac des résidus à l'extérieur des bâtiments. Une plus grande circulation automobile et un drainage différent: plus de toits plats et de stationnements, sont des caractéristiques qui distinguent ce bassin des autres; même si ces différences sont moins prononcées que dans le cas de la présence de complexes pétro-chimiques, par exemple. La part relative de chacun des apports: lessivage des surface de rues, curage des réseaux et contribution d'origine domestique, tout en étant différente, ne contribue pas globalement à induire des différences de forme des pollutogrammes (figure 15). Une différence dans les concentrations maximales de métaux lourds (cuivre) peut être notée pour cet événement pluvieux. Nous reviendrons, plus loin, sur les variations observées des concentrations en métaux lourds selon l'occupation du sol.

5.1.2 Comparaison des concentrations moyennes en temps de pluie et des concentrations de temps sec

Nous avons défini les concentrations moyennes retrouvées dans les eaux usées lors de débordements à la rivière (Lessard et Lavallée, 1985). Cet exercice ne vise qu'à préciser l'écart existant entre les concentrations moyennes et les valeurs prévalant en temps sec immédiatement avant la pluie

(tableau 9). Les valeurs moyennes ($\bar{x}$) du tableau 8 ont été calculées à l'aide de la sommation suivante:

$$\bar{x}_i = \frac{1}{n} \sum_{t=1}^{t=n} C_{m_{it}} * \frac{Q_i}{\bar{Q}} \qquad (4)$$

où $C_{m_{it}}$ est la concentration mesurée à un instant t pour un émissaire i; Q_i, le débit mesuré au même instant T, et $\bar{Q}$ le débit moyen débordé. La sommation est faite du début de l'épisode de débordement jusqu'à la fin du débordement.

Peu de différences sont notées entre les bassins pour un même événement. En comparant les valeurs moyennes pour les bassins 11, 12 et 14 aux valeurs de temps sec prévalant avant la pluie (concentrations moyennes des 2 à 3 échantillons prelevés dans les 10 à 15 minutes précédant le début de la pluie), nous pouvons remarquer que les concentrations en MES et en cuivre durant le débordement sont plus élevées que les concentrations prévalant en temps sec avant l'événement. Le faible nombre d'échantillons prélevés avant la pluie ne nous permet que d'observer une tendance à mesurer des concentrations moyennes plus élevées ou égales, en temps de pluie, aux concentrations initiales. Cette observation n'a pu être faite pour les bassins 2 et 7, compte tenu d'une mobilisation moins rapide du personnel technique sur ces bassins, ce qui réduisait à 1 ou 2 prélèvements les mesures effectuées avant le début de la pluie.

Tableau 9: Comparaison des concentrations moyennes (mg/l) des eaux usées débordées et des concentrations moyennes précédant le début du ruissellement.

ÉVÉNEMENT	POLLUANT	BASSIN			
		11	12	14	MOYENNE PAR ÉVÉNEMENT ± ÉCART TYPE
1	MES	253	195	278	214 ± 65
	DCO	61	55	48	45 ± 14
	CU	0,075	0,047	0,047	0,051 ± 0,019
2[1]		-	-	-	
		-	-	-	
		-	-	-	
3	MES	154	115	101	126 ± 20
	DCO	57	84	66	130 ± 85
	CU	0,085	0,092	0,046	0,082 ± 0,027
4	MES	284	234	218	237 ± 27
	DCO	105	151	200	160 ± 36
	CU	0,015	0,077	0,084	0,084 ± 0,016
5	MES	490	232	207	249 ± 80
	DCO	82	86	95	87 ± 7
	CU	0,095	0,083	0,076	0,075 ± 0,015
6	MES	730	452	470	522 ± 123
	DCO	242	304	239	254 ± 38
	CU	0,202	0,155	0,148	0,146 ± 0,037
7	MES	209	82	79	109 ± 53
	DCO	78	98	91	84 ± 10
	CU	0,081	0,047	0,044	0,053 ± 0,015
8	MES	117	118	113	128 ± 17
	DCO	186	172	145	163 ± 18
	CU	0,071	0,052	0,043	0,043 ± 0,010
9	MES	76	75	65	76 ± 6
	DCO	32	80	47	71 ± 29
	CU	0,048	0,0239	0,023	0,038 ± 0,008
Temps sec	MES	43 ± 23	124 ± 118	56 ± 21	
	DCO	121 ± 79	124 ± 88	164 ± 127	
	CU	0,039 ± 0,014	0,065 ± 0,034	0,039 ± 0,006	

[1] Volume débordé est non significatif

5.1.3 Uniformisation des concentrations mesurées pour des grands bassins de drainage

Les figures 16 à 19 présentent les concentrations classées de contaminants, tels que mesurées durant les débordements de réseau unitaire. Cette façon de présenter les résultats a déjà été utilisée par Marsalek (1984). L'ensemble des résultats obtenus sur un bassin de drainage exclusivement commercial avaient ainsi été classés. Notre objectif est de déterminer la probabilité qu'une valeur donnée soit dépassée, ce qui pourrait être un outil pour traduire le niveau de "risque environnemental".

Les données ont été compilées quel que soit le bassin de drainage mesuré et l'événement météorologique observé. Six (6) bassins de drainage sont donc inclus dans cette compilation, pour les paramètres DCO, MES et cuivre. Deux autres métaux lourds ont également fait l'objet de cette évaluation mais pour cinq bassins seulement. La campagne de 1984 sur le bassin 3 caractérisé par une occupation du sol typiquement résidentielle pavillonnaire, ne visait pas à mesurer ces deux métaux: plomb et zinc. Les caractéristiques physiques, hydrauliques et les particularités de l'occupation du sol sont présentés au tableau 10. Rappelons que le bassin 3 a été échantillonné pour six événements au cours de l'été 1984 et que les autres bassins (2, 7, 11, 12 et 14) l'ont été durant la campagne 1982 pour neuf événements. La méthodologie de réalisation des campagnes de caractérisation est la même dans les deux cas, telle que présentée au chapitre 4.

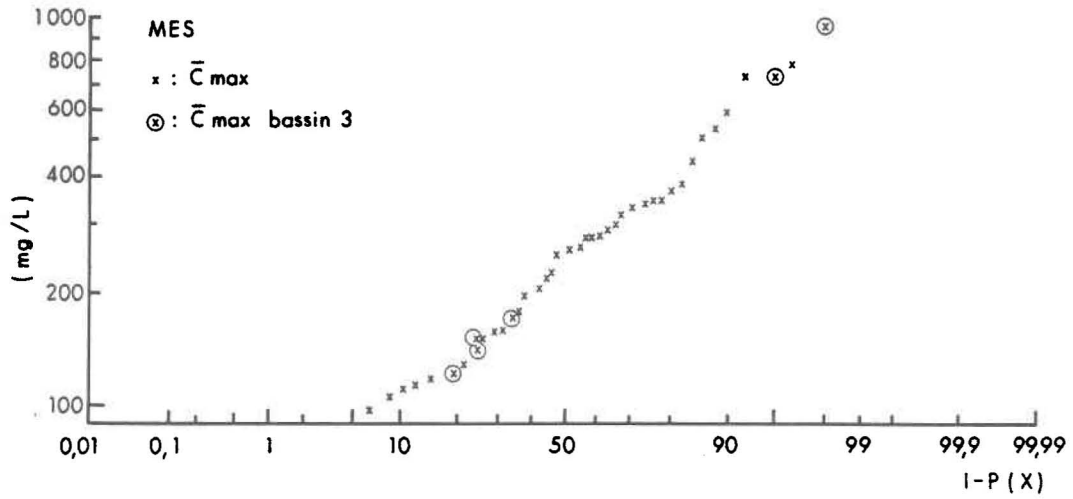


Figure 16: $\overline{C}$ max classées pour 6 bassins et 15 pluies différentes. MES

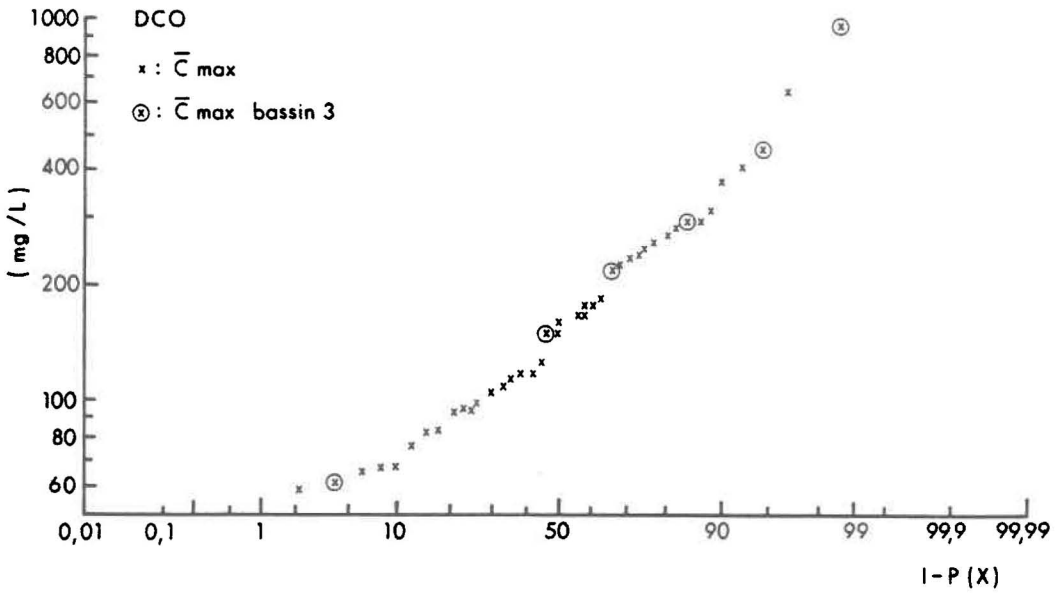


Figure 17: $\overline{C}$ max classées pour 6 bassins et 15 pluies différentes. DCO

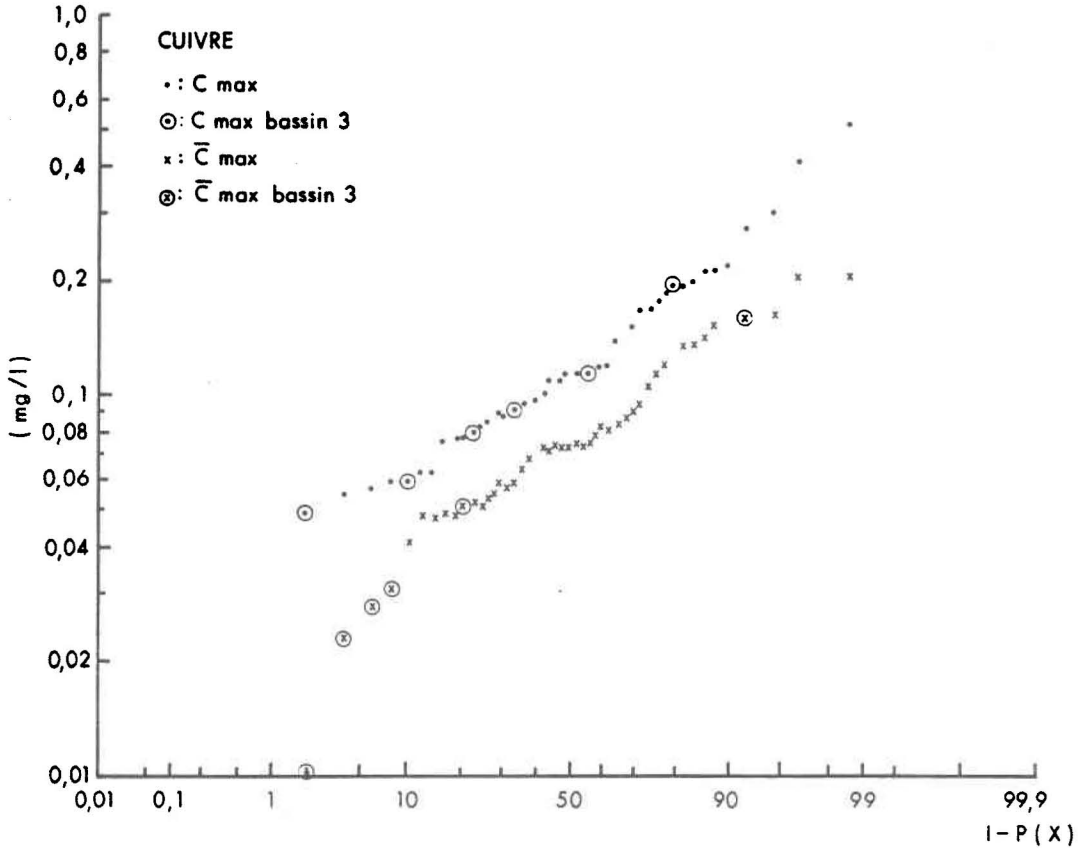


Figure 18: $\overline{C}$ max et C max classées pour 6 bassins et 15 pluies différentes. Cuivre.

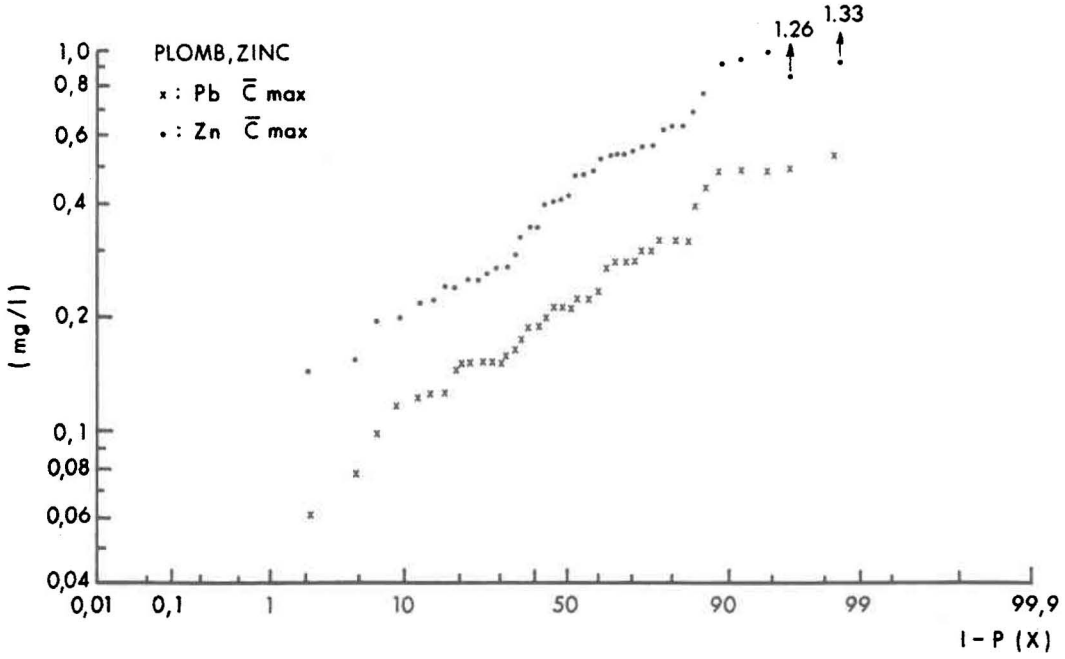


Figure 19: $\overline{C}$ max classées pour 5 bassins et 9 pluies différentes. Plomb, zinc.

Tableau 10: Caractéristiques descriptives des bassins de drainage.

BASSIN (NUMÉRO)*	1	OCCUPATION DU SOL (%)					SUPERFICIE (km^2)	7 (min)
	(%)	2	3	4	5	6		
2	62	10	60	23	3	4	0,70	20
3	29	4	89	3	--	4	0,70	45
7	86	12	77	2	--	9	0,61	25
11	44	10	27	3	48	12	1,02	40
12	53	12	53	12	3	20	1,81	25
14	69	29	52	8	--	11	0,32	12

1- Imperméabilité
2- Institutionnelle
3- Résidentièle
4- Commerciale
5- Industrielle
6- Espaces verts (parcs)
7- Temps de concentration
* Identification numérique utilisée durant les études.

Les concentrations compilées sont les concentrations maximales moyennes pondérées ($\bar{c}_{max}$) et la concentration maximale instantannée (c_{max}) pour un paramètre. La première variable représente la concentration d'un contaminant i associée à chaque litre d'eau débordée pour l'intervalle de temps (Δt) compris entre 15 minutes avant le maximum de débit ($t_{max} - 15$) et 15 minutes après ce maximum ($t_{max} + 15$) indépendamment du synchronisme entre les pics de l'hydrogramme et du pollutogramme. Nous avons établi pour les besoins de cette évaluation que si le premier maximum de débit correspondait à un débit plus de 10 fois supérieur au débit initial, c'est ce maximum de débit qui servait de référence pour le calcul même si un deuxième maximum se produisait. L'écart minimum entre les deux maximums devaient cependant être plus grand que 15 minutes sinon le deuxième maximum était considéré. La concentration $\bar{c}_{max}$ est évaluée selon l'équation:

$$\bar{c}_{max} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} c_i * \frac{Q_i}{Q_{moy}} \qquad (5)$$

où i = 1, correspond à t_{max-15}, et n = 30/Δt, c_i est la concentration mesurée à un instant t_i compris entre $t_{max} - 15$ et $t_{max} + 15$; alors que Q_i est le débit enregistré pour ce même instant t_i et Q_{moy} le débit moyen mesuré durant cette période. De manière générale, les prélèvements s'effectuant à toutes les cinq minutes, sept valeurs étaient compilées. La période de 30 minutes ($t_{max} - 15$ à $T_{max} + 15$) a été considérée pour bien intégrer la notion de charges déversées au processus d'évaluation des impacts sur le milieu récepteur car il a été observé durant notre campagne d'échantillonnage sur la rivière St-Charles (Lavallée et al., 1984a) que des variations

de plus de 350 % des contaminations de polluants dans l'eau étaient observées pour des périodes de trente minutes.

Il aurait été possible de considérer des Δt plus courts, mais aucune campagne de suivi de la qualité du milieu récepteur n'aurait pu être synchronisée sur un pas de temps inférieur à 30 minutes. En effet, les phénomènes de propagation dans le milieu récepteur étant temporellement décalés compte tenu des caractéristique hydrauliques du milieu récepteur, les charges déversées à l'émissaire n'atteignent les stations de mesure en cours d'eau qu'après s'être propagées longitudinalement et latéralement. Cette propagation sous-entend un étalement des variations de concentrations observées à l'émissaire.

De plus, la caractérisation des impacts dûs aux débordements de réseau unitaire a souvent été sous-évaluée parce que l'on ne tenait compte que des charges maximales débordées sur un Δt de 5 minutes. On parlait alors d'impact aigu. Les travaux que nous avons mené nous indiquent que la persistance et la durée du phénomène de contamination sont importants. Dans ce contexte nous avons voulu travailler avec un pas de temps plus long. Nous n'avons pas considéré une période plus longue que 30 minutes parce que, tel que nous l'avons affirmé plus haut, les variations de la qualité de l'eau du milieu récepteur sont très significatives pour cette durée. Dans ce contexte, sur une période plus longue nous aurions pu masquer l'impact instantané des charges débordées.

L'ensemble des valeurs de $\bar{C}_{max}$ ont donc été classées en fonction de leur probabilité au dépassement. Si un regroupement de valeurs induit par un phénomène particulier devait se produire, une discontinuité dans le classement devrait être observée. L'analyse des résultats pour les paramètres DCO et MES montre que les données se classent sans regroupements induits. Pour représenter cet état de fait, nous avons identifié sur les graphiques les valeurs obtenues pour le bassin le moins urbanisé du groupe: le bassin 3. On retrouve les valeurs calculées pour ce bassin aussi bien au niveau supérieur qu'au tiers inférieur des valeurs classés (figure 16). Il semble y avoir une plus grande continuité pour la DCO puisque dans ce cas les valeurs sont distribuées également sur toute la courbe (figure 17). Pour le cuivre, les résultats sont très différents (figure 18). Tous les événements mesurés pour le bassin n° 3, à l'exception d'un seul (I_{max_5}: 5 mm/h) sont classés dans le cinquième inférieur de la courbe avec une nette discontinuité dans la progression. Notons que le classement des C_{max} n'a pas démontré la même discontinuité pour le cuivre contrairement à la DCO et au MES où les valeurs de Cmax se classaient comme les $\bar{C}$ max, sans discontinuité.

La mise en évidence de cet état d'organisation continu des concentrations mesurées semble indiquer que l'influence spécifique du type d'occupation du sol n'est pas systématique ou structurée, dans le cas de grands bassins de drainage, dont la superficie est voisine de 100 ha au plus, lorsque l'impact résultant sur le milieu récepteur (Δt = 30 minutes) est considéré. Les résultats obtenus par Servat (1984) et Novotny et al. (1985) et les

explications des phénomènes d'accumulation et de transport des contaminants qu'ils en ont tirées peuvent étayer nos résultats.

Selon Novotny et al. (1985) l'accumulation de contaminants en fonction de la durée depuis le dernier épisode ayant généré du ruissellement (D_{tS}) est variable et peut être positive ou négative. Il semble donc que D_{tS} ne puisse être le principal facteur des charges maximum évacuées. Hémain (1983) et Servat (1984) ont démontré, avec les résultats obtenus sur des réseaux strictement pluviaux, que pour le paramètre matières en suspension, D_{tS} pouvait être un facteur secondaire d'explication des concentrations maximum mesurées. On peut donc s'attendre à ce que deux événements successifs puissent générer les mêmes concentrations $\bar{C}_{max}$ même si la période de temps sec D_{tS} est très courte.

Si, d'une part, le mode d'occupation du sol a une influence sur les charges annuelles évacuées pour la comparaison de bassins de drainage pluvial de types résidentiels (Hémain, 1983; Deutch et Hemain, 1984), d'autre part, certains facteurs physiques dépendants du mode occupationnel peuvent expliquer l'efficacité du lessivage (Novotny et al. (1985)). Par exemple, la densité de la circulation pourrait expliquer la composition de charges évacuées au cours d'eau. Si nous tentons de renforcer ces deux hypothèses

explicatives, nous pouvons tirer quelques conclusions générales des travaux de Novotny et al. (1985), Servat (1984) et Hémain (1983):

- pour des bassins dont le mode d'occupation du sol est exclusivement résidentiel, il peut exister des variations de volume des charges annuelles évacuées (DBO_5, DCO, MES) selon la densité d'habitation; cette observation étant effectuée sur des bassins séparatifs pluviaux;

- la circulation automobile est un phénomène régissant l'accumulation de certains contaminants, dont les métaux lourds;

- l'entrainement éolien de surface (hauteur $\leq$ 10 m) peut favoriser le déplacement de contaminants accumulés sur les surfaces des rues;

- les concentrations maximum instantannées (C_{max}) sont principalement expliquées par I_{max_5} pour des bassins résidentiels homogènes.

On a d'ailleurs pu vérifier la validité de ces conclusions générales dans le cadre de nos observations sur des bassins unitaires. En effet, à partir de nos résultats, il semble donc logique de croire que pour des ensembles d'occupation mixte du sol (résidentielle, commerciale, institutionnelle et industrielle), caractéristiques des milieux urbanisés à l'exclusion des périphéries et banlieues, les $\bar{C}_{max}$ soient de même ordre de grandeur pour un même événement météorologique. Ceci s'avère particulièrement vérifié pour des bassins de drainage de grande dimension où des phénomènes compensa-

toires entre les modes d'occupation du sol peuvent favoriser ce regroupement des $\bar{C}_{max}$ (Lessard et Lavallée, 1985). Des différences importantes existent pour différents événements pluvieux. Les écarts observés entre les valeurs $\bar{C}_{max}$ (mg/l): MES, 80-1000; DCO, 60-950; cuivre, 0,05-0,55; plomb, 0,06-0,55; zinc, 0,14-1,33, sont d'ailleurs très importants.

5.1.4 Décantabilité des contaminants présents en temps de pluie

Les inspections visuelles, que nous avons effectuées pour les cours d'eau où il y a débordement, ont révélé d'importantes zones de dépôts à proximité des émissaires. Nous nous sommes interrogés sur les caractéristiques physiques des charges débordées. Wilber et Hunter (1979) avaient déjà démontré que beaucoup de particules débordées étaient de grande dimension. De plus, les spécialistes ayant vérifié la performance de certains ouvrages de traitement spécifiques au ruissellement urbain et aux débordements de réseau unitaire, ont associé les performances de ces ouvrages à l'enlèvement des sables. Nous avons donc mesuré la granulométrie et les vitesses relatives de chute (vitesse verticale) des eaux usées débordées. Pour ne pas surévaluer la décantabilité du matériel, nous l'avons mesurée sur les eaux d'un bassin strictement résidentiel: le bassin 3.

Ces résultats sont une indication sur les caractéristiques physiques du matériel débordé. Ils peuvent être utilisés pour donner une idée plus précise du matériel contraignant à contrôler si on veut protéger le milieu récepteur. Mais, ils n'ont pas de valeur statistiquement puisque prélevés durant une pluie seulement, de faible intensité: $Imax_5$ = 6 mm/h. En ce

sens, ils ne peuvent être utilisés pour la conception détaillée de nouveaux types de traitement des eaux usées de débordements de réseau unitaire.

Nous avons mesuré que 62 à 70% des MES avaient un diamètre de plus de 0,2 mm alors que 50 à 58% avaient un diamètre de plus de 1 mm. Les vitesses de chute de ce matériel étaient élevées. Placé dans une colonne de 40 cm de hauteur, 43 à 71% du matériel échantillonné a sédimenté en moins de 30 minutes. En comparaison, la proportion pour les eaux domestiques est de 10 à 15% (Metcalf and Eddy, 1975). Nous avons ainsi noté que les charges débordées durant le maximum de débit sédimentaient dans une proportion plus grande (71%) que les échantillons prélevés au début et à la fin de la pluie.

5.1.5 Relation entre $\bar{C}$ max et I max

Le classement des concentrations maximales pondérées $\bar{C}$ max a permis de montrer que le paramètre "occupation du sol" n'a que peu d'influence sur l'amplitude des concentrations de contaminants conventionnels. L'organisation continue des $\bar{C}$ max permet de confirmer que pour de grands bassins de drainage, l'occupation du sol ne permet pas de faire de ségrégation entre débordement contraignant ou non pour le milieu récepteur. Même si nos objectifs de recherche ne couvrent qu'accessoirement la prévision en temps réel, il est intéressant de vérifier si les caractéristiques pluviométriques peuvent orienter une prédiction de l'amplitude des concentrations de contaminants.

En utilisant un indicateur comme I max_5, souvent cité comme prépondérant, nous avons associé I max_5 et les valeurs classées de $\bar{C}$ max. Les figures 20, 21, 22, présentent les résultats pour les contaminants MES, DCO et cuivre. On y vérifie que pour des valeurs voisines de I max_5 ayant généré des débordements , les $\bar{C}$ max peuvent être très significativement différentes. Une tendance au rapprochement de l'évolution de $\bar{C}$ max et de I max_5 peut être notée. La prédiction de $\bar{C}$ max, événement par événement, ne peut s'appuyer uniquement sur I max_5 puisque les variations de cette variable ne sont pas synchronisées avec les variations de $\bar{C}$ max.

Afin de vérifier si les charges débordées ne seraient pas mieux expliquées par I max_{30}, en tenant compte du fait que les charges débordées ne sont pas indépendantes de I max, puisque les charges sont le produit des concentrations et du débit qui est fonction de la précipitation, nous présentons l'évolution des charges débordées durant la période la plus critique de 30 minutes en fonction des I max classées. Si $\bar{C}$ max était une variable trop sensible, les charges débordées sont assurément un paramètre intégrateur pour peu que l'on calcule ces charges par hectare imperméabilisé, afin de comparer les résultats de plusieurs bassins de drainage. Les résultats présentés à la figure 23 pour les paramètres MES et DCO démontrent le peu de relation entre I max_{30} et les charges débordées. Les figures 24 et 25 présentent les résultats pour le cuivre (figure 24), le plomb et le zinc (figure 25)

Les résultats obtenus nous permettront de caractériser les eaux usées de débordements de réseau unitaire sans limiter la représentation à certains

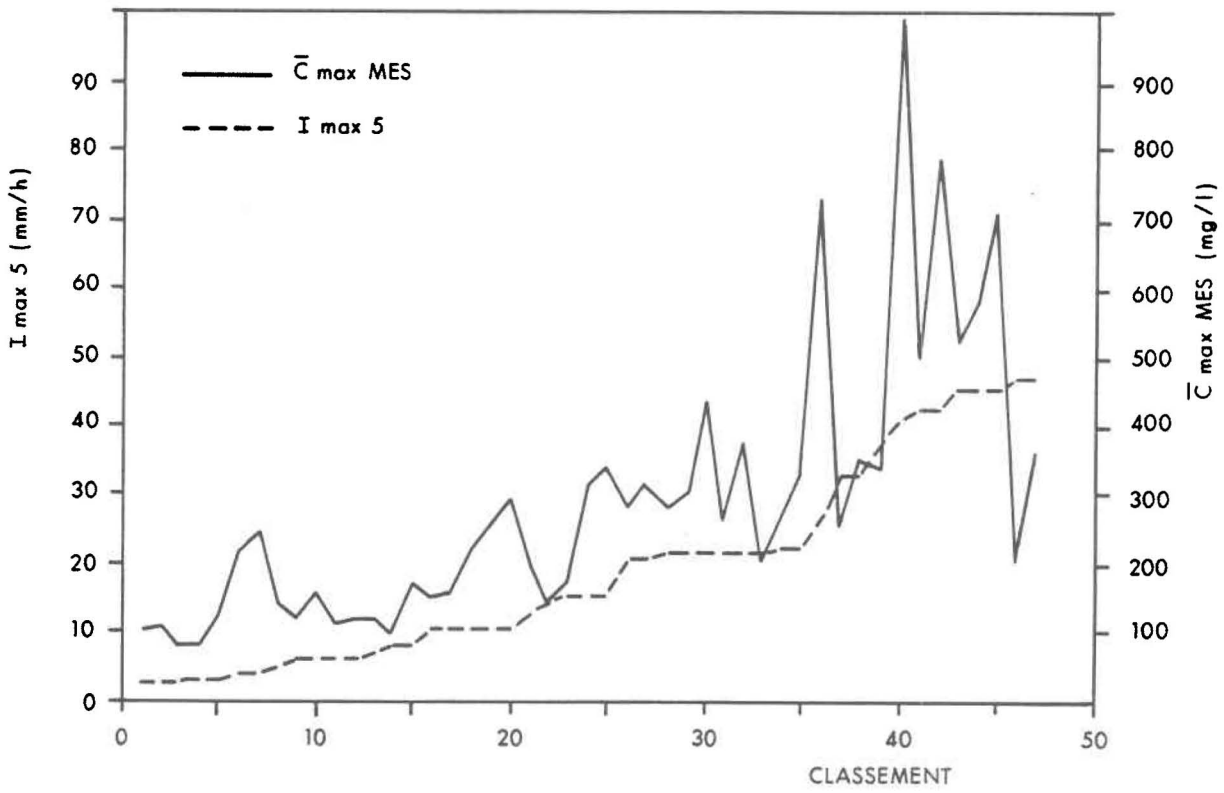


Figure 20: Relation entre I max 5 et $\overline{C}$ max MES

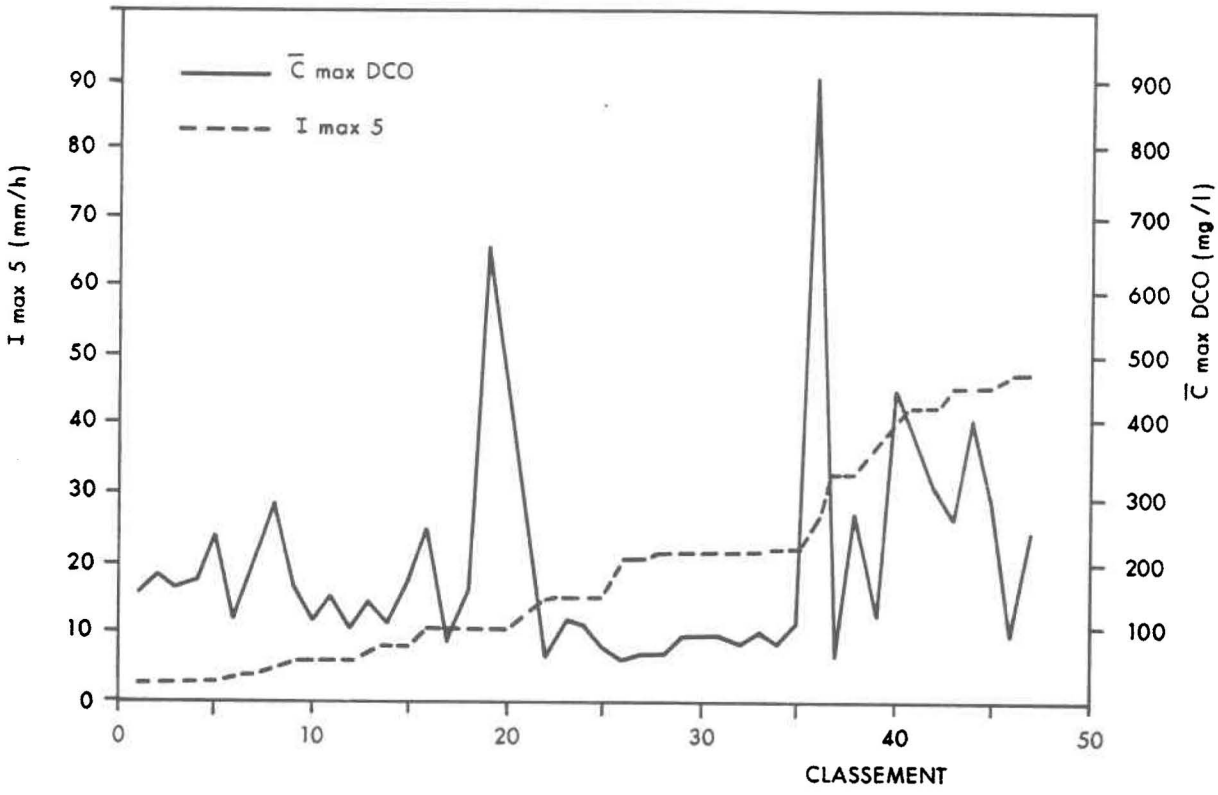


Figure 21: Relation entre I max 5 et $\overline{C}$ max DCO .

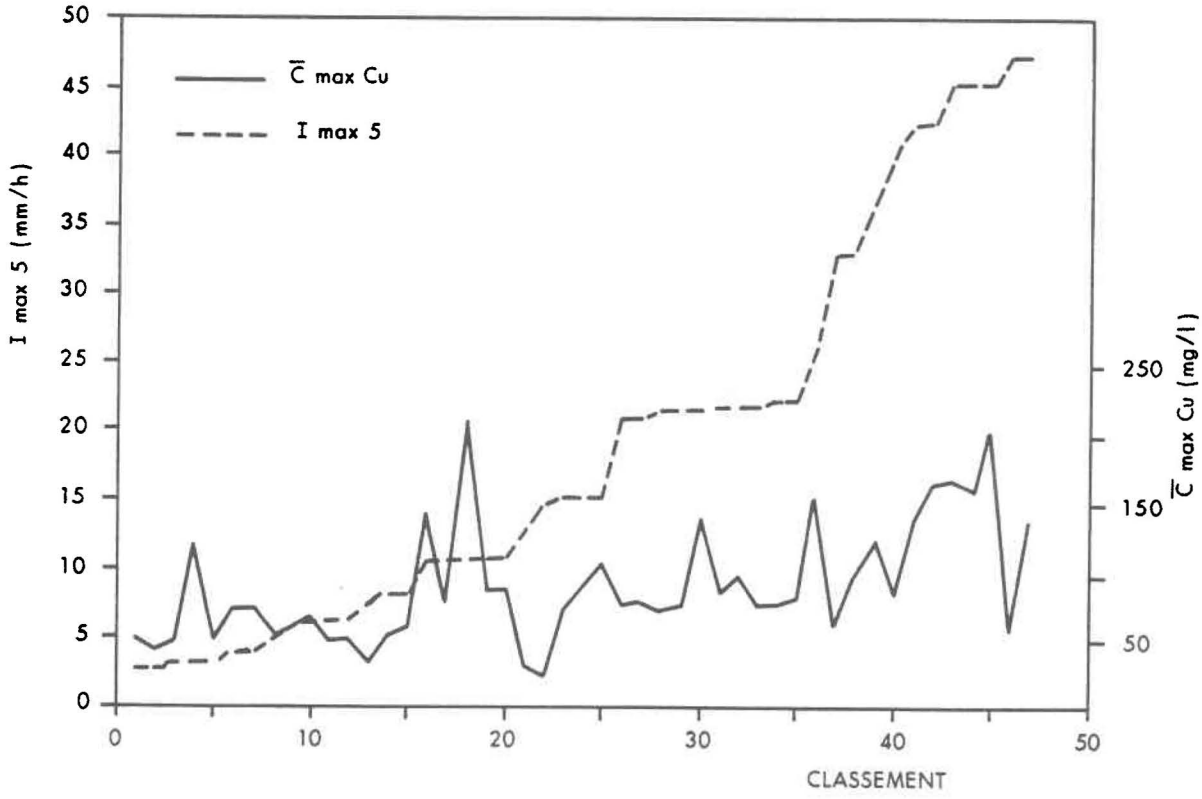


Figure 22: Relation I max 5 et $\overline{C}$ max Cu.

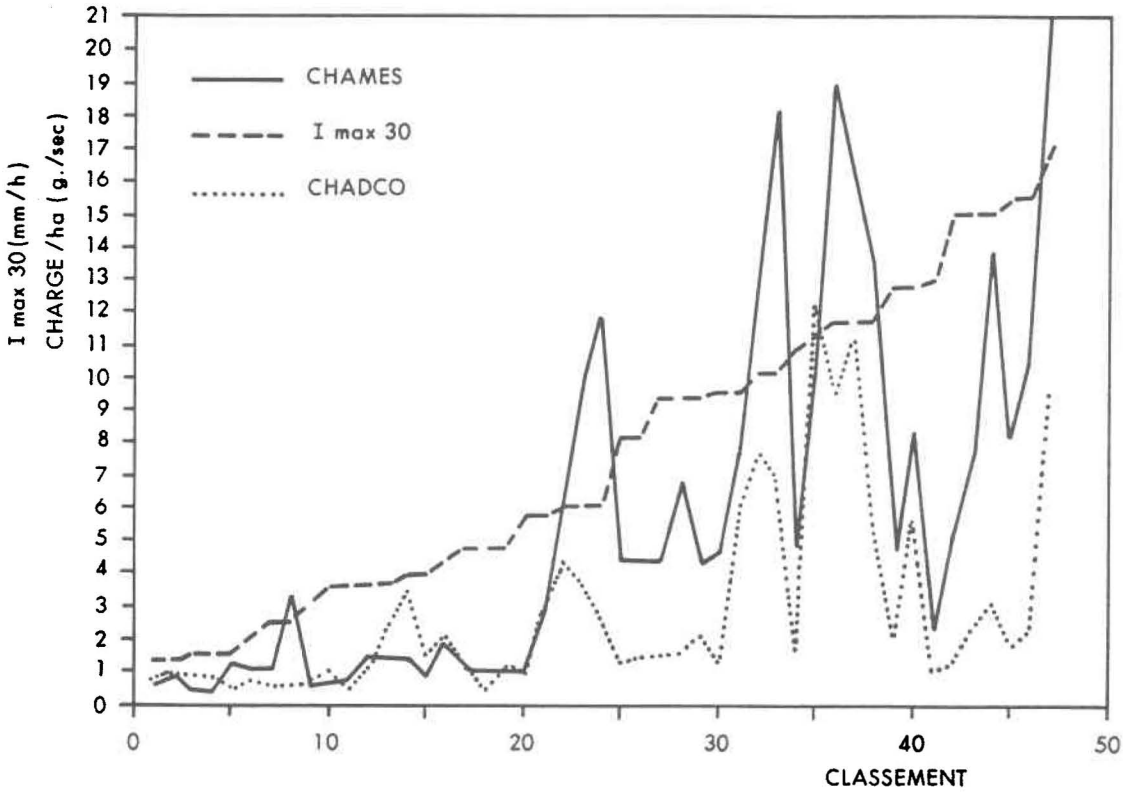


Figure 23: Relation I max 30 et les charges débordées. MES (CHAMES) et DCO (CHADCO). (6 bassins,15 pluies)

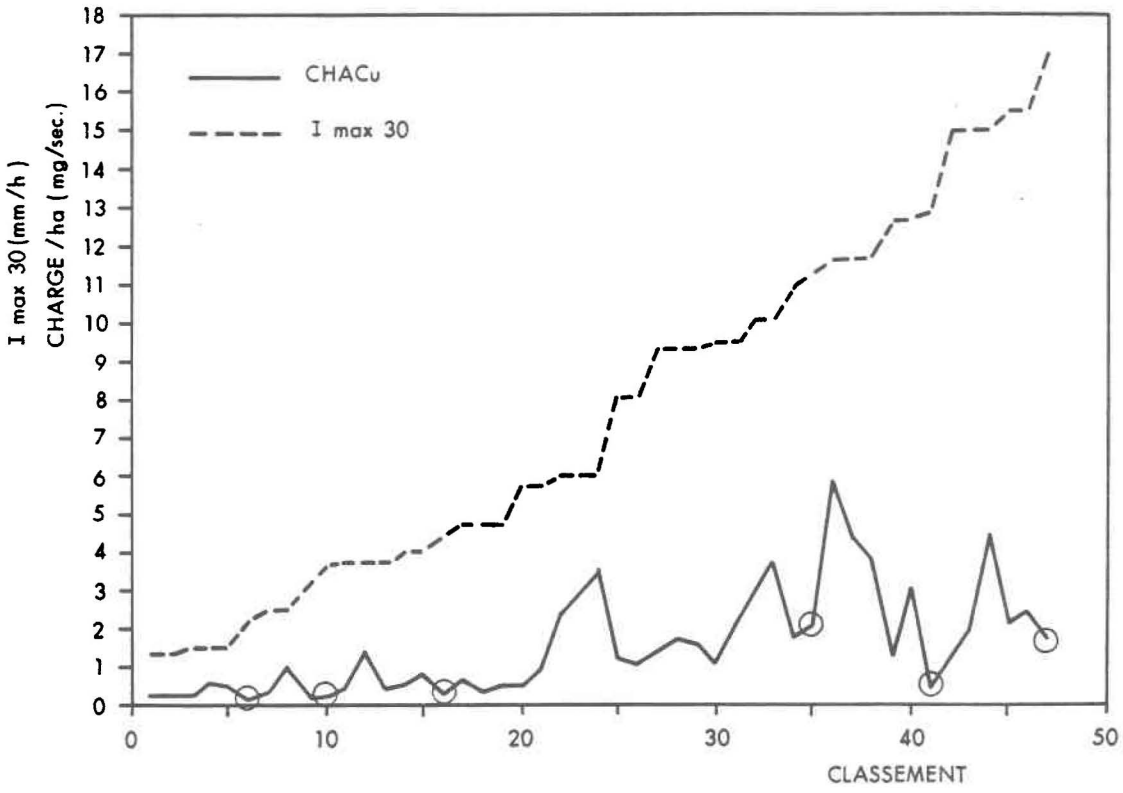


**Figure 24: Relation I max 30 et les charges débordées.
Cuivre (CHACu) (6bassins,15 pluies)**

Note: Les résultats encerclés sont ceux du bassin 3,faiblement urbanisé.

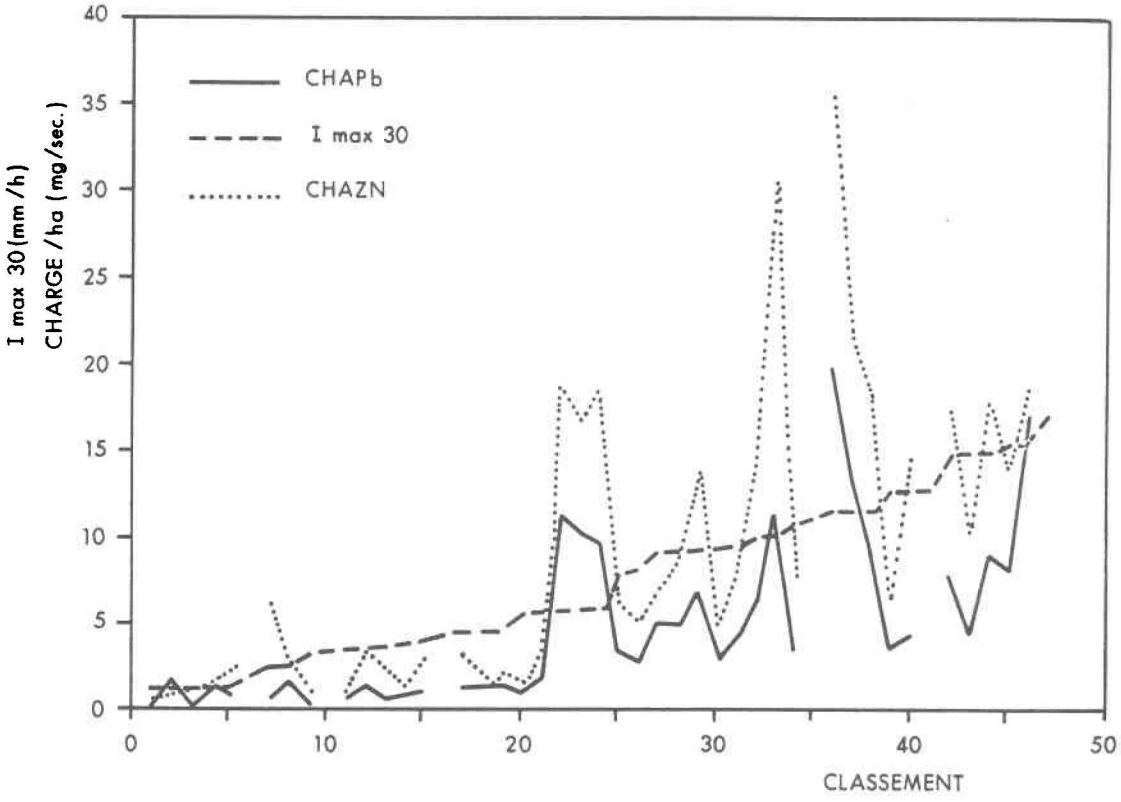


Figure 25: Relation entre I max 30 et les charges débordées. Plomb (CHAPb),Zinc (CHAZn). (5 bassins,9 pluies)

types de bassins de drainage ou à certains événements pluvieux. Afin de déterminer l'influence d'un débordement sur un milieu récepteur donné ou sur la station d'épuration, les résultats présentés dans ce rapport seraient représentatifs des situations réelles se produisant, sans nécessairement copier toutes les variations fines de la qualité des eaux usées.

L'annexe 4 de ce document montre que si le type d'occupation du sol n'a qu'une faible influence sur les charges débordées, I max_{30} peut sembler être reliées aux charges ruisselées/hectare. En effet, pour les paramètres conventionnels, les résultats classés ne permettent pas de dégager des regroupements induits. Dans le cas du cuivre, le même phénomène de disparité des résultats du bassin 3, qui a déjà été noté par le classement des $\bar{C}$ max, est observé. Les correlations entre les charges débordées et $\bar{C}$ max présentées à l'annexe 4, confirment l'influence de $\bar{C}$ max par rapport au débit sur les charges débordées. Une tendance à l'augmentation des charges débordées lorsque I max_{30} augmente est observée nettement pour les MES. Dans le cas de la DCO et du cuivre la relation entre ces tendances à l'augmentation sont moins significatives. Les variances observées pour tous les paramètres de qualité sont très fortes; particulièrement lorsque I max_{30} est comprise entre 8 et 15 mm/h.

5.2 Impacts observés sur le milieu récepteur

Les mesures réalisées dans la rivière St-Charles durant les périodes de débordement ont montré que les phénomènes de détérioration peuvent être regroupés dans les classes suivantes:

- variation instantanée de la qualité de l'eau;
- accumulation de contaminants;
- persistance de la détérioration de la qualité de l'eau.

Les concentrations mesurées de contaminants et les conséquences environnementales évaluées mettent en relief les détériorations causées par les épisodes fréquents de débordement.

Les fortes charges de contaminants évacués au cours d'eau durant le débordement des réseaux unitaires sont l'argument principal ayant été utilisé pour démontrer l'impact sur le milieu récepteur. Les travaux de caractérisation des eaux usées de ruissellement urbain et de débordements de réseau unitaire ont d'ailleurs renforcé l'étude de la "catastrophe écologique" en montrant que les quelques événements pluvieux majeurs d'une année (les cinq plus importans) pouvaient être responsables de 25 à 40 % de la charge annuelle évacuée au cours d'eau par ce type d'eaux usées (Hemain, 1983). Suite à l'observation de grandes variations de la qualité de l'eau de la rivière St-Charles (Québec, Canada) durant l'été 1982 en temps pluie, nous avons recherché les éléments pouvant expliquer ces variations subites et fréquentes. Puisque l'interception des eaux usées domestiques était réali-

sée depuis plus de 10 ans, la seule source de contaminant demeurait les déversements du réseau unitaire en temps de pluie.

5.2.1 Variations instantanées de la qualité de l'eau

La qualité de l'eau du milieu récepteur varie très significativement durant la pluie. Les détériorations observées sur la rivière St-Charles et l'interprétation des phénomènes de propagation des eaux usées permettent de définir ce type d'impact que sont les variations subites de la qualité de l'eau du cours d'eau.

Pour un événement de récurence mensuelle et un de récurence bi-mensuelle (Lavallée et al., 1984a), la figure 26 montre des variations de la qualité de l'eau longitudinalement. Plus en détails, à partir des stations de référence (stations 2 et 3) situées en aval de plusieurs émissaires du tronçon étudié, nous pouvons observer les variations temporelles de qualité dans l'eau du milieu récepteur (figures 27, 28). Ces mesures intègrent la qualité de l'eau sur toute la section transversale. On constate que les niveaux de qualité de l'eau sont très significativement différents en temps de pluie par rapport au temps sec. Dans le cas des MES, le niveau maximum enregistré durant la pluie est jusqu'à sept fois supérieur à celui de temps sec. Des phénomènes semblables sont notés pour le phosphore et le cuivre.

Le niveau mesuré de DCO dans la rivière pour cet épisode du 29 juin 1982 est supérieur par un facteur 2 à celui prévalant avant la pluie. Les comptes bactériologiques (bactéries coliformes d'origine fécale) mettent plus de 36 heures pour décroître des maximum enregistrés (70 000 org/100 ml)

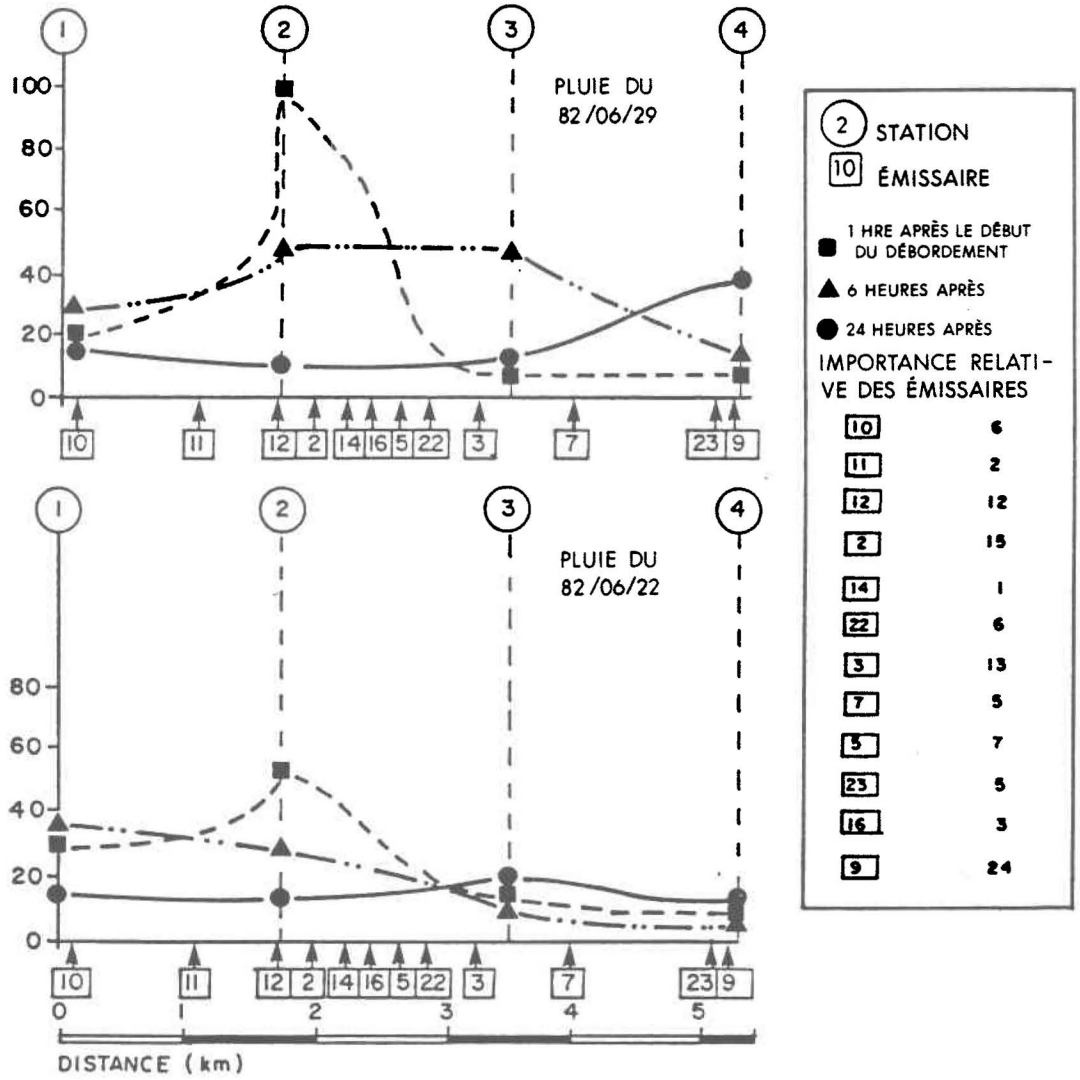


Figure 26: Variations longitudinales de la qualité de l'eau durant et après un épisode de débordement. Paramètre MES (mg/l).

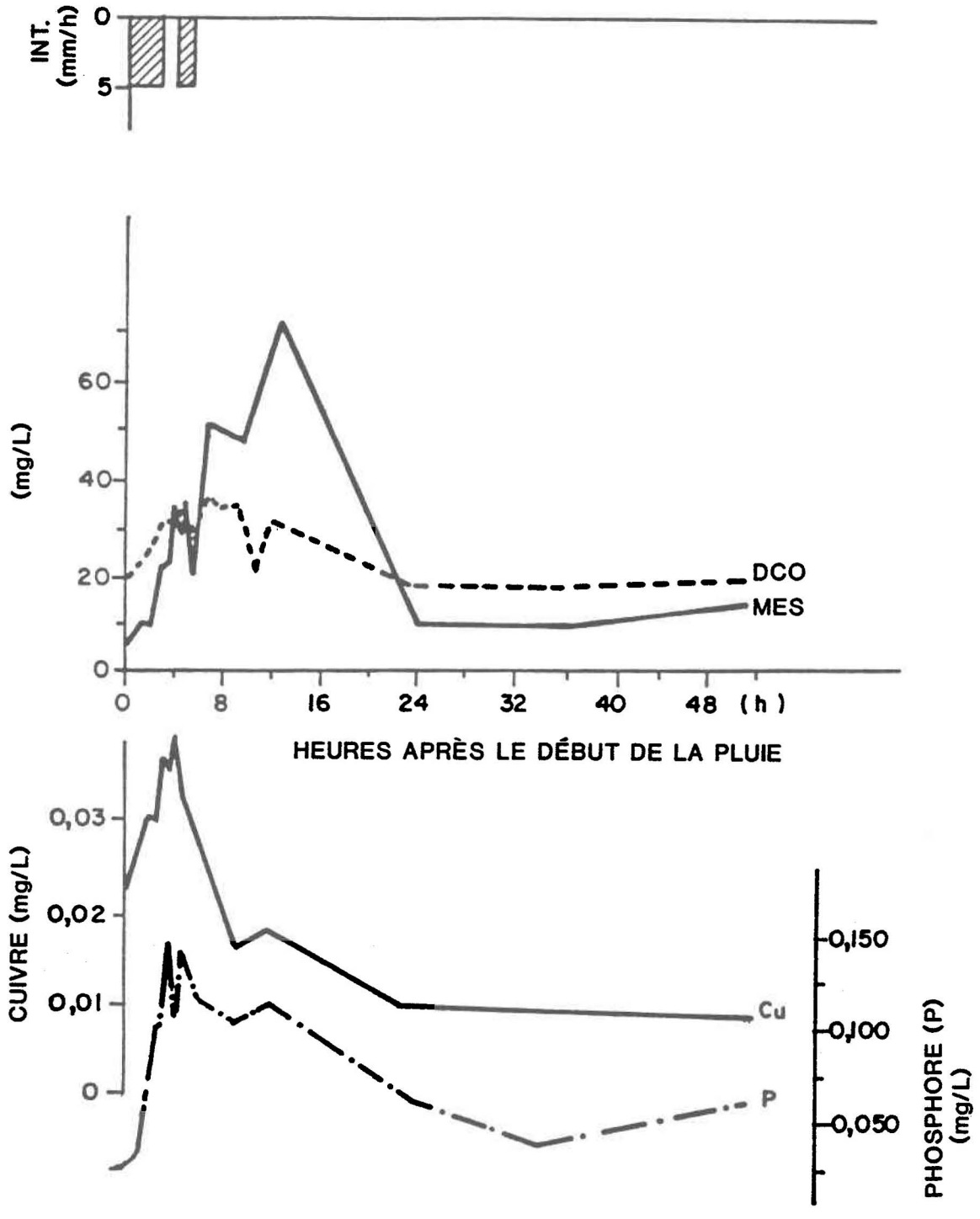


Figure27: Variations de la qualité de l'eau mesurée à la station 3. Pluie du 29 juin 1982

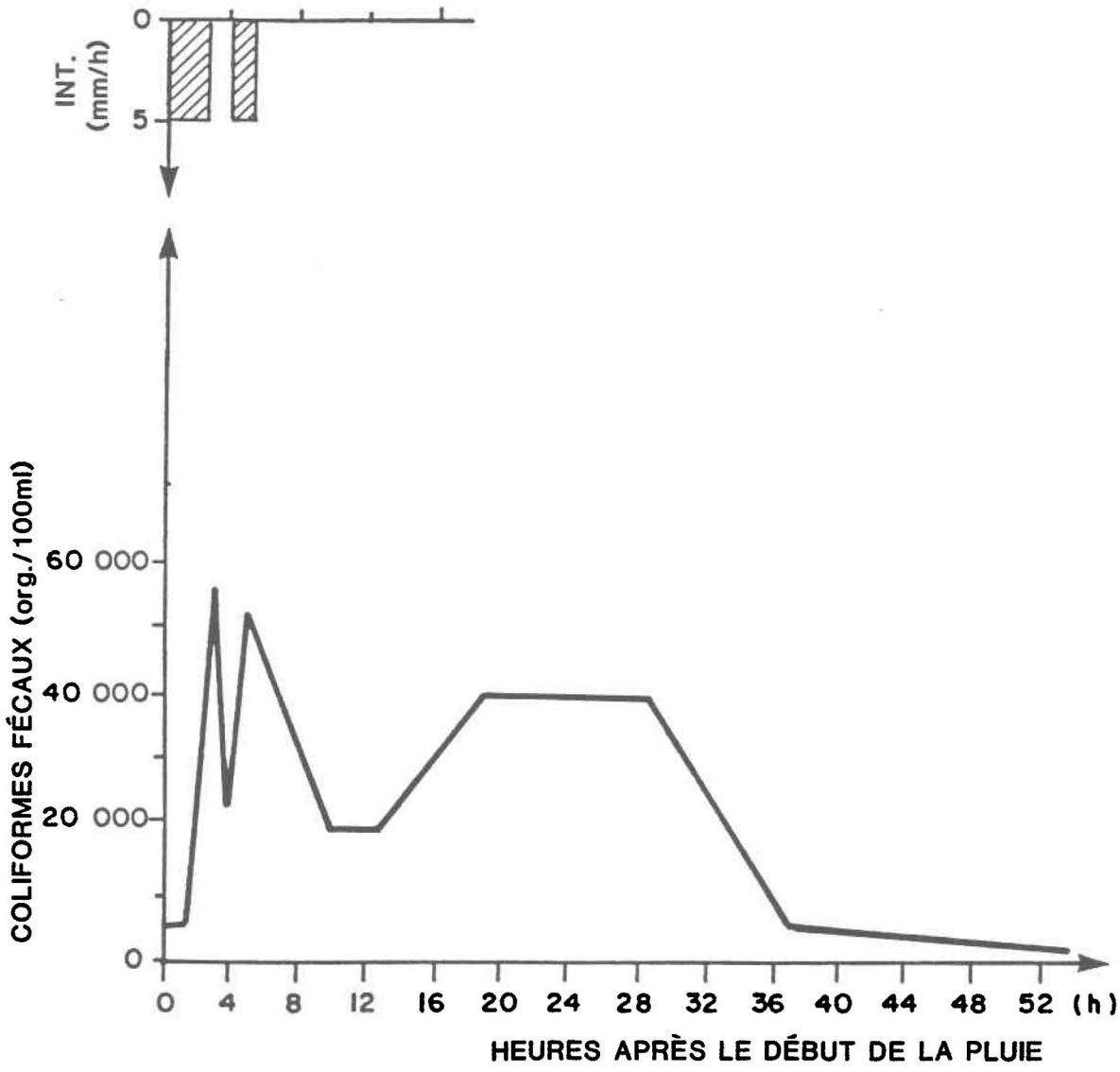


Figure 28: Variation temporelle de la qualité de l'eau.
Bactéries coliformes d'origine fécale.
Station 2. Pluie du 29 juin 1982.

au niveau de base de temps sec (2 000 org/100 ml). Le temps de parcours entre cette station et l'émissaire le plus éloigné en amont est pourtant inférieur à 12 heures.

Les résultats obtenus pour tous les événements pluvieux présentés en annexe 3, ou directement dans ce document, démontrent que pour tous les événements pluvieux la qualité de l'eau varie subitement avec de fortes amplitudes. Les mesures effectuées durant un événement pluvieux caractérisé par des faibles intensités maximales horaires de précipitation (8 mm/h) nous fournissent la même représentation de variations instantanées de la qualité de l'eau de la rivière (figures 29 et 30).

Il a été observé que la qualité de l'eau variait rapidement durant la phase de débordement pour se stabiliser lentement après la pluie. À la station 2 l'écart entre deux prélèvements successifs était de trente minutes durant les trois premières heures de la période de débordement; aux autres stations les prélèvements étaient horaires. Les variations observées correspondaient à plus de 30 % d'augmentation d'avec la valeur précédente du début de la pluie jusqu'au maximum du pollutogramme pour sept des neuf événements mesurés. Lors d'une pré-campagne d'échantillonnage réalisé en 1980, nous avions pu observer que la qualité de l'eau variait considérablement entre deux prélèvements horaires particulièrement dans le cas de la station 2 (Lavallée et Bernier, 1980).

Si nous nous intéressons plus spécifiquement aux zones immédiatement en aval de chaque émissaire de débordement, on retrouve des concentrations en-

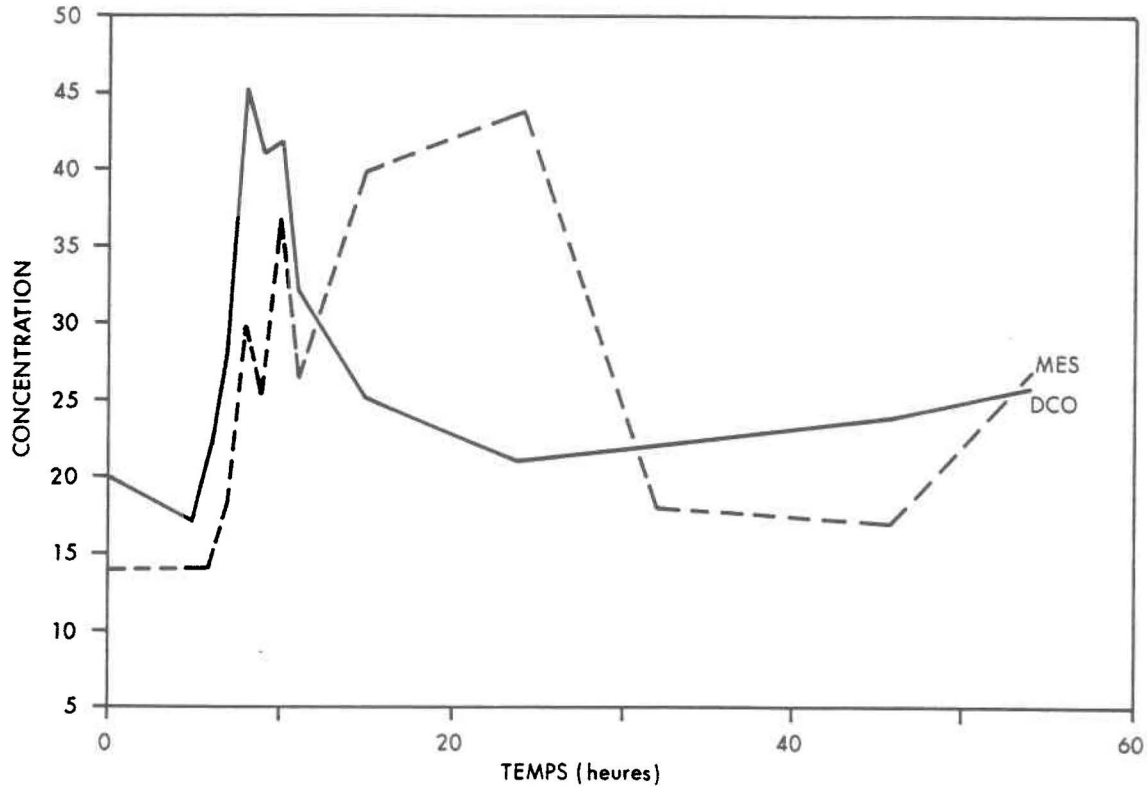


Figure 29: Pluie du 25 août. Station 2 MES,DCO, (mg/l).

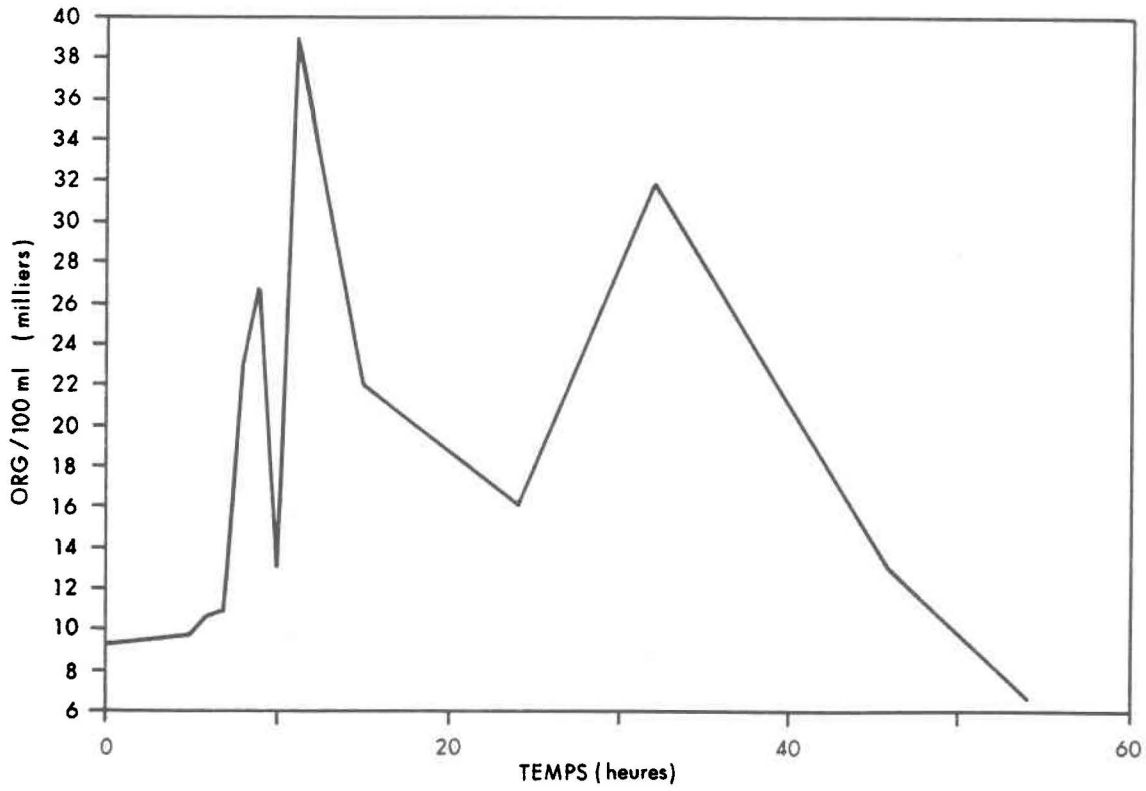


Figure 30: Pluie du 25 août. Station 2
Bactéries coliformes d'origine fécale (org./100ml)

core plus élevées. Il est important de tenir compte des zones réelles de diffusion des eaux usées, compte tenu de faibles vitesses d'écoulement nées des rives. La dilution des eaux usées déversées est très faible.

La rivière St-Charles, compte tenu des caractéristiques hydrodynamiques particulières à la section où se produisent les débordements, ne permet pas une bonne dispersion des eaux usées rejetées. Les essais de propagation effectués par traçage à la rhodamine pour deux émissaires importants: les bassins 12 et 2 montrent que la dilution instantanée est quasi nulle. Pour des débits de récurrence bi-mensuelle; les taux de dilution (C_i/C_o) à 300 mètres de l'émissaire sont élevés, ce qui traduit une très faible dilution. La largeur de la zone affectée par le débordement est cependant assez grande. Dans ce cas, la propagation latérale des eaux usées peut être expliquée en fonction de deux phénomènes.

Le premier, une influence significative de la diffusion moléculaire. En milieu turbulent, la diffusion turbulente est très importante. La propagation longitudinale et le déplacement de la masse d'eaux usées de l'amont vers l'aval sont grands. Il existe donc des conditions favorisant une dispersion régulière des eaux usées, pouvant se représenter telle un cône dont l'angle d'ouverture est stable. En contrepartie, dans une zone stagnante, les eaux usées se propagent dans toutes les directions par diffusion moléculaire, sans que des vecteurs préférentiels ne se développent. Tel un cercle se propageant de manière concentrique. Dans la rivière St-Charles à proximité de l'émission, les eaux usées diffusent autant latéralement que longitudinalement pour ensuite se propager tel un cône

s'établissant dans l'axe d'écoulement. Ce faisant, la largeur du panache est donc forte. Un deuxième phénomène accroît la largeur initiale de propagation des eaux usées, la puissance du jet s'échappant à l'émissaire relativement à la faible masse d'eau s'écoulant dans la rivière. La figure 31 montre la propagation longitudinale et latérale des panaches de diffusion des émissaires 2 et 12. Les taux moyens de dilution évalués à 300 mètres du site de rejet pour des débits moyens débordés de respectivement 1,5 et 0,64 m^3 sec (débit maximum moyen sur 30 minutes, pluie de récurrence 1 fois/mois) sont de 0,2 et 0,036. À l'exclusion des problèmes de sédimentation qui prévalent sûrement compte tenu des vitesses d'écoulement inférieur à 0,2 m/sec, nous pouvons évaluer que l'augmentation instantanée des concentrations de contaminants dans la rivière sera très forte.

Afin de confirmer les conditions critiques existantes à proximité de la plupart des émissaires; nous présentons les résultats mesurés de la propagation des eaux usées débordées dans un très grand cours d'eau; le fleuve St-Laurent, dont le débit moyen est supérieur à 12 000 m^3/sec. Cet exemple permet de bien visualiser l'importance des variations de qualité de l'eau du milieu récepteur et de mieux comprendre les impacts majeurs observés sur un petit cours d'eau comme la rivière St-Charles.

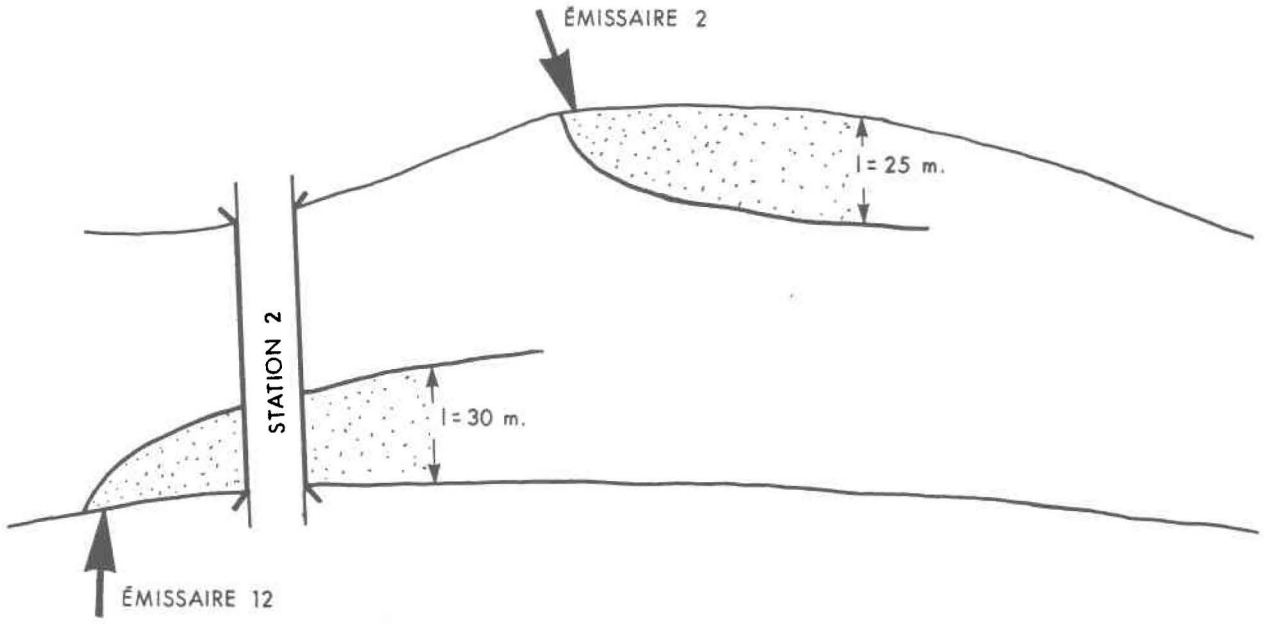


Figure 31: Propagation longitudinale et latérale des eaux usée débordées aux émissaires 2 et 12. Pluie de récurence mensuelle.

Dans ce cas, la propagation longitudinale et latérale des eaux usées a été mesurée par des techniques de jaugeage chimique tel que décrit dans Lavallée et al. (1984c). Nos objectifs sont de démontrer:

- la faible dispersion des eaux usées;
- la dilution minimum conséquente;
- les concentrations élevées de contaminants à proximité des berges et immédiatement en aval des émissaires.

On a observé pour un émissaire localisé en bordure du fleuve St-Laurent (figure 32), et dont le débit maximum est de 4,0 m^3/sec pour un événement pluvieux de récurence bi-mensuelle, que les facteurs de dilution sont aussi faibles que 0,02 à 0,03 à 1 200 mètres de l'émissaire. La figure 33 représente l'évolution longitudinale du taux de dilution dans ce cas particulier. Il faut noter que les vitesses d'écoulement en cours d'eau varient de 0,25 à 0,45 m/sec et que la profondeur d'eau est d'environ 3 mètres. On a pu représenter l'évolution longitudinale du taux minimum de dilution (fd_{min}) en fonction de la distance (x) par l'équation:

$$fd_{min} = 0,63\ e^{-0,0024x} \qquad (6)$$

et le taux de dilution moyen par:

$$fd_{min} = 0,111\ e^{-0,002x} \qquad (7)$$

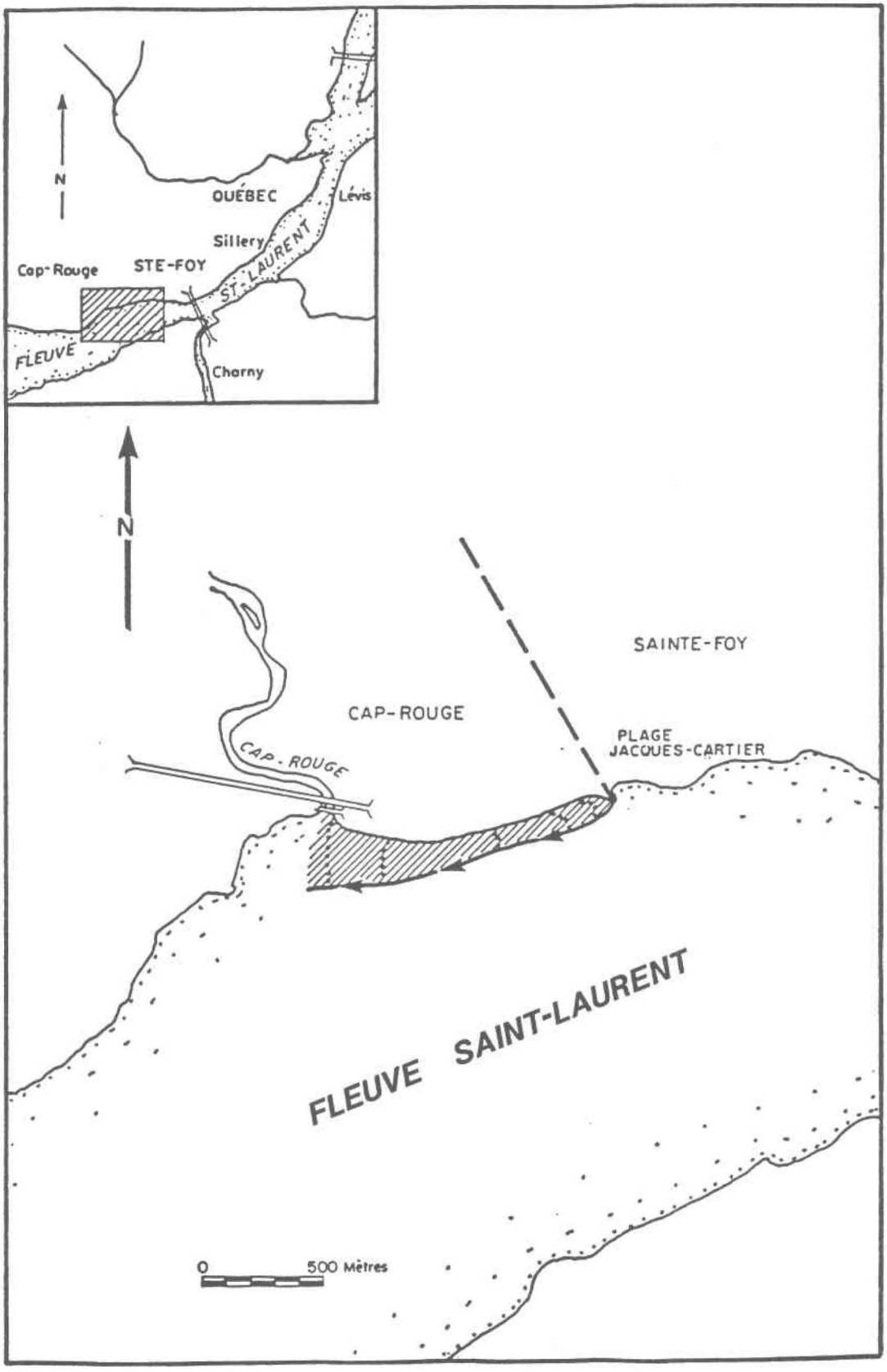


Figure 32: Patron de dispersion pour un émissaire pluvial localisé sur la rive gauche du Fleuve St-Laurent. Conditions de marée montante.

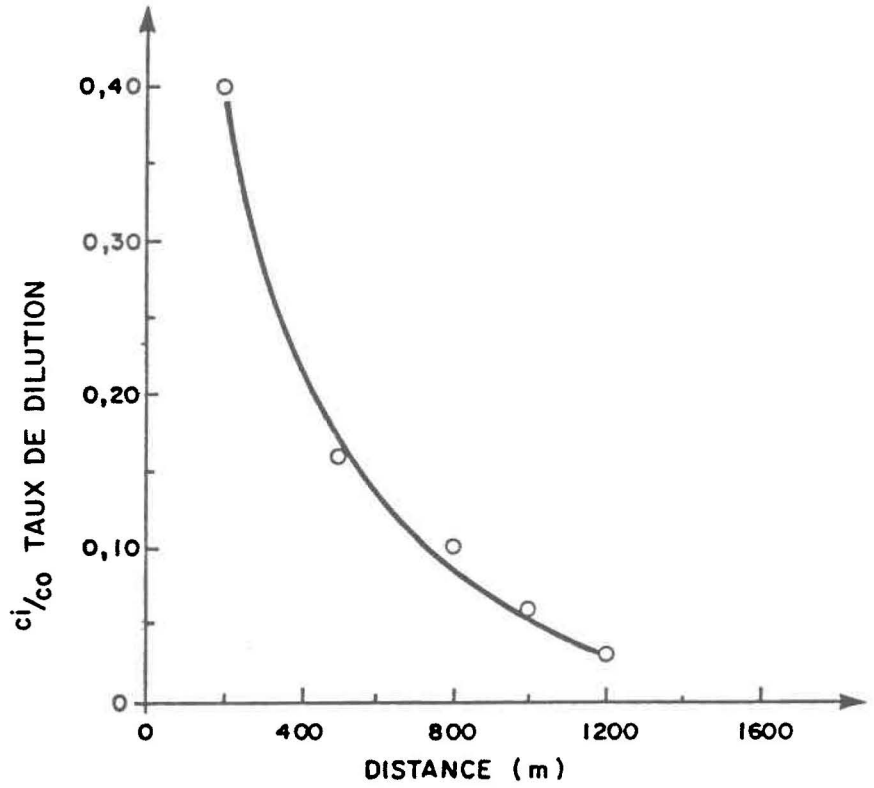


Figure 33: Évolution longitudinale du taux minimum de dilution. Émissaire au Fleuve St-Laurent. Pluie de récurence bi-mensuelle. .

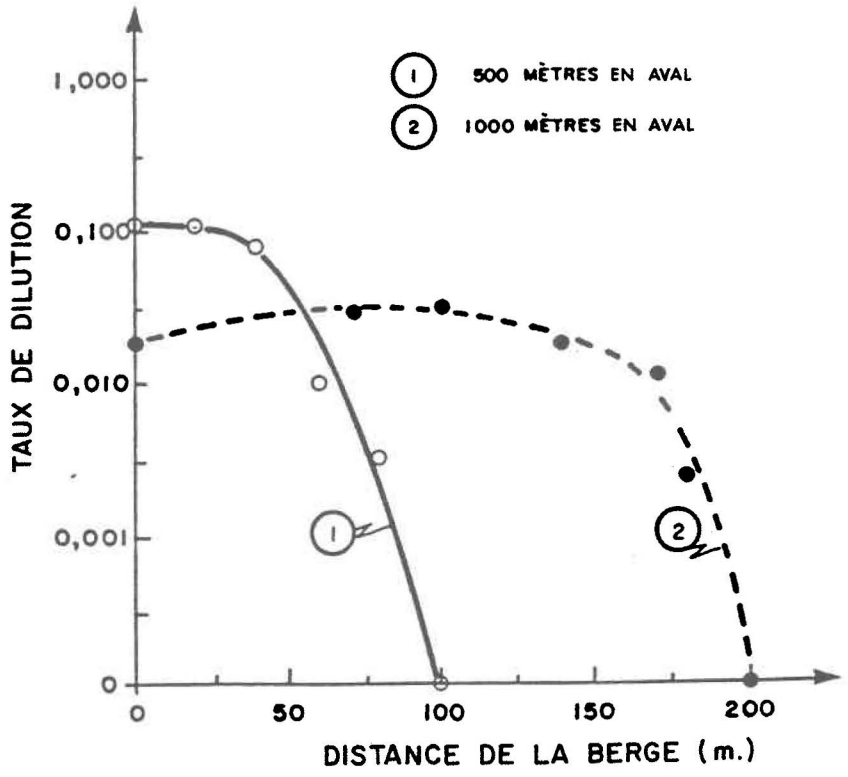


Figure 34: Hétérogénéité latérale du taux de dilution. Émissaire au Fleuve St-Laurent. Pluie de récurence bi-mensuelle.

Nos essais ont également démontrés que les zones de plus fortes concentrations étaient très près de la berge. La figure 34 représente la répartition latérale des taux minimum de dilution à 500 et 1 000 mètres du point de déversement. La faible dispersion latérale favorise l'accumulation près des berges et des concentrations résultantes très élevées. Des concentrations élevées ont été mesurées dans l'eau du fleuve, 500 mètres en aval de l'émissaire, à moins de 10 mètres de la rive: 65 ppb en zinc, 30 ppb en plomb et 12 ppb en cuivre. Le niveau de contamination bactériologique mesuré au même endroit était de 75 000 org/100 ml (bactéries coliformes d'origine fécale).

Conséquences environnementales de ces modifications instantanées de la qualité

Les modifications de la qualité bactériologique de l'eau du milieu récepteur suite aux débordements de réseau unitaire sont significatives et les conséquences peuvent être évaluées directement. Les usages impliquant un contact avec l'eau sont affectés par ce type de contamination. La persistance de la contamination au-delà de la période de débordement est fonction du temps de parcours et des possibles zones de stagnation. Le cas mesuré de la rivière St-Charles est critique compte tenu des particularités hydrodynamiques de ce cours d'eau, mais la propagation limitée des eaux usées de débordement lorsque déversée près des berges favorise l'augmentation des temps de parcours et l'incidence élevée de risque pour la santé. Si le cas de la rivière St-Charles est une représentation limite des phénomènes de faible dilution instantanée des eaux usées; le dernier exemple

présenté pour le fleuve St-Laurent confirme la faible propagation latérale des eaux usées et l'existence de contraintes autant instantanées, dilution minimale, que prolongée, accumulation des solides décantables.

En plus de ces dangers, il faut tenir compte des détériorations esthétiques du cours d'eau (débris flottants, turbidité, odeurs). Les conséquences de modifications instantanées de la qualité de l'eau, sont d'autant plus significatives pour l'environnement que ces phénomènes de contamination se produisent à une récurence élevée. Sur une base statistique environ 30 épisodes de débordements du réseau unitaire se produisent entre le 15 mai et le 15 septembre. Conséquemment, la période moyenne de temps sec entre ces événements est de 100 heures. Comme nous l'avons noté précédemment, la persistance d'un niveau inacceptable de détérioration pourrait être aussi longue que 48 heures (le flux de contaminants n'est pas synchronisé au déplacement de la masse d'eau). La période durant laquelle la qualité physico-chimique et bactériologique serait acceptable est donc très courte. Ajoutons que certains organismes pathogènes peuvent plus facilement que les coliformes fécaux, s'adsorber aux matières décantables (Shillinger et Gammon, 1985) susceptibles de s'accumuler près des émissaires et ainsi être présents plus longtemps dans la zone de déversement. Le risque pour la santé serait donc accru.

5.2.2 Persistance de la détérioration

Tel que présenté sur les figures 27 à 30, les variations instantanées de la qualité de l'eau dans les premières heures suivant le début de la

période de débordement précèdent un retour lent aux conditions initiales de qualité de l'eau de la rivière. La période la plus courte de retour aux conditions initiales sur tout le tronçon étudié a été de 24 heures; soit, deux fois plus longtemps que le temps de parcours en période de temps sec. Il est vérifié que le flux de contaminants se déplace longitudinalement plus lentement que la masse d'eau. Un traçeur, la rhodamine Wt était présent dans la masse d'eau débordée. Pour 3 épisodes pluvieux: les 16 et 29 juin et le 7 juillet, son passage était visuellement noté avant l'augmentation des concentrations de MES aux stations 3 et 4. Pour cette raison et compte tenu de la sédimentation des particules évacuées par les trop pleins, la persistance d'un déséquilibre physico-chimique est plus longue que la durée du débordement.

Sédimentation et accumulation

Nos premières visites exploratoires sur le site de la rivière St-Charles (Lavallée et Bernier 1980) nous avaient permis de vérifier que des vases étaient accumulées sur le lit de la rivière St-Charles. Ces vases pouvaient provenir du transport de matières solides de l'amont, ou être composées des charges débordées. Nous avons donc vérifié le bilan d'exportation des charges débordées, soit la fraction des charges débordées pouvant être mesurée à la station 4. Cette station est située à l'embouchure de la rivière, au barrage anti-marée. Pour cette vérification, on négligeait d'éventuels apports de l'amont; ce qui aurait pu nous amener à mesurer à la station 4 un pourcentage plus élevé que 100% de la charge débordée.

Tel que le laisse présumer la présence de vases et les caractéristiques hydrauliques de la rivière, le bilan d'exportation des charges de contaminant est négatif en temps de pluie. Pour tous les événements mesurés, la quantité de contaminants sortant du tronçon étudié représente moins de 35 % du total des charges amenées par les débordements de réseau unitaire. Ces charges étaient mesurées sur 65 % de la superficie drainée et évaluée par modélisation sur le reste du territoire selon l'équation:

$$L_{ij} = \bar{C}_{ij'} \int_{t0}^{t_f} Q_{ij}\, dt \qquad (8)$$

t_f : temps depuis le début du ruissellement jusqu'à la fin;

to : temps depuis le début de la période de ruissellement;

L_{ij} : charges débordées pour un bassin j durant un événement C_i;

Q_{ij} : débit modélisé (SWMM) pour un bassin j durant un événement i;

$\bar{C}_{ij'}$: concentration moyenne de contaminant pour un événement i, transposée d'un bassin j, représentatif de j'.

Les débits modélisés par SWMM pour chacun des bassins de drainage tiennent compte des particularités hydrauliques des bassins étudiés. Tel que décrit dans Lessard et Lavallée (1985), le niveau de précision obtenu: écart entre les valeurs modélisées et les valeurs mesurées sur les bassins j, est acceptable puisque le synchronisme est correct et que les écarts entre les débits maximums et les volumes totaux ruissellés sont inférieurs à 20%. Ces bassins j représentent 65% de la superficie totale du territoire

étudié. Pour les autres cas, en transférant des bassins j aux bassins j les largeurs de drainage et en ajustant proportionnellement les longueurs de drainage, nous avons plus justement estimé les débits maximums débordés. Simultanément, nous avons corrigé les pourcentages d'imperméablisation des bassins non mesurés dans une même proportion que la correction effectuée sur les bassins mesurés. Cela, afin de corriger nos estimations de la fraction des toits raccordés et des allées d'auto et stationnements directement drainés. Par ces ajustments, nous avons corrigé les volumes débordés pour chaque bassin, moyennes représentatives de chaque famille de bassins pour un événement donné.

Les critères de jumelage des bassins j et j' sont présentés par Lessard et Lavallée (1984). Pour les fins de ces calculs, l'hypothèse d'une différenciation des charges évacuées par type d'occupation de sol avait été admise a priori pour ne pas biaiser l'interprétation. Les résultats présentés à la section 5.1 démontrent que même le jumelage des bassins était accessoire. Dans ces conditions, les conclusions n'auraient que peu différées en utilisant les mêmes concentrations à l'effluent pour chacun des bassins, par exemple en ne mesurant que 1 ou 2 bassins durant 2 fois plus d'événements pluvieux.

À partir des résultats obtenus durant l'événement du 29 juin 1982 pour la rivière St-Charles, nous pouvons observer que les concentrations mesurées à la station aval sont inférieures aux concentrations mesurées aux stations intermédiaires, malgré l'apport au cours d'eau de plus de 10 000 kg de matières en suspension entre la station aval et celle la plus en amont

(figure 26). Cette observation peut s'expliquer par les faibles vitesses d'écoulement, donc par une capacité de transport limitée.

Compte tenu de capacités limités de transport en cours d'eau, et étant donné les quantités de contaminants évacuées durant la pluie par les débordements de réseau unitaire, il est prévisible d'observer une important processus d'accumulation. Deux aspects doivent être pris en compte dans l'explication des phénomènes d'accumulation: la localisation physique des émissaires pluviaux et les caractéristiques des eaux usées de ruissellement urbain. Ces deux aspects viennent accentuer l'ampleur de l'accumulation.

Le premier aspect à considérer concerne la localisation des émissaires pluviaux (débordements de réseau unitaire inclus). Ils sont installés en bordure de rive, en des endroits où les vitesses et les hauteurs d'eau sont faibles, ce qui a comme conséquence de limiter la diffusion. Le deuxième aspect concerne les matières en suspension: les charges évacuées au cours d'eau sont très facilement décantables ce qui limite leur transport sur de longue distance. D'ailleurs, les travaux de Klemetson (1985) ont montré cette plus grande décantabilité des matériaux transportés par les réseaux unitaires en temps de pluie. Nos résultats présentés à la section 5.1.4 semblent confirmer ces informations. Les dépôts accumulés dans les canivaux ou dans les conduites, trop lourds pour être transportés à faible débit, pourraient expliquer cette décantabilité.

En ce qui regarde la localisation des émissaires pluviaux, nos observations tendent à démontrer que la dispersion latérale est très limitée. La dilution résultante et la capacité de transport du cours d'eau sont ainsi

réduites. La mesure des vitesses d'écoulement dans un cours d'eau comme la rivière St-Charles démontre l'hétérogénité latérale et verticale des vitesses (figure 35). De plus, il a été observé, suite à un abaissement du niveau des eaux de la rivière St-Charles, une accumulation importante de contaminants très près des émissaires.

Nous avons comparé la qualité des sédiments, de l'amont vers l'aval du tronçon étudié et à proximité des émissaires. Ces résultats présentés aux tableaux 10 et 11 montrent le fort niveau de contamination des sédiments, particulièrement à proximité des émissaires de débordement.

Les contenus en matières organiques et en métaux ont été analysés. Les sédiments récoltés sur toute la section aval de la rivière montrent des niveaux élevés du contenu en matière organique, caractéristiques de celui de boues en décomposition. En aval de la zone des débordements de réseau unitaire, les sédiments sont fortement contaminés. Les concentrations de métaux lourds (45 mg Cu/Kg; 117 mg Pb/kg; 750 mg Zn/kg) sont de 10 à 15 fois plus élevées que celles mesurées en amont. À proximité des sites de débordements (à moins de 150 - 200 mètres des ouvrages) les concentrations maximales mesurées peuvent atteindre 890 mg Cu/kg, 1150 mg Pb/kg et 2260 mg Zn/kg). Ces niveaux comparés aux résultats de l'amont et à tout autre cours d'eau même contaminé (Campbell et al., 1973) sont très élevés.

Conséquences de ces accumulations

Les nuisances pour la section aval du cours d'eau peuvent être de trois ordres:

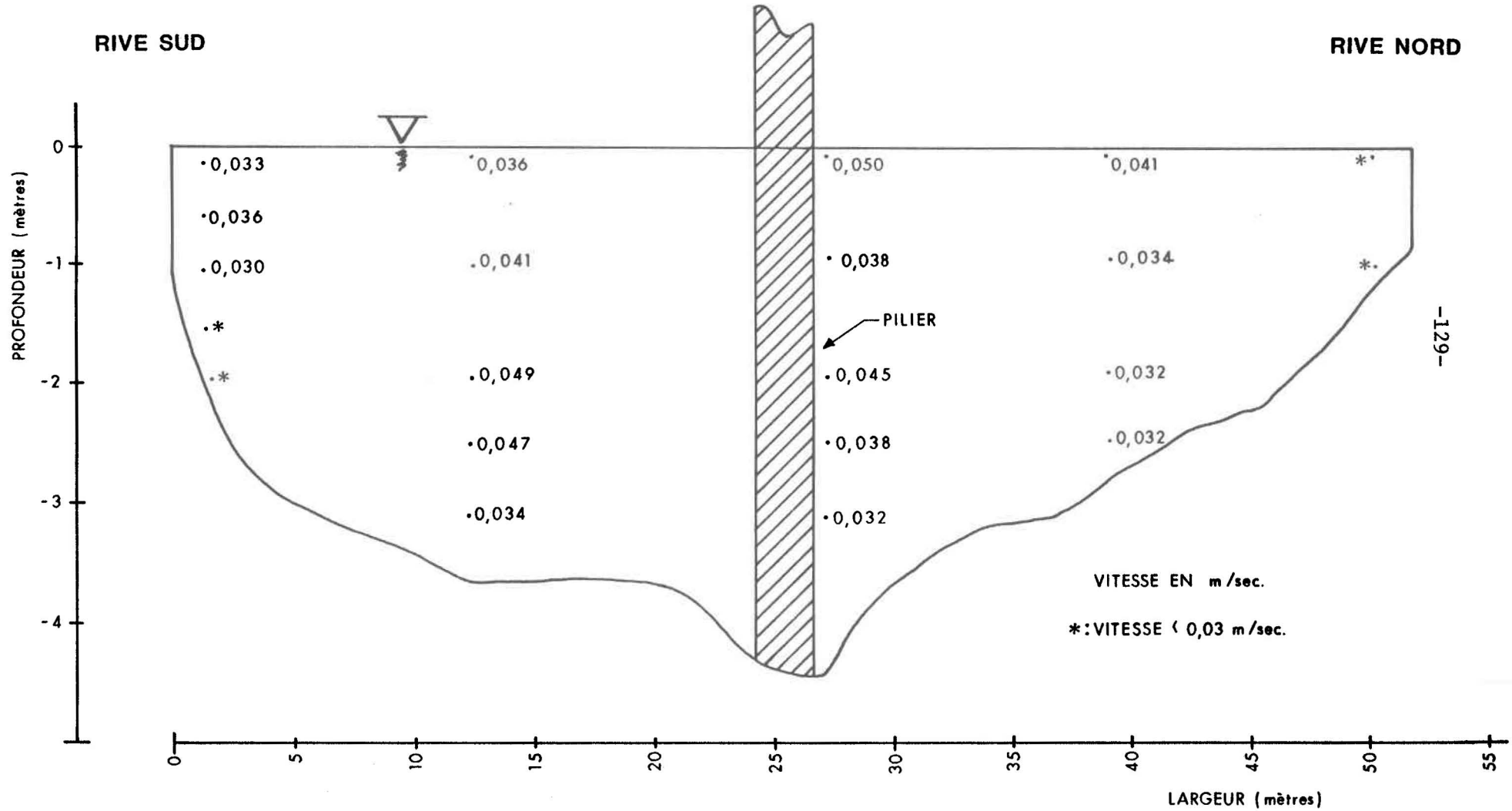


Figure 35: Répartition latérale et verticale des vitesses d'écoulement. Station rivière 3

Tableau 11: Évolution longitudinale de la qualité des sédiments de la rivière. Moyenne de trois campagnes d'échantillonnage aux mêmes sites.

STATION[3]		C_{org}[1]	N_{org}[1]	Cu[2]	Pb[2]	Zn[2]
Amont	A	0,14	0,02	3,0	7,4	48,4
	B	0,26	0,03	6,4	18,9	64,7
	C	0,42	0,05	14,0	61,4	81,9
1,0 km	A	1,03	0,02	3,7	6,9	53,9
	B	0,25	0,02	3,3	6,4	57,9
	C	1,63	0,07	13,5	88,8	164
1,6 km	A	0,37	0,03	6,5	12,8	64,7
	B	0,41	0,03	6,5	18,1	77,0
	C	1,56	0,04	5,2	17,9	67,7
2,0 km	A	1,26	0,08	9,9	20,8	115
	B	1,25	0,09	8,5	15,3	99,2
	C	0,49	0,02	3,1	28,1	56,1
3,0 km	A	4,62	0,29	22,8	55,8	276
	B	3,87	0,20	23,9	65,5	307
	C	4,22	0,22	26,9	82,1	394
3,5 km	A	4,37	0,24	30,6	85,6	368
	B	4,02	0,25	27,8	79,5	340
	C	4,27	0,26	31,7	81,3	371
4,0 km	A	4,28	0,25	28,0	76,3	395
	B	3,93	0,19	25,9	80,3	383
	C	4,39	0,36	26,7	83,4	485
5,0 km en aval	A	6,22	0,34	46,1	178	755
	B	5,21	0,25	45,6	154	688
	C	5,04	0,26	48,0	179	741

[1] %

[2] mg/kg

[3] A, B, C sont des sous-stations de prélèvements localisées sur une même section transversale

Tableau 12: Qualité des sédiments de la rivière immédiatement en aval de deux émissaires.

STATION		C_{org} [1]	N_{org} [1]	Cu [2]	Pb [2]	Zn [2]
Site	3 A	3,74	0,19	76,0	210	320
	B	2,47	0,15	62,4	194	260
	C	2,47	0,13	74,0	262	300
Site	4 A	2,36	0,13	585	810	1620
	B	1,36	0,07	890	1150	2260
	C	1,08	0,06	320	620	975

[1] %
[2] mg/kg
[3] A, B, C sont des sous-stations de prélèvements localisées 10, 12,5 et 15 mètres en aval de l'émissaire.

i) odeurs;

ii) toxicité des sédiments et de l'interface eaux - sédiments;

iii) surproduction végétale ("bloom" d'algues).

Dans ces trois cas, le niveau d'oxygène dissous dans la masse d'eau est l'élément déterminant du problème. Il a été évalué que la demande benthique en oxygène (DOS) variaient de 5,0 à 8,3 g/m^2/jour si on considère la réaération comme très faible et la demande en oxygène dans la masse d'eau correspondant à une dégradation de 50% de la matière organique en solution ou en suspension (35 mg/l de DCO). Dans ces conditions la DOS doit être égale ou supérieure à 5,0 g/m^2/jour pour expliquer le déficit en O.D.. Tel que présenté par Krenkel et Novotny (1979), ce niveau de DOS correspond aux boues à proximité d'un effluent municipal. Cette DOS a comme conséquence de réduire le niveau d'oxygène dissous dans l'eau, particulièrement à l'interface eaux - sédiments jusque sous les 2 mg/l. Ce niveau considéré comme le seuil des anoxiques, est également responsable de modifications du potentiel d'oxydo-réduction des sédiments. Sous un niveau de 100 MEV, il y a largage de métaux et de phosphore par réduction des oxydes de fer et de manganèse (Wetzel, 1975). D'importantes quantités de métaux lourds deviennent biodisponibles. Suite à des phénomènes de bioaccumulation (Lavallée et al., 1984; Lavallée, 1980), ces toxiques peuvent se retrouver dans la chaîne alimentaire et être responsables de phénomènes léthaux et sub-léthaux. Ce phénomène de largage dans le cas du phosphore, est responsable d'une croissance soudaine d'algues. Ces phénomènes ont été observés durant les étés 1978, 1979 et 1981 sur la rivière St-Charles.

Il est important de noter que les désagréments perceptibles par la population sont les odeurs, générées par les résidus métaboliques des micro-organismes hétérotrophes, anaérobiques et aérobiques facultatifs. Lorsque les conditions d'oxygène dissous deviennent impropres à la minéralisation aérobique. Ces trois phénomènes de détérioration (odeurs, toxicité, hyper-croissance végétale) se produisent en temps sec, entre deux événements pluvieux, allongeant la période de détérioration au-delà de la durée de l'événement pluvieux.

5.2.3 Contraintes environnementales

Déséquilibre continu du milieu récepteur

La succession d'événements pluvieux de récurence élevée est une contrainte importante sur la qualité du milieu récepteur. Nos résultats ont démontré que les charges débordées durant des événements de récurrence hebdomadaire et mensuelle étaient beaucoup plus grandes que la charge tolérable par le milieu récepteur. Le dépassement des critères de qualité de l'eau et, surtout, l'évolution des concentrations de contaminants dans la rivière jusqu'à des seuils dépassant largement les niveaux de qualité prévalant avant la pluie sont des preuves circonstantielles que le milieu est très fortement perturbé durant les épisodes de débordement. De plus, pour des milieu lentiques, les perturbations physico-chimiques et bactériologiques persistent jusqu'à 48 heures après la fin de la période de ruissellement. À ces phénomènes, il faut coupler l'influence des sédiments sur la qualité de l'eau et l'évolution du stress métabolique chez les organismes. La succes-

sion asynchrome de ces manifestations différentes d'un déséquilibre du milieu récepteur est susceptible de faire persister la détérioration du milieu récepteur sur toute la période entre deux épisodes de ruissellement.

Une perturbation physico-chimique et bactériologique de la qualité de l'eau est observée durant les premières 24 à 48 heures après l'épisode de ruissellement. Dans les jours qui suivent cette première période, comme nous l'avons identifié par l'analyse des sédiments et par l'évaluation des charges accumulées au fond du cours d'eau; les sédiments riches en matière organique peuvent contribuer à une baisse de la quantité d'oxygène dissous dans l'eau. Cette demande en oxygène des sédiments (DOS) est très forte même 72 heures après l'épisode de débordement. Une mesure de la quantité d'oxygène dissous dans l'eau, répétée après trois événements pluvieux a montré que le niveau observé était sous les deux mg/l au niveau des zones d'accumulation et ce sur toute la colonne d'eau. Ces mesures ont été effectuées de 48 à 72 heures après les débordements. En terme de qualité générale de l'eau, la baisse en oxygène dissous, tout en étant susceptible d'accroître le largage de contaminants comme le phosphore et les métaux (conditions réductrices), se traduit par un état accentué de détérioration biologique.

Simultanément et consécutivement à cette deuxième période de temps après le débordement, il est logique de poser comme hypothèse que les organismes vivants dans ce milieu stressé par des débordements fréquents du réseau unitaire récupèrent lentement sans nécessairement compléter leur récupération métabolique avant que ne se produise l'épisode suivant de débordement.

Tel qu'expliqué dans Lavallée et al. (1984b) et Villeneuve et Lavallée (1986), la récupération métabolique d'organismes exposés à une vague courte de contaminants n'est pas instantanée mais prolongée dans le temps (figure 36). Si le milieu récepteur reste perturbé, le retour aux conditions métaboliques initiales pourrait être prolongé et l'activité métabolique initiale pourrait ne pas être égalée même après une longue période.

La figure 37 montre la succession possible de désordres de toute nature durant une succession d'événements pluvieux. Si on évaluait par indices de qualité, la qualité de l'eau du milieu recevant les eaux usées de débordements de réseau unitaire, et qu'une bonne qualité de l'eau correspond à 1, nous pouvons observer l'évolution des paramètres de qualité en fonction du temps. Le tableau 13 résume cette compilation. On ne doit pas considérer les valeurs de manière absolue, mais plutôt de manière relative.

Nous avons constitué notre propre indice empirique de qualité pour ne pas alourdir notre présentation par des explications sur la pertinence ou la valeur d'indices déjà établis. Plusieurs indices ont déjà été testés dans leurs aptitudes à prédire ou établir l'impact des débordements de réseau unitaire (Lefèvre et Couillard, 1986); compte tenu d'une mauvaise compréhension du phénomène de la pollution par les déversements en temps de pluie, ils ne révèlent guère plus lorsque bien utilisés, que ce que démontre une bonne interprétation des variations physico-chimiques de la qualité de l'eau

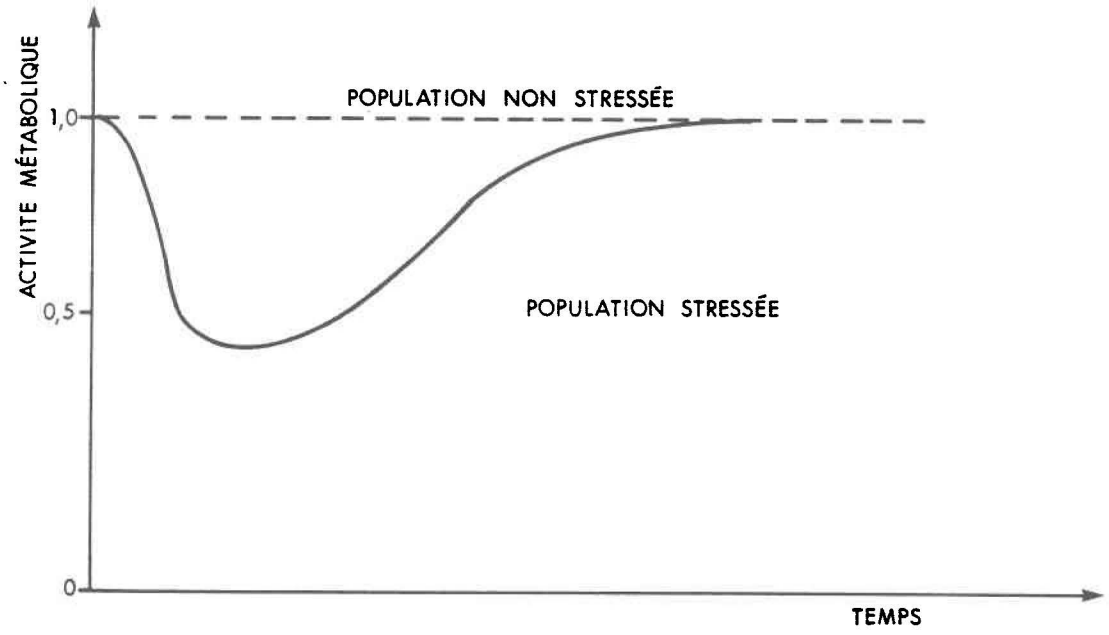


Figure 36: Evolution présumée du métabolisme des organismes vivants soumis à un stress toxique.

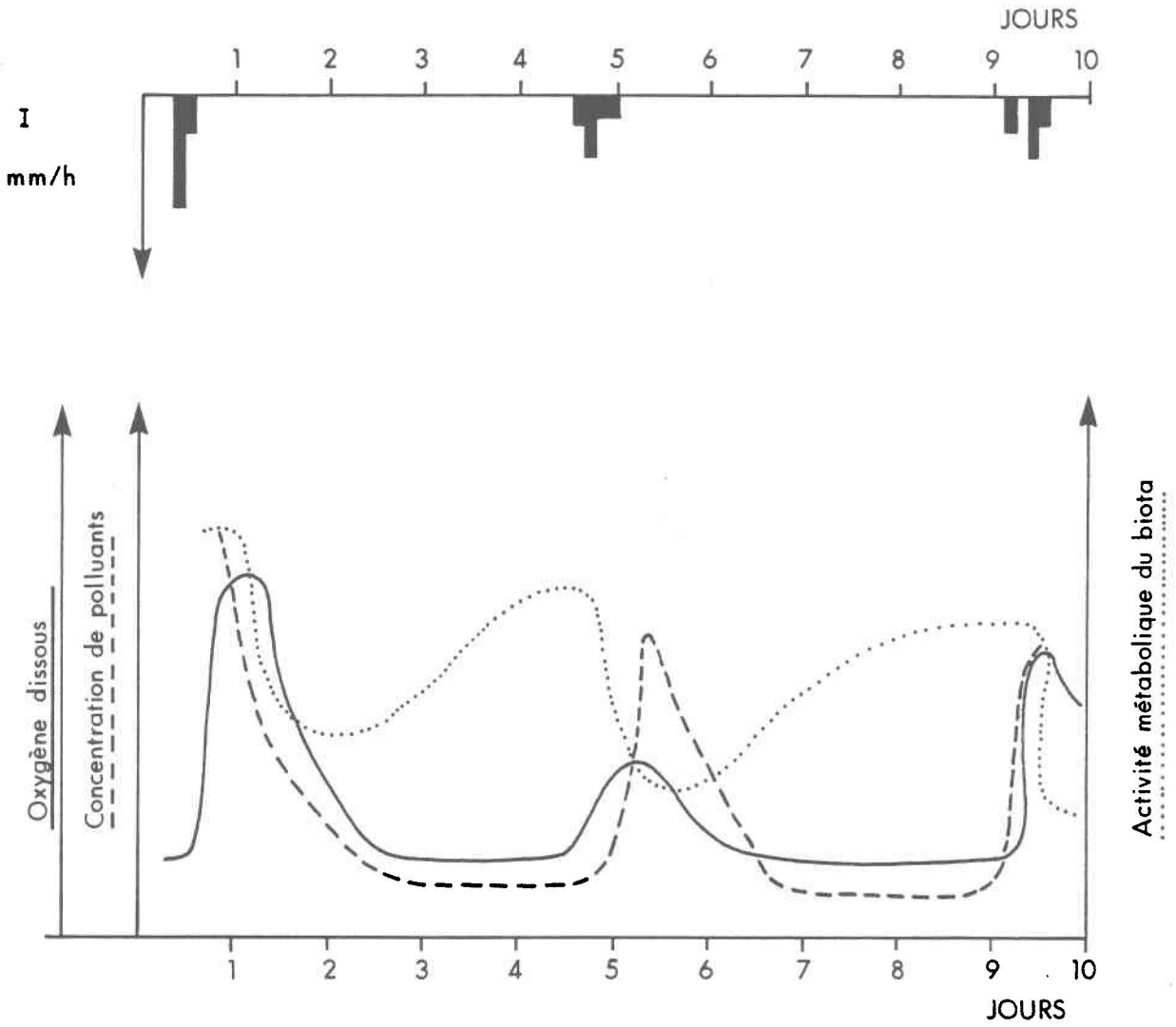


Figure 37: Evolution asynchrome des déséquilibres du milieu récepteur.

Tableau 13: Évolution d'indices compétitifs de qualité.

TEMPS (jour)	DÉBORDEMENT	DÉTÉRIORATIONS			
		Concentration de polluants	Oxygène dissous	Activité biologique	Total indices
-1		1*	1*	1*	3**
0	Début	0	0,8	0,5	1,3
0.2	Fin	0	0,7	0,5	1,2
0.5		0.25	0,7	0,5	1,45
1		0.5	0,7	0,6	2,0
2		1	0,5	0,7	2,2
3		1	0,1	0,7	1,8
4		1	0,1	0,8	1,9
5		1	0,1	0,8	1,9
6	Début	0	0,7	0,7	1,4
6.2	Fin	0	0,6	0,5	1,1
6.5		0.25	0,6	0,5	1,35
7		0.5	0,6	0,6	1,7
8		1	0,4	0,6	1,1
9		1	0,1	0,7	1,8
10	Début	0	0,7	0,7	1,4
10.2	Fin	0	0,7	0,5	1,2
10.5		0.25	0,6	0,5	1,35
11		0.5	0,6	0,4	1,5
12		1	0,5	0,5	2,0
13		1	0,1	0,5	1,6
14		1	0,1	0,6	1,7
15		1	0,1	0,6	1,7

* État initial idéalisé
** Objectif total = 3.0

et des sédiments. Nous avons donc représenté la persistance de la détérioration du milieu en s'interrogeant sur trois niveaux de contraintes:

1) concentration de polluants dans l'eau;
2) déficit en oxygène dissous;
3) déséquilibre biologique.

chaque contrainte est jugée d'importance relative équivalente (poids équivalent). Le niveau 1 correspond à l'état initial idéalisé: stable sans influence préalable de sources de pollution en temps de pluie. Pour la concentration de polluants, les valeurs mesurées en temps sec avant la pluie correspondant à la valeur maximale de l'indice 1 et les valeurs maximales durant la pluie à la valeur de 0. Les valeurs intermédiaires sont simplement équivalentes à la proportion de récupération entre 0 et 1. Ainsi, si on mesurait 10 à T_0, soit une valeur de l'indice égale à 1, et que pour une valeur de l'indice égale à 0, les concentrations étaient égales à 30, la valeur de l'indice pour une concentration égale à 20 après 2 jours serait de 0.5, soit la moitié de l'écart entre la concentration initiale et la concentration maximale. Pour réaliser notre tableau, nous nous sommes inspirés des valeurs mesurées lors des pluies du 16 juin, 21 juin et 29 juin 1982.

Dans le cas de l'indice sur le déficit en oxygène dissous, il représente les observations faites durant l'été 1980 et l'été 1982 où le déficit en oxygène dissous était le plus fort (valeur de l'indice égale à 0.1) trois jours après la pluie. La valeur 0 n'est jamais atteinte dans ce cas,

puisque le déficit n'a pas été maximal (concentration de 0 mg/l en oxygène dissous) à chaque pluie.

Pour les valeurs de l'indice sur le métabolisme biologique, il faut référer aux descriptions d'un impact intermittent sur les organismes vivants (Lavallée et al., 1984c). Ces valeurs sont empiriques et conformes à l'allure de la courbe présentée à la figure 36. Il faut retenir que cet exercice n'est qu'une représentation de l'asynchronisme des diverses contraintes environnementales causées par les débordements de réseau unitaire. Ce n'est pas un outil d'évaluation.

Comme nous l'avons exprimé dans notre étude bibliographique et dans notre révision théorique de la caractérisation des charges débordés et de la définition des impacts des débordements, les campagnes de caractérisation effectuées à ce jour pouvaient être trop limitées dans leur représentation des phénomènes propres aux grands ensembles urbains. Peu de caractères d'un bassin de drainage ne semblait pouvoir être transposé à un autre. De même, on ne pas mesures sur le réseau et sur la rivière pour expliquer à la fois des impacts instantanés sur la qualité de l'eau et rechercher l'expression critique de la pollution provenant de phénomènes intermittents comme les débordements de réseau unitaire de l'échantillonnage concommitant.

Compte tenu du nombre de bassins échantillonnés, rivière-réseau et de la courte saison d'échantillonnage au Québec (période sans risque de gel pouvant modifier les volumes ruissellés et après les périodes de crues printanières, soit du début juin au plus tard le 1er novembre dans la région de Québec), nous n'aurons pas mesuré un grand nombre d'événements.

Cependant, compte tenu des tendances très nettes dans la nature des phénomènes mesurés de débordement et dans la reproductibilité de l'expression de la pollution causée par les événements fréquents, nous croyons qu'il faut résolument avancer et établir des règles de gestion de nos ouvrages d'assainissement, en les appuyant sur ces résultats.

6. APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE D'ÉVALUATION DES NÉCESSITÉS D'INTERVENTION D'ASSAINISSEMENT

Les résultats obtenus durant les phases expérimentales de notre projet démontrent que les impacts associés aux débordements fréquents du réseau unitaire ne peuvent être évalués seulement en fonction d'une comparaison avec les détériorations consécutives aux déversements d'eaux usées domestiques; mais aussi en fonction de la persistance d'un état inacceptable de détérioration. De plus, nous croyons que doit être remise en cause l'approche actuelle qui retarde les interventions d'assainissement en spéculant sur l'extrême variabilité de la qualité des eaux usées en temps de pluie selon l'occupation du sol et le type d'événements pluvieux. Dans la mesure où des variations d'amplitude importante existeraient la justification d'interventions d'assainissement doit se préciser en tenant compte à la fois, des événements fréquents et des événement exceptionnels.

6.1 Définition des objectifs de recherche et possibilités d'intervention

À ce jour, les équipes de recherche travaillant à la caractérisation des eaux de ruissellement ne disposaient que de peu de données expérimentales. L'étude d'un seul bassin de drainage à la fois pour des périodes plus ou moins longues ne permettait que peu de comparaison. Le groupe Français de travail sur la qualité du ruissellement urbain (Hémain, 1980) a structuré avec rigueur une des premières campagnes de mesure visant à comparer plusieurs bassins de drainage à partir de protocoles expérimentaux communs et rigoureux. Quatre bassins de drainage ne peuvent suffire à expli-

quer toutes les variations de la qualité des eaux usées de ruissellement de surface; mais, cette étude prolongée à permis de dégager beaucoup d'informations sur les phénomènes reliant la pluviométrie et la qualité des eaux usées.

Malgré cette apparente absence de données de qualité, beaucoup de chercheurs ont créé des modèles empiriques qui représentent l'évolution de la qualité des eaux usées en temps de pluie. Les concepteurs de modèles basés sur une approche statistique ont aussi dégagés certains résultats. Mais la très grande variation des phénomènes de pollution observés a empêché la communauté scientifique de dégager des règles et des définitions structurées et potentiellement transposables, on a défini les écarts observés et certaines relations techniques entre des causes et des conséquences telles que $I\ max_5$ et C max. Nous ne croyons pas qu'il soit utile d'élaborer sur les relations entre le volume ruissellé et les charges évacuées puisque d'autres études sont requises. **Le bilan des connaissances est donc riche mais l'utilisation de ces éléments techniques pour fin de gestion des ouvrages d'assainissement est réduite, voire nulle. La justification d'interventions doit se planifier à partir de critères généraux et spécifiques décrivant la nature et les impacts de ce type de pollution. Beaucoup de similitudes existent entre divers bassins pour la plupart des événements pluvieux. Il faut délimiter ce qui est généralisable, transposable et reproductible.**

Les objectifs de recherche en modélisation de la qualité du ruissellement urbain et des débordements de réseau unitaire peuvent servir des applications pratiques de gestion des eaux usées en temps de pluie qui sont dif-

férentes. Le type d'application technique peut définir l'outil de modélisation à utiliser. À notre avis, les interventions pratiques peuvent se subdiviser de la manière suivante:

a) réduire les dépôts de surface et assurer l'élimination des contaminants avant ruissellement; réduire la lame ruissellée;
b) gestion des eaux usées y incluant l'emmagasinement en réseau ou hors réseau de la totalité ou d'une partie du volume ruissellé ou débordé. Cette option implique la maximisation de l'efficacité de traitement à la station d'épuration principale;
c) traitement local ou semi-régional des eaux usées ruissellées et débordées par des techniques adaptées et spécifiques à certains types de contaminants.

Ces interventions n'apportent pas les mêmes bénéfices; mais nous voulons dégager les éléments ou outils, y compris la modélisation, qui peuvent le mieux préciser les interventions d'assainissement à réaliser maintenant, où à planifier dans un moyen terme.

Intervention possible à court terme

L'étude des phénomènes d'accumulation et de lessivage peut expliquer la mécanique des ces phénomènes ou conduire à l'élaboration des meilleures méthodes de contrôle à la source des contaminants. La conception de modèle empiriques décrivant ces phénomènes est essentielle, pour atteindre ces objectifs. Pouvant originer de modèles statistiques, leurs développements

est l'assurance d'une bonne compréhension de phénomènes d'accumulation et de lessivage de contaminants. La nécessité de pouvoir déterminer précisément les facteurs explicatifs et les éléments expliqués ainsi que les inter-relations existantes entre ceux-ci, justifient de tenir compte de toute variation des caractéristiques des événements pluvieux et de l'occupation du sol, même si ces particularités sont uniques à certains types de bassins. Cette compréhension de ces particularités passe par l'étude des phénomènes fréquents comme des événements exceptionnels.

Cependant, ni ce premier volet, ni le volet de traitements spécifiques aux eaux usées de ruissellement urbain ne devraient se concrétiser, à court terme, en interventions par les gestionnaires des réseaux d'assainissement. Principalement à cause des modifications que cela impose tant dans les pratiques municipales que dans les modes d'évacuation des eaux usées. En effet, le traitement des eaux de ruissellement ne pouvaient s'appliquer que dans le cas où des réseaux séparatifs véritables existent et qu'il y a un lien entre le type de déversement et les détériorations du milieu. Aucune étude nord-américaine n'a démontré cette relation jusqu'à maintenant. Même s'il devait y avoir une étude en ce sens, mais ne croyons pas qu'elle sera faite tant que des interventions sur les débordements de réseau unitaire ne seront pas bien engagées. Les recherches en ce sens doivent se poursuivre avec comme objectif un horizon plus long. **Nous croyons qu'il en est autrement de la gestion des eaux usées en temps de pluie. La gestion en temps réel des réseaux d'interception et des stations d'épuration, ainsi que l'adaptation des équipements par la mise en fonction d'ouvrage d'emmagasine-**

ment, sont les éléments les plus susceptibles d'être utiles à court terme dans le contrôle des débordements de réseau unitaire.

Nos besoins d'informations deviennent plus spécifiques. Les notions de risque environnemental, de contrainte technologique et la possibilité concrète de bien modéliser le débit prennent de l'importance. Dans ce contexte, la probabilité de retrouver une condition contraignante spécifique, et l'élaboration de scénarios de gestion se complètent.

Une approche méthodologique d'évaluation des nécessités d'intervention en assainissement doit se baser dans un premier lieu sur une approche générale représentant bien les phénomènes de pollution reliés au ruissellement urbain. Cette représentation doit être cohérente et exacte sans exclure, dans une deuxième approximation, des études cas par cas.

Nous voulons utiliser les informations obtenues dans ce projet pour appliquer des règles de gestion des eaux usées en temps de pluie. La compréhension des phénomènes de détérioration du milieu récepteur résultant des débordements fréquents de réseau unitaire est la justification des interventions et les données de qualité des eaux usées sont un élément indispensable de la prévision des modifications susceptibles de se produire en réseau et dans le milieu récepteur durant une pluie.

En ce sens, il faut tenter de caractériser les eaux usées de débordements de réseau unitaire et de définir les concepts d'événement tolérable (fréquence, durée, amplitude).

6.2 Contrainte de l'événement fréquent

Quoique les charges déversées par hectare imperméabilisé seront plus importantes dans les cas des pluies exceptionnelles ($I\ max_5 \geq 25$ mm/h), nos résultats montrent que la qualité de l'eau du milieu récepteur est significativement affectée par des débordements causés par des pluies de plus faible amplitude. La courte période entre deux de ces événements fréquents assure la persistance d'un état innaceptable de détérioration. L'ampleur des charges débordées durant ces événements fréquents, par exemple 15 000 kg de MES pour un territoire de 13,8 km^2 durant une pluie de récurence mensuelle, est suffisamment élevée pour que le milieu récepteur soit impropre à supporter des usages durant une période de 48 heures après la fin du débordement.

L'événement exceptionnel caractérisé par des périodes de récurence de 1 fois/2 ans, 1 fois/5 ans et moins peut causer des dépassements plus aigus de la qualité de l'eau en cours d'eau que les événements fréquents. Les charges exportées à la rivière et susceptibles de s'accumuler sont aussi plus fortes; Hémain (1983) parle de 35 à 40 % comme étant la proportion de la charge annuelle ruissellée qui proviendrait de ces événements exceptionnels. Dans la mesure où nous considérons les résultats obtenus dans cette étude et en évaluant que plus de 20 % du volume annuel ruissellé est associé à des pluies où la hauteur totale tombée est supérieure à 40 mm, nous croyons que ces événements exceptionnels peuvent être aussi la cause de détériorations importantes du cours d'eau. Selon le contaminant considéré, les charges débordées n'augmentent pas de même manière lorsque Imax augmente

(voir annexe 4) ce qui indique que l'événement exceptionnel ne doit pas toujours être considéré comme le plus contraignant.

Cependant, dans la mesure où ces événements importants de par le volume débordé se produisent peu souvent, ils ne sont pas responsables de la persistance de la détérioration entre deux épisodes de débordement. La charge accumulée sur les sédiments de fond a une importance, mais comme nous l'avons démontré, ce n'est pas le seul facteur responsable des nuisances. En général, ces événements caractérisés par des hauteurs d'eau importantes sont longs et il peut être observé que la dernière partie de la lame ruissellée soit moins contraignante, telle que nous le montre la pluie du 28 juillet 1982 (annexe 2). Les concentrations en fin de pluie sont plus faibles que les concentrations nominales de temps sec. Nous ne pouvons préciser cet état de fait puisque nous n'avons relevé et mesuré que deux pluies de forte hauteur d'eau tombée caractérisé par des durées plus longues que 6 heures.

Il faut dissocier $I\ max_5$ et h_t afin de bien comprendre le phénomène des charges débordées. En génie sanitaire, nous considérons régulièrement l'intensité maximale de précipitation (I max) comme critère de conception contraignant pour le dimensionnement des ouvrage de collecte des eaux usées. Seulement, le volume véhiculé sur cinq minutes n'est aucunement précurseur de forts volumes totaux débordés durant toute une pluie. Ainsi $I\ max_5$ ou d'autres valeurs d'intensité maximale, ne pouvant être retenues comme seul critère de sélection des pluies de projet pour la conception d'ouvrages de

rétention ou pour la mise en place d'ouvrages de traitement, ni pour l'évaluation des dommages récurents sur le milieu récepteur.

Si 86,6 % des événements météorologiques se produisant entre le 15 mai et le 15 septembre de chaque année sont caractérisés par des hauteurs d'eau tombée (h_t) inférieures à 16 mm, nous croyons que ces événements, contraignants pour le milieu récepteur, doivent être ceux qui sont prioritairement contrôlés. À ce jour, il était considéré trop rapidement que ces événements étaient moins contraignants. Nous croyons qu'il faut préciser des interventions de contrôle des débordements et réseau unitaire en fonction de ces événements répétés.

D'ailleurs, la communauté scientifique travaillant dans le domaine de la gestion en temps de pluie dont plusieurs auteurs sont cités dans ce document, ont décrit assez précisément l'ampleur des charges de polluants provenant de ces événements fréquents (références). De plus, la justification d'investissements importants pour contrôler les charges débordées ou les charges ruissellées, est mieux étayée par une gestion optimale des événements fréquents que par une utilisation peu fréquente d'ouvrages très grands servant à pleine capacité, 1 fois par 5 ans.

6.3 Concept d'épisode tolérable

La définition du concept d'épisode tolérable est fonction:

- des utilisations de la ressource "eau" susceptibles d'être contraintes par les débordements. L'unicité de ces usages peut prioriser les secteurs géographiques d'intervention;

- des charges tolérables par le milieu récepteur.

Cette définition ne peut s'appliquer de manière universelle; des adaptations sont requises. Compte tenu du contexte québécois et de l'élaboration d'un vaste programme d'assainissement des eaux, des objectifs environnementaux sont fixés pour toutes les sources potentielles de détériorations du milieu récepteur. Ces objectifs sont de:

- assurer le respect des critères généraux de qualité de l'eau immédiatement en aval d'une zone tolérée de mélange. Cette zone a été définie par une surface de longueur d'au maximum 300 mètres et d'une largeur maximum de 50 mètres et occupant au maximum 50% de la largeur du cours d'eau (Gouin, 1984);

- limiter au maximum l'accumulation de contaminants.

Toutes ces conditions doivent être simultanément respectées. En tenant compte des caractéristiques hydrodynamiques du cours d'eau récepteur, de la

qualité du cours d'eau en amont du site de débordement (C_A) et des critères de qualité de l'eau à respecter (C_N) il est possible au gestionnaire de définir la charge tolérable par le milieu récepteur au site de débordement. Cette définition exige la vérification de l'équation:

$$C_N - C_A - C_{RJ} \leq 0 \qquad (9)$$

où C_{RJ} est la concentration maximale résultant d'un déversement j pour un contaminant donné en un point situé immédiatement en aval de la zone tolérée de mélange. En résolvant autrement l'équation (9), on obtient:

$$C_{RJ} \leq C_N - C_A \qquad (10)$$

Puisque la détérioration du milieu récepteur est consécutive à la charge déversée par les débordements de réseau unitaire, on se doit de fixer un objectif en charge tolérable (CHA_{Tol}). Ce qui peut être fait en tenant compte de la dispersion des eaux usées dans le milieu récepteur et du concept de la zone tolérée de mélange.

$$CHA_{Tol} \leq (C_N - C_A)\ Q_D \qquad (11)$$

où Q_D est le débit diluant effectif à l'extrémité aval de la zone tolérée de mélange et défini par:

$$Q_d = \ell_{300} \int_{\ell_o}^{\ell_{300}} v_i\ h_i \qquad (12)$$

où v est la vitesse d'écoulement en m/sec et h, la profondeur d'écoulement (m.) pout tout point ℓ_i sur la largeur du panache allant de ℓ=0 à ℓ_{300}, soit la largeur maximale occupée par le panache de diffusion à 300 mètres en aval de l'émissaire.

Il est également possible de définir la charge tolérable à partir d'expérimentation "in situ" visant à déterminer la diffusion réelle. En tenant compte de la propagation réelle des eaux usées déversées au milieu récepteur, il est possible d'établir le taux réel de dilution ou l'approximation du taux réel de dilution (Lavallée et al., 1984c):

$$CH_{A_{Tol}} \leq C_{RJ} * \frac{Q_{EE}}{fd} \qquad (13)$$

où fd est le taux de dilution mesuré immédiatement en aval de la zone tolérée de mélange pour un déversement expérimental caractérisé par un débit égal à Q_{EE}. La charge tolérable peut ainsi être définie pour chaque site de débordement et chaque contaminant critique.

6.3.1 Vérification des contraintes appliquées

Selon le concept du respect instantané des critères de qualité de l'eau en aval de la zone tolérée de mélange, une charge tolérable a pu être définie. Il est possible de vérifier la fréquence de dépassement de la charge tolérable en procédant à l'adéquation avec les charges potentiellement débordées. En vérifiant le risque de laisser déborder des charges supérieures à la charge tolérable, on identifie qualitativement le stress appliqué sur le milieu récepteur en déterminant la récurrence des épisodes contraignants. Le gestionnaire peut connaitre la sensibilité du milieu en identifiant les utilisations actuelles et potentielles du cours d'eau et référer cette sensibilité à un risque tolérable: une probabilité au dépassement de la charge tolérable.

Pour chaque événement pluvieux de référence, aussi appelé pluie de projet, nous pouvons déterminer le débit débordé. En modèlisant le débit maximal, pour un Δ T de 30 minutes ($Q_{\Delta t30}$), et en procédant à l'adéquation avec la charge tolérable, on détermine la concentration $\bar{C}$ max permettant de respecter la charge maximale tolérable. Pour les raisons identifiées à la section 5.1.3, la période considérée est de 30 minutes.

Cette vérification se fait selon l'équation d'équilibre suivante:

$$CH_{tol} = Q_{\Delta t30} * \bar{C}_x \qquad (14)$$

où $\bar{C}_x$ est la concentration d'un contaminant x nécessaire pour égaler la CH_{tol} en fonction du $Q_{\Delta t30}$ de la pluie de projet examinée.

En confrontant $\bar{C}_x$ à la courbe des valeurs classées pour le même contaminant x (figures 16 à 20) on peut déterminer la probabilité au dépassement ($P(x)_c$) de la concentration $\bar{C}_x$.

Plus le débit est élevé, suite à de plus fortes intensités maximales de précipitation, plus les concentrations de contaminants dans les eaux débordées sont susceptibles d'être élevées selon la tendance observée. Il faut remarquer que l'optimisation d'un modèle non linéaire montre des résultats différents selon les paramètres considérés (annexe 4).

Application au cas du tunnel Ste-Foy

Cet exemple est sélectionné pour démontrer l'influence potentielle des débordements de réseau unitaire sur des cours d'eau de grandes dimensions. Ces résultats ont été obtenus dans le cadre d'une étude sur l'évaluation des solutions pour réduire les quantités de polluants déversés au cours d'eau récepteur. La propagation des eaux usées évacuées à cet émissaire a été mesurée. Il est possible de modéliser la diffusion si on ne possède pas de mesures "in situ" (Lavallée et al., 1984b). Le milieu récepteur, à proximité du déversement, est un milieu riche en flore et faune aquatiques. Compte tenu des conséquences environnementales d'un rejet en cet endroit, nous avons pu déterminer que ce milieu est modérément sensible (Lavallée, 1983, Gouin, 1986). L'objectif de qualité de l'eau peut être traduit en

critères de qualité de l'eau. Il ne devrait pas y avoir à 300 mètres en aval du déversement plus de 0,005 mg/l de cuivre[1] pour assurer l'équilibre de la vie aquatique. La concentration dans le milieu récepteur en amont est égale à 0,002 mg/l. Le cuivre est un des éléments contraignants pour la vie aquatique (en quantité excessive, il est inhibiteur métabolique); l'exercice pourrait être repris pour tout polluant considéré comme critique.

Les informations préalables ont donc été identifiées comme suit:

- la concentration amont (C_A) est égale à 0,002 mg (Cu)/l;
- le critère de qualité (C_N) est égal à 0,005 mg (Cu)/l;
- le taux moyen de dilution est mesuré à 300 mètres du site de rejet et est égal à 0,0061 pour un débit égal à 4,0 m^3/sec; la sédimentation, également cause de détérioration, est considérée nulle aux fins de l'évaluation des nécessités d'intervention;
- la charge tolérable est évaluée à 195 mg (Cu)/sec selon l'équation (13).

La sédimentation est considérée nulle parce que cette condition ne peut être évaluée avec précision. Pour minimiser l'impact de cette omission qui néglige les détériorations conséquentes à l'accumulation et à la bioaccumulation de contaminants; on considère que toutes les charges déversées ont une résultante sur la qualité de l'eau au point de contrôle considéré. Un transfert efficace de toute la charge déversée jusqu'au point de contrôle est alors considéré.

Pour ce site de débordement en particulier, 5 pluies de projet sont considérées. Les périodes de retour de ces pluies sont de 1 fois/sem, 2 fois/mois, 1 fois/mois, 2 fois/saison estivale et 1 fois/saison estivale. Les débits maximaux pour un Δ T de 30 minutes localisé de part et d'autres du maximum instantané sont respectivement de 1,7, 2,8, 3,4, 4,0 et 7,4 m^3/sec. A partir de ces débits maximaux sur 30 minutes il est possible de vérifier quelle est la probabilité d'excéder la charge critique en vérifiant la probabilité d'avoir une concentration égale ou supérieure à celle permettant d'égaler la charge tolérable.

Dans notre exemple, et pour chacune des pluies de projet considérées, il faut comparer les concentration classées de la figure 18 pour la concentration $\bar{C}$ max. Le tableau 14 présente les résultats obtenus.

Pour P(x) très élevé, la probabilité d'avoir une charge plus élevée que la charge tolérable est forte. Par opposition, dans le cas d'un événement hydrologique de récurence élevée par exemple, pour que la charge tolérable soit dépassée, il faut que des fortes concentrations de contaminants caractérisent ces eaux usées. Pour cet événement hydrologique fréquent, il est donc peu probable que la charge tolérable soit excédée. Il est par contre très probable qu'il y ait dépassement du seuil tolérable pour chaque événement égal ou supérieur en terme de débit débordé, à celui généré par la pluie de récurrence 1 fois/saison estivale.

En examinant les résultats du tableau 14, et en fixant comme critère sélectif: $P(x) \leq 0,5$, nous pouvons déterminer que les événements de récur-

Tableau 14: Probabilité de dépasser la charge tolérable par le milieu récepteur

Pluie de projet Période de retour caractéristiques hydrauliques	Débit maximum Δt= 30 minutes m^3/sec	Conc. Tol. selon équation (13) (mg/l)	P(X)
1 fois / semaine	1,7	0,115	0,25
2 fois / mois	2,8	0,070	0,40
1 fois / mois	3,4	0,057	0,65
2 fois / été	4,0	0,049	0,70
1 fois / été	7,4	0,026	0,93

rence plus élevée que la pluie mensuelle (1 fois/mois) seraient tolérables. Notons que le gestionnaire peut sélectionner une probabilité P(X) différente de 0,5, selon la sensibilité et l'unicité du milieu. Dans notre exemple, il est ainsi déterminé que la majorité des événements de récurrence plus faible ou égale 1 fois/mois génèreront des charges de contaminants plus grandes que la charge tolérable. Cette évaluation est conservatrice puisque, tel que présenté à l'annexe 4, $\bar{C}$ max et les charges débordées par ha imperméabilisé seraient plus importantes lorsque $Imax_{30}$ est élevée et ce pour tous les paramètres. Conséquemment, la probabilité d'excéder la charge tolérable, toute autre condition demeurant semblable, sera plus élevée que l'évaluation du tableau 14 pour les pluies de forte intensité.

Dans ces conditions, si le gestionnaire considère inacceptable un dépassement des critères de qualité de l'eau 1 fois/mois, des interventions d'assainissement doivent avoir lieu. Nous discuterons plus loin du type de contrôles et de technologies disponibles. Dans l'exemple traité ici, des interventions seraient requises parce que le milieu serait perturbé trop fréquemment pour qu'une faune et une flore caractéristique d'un milieu équilibré puissent s'y développer et s'y maintenir. De plus, le problème de l'accumulation des contaminants décantables ou associés aux matières décantables, que nous avons négligé dans cette évaluation, et de la bioaccumulation devra être considéré dans l'évaluation des nécessités d'intervention.

6.3.2 Problématique de l'accumulation

L'évaluation des problèmes d'accumulation de contaminants suite aux débordements de réseau unitaire ne peut être considéré précisément dans une approche par bilans de masse. Les critères d'intervention d'assainissement sont moins discriminants. Selon notre évaluation, les caractéristiques hydrauliques du milieu récepteur peuvent préciser si le contrôle des matières décantables est requis ou non. Il est cependant difficile de préciser si seulement une certaine proportion de la charge doit être traitée. Nous croyons que l'intervention justifiée par les besoins de contrôle de la sédimentation est globale. Rappelons que les problèmes reliés à l'accumulation sont une forte demande benthique en oxygène (DOS), le relargage et la remise en suspension de nutriments, métaux lourds et substances toxiques. Peu de modèles de qualité de l'eau en rivière permettent de tenir compte, avec rigueur et précision, de toutes les conséquences des dépôts contaminés en rivière.

6.4 Planification des interventions

Compte tenu de notre analyse des principales contraintes appliquées sur le milieu récepteur et des résultats obtenus quant à la caractérisation des eaux usées débordées, il est possible d'établir des règles et procédures de gestion. Cette gestion doit s'appuyer sur l'évaluation du risque tolérable.

Nos résultats démontrent que les charges débordées peuvent causer des impacts suffisamment importants pour assurer la persistance d'un état de

détérioration. Les événements fréquents étant aussi très contraignants, l'analyse doit porter sur les contraintes inhérentes à ceux-ci et sur le milieu récepteur supportant ces débordements. A notre avis, il faut vérifier pour chaque débordement: la pertinence d'intervenir et dans, un deuxième temps, le niveau optimum d'intervention. Une fois précisée la nécessité d'intervenir, le niveau optimum d'intervention sera basé tant sur la faisabilité technique et le coût admissible de ces interventions, que sur le niveau recherché de protection du milieu récepteur. Les possibilités de minimiser les volumes débordés par la gestion des volumes interceptés et la mise en place de structures locales de traitement ne se justifient pas spécifiquement par les mêmes évaluations.

Compte tenu des résultats présentés au tableau 14, on pourra tolérer le débordement pour ce site étudié jusqu'au débit résultant d'une pluie semblable à l'événement de récurrence bimensuelle et gérer l'interception pour emmagasiner ou intercepter les surplus. Évidemment, cette évaluation n'est correcte que dans la mesure où peu de problèmes d'accumulation sur le fond du cours d'eau sont anticipés et que cela ne devient pas un facteur discrimimant parce que, dans ce cas, tous les événements devraient être théoriquement contrôlés.

Dans la mesure où la gestion des débits interceptés ne peut répondre à nos objectifs de limiter les débordements, de nouvelles structures doivent être mises en place. Il est très fréquent que, pour des milieux déjà bâtis, la capacité résiduelle des ouvrages soit très faible. Pour ces cas, la décision du gestionnaire ne peut se baser sur le contrôle des surplus mais

doit plutôt fixer les contraintes correspondantes au pire événement que l'on veut contrôler. L'événement le plus important à contrôler: par exemple, la pluie de récurrence 1 fois/saison estivale, devient objectif de conception. Par conséquent, tous les événements plus fréquents seront contrôlés et l'efficacité globale de réduction des charges débordées sera supérieure à la prévision des besoins minimaux d'intervention.

Pertinence d'intervenir

On peut évaluer la pertinence d'intervenir en fonction des critères et méthodes présentées à la section 6.3 de ce document. Pour tous les émissaires localisés en des sites susceptibles de supporter des utilisations de l'eau, l'évaluation devrait être faite telle que proposée. Le gestionnaire conserve l'entière responsabilité de déterminer l'événement exceptionnel qui ne sera pas contrôlé. Le caractère exceptionnel d'un événement justifie que le contrôle ne soit pas établi en relation avec cet événement.

Quant à l'exercice qui consiste à mettre en relation volume ruissellé et des concentrations classées indépendamment de l'événement pluvieux considéré ou du territoire drainé, nous référons le lecteur à la section 5.0 de ce document. Nous devons préciser que cette association de la caractérisation des eaux usées de débordement et de la charge tolérable par le milieu récepteur est une méthodologie mathématique approximative permettant d'établir une planification des interventions jusqu'à ce que les modèles statistiques et ultérieurement les modèles déterministes puissent rendre compte réellement des variations de la qualité des eaux usées en temps de pluie.

En pratique dans le cas des paramètres conventionnels (DBO_5, MES) des précisions sur l'occupation du sol d'un bassin de drainage ne semblent pas définir un autre ordonnancement que celui présenté aux figures 16 et 17. Dans ce contexte, il peut être permis d'utiliser les valeurs compilées et présentées à ces figures pour plusieurs types de basins de drainage au Québec. La variable, quant aux charges de contaminants débordées pour chaque bassin, est le volume ruissellé. Plus un bassin sera développé, plus les charges rejetées au cours d'eau seront importantes compte tenu du volume ruisselé qui est fonction du pourcentage d'imperméabilisation et de l'intensité de précipitation. Les modèles de prévision établis à l'annexe 4 peuvent également être utilisés. Toujours dans le cas des contaminants conventionnels, des règles de gestion, en temps réel, des volumes interceptés pourront être appliquées à partir de l'évolution des débits ruissellés, si on approuve les éléments techniques identifiés dans cette section. Il semble probable, en milieu urbain caractéristique des cités québécoises, que l'occupation du sol ne soit pas un facteur discrimimant de la qualité des eaux usées. Par conséquent, les volumes ruisselés deviennent ce facteur de différenciation. La propagation de la pluie, le débit réel appliqué au site de régularisation, la capacité d'accueil des ouvrages aval d'interception, les contraintes environnementales identifiées pour le milieu récepteur, les contraintes opérationnelles à la station deviennent les variables à considérer dans les règles de gestion. La qualité des eaux usées spécifique à chaque bassin n'étant pas de caractère discriminant, l'élaboration des scénarios de gestion devient plus pratique. La concentration $\bar{C}$ max correspond aux trente minutes de ruissellement efficace, de part

et d'autre du débit maximum. Le volume ruissellé et conséquemment le débit pour chaque instant t devient la variable propre à chaque pluie de projet considérée et à chaque bassin étudié.

Dans le cas des métaux lourds, nous pouvons interpréter sommairement à partir de nos résultats que l'occupation du sol, caractérisant indirectement un niveau de circulation automobile, a une influence sur le niveau de $\bar{C}$ max. La plupart des bassins étudiés étant très densément urbanisés, (% imperméabilisation $\geq$ 53%, sauf pour un bassin industriel caractérisé par 44%) nous ne pouvons que déduire qu'il existe une différence entre les bassins caractérisés par une zone résidentielle pavillonnaire et une faible imperméabilisation ($\leq$ 30%) et les bassins plus fortements urbanisés de grandes agglomérations. Une étude plus approfondie des relations entre $\bar{C}$ max caractérisant les métaux lourds et l'occupation du sol devrait avoir lieu pour aller plus loin dans l'élaboration de règles pratiques de caractérisation. Il est déjà possible d'utiliser les valeurs classées présentées aux figures 18 et 19 pour caractériser les eaux de débordement, de la même manière que pour les paramètres conventionnels, en limitant l'application au cas des bassins plus fortement urbanisés (% d'imperméabilisation $\geq$ 50 %). Il faut noter que les relations entre les charges débordées de MES et de métaux permettent de faire certaines prédictions (annexe 4).

La contamination bactériologique discrétisée ne peut être prédite avec rigueur. Les sources presque exclusives de bactéries coliformes d'origine fécale sont les dépôts en conduites et les eaux sanitaires. L'entraînement des dépôts en conduite étant fonction des forces à l'arrachement induites par le volume d'eau véhiculé et de la compaction des dépôts, il est diffi-

cile de prévoir à priori les quantités exportées et la durée du lessivage des conduites. Durant notre étude la concentration en bactéries coliformes d'origine fécale mesurée en réseau n'a jamais été inférieure à 2×10^4 org/100 ml et rarement supérieure à 2×10^7 org/100 ml. Cette concentration varie en fonction de l'heure du jour à laquelle se produit la pluie, compte tenu des quantités et de la composition des eaux sanitaires présentes dans le réseau à ce moment.

Même si la précision n'est pas la même pour tous les contaminants, la définition des nécessités d'intervention doit se faire selon les procédures établies à la section 6.3.

7. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Ce document est justifié par la recherche de liens entre la gestion des eaux usées en temps de pluie et la persistance de la détérioration du milieu récepteur après interception et traitement des eaux usées domestiques et industrielles. La recherche bibliographique, présentée au chapitre 3, permet de dégager les principales incertitudes quant à la caractérisation des eaux usées de débordement et à la définition des impacts de ce type de déversement. Les limites identifiées des modèles existants et des études effectuées à ce jour sur le sujet peuvent se synthétiser en quelques éléments:

- la transposition des résultats obtenus des bassins mesurés à des bassins non mesurés. L'influence de l'occupation du sol et les variations anticipées des phénomènes d'accumulation et de lessivage des contaminants sont les deux principales contraintes de la transposition de données;

- la description des concepts régissant l'influence des débordements de réseau unitaire sur le milieu récepteur;

- la métholodologie d'évaluation des nécessités d'intervention d'assainissement.

"Les limites originent du manque de données validées sur les pollutogrammes et sur les variations spatio-temporelles de la qualité des eaux réceptrices. De plus, à l'exclusion de la campagne française de caractéri-

sation des eaux de ruissellement urbain (Hemain, 1980) presqu'aucune étude n'impliquait des mesures simultanées sur plusieurs émissaires. Les limites observées des modèles de prédiction de la qualité des eaux usées de débordement ne seront pas abaissées par de simples nouvelles observations; mais, la description étayée des caractéristiques communes à plusieurs bassins de drainage est plus susceptible de permettre l'utilisation des connaissances actuelles en gestion des eaux usées en temps de pluie que ne le permet la mise en évidence des différences ponctuelles entre des épisodes pluvieux et des territoires drainés. Notre objectif était de représenter les conditions caractéristiques de milieux urbanisés classiques afin de permettre l'intégration de données réalistes dans les modèles de gestion des eaux usées en temps de pluie.

7.1 Conclusions

On peut regrouper les conclusions formulées à partir de l'interprétation de nos résultats en deux groupes: la caractérisation comparée des charges débordées et l'aspect méthodologique de la prévision des impacts sur le milieu récepteur.

7.1.1 Caractérisation comparée des charges débordées

Les éléments suivants doivent être considérés dans un effort pour évaluer correctement les charges débordées pour plusieurs bassins de drainage:

- les formes des pollutogrammes sont semblables, durant un même événement pluvieux, pour deux ou plusieurs bassins de drainage localisés en milieux urbanisés (plus de 44% d'imperméabilisation). Les processus d'accumulation ne semblent pas être des conditions limites même pour des événements pluvieux successifs ($D_{ts} \leq 1$ heure);

- pour des intervales de temps (Δ T) de 30 minutes définis de part et d'autre du débit maximum, la concentration mesurée durant cette période ($\bar{C}$ max) est semblable pour plusieurs bassins de drainage durant un même épisode pluvieux. Un bassin très faiblement urbanisé caractérisé par un faible pourcentage d'imperméabilisation (29%) et une occupation du sol presqu'exclusivement pavillonnaire de basse densité (< 20 pers/ha) peut être caractérisé par des concentrations de MES aussi fortes et même plus fortes que des bassins plus urbanisés sous des conditions pluviométriques comparables;

- malgré le faible échantillon de données, des différences importantes sont observées quant aux charges de métaux lourds débordées selon l'urbanisations du bassin de drainage. Le bassin faiblement urbanisé du groupe comparé présente des charges débordées par hectare imperméabilisé

inférieures dans 83% des cas à celles d'autres bassins de drainage soumis à des conditions pluviométriques comparables pour le cuivre. Ce phénomène n'est pas observé pour les MES et la DCO;

- les charges débordées par hectare imperméabilisé augmentent lorsque $Imax_{30}$ augmentent pour les paramètres MES, DCO, cuivre, plomb et zinc. Les concentrations ($\bar{C}$ max) de contaminants augmentent lorsque $Imax_{30}$ augmentent pour les paramètres MES et cuivre. Les concentrations de DCO augmentent plus faiblement lorsque $Imax_{30}$ augmente. Les modèles non linéraires décrivant les relations des variables dépendantes par rapport à $Imax_{30}$ nous permettent de vérifier que la DCO ne s'explique pas empiriquement de la même manière que les MES. Alors que les charges débordés de MES et de cuivre augmentent presque linéairement avec $Imax_{30}$, la DCO est expliquée par une exponentielle croissante.

7.1.2 Aspect méthodologique de la prévision des impacts

Puisque la justification des interventions d'assainissement passe par la prévision des impacts dans chaque cas, on doit déterminer le mode de détérioration du milieu récepteur et élaborer une méthodologie de reconnais-

sance de l'impact des débordements de réseau unitaire. Les conclusions qui permettent d'avancer dans cette voie sont:

- L'impact sur le milieu récepteur peut être évalué en fonction du dépassement instantané des critères de qualité de l'eau. L'intervalle de temps considéré est de 30 minutes. Les phénomènes transitoires de l'état du milieu récepteur semblent bien représentés par ce Δ_{ti};

- la propagation des eaux usées déversées en bordure de rive est limitée et la dilution résultante est très faible même pour des cours d'eau de dimension très différente. Conséquemment, les concentrations de contaminants mesurées dans le milieu récepteur sont élevées et dépassent les critères de qualité de l'eau même lors d'épisodes fréquents de débordements;

- compte tenu de la décantabilité des contaminants retrouvés dans les réseaux unitaires en temps de pluie et de la propagation, dans le milieu récepteur, à proximité des rives dans des zones de faibles vitesses, la sédimentation est favorisée et l'accumulation de grandes quantités de contaminants à proximité des émissaires est observée. L'impact est surtout local;

- la qualité des sédiments à proximité des émissaires et sur toute la largeur du cours d'eau en aval est mauvaise. Les niveaux mesurés de métaux sont de plusieurs ordres de grandeur supérieurs au niveau mesuré en amont;

sance de l'impact des débordements de réseau unitaire. Les conclusions qui permettent d'avancer dans cette voie sont:

- L'impact sur le milieu récepteur peut être évalué en fonction du dépassement instantané des critères de qualité de l'eau. L'intervalle de temps considéré est de 30 minutes. Les phénomènes transitoires de l'état du milieu récepteur semblent bien représentés par ce Δ_{ti};

- la propagation des eaux usées déversées en bordure de rive est limitée et la dilution résultante est très faible même pour des cours d'eau de dimension très différente. Conséquemment, les concentrations de contaminants mesurées dans le milieu récepteur sont élevées et dépassent les critères de qualité de l'eau même lors d'épisodes fréquents de débordements;

- compte tenu de la décantabilité des contaminants retrouvés dans les réseaux unitaires en temps de pluie et de la propagation, dans le milieu récepteur, à proximité des rives dans des zones de faibles vitesses, la sédimentation est favorisée et l'accumulation de grandes quantités de contaminants à proximité des émissaires est observée. L'impact est surtout local;

- la qualité des sédiments à proximité des émissaires et sur toute la largeur du cours d'eau en aval est mauvaise. Les niveaux mesurés de métaux sont de plusieurs ordres de grandeur supérieurs au niveau mesuré en amont;

b) Les contraintes de débordement pour un site donné sont constantes dans le temps et seules la nature et la quantité des charges rejetées influent sur le niveau d'impact négatif.

c) Pour un événement pluvieux donné, les différences des charges rejetées par hectare imperméabilisé d'un bassin à un autre sont faibles et peuvent difficilement être des éléments discriminants d'intervention dans le cas de deux milieux récepteurs comparables.

d) Sauf dans le cas de pluies de longue durée, il ne peut être prévu que le maximum du pollutogramme précède ou succède au maximum de l'hydrogramme. En conséquence, les débits débordés lors des maximums de débit ou autour de ceux-ci véhiculent au milieur récepteur les charges les plus contraignantes.

Avant la réalisation des campagnes de caractérisation et à la lumière des informations disponibles à ce moment, nous avions élaboré certaines hypothèses sur la nature des charges débordées et sur l'amplitude des impacts associés à ce type de déversement. Ces hypothèses étaient formulées pour établir le lien entre la nature et la propagation des charges débordées, avec la détérioration persistante du milieu récepteur. Cet exercice visait à vérifier la logique d'une recherche de conditions de similarité entre plusieurs bassins de drainage et pour des milieux récepteurs différents. A priori, nous avions considéré que plusieurs conditions descriptives de la pollution des débordements de réseau unitaire

pouvaient se décrire de manière à être transposable d'un lieu et d'un temps vers d'autres.

En résumé, les principales hypothèses à confirmer se décrivaient de la manière suivante:

pour la caractérisation des charges débordées:

- il est plus logique de croire que les pollutogrammes sont généralement synchronisés avec les hydrogrammes. Seulement une non-disponibilité du matériel contaminant: trop faible accumulation entre deux épisodes de ruissellement, pourraient expliquer une absence de synchronisme;

- dans le cas de grands bassins de drainage, le principe de similarité de la forme et de l'amplitude des pollutogrammes est plus facilement acrédité puisque les phénomènes locaux particuliers: accumulation dans les conduites secondaires, influence d'un chantier de construction, ect..., sont équilibrés par la dimension du bassin drainé;

- les activités pratiquées sur les bassins: circulation automobile, pratiques commerciales, production industrielle, pourraient changer la nature et l'amplitude des charges débordées. Les travaux de Novotny et al. (1985) et de Hémain (1983) montrent des différences

entre certains bassins selon les occupations du sol particulières des bassins;

pour la représentation des impacts sur le milieu récepteur:

- l'hypothèse d'un mélange complet des charges débordées dans le milieu récepteur ne s'applique pas. Il faut déterminer l'impact aigu des débordements de réseau unitaire à proximité des émissaires de débordement. De plus, il faut vérifier la probable accumulation de contaminants à quelques centaines de mètres des sites de débordement;

- la localisation des émissaires de débordement dans la ligne de berge favorise l'accumulation des charges débordées et permet une persistance de la détérioration;

- les phénomènes d'accumulation, la DOS et la perturbation de l'état physiologique des organismes peuvent expliquer la persistance de la détérioration après l'épisode de débordement.

Compte tenu de la durée potentiellement prolongée de certaines conséquences négatives des débordements, il est possible que les impacts des événements fréquents soient plus contraignants que dans le cas d'un événement majeur, mais exceptionnel de par sa très faible fréquence. L'impact instantané d'événements fréquents peut aussi être contraignant si les charges débordées sont fortes et mal diffusées dans le cours d'eau.

Les résultats de ce projet permettent d'élaborer des conclusions qui sont utiles pour des applications à court terme comme la gestion en temps réel des débordements. Celles-ci confrontées aux hypothèses de travail initiales mettent en évidence un nombre important de paramètres transposables qui avaient pu être prévus: nature et forme de l'impact sur le milieu récepteur (accumulation, désoxygénation, toxicité, persistance de la détérioration), synchronisme des pollutogrammes et des hydrogrammes, et amplitude des concentrations de polluants dans les eaux usées débordées dans le cas de grands ensembles urbains.

Une interprétation des différences de pollution débordée selon le type d'occupation du sol distingue les cas des métaux lourds et des matières en suspension. Quelque soit le caractère dominant de l'occupation du sol d'un bassin, on peut retrouver pour plusieurs pluies des concentrations maximales soutenues de MES durant trente minutes qui sont de même grandeur. Une discontinuité existe dans le cas des métaux lourds. Même si des coefficients de corrélation (r_2) voisins de 0,7 sont calculés pour une régression linéaire entre les concentrations maximales soutenues de MES et de métaux lourds, il semble que les concentrations maximales soutenues de métaux lourds sont influencées par le type d'occupation du sol. Des efforts particuliers devront prendre place pour différencier et préciser l'influence de l'occupation du sol sur les charges débordées de métaux. Il pourrait être intéressant de vérifier si les quantités débordées de toxiques inorganiques ou organiques sont significativement plus faibles lorsque l'on parle de territoire à vocation strictement résidentielle. Compte tenu de l'échantillon de grands bassins qui ont été caractérisés, il faut se rappeler que seul

le bassin résidentiel se distingue du groupe. Pour un ensemble de bassins urbanisés (% d'imperméablilisation supérieur à 40 %), il semble donc être possible de transposer les résultats obtenus.

L'impact sur le milieu récepteur des débordements de réseau unitaire est important localement et les modèles de qualité du milieu récepteur qui supposent un mélange complet des effluents dans le débit total du cours d'eau ne peuvent s'appliquer. L'impact sur le milieu récepteur est persistant parce qu'il y a accumulation des contaminants à proximité des sites de débordement. L'impact instantané sur l'ensemble du cours d'eau ne se fait pas sentir aussi loin en aval que dans le cas des effluents des stations d'épuration ou des déversements d'eaux usées domestiques brutes. La présence d'usages récréatifs ou municipaux à proximité des sites de débordement devient un critère de décision pour mettre en place des ouvrages de contrôle des débordements. Par l'évaluation de la propagation des eaux usées, on peut déterminer les charges excédentaires de polluants.

7.2 Perspectives d'application

Après avoir identifié les quelques éléments susceptibles de favoriser l'élaboration de règles de gestion concertée des eaux usées en temps de pluie, on doit décrire diverses manières d'utiliser ces résultats et, les généralisations qui en découlent. Plusieurs domaines d'intervention sont impliqués: le milieu récepteur, la gestion des intercepteurs et le contrôle de la station d'épuration. Les applications découlant de nos résultats ne viennent pas modifier de fond en comble les règles prévues par les spécia-

listes, mais permet tent de corriger et de compléter ces pratiques par l'intégration de notions plus réalistes de variations de la qualité des eaux usées en temps de pluie. Les précisions apportées quant aux types d'impact affectant le milieu récepteur permettent de mieux définir les nécessités d'intervention d'assainissement.

Des limites quant aux connaissances et données acquises, à acquérir ou disponibles pour le gestionaire, et aux interventions techniques possibles peuvent nous obliger à faire certaines simplifications cohérentes. Ces simplications sont respectueuses des éléments mesurés et vérifiés dans ce document. Elles sont cependant essentielles dans bien des cas pour éviter que cette recherche ne soit qu'académique.

Les champs d'application de nos recherches sont spécifiquement:

- l'évaluation des émissaires de débordements susceptibles d'être contraignants pour le milieu récepteur;

- la mise en place de scénarios réalistes de gestion des eaux usées en temps de pluie, y incluant la rétention pour minimiser les charges débordées de contaminants;

- la conception de stations d'épuration acceptant le stress supplémentaire causé par les variations prévisibles des débits et charges en temps de pluie.

Évaluation des priorités d'intervention pour la protection du milieu récepteur

Quoique certains auteurs jugent que seules les études cas par cas puissent identifier les débordements contraignants (Lee, 1979), nous croyons qu'une étude préalable peut sélectionner les débordements causant des dommages plus ou moins considérables ou susceptibles d'en causer.

Pour être contraignants, les débordements doivent se produire dans un milieu caractérisé par:

- des zones d'accumulation dans la zone d'influence directe de l'émissaire;

- une dilution peu efficace compte tenu des caractéristiques hydrodynamiques du milieu récepteur ou du fort volume d'eaux usées débordées;

- la pratique d'usages récréatifs ou municipaux (prise d'eau) à proximité du site de débordement, ou la proximité d'habitations ou de sites de récréation sur les rives;

- la présence d'une faune et d'une flore établies ou susceptibles de s'établir dans la zone d'influence du débordement.

À notre avis, la première contrainte identifiée: la présence de zones d'accumulation doit être rigoureusement évaluée parce que les charges débordées accumulées d'événement en événement sont importantes. De plus, les charges débordées sont facilement décantables (Lavallée, 1985; Simoneau, 1986). Si ces zones existent en aval des émissaires étudiés, les problèmes identifié à la section 5.2.2 de ce document seront susceptibles de se produire. La réduction des charges décantables débordées ou le déplacement de l'émissaire doivent être envisagés.

Pour les trois autres contraintes, il s'agit en fait d'évaluer le dépassement des critères de qualité. La procédure que nous avons établie sera améliorée par une modélisation plus précise des variations de la qualité des eaux usées en temps de pluie. Cependant, le peu de différence observée entre des bassins d'occupation du sol différentes, nous permet de transposer les résultats obtenus dans cette étude à plusieurs types de bassins dans les limites des contraintes identifiées: métaux lourds et pourcentage d'imperméabilisation.

Le dépassement des critères de qualité de l'eau au delà d'une fréquence, fixée intolérable par les gestionnaires, peut-être vérifié pour les pluies de projets sélectionnées. Pour plusieurs raisons, il est possible de considérer comme rationnels, les critères retenus par le programme

d'assainissement des eaux du gouvernement du Québec. Ces critères généraux sont:

- contrôle des débris flottants pour tous les événements de récurrence égale ou supérieure à 1 fois/saison estivale;

- aucun débordement d'eaux usées non débarrassées des matières décantables pour tous les événements de récurrence égale au supérieure à 1 fois/saison estivale. Ceci pour éviter la persistance de problèmes d'oxygène dissous entre les pluies et réduire l'accumulation de contaminants dans des zones à proximité des émissaires;

- pas de débordement des eaux usées pour des pluies de récurrence égale ou supérieure à 2 fois/saison estivale. Ceci pour éviter la répétition des phénomènes de dépassement des critères de qualité;

- ces critères s'appliquent en fonction du milieu à protéger. Ainsi, si le premier critère est d'application générale, les deuxième et troisième ne se justifient qu'après évaluation des nécessités d'intervention. Il faut remarquer que lorsque des usages récréatifs nécessitant un contact avec l'eau (planche à voile, baignade), et que le milieu récepteur n'est pas très vaste, il est fréquent que les trois critères doivent s'appliquer.

Gestion en temps réel des eaux usées ou contrôle hiérarchisé

Patry (1986) a présenté un algorithme décisionnel pour la gestion en temps réel des eaux usées, basé sur la prédiction des impacts (figure 38). À l'heure actuelle, la sensibilité du milieu récepteur face à un débordement de réseau unitaire n'est que rarement définie et les quantités de charges débordées à chaque instant sont modélisées avec plus ou moins de précision. Ces deux éléments sont, en fait, les principaux inconnus pour que l'algorithme soit opérationnel.

Nos travaux ont montré que les éléments prépondérants pour décider si un émissaire de débordement est contraignant sont: les possibilités d'accumulation en aval du site de débordement et la dispersion des eaux usées en aval de ce même site. Ces caractéristiques sont constantes dans le temps. Seules les charges débordées peuvent être considérées comme des variables.

Compte tenu de ces éléments fixés dans le temps, il est possible de déterminer les niveaux hiérarchisés de contrôle à mettre en place.

Si la capacité résiduelle des ouvrages déjà construits est faible, on devra construire les ouvrages de contrôle en fonction de l'événement contraignant identifié par les gestionnaires. Pour cet événement limite, on construira des ouvrages suffisants pour assurer le contrôle des débits et volumes débordés. Tous les événements pluvieux générant des débits plus faibles seront automatiquement contrôlés parce que hié rarchiquement moins contraignants. La volonté de contrôle des événements fréquents: de récur-

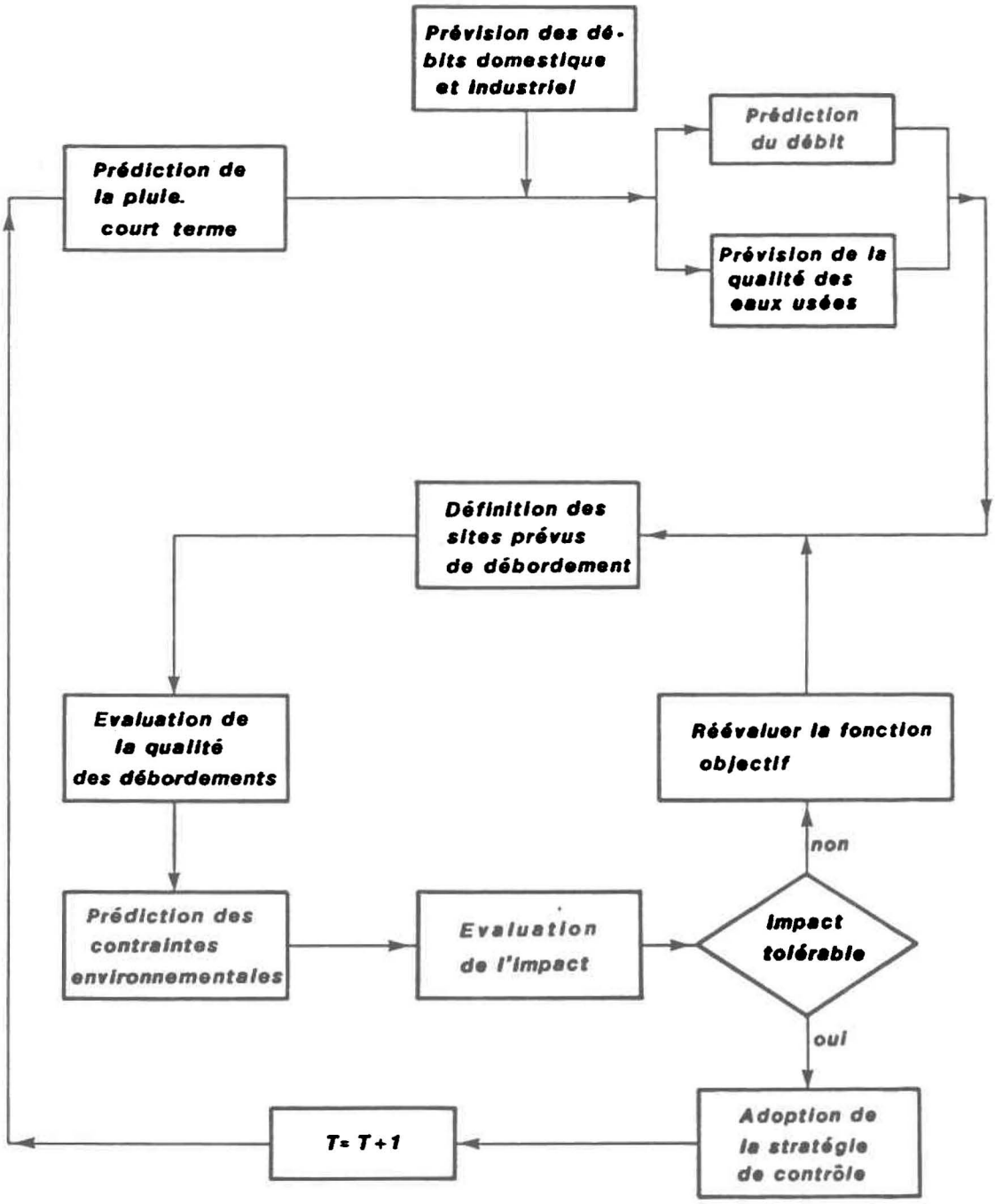


Figure 38:Algorythme décisionnel pour le contrôl automatique des ouvrages en temps de pluie.

De: Patry (1986)

rence supérieure à une fois/saison estivale, se justifie par les contraintes économiques à réaliser des ouvrages de grande dimension et par l'incidence significative de ces événements sur la persistance de la détérioration du milieu récepteur.

On devrait planifier la réalisation d'ouvrages complémentaires en tenant compte des possibilités de gestion en temps réel; ce qui devrait minimiser le nombre et la dimension des ouvrages requis. Comme les priorités temporelles et spatiales de débordements peuvent se fixer dans le temps et qu'une certaine homogénéisation des charges débordées par hectare imperméabilisé semble exister pour les grands bassins urbanisés, la gestion en temps réel pourrait s'appliquer dès maintenant afin de contrôler les seuls débits et volumes débordés en fonction des priorités de sites de rejet.

- B I B L I O G R A P H I E -

BALLINGER D.G. and MCKEE G.D. (1971).

Chemical Characterization ofbottom sediments. Journal of Water Pollution Control Fed, 43 (2): 216-227.

BECK B. (1981).

Operational Water quality management beyond planning and design. Executive report. IIASA, Laxenburg, Austria, 74 p.

CAMPBELL P.G.C., TESSIER A. et M. BISSON (1976).

Étude intégrée de la qualité des eaux des bassins versants des rivières Saint-François et Yamaska. Vol. 1, Rapport Scientifique n° 51. INRS-Eau, 131 p.

CHARACKLIS W.G., GAUDET F.J., ROE F.L. and BEDIENT P.B. (1979).

Maximum utilization of water ressources on a planned community. Stormwater runoff quality. US Environmental Protection Agency report 600/2-79-0506, 106 p.

DESBORDES M. and SERVAT E. (1984).

Solids in urban runoff. Statistical analysis of french experimental data. Proceedings of the third international conference on urban storm drainage, Goteborg, Sweden, 3: 947-957.

DESBORDES M. et RIBSTEIN P. (1978).

Étude de la qualité du ruissellement urbain, synthèse bibliographique. Université des sciences et techniques du Languedoc. Laboratoire d'Hydrologie mathématique, Montpellier, France, 51 p.

DEUSTCH J.C. and HEMAIN J.C. (1984).

Main results of the French Quality measurement. Proceedings of the third international conference on urban storm drainage, Goteborg, Sweden, 3.

DICK T.M. et MARSALEK J. (1979).

Importance des charges unitaires de polluants dans le ruissellement urbain d'eaux pluviales. Eau du Québec, 12 (4): 263-266.

ELLIS J.B., SVENSON G., BALMER P., MORRISON G.M.P. and REVITT D.M.,.

The physico-chemical Speciation of Zinc cadmium lead and Copper in Urban Stormwater. Proceeding of the third international conference on storm urban drainage, Goteborg, Sweden, 3: 989-998.

FERRARA R. (1986).

Toxic pollutants: Impact and Fate in receiving waters. Urban runoff pollution. Torno H.C., Marsalek J., Desbordes M. (ed) NATO AS1 Series GIO: 423-462. Springer - Verlag, Berlin Heidelberg.

FIELD R. (1984).

The USEPA office of research and development's view of combined sewer overflow control. Proceeding of the third international conference on urban storm drainage, Goteborg, Sweden, 4: 1333-1356.

FIELD R. and TURKELTAUB R. (1981).

Urban runoff impacts: program overview. Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, 107 (EEI): 83-100.

GALAND J.L. (1983).

Étude de l'impact des déversements en temps d'orage sur la qualité des eaux des cours d'eau récepteurs. Rapport CDT P689, 118 p.

GEIGER W. (1984).

Characteristics of combined sewer runoff. Proceeding of the third international conference on urban storm drainage, Goteborg, Sweden, 3: 851-860.

GOUIN, D. (1984).

La détermination des objectifs de traitement dans un projet d'assainissement. Sciences et techniques de l'eau, 17 (4): 383-388

HEMAIN J.C. (1986).

Statistically Based Modelling of urban runoff Quality: state of the art. Urban runoff pollution. Torno H.C., Marsalek J. and Desbordes M. (ed) NATO AS1 series Vol G10: 277-304 Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

HEMAIN J.C. (1983).

Mesure de la pollution du ruissellement pluvial urbain. Laboratoire d'hydrologie mathématique, Université des sciences et techniques du Languedoc, 3, 74 p.

HEMAIN J.C. (1980).

Approche méthodologique pour l'étude de la pollution du ruissellement pluvial urbain. Thèse de docteuringénieur. Laboratoire d'hydrologie mathématique, USTL, Montpellier, 128 p., 2 annexes.

HUBER W.C. (1986).

Deterministic Modelling of urban runoff quality. In urban runoff pollution. Torno H.C., Marsalek J. and Desbordes M. (ed.) Nato AS1 series Vol G10: 167-242 Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

HUBER W.C. and J.P. Heaney (1982).

Analysing residuals discharge and generation from urban and non urban land surfaces. US Environmental Protection Agency EPA-600/3-83-046 (NTIS Pb83-223321) Chapter 3: 121-243, June.

HUBER W.C., HEANEY J.P., AGGIDIS D.A., DICKINSON R.E. and WALLACE R.W. (1981).

Urban rainfall - runoff quality database. EPA-600/2-81-238 (NTIS Pb82-221094) U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, October.

HUBER W.C., HEANEY J.P., MEDINA M.A., PELTZ W.A., SHEIKH H. and SMITH G.F. (1975).

Storm Water Maragement Model User's manual, Version II, EPA-670/2-75-017 (NTIS Pb-257809), U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, March

HVITED-JACOBSEN T. (1986).

Conventional pollutant Impacts on recei-ving waters. Urban runoff pollution. Torno H.C., Marsalek J., Desbordes M. (ed) NATO AS1 Series vol G10: 167242 Springer - Verlag, Berlin Heidelberg.

HVITED-JACOBSEN T. (1984).

Discussion of papers on the effects of urban storm systems on receiving waters. Proceedings of the third international conference on urban storm drainage, Goteberg, Sweden, 4: 1592-1600.

HVITED-JACOBSEN T. and P. HARREMOES (1982).

Impact of combined sewer overflows on dissolved oxygen in receiving streams. Proceedings of the second international conference on urban storm drainage, Urbana, USA: 226-235.

JACOBSEN B.N. and NYHOLM N. (1986).

Eutrophication Modelling of small urban Lakes. Urban runoff pollution. Torno H.C., Maisaled J., Desbordes M. (ed) NATO AS1 series vol G10: 587620. Springer - Verlag, Berlin Heidelberg.

JACOBSEN B.N. (1984).

Effects of storm water discharges to small lakes. Proceedings of the third international conference on urban storm drainage, Goteborg, Sweden, 4: 1367-1376.

JAMES W. and S. Boregowda (18-986).

Continuous Mass Balance of polluant build-up processes. Urban runoff pollution. Torno H.C.Marsaled J., and Desbordes M. (ed.) NATO AS1 series vol. G10:243-272 Springer - Verlag, Berlin Heidelberg.

KLEMETSON S.L. (1985).

Factors affecting stream transport of combined sewer overflow sediments. Journal of Water Pollution control federation, 57 (5): 390-397.

LAGER J.A., SMITH W.G., LYNARD W.G., FINN R.M. and FUNNERMORE E.J. (1977).

Urban stormwater management and technology: update and user's guide. U.S. Environmental protection agency report 600/8-77-014, 331 p.

LAVALLÉE P. (1985).

Interventions locales pour contrôler les débordements de réseau unitaire. Évaluation des solutions et critères généraux de conception. Conférence régionale de Québec AQTE, novembre 1985.

LAVALLÉE P., LESSARD P. et J.P. VILLENEUVE (1984a).

Water quality variations in running waters due to combined sewer overflowing. Estimations of negative influence. Proceedings of the third international conference on urban storm drainage, Goteborg, Sweden, 3: 761-769.

LAVALLÉE P., LESSARD P. (1984).

Importance de la contamination des débordements de réseau unitaire. Sciences et techniques de l'eau, 17 (4): 353-357.

LAVALLÉE P., SHOIRY P. et J.P. VILLENEUVE (1984b).

Propagation longitudinale et latérale des eaux usées déversées en cours d'eau. Sciences et techniques de l'eau, 17 (4): 361-366.

LAVALLÉE P., COUTURE P. et J.C. AUCLAIR (1984c).

Approche conceptuelle à l'aide de bioessais "in situ" pour améliorer la fiabilité de l'interprétation écotoxicologique de variables physico-chimiques dans le cas de problèmes en assainissement de l'eau. Sciences et techniques de l'eau, 52 (3): 261-265.

LAVALLÉE P. et G. BERNIER (1980).

Étude sur l'influence des débordements de réseau unitaire de la ville de Québec sur la qualité de l'eau de la riviere St-Charles. Ministère de l'Environnement. Direction des études du milieu aquatique, rapport 80-05, Québec, 31 p., 6 annexes.

LAVALLÉE P. (1980).

Les impacts de la pollution diffuse urbaine. Thèse de M.Sc. (eau). INRS-eau 108 p.

LEE G.F. and R.A. Jones (1980).

An Assessment of the impact of urban drainage on eutrophication - related water quality in urban lakes. In proceedings of national conference Orlando, Fl. November 26-28, 1980 USEPA report 600/9-80-056: 32-57.

LEFÈBVRE Y. et D. COUILLARD (1986).

Indice de qualité de l'eau pour détecter l'impact de la pollution diffuse urbaine. CAN journal of Civil Engineering, 13 (6): 631-638.

LESSARD P. et P. LAVALLÉE (1985).

Caractérisation des eaux usées dedébordements de réseau unitaire. CAN journal of Civil Engineering, 12 (3): 527-537.

LESSARD P. and P. LAVALLÉE (1984).

Combined sewer overflows: The Quebec city experience. Proceedings of the third international conference on urban storm drainage, Goteborg, Sweden, 3: 831-840.

LESSARD P., SIMONEAU A., VAUGEOIS C. et P. LAVALLÉE (1984).

Étude du contrôle des déversements d'égouts combinés dans la rivière Saint-Charles. Rapport technique. Les Consultants BPR. 215 p. 13 annexes. Sept 1984.

LESSARD P., BÉRON P., BRIÈRE F., ROUSELLE J. et R. DESJARDINS (1982).

Variations de la qualité de l'eau en temps de pluie dans un réseau unitaire. La technique de l'eau et de l'assainissement 430/431: 945 et suivantes

MARSALEK J. (1986).

Toxic contaminants in urban runoff: a case study. Urban runoff pollution. Torno H.C., Marsalek J., Desbordes M. (ed) NATO AS1 Series Vol G10: 39-58 Springer - Verlag, Berlin Heidelberg.

MARSALEK J. (1984).

Caractérisation du ruissellement de surface issu d'une zone urbaine commerciale. Sciences et techniques de l'eau, 17 (2): 163-167.

MEINHOLZ T.L. (1980).

Analysis of receiving stream impacts on the Milwaukee river. In proceedings of national conference. Orlando Fl., November 26-28, 1980. U.S. Environmental Protection Agency report 600/9-80-056: 168-196.

METCALF and EDDY (ed) (1975).

Storm Sewer and sanitary sewers design. McGraw-Hill publishers, 1st version 1975, 389 p.

MURPHY C.B., WELTER G.J., MACARTHUR D.A. and R.P. CANALE (1980).

The uses of receiving water quality modeling in urban runoff pollution abatement: Application to marginal benefit - marginal cost analysis. In proceedings of the national conference, Orlando, Fl., USA, November 26-28, 1980. US Environmental protection agency, report 600/9-80-056: 524556.

NANINI L., Vaugeois C. et P. Lessard (1981).

Étude du contrôle des déversements d'égoûts combinés dans la rivière St-Charles. Rapport d'étape Consultants BPR, 93 p. 4 annexes. Décembre 1981.

NOVOTNY V., SUNG H.M., BANNERMAN R. and K. BARM (1984).

Estimating non point pollution from small urban watersheds. Journal of Water Pollution Control Fed., 57 (4): 339 et suivantes.

PALMGREM T. and K. Bennerstedt (1984).

Heavy metals in storm water. Contents and sources. Proceedings of the third international conference on urban storm drainage, Goteborg, Sweden, 3: 919-928.

PATRY G.G. (1986).

Operational Algorithms for application in realtime control of combined sewer systems. Urban runoff pollution. Torno H.C., Marsalek J., Desbordes M. (ed), NATO AS1 series Vol G10: 843-868 Springer - Verlag, Berlin Heidelberg.

PITT R. and R. FIELD (1977).

Water quality effects from urban run-off. Journal of American water works association, August: 432-436.

ROESNER L.A. (1986).

Realistic water quality modeling. Urban run-off pollution. Torno H.C., Marsalek, J., Desbordes M. (ed), NATO AS1 Series Vol G10: 621-648, Springer - Verlag, Berlin Heidelberg.

SARTOR J.D. and G.B. Boyd (1972).

Water pollution Aspects of street surface contaminants. EPA-R2-72-081 (NTIS Pb214408) U.S. Environmental protection agency, Washington, D.C., November.

SERVAT E. (1984).

Contribution à l'étude des MES du ruissellement pluvial à l'échelle d'un petit bassin versant urbain. Thèse de docteur-ingénieur. Laboratoire d'hydrologie mathématique. USTL. Montpellier, 182 p., 7 annexes.

SHILLINGER J.E. and GANNON J.J. (1985).

Bacterial adsorption and suspended particles in urban stormwater. Journal of water pollution control federation, 57 (5): 384389.

SIMONEAU A. (1986).

Interventions pour contrôler les débordements des réseaux unitaires. Assises annuelles AQTE. Québec, mars 1986.

VILLENEUVE J.P. and P. LAVALLÉE (1986).

Measured CSO contribution to river quality deterioration and methodologic approach for negative influence evaluation. Urban runoff pollution. Torno H.C., Marsalek J., Desbordes M. (ed), NATO AS1 series Vol G10: 379-421, Springer - Verlag, Berlin Heidelberg.

WETZEL (1975).

Limnology. W.B. Saunders Company (ed). 743 p.

WILBER W.G. and HUNTER J.V. (1979).

Distribution of metals in street sweepings, storwater solids and urban aquatic sediments. Journal of Water Pollution control federation, 51 (12): 2810-2822.

A N N E X E 1

DESCRIPTION DES ACTIVITÉS DE LA CAMPAGNE

DE CARACTÉRISATION DE 1982

MÉTHODOLOGIE D'ÉCHANTILLONNAGE

ETUDE PRELIMINAIRE D'INTERCEPTION DES EAUX USEES DU SECTEUR COMBINE DE LA VILLE DE QUEBEC

DEVIS

Préparé pour la ville de Québec

par Pierre Lavallée et Gaétan Lemieux

Ministère de l'Environnement du Québec

Le 1er juillet 1981

1. Définition générale des objectifs

Définir, d'une façon préliminaire, la nature et les coûts des travaux requis afin de limiter la pollution apportée à la rivière St-Charles et au bassin Louise par les réseaux d'égouts unitaires qui y sont raccordés.

A cette fin, on procèdera à l'identification et à l'évaluation des charges de pollution ainsi apportées, à l'évaluation de la qualité des cours d'eau récepteurs. Les solutions techniques permettant de réduire les charges seront établies de façon à pouvoir atteindre pour ces cours d'eau les objectifs correspondant aux usages souhaités.

2. Définition de la zone d'étude

Du point de vue réseau d'égout, le territoire à l'étude est défini par les anciennes limites de la ville de Québec, avant les annexions de Duberger, les Saules, Neufchâtel et Charlesbourg-ouest; et à l'exclusion des secteurs pouvant déverser directement au fleuve. L'étude comprendra également les secteurs se déversant au bassin Louise.

La partie de la rivière St-Charles comprise à l'étude est celle qui reçoit ou peut recevoir des eaux usées du territoire couvert par l'étude du point de vue réseau d'égout.

3. Description de l'étude

1.0 Description du territoire drainé par le réseau unitaire de la ville de Québec

Afin de permettre l'étude du comportement du réseau unitaire de la ville de Québec, en temps sec et en temps de pluie, ainsi que la modélisation en temps de pluie; il est nécessaire de rassembler les informations suivantes:

1.1 Bassins de drainage

1.1.1 Etablir les limites des bassins de drainage du réseau unitaire de la ville de Québec, pour le territoire à l'étude.

1.1.2 Aux limites des bassins versants, tels qu'établis selon les plans et les niveaux du réseau unitaire de la ville de Québec, procéder à la visite de tous les points de départ des conduites pour confirmer l'absence de connexions en amont de ce point.

1.1.3 Aux limites des bassins versants du réseau, procéder à une inpsection du réseau de drainage de surface pouvant amener de l'eau dans le réseau d'égout de la ville de Québec, pour le territoire à l'étude.

1.1.4 L'inspection devra permettre de délimiter les raccordements illicites (voir Annexe 1) entre deux bassins de drainage et/ou à l'intérieur d'un bassin de drainage. Les possibilités de réduction des eaux

1.1.4 de ruissellement seront également examinées pendant cette inspection.

1.2 Caractéristiques des bassins de drainage

1.2.1 Etablir les caractéristiques physiques (pente, surface, pourcentages de surfaces imperméables) pour chacun des bassins de drainage, suivant la précision nécessaire à la modélisation des écoulements en temps de pluie.

1.2.2 Etablir les caractéristiques démographiques et la répartition de l'utilisation du sol pour chacun des bassins de drainage, suivant la précision nécessaire à la modélisation des écoulements.

1.2.3 Définir les éléments (ex: établissements industriels) pouvant générer de forts débits d'eaux usées et/ou déverser des substances toxiques dans le réseau unitaire de la ville de Québec.

1.2.4 Projets de développement, de rénovation

La firme compilera les informations disponibles auprès de la ville de Québec relativement aux projets pouvant avoir une influence, soit sur l'utilisation du sol, soit sur le réseau d'égout y compris les projets d'amélioration et de rénovation.

Ces travaux devraient être complétés en 1981.

2.0 Evaluation du comportement du réseau en temps sec

Les objectifs sont d'établir un diagramme d'écoulement aux conduites municipales en temps sec et d'identifier les problèmes qui y seraient rattachés.

2.1 Intercepteur et collecteur

L'intercepteur Québec (sud de la rivière ainsi que sa branche N-O) et les conduites principales de Limoilou feront l'objet des travaux suivants.

2.1.1 Faire une inspection de ces ouvrages dans le but d'évaluer leur état physique et leur condition hydraulique d'écoulement.

2.1.2 Déterminer la capacité des ouvrages à chaque point de raccordement. Les résultats des études EPIC-CUQ et EPIC-DSNCO pourront être utilisées à cette fin.

2.1.3 Faire des mesures de débit, de jour et de nuit, aux points de raccordement, pour diverses conditions de marée et de hauteur de nappe, si nécessaire. Ces mesures permettront d'évaluer l'influence de ces conditions sur les débits et de déterminer les secteurs où il y a de graves problèmes d'infiltration.

2.1.4 Déterminer la capacité résiduelle des ouvrages.

2.1.5 Compléter un diagramme d'écoulement de temps sec, en identifiant les points de raccordement et la délimitation des bassins versants.

2.2 Ouvrages de trop-plein

L'objectif est d'établir l'état et le fonctionnement réels des ouvrages de trop-plein.

2.2.1 Inspection des ouvrages de trop-plein en temps de pluie et en temps sec.

2.2.2 Compte tenu des ajustements actuels, déterminer les débits de seuil aux ouvrages de trop-plein. Déterminer si ce seuil permet d'intercepter le débit de pointe en temps sec.

2.2.3 Procéder à des mesures de débit et à des mesures de la qualité des eaux de débordement si des déversements se produisent en temps sec.

2.3 Autres sources de déversement en temps sec

Par une inspection des conduites de trop-plein, de conduites pluviales, etc.. La firme identifiera et évaluera tout rejet direct à la rivière.

L'ensemble de ces travaux devrait être complété en 1981.

3.0 Comportement actuel du réseau en temps de pluie

L'objectif est d'établir pour un certain nombre de pluies, un diagramme d'écoulement comprenant les débits sortant de chaque bassin, les débits dans les ouvrages d'interception et les débordements à la rivière. Pour ces débordements, on veut également établir la qualité.

Du point de vue quantité, la prodécure proposée consiste à caler un (des) modèle(s) de simulation de chaque bassin à partir de mesures sur un nombre limité de bassins. Du point de vue qualité, la firme pourra se baser surtout sur des mesures.

3.1 Mesures

a) quantité

- la firme vérifiera si l'installation d'un pluviographe est nécessaire et, si c'est le cas, procédera à son installation et à son exploitation pour la durée de l'étude;

- la firme sélectionnera suivant les critères discutés en annexe 2, un certain nombre de bassins dont le débit sera mesuré au cours d'un certain nombre de pluies. Ce nombre sera établi par la firme en se basant sur les caractéristiques régionales des pluies.

  Pour ces bassins, les débits seront mesurés durant tout le débordement. En 1981, la firme réalisera des mesures pour au moins une pluie sur chaque bassin retenu. Après interprétation et discussion, la firme pourra modifier le choix des bassins et réaliser une série de mesures sur ces bassins en 1982.

b) qualité

- la firme procédera à l'échantillonnage des eaux de trop-plein et à l'analyse sur les paramètres

physico-chimiques et bactériologiques en se rapportant à l'annexe 3. L'échantillonnage portera sur la même durée, les mêmes bassins et les mêmes pluies que les mesures de débit suivant une fréquence permettant de suivre l'évolution des paramètres.

- la firme réalisera des mesures pour au moins une pluie sur chacun des bassins retenues en 1981. Après interprétation et discussion, la firme pourra modifier le choix des bassins et réaliser une série de mesures sur ces bassins en 1982.

3.2 Simulation

Les mesures effectuées en 3.1 serviront à caler un (des modèle(s) de simulation pour l'ensemble des bassins et des ouvrages d'interception et de trop-plein. La simulation sera également un des outils de bases à l'évaluation des solutions.

Nous suggérons l'emploi du modèle STORM comme outil de dégrossissage et SWMM ou ILLUDAS comme outil de conception.

Après un travail de familiarisation avec ces outils, la firme les utilisera sur les données de 3.1 afin d'obtenir une simulation pour chacun des bassins et d'une façon préliminaire, un exemple de diagramme d'écoulement pour une pluie. Avec les données de 82, la firme présentera les mêmes résultats pour un ensemble de pluies représentatives. La firme présentera également un bilan des volumes et des charges de pollution déversées.

4.0 Comportement actuel de la rivière St-Charles suite aux déversements en temps de pluie

Afin d'évaluer les réactions du milieu récepteur suite aux déversements en temps de pluie et d'aider à établir les charges maximales pouvant être déversées tout en conservant une qualité de l'eau compatible avec les usages souhaités, la firme réalisera les travaux suivants.

4.1 Qualité

4.1.1 Procéder à l'observation des quantités de contaminants flottants amenés par les débordements de réseau unitaire. A cette fin, nous suggérons d'installer des estacades pour retenir les contaminants flottants provenant d'un débordement de réseau unitaire et d'en faire l'inventaire.

4.1.2 Procéder au choix de sites d'échantillonnage représentatifs de la qualité du cours d'eau pour le tronçon à l'étude.

4.1.3 Déterminer le nombre d'évènements météréologiques qui devront être échantillonnés pour obtenir une bonne représentativité.

4.1.4 Procéder aux mesures de contaminants (physico-chimiques, métaux, bactériologiques) nécessaires à l'évaluation de la détérioration de la qualité de l'eau de la rivière St-Charles (voir annexe 3) pendant les débordements de réseau unitaire. L'échantillonnage des eaux

de la rivière St-Charles devra être fait concurremment à celui des eaux de débordement. L'échantillonnage devra couvrir une période supérieure au temps de concentration. Procéder à l'interprétation des résultats en fonction des objectifs généraux et spécifiques de l'étude.

4.1.5 Pour l'ensemble de la rivière, procéder à des mesures de l'accumulation de sédiments et déterminer les zones les plus propices à la sédimentation. Pour ces zones préférentielles de sédimentation, évaluer la qualité (mesure de matière organique) des sédiments.

4.2 Quantité

Le comportement hydrologique et hydraulique de la rivière St-Charles devra être connu pour des périodes de temps sec et de temps de pluie, de façon à permettre l'interprétation des données de qualité et ainsi rejoindre les objectifs de l'étude.

4.2.1 Procéder à l'évaluation des temps de parcours de façon concommittente aux mesures des paramètres physico-chimiques de l'eau de la rivière St-Charles.

4.2.2 Procéder à des mesures de débit immédiatement en amont de la zone étudiée par l'établissement d'une station permanente de mesures de débit.

4.2.3 Vérifier le fonctionnement du barrage au pont Samson pour diverses conditions de hauteurs de la marée.

Des résultats préliminaires des échantillonnages de la qualité et des mesures hydrauliques sur la rivière St-Charles devront être analysés, interprétés et présentés pour décembre 1981. Ces résultats devront être complétés pour décembre 1982.

5.0 Détermination des usages souhaités de la rivière St-Charles et des objectifs de qualité correspondant à ces usages

5.1 Déterminer les usages récréatifs sur la rivière St-Charles dont les autorités de la ville de Québec désirent promouvoir le développement.

5.2 Déterminer les objectifs de qualité de l'eau devant être respectés pour permettre les usages souhaités.

Ces travaux devront être réalisés en 1981.

6.0 Etude des solutions

L'objectif est de réduire les charges polluantes déversées à la rivière et au bassin Louise de façon à rencontrer les objectifs de qualité requis par les usages souhaités.

A cette fin, un ensemble de solutions peut être proposé d'une façon théorique comme:

- l'interception des trop-pleins;
- l'écrêtement des débits de pointe par emmagasinement;
- le traitement des trop-pleins.

Il faut également envisager une meilleure utilisation ou en améliorant les ouvrages existants en particulier en:

- réduisant les débits de temps sec (infiltration);
- réduisant les débits en temps de pluie (construction de réseau pluvial ou raccordement d'eaux de ruissellement à un réseau pluvial existant);
- séparation de certains secteurs lors de leur rénovation;
- prolongeant l'intercepteur sud au-delà de la rue de la Couronne;
- améliorant le contrôle des ouvrages de trop-plein.

Dès le début de l'étude, la firme devra se familiariser avec toutes ces possibilités et présenter en 1981 ses principales conclusions. En 1982, la firme disposera de tous les résultats des mesures et de la simulation de la situation actuelle et sera en mesure de proposer un certain nombre de solutions. La firme devra proposer et justifier toute alternative et, pour la solution proposée, se rendre jusqu'à l'avant projet.

7.0 Contenu des rapports

Le consultant après avoir interprété les résultats de l'étude devra fournir:

7.1 En décembre 1981, un rapport préliminaire contenant les informations suivantes:

A- cartographie et description des bassins de drainage du réseau pour le territoire couvert par l'étude;

B- diagramme d'écoulement en temps sec et en temps de pluie, à partir des exutoires des bassins de drainage jusqu'au milieu récepteur;

C- tableau final des débits en temps sec;

D- résultats préliminaires de la simulation des écoulements en temps de pluie de tous les bassins de drainage couverts par l'étude;

E- tableau préliminaire des débits de temps de pluie de tous les bassins de drainage (mesurés ou similés) pour au moins un épisode de pluie;

F- description de la méthodologie d'échantillonnage et résultats de l'évaluation de la contamination par les matières flottantes;

G- description de la méthodologie et résultats préliminaires, pour au moins 1 épisode météréologique, de l'évaluation de la qualité des eaux usées de débordement des bassins de drainage selectionnés. Discussion de la représentativité de ces résultats pour l'ensemble des bassins de drainage du territoire à l'étude;

H- description de la méthodologie et résultats préliminaires, pour au moins 1 épisode météréologique, de l'évaluation de la qualité des eaux de la rivière St-Charles;

I- Résultats préliminaires du comportement hydrologique et hydraulique de la rivière St-Charles, pouvant servir à l'interprétation des variations de la qualité de l'eau de la rivière;

J- établissement des objectifs de qualité de l'eau;

K- résultats de l'étude de pré-faisabilité des solutions techniques pouvant réduire les débordements à la rivière St-Charles.

7.2 En décembre 1982, un rapport final comprenant:

A- les parties A, B, C, F, J du rapport préliminaire;

B- la simulation des écoulements de tous les bassins de drainage par l "modèle de planification" ("STORM") et l "modèle par évènement" ("SWMM" ou "Illudas");

C- le tableau final des débits en temps de pluie des bassins de drainage pour les épisodes météréologiques sélectionnés;

D- résultat de l'échantillonnage de la qualité des eaux usées de débordement;

E- interprétation des résultats de l'analyse sédimentologique;

F- interprétation des résultats de l'échantillonnage de la qualité des eaux de la rivière St-Charles. Description des caractéristiques hydrauliques et hydrologiques de la rivière St-Charles;

G- en fonction des variations de la qualité de l'eau de la rivière St-Charles suite aux débordements de réseau unitaire et des simulations de débits associés aux concentrations de contaminants de ces mêmes débordements, procéder à l'établissement des volumes maximums pouvant déborder à la rivière tout en respectant une qualité de l'eau compatible avec les usages identifiés;

H- identification des déversements de temps sec à la rivière St-Charles et étude de pré-faisabilité quant à leurs tarissements;

I- étude de faisabilité des diverses solutions techniques propres à diminuer jusqu'au seuil désiré les déversements en temps de pluie à la rivière St-Charles.

ANNEXE 1

Exemples

1- Drainage de surface raccordé à un intercepteur ou à un collecteur.

ex: 1 fossé se déverse directement dans l'intercepteur à l'arrière de l'hôpital du Sacré-Coeur.

2- Zones imperméables majeures drainées dans des conduites unitaires.

ex: Le stationnement et la toiture du Centre d'achat Fleur-de-lys se déversent dans des conduites unitaires.

ANNEXE 2

Sélection des bassins de drainage à mesurer

Afin de réduire le nombre de bassins de drainage à mesurer (quantité et qualité) et sachant que la représentativité de l'ensemble du phénomène ne serait que peu améliorée par des mesures sur les 42 bassins de drainage en temps pluie, nous croyons que des critères de sélection doivent être établis afin d'être aussi rigoureux que possible dans le choix des bassins à mesurer.

Les bassins selectionnés devraient tenir compte des critères de:

- représentativité de l'utilisation du territoire
- caractéristiques d'imperméabilité du sol
- densité de population
- superficie totale
- difficulté de procéder à des mesures valables
- spécificité de déversements particuliers
- pente de terrain
- comportement hydraulique.

Le poids relatif de ces critères reste à déterminer. Il est cependant important de tenir compte de la possibilité de transférer les résultats d'un bassin mesuré à un bassin non mesuré, afin de

pouvoir représenter tous les bassins à des fins de modélisation des débits évacués vers la rivière St-Charles ou le bassin Louise. De plus, il est essentiel que les mesures de la qualité des eaux usées de débordement soient effectuées sur des bassins pouvant bien représenter la qualité des eaux usées de débordement pour l'ensemble du territoire à l'étude.

ANNEXE 3

Contaminants qui semblent critiques pour la qualité de l'eau de la rivière St-Charles

de: P. Lavallée et G. Bernier (1980) (1)

1- En fonction des problèmes d'esthétique et d'eutrophisation, les paramètres suivants devraient être mesurés:

matières en suspension (MES)

ammoniaque (NH_4)

phosphore total (formes particulaire et soluble) (P_t)

oxygène dissous (O_2)

2- Problèmes de toxicité

chrome (Cn)

cuivre (Cu)

plomb (Pb)

zinc (Zn)

forme

3- Qualité bactériologique

coliformes fécaux

(1) P. Lavallée et G. Bernier (1980) "Etude de l'influence des débordements de réseau unitaire de la ville de Québec sur la qualité de l'eau de la rivière St-Charles" Programme d'assainissement des eaux. Etude du milieu aquatique. Ministère de l'Environnement [illegible] 6 annexes

4. MATÉRIEL ET MÉTHODE

4.1 INTRODUCTION

L'échantillonnage des eaux de bassins de drainage ou du milieu récepteur demande que soient bien définis les objectifs de celui-ci pour ensuite choisir le type d'échantillonnage (manuel ou automatique), les endroits pour la collecte des données, le matériel, etc..

L'échantillonnage simultané en temps de pluie de cinq (5) bassins de drainage et du milieu récepteur pose certains problèmes au niveau de la logistique et de la coordination des opérations. La principale difficulté est la mobilisation du personnel avant l'événement pluvieux; cette difficulté résulte principalement des problèmes de prévisions des précipitations.

4.2 ECHANTILLONNAGE DU RÉSEAU

4.2.1 Choix du type d'échantillonnage

Obtenir un échantillonnage représentatif des eaux d'égouts combinés en temps de pluie est une tâche très difficile, dû à l'hétérogénieté du milieu et aux variations spatio-temporelles de la qualité (Marsalek, 1973). Ce dernier distingue deux (2) principaux types d'échantillonnage; celui à l'aide d'échantillons composés, suggéré si on ne veut qu'une évaluation de la masse de pollution, et celui à l'aide d'échantillons ponctuels si on désire caractériser les variations de qualité. Pour l'étude, nous

choisissons le dernier type voulant à la fois caractériser les eaux et évaluer la masse rejetée en rivière.

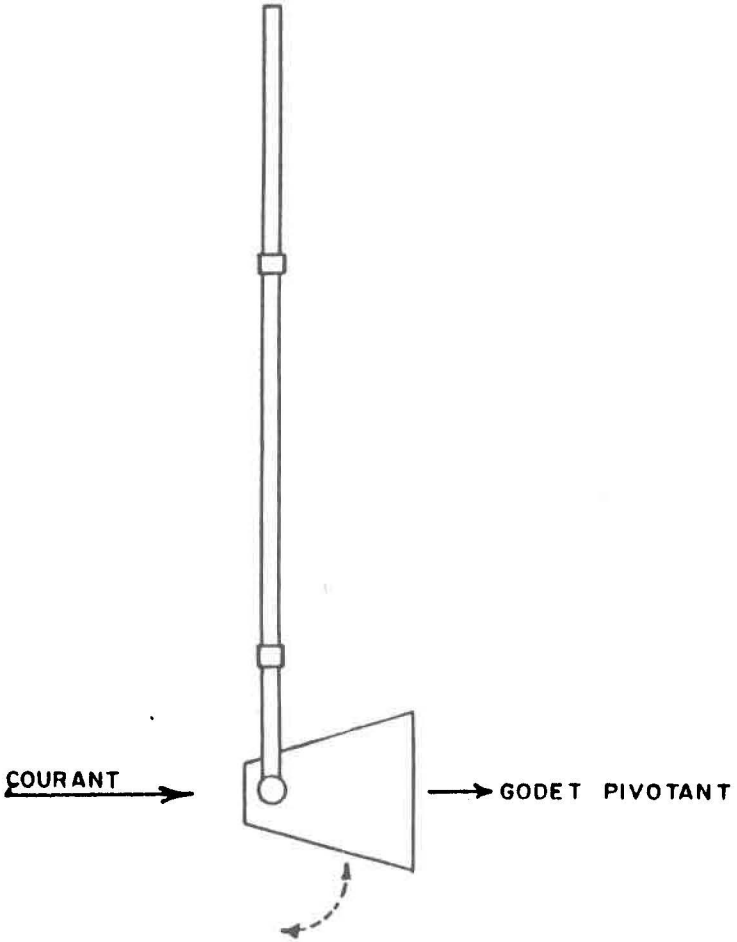
4.2.2 Méthode

L'échantillonnage des eaux d'égouts a été fait à l'aide d'un échantillonneur à godet tel que montré à la figure 4.1. Nous avons opté pour un échantillonnage manuel plutôt qu'automatique. L'échantillonnage automatique s'avère très coûteux à l'achat et à l'installation, exige un entretien méticuleux et très fréquent, et nécessite une période de rodage généralement assez longue. Contrairement, l'échantillonnage manuel est très simple et peu coûteux. Le seul problème de ce type d'échantillonnage est la mobilisation du personnel avant l'événement pluvieux de façon à pouvoir échantillonner la pluie au complet. Nous avons dû nous tenir en contact étroit avec Environnement Canada, section météorologie (voir 4.2.3).

Pour ce qui est de la détermination des débits, nous avons utilisé la méthode de dilution chimique (traceur). Cette méthode s'avère simple et efficace, ne nécessite pas d'installations coûteuses et est fiable à $\pm$ 5% (Marsalek, 1973) si on prend bien soin de s'assurer du bon mélange hydraulique du traceur. Le colorant utilisé était de la "Rhodamine WT" injecté au moyen d'une pompe doseuse de capacité maximale de 50 ml/min (fig. 4.2).

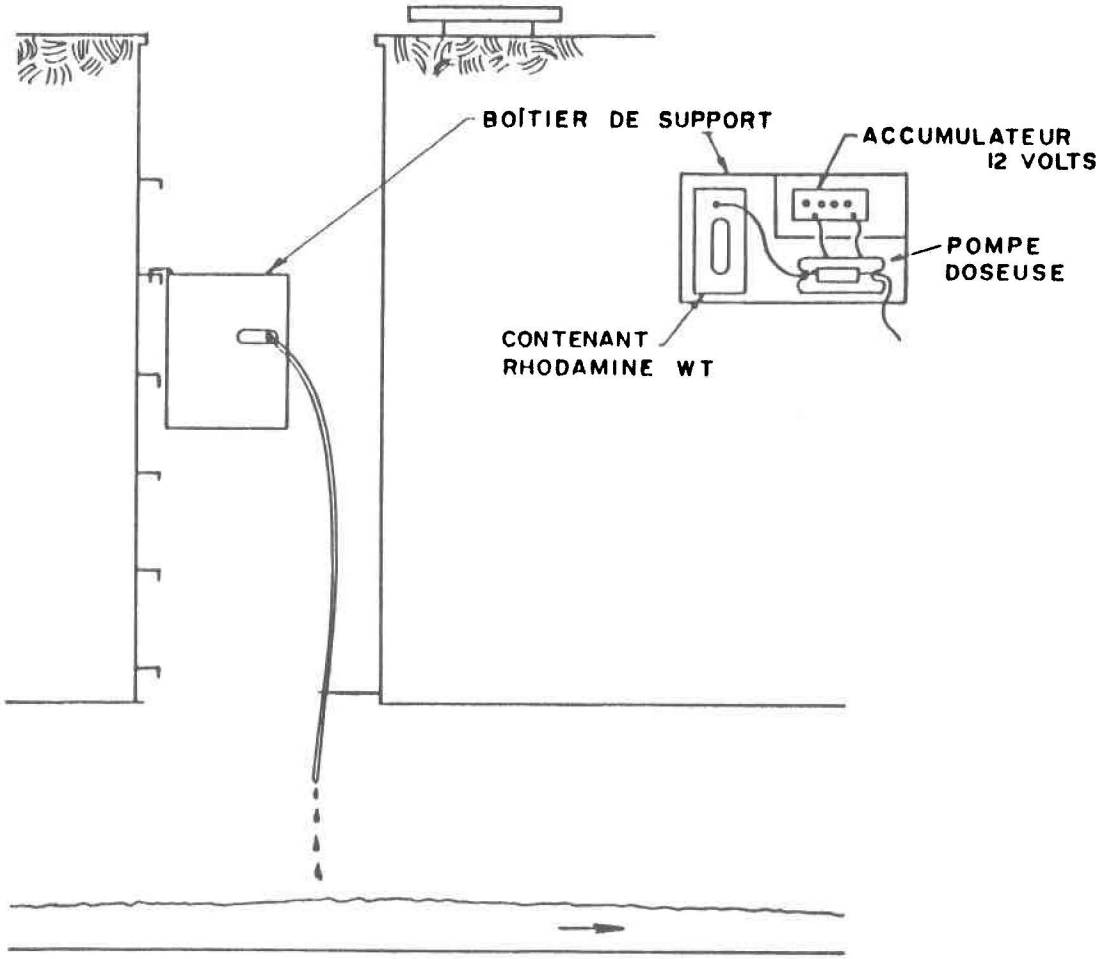
4.2.3. Prévisions météorologiques

Les prévisions météorologiques ne sont souvent précises que quelques heures avant l'événement pluvieux. Le choix d'un échantillonnage manuel nécessitait une importante collaboration



ÉCHANTILLONNEUR MANUEL

Figure 4.1



INSTALLATION D'UNE POMPE DOSEUSE

Figure 4.2

d'Environnement Canada, section météorologique, afin que ceux-ci nous avertissent au minimum deux (2) heures avant toute précipitation acceptable.

Il a été établi (article 3.5.2) que des précipitations d'environ 4 mm ou d'une intensité supérieure à 2 mm/h sont suffisantes pour faire déborder la majorité des émissaires. Tout événement pluvieux répondant à ces critères est donc jugé acceptable pour l'échantillonnage.

Un nombre de dix (10) événements pluvieux à échantillonner est l'objectif poursuivi. Ce nombre a été choisi car il peut représenter plusieurs types d'événements météorologiques, satisfaire partiellement aux critères d'une étude statistique et être échantillonné au cours d'un seul été.

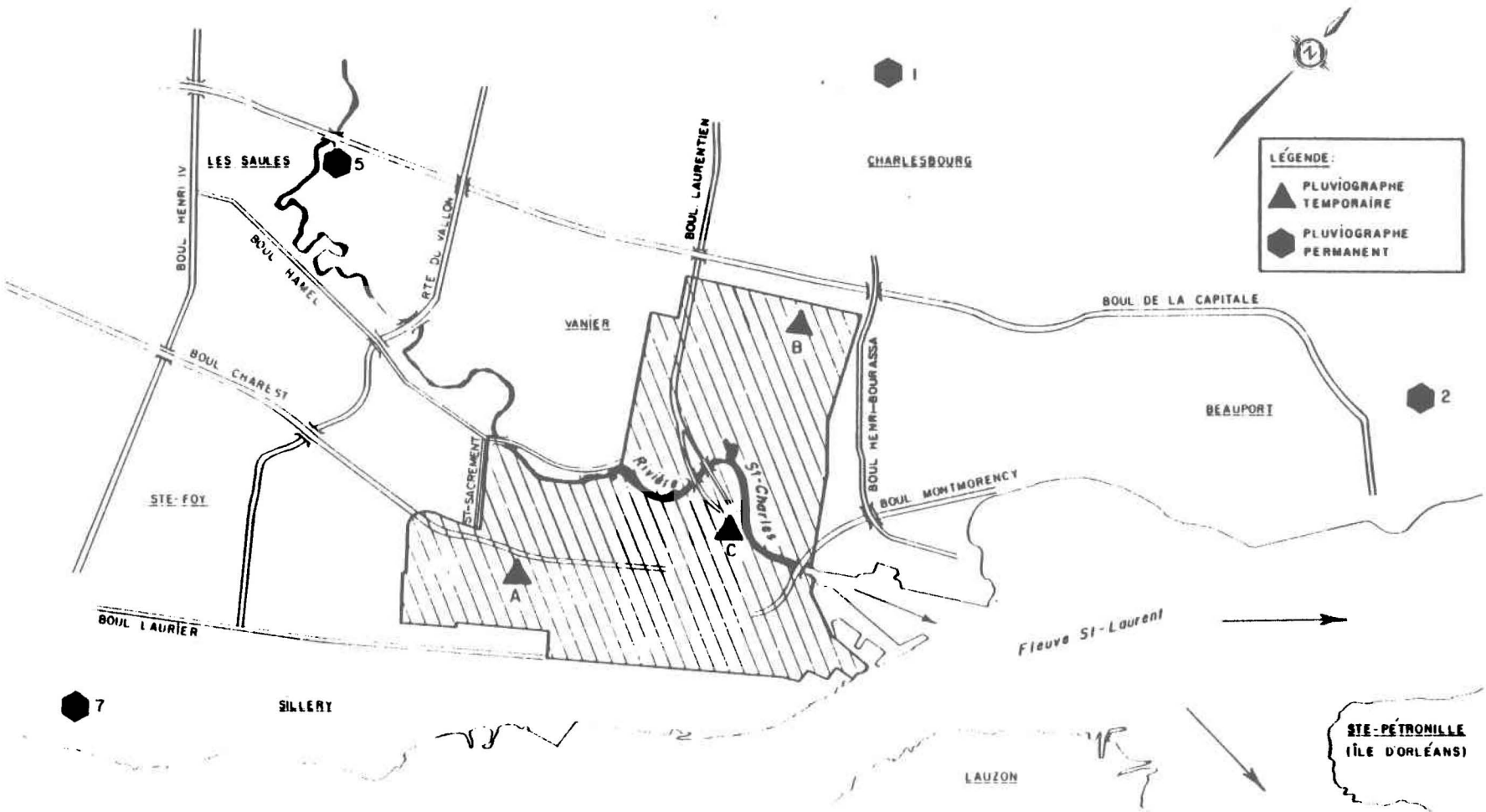
4.2.4 Pluviographes

Afin d'établir la relation pluie-débit, la présence de pluviographes sur le territoire étudié est nécessaire. Il existe présentement un réseau de pluviographes permanents géré par le ministère de l'Environnement du Québec, section météorologie. Ceux-ci sont situés sur le territoire de la Communauté Urbaine de Québec mais en dehors de la zone à l'étude. Il a donc fallu installer trois (3) pluviographes temporaires à l'intérieur de la zone de façon à pouvoir bien représenter la répartition spatio-temporelle des précipitations. Les trois (3) pluviographes ont été installés aux endroits décrits au tableau 4.1 et montrés à la figure 4.3.

TABLEAU 4.1

LOCALISATION DES PLUVIOGRAPHES

PLUVIOGRAPHES	LOCALISATION
A	Toit de la Laiterie Laval, 865 boul. Charest ouest, bassin 12
B	Toit de résidence, 260 rue des Lilas est, bassin 4b
C	Toit de l'édifice de la Croix-Rouge, 325, rue de la Croix-Rouge, bassin 23d.



LOCALISATION DES PLUVIOGRAPHES

Figure 4.3

4.2.5 Lieux d'échantillonnage

Les cinq (5) bassins types (nos. 2, 7, 11, 12 et 14) ont été échantillonnés aux points indiqués dans le tableau 4.2. On retrouve en plus dans ce tableau:

- le temps de concentration du bassin;
- le point d'injection, c'est-à-dire le regard où l'injection du traceur a lieu (détermination du débit);
- le temps de prise, c'est-à-dire le laps de temps à respecter entre la prise de deux (2) échantillons. Dépendant de l'intensité de la pluie, le temps pourra varier. Cette durée a été déterminée à l'aide du temps de concentration du bassin et du postulat voulant qu'afin de tenir compte des variations de qualité, il faut échantillonner fréquemment durant tout l'orage. Il est souhaitable d'analyser au moins trois (3) échantillons recueillis sur la courbe montante de l'hydrogramme, un (1) au sommet et deux (2) sur la courbe descendante (Huber et al., 1979).

4.3 ÉCHANTILLONNAGE DE LA RIVIÈRE

4.3.1 Mesure des débits

Compte tenu des très faibles vitesses d'écoulement de la rivière, il s'avère très difficile de mesurer les débits de celle-ci dans sa partie aménagée. Par contre, il est possible de mesurer le débit au pont Hamel, soit immédiatement en amont de la zone étudiée. A cet endroit, un niveaumètre de type Stevens a été installé. La relation niveau d'eau-débit a été établie par le

TABLEAU NO. 4.2

LIEUX D'ECHANTILLONNAGE - RESEAU

BASSIN	Tc* (min.)	POINT INJECTION	POINT ECHANTILLONNAGE	TEMPS DE PRISE (min.)	REMARQUES
2	22	Regard Coin Dupuy - Dumas, 1680mm ø	Regard 2223, boul. Soumande, régulateur, 1680mm ø	5	
7	26	14ième rue entre 4ième et 8ième Avenues, 610mm ø	Regard 1424 coin 9ième Rue et 4ième Avenue, 1220mm ø	5	
11a & b	27	Regard 3368, coin d'Avaugour et des Ardennes, 760mm ø	Avenue du Pont, regard entre la Victoire et St-Vallier, 910mm ø	5	Le regard 3364 devra être bouché en partie, soit le 910mmø vers le nord
12	24	Regard 3222, coin Père Grenier et Montmagny, 790mm x 1120mm	Regard 3436 sur Marie de l'Incarnation, 1680mm ø	5	
14	17	Regard 3025 sur la rue St-Luc, 1370mm ø	Regard 3518 avant le régulateur, 1370mm ø	3	L'Hôpital du Sacré-Coeur se draine après le point d'échantillonnage

* Tc : temps de concentration

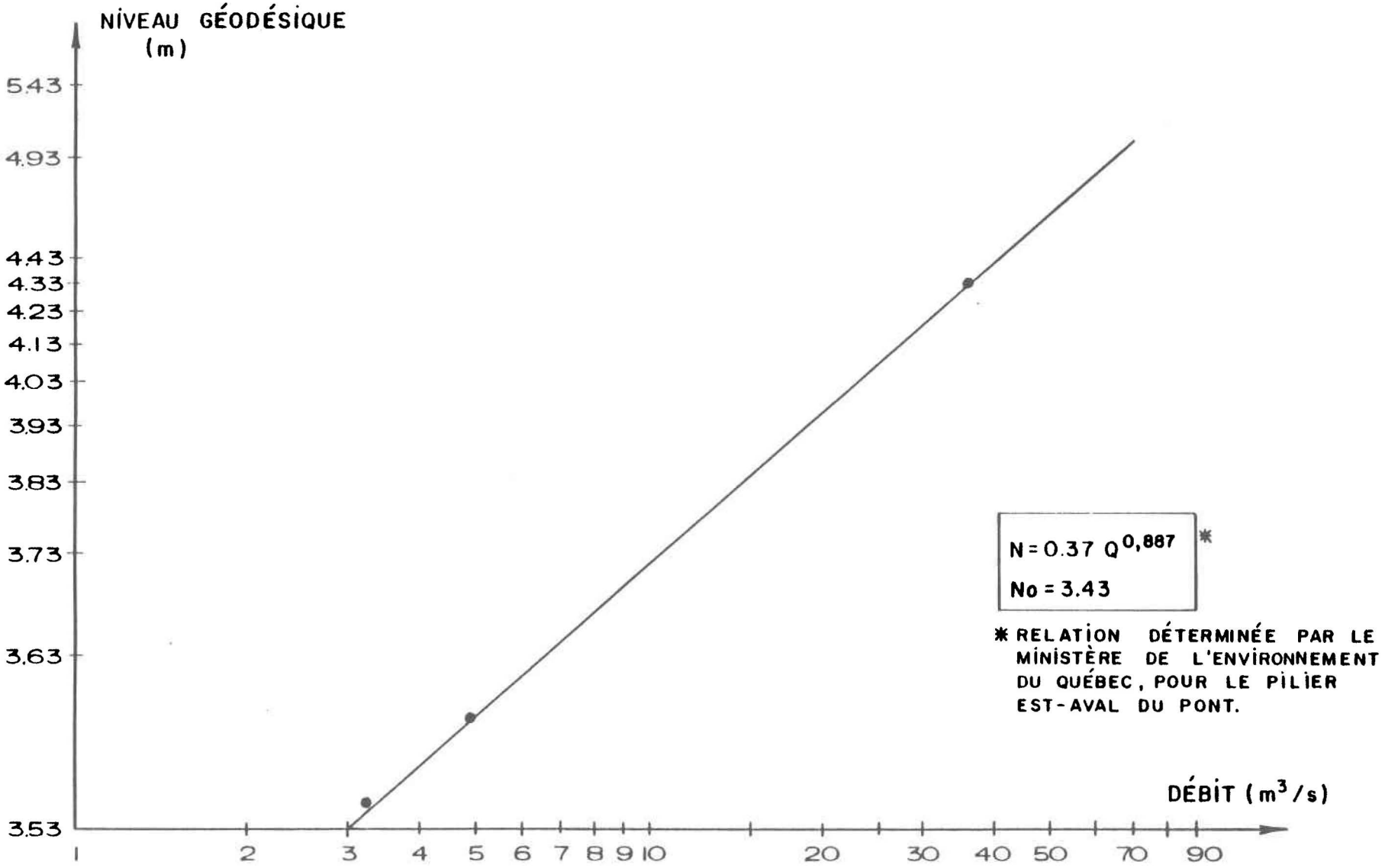
ministère de l'Environnement (figure 4.4). On ne peut, à l'aide de cette courbe, évaluer les débits inférieurs à 3 m^3/s. Etant donné que ces débits surviennent généralement en temps sec, on se sert donc des données de débit de la station no. 050904, située à l'embouchure de la rivière Lorette, pour compléter les courbes de débits au pont Hamel.

Le débit en temps de pluie à l'intérieur de la zone aménagée, a été évalué par calculs. Les trops faibles vitesses ne permettent pas leur mesure pour déterminer le débit, quant à l'utilisation d'un traceur chimique, l'usage de colorant en réseau interfèrerait avec celui-ci, rendant difficile l'interprétation des résultats trouvés. Les calculs ont donc été effectués en cumulant le débit mesuré du pont Hamel et les débits déversés (mesurés ou simulés) au point d'échantillonnage, tout en tenant compte des temps de parcours. Le temps de parcours entre l'émissaire et l'embouchure de la zone à laquelle il appartient a été déterminé à l'aide d'une vitesse moyenne de 0,33 km/h. (figure 4.5).

4.3.2 Echantillonnage de qualité

Les échantillons pour les mesures de qualité de l'eau de la rivière ont été prélevés à l'aide d'échantillonneurs Van-Dorn. A chaque site d'échantillonnage, on a prélevé de l'eau en trois (3) points, soit au centre et de chaque côté du cours d'eau. Les échantillons ont été composés pour obtenir un échantillon représentatif.

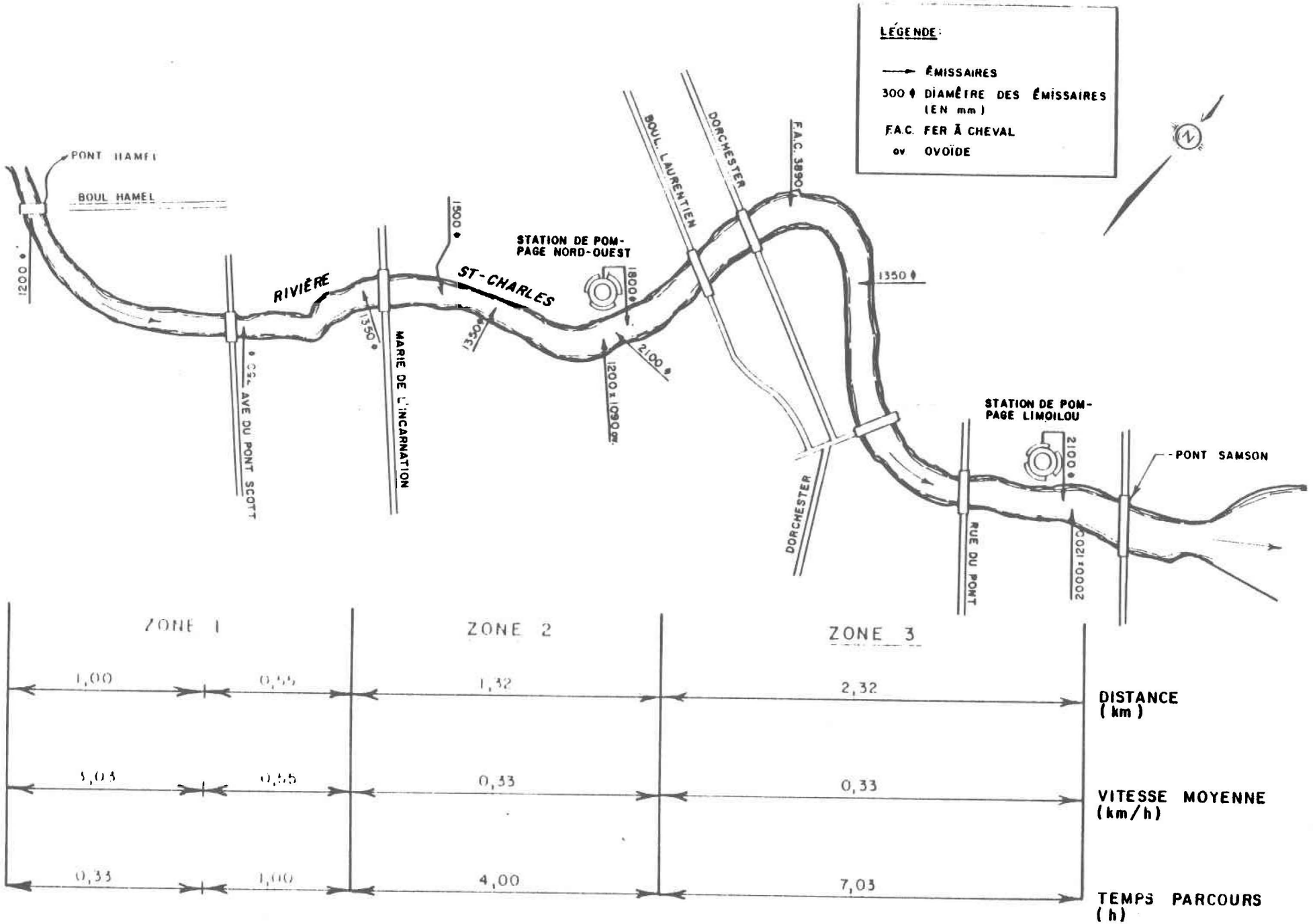
L'échantillonnage servant pour l'analyse des coliformes fécaux était ponctuel et prélevé au centre de la rivière. On ne peut



RELATION NIVEAU (N) - DÉBIT (Q)

PONT HAMEL RIVIÈRE ST-CHARLES

Figure 4.4



TEMPS DE PARCOURS EN RIVIÈRE

Figure 4.5

composer des bactéries sur le même principe qu'on compose des échantillons en vue d'analyses chimiques ou physiques, compte tenu de la trop grande variabilité des populations de ces organismes vivants.

Certaines mesures préliminaires ont indiqué que la qualité de l'eau semblait uniformément répartie verticalement dans la rivière. Les échantillons ont donc été prélevés à une profondeur correspondant au 2/3 de la profondeur totale. Cette hauteur correspond à la profondeur où, théoriquement, on retrouve la vitesse moyenne.

4.3.3 Lieux d'échantillonnage

Les données en rivière ont été récoltées à partir de quatre (4) ponts (ponts qui délimitent les trois (3) segments à l'étude, tels que décrits au chapitre 3), soit:

- Pont Hamel : jonction rue St-Sacrement et boulevard Hamel;
- Pont Marie de l'Incarnation: rue Marie de l'Incarnation;
- Pont Laurentien : début boulevard Laurentien;
- Pont Samson : embouchure de la rivière, rue Henderson.

4.4 LOGISTIQUE

Lors de chaque échantillonnage, quatorze (14) personnes étaient mobilisées pour effectuer le travail de récolte des données: soit dix (10) personnes pour le réseau (deux (2) par bassin), deux (2) personnes pour la rivière (une (1) par deux (2) ponts)

et deux (2) surveillants qui étaient chargés de distribuer le matériel nécessaire et de vérifier tout au long de la pluie le déroulement des opérations.

La logistique complète ainsi que quelques généralités sont décrites en annexe H.

4.5 LABORATOIRE

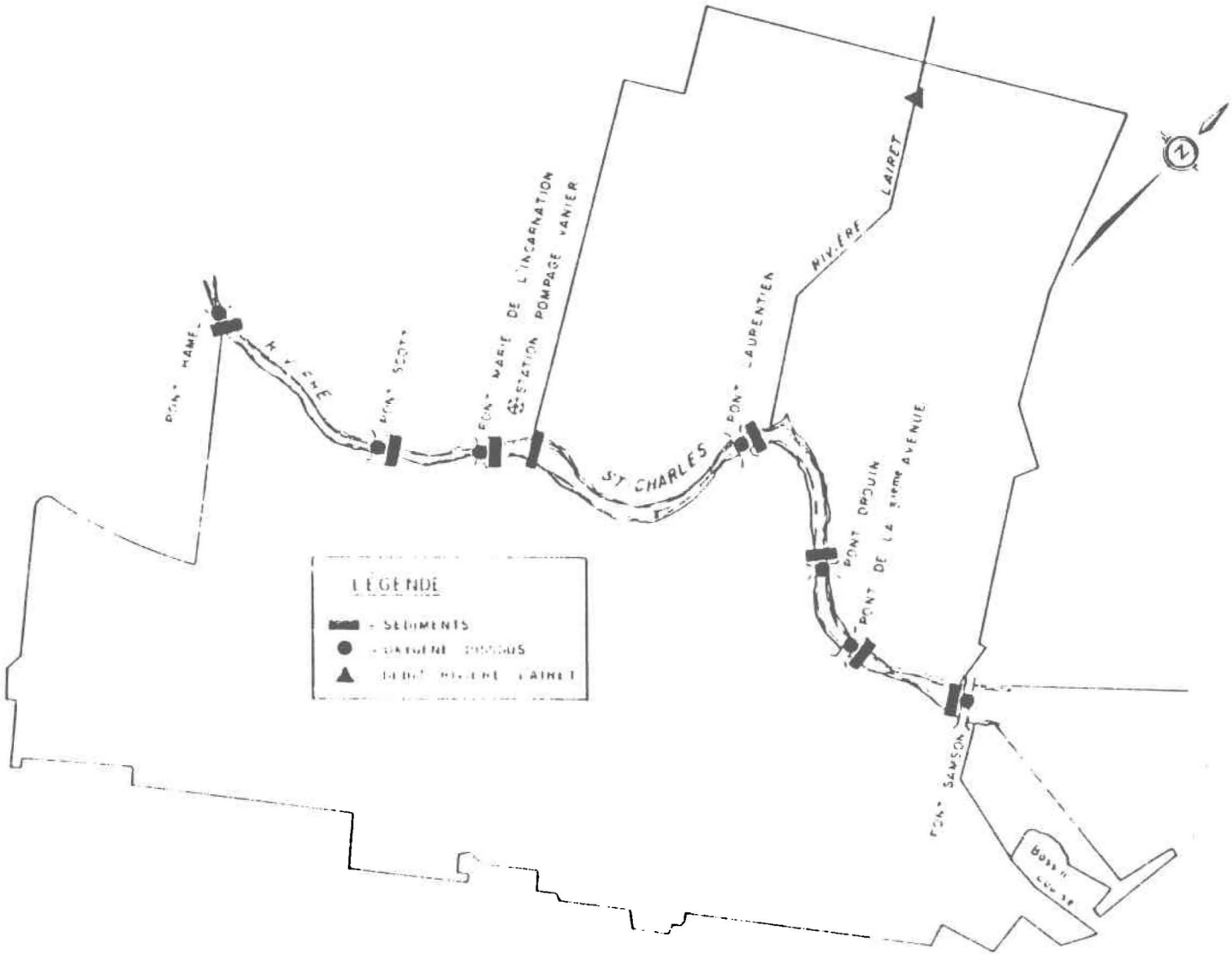
Suite à leur récolte, les échantillons étaient immédiatement expédiés au laboratoire. Ils étaient alors immédiatement analysés pour les paramètres déjà cités (article 3.4).

Les analyses ont été effectuées selon les méthodes décrites dans le volume "Standard Methods" (APHA-AWWA-WPCF, 1975). Des échantillons contrôles étaient également envoyés au laboratoire pour vérifier la qualité du travail de celui-ci.

4.6 ÉCHANTILLONNAGE COMPLÉMENTAIRE

4.6.1 Sédiments

Des sédiments de surface ont été récoltés à l'aide d'une benne de type "Ponar". L'échantillon pris par la benne est généralement représentatif des premiers 20 à 30 centimètres de dépôt. Trois (3) échantillonnages ont été faits durant l'été en huit (8) endroits choisis tout au long du parcours afin de bien représenter la qualité des sédiments (figure 4.6). Pour chaque station, on prélevait trois (3) échantillons, soit rive nord, centre, rive sud.



ÉCHANTILLONNAGE COMPLÉMENTAIRE

Figure 4.6

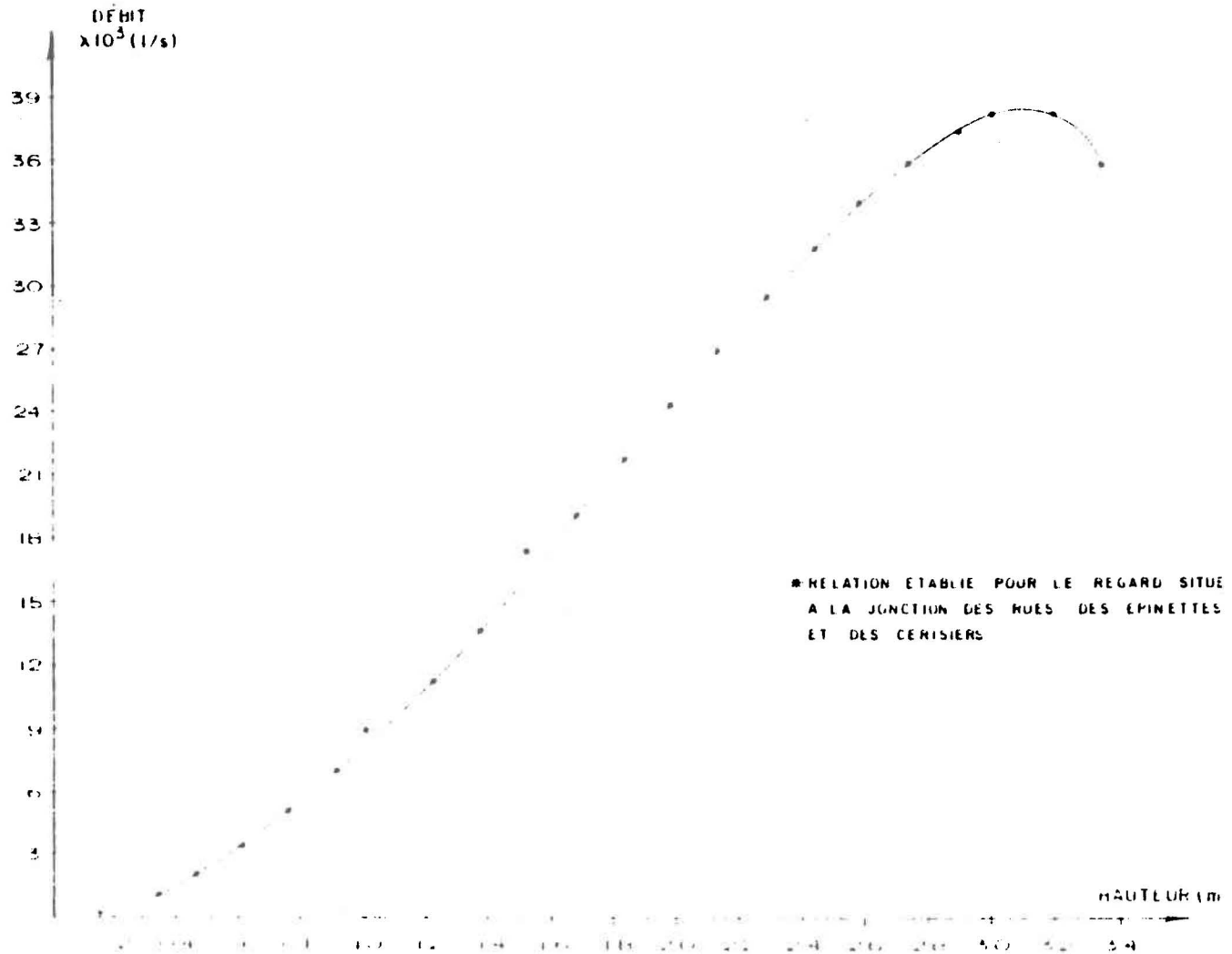
4.6.2 Oxygène dissous

L'oxygène dissous dans la rivière a été mesuré au cours de l'été à six (6) reprises au moyen d'une électrode capable de mesurer l'oxygène dissous ainsi que la température. Les relevés ont été effectués à partir des ponts enjambant la rivière (figure 4.6).

4.6.3 Débit de la rivière Lairet

La rivière Lairet se déverse directement dans le segment de la rivière St-Charles à l'étude et peut jouer un rôle important dans la contamination de ce dernier si le volume d'eau rejeté est important.

Le débit de la rivière Lairet a été mesuré à l'aide d'un niveau-mètre Manning L3048. installé dans un regard de la rue des Cerisiers (figure 4.6). La relation niveau-débit a été établie grâce à la formule de Manning et est donnée à la figure 4.7.



RIVIÈRE LAIRET RELATION DÉBIT – HAUTEUR D'EAU D'ÉCOULEMENT

Figure 4.7

A N N E X E 2

RÉSULTATS DE LA CAMPAGNE DE

CARACTÉRISATION EN RÉSEAU

RESULTATS EXPERIMENTAUX POUR LES RESEAUX

RESULTATS EXPERIMENTAUX 14 PLUIES 6 BASSINS

plui/bas	heure	debit	MES	DCO	PHOT	Cu	Pb	Zn
820707/Q2	0	609	782	474	2.3	130	415	3480
	5	144	1130	423		194	698	4650
	10	1484	697	285	3.1	182	435	1600
	15	903	574	150		132	370	890
	20	507	420	95	1.2	95	320	540
	25	456	362	115		75	270	480
	35	589	217	71	0.9	46	160	460
	55	148	100	28		35	52	198
	65	59	31	59	0.9	35	21	142
820707/Q7	0		55	291	2.6	55	20	192
	5	439	88	283		57	115	264
	10	1963	472	425	2.3	164	356	920
	20	1328	639	315		121	305	504
	25	963	590	299	2.5	134	390	530
	30	830	546	299		110	353	460
	40	1382	153	224	1.5	111	396	500
	50	886	159	106		62	226	312
	70	535	254	63		59	201	308
	110	142	92	43		40	52	158
	170	78	47	75	1.1	34	16	100
820707/Q12	0	242	309	474	1.1	154	307	620
	5	433	388	486		164	250	810
	10	1527	300	286	2.5	214	550	1120
	15	2790	641	265		183	645	950
	20	6117	788	616		148	475	746
	25	2974	532	278	1.5	140	475	700
	30	2076	239	229	1.1	137	323	532
	50	405	187	71		74	165	400
	70	215	133	63		53	104	244
	170	88	99	59	1	52	80	230
820707/Q14	0	82	912	854	5.8	182	495	910
	5	127	837	395		145	465	1890
	10	609	555	273		154	570	1380
	15	1102	594	557	3.2	198	530	1200
	20	1314	525	178		178	570	900
	25	1062	507	158	1.4	160	629	868
	30	535	407	170	1.4	119	440	666
	40	357	258	99		78	274	490
	60	55	126	83		67	145	320
	70	21	51	67	1.3	30	17	140
820728/Q2	0	1090	372	60	0.8	76	205	390
	5	890	242	87		54	160	248
	15	515	117	40		36	81	166
	35	218	66	44	0.4	36	55	156
	45	331	58	64		33	52	148
	55	244	17	56	0.7	32	46	124
	100	96	46	84	0.8	52	27	144
	120	266	91	64		56	57	200
	125	784	82	75	0.5	49	63	266
	130	515	70	67		33	60	142
	145	320	19	60		32	48	110
	160	241	27	48		32	38	150

RESULTATS EXPERIMENTAUX POUR LES RESEAUX

	170	357	46	60		54	48	130
	180	581	48	48	0.4	29	48	120
	225	464	30	20		26	29	110
820728/Q7	0	99	255	292	2	91	220	644
	5	425	458	270		116	315	526
	10	1303	408	293	2.2	84	233	376
	20	1501	354	250		106	200	378
	30	1246	320	297	2.1	80	161	298
	40	708	126	160		65	140	222
	55	821	102	102		48	85	160
	70	821	73	31		44	66	146
	120	368	71	86	0.8	48	45	138
	145	1104	45	82		50	126	290
	160	779	97	51		48	86	142
	170	779	94	74	0.5	42	78	128
	180	850	24	23		31	46	110
	250	1020	24	27	0.3	23	30	70
820728/Q11	0	1144	320	133	0.9	107	249	584
	10	600	430	121		144	243	674
	15	456	327	125	0.7	133	240	480
	20	261	188	74		80	140	290
	35	241	134	109		150	139	286
	50	266	93	156		86	102	636
	75	122	30	51	0.5	40	42	140
	100	147	40	47		42	67	174
	115	295	59	59		46	102	200
	120	549	94	55		51	140	206
	125	549	88	47	0.5	48	118	196
	135	530	115	43		40	116	274
	165	379	50	35		36	66	158
	180	663	51	23	0.4	29	54	134
	210	419	25	23	0.3	22	28	114
820728/Q12	0		98	66	1	61	141	416
	5		67	94		52	120	276
	15		68	78	0.6	51	105	246
	50	329	49	82		51	88	340
	95	195	41	253	2.4	53	78	274
	110	302	79	187		62	148	294
	120	1226	41	90		35	150	206
	125	1294	90	86	0.6	33	141	206
	130	1226	77	78		32	111	172
	140	932	55	62		30	61	244
	150	739	37	101		32	82	130
	160	818	47	43		26	70	160
	170	1294	27	35	0.5	23	70	148
	195	739	30	43		23	66	206
	220	1164	36	43	0.5	19	58	120
820728/Q14	0	105	57	105	0.9	48	113	342
	15	139	33	94		43	94	280
	25	91	28	94		40	96	238
	65	54	45	118	0.8	42	61	182
	95	88	66	133		47	86	1010
	100	198	64	133		74	114	384
	105	399	75	118	0.7	41	138	318
	110	399	34	74		36	142	252
	120	306	49	59		33	124	212

RESULTATS EXPERIMENTAUX POUR LES RESEAUX

	130	235	54	47		26	88	240
	145	235	42	82	0.6	23	110	206
	155	382	33	27	0.4	23	58	152
	190	200	24	51		18	42	136
	210	348	40	24		16	54	140
	225	334	19	27	0.4	15	45	142
820823/Q2	0		674	203	1.6	118	366	1060
	45	92	72	113	1.3	42	43	216
	75	264	159	174	1.4	58	167	212
	110	110	80	115	1	38	60	132
	130	410	251	119	1.4	81	179	1570
	240	67	71	265	1.6	54	25	184
820823/Q7	0	467	92	117	1.4	45	66	250
	65	467	77	167	1.3	39	60	140
	110	510	242	214	2.1	69	92	224
	135	623	256	199	1.4	75	165	258
	210	212	101	142	1.3	54	34	164
820823/Q11	0		108	194	2	68	149	354
	35		123	176	1.1	56	105	280
	80	356	97	142	1.3	53	90	300
	180	203	75	194	1.3	67	130	340
	195	183	181	226	1.8	113	152	354
820823/Q12	0		86	136	1.2	45	101	600
	25		155	149	1.4	54	114	288
	75	617	125	140	1.2	59	130	232
	110	254	108	228	1.1	53	100	204
	130	530	126	120	1.1	45	104	210
	205	161	113	263	2.3	50	118	148
820823/Q14	0	88	73	87	1	36	92	234
	35	127	97	105	1	45	143	254
	90	170	206	166	1.6	50	281	300
	135	79	108	161	1.5	40	113	238
	215	50	80	207	2.6	43	94	182
820825/Q2	0	27	12	319	1.7	118	1310	154
	25	41	113	270		82	206	360
	55	86	205	394		115	105	318
	80	106	141	249	1.6	91	262	476
	95	236	126	270		94	269	386
	100	241	200	329		97	208	320
	105	314	191	239		94	208	308
	120	405	138	149	0.9	59	130	230
	130	447	118	122		60	170	234
	140	490	84	143	0.7	48	101	180
	145	334	71	55		48	94	174
	155	292	80	76		42	81	168
	170	303	75	71		38	73	162
	190	343	74	71	0.7	34	66	148
	230	371	54	73		32	60	144
	280		65	51	0.5	27	75	160
820825/Q7	0	85	80	190	2.7	63	134	182
	20	113	69	380	2.8	64	34	96
	40	175	209	373		82	78	218
	55	270	109	251	2.7	65	83	184
	85	368	166	319		70	104	206
	95	481	167	321		72	132	230
	105	680	185	248	1.6	72	154	216

RESULTATS EXPERIMENTAUX POUR LES RESEAUX

	115	878	174	188		65	166	210
	125	935	206	192		61	132	204
	135	850	188	198		58	126	188
	140	793	142	130	1	53	113	180
	150	756	125	108		42	98	186
	160	742	84	88		38	92	162
	175	651	79	82	0.6	32	80	120
	200	651	60	66		33	88	126
	250	691	53	112	0.5	30	67	106
820825/Q11	0	73	51	196	2.16	48	24	370
	15	66	51	213		216	40	384
	25	141	61	138	1.58	104	35	270
	35	160	84	160		58	81	266
	40	176	119	193	1.04	56	88	304
	60	124	122	205		23	75	334
	70	86	95	193		58	78	260
	80	194	112	186		56	64	240
	90	202	107	131	0.88	54	100	280
	110	374	171	194		74	138	290
	115	374	178	129	1.22	67	209	306
	125	484	151	111		70	167	330
	135	459	155	85		59	140	304
	160	442	133	79	0.62	54	108	496
	170	408	130	51		43	93	224
	185	382	75	36		37	74	198
	195	459	73	40		31	73	190
	220	396	76	32	0.43	48	65	290
820825/Q12	0	151	125	313	3.37	65	43	422
	15	135	98	273		85	102	360
	35	360	224	392		120	203	418
	50	354	156	263		85	149	324
	60	306	100	154	1.72	58	162	232
	75	394	119	154		58	181	286
	80	513	139	184	1.27	68	211	316
	90	756	137	154		58	203	350
	100	875	167	166		64	214	300
	105							
	110	996	135	126	0.85	57	176	290
	115							
	120							
	125	966	110	93		54	166	230
	130							
	135	932	94	83		42	141	188
	150	700	89	59	0.66	37	115	196
	165	634	61	59		33	102	210
	195	634	64	69	0.58	34	98	200
	235	666	62	67	0.59	32	82	160
820825/Q14	0	28	68	314	2.32	34	15	238
	10	28	131	269	2.76	55	66	316
	20	34	469	603		93	138	468
	25	38	777	911	5.56	192	295	696
	30	42	277	492		105	182	424
	40	42	275	531		104	172	340
	50	42	178	432		85	142	302
	60	42	106	210	1.4	73	124	274
	70	42	87	172		63	233	270

RESULTATS EXPERIMENTAUX POUR LES RESEAUX

	80	57	106	188		60	165	360
	95	130	180	216	1.04	66	216	350
	100	156	150	182		65	217	300
	110	184	139	150	0.9	58	203	266
	115	218	114	139		58	221	284
	140	224	93	93		34	134	246
	160	159	66	222	0.56	31	108	304
	175	144	65	107		30	101	206
	220	147	68	115		28	88	224
	250	173	64	40	0.78	27	89	200
840606/S3	0		76	337		20		
	5	53	624	599		80		
	10	385	1174	831		120		
	15	1071	1450	592		100		
	20	792	818	285		60		
	25	466	535	195		60		
	35	185	216	138		20		
	45	150	110	101		10		
	65	138	65	75		10		
	100	41	49	112		10		
840618/S3	0	24	243	281		90		
	5	36	203	202		50		
	15	52	243	670		50		
	25	61	205	317		40		
	35	88	185	202		40		
	40	131	273	122		80		
	45	163	365	605		60		
	50	179	254	187		50		
	55	187	178	130		40		
	60	202	156	108		30		
	70	246	164	97		40		
	100	134	44	32		30		
	130	311	139	72		20		
	150	471	190	72		30		
	170	203	31	25		10		
	230	211	42	24		10		
820624/S3	0	34	82	446		20		
	5	39	81	421		40		
	10	55	138	470		30		
	15	80	210	568		60		
	25	103	301	476		90		
	35	126	151	256		40		
	45	105	86	253		20		
	55	252	240	214		30		
	60	293	337	275		50		
	70	142	136	214		10		
	80	202	31	137		10		
	110	101	19	134		10		
	155	110	29	89		10		
	195	127	19	82		10		
	210	156	61	86		10		
	250	111	26	35		10		
840704/S3	0	29	113	216		80		
	20	27	57	176		60		
	25	223	96	540		180		
	30	609	1256	1520		190		

RESULTATS EXPERIMENTAUX POUR LES RESEAUX

	35	363	482	412		120		
	40	157	300	284		60		
	50	71	213	204		40		
	60	64	187	172		20		
	70		127	160		20		
840706/S3	0	21	47	132		30		
	15	27	58	160		40		
	30	70	164	308		50		
	45	54	158	324		60		
	60	32	117	264		60		
	105	23	34	88		30		
	175	19	23	48		20		
840707/S3	0	19	23	48		20		
	15	43	57	128		50		
	25	107	126	148		40		
	30	124	126	180		40		
	35	134	133	132		40		
	40	133	121	192		20		
	45	133	98	88		20		
	75	76	31	76		20		
	105	30	14	32		10		
	165		39	44		10		
820621/Q14	0	121	110	249	2.02	58	80	316
	25	110	84	136	1.92	38	17	210
	30							
	35							
	40	123	48	105	1.31	47	82	226
	45							
	50							
	55							
	70	62	95	97	1.92	39	70	218
	140	46	39	105	2.28	33	47	194
820621/Q11	0	207	95	123	1.36	60	121	246
	30	220	84	162	1.48	76	154	280
	35							
	40							
	45							
	50	235	76	233		172	361	412
	55							
	60							
	65							
	80	179	90	103	1.64	88	152	304
	230	140	18	126	1.78	59	78	296
820621/Q12	0	484	140	245	2.72	55	110	268
	5							
	10	589	179	462	2.53	48	104	208
	15	2388	119	217	2.6	49	102	266
	20							
	25	464	66	75	2.6	44	98	246
	30							
	35							
	55	425	75	257	1.78	42	70	238
	105	274	164	218	3.28	50	44	214
	130	155	68	82	1.78	63	75	240
820621/Q2	0	98	139	217	1.26	63	80	292
	25	137	143	233	1.69	47	132	312

RESULTATS EXPERIMENTAUX POUR LES RESEAUX

	30	151	132	213	1.8	47	119	272
	35	165	121	193	1.91	47	106	232
	40	178	110	174	2.02	47	92	190
	45	167	101	168	1.82	42	86	182
	50	156	92	160	1.62	37	80	176
	55	145	83	150	1.43	32	72	166
	120	71	72	123	1.43	33	72	156
820621/Q7	0	238	110	205	2.12	50	78	254
	10	245	104	185	2.1	47	78	204
	15	253	98	163	2.08	43	77	156
	20	268	111	173	2.18	44	77	150
	25	283	124	182	2.28	45	76	144
	30							
	35							
	40							
	45	248	91	126	1.48	56	83	164
	65	209	84	114	1.34	37	60	136
	195	178	51	95	1.36	34	47	114
820616/Q11	0	90	14	43		20	13	174
	25	166	32	48		132	32	176
	55	206	48	67		34	44	172
	70	234	33	47		32	42	176
	85	326	71	40		40	60	210
	90	467	158	51		62	119	334
	95	739	341	94		106	288	520
	100	1354	346	102		133	360	560
	105	1415	407	96		152	353	563
	110	1476	471	92		170	345	566
	115	1623	478	114		152	355	680
	120	1476	509	98		119	191	484
	125	1388	439	91		115	184	514
	130	1295	369	83		111	176	544
	135	1204	298	76		106	168	580
	150	2135	248	63		58	154	290
	175	1980	223	60		73	52	336
820616/Q12	0	158	51	71		45	68	870
	35	351	61	114		32	54	308
	80	490	46	67		28	115	208
	90	629	80	47		51	140	364
	95	827	225	98		74	347	492
	100	2317	344	102		76	361	378
	105	2889	376	55		94	364	480
	110	2790	340	57		85	332	479
	115	2691	304	59		76	300	478
	120	3024	278	57		68	280	400
	125	3257	252	56		60	261	320
	130	2795	252	61		70	266	560
	135	2345	253	67		81	270	704
	140	2460	228	55		70	247	600
	145	2575	201	43		59	224	496
	150	2691	170	31		47	200	390
	155	4163	267	55		58	282	502
	160	3823	274	219		55	248	350
	180	2860	167	47		38	127	296
820616/Q14	35	25	34	54		36	34	834
	80	47	57	50		32	85	246

RESULTATS EXPERIMENTAUX POUR LES RESEAUX

	125	115	48	59		27	73	352
	135	124	43	38		27	91	280
	140	188	109	63		38	151	432
	145	317	203	46		54	259	600
	150	510	252	91		76	350	620
	155	680	372	51		119	1490	940
	160	753	453	47		91	416	690
	165	779	290	79		73	352	552
	170	816	298	93		70	306	558
	175	753	249	22		58	288	426
	180	693	265	33		58	280	407
	185	629	277	43		58	271	388
820616/Q2	0		19	64		32	25	382
	55	142	42	52		26	48	466
	75	176	45	48		26	45	412
	85	190	101	32		29	60	316
	90	307	202	80		54	335	504
	95	634	329	36		91	706	2020
	100	852	352	84		96	500	2410
	105	1028	257	72		87	330	440
	110	994	316	44		61	240	372
	115	963	273	50		54	214	476
	120	932	221	56		47	188	580
	125	892	173	42		40	160	438
	130	852	126	28		34	130	296
	135	921	112	46		32	125	258
	140	994	98	60		30	121	220
	150	1419	204	60		47	209	654
	155	1368	204	68		51	258	426
	165	1147	132	21		30	149	204
	175	1065	99	24		42	134	202
820616/Q7	0	97	54	82		44	50	500
	30	229	57	42		28	44	210
	60	334	42	52		30	56	180
	80	397	49	42		30	81	388
	85	572	145	64		60	137	468
	90	858	535	75		58	170	418
	95	1456	250	81		72	172	416
	100	1528	255	86		69	164	391
	105	1600	260	90		66	158	366
	110	1634	251	82		57	144	326
	115	1545	253	94		68	151	361
	120	1456	255	106		78	158	398
	125	1395	212	74		59	134	320
	130	1334	170	42		40	110	240
	135	1719	133	22		34	103	242
	140	1779	181	78		37	93	236
	160	1719	144	36		37	92	228
	180	1532	89	11		23	60	166
820622/Q11	0	62	31	93	1.52	36	5	340
	10	208	138	156		80	200	320
	20	208	199	136	0.288	80	228	320
	25	371	178	86		73	188	310
	30	371	177	125	0.62	78	200	320
	35	314	147	63		65	192	262
	40							

RESULTATS EXPERIMENTAUX POUR LES RESEAUX

	45	202	116	55	0.4	89	181	252
	55	159	83	35	0.72	57	314	160
	65	428	123	35		63	156	360
	70							
	75	504	179	67		108	174	350
	80	521	204	67	0.448	81	180	532
	85	530	165	59		88	173	472
	90	456	159	63		78	143	468
	95							
	100	320	144	51		57	94	360
	105							
	125	239	49	24		41	41	228
	130	202		31	0.32	38	42	358
820622/Q12	0	71	333	274	0.58	124	368	720
	5							
	10	1090	288	212	0.65	515	164	476
	15	1051	200	153		70	243	626
	20							
	25	827	124	86		63	201	460
	30							
	35	581	100	121		56	157	408
	40	666	101	51	0.96	53	142	520
	55	581	84	74		49	126	352
	60	745	72	51	0.77	57	160	382
	65	935	119	74	0.6	48	170	332
	85	997	89	59		44	112	300
	90	717	79	35		73	104	292
	95	660	75	47	0.468	34	90	360
	105	479	56	47		40	61	260
	130	306	45	53	0.83	36	47	266
820622/Q14	0	55	71	290	1.09	49	54	310
	5	116	176	408		85	136	500
	10	195	468	792	1.3	86	244	648
	15							
	20	139	177	243		76	280	444
	25	187	234	180		95	286	840
	30							
	35	202	139	199		69	202	500
	40	230	113	109		61	172	520
	55	233	106	109	0.94	64	164	440
	60	162	84	86		52	150	364
	65	203	82	78		48	172	376
	85	303	80	59	0.7	41	138	330
	90	453	97	78		47	167	600
	95	549	105	35		49	183	438
	105	643	130	94	0.79	52	190	420
	120	125	45	43	0.62	34	66	390
820622/Q2	0	33	82	706	0.52	128	23	240
	15	52	59	764		160	640	760
	20	215	88	431	1.22	308	230	568
	25	303	243	413	0.488	214	290	530
	30	334	191	225		120	197	386
	35	391	158	132		80	167	340
	40	416	114	51	0.31	70	154	540
	45							
	50	351	134	269		65	136	766

RESULTATS EXPERIMENTAUX POUR LES RESEAUX

	55							
	60	222	94	54	0.7	51	101	266
	90	105	27	70	0.35	42	53	186
820622/Q7	0	84	96	528	1.3	68	20	184
	15	113	104	455		83	65	230
	20	213	952	2270	3.52	88	217	274
	25	283	61	436		83	170	260
	30	340	154	261	1.6	90	158	290
	35	748	178	354		76	165	270
	40	615	186	350		99	180	292
	45	640	186	58	1.42	73	165	256
	50							
	55	566	138	237	0.72	59	145	252
	65	265	63	97		45	109	200
	75	464	121	261		48	101	190
	95	222	57	82	1.3	39	64	132
820629/Q11	0	139	79	238	1.75	61	98	280
	10	476	115	179		93	222	1000
	25	844	306	194	0.77	119	252	470
	40							
	45	884	222	91	0.235	93	192	360
	50	1427	222	91		81	211	418
	55	2419	428	40	0.25	101	343	640
	60	2138	447	99		114	330	510
	65	1391	290	63		108	260	616
	70	1031	251	95		126	255	488
	80	629	279	99	1.04	113	200	384
	105	348	81	67	1.18	55	92	252
	140	252	20	99		44	57	1320
	190	57	28	95	0.44	32	53	286
	195							
	200	110	241	103		72	203	680
	205	1113	279	75		76	248	434
	210	1209	377	83	1.28	100	318	460
	215	943	454	114		108	306	536
	220	654	448	55		95	242	462
	225							
	230	408	256	47	0.39	79	163	380
820629/Q12	0	416	451	403	6.08	107	383	800
	5	1056	242	205		100	335	502
	15	1852	103	204	0.96	71	256	374
	25	1473	152	192		64	190	336
	35	1787	127	82		57	175	300
	40	2328	190	71	0.84	72	266	416
	45	4531	380	133		114	455	668
	50	4786	406	133	0.86	84	345	600
	55	3455	329	102		87	302	510
	60	2505	263	94		81	244	407
	65	1563	197	86	0.46	75	186	304
	100	481	73	102	0.98	47	100	340
	145	346	62	102		49	112	468
	185	272	53	74	0.49	48	110	360
	190	555	337	63		163	580	720
	195	1022	328	125		89	387	490
	200	3512	335	106	0.675	74	314	420
	205	2685	225	98		97	346	410

RESULTATS EXPERIMENTAUX POUR LES RESEAUX

	210	1725	213	74		65	235	398
	215	1325	170	71		60	195	353
	220	926	128	67	0.84	55	156	308
	240	481	63	74		40	92	274
820629/Q14	0	201	283	212	0.68	112	368	468
	5	331	302	392		101	360	732
	10	405	457	419		138	715	980
	15	436	367	255		118	734	860
	20	326	90	176		77	348	520
	35	314	86	82	0.53	46	185	332
	40	487	107	82		50	220	444
	45	776	177	111	0.36	60	287	494
	50	1306	92	102	1.03	74	365	558
	55	1240	250	158		82	388	506
	60	751	278	129		74	337	780
	65	365	172	110	0.78	52	242	354
	110	91	53	165		41	101	240
	135	91	21	67		37	76	230
	180	48	31	75	0.94	42	76	346
	190	320	259	75		86	340	940
	195	476	162	94		72	295	660
	200	626	202	118	0.2	70	344	488
820629/Q2	0	65	127	271	2.4	108	180	576
	5	122	278	291		126	260	700
	10	816	637	353	0.95	275	134	830
	15	1314	434	360		209	91	884
	20	1498	368	279	1.05	113	338	640
	25							
	30	1110	268	136		64	200	392
	35							
	55	1130	167	70	0.4	41	140	420
	75	490	91	47	0.28	28	79	186
	80	413	93	70		58	250	740
	85	595	116	58		33	106	218
	130	303	54	35		29	300	164
	150	230	41	43	0.38	27	42	200
	195	139	26	55	0.44	36	80	208
	205							
	210	178	107	63		44	130	298
	215	456	434	188		69	200	624
	220	745	429	129	0.395	95	288	448
	225							
	230	725	239	71		65	188	296
	235							
	240	368	108	51		32	140	184
	260	207	40	55	0.64	30	162	146
820629/Q7	0	102	176	510	6.32	74	65	260
	10	385	319	470		102	218	472
	15	697	309	455	2.48	96	239	440
	20	949	362	462		84	258	378
	25	1173	291	341	2.02	75	200	300
	40	1150	267	208		80	180	312
	45							
	50	1173	173	74		52	160	312
	55	1495	206	74		56	180	328
	60	1535	205	74	0.58	51	167	292

RESULTATS EXPERIMENTAUX POUR LES RESEAUX

65							
70	1150	213	63		40	116	232
75							
85	830	116	60	0.51	39	100	200
110	674	47	44	0.43	32	65	172
130	433	45	79		28	60	156
195	215	32	52	0.51	58	48	174
200	326	161	52		92	160	410
205							
210	1391	373	123	0.88	86	289	460
215							
220	949	240	56		74	210	400
225							
240	572	179	56		38	139	216
260	295	77	48	0.9	32	72	168

A N N E X E 3

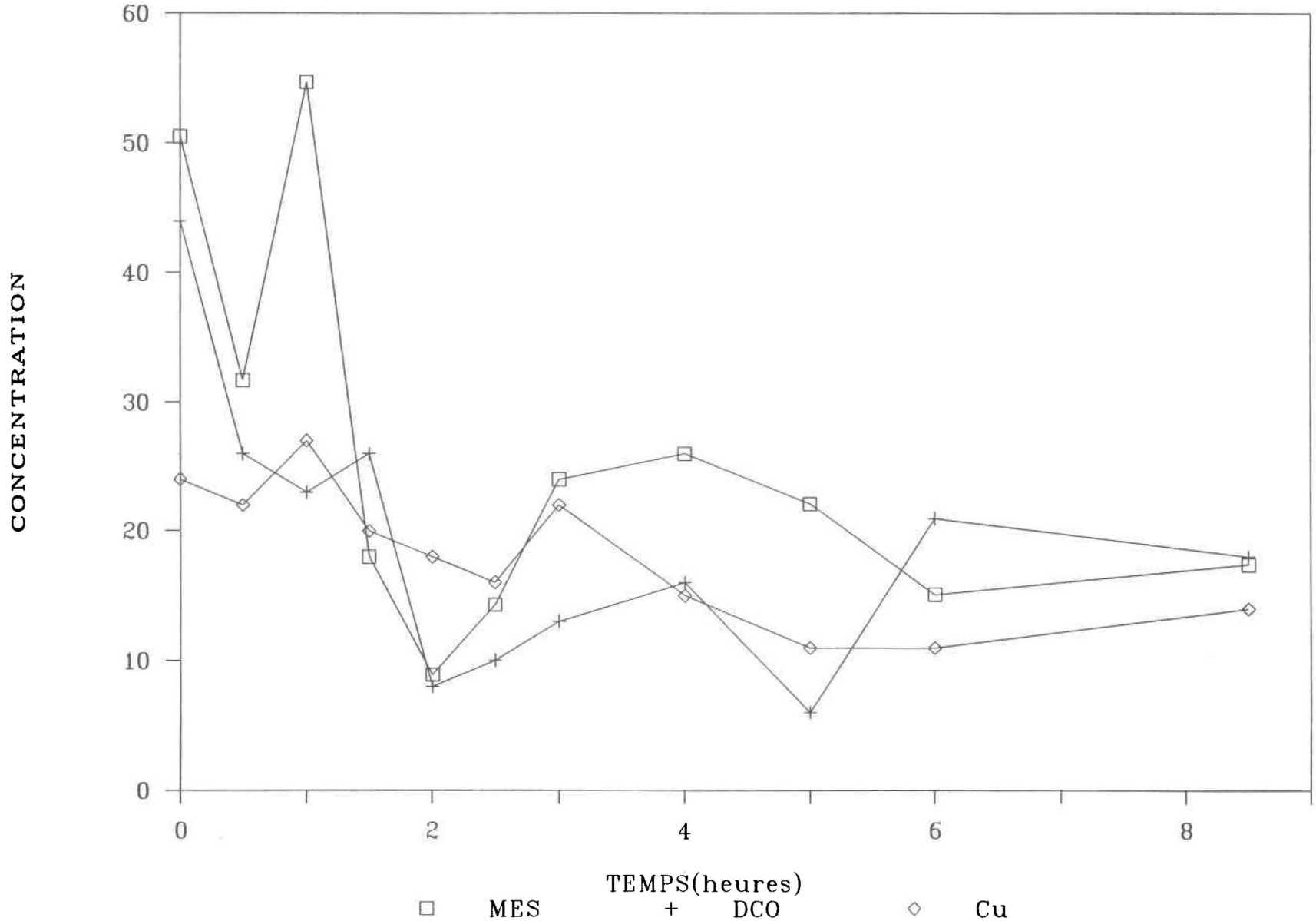
RÉSULTATS OBSERVÉS DE LA VARIATION DE LA

QUALITÉ DE L'EAU DE LA RIVIÈRE ST-CHARLES

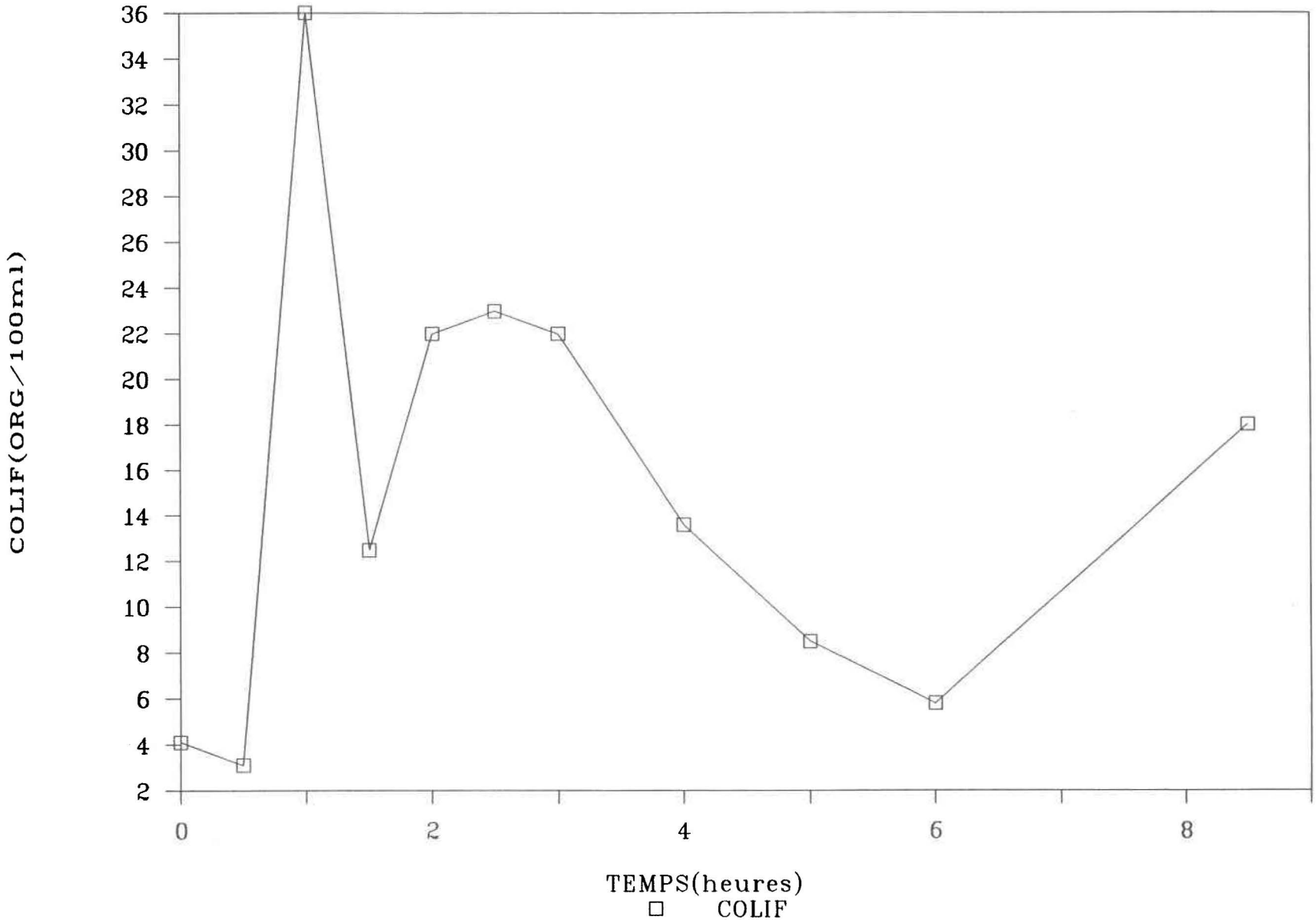
DURANT ET APRÈS LES PÉRIODES DE DÉBORDEMENTS

STATIONS 2 ET 3

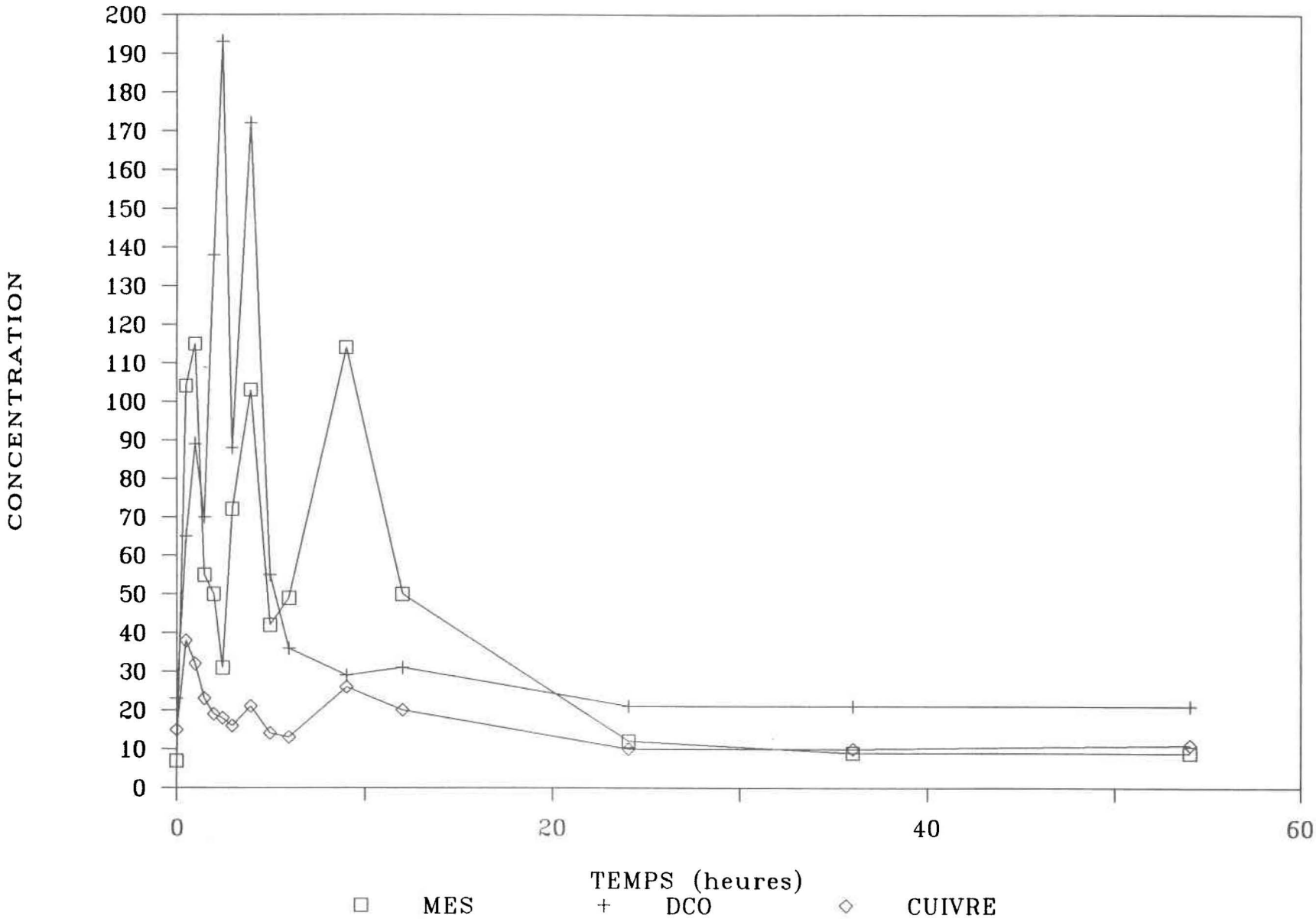
PLUIE DU 22JUIN. STATION 2



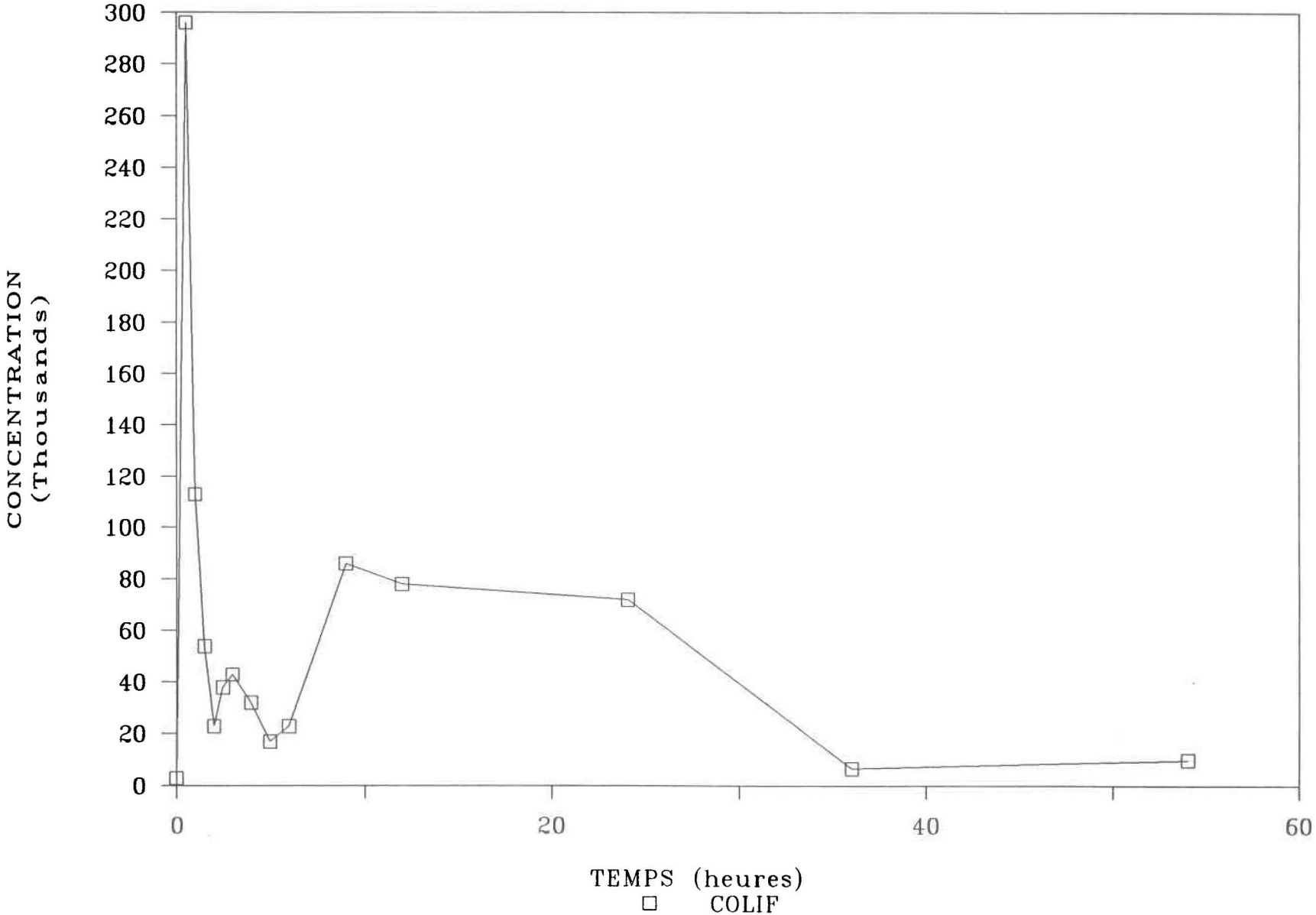
PLUIE DU 22JUIN. STATION 2



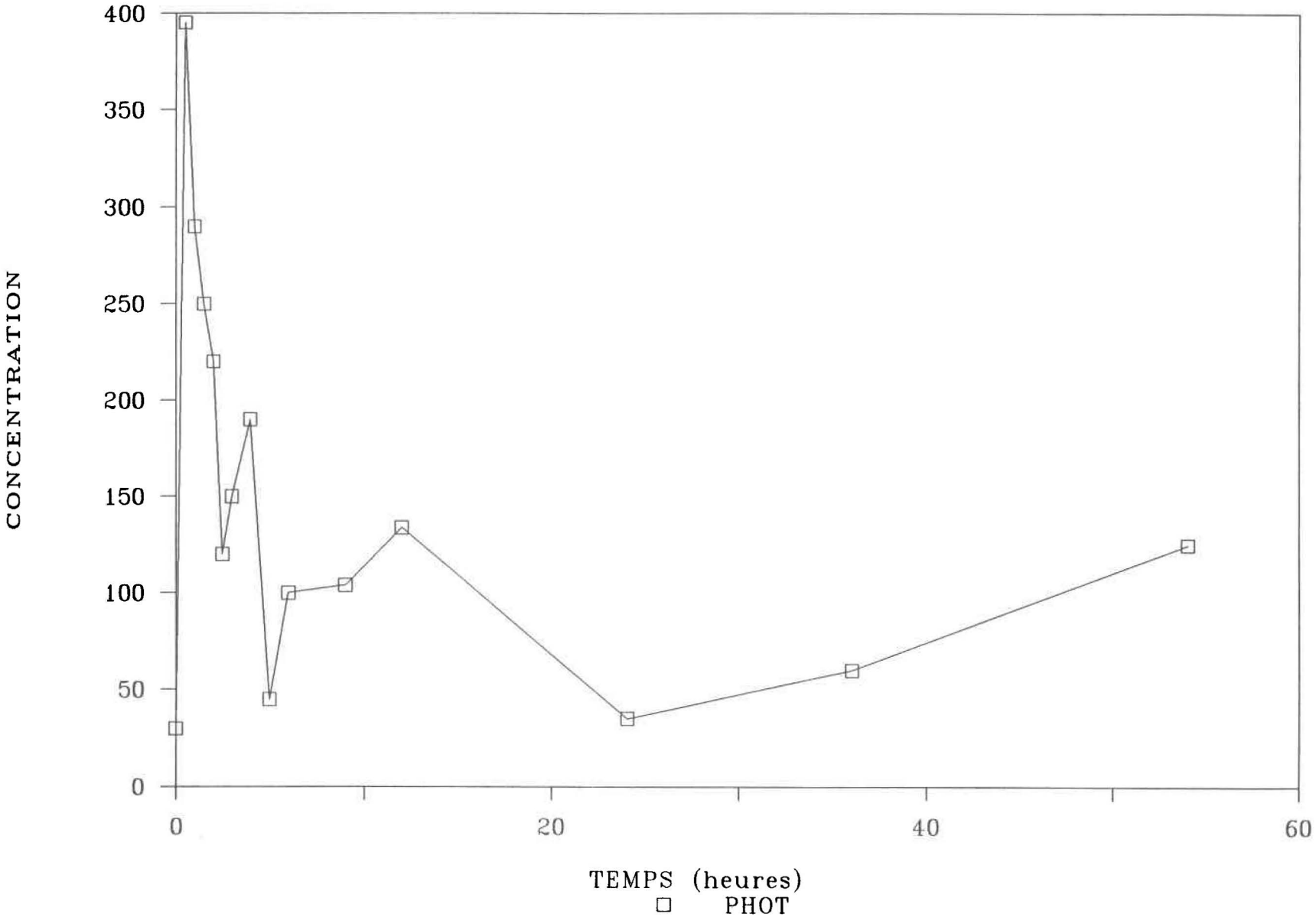
PLUIE DU 29 JUIN. STATION 2



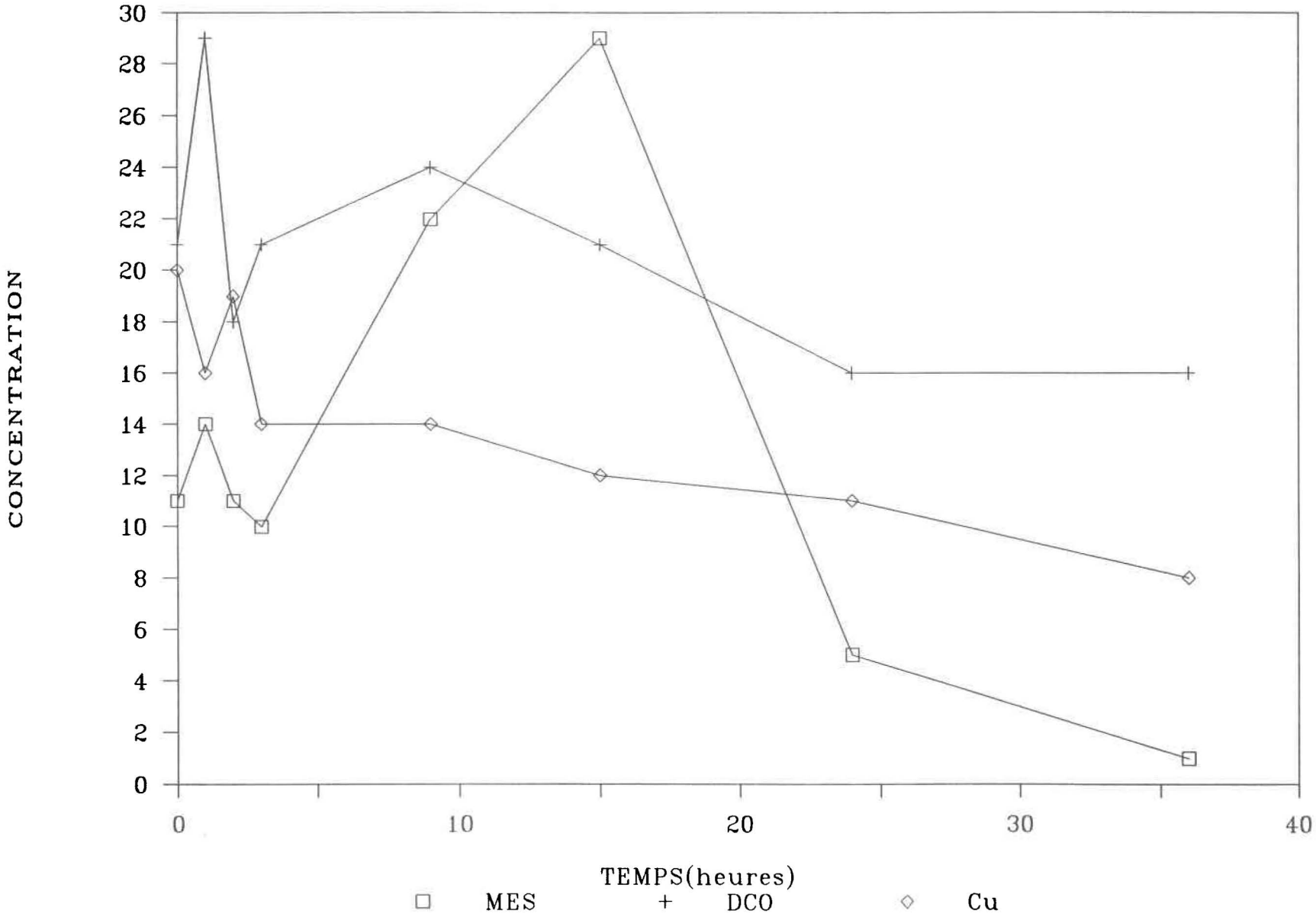
PLUIE DU 29 JUIN. STATION 2



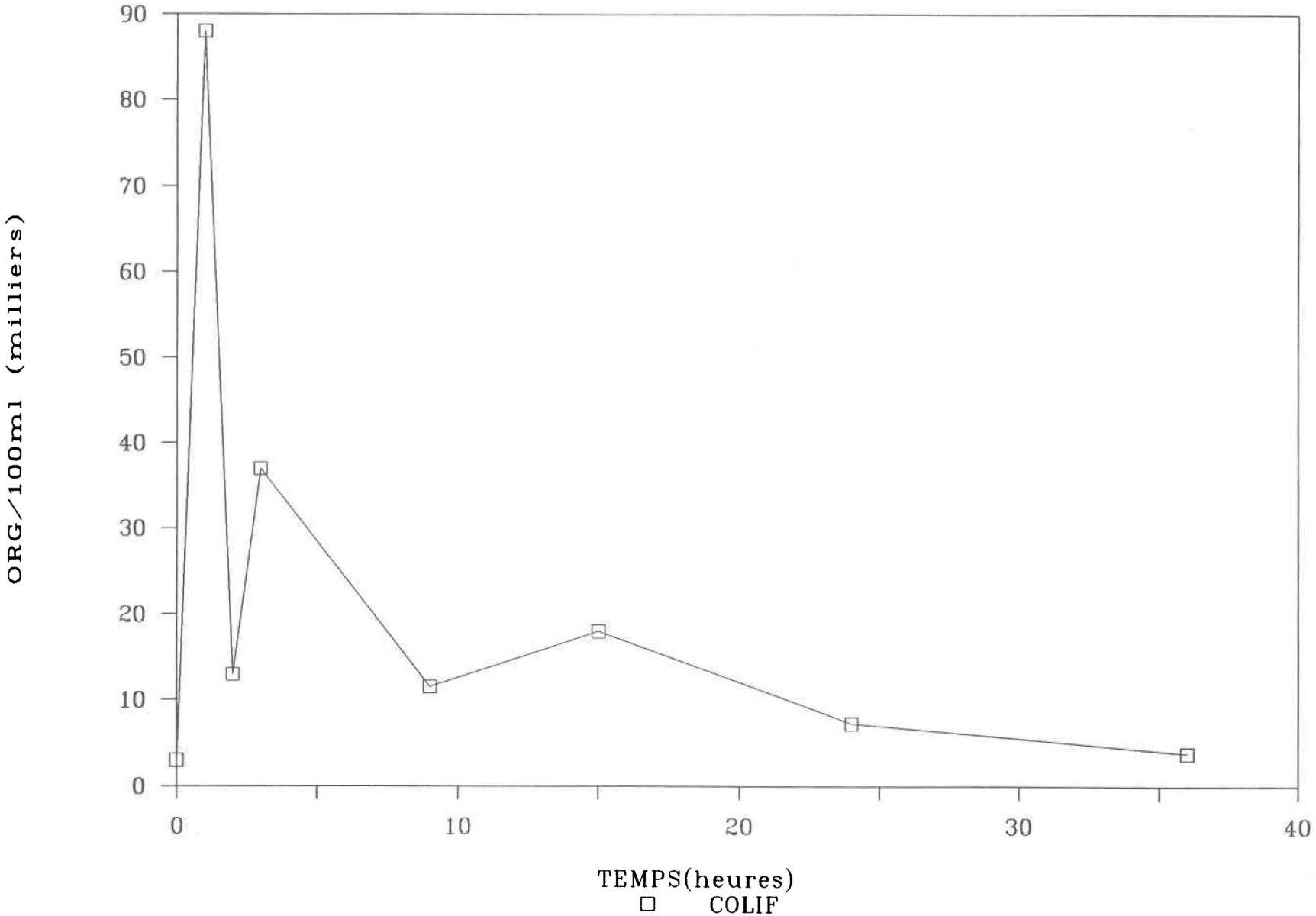
PLUIE DU 29 JUIN. STATION 2



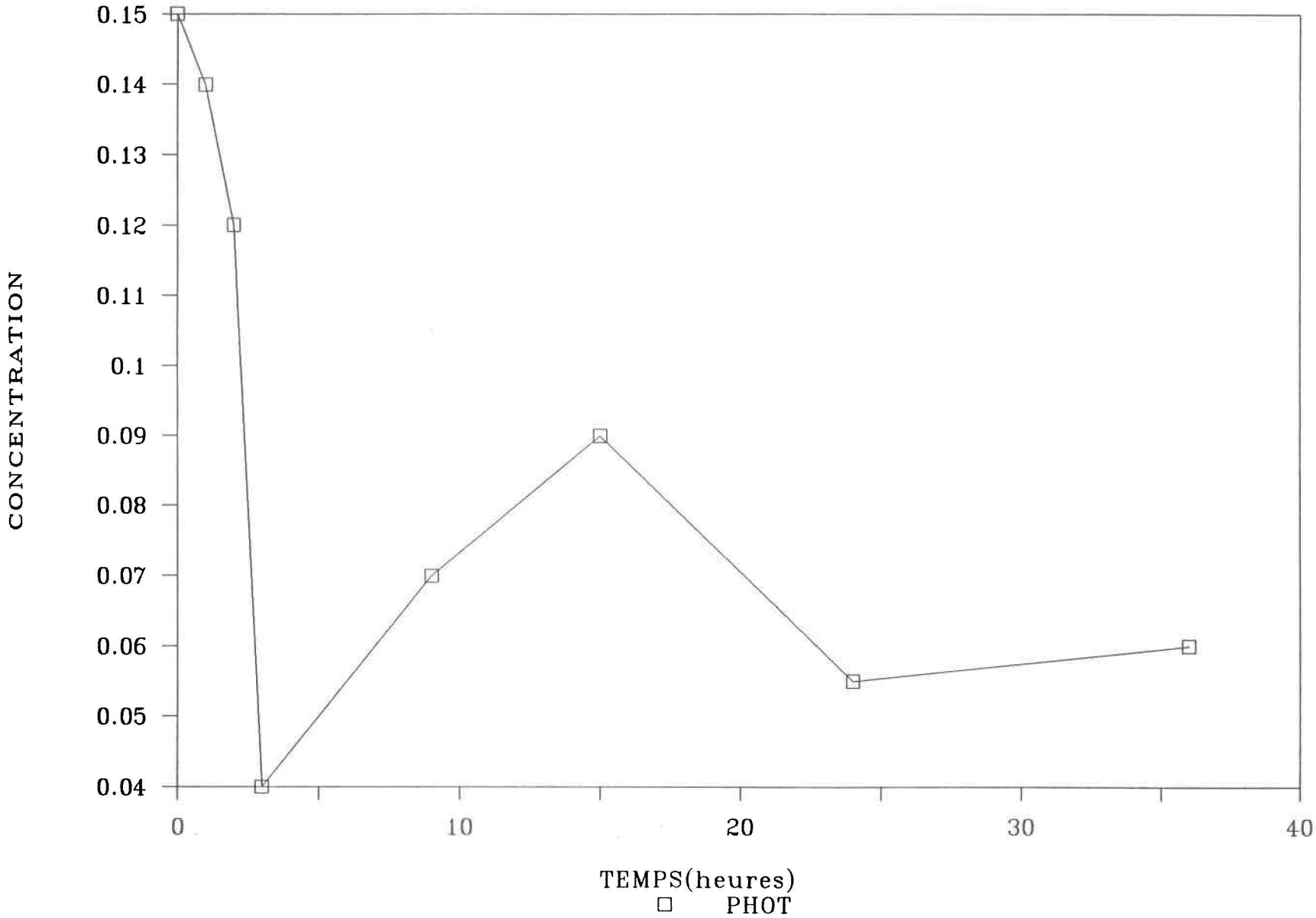
PLUIE DU 7 JUILLET. STATION 2



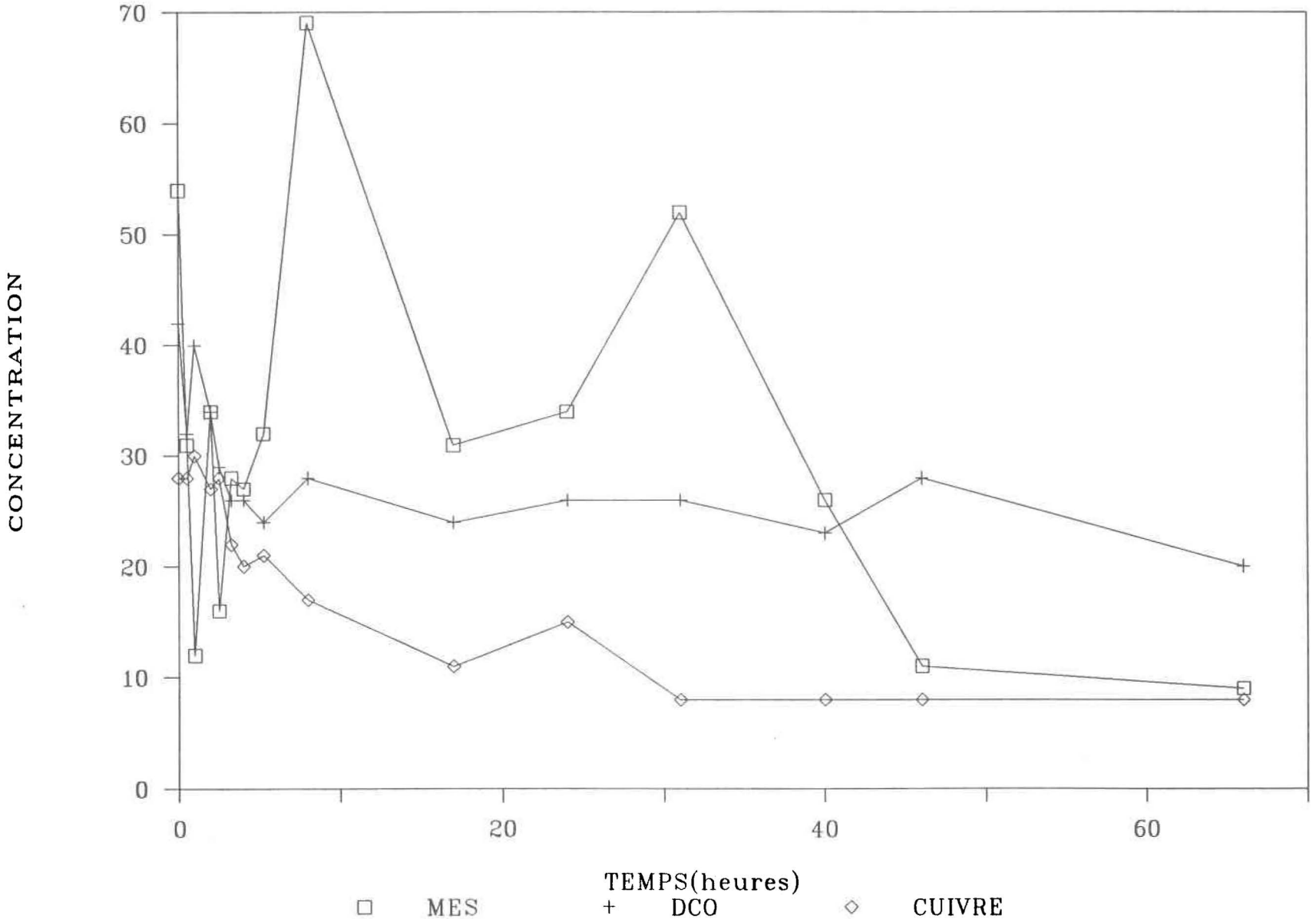
PLUIE DU 7 JUILLET. STATION 2



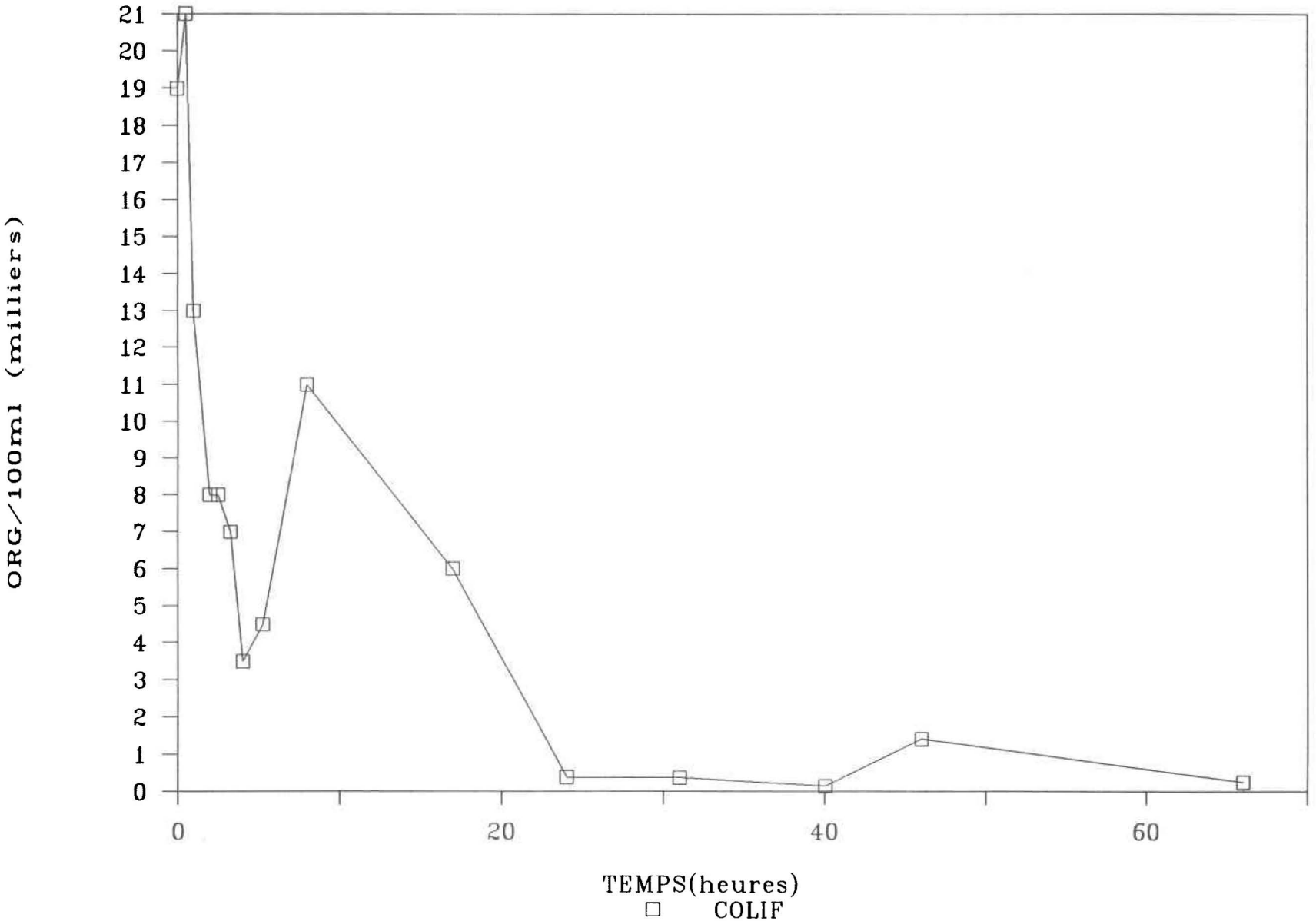
PLUIE DU 7 JUILLET. STATION 2



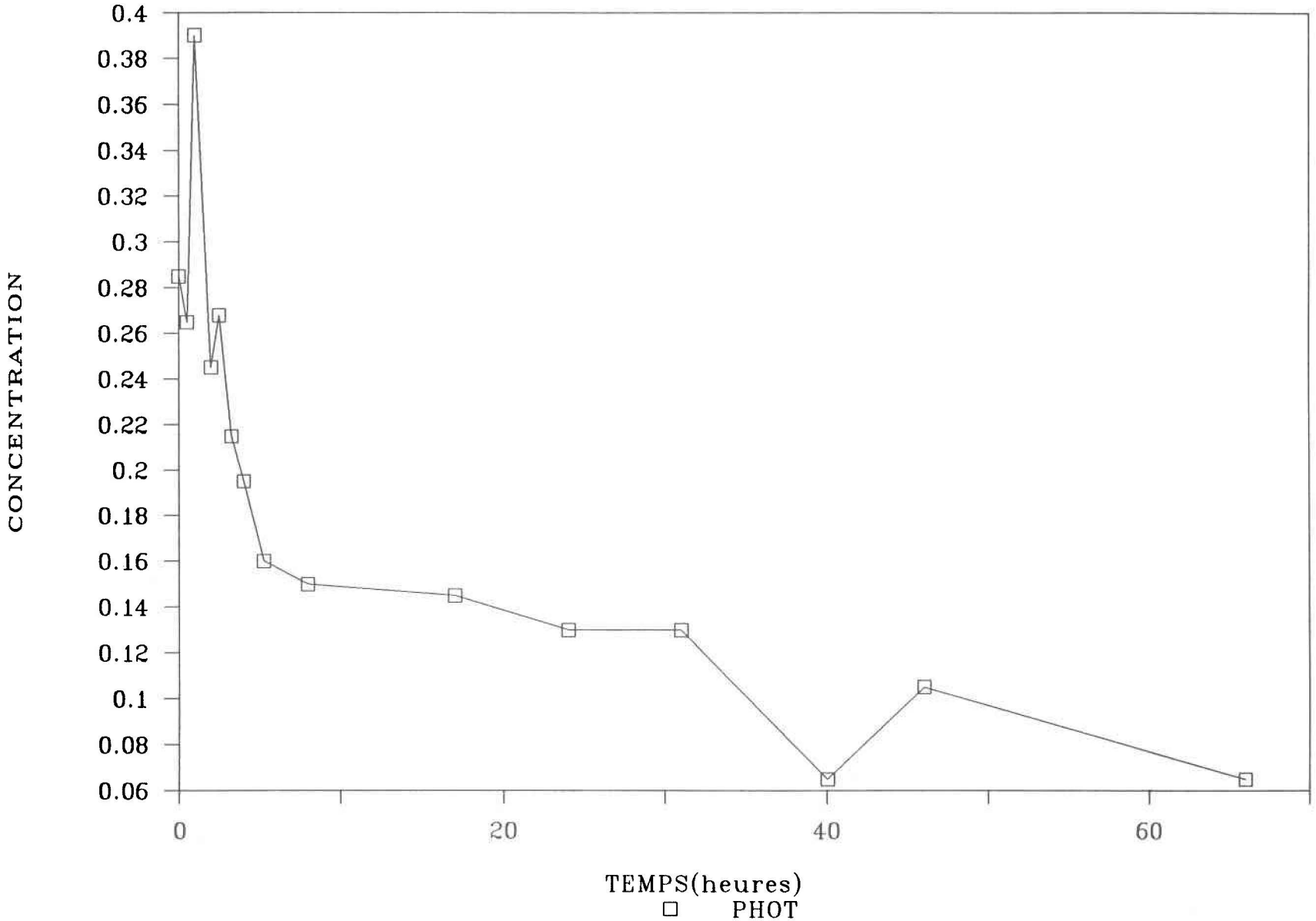
PLUIE DU 28 JUILLET. STATION 2



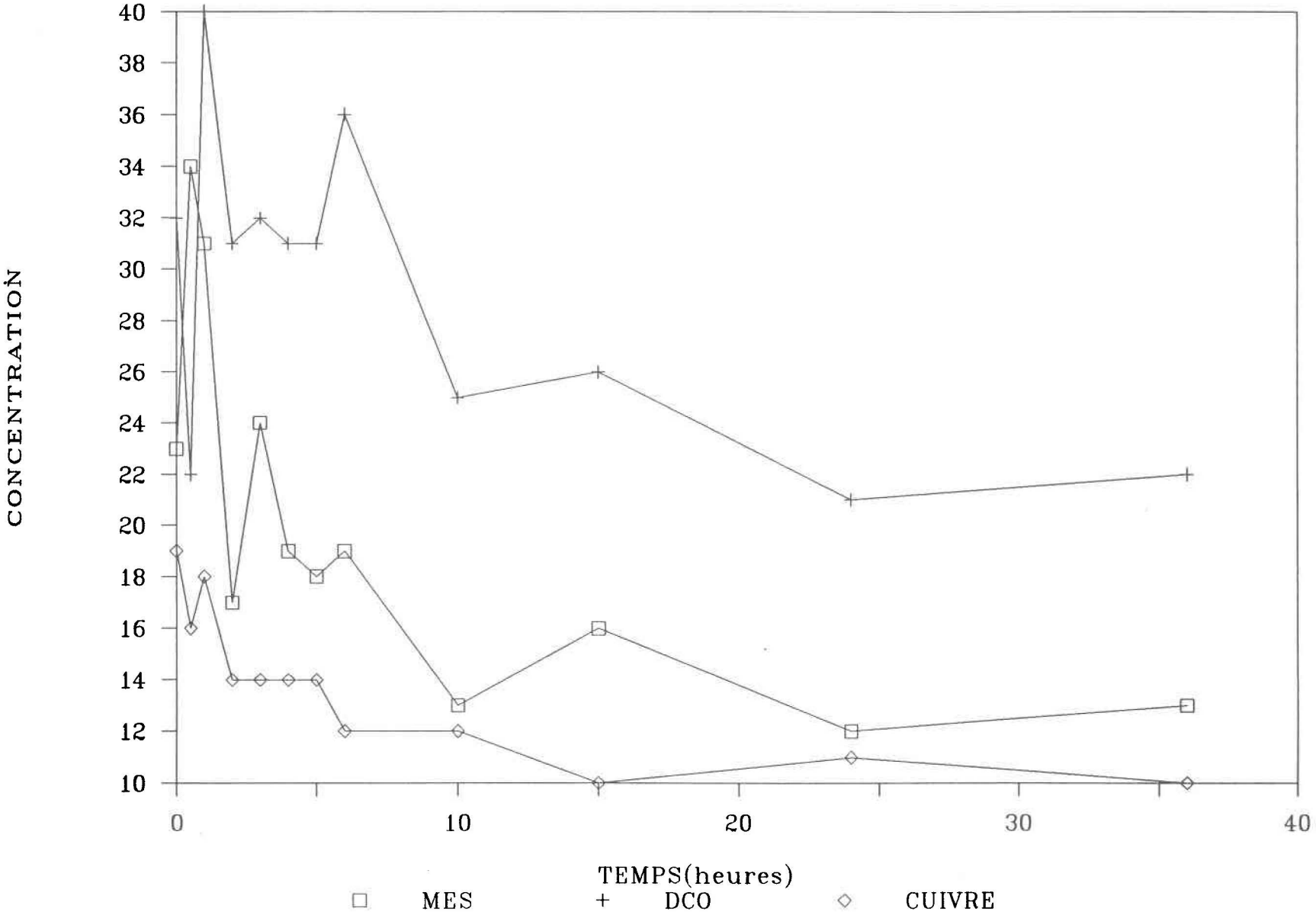
PLUIE DU 28 JUILLET. STATION 2



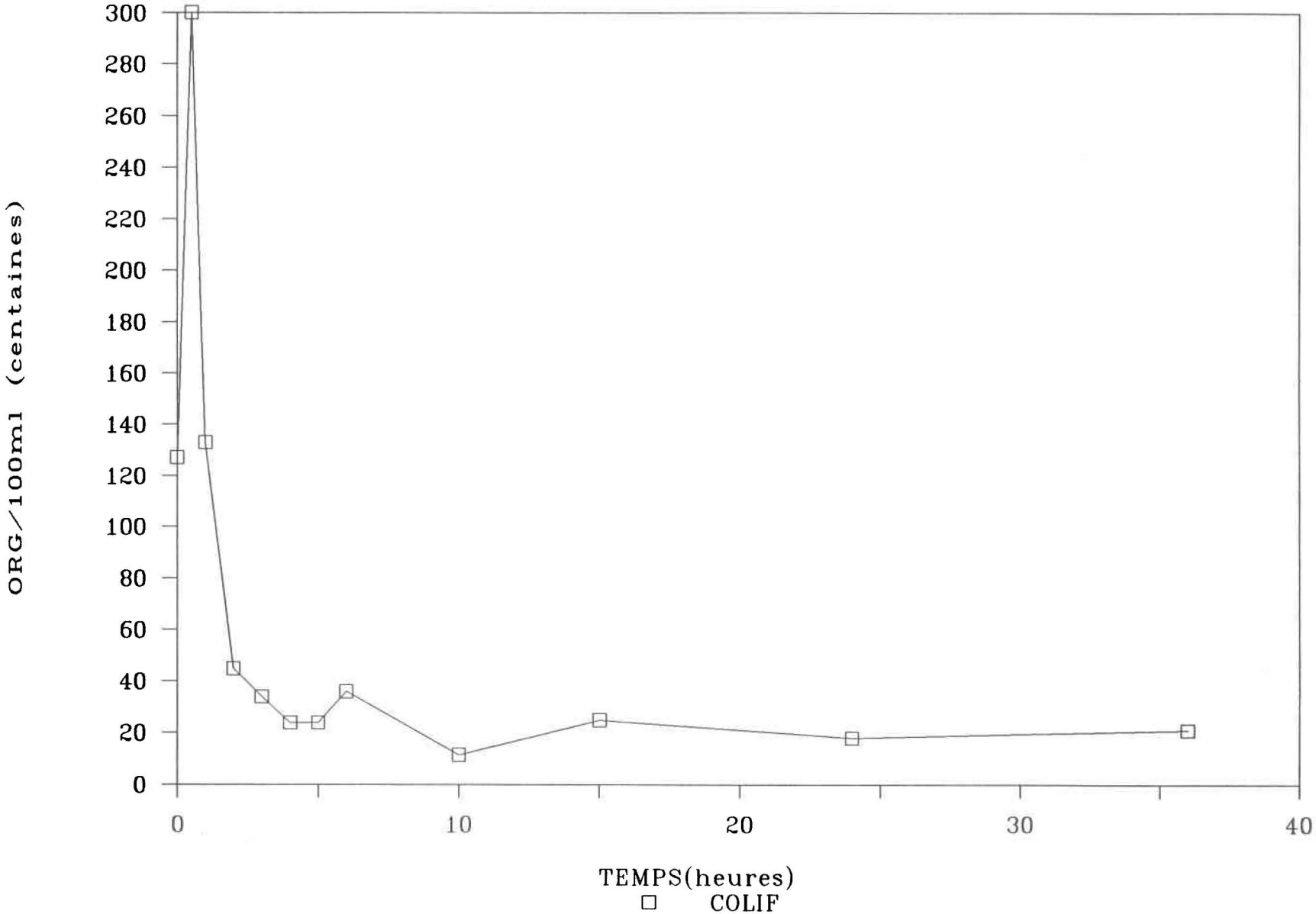
PLUIE DU 28 JUILLET. STATION 2



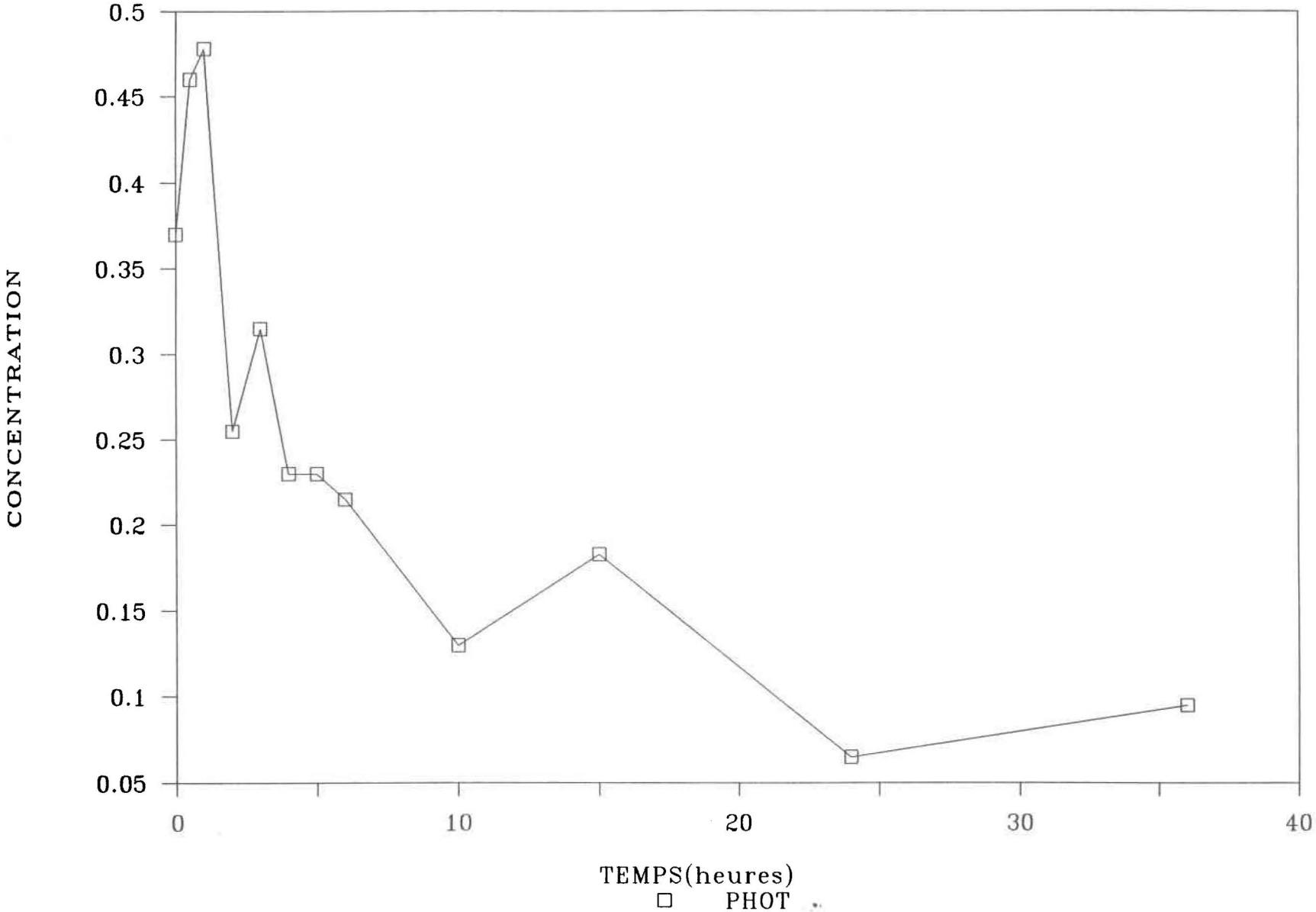
PLUIE DU 23 AOUT. STATION 2



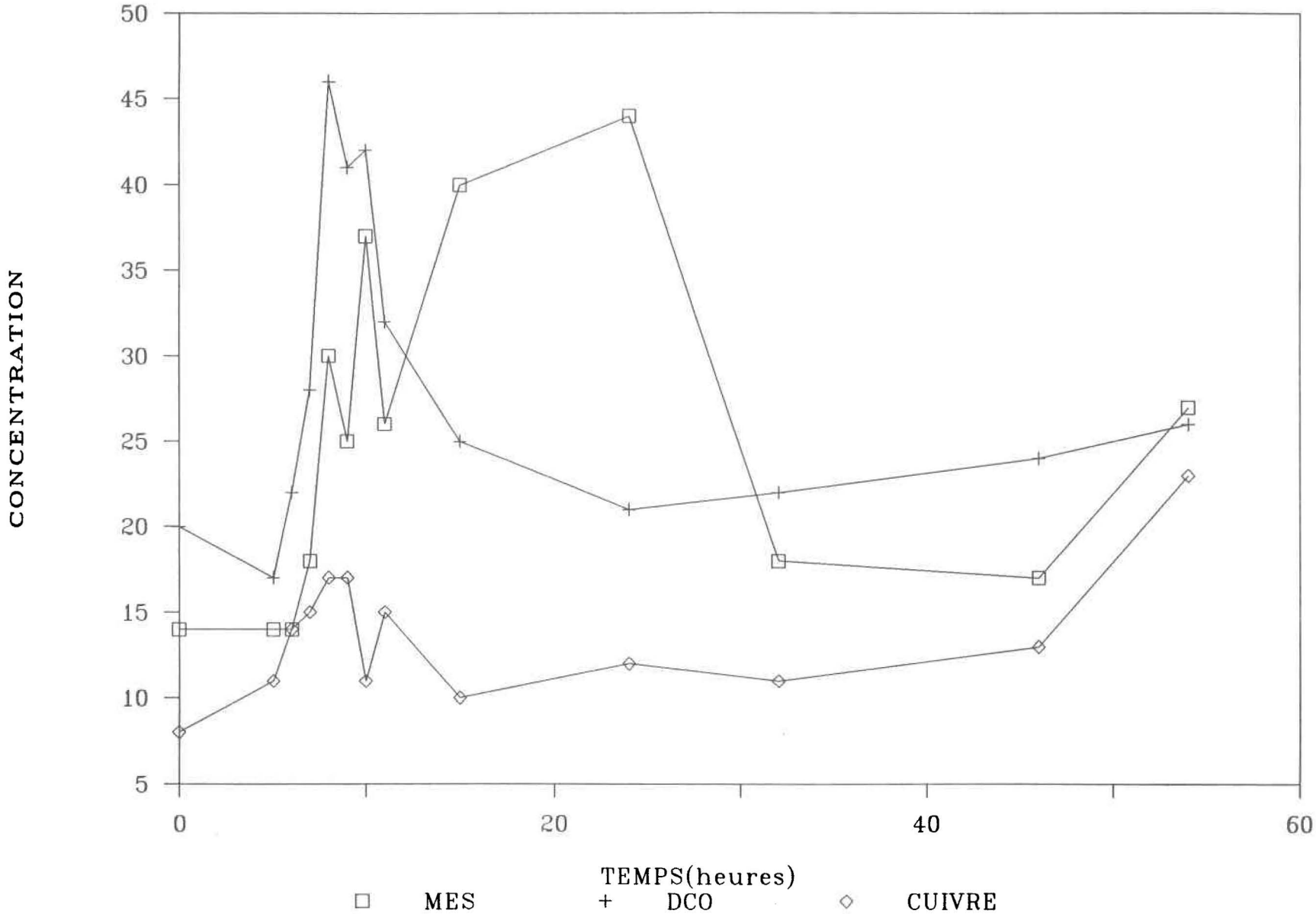
PLUIE DU 23 AOUT. STATION 2



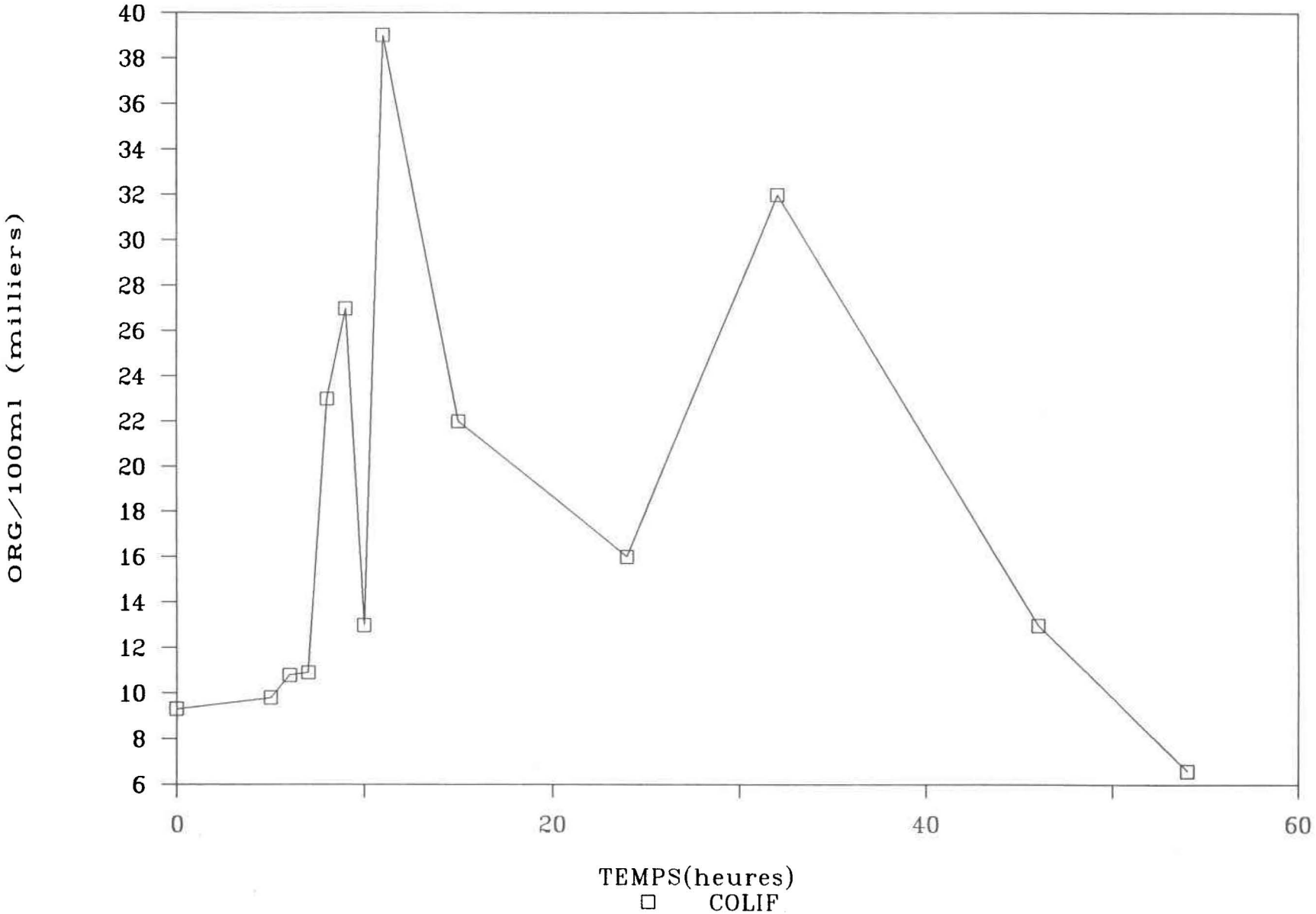
PLUIE DU 23 AOUT. STATION 2



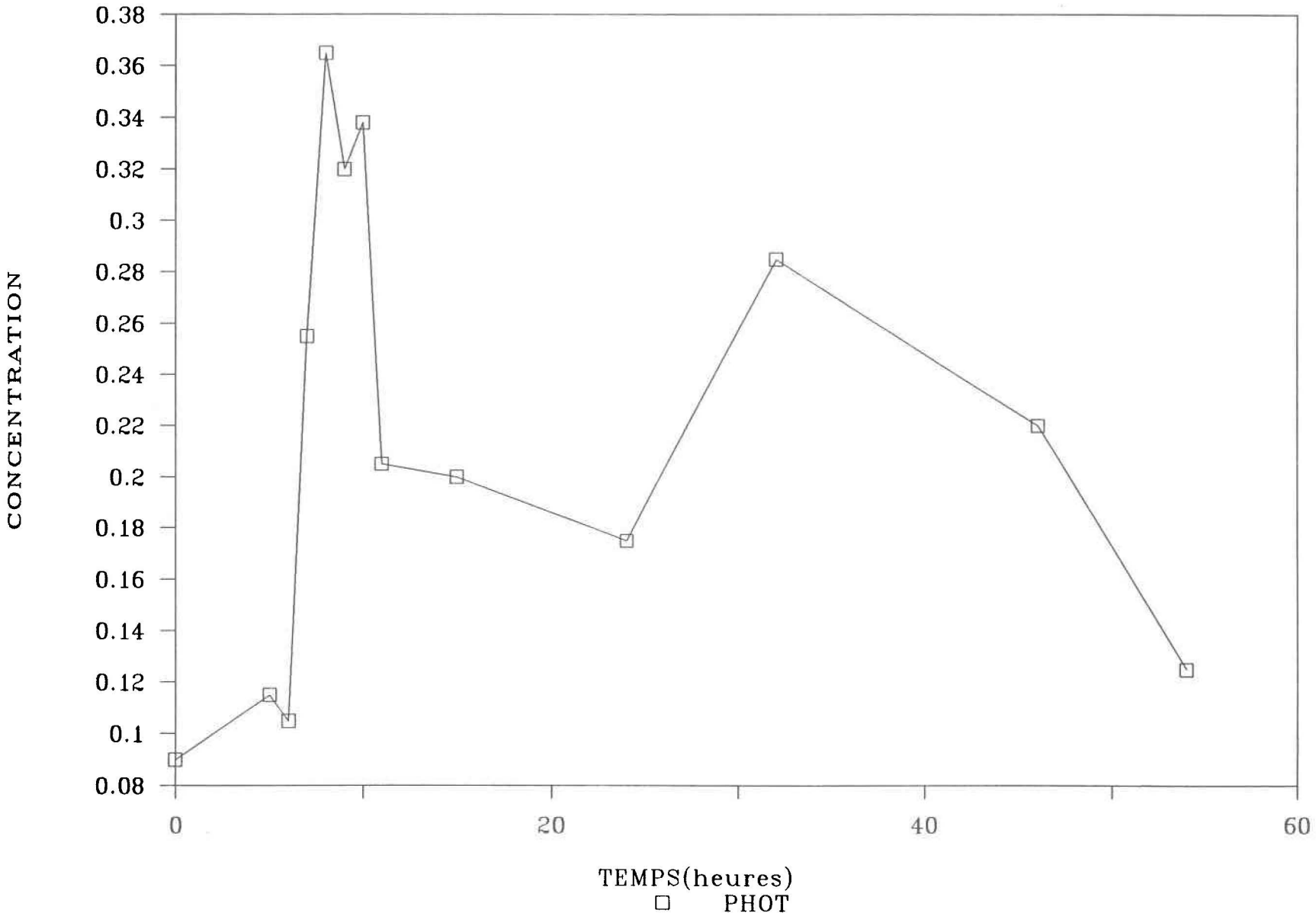
PLUIE DU 25 AOUT. STATION 2



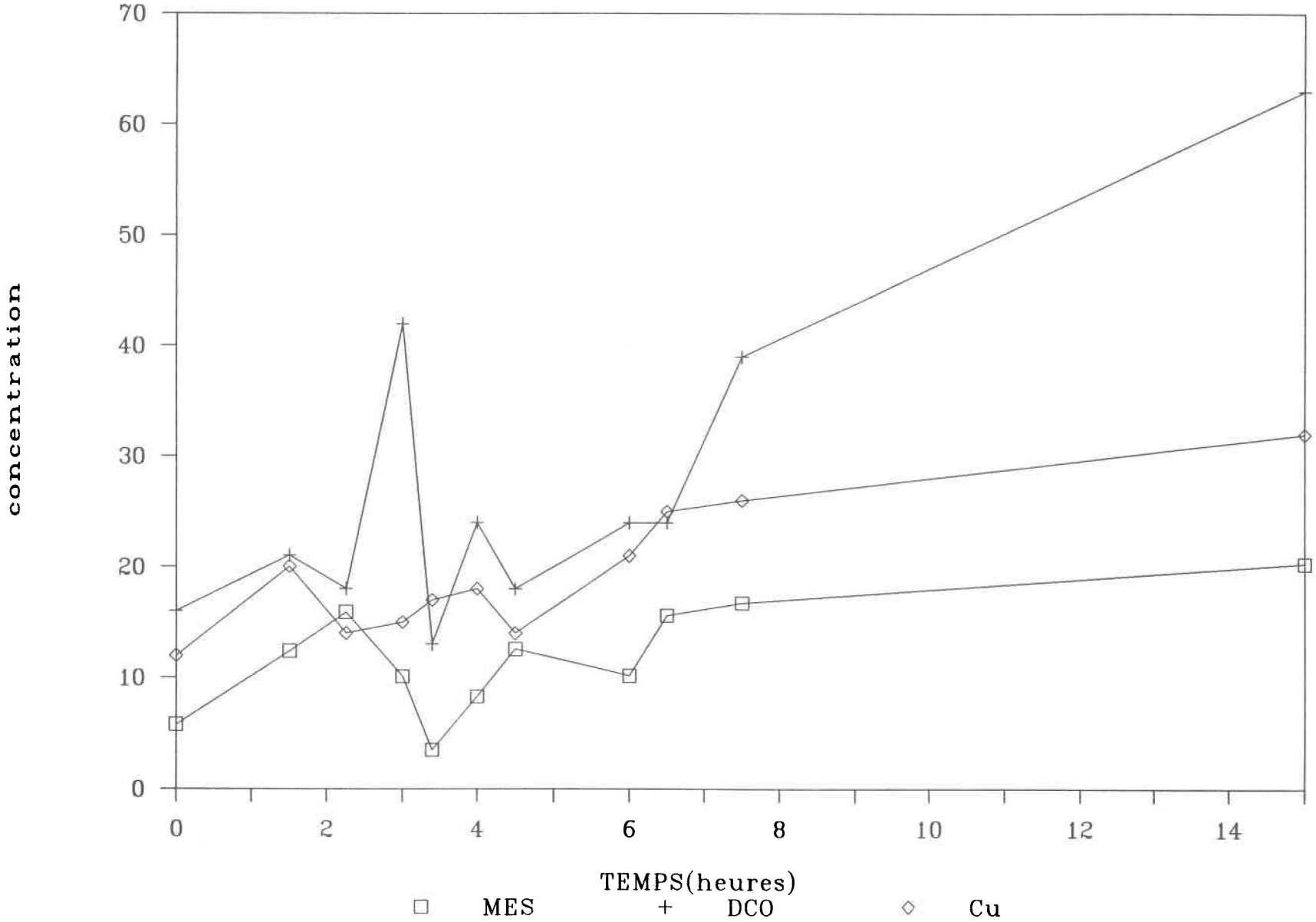
PLUIE DU 25 AOUT. STATION 2



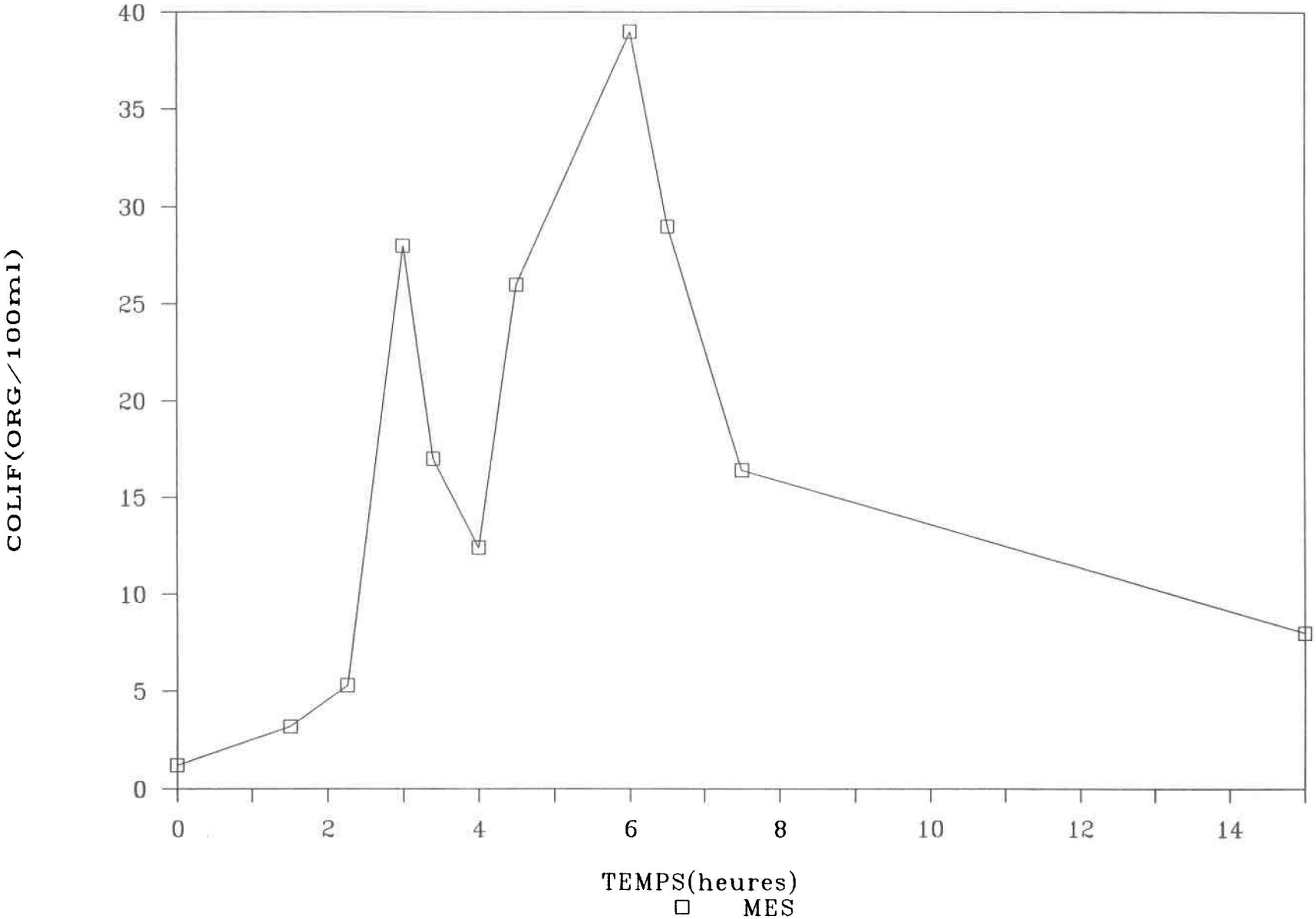
PLUIE DU 25 AOUT. STATION 2



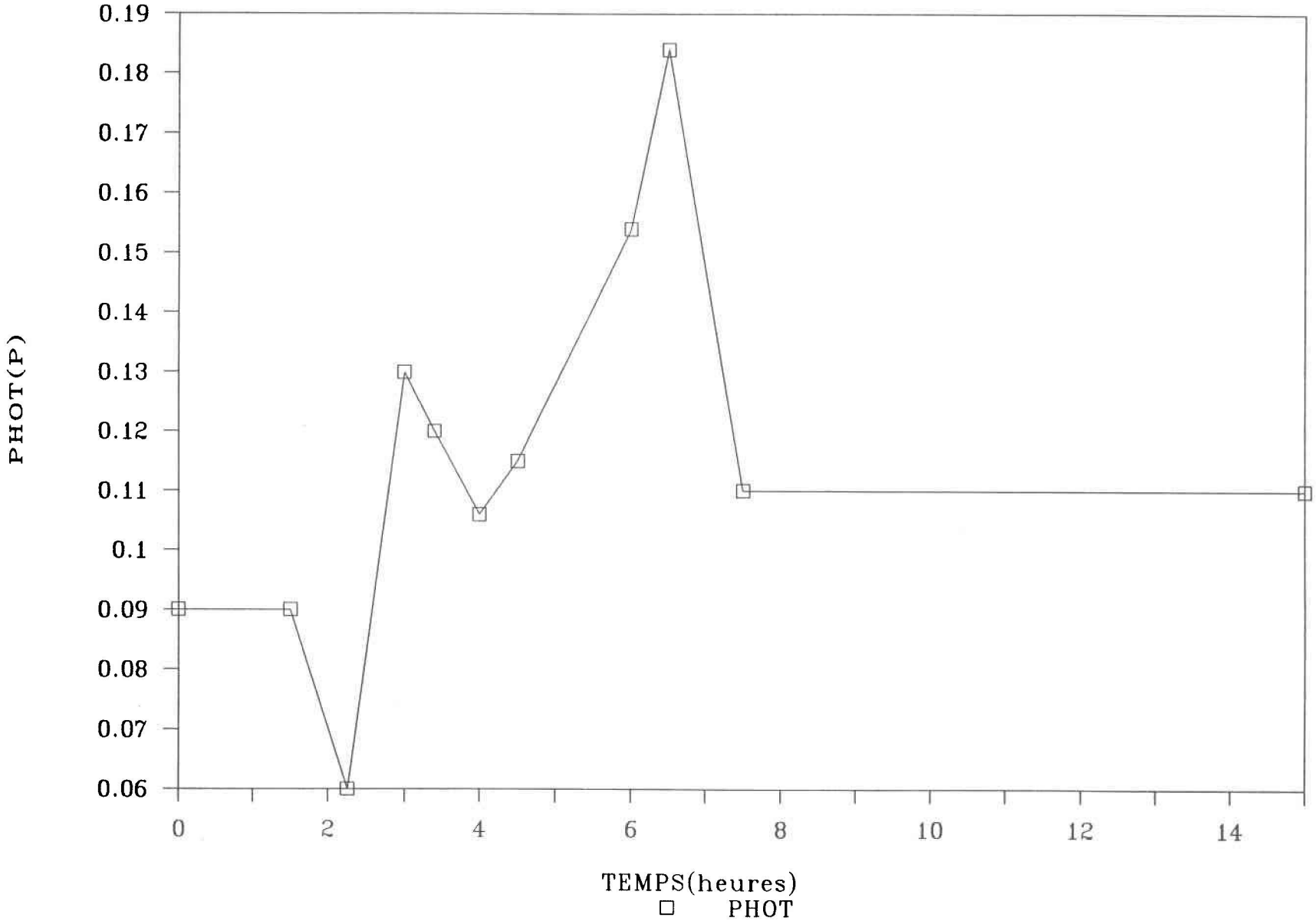
PLUIE DU 22JUIN. STATION 3



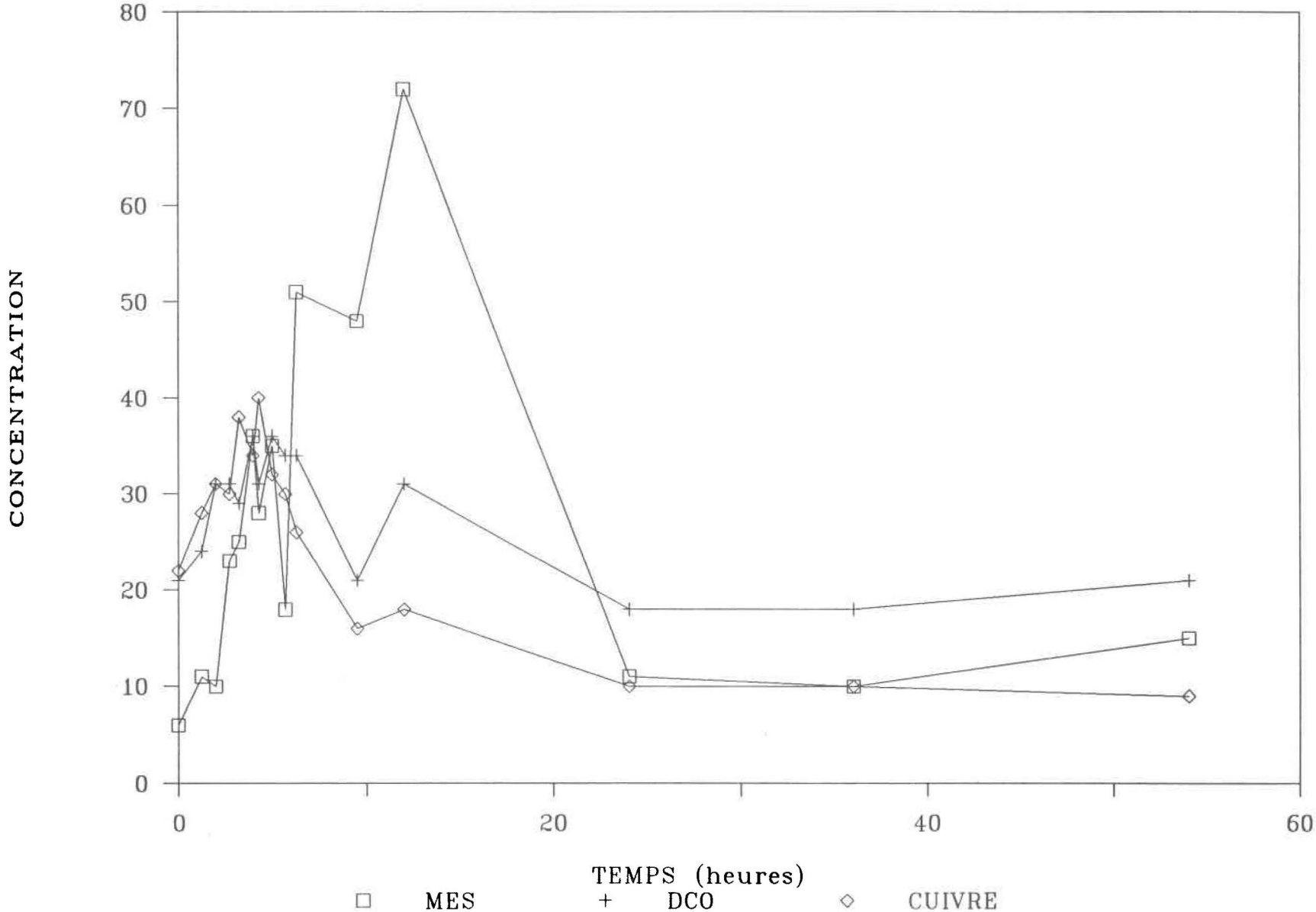
PLUIE DU 22JUIN. STATION 3



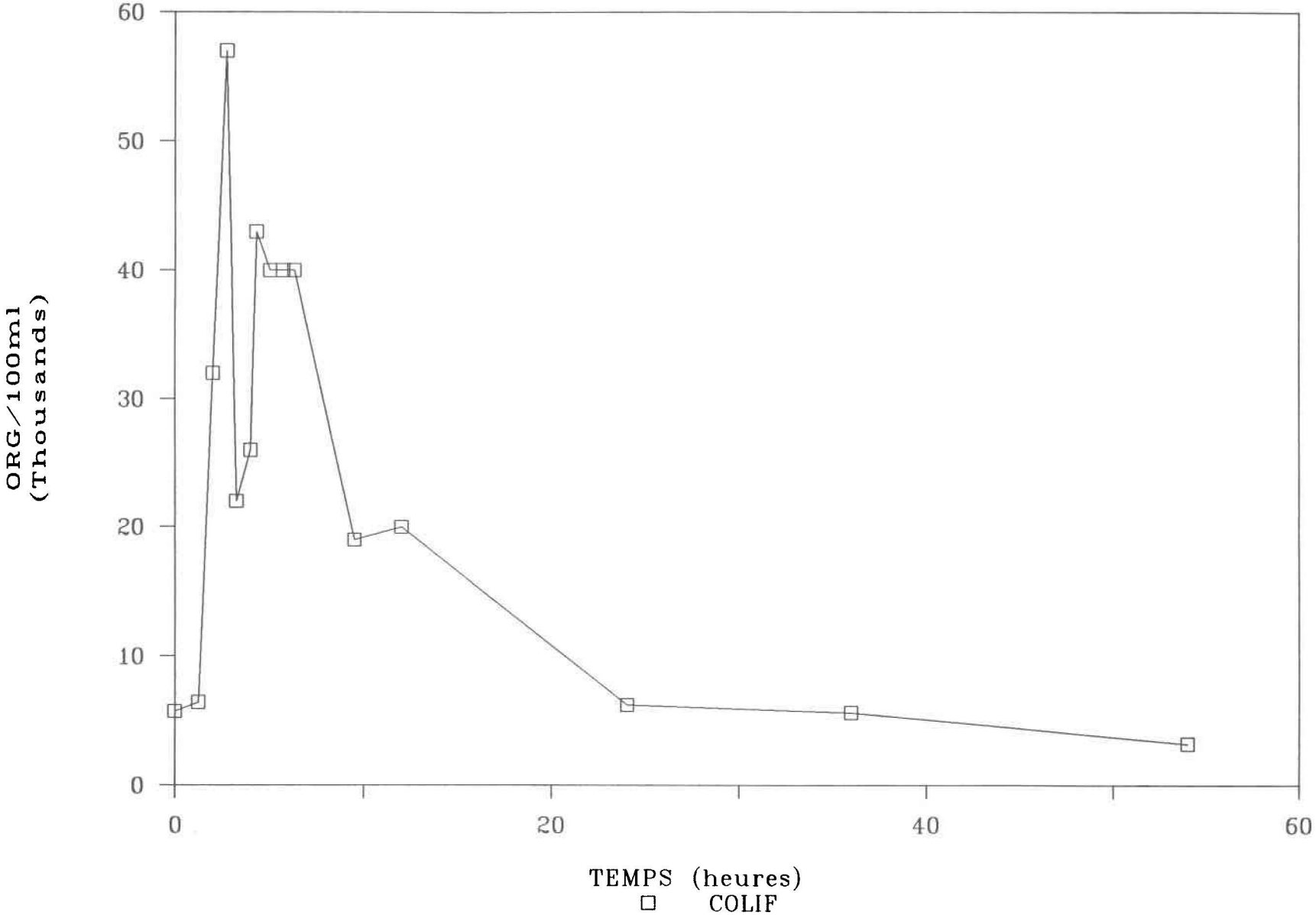
PLUIE DU 22 JUIN. STATION 2



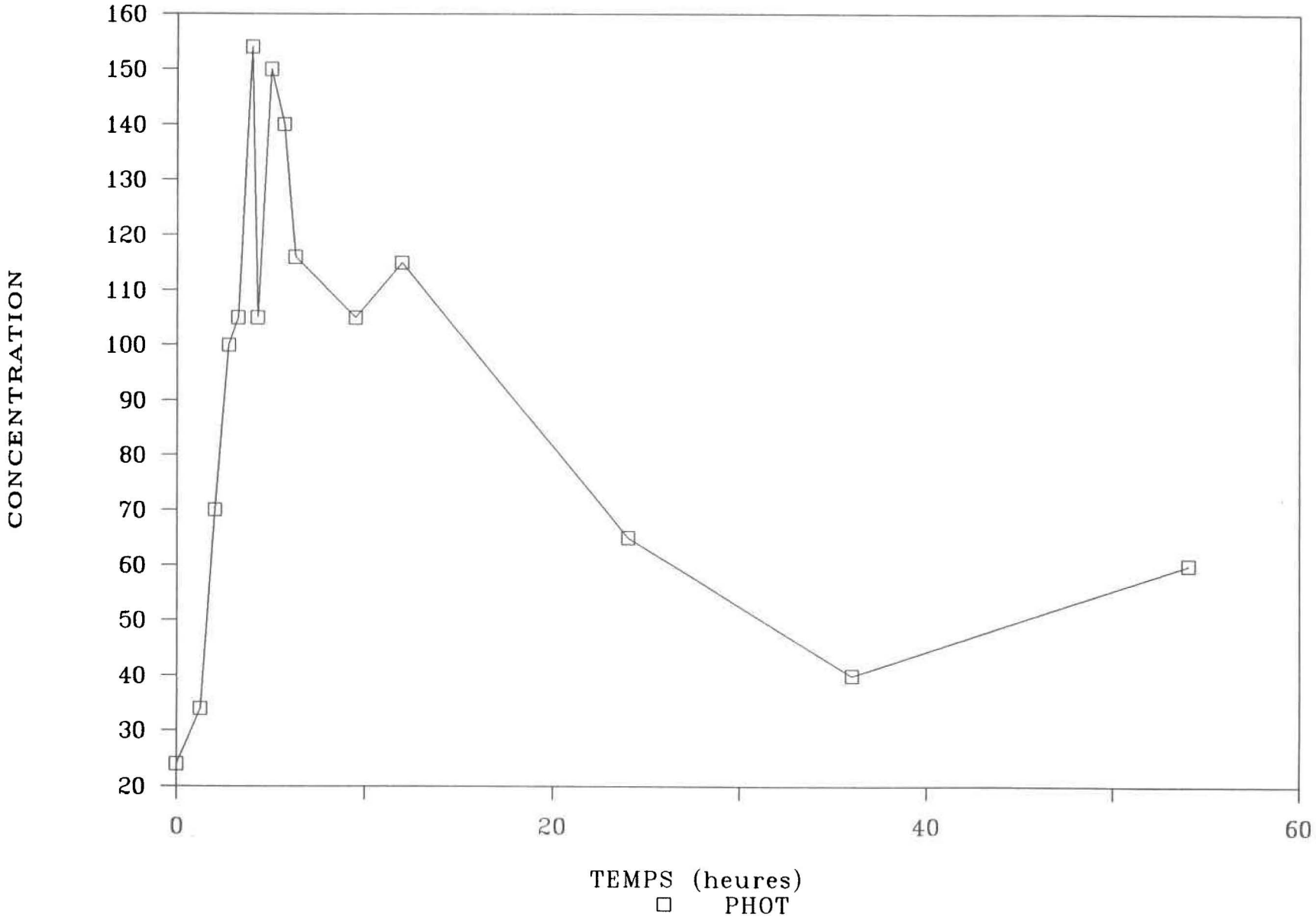
PLUIE DU 29 JUIN. STATION 3



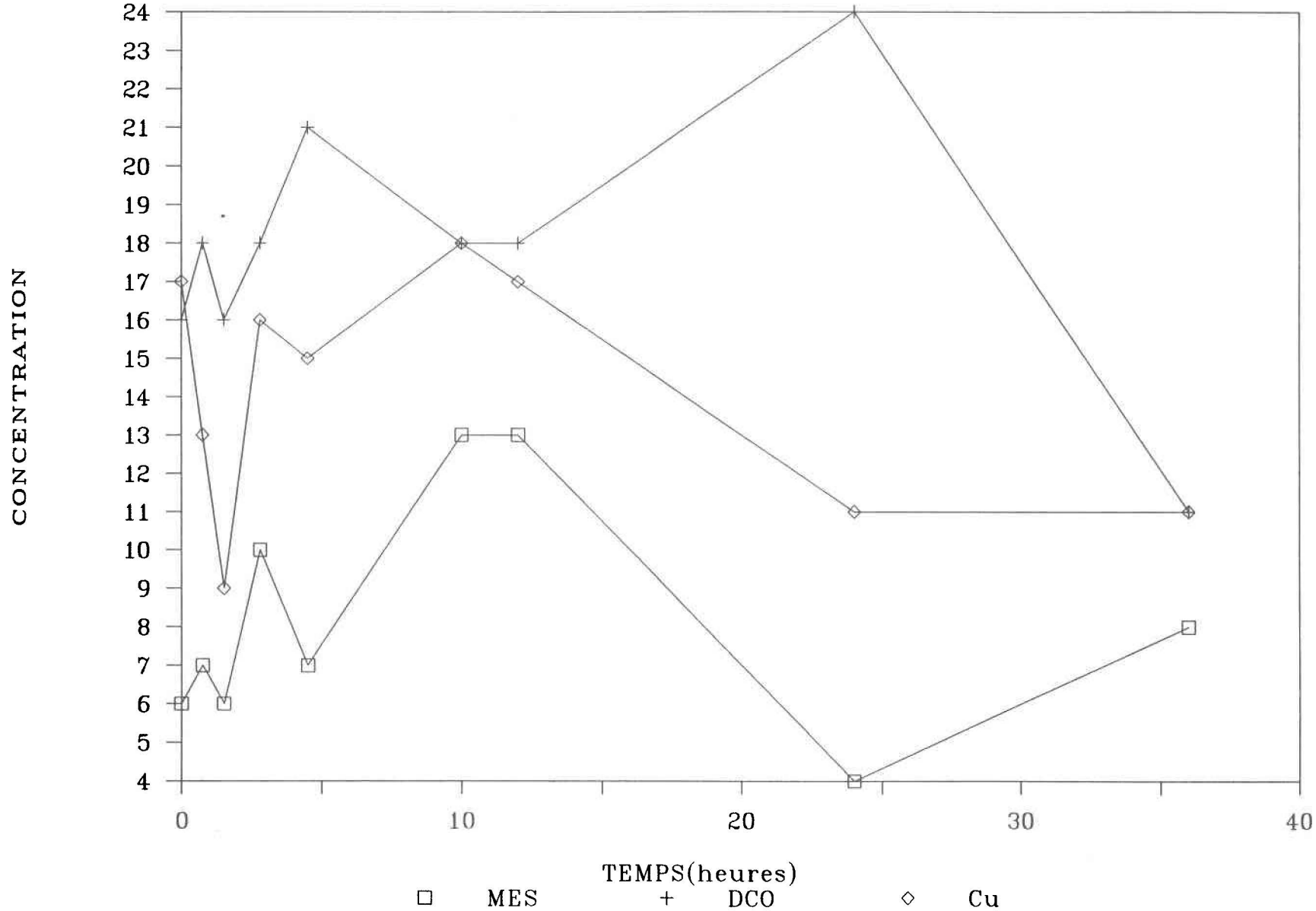
PLUIE DU 29 JUIN. STATION 3



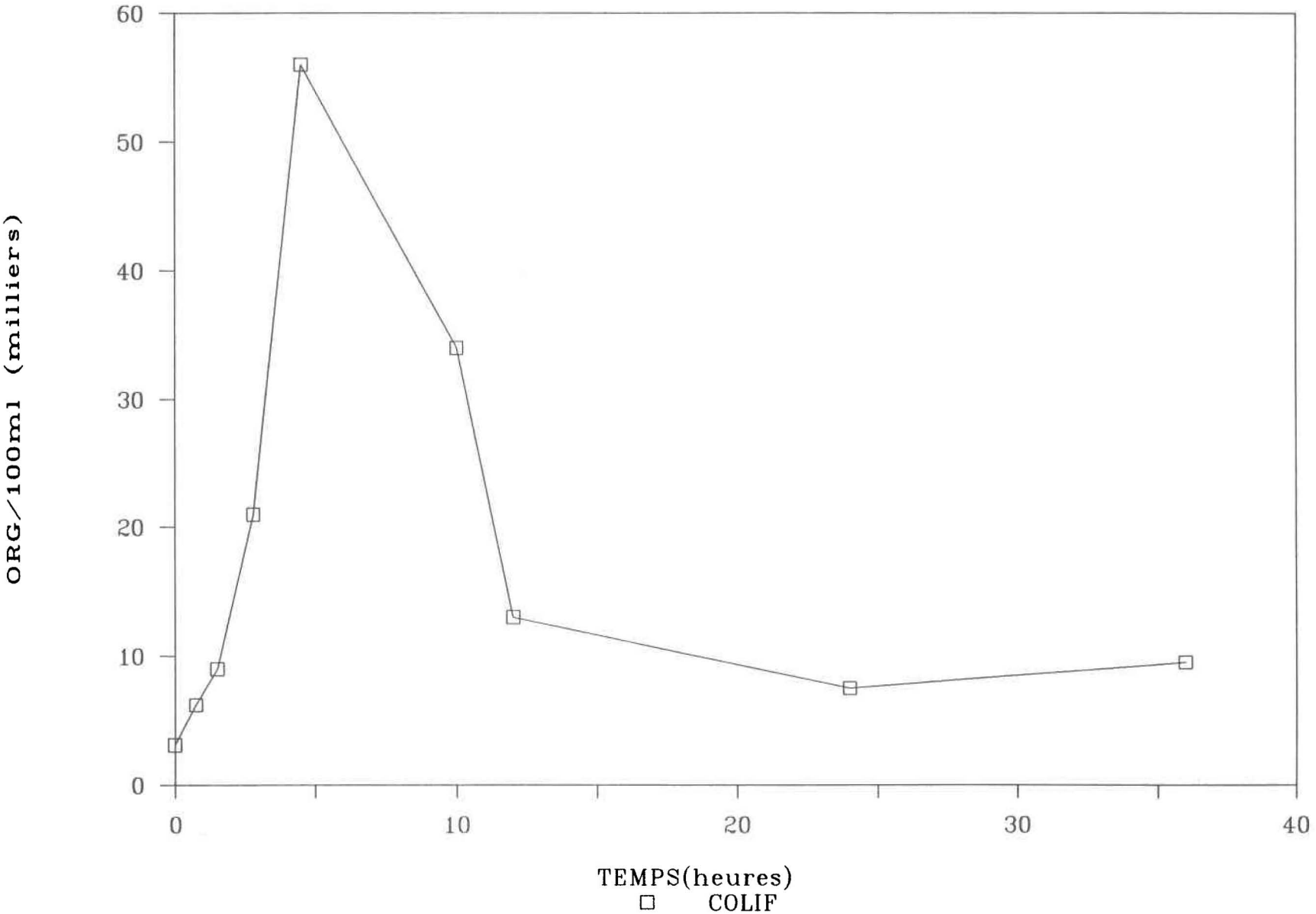
PLUIE DU 29 JUIN. STATION 3



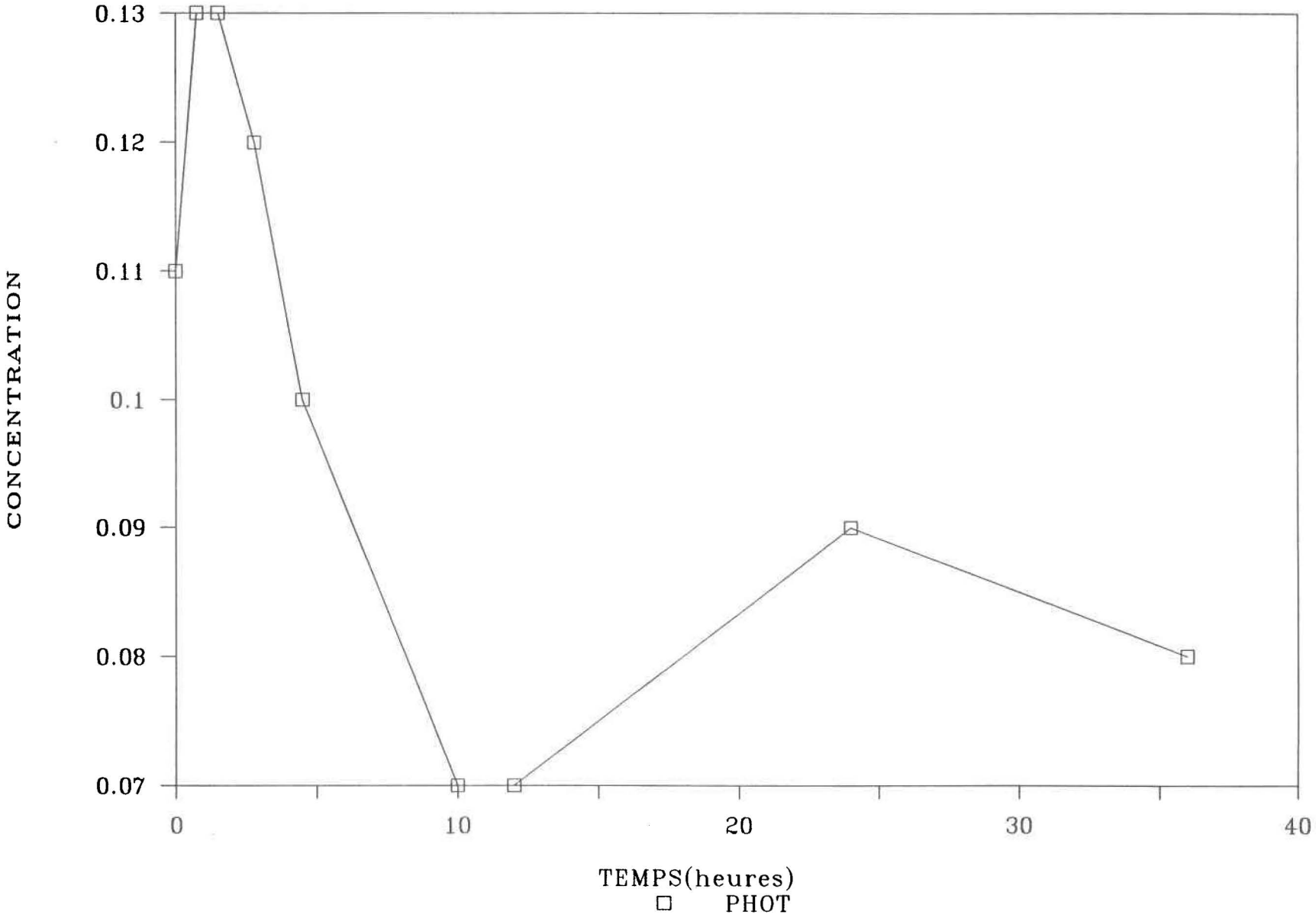
PLUIE DU 7 JUILLET. STATION 3



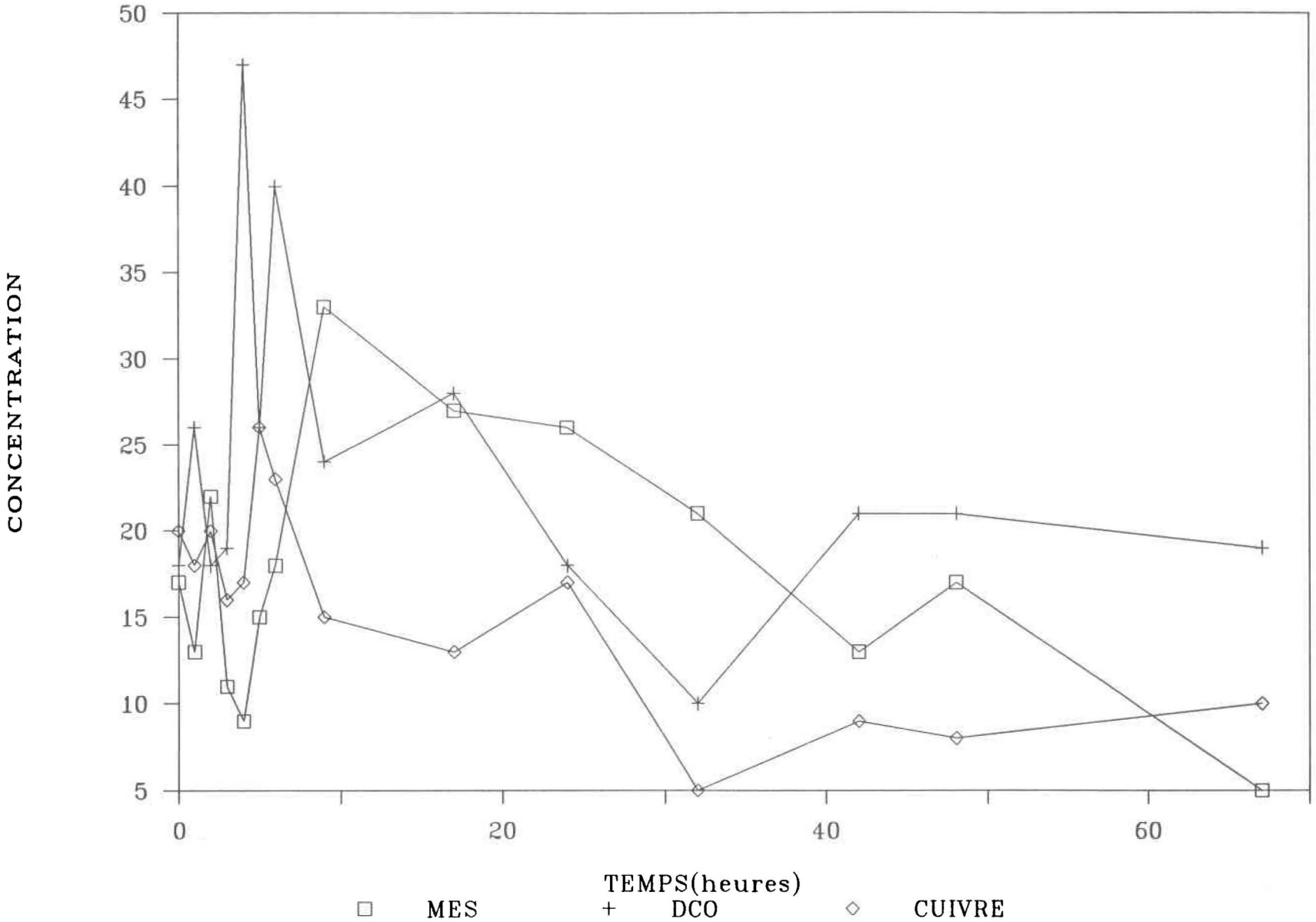
PLUIE DU 7 JUILLET. STATION 3



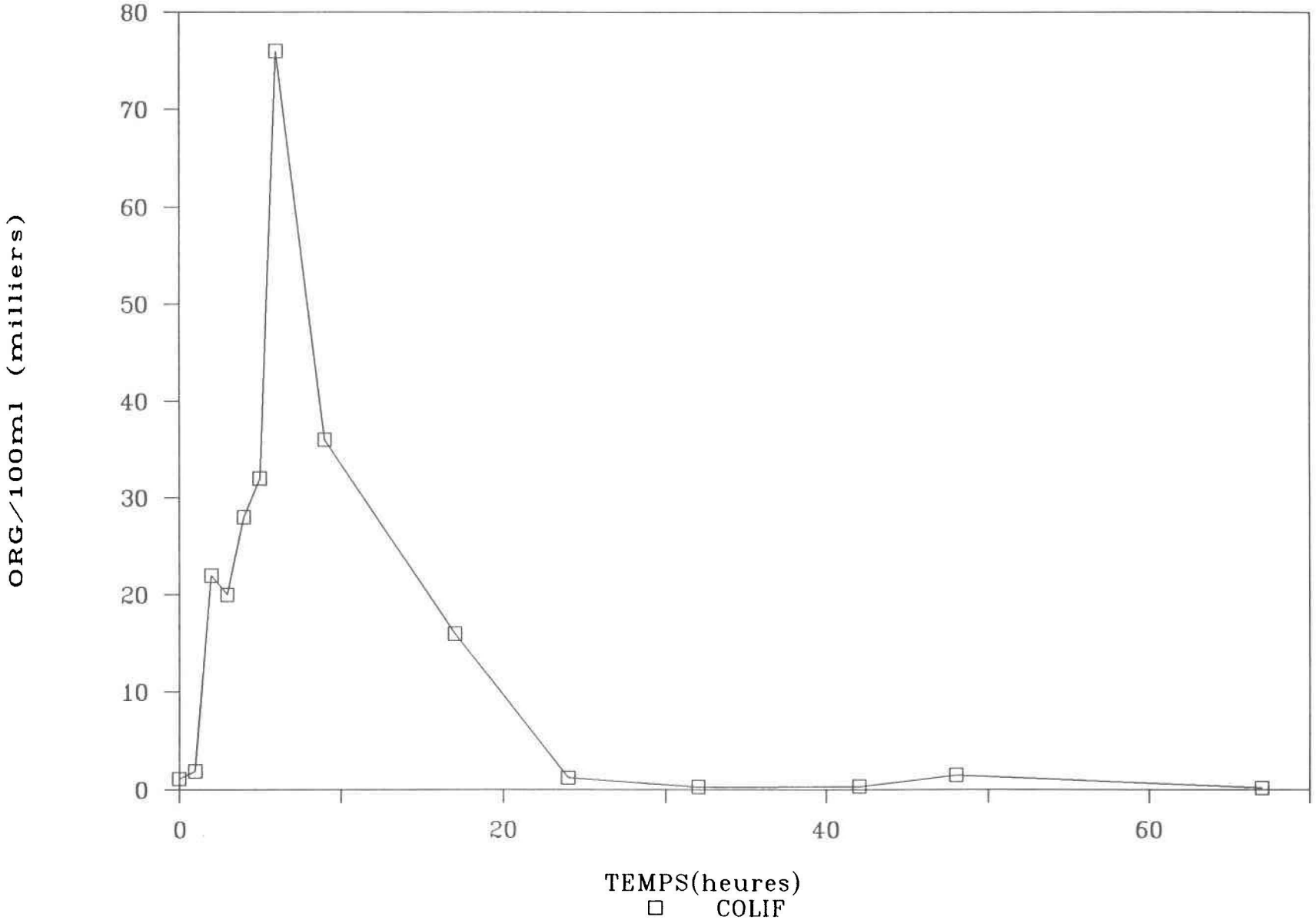
PLUIE DU 7 JUILLET. STATION 3



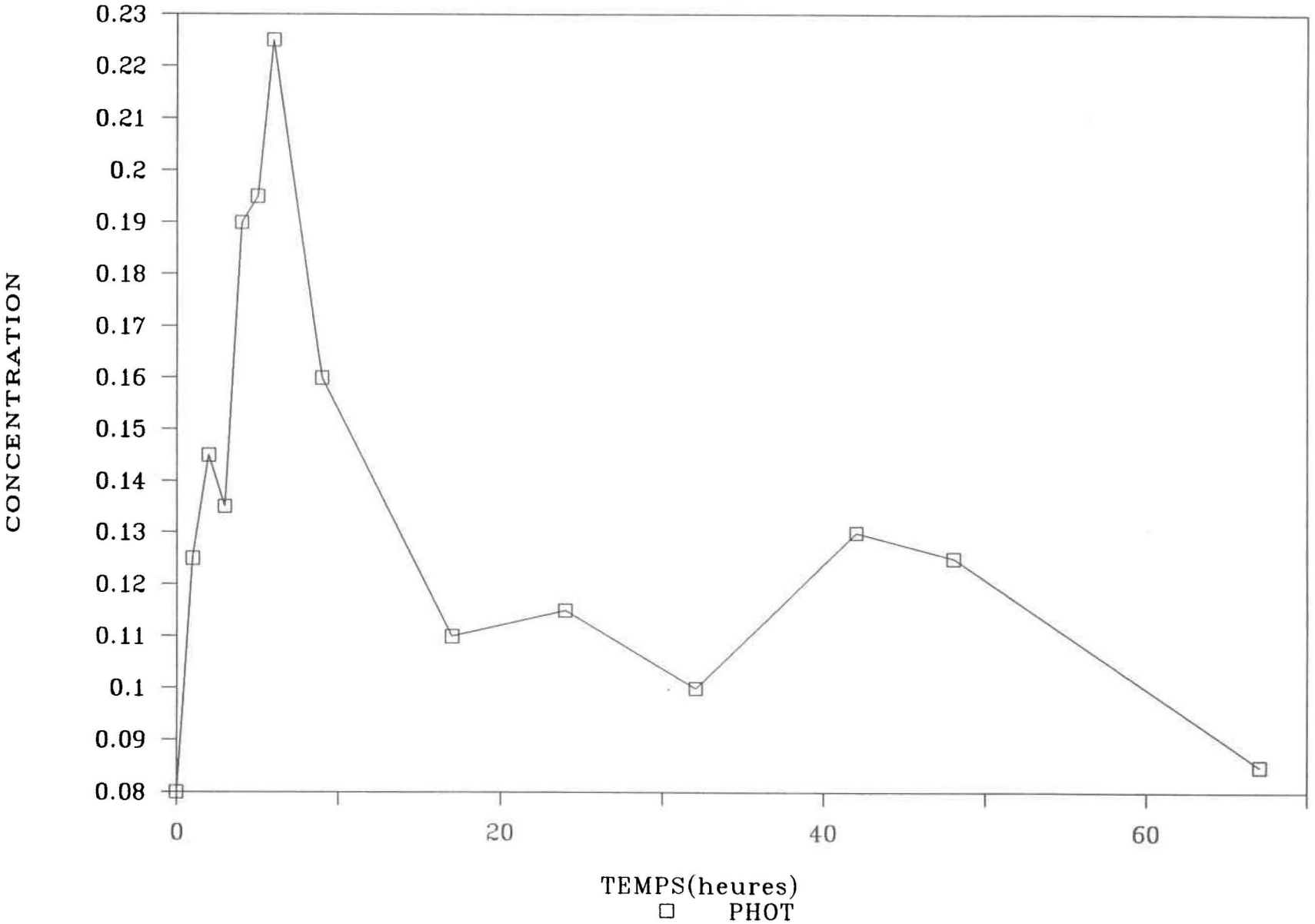
PLUIE DU 28 JUILLET. STATION 3



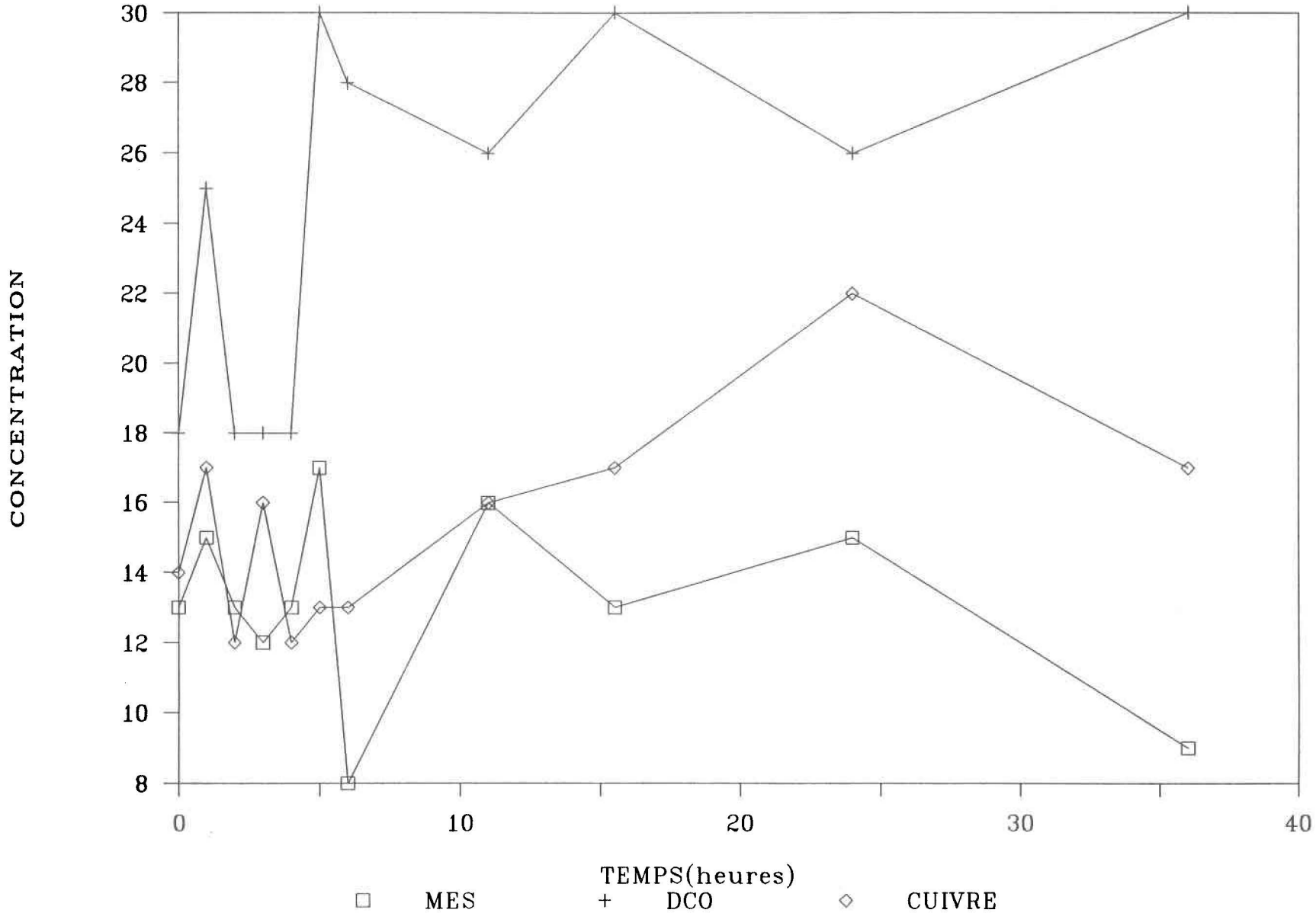
PLUIE DU 28 JUILLET. STATION 3



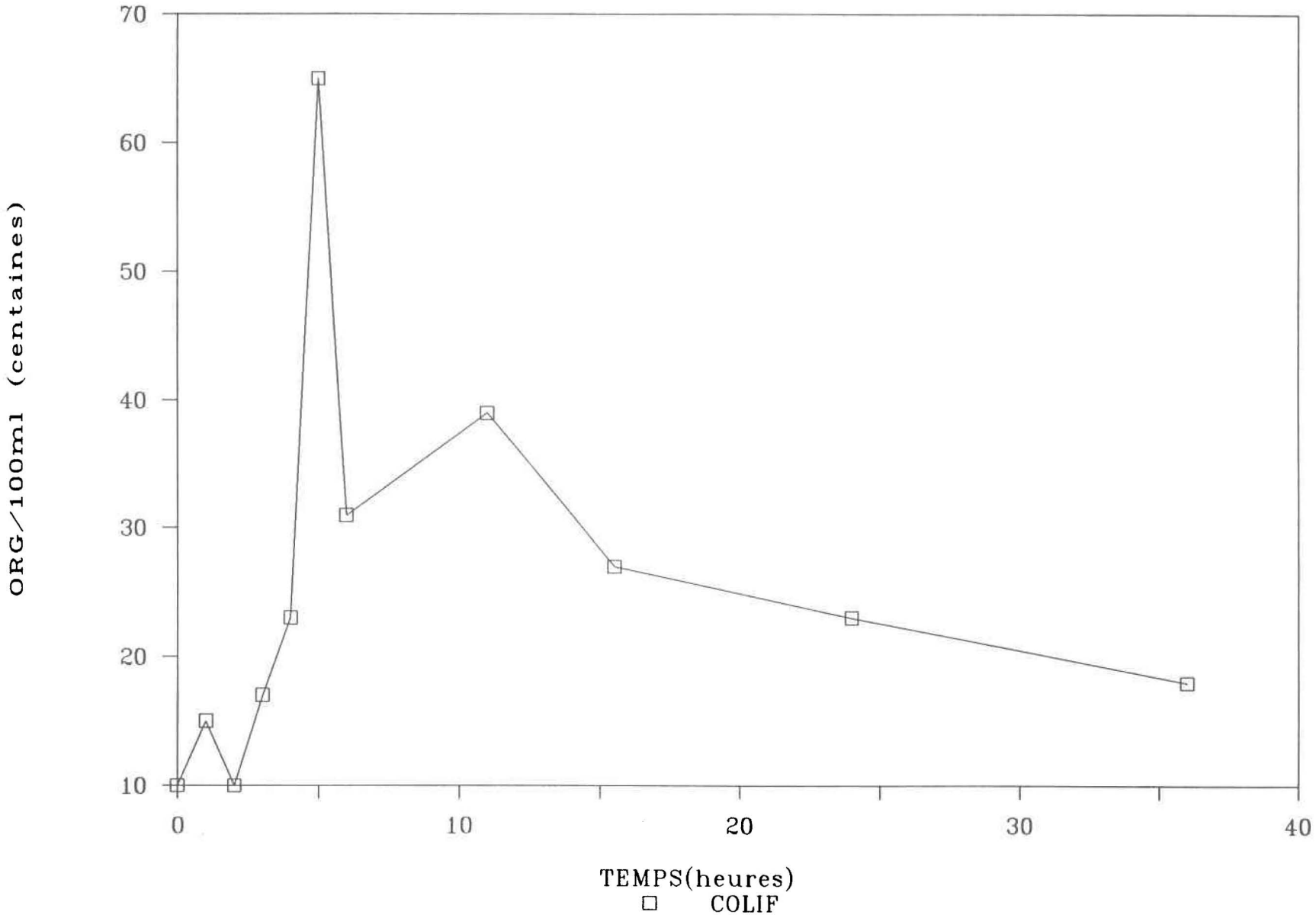
PLUIE DU 28 JUILLET. STATION 3



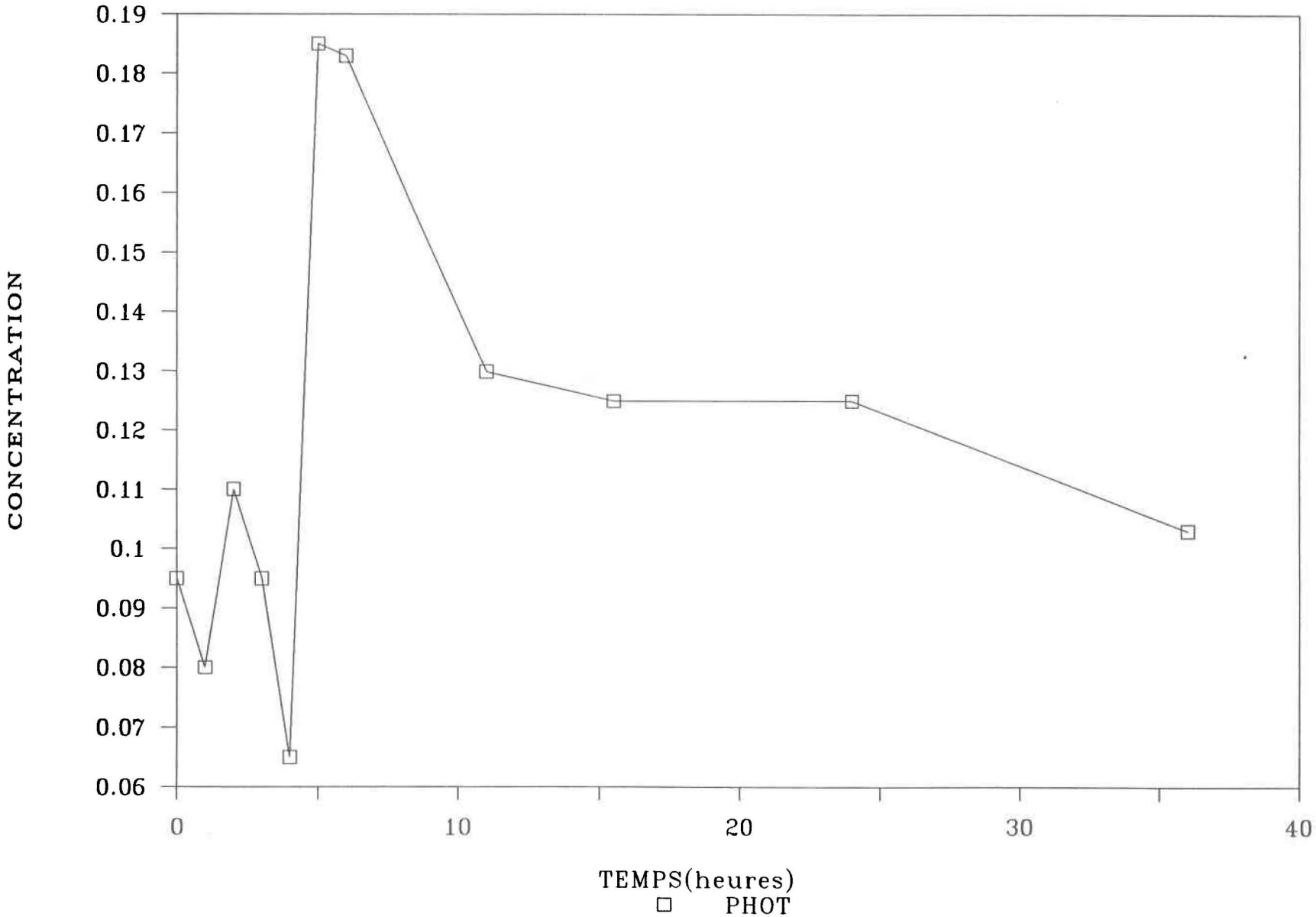
PLUIE DU 23 AOUT. STATION 3



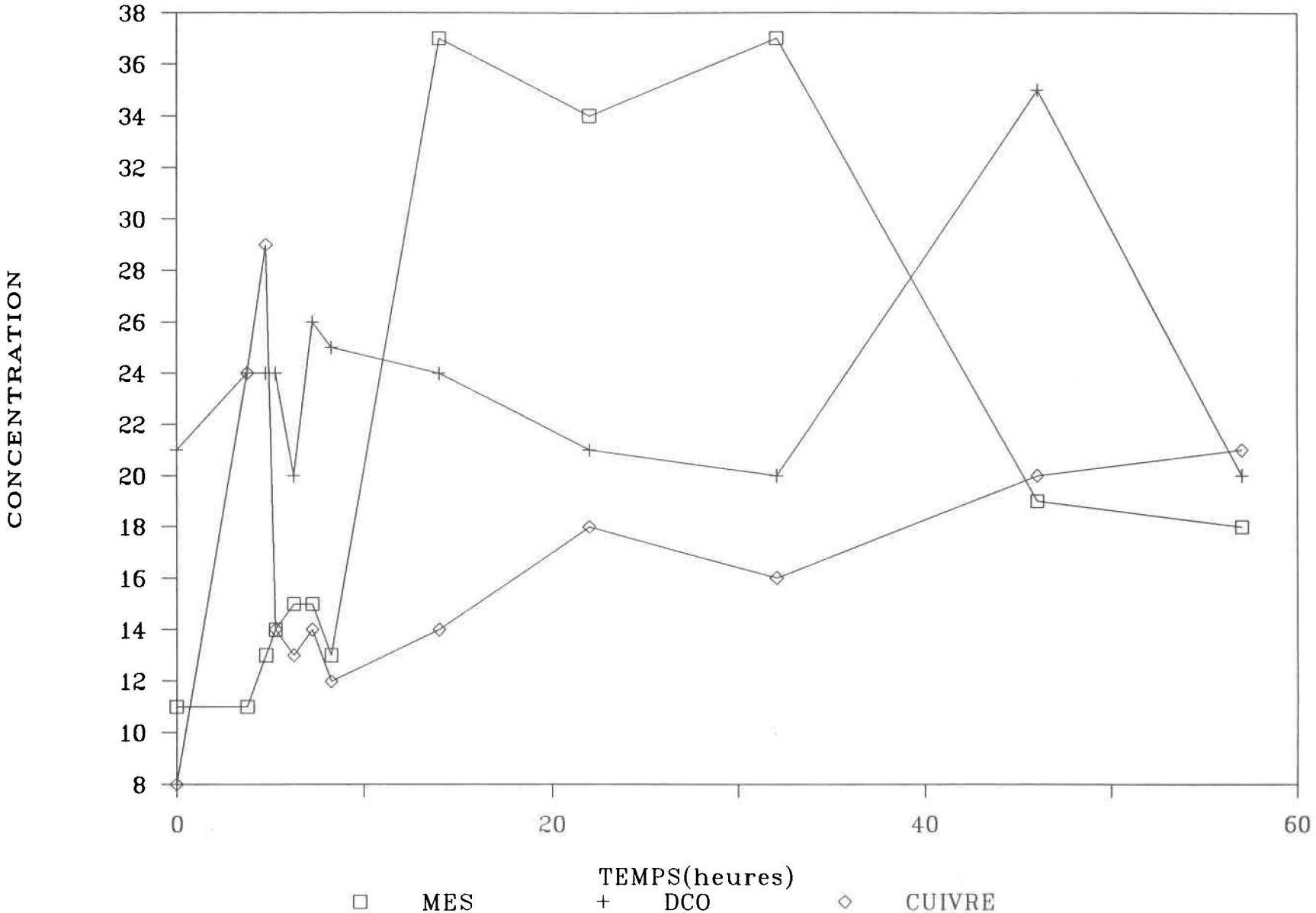
PLUIE DU 23 AOUT. STATION 3



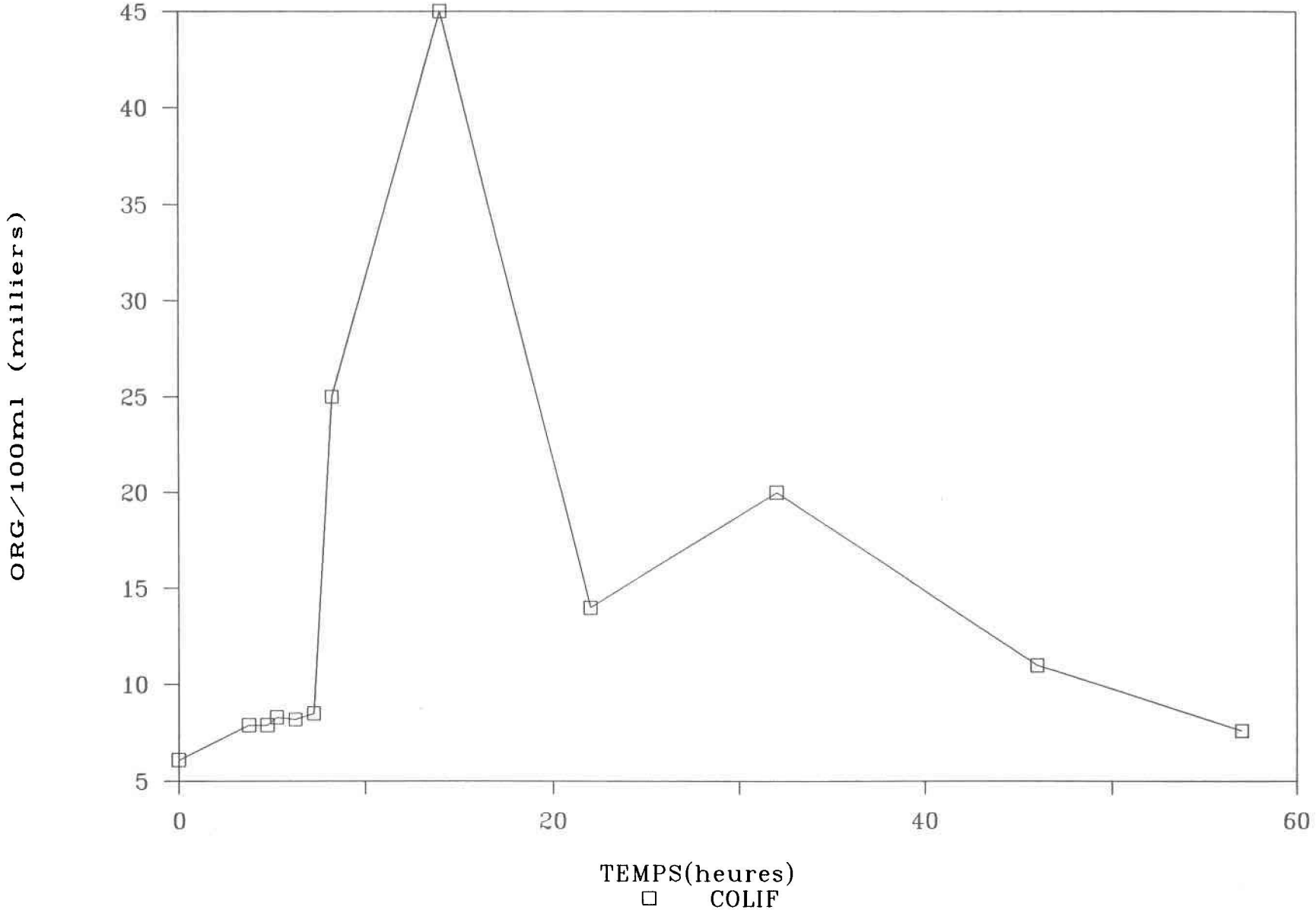
PLUIE DU 23 AOUT. STATION 3



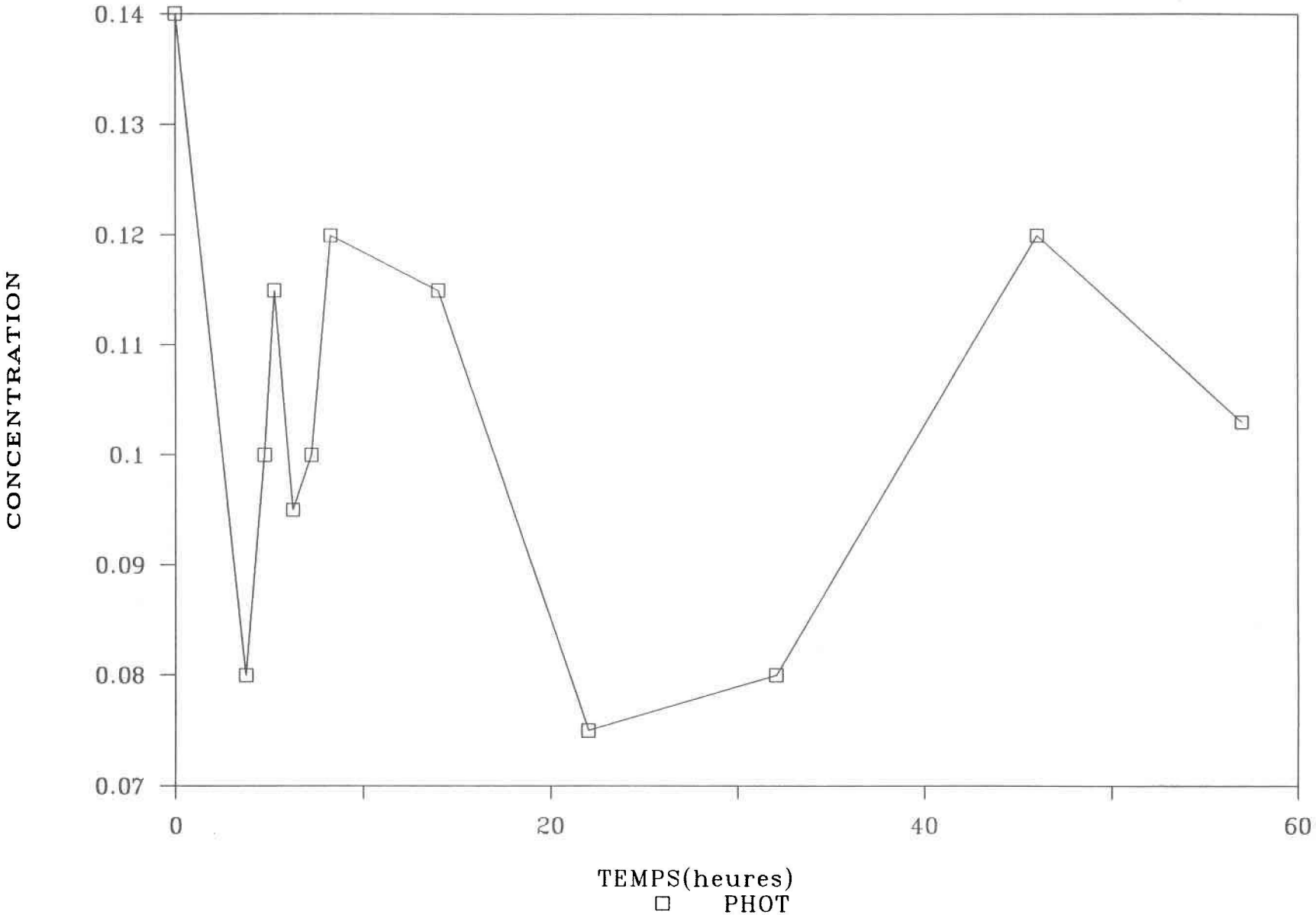
PLUIE DU 25 AOUT. STATION 3



PLUIE DU 25 AOUT. STATION 3



PLUIE DU 25 AOUT. STATION 3



A N N E X E 4

DIVERSITÉ DES CHARGES DÉBORDÉES EN FONCTION DES PARAMÈTRES ET DES PLUIE.

INFLUENCE DU REGIME PLUVIOMETRIQUE SUR LES CHARGES DEBORDEES

1 Problématique

Si l'influence de l'occupation du sol sur les concentrations maximales pondérées des eaux usées en temps de pluie est peu sensible, il est logique de considérer les caractéristiues pluviométriques et les processus d'accumulation comme éléments contrôlant les quantités débordées de polluants. Puisque nous avons considéré un δt de 30 minutes comme un écart temporel pratique dans l'établissement des charges débordées, nous établirons des relations entre les charges maximales débordées (δt_{30}) et l'intensité maximale de précipitation pour 30 minutes ($Imax_{30}$). Nous avons posé comme hypothèse (chapitre 4) que le réservoir de contaminant en réseau ou sur les surfaces de rue est peu limité et que le lessivage serait fonction de la capacité de transport de la lame ruissellée ou des débits véhiculés en conduite. Cette hypothèse ne se vérifie pas nécessairement pour tous les paramètres et pour toutes les conditions de $Imax_{30}$.

2 Inflence de $Imax_{30}$ sur les concentrations maximales de polluants

Les relations entre $Imax_{30}$ et les concentrations maximales pondérées (C max_{30}) sont représentées aux figures A.1, A.2, A.3 . Les polluants étudiés sont les MES, la DBO_5 et le cuivre. Les tendances à l'augmentation des C max_{30} en fonction de la croissance de $Imax_{30}$ sont diffuses. Dans le cas des MES, on observe cette tendance malgré des écarts importants d'une valeur voisine de $Imax_{30}$ sur la précédente. Pour la DCO et le cuivre, les valeurs de C max_{30} varient indépendament de $Imax_{30}$. Une particularité dans le cas du cuivre; les valeurs de C max_{30} obtenues sur le bassin 3 sont systématiquement parmi les plus faibles. A la figure A.3, les valeurs de C max_{30} propres au bassin 3 ont été encerclées. Même si on ne peut mettre en évidence des relations continues entre C max_{30} et $Imax_{30}$ pour aucun paramètre en particulier, il semble comme nous l'avons démontré au chapitre 5 que le bassin résidentiel (bassin 3) génère une masse de polluants plus faible. Seule la relation C max_{30} de MES avec $Imax_{30}$ apparait de manière plus concrète; la concentration de MES peut augmenter avec une augmentation de $Imax_{30}$. **Notre objectif est de mettre en évidence une disponibilité des polluants pour tous les types d'épisodes de ruissellement et non seulement pour les épisodes majeurs.** Cependant, si une certaine forme d'augmentation des concentrations prévalent pour des augmentations de $Imax_{30}$, cela pourrait être utile de le considérer dans l'évaluation des impacts des eaux usées en temps de pluie; impacts pouvant s'appliquer tout aussi bien à la station d'épuration qu'au milieu récepteur. Nous avons considéré les résultats présentés à la figure A.1 pour établir le tableau A.1 montrant l'augmentation des concentrations (C max**30**) pour des intensités

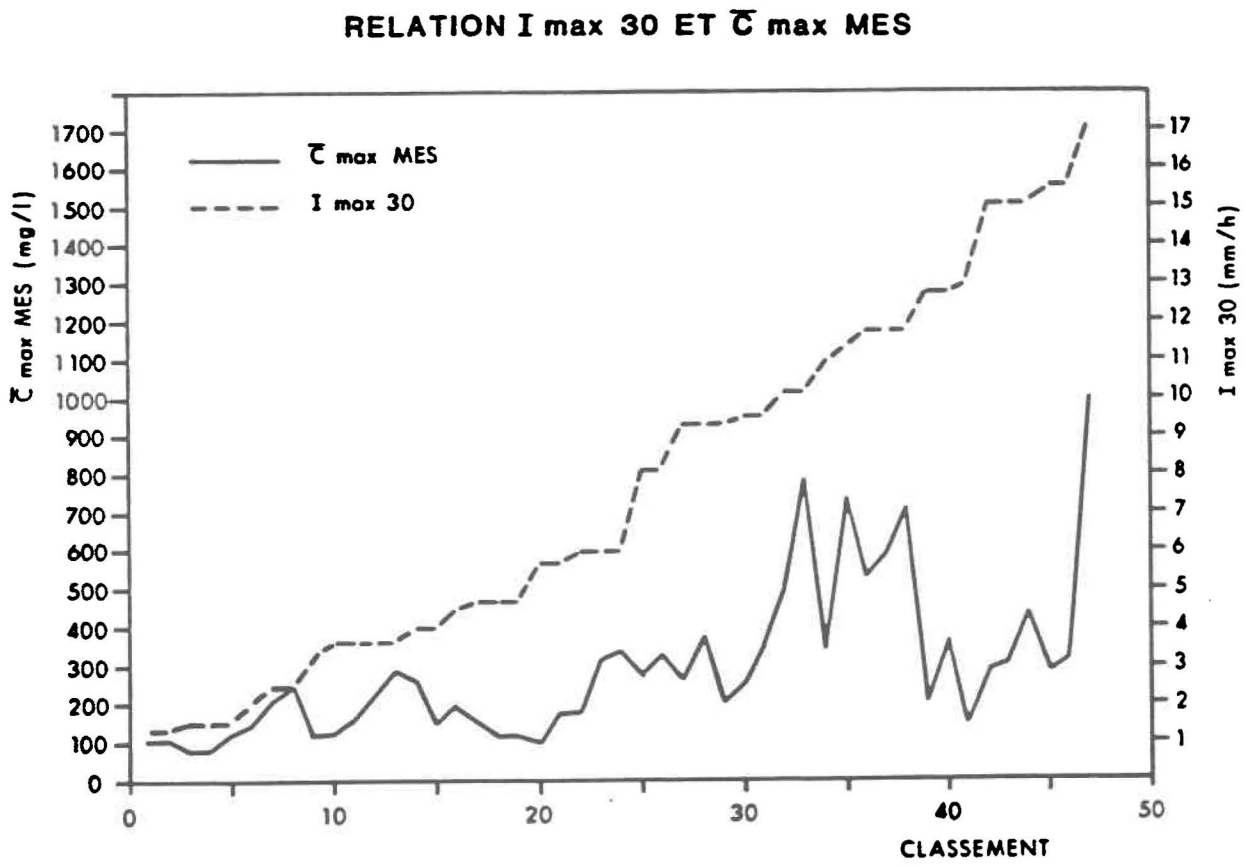


Figure A.1 Evolution comparée de I max 30 et de C̄ max MES.

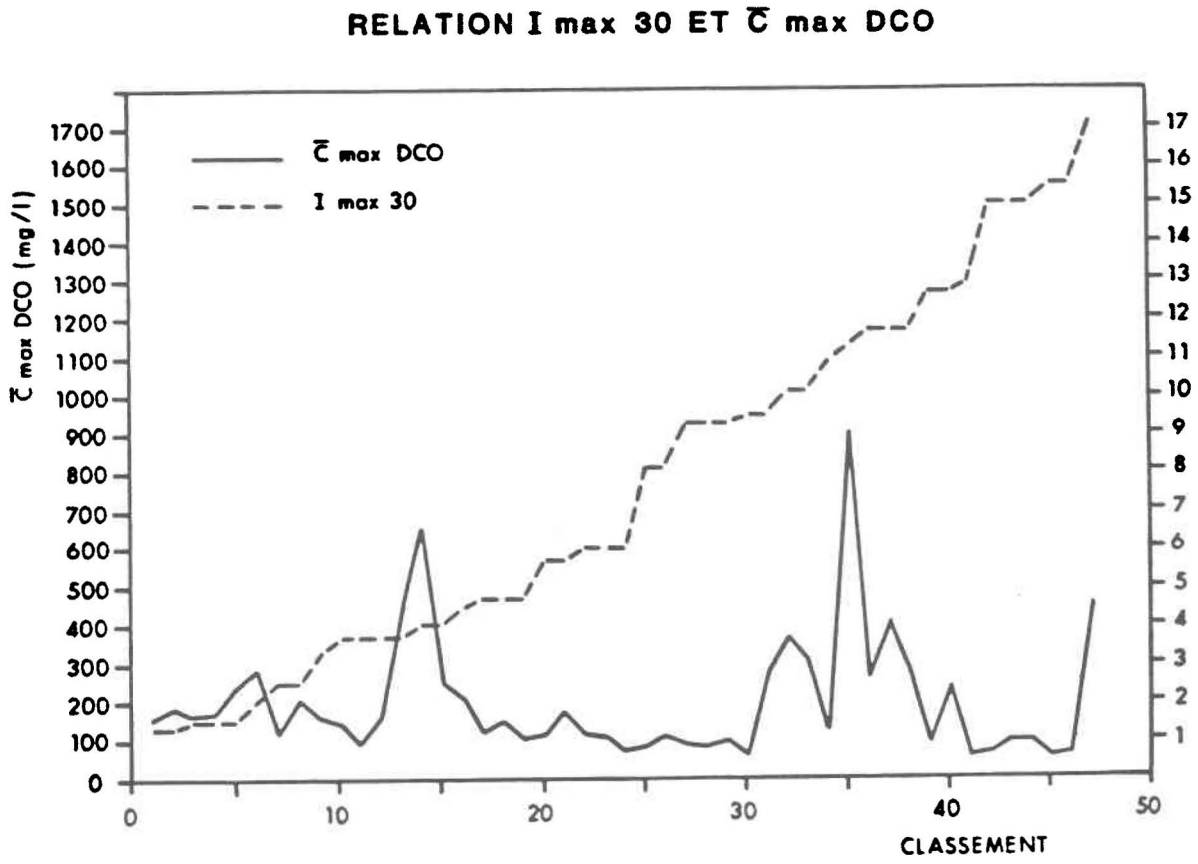


Figure A.2 Evolution comparée de I max 30 et de C̄ max DCO.

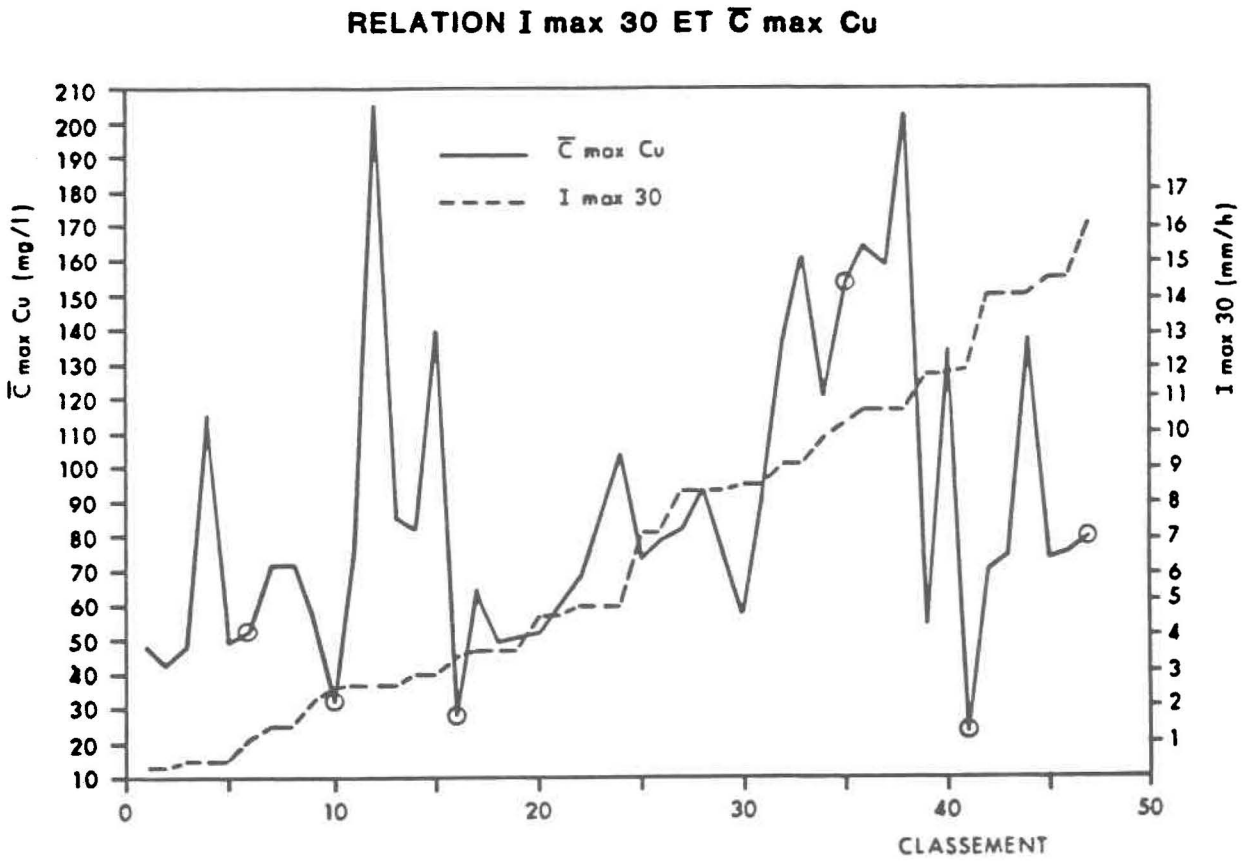


Figure A.3 Evolution comparée de I max 30 et de $\overline{C}$ max Cuivre.

Note: O = résultat du bassin 3

TABLEAU A.1 **Evaluation des concentrations de contaminants pour un ▒t30 en fonction des différentes intensités de précipitation.**

Bassin unitaire

Imax30			**Cmax30**		
	MES (mg/l)	**DCO** (mg/l)	**Cu** (ug/l)	**Pb** (ug/l)	**Zn** (ug/l)
0-4 mm/h	156	196	73	179	389
4-6 mm/h	195	199	81	205	380
8-10 mm/h	292	115	79	245	427
10-13 mm/h	488	304	131	366	778
15-17 mm/h	434	139	85	333	591

Bassin pseudo-séparatif

Imax30			**Cmax30**		
	MES (mg/l)	**DCO** (mg/l)	**Cu** (ug/l)	**Pb** (ug/l)	**Zn** (ug/l)
0-4 mm/h	111	210	30	50	100
4-6 mm/h	129	215	30	50	100
8-10 mm/h	138	203	30	50	100
10-13 mm/h	178	246	30	50	100
15-17 mm/h					

de pluie différentes. Cette démonstration tendrait à montrer que les impacts pourraient être plus grands pour des évènements majeurs. Nous croyons cependant que des nuances doivent être apportées. Avant d'élaborer plus avant sur cet élément, nous vérifions les relations entre $Imax_{30}$ et les charges véhiculées en temps de pluie par hectare imperméabilisé durant 30 minutes (CHA_{30}).

3 Relation entre Imax30 et CHA30

Les charges moyennes débordées pour δt_{30} au sommet de l'hydrogrammme (CHA_{30}) sont calculées selon l'équation:

$$\frac{Cmax_{30} * Qmax_{30}}{A * c_r} = CHA_{30} \qquad (A.1)$$

où $Cmax_{30}$ est la concentration maximale pondérée pour δt_{30}; $Qmax_{30}$ est le débit maximum pondéré pour le même δt_{30}; A, la superficie en ha du bassin de drainage considéré; c_r, le pourcentage d'imperméabilisation.

3.1 Correlation entre les valeurs de $Cmax_{30}$ et CHA_{30}

Même si les valeurs de CHA_{30} ne sont pas indépendantes de $Qmax_{30}$, ni de $Cmax_{30}$, nous avons vérifiés les correlations entre les différents types de polluants. Les valeurs de r^2 retenues comme critères de correlation ont été fixées arbitrairement à 0,7. Il existe sûrement des tendances pour des valeurs de r^2 plus faibles, et en contre-partie seules les valeurs supérieures à 0,9 sont absolument significatives d'une relation linéaire entre les variables comparées; cependant, nous avons utilisé notre critère de 0,7 pour tenter d'établir une relation limitée entre différents paramètres.

Les relations entre MES et métaux sont observées pour tous les types de métaux, aussi bien pour les $Cmax_{30}$ que pour les valeurs des CHA_{30}. Les figures A.4 à A.7 permettent de visualiser ces relations. Les modèles de relation ont été établis par itérations successives avec le progiciel STATGRAPHICS (STSC, 1986), en recherchant une relation linéaire.

Avec l'objectif de trouver une façon simple d'évaluer les charges débordées par type de pluie, nous avons établi à l'aide d'un modèle non linéaire les relations entre $Imax_{30}$ et les différents polluants. Les figures A.8 à A.12 présentent ces relations. Les approximations faites au cours des itérations successives pour déterminer la relation non linéaire ne permettent pas d'effectuer le calcul classique des enveloppes de niveau de confiance donné. Le tableau A.1 de cette annexe présente une évaluation des concentrations de

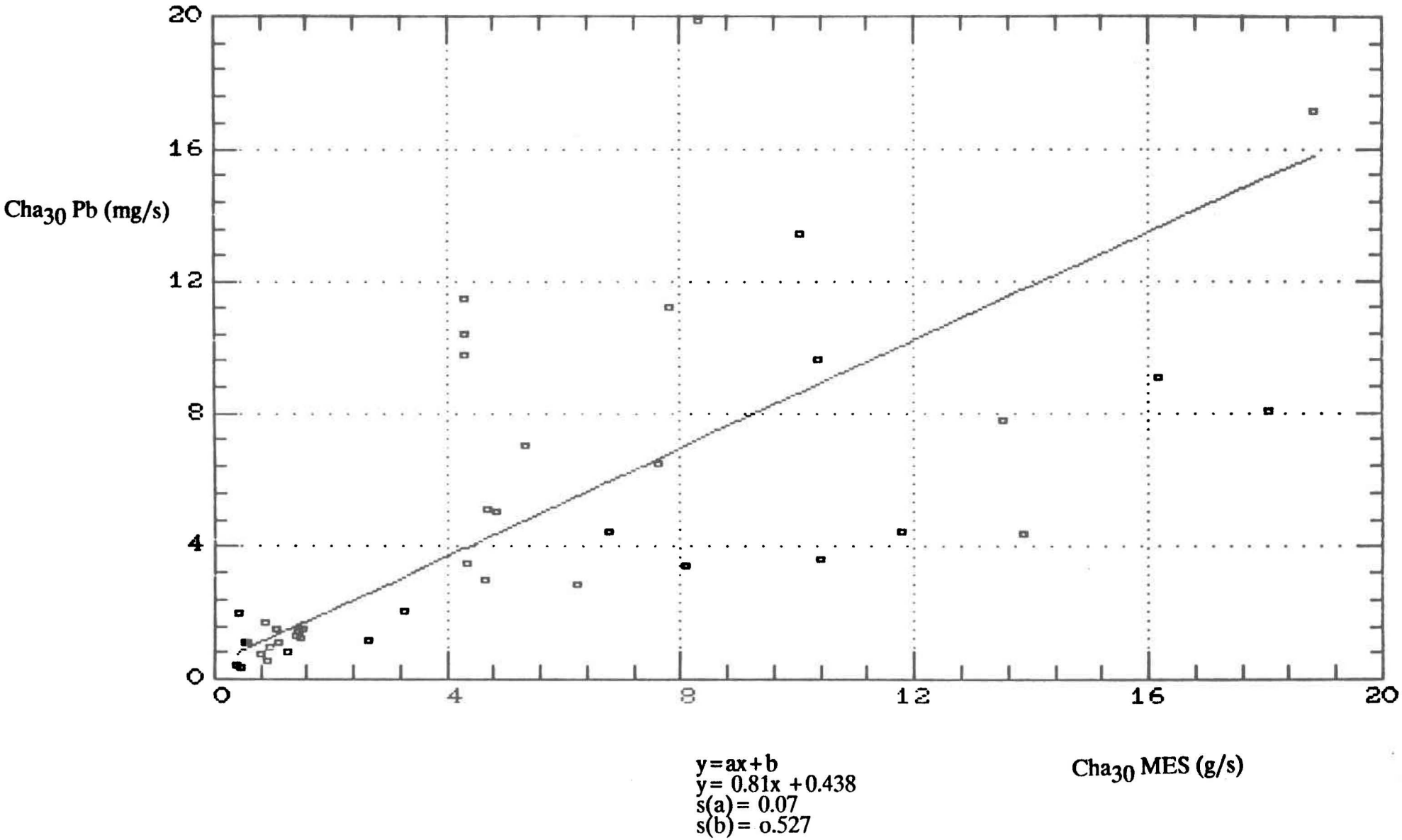
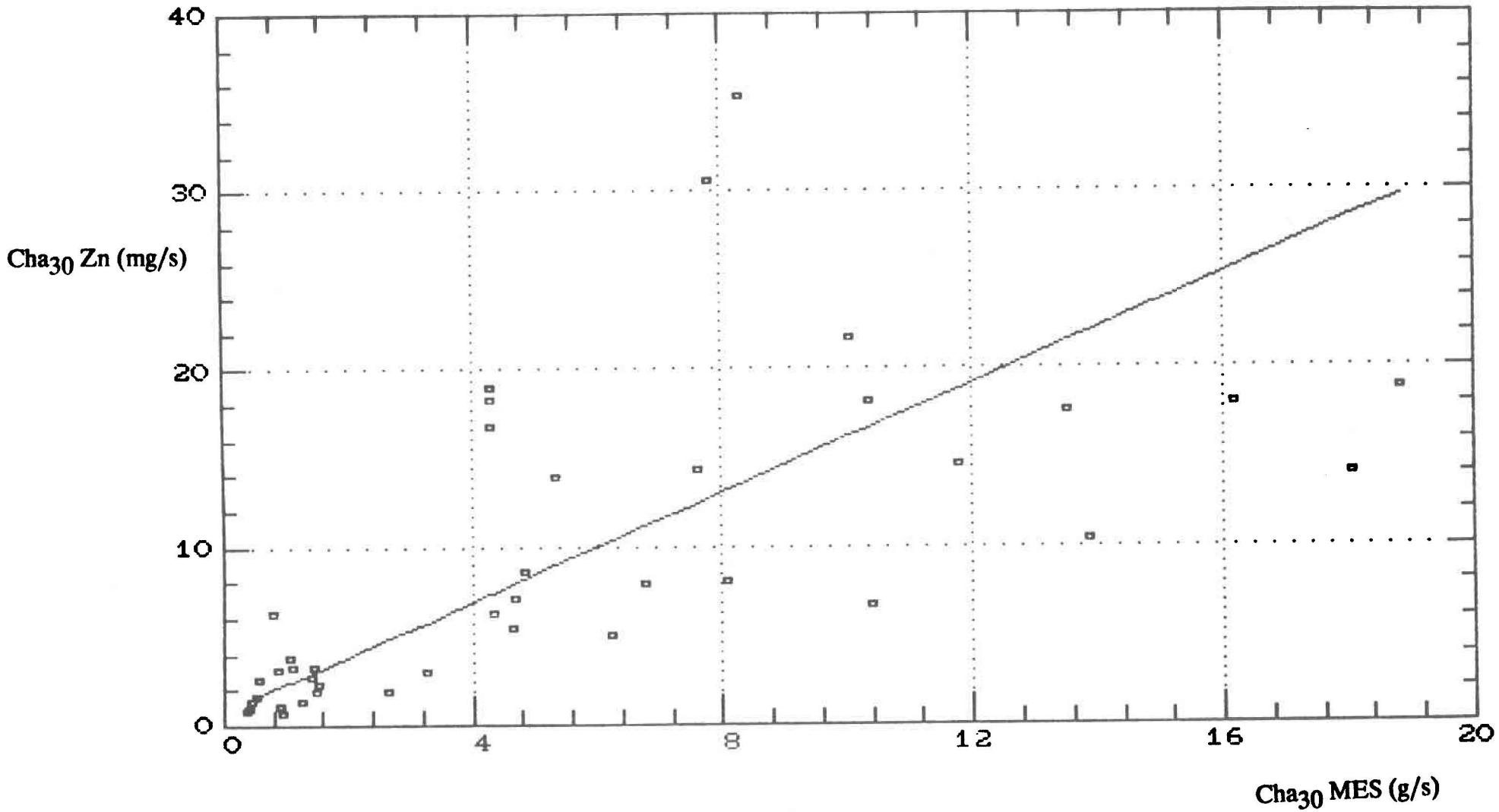


Figure A.4 Relation entre les charges débordées en **MES** et les charges débordées en **Plomb**



$y = ax + b$
$y = 1.534x + 0.782$
$s(a) = 0.083$
$s(b) = o.702$

Figure A.5 Relation entre les charges débordées en **MES** et les charges débordées en **Zinc**

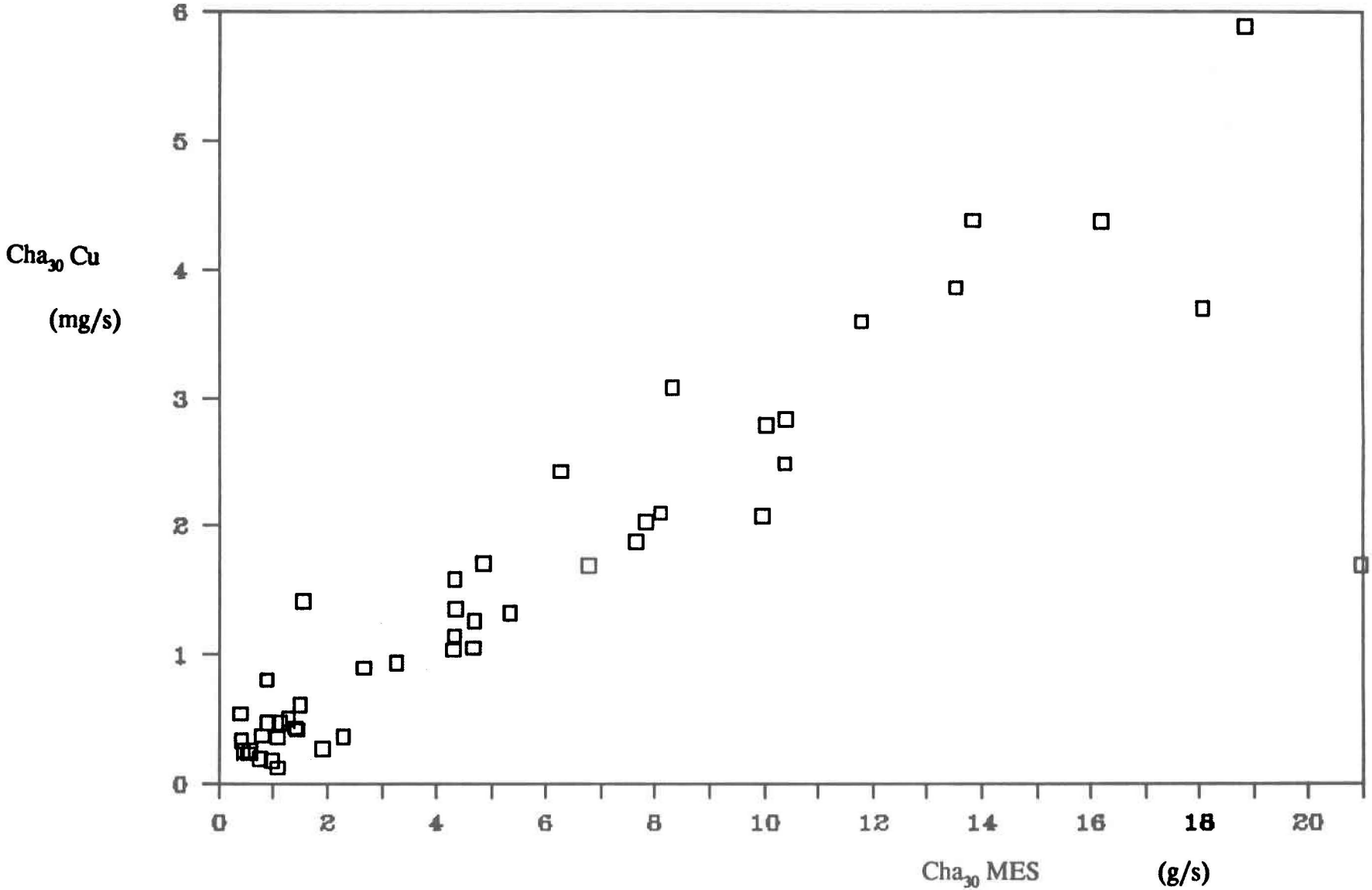


Figure A.6 Relation entre les charges débordées en **MES** et les charges débordées en **Cuivre**

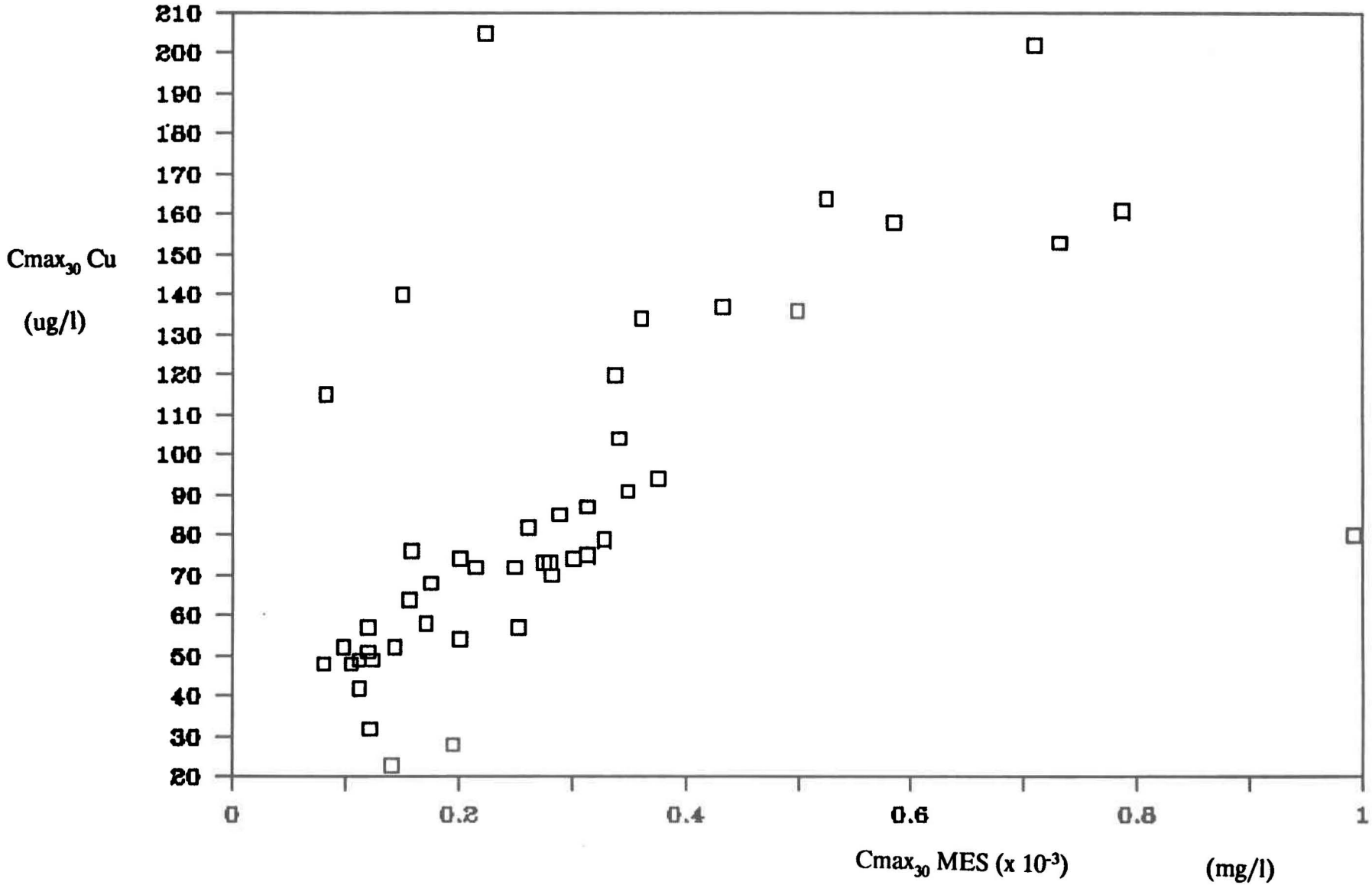
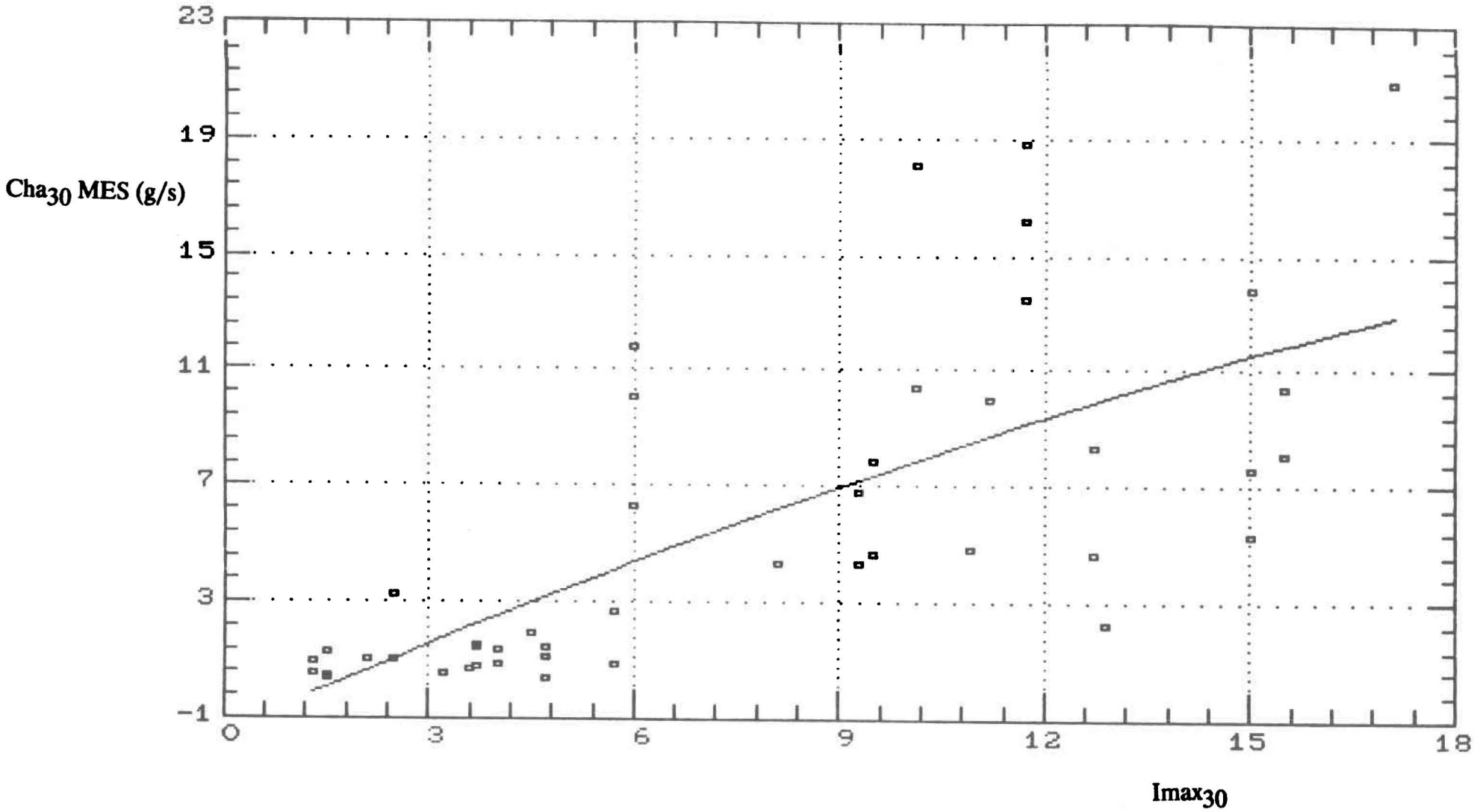
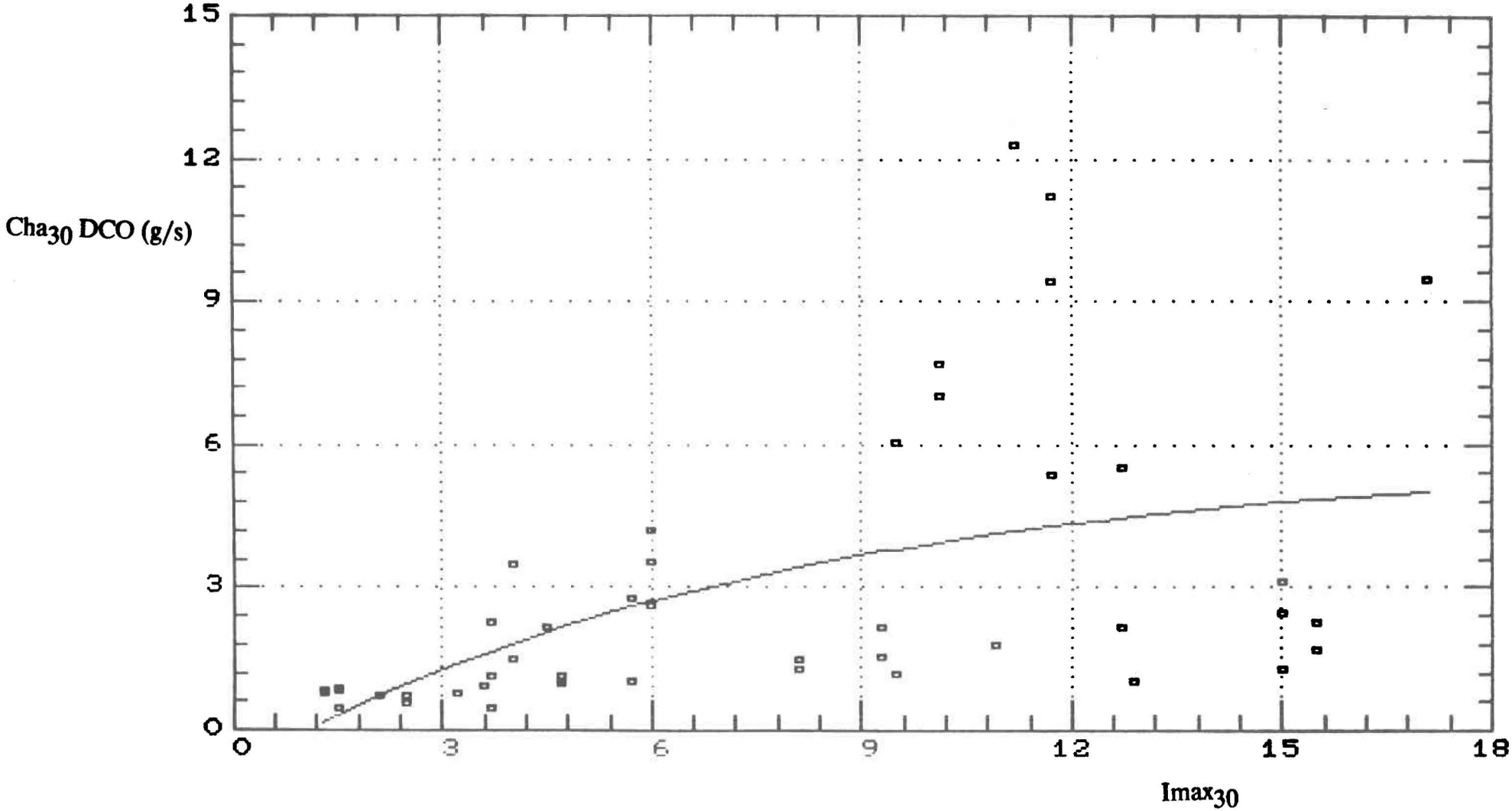


Figure A.7 Relation entre $Cmax_{30}$ en **MES** et $Cmax_{30}$ en **Cuivre**



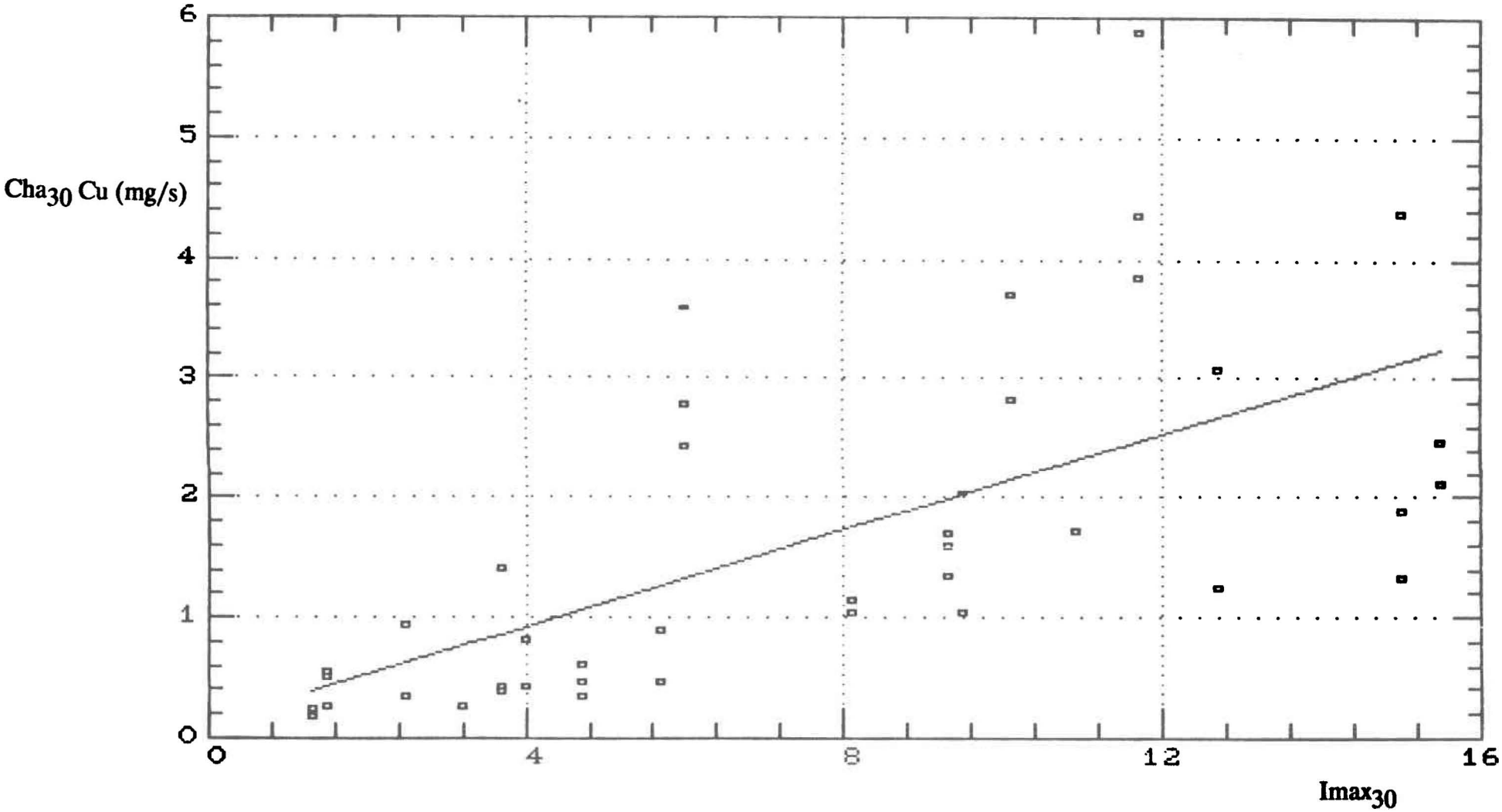
$y = a - b^{-cx}$
$y = 35.903 - 37.405^{-.0285\,x}$
s(a) = 77.01
s(b) = 75.42
s(c) = 0.074

Figure A.8 Relation entre les charges débordées en **MES** et $Imax_{30}$



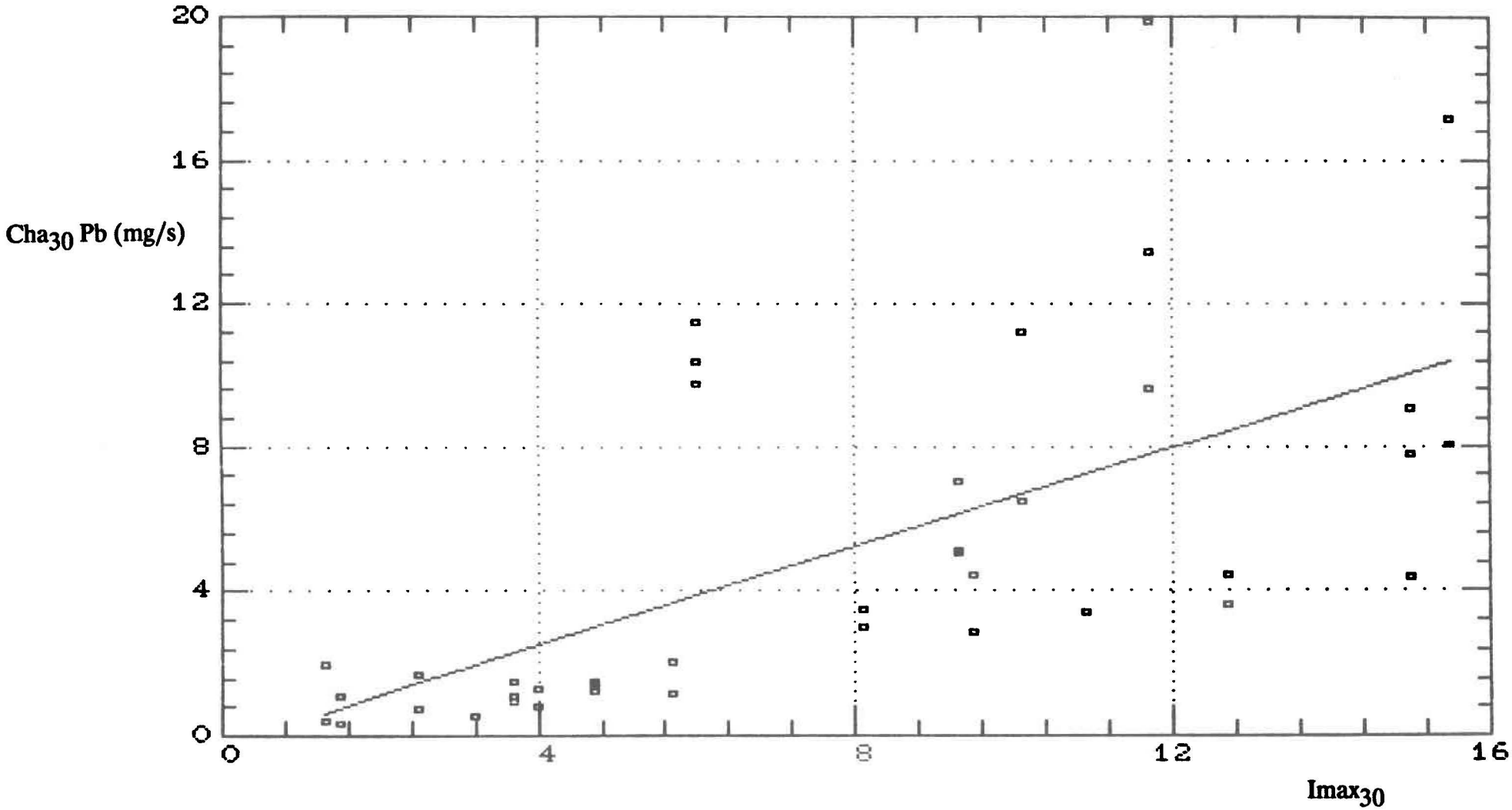
$y = a - b^{-cx}$
$y = 5.727 - 6.607^{-.130\,x}$
s(a) = 2.79
s(b) = 2.012
s(c) = 0.143

Figure A.9 Relation entre les charges débordées en DCO et $Imax_{30}$



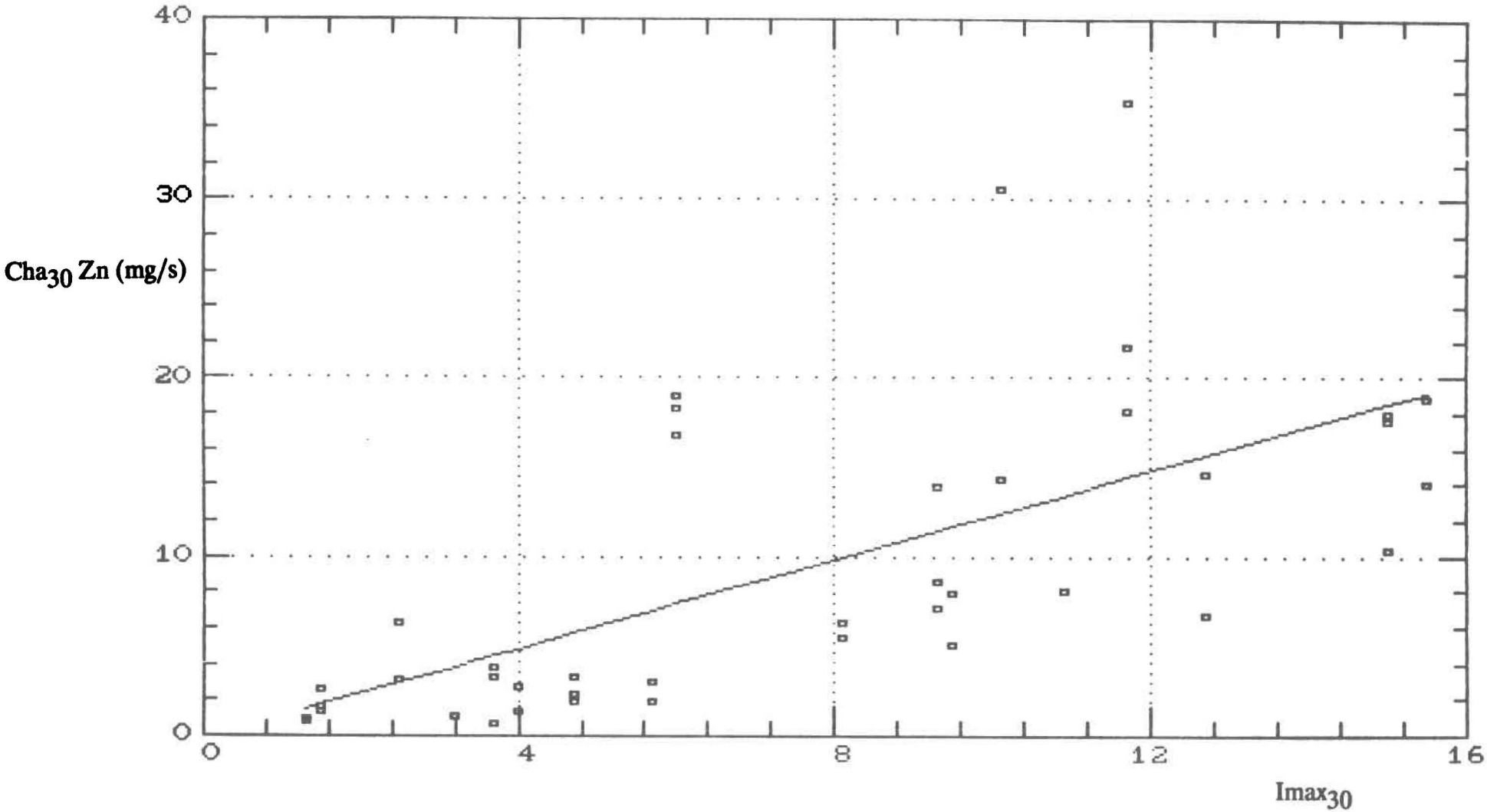
$y = ax + b$
$y = 0.2\,x + 0.125$
$s(a) = 0.038$
$s(b) = 0.33$

Figure A.10 Relation entre les charges débordées en **Cuivre** et $Imax_{30}$



$y = ax + b$
$y = 0.688\,x + (-)0.255$
$s(a) = 0.131$
$s(b) = 1.143$

Figure A.11 Relation entre les charges débordées en **Plomb** et $Imax_{30}$



y=ax + b
y= 1.246 x + (-)0.154
s(a)= 0.229
s(b)= 1.996

Figure A.12 Relation entre les charges débordées en **Zinc** et $Imax_{30}$

Tableau A.2 Concentrations maximales sur 30 minutes ($Cmax_{30}$) et Charges débordées en moyenne durant 30 minutes (CHA_{30})

		$Cmax_{30}$							CHARGES DEBORDEES/ha imperm. (f[$Cmax_{30}$])				
no.	$Imax_{30}$ (mm/h)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	Cu (ug/l)	Pb (ug/l)	Zn (ug/l)	$Qmax_{30}$ (l/s)	Bassin	MES (g/s)	DCO (g/s)	Cu (mg/s)	Pb (mg/s)	Zn (mg/s)
1	1.3	105	158	48	79	154	261	Q7	0.522	0.785	0.239	0.393	0.766
2	1.3	112	184	42	452	219	189	Q2	0.958	0.823	0.183	1.968	0.954
3	1.5	81	164	48	61	252	118	Q14	0.432	0.876	0.256	0.326	1.345
4	1.5	83	172	115	231	336	211	Q11	0.391	0.81	0.542	1.088	1.583
5	1.5	124	240	49	103	255	981	Q12	1.268	0.456	0.501	1.054	2.609
6	2.1	143	287	52			50	S3	1.057	0.707	0.128		
7	2.5	215	118	72	154	1260	260	Q7	1.065	0.584	0.357	0.763	6.24
8	2.5	250	206	72	132	243	567	Q2	3.266	0.691	0.941	1.725	3.175
9	3.2	120	166	57	121	224	436	Q12	0.546	0.755	0.259	0.55	1.018
10	3.6	121	148	32			126	S3	0.751	0.919	0.199		
11	3.7	158	88	76	197	144	223	Q11	0.786	0.438	0.378	0.981	0.717
12	3.7	223	163	205	219	544	661	Q12	1.537	1.123	1.413	1.509	3.75
13	3.7	289	454	85	217	648	110	Q14	1.438	2.26	0.423	1.08	3.225
14	4	261	653	82	156	266	281	Q7	1.397	3.495	0.439	0.835	1.424
15	4	150	250	140	220	476	251	Q2	0.868	1.466	0.81	1.272	2.753
16	4.5	195	220	28			199	S3	1.912	2.157	0.274		
17	4.7	156	117	64	151	348	427	Q11	1.487	1.115	0.61	1.439	3.317
18	4.7	112	151	49	177	277	153	Q14	0.395	1.045	0.339	1.225	1.918
19	4.7	120	107	51	164	243	888	Q12	1.111	0.991	0.472	1.519	2.25
20	5.7	98	112	52	123	201	398	Q2	0.899	1.027	0.477	1.128	1.843
21	5.7	171	177	58	132	197	815	Q7	2.655	2.748	0.9	2.049	3.058
22	6	175	118	68	322	530	789	Q14	6.248	4.213	2.428	11.496	18.922
23	6	313	110	87	324	522	3075	Q12	10.036	3.527	2.79	10.389	16.738
24	6	341	76	104	283	529	1548	Q11	11.783	2.626	3.594	9.779	18.279
25	8.1	275	83	73	220	404	823	Q7	4.311	1.301	1.144	3.449	6.333
26	8.1	328	112	79	228	411	569	Q2	4.301	1.468	1.036	2.989	5.388
27	9.3	262	94	82	310	426	1585	Q12	4.331	1.554	1.355	5.124	7.041
28	9.3	376	84	94	280	477	806	Q11	6.765	1.511	1.691	5.038	8.582
29	9.3	201	100	74	327	647	474	Q14	4.311	2.145	1.587	7.013	13.877
30	9.5	253	65	57	154	274	800	Q2	4.664	1.198	1.051	2.839	5.051
31	9.5	349	270	91	199	352	1175	Q7	7.811	6.043	2.037	4.454	7.878
32	10.1	499	368	136	310	691	1094	Q7	10.398	7.668	2.834	6.46	14.399
33	10.1	786	305	161	487	1330	997	Q2	18.056	7.007	3.699	11.188	30.553
34	10.9	338	124	120	238	559	640	Q11	4.829	1.771	1.714	3.4	7.986
35	11.2	732	902	153			276	S3	9.952	12.264	2.08		
36	11.7	525	262	164	553	987	793	Q14	18.838	9.401	5.885	19.843	35.416
37	11.7	585	406	158	486	783	2653	Q12	16.184	11.232	4.371	13.445	21.661
38	11.7	709	282	202	504	953	855	Q11	13.531	5.382	3.855	9.619	18.188
39	12.7	201	92	54	155	286	1222	Q7	4.679	2.141	1.257	3.608	6.657
40	12.7	361	241	134	192	633	998	Q2	8.301	5.542	3.081	4.415	14.556
41	12.9	141	62	23			328	S3	2.278	1.002	0.372		
42	15	282	67	70	413	930	820	Q2	5.328	1.266	1.323	7.803	17.571
43	15	301	96	74	172	410	1330	Q7	7.625	2.432	1.875	4.357	10.387
44	15	433	97	137	283	562	1432	Q11	13.841	3.101	4.379	9.046	17.964
45	15.5	281	59	73	280	487	2760	Q12	8.087	1.698	2.101	8.058	14.016
46	15.5	313	68	75	518	567	732	Q14	10.367	2.252	2.484	17.157	18.78
47	17.1	992	448	80			429	S3	20.964	9.468	1.691		

TABLEAU A.3 MATRICE DE CORRELATION ENTRE LES DIVERSES VARIABLES

	IMAX30	CMaxMES	CMaxDCO	CMaxCu	CMaxPb	CMaxZn	CHAMES	CHADCO	CHACu	CHAPb	CHAZn	Qmax
IMAX30	1	0.5976	0.1738	0.3124	0.5135	0.4126	0.6857	0.4474	0.6467	0.6441	0.6576	0.5205
CMaxMES	0.5976	1	0.3346	0.7252	0.6833	0.7268	0.8901	0.7724	0.818	0.6648	0.7853	0.4182
CMaxDCO	0.1738	0.3346	1	0.3458	0.1001	0.1736	0.1322	0.5206	0.1186	0.0128	0.0531	0.104
CMaxCu	0.3124	0.7252	0.3458	1	0.5321	0.6036	0.6157	0.6115	0.6897	0.4435	0.5509	0.2084
CMaxPb	0.5135	0.6833	0.1001	0.5321	1	0.6413	0.7433	0.599	0.7092	0.8408	0.794	0.322
CMaxZn	0.4126	0.7268	0.1736	0.6036	0.6413	1	0.6394	0.5368	0.6052	0.575	0.7466	0.1884
CHAMES	0.6857	0.8901	0.1322	0.6157	0.7433	0.6394	1	0.8124	0.9651	0.8809	0.9347	0.5885
CHADCO	0.4474	0.7724	0.5206	0.6115	0.599	0.5368	0.8124	1	0.8101	0.6835	0.7466	0.4353
CHACu	0.6467	0.818	0.1186	0.6897	0.7092	0.6052	0.9651	0.8101	1	0.875	0.9215	0.5607
CHAPb	0.6441	0.6648	0.0128	0.4435	0.8408	0.575	0.8809	0.6835	0.875	1	0.9345	0.5193
CHAZn	0.6576	0.7853	0.0531	0.5509	0.794	0.7466	0.9347	0.7466	0.9215	0.9345	1	0.4956
Qmax	0.5205	0.4182	0.104	0.2084	0.322	0.1884	0.5885	0.4353	0.5607	0.5193	0.4958	1

différents polluants selon $Imax_{30}$. **Compte tenu du faible nombre de données, nous ne pouvons qu'estimer les relations ou les tendances de correlation entre Imax30 et CHA30.**

Nous ne pouvons prétendre que nos résultats permettent de définir de manière universelle, les relations entre $Imax_{30}$ et CHA_{30}. Cependant, le comportement différent selon le type de polluant peut nous indiquer que les processus d'accumulation et de lessivage ne sont pas les mêmes selon le type de contaminant étudié. Dans le cas des réseaux unitaires, on peut faire l'hypothèse que le processus de lessivage des charges organiques sont plus reliés aux phénomènes de curage des conduites qu'au lessivage des surfaces imperméables. Cela expliquerait une certaine stabilisation des CHA_{30} pour quelque valeur de $Imax_{30}$ que se soit.

La comparaison des figures A.8 et A.9 nous indique que contrairement au cas de la DCO (figure A.9), pour les MES, la croissance des valeurs de CHA_{30} est quasi linéaire avec l'augmentation des $Imax_{30}$. L'équation représentant la relation des variables $Imax_{30}$ et CHA_{30} avait pourtant été sélectionnée de type:

$$y = a - b^{(-c\,x)}$$

Les itérations effectuées pour minimiser les écarts et les résidus non expliqués ont pourtant conduit à l'identification des valeurs de a, b, et c, comme si cette relation de $Imax_{30}$ et de CHA_{30} pour les MES était linéaire. Il faut donc croire que les processus d'accumulation des MES sont importants et que les charges lessivées sont fonction d'un autre phénomène comme la capacité de transport par la lame ruissellée.

Pour les figures A.10 à A.12, les relations des métaux avec $Imax_{30}$ semblent linéaires, comme dans le cas des MES. Cela peut ajouter à l'hypothèse d'une adsorbtion de ces métaux sur les MES.

4 Conclusion

Les résultats présentés ici devront être validés par des campagnes de caractérisation adaptées à la gestion en temps réel. De telles campagnes devraient avoir lieu en 1988 et 1989 à la CUQ, ville de Laval et à la CUM.

Ces résultats peuvent cependant être utilisés pour fournir une meilleure appréciation des variations de la qualité des eaux usées en temps de pluie, tel que nous l'avons montré au tableau A.1 .

A N N E X E 5

IMPORTANCE RELATIVE DES ÉVÉNEMENTS PLUVIEUX

SELON LA HAUTEUR DE PLUIE TOMBÉE

DESCRIPTION DES PLUIES DE PROJET

Dans ce document, nous avons démontré que les événements fréquents pouvaient être une source de problèmes environnementaux et expliquer une persistance de la détérioration du milieu récepteur entre les événements pluvieux.

La figure A.13 présente l'histogramme des pluies observées sur une période de cinq ans pour la région de la Ville de Québec selon la hauteur de pluie tombée. Nous pouvons remarquer que plus de 95 % des événements pluvieux ont une hauteur totale tombée inférieure à la pluie de projet identifiée dans ce document comme étant de récurrence une fois/saison estivale.

Le tableau A.3 fournit une description des pluies de projets, dont nous avons discuté dans ce document. Les hyétogrammes y sont présentés.

TABLEAU A.3 Description des pluies de projet sélectionnées

Fréquence		1/saison	2/saison	1/mois	2/mois	1/semaine
	ti=	I(mm/h)	I(mm/h)	I(mm/h)	I(mm/h)	I(mm/h)
t0=00h00	0	0	0	0	0	0
	5	3.1	6.1	3.1	3.1	2.7
	10	0	0	0	0	2.7
	15	0	9.2	1.5	0	0
	20	0	0	1.5	0	2.7
	25	3.1	0	12.2	0	2.7
	30	3.1	0	13.7	0	0
	35	0	6.1	15.2	3.1	5.3
	40	6.1	12.2	15.2	6.4	0
	45	0	3.1	7.6	12.7	5.3
	50	0	0	6.1	9.4	2.8
	55	3.1	3.1	6.1	6.4	6.9
	60	0	0	0	9.4	6.9
	65	0	0	0	6.4	2.8
	70	0	0	4.8	6.4	2.8
	75	0	21.3	0	12.7	0
	80	0	0	0	3.1	0
	85	0	12.2	3.1	0	0
	90	3.1	21.3	0	0	0
	95	0	0	3.1	3.1	0
	100	0	0	0	0	0
	105	6.1	3.1	0		0
	110	15.2	0	0		0
	115	33.5	0	0		0
	120	15.2	0	0		0
	125	9.1	0	0		2.8
	130	36.6	0	6.1		0
	135	6.1	0	0		0
	140	0	0			2.8
	145	3.1	0			2.8
	150	0	0			0
	155	0	18.3			2.8
	160	3.1	0			2.8
	165	3.1	3.1			0
	170	12.2	0			
	175	18.3				
	180	0				
	185	0				
Imax		36.6	21.3	15.2	12.7	6.9
durée		180	170	135	100	165
h totale		15.2	9.9	8.2	6.9	4.8

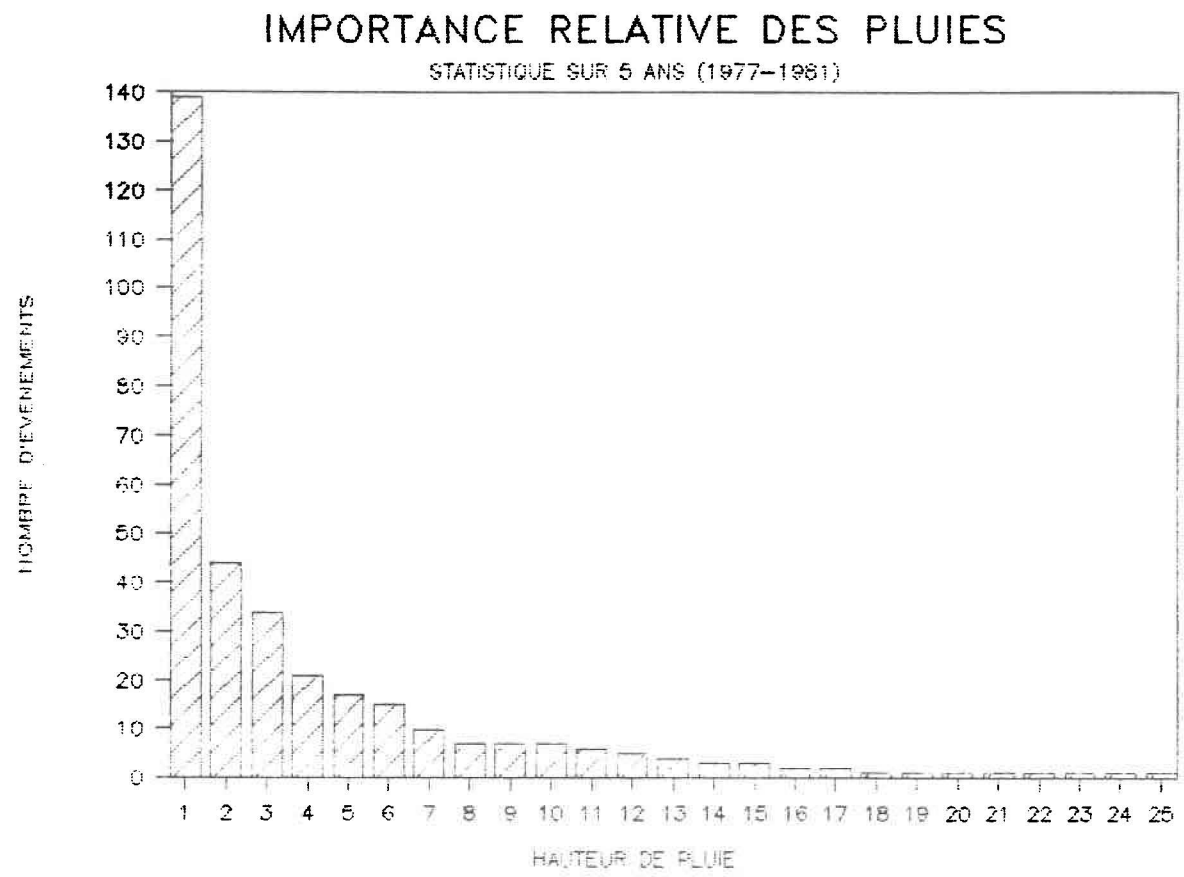

IMPORTANCE RELATIVE DES PLUIES
STATISTIQUE SUR 5 ANS (1977-1981)
NOMBRE D'EVENEMENTS
140
130
120
110
100
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25
HAUTEUR DE PLUIE

Figure A.13