

Université du Québec
INRS-Eau

**RÉFLEXION MODERNE SUR LA GESTION DE L'EAU EN MILIEU URBAIN :
MODÉLISATION HYDRO-BIO-CHIMIQUE DU
BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES**

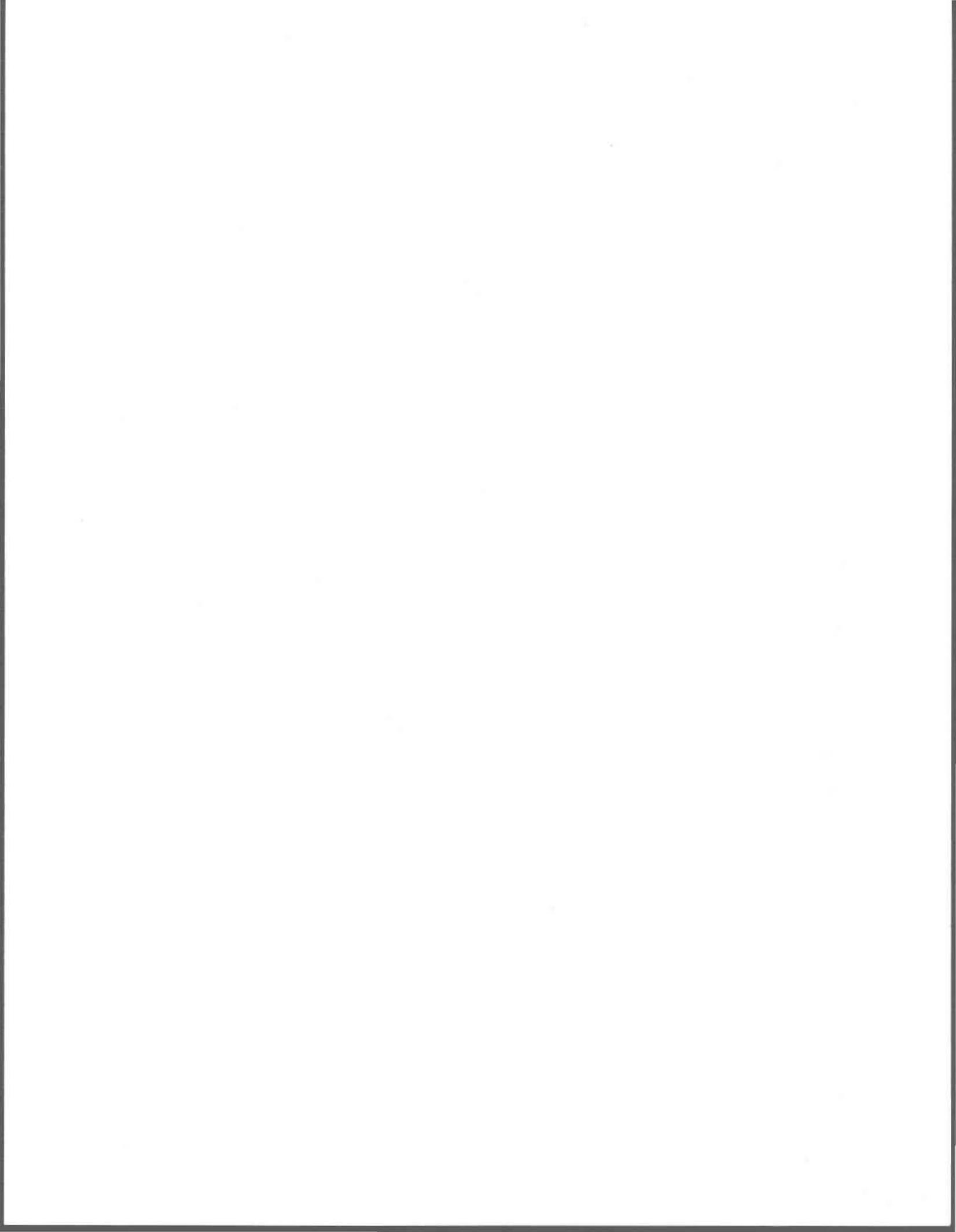
Par
Luc Vescovi

Thèse
présentée pour l'obtention
du grade de Philosophiæ doctor (Ph.D.)
en Sciences de l'eau

Jury d'évaluation

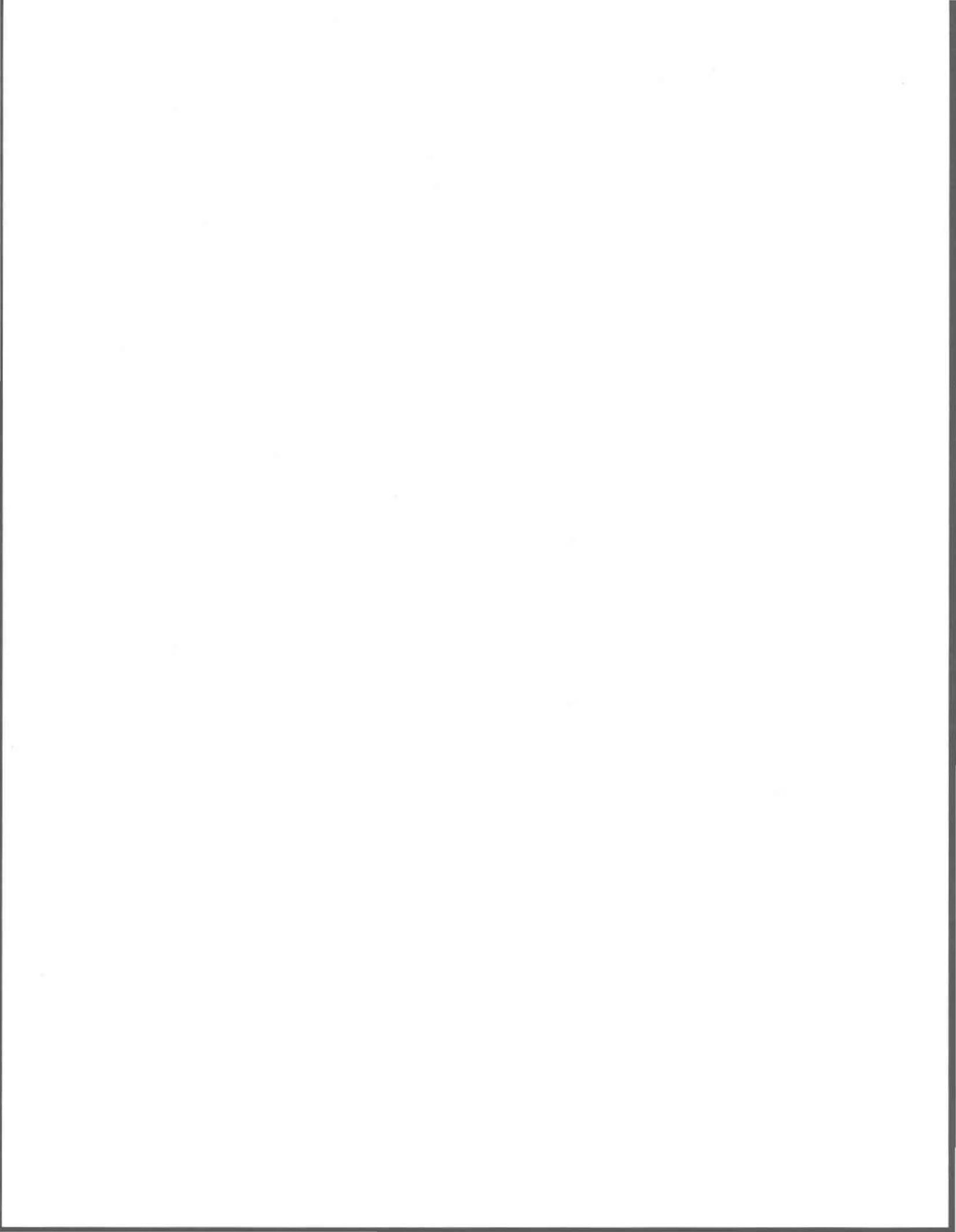
Président du jury et examinateur externe	Dr. Pierre Hubert Centre d'Informatique Géologique École Nationale Supérieure des Mines de Paris
Examineur externe	Dr. Paul Wisner Wisner Hydrology Consulting Toronto, Ontario
Examineur interne	Dr. Alain N. Rousseau INRS-Eau Université du Québec
Directeur de recherche	Dr. Jean-Pierre Villeneuve INRS-Eau Université du Québec

Thèse soutenue le 6 janvier 1998



*« Il faut que les lois se
rapportent au modèle de la
raison et à la nature des
choses. »*

Mirabeau H.G.R. (1749-1791)



REMERCIEMENTS

Je veux remercier tous ceux qui de près ou de loin m'ont apporté leurs soutiens scientifique, technique et moral durant mes quatre années de doctorat passées à l'INRS-Eau. Je garderai de cette époque un souvenir inoubliable et très enrichissant tant du point vu scientifique que personnel.

Je remercie, en particulier, mon directeur de recherche le professeur Jean-Pierre Villeneuve de m'avoir offert l'opportunité de vivre cette expérience unique.

Je tiens à remercier tous les membres du jury, soit monsieur Paul Wisner, de Wisner Hydrology Consulting, monsieur Pierre Hubert de l'École des Mines de Paris, monsieur Alain N. Rousseau et monsieur Jean-Pierre Villeneuve de l'INRS-Eau pour avoir accepté de siéger sur mon comité de thèse.

Mes remerciements vont également à monsieur Alain Mailhot pour nos nombreux entretiens et tous ses conseils, à monsieur Guy Morin et madame Wanda Sochanski pour leurs conseils sur CEQUEAU ainsi qu'à monsieur Hervé Léville pour son aide lors de l'utilisation de ce modèle.

Enfin, un grand merci à Kateri, ma compagne, pour son soutien et sa patience ainsi qu'à mes parents pour leur soutien à distance depuis l'Europe.



RÉSUMÉ

Le Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF) vient de sortir un atlas cartographique du bassin versant fortement urbanisé de la rivière Saint-Charles qui propose des objectifs et des moyens pour parvenir à une gestion intégrée de ce bassin. Dans le cadre de cette thèse, l'approche par bassin versant pour gérer l'eau dans le contexte urbain du Québec est présentée. On part, en effet, du principe que le milieu urbain, composé de ses bassins versants urbains, fait partie intégrante d'un bassin versant hydrologique plus vaste. Même en contexte urbain, le bassin versant peut être considéré comme l'unité territoriale de base pour tisser des liens entre les agences ou groupes professionnels responsables de la gestion d'un secteur de l'eau.

Deux objectifs principaux sont visés : (1) proposer un protocole de gestion intégrée de l'eau en milieu urbain et (2) montrer la pertinence d'utiliser des modèles déterministes comme outils de diagnostic pour préparer la mise en place d'un tel mode de gestion de l'eau. Pour concrétiser cette réflexion, un troisième objectif est dessiné. Il concerne la modélisation, avec des outils existants et des données disponibles, du cycle hydro-bio-chimique d'un bassin versant fortement urbanisé au Québec ; celui de la rivière Saint-Charles.

Le protocole de gestion intégrée qui est proposé comporte cinq phases principales. La première phase concerne l'exécution d'études de diagnostic qui tentent de comprendre l'ensemble des processus impliqués et d'identifier les problèmes (et les causes) dans le bassin versant et le milieu urbain. La deuxième phase concerne l'élaboration de solutions dites intégrées, c'est-à-dire devant être élaborées par les différents responsables de la gestion de l'eau lors d'un processus consensuel de prise de décision auquel la population est partie prenante. La troisième phase concerne la planification de la réalisation des schémas et des plans d'action (obtention des permis et approbations nécessaires). La quatrième phase concerne l'implantation d'un schéma de gestion intégrée incluant les plans d'action (construction, rénovation, aménagements d'infrastructures, de réseaux,...). Enfin, la cinquième phase concerne l'opération, la maintenance des aménagements et des infrastructures construits lors de la phase précédente. C'est également lors de cette phase qu'est mené un suivi régulier de l'état d'avancement de la gestion intégrée du bassin et des actions qui ont été prises.

De nombreux outils existent pour établir les diagnostics réalisés lors de la première phase citée ci-dessus. Les systèmes informatisés, qui intègrent des modèles environnementaux, des bases de données ainsi qu'un Système d'Information Géographique (SIG), sont parmi ceux-ci. La question qui se pose concerne la pertinence d'utiliser de tels outils pour diagnostiquer le cycle hydro-bio-chimique de bassins versants fortement urbanisés au Québec en vue de préparer leur plan de gestion intégrée.

Cette thèse présente une réflexion dans ce sens et une étude de cas concernant le bassin de la rivière Saint-Charles fait l'objet d'un chapitre à part entière. La rivière Saint-Charles est un petit affluent du fleuve Saint-Laurent qui traverse la Communauté Urbaine de Québec (CUQ). La qualité de ses eaux est fortement influencée par les débordements du réseau d'égout unitaire de la CUQ. La démarche de modélisation est réalisée à l'aide des données existantes sur le bassin versant. Elle a été pensée de façon à utiliser de manière efficiente ces données. Les débits sur le bassin sont obtenus à l'aide du modèle CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) qui a été calé sur douze années de données journalières. Les deux variables de qualité qui ont été simulées à l'aide du modèle QUAL2E (Brown *et al.*, 1987) sont les coliformes fécaux et la Demande Biochimique en Oxygène (DBO). Parmi les variables de qualité des eaux de surface les plus pertinentes dans le contexte d'un bassin versant fortement urbanisé, seul les deux citées ci-dessus (les coliformes fécaux et la DBO) possèdent suffisamment de données observées pouvant être comparées aux simulations. Pour intégrer l'incertitude sur les paramètres de dégradation et les données d'entrée de QUAL2E (débit de CEQUEAU, concentration en coliformes et DBO provenant des stations de qualité), trois mille simulations Monte Carlo ont été réalisées. Tout l'intervalle des paramètres proposé par les auteurs de QUAL2E a été considéré. Le choix d'une valeur du paramètre est fait au hasard en suivant une loi normale. La loi est centrée sur la valeur au milieu de l'intervalle et l'écart type est pris de façon à atteindre les valeurs aux limites de l'intervalle. Par ailleurs, les variations des débits d'entrée et des concentrations en DBO et coliformes ont été arbitrairement fixées à 20%.

Les résultats des simulations de CEQUEAU sont bons pour la partie amont du bassin. Ils le sont moins pour les bassins des principaux tributaires et en particulier la rivière Lorette. Cette constatation résulte de la forte influence anthropique sur la gestion du cycle de l'eau, de la complexité des processus hydrologiques en milieu urbain et du manque de données observées. Les simulations de l'hydraulique de la rivière Saint-Charles, en

régime permanent, avec QUAL2E montrent l'impact sur plusieurs kilomètres de la prise d'eau. Cet impact est surtout marqué lors des périodes d'étiage prononcé. En ce qui concerne les simulations de la qualité avec QUAL2E, les résultats respectent l'ordre de grandeur des valeurs observées sur la partie amont de la rivière. En aval, les résultats de simulations sont très éloignés des valeurs observées. Une hypothèse possible pouvant expliquer ces différences est l'omission de sources de pollution dans la partie urbanisée. Ces sources de pollution affectent en permanence la qualité de l'eau de la rivière. Le bilan qualitatif est amélioré lorsqu'on élabore des scénarios à partir desquels des sources de polluants sont ajoutées. La masse de polluants ajoutée est équivalente au vingtième de celle transportée en moyenne par temps sec dans un réseau d'égout rejeté au niveau de chaque régulateur. D'autres scénarios appuient le fait que pour améliorer la qualité de la rivière Saint-Charles, il faut à la fois éliminer les sources de contaminations permanentes à la rivière et assainir les tributaires dont en particulier les rivières Lorette et Duberger. Ces scénarios montrent aussi que l'objectif de qualité de 200 col./100ml est difficile à atteindre dans la partie fortement urbanisée de la rivière Saint-Charles. À des fins de gestion de cette partie de la rivière, l'utilisation de l'objectif de 1000 col./100ml semble plus réaliste.

Il est difficile d'avoir une connaissance fine des phénomènes naturels avec la démarche proposée, car il y a trop de simplifications et trop peu de données observées. Cette approche a toutefois le mérite de poser les jalons d'une modélisation du bassin versant de la rivière Saint-Charles. Pour la première fois, le modèle CEQUEAU a été testé dans le contexte d'un bassin versant québécois fortement urbanisé ; celui de la rivière Saint-Charles. Pour la première fois également, le modèle QUAL2E a été testé sur ce même bassin. La démarche de modélisation proposée a permis de faire un lien entre ces deux modèles et de réfléchir sur la signification des résultats obtenus. Cette étude a aussi le mérite d'avoir inclus une analyse des incertitudes liées aux résultats de simulations. En résumé, la démarche est satisfaisante pour l'amont du bassin. En ce qui concerne l'aval du bassin la représentativité des résultats est plus incertaine pour les raisons avancées par l'étude.

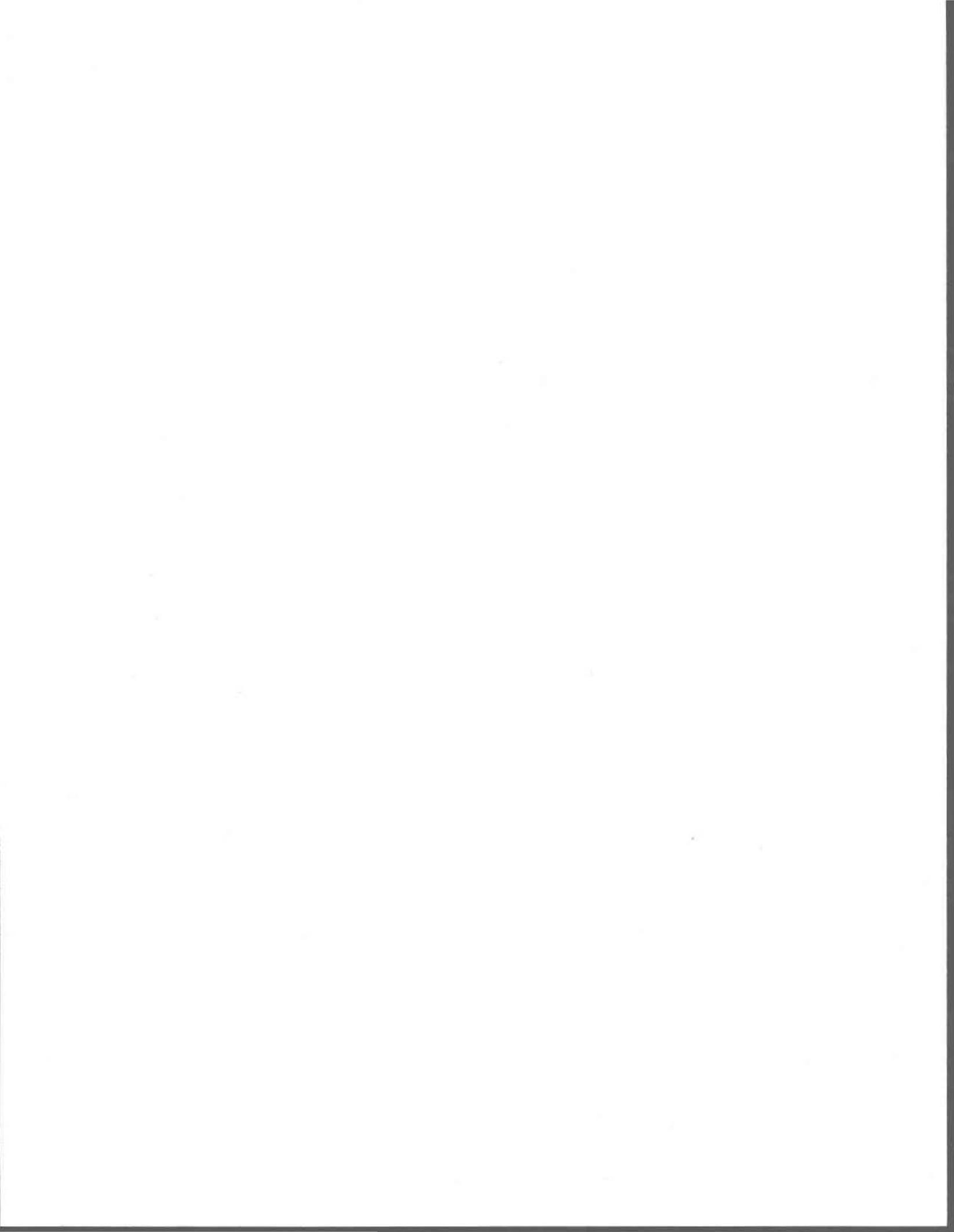


TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	i
RÉSUMÉ	iii
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES FIGURES.....	xi
LISTE DES TABLEAUX.....	xv
1. INTRODUCTION	1
1.1 Les principes de gestion intégrée	1
1.2 Les moyens et les outils d'aide à la gestion intégrée	2
1.3 Structure et originalité du travail	3
1.4 Rappel des objectifs	5
2. LA GESTION INTÉGRÉE DE L'EAU DANS LE CONTEXTE URBAIN.....	7
2.1 Le cycle de l'eau en milieu urbain	7
2.1.1 Complexité du système hydrologique urbain	7
2.1.2 La qualité des rejets et des eaux du milieu récepteur	9
2.1.2.1 Qualité des rejets de temps sec	9
2.1.2.2 Qualité des rejets de temps de pluie	10
2.1.2.3 Les impacts des rejets sur le milieu récepteur	12
2.1.3 Gestion des eaux usées et des rejets en temps de pluie	13
2.2 Les principes et conditions d'application de la gestion intégrée de l'eau en milieu urbain	16
2.2.1 Les conditions et le protocole de la gestion intégrée	16
2.2.2 Intégration	17
2.2.3 Approche par bassin versant	19
2.2.4 Approche écosystémique	22
2.3 Études de cas.....	24
2.3.1 Budapest (Hongrie)	24
2.3.2 La rivière Emscher (Allemagne).....	25
2.3.3 Le bassin de la rivière Catoma (États-Unis).....	27
2.3.4 Le bassin de la rivière Rideau (Canada).....	28
2.3.5 Le bassin de la rivière Don (Canada).....	28

2.3.6 L'état de São Paulo (Brésil)	30
2.3.7 Quelques exemples africains.....	30
2.3.7.1 Dar-Es-Salam (Tanzanie).....	31
2.3.7.2 Conakry (République de Guinée)	31
2.3.7.3 Dakar (Sénégal)	31
2.3.8 Synthèse.....	31
2.4 Les moyens existants.....	34
2.4.1 Les moyens réglementaires.....	34
2.4.1.1 Les schémas d'aménagement et de gestion des eaux	34
2.4.1.2 Les schémas d'aménagement et plans d'urbanisme des villes.....	35
2.4.1.3 Les évaluations environnementales et les autorisations de rejet	35
2.4.2 La création d'agences spécialisées et de comités de bassin	37
2.5 Proposition d'un plan de gestion intégrée de l'eau en milieu urbain	39
2.5.1 Présentation du plan.....	39
2.5.1.1 La définition des objectifs et des standards	40
2.5.1.2 La réalisation d'inventaires	40
2.5.1.3 L'analyse des données et les prévisions du plan	41
2.5.1.4 La formulation des alternatives du plan	41
2.5.1.5 La comparaison des alternatives et sélection du plan recommandé	41
2.5.1.6 La préparation du programme d'implantation	43
2.5.1.7 La réalisation du programme d'implantation	43
2.5.1.8 L'opération.....	43
2.5.2 Programme de gestion des sous bassins versants urbains	44
2.6 L'analyse hydro-bio-chimique régionale en tant qu'outil de diagnostic	45
3. MODÉLISATION HYDRO-BIO-CHIMIQUE DU BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES	49
3.1 Présentation de la région d'étude.....	49
3.1.1 Le bassin versant de la rivière Saint-Charles	49
3.1.1.1 Caractéristiques du bassin	50
3.1.1.2 Géomorphologie	50
3.1.1.3 Occupation du sol.....	51
3.1.1.4 Caractéristiques des cours d'eau du bassin	52
3.1.2 La Communauté Urbaine de Québec	53

3.1.3 Le cycle de l'eau et les contraintes environnementales	54
3.1.3.1 L'hydrologie	54
3.1.3.2 Les préoccupations environnementales	55
3.1.4 Les solutions	56
3.1.5 Vers une gestion intégrée du bassin.....	57
3.2 La modélisation.....	59
3.2.1 Approche choisie	59
3.2.2 Origine et récolte des données.....	61
3.2.3 Critères de choix des modèles.....	64
3.2.4 Description des modèles utilisés.....	66
3.2.4.1 CEQUEAU	66
3.2.4.2 QUAL2E	67
3.2.5 Modélisation hydrologique	68
3.2.5.1 Démarche de modélisation hydrologique.....	68
3.2.5.2 Calage des paramètres et optimisation	70
3.2.5.3 Résultats	73
3.2.6 Modélisation de la qualité	76
3.2.6.1 Choix des variables modélisées	76
3.2.6.2 L'option trapézoïdale de QUAL2E	77
3.2.6.3 Démarche de modélisation de la qualité.....	78
3.2.6.4 Discrétisation du réseau hydrographique	78
3.2.6.5 Les données d'entrée hydrauliques.....	79
3.2.6.6 Les données d'entrée hydrologique et de qualité	80
3.2.6.7 Estimation des paramètres.....	81
3.2.6.8 Résultats	82
3.2.6.9 Discussion.....	87
3.3 Exemples de scénarios.....	89
3.3.1 Ajout de sources polluantes.....	89
3.3.2 Réductions des concentrations dans la Lorette et la Duberger.....	92
3.3.3 Discussion	93
3.4 Discussion générale	97
4. CONCLUSION.....	101

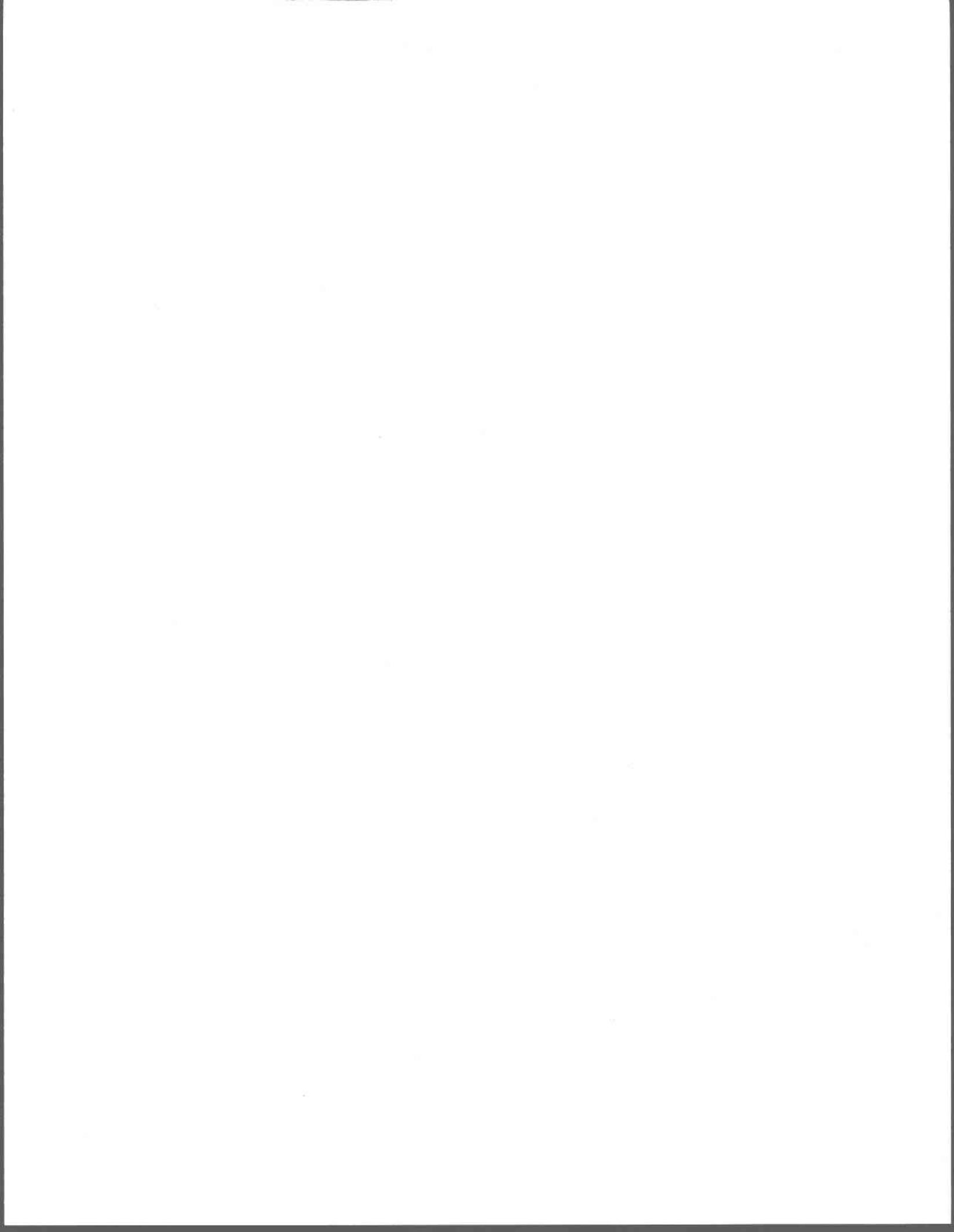
5. RECOMMANDATIONS POUR TRAVAUX FUTURS	107
5.1 Gestion intégrée des infrastructures urbaines	107
5.2 CEQUEAU et l'hydrologie en milieu urbain	107
5.3 QUAL2E en régime non permanent	109
5.4 Vers une nouvelle connaissance du bassin.....	110
5.5 Vers le développement d'études économiques à l'échelle du bassin	110
6. BIBLIOGRAPHIE	111
ANNEXE A : Méthode de calcul du MEF des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique	129
ANNEXE B : Description détaillée des modèles de qualité étudiés	137
ANNEXE C : Paramètres de la fonction de production et de Transfert de CEQUEAU ..	171
ANNEXE D : Fonction de production modifiée de CEQUEAU en milieu urbain	173
ANNEXE E : Processus hydrologiques du module IMPLND du modèle HSPF.....	177
ANNEXE F : Résultats des simulations du débit avec QUAL2E	181
ANNEXE G : Résultats des simulations des coliformes fécaux et la DBO avec QUAL2E191	
ANNEXE H : Calcul des charges polluantes (coliformes fécaux et DBO) pour les ajouts 1 et 2.....	197
ANNEXE I : Résultats des simulations issus des cinq scénarios pour les coliformes fécaux avec QUAL2E.....	201

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Le cycle hydrologique urbain	8
Figure 2.2 Échelle de temps des processus hydrologiques en milieu urbain.....	8
Figure 2.3 Échelle de temps de l'impact des rejets de temps de pluie	13
Figure 2.4 Échelle spatiale de l'impact des rejets urbains de temps de pluie	13
Figure 2.5 Description schématique des interrelations entre les processus de gestion de l'eau.....	18
Figure 2.6 Intégration des problématiques sectorielles et intégration du public	18
Figure 2.7 Les principales phases de la gestion de bassins versants en contexte urbain	21
Figure 2.8 Le bassin versant de la rivière Catoma	28
Figure 2.9 Localisation du bassin versant de la rivière Don. Politique de restauration de la région suivant le principe d'écosystèmes emboîtés	29
Figure 2.10 Principales étapes d'un plan de gestion intégrée de l'eau en contexte urbain.	42
Figure 2.11 Quelques modèles disponibles pour le cycle hydro-bio-chimique en contexte urbain.....	46
Figure 2.12 L'étude hydro-bio-chimique comme outils de diagnostic dans un contexte de gestion intégrée d'un bassin urbain	47
Figure 3.1 Bassin versant de la rivière Saint-Charles.....	49
Figure 3.2 Courbe hypsométrique.....	50
Figure 3.3 Occupation du sol du bassin versant de la rivière Saint-Charles.....	51
Figure 3.4 Profil en long de la rivière Saint-Charles	52
Figure 3.5 La communauté urbaine de Québec et son réseau d'intercepteurs	54
Figure 3.6 Facteurs influençant le débit de la rivière Saint-Charles.....	55
Figure 3.7 Système hydro-bio-chimique de la région de Québec et du bassin de la rivière Saint-Charles et organisation des modèles.....	59
Figure 3.8 Étapes de la démarche de modélisation Hydro-bio-chimique.....	59
Figure 3.9 Localisation des stations météorologiques, hydrologiques et de qualité dans le bassin de la rivière Saint-Charles.....	62
Figure 3.10 Discrétisation et sens de l'écoulement du bassin de la rivière Saint-Charles pour CEQUEAU.....	69
Figure 3.11 Débits moyens interannuels de 1982 à 1994 pour la station 050904	74
Figure 3.12 Débits journaliers à la station 050904 de 1982 à 1992 observés et calculés par CEQUEAU après calibration avec CEQUOPT	74

Figure 3.13 Débits moyens interannuels observés et calculés de 1982 à 1994 pour la station 050905	75
Figure 3.14 Débit journalier à la station 050905 de 1982 à 1992 observé et calculé par CEQUEAU après calibration avec CEQUOPT	75
Figure 3.15 Discrétisation de la rivière Saint-Charles pour le modèle QUAL2E.....	79
Figure 3.16 Schématisation du réseau hydrographique du bassin de la rivière Saint Charles pour connaître le débit dans la rivière.	80
Figure 3.17 Résultat de la simulation du débit avec QUAL2E dans la rivière Saint-Charles du 6/10/1992.	83
Figure 3.18 Résultats des calculs du débit avec QUAL2E dans la rivière Saint-Charles au niveau de la station 050904 pour les douze dates.....	83
Figure 3.19 Résultats des simulations des coliformes fécaux, de la demande biochimique en oxygène du 21/07/1993 et comparaison avec les valeurs observées ainsi que les normes de qualité.	85
Figure 3.20 Résultats des trois milles simulations Monte Carlo pour les coliformes fécaux à la station 05090003 (amont) aux douze dates disponibles et comparaison avec les données observées à plus ou moins 30%.	85
Figure 3.21 Résultats des trois milles simulations Monte Carlo pour les coliformes fécaux à la station 05090002 (aval) aux douze dates disponibles et comparaison avec les données observées à plus ou moins 30%.	86
Figure 3.22 Résultats des trois milles simulations Monte Carlo pour la DBO à la station 05090003 (amont) aux douze dates disponibles et comparaison avec les données observées à plus ou moins 30%.	86
Figure 3.23 Résultats des trois milles simulations Monte Carlo pour la DBO à la station 05090002 (aval) aux douze dates disponibles et comparaison avec les données observées à plus ou moins 30%.	86
Figure 3.24 Localisation des zones à risque où la rivière Saint-Charles est susceptible de recevoir des DRU.....	90
Figure 3.25 Discrétisation avec Qual2 en vue de la réalisation du scénario avec ajout de polluants.	90
Figure 3.26 Résultats des simulations issus des scénarios avec ajout d'une charge polluante en termes de coliformes fécaux.....	92
Figure 3.27 Résultats des simulations issus des scénarios avec ajout d'une charge polluante en terme de DBO au 19ième km	92

Figure 3.28 Résultats des 5 scénarios simulés pour les coliformes fécaux du 21/07/1993 et comparaison avec les normes de qualité	93
Figure 3.29 Pourcentage des vingt premiers km amont (à partir du lac) sous les normes de qualité pour les douze dates en fonction des cinq scénarios.....	95
Figure 3.30 Pourcentage des treize derniers km aval (jusqu'à l'embouchure) sous les normes de qualité pour les douze en fonction des cinq scénarios	96
Figure 5.1 Processus hydrologiques sur un carreau entier de CEQUEAU fortement urbanisé.....	108
Figure 5.2 Algorithme proposé du cycle hydrologique dans un carreau entier urbanisé de CEQUEAU	109



LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 États des ouvrages d'épuration dans la province de Québec.....	10
Tableau 2.2 Conditions pour la gestion intégrée de l'eau dans des pays à différents stades de développement.....	17
Tableau 2.3 Protocole de gestion intégrée environnementale.....	17
Tableau 2.4 Confrontation des études de cas de gestion intégrée en contexte urbain avec les principes modernes de gestion intégrée de l'eau	33
Tableau 2.5 Cycles quinquennaux de gestion des sous bassins urbains.....	44
Tableau 3.1 Caractéristiques des principaux affluents de la rivière Saint-Charles.	53
Tableau 3.2 Approche hiérarchique en vue de l'analyse de la qualité de l'eau des rivières du bassin de la Saint-Charles	60
Tableau 3.3 État des données météorologiques, hydrologiques et de qualité des rivières du bassin de la rivière Saint-Charles en 1994.....	61
Tableau 3.4 Principaux régulateurs des réseaux Ouest, Est-est, Est-ouest de la CUQ et nom du milieu récepteur touché par les débordements.....	63
Tableau 3.5 Coordonnées IJ des stations réelles, fictives, de l'embouchure et du module Exubis en vue de la modélisation avec CEQUEAU.....	69
Tableau 3.6 Paramètres optimisés du modèle CEQUEAU pour le bassin de la rivière Saint-Charles	72
Tableau 3.7 Résultats des simulations après calage des paramètres avec CEQUOPT ...	75
Tableau 3.8 Données hydrauliques des principaux tronçons utilisées avec Qual2e.....	79
Tableau 3.9 Calculs des différents débits d'entrée pour le modèle de qualité des eaux et estimations des concentrations avec Qual2e.....	81
Tableau 3.10 Taux de dégradation de base pris lors des simulations avec Qual2e	82
Tableau 3.11 Classement des douze dates disponibles en fonction du nombre de jour sans pluie de plus de 10mm.	87
Tableau 3.12 Débits et concentrations des sources polluantes dans les scénarios.	91
Tableau 3.13 Influence relative des sources d'erreurs lors de la modélisation hydro-bio-chimique avec CEQUEAU et Qual2e du bassin de la rivière Saint-Charles.	98



1. INTRODUCTION

1.1 Les principes de gestion intégrée

La gestion de l'eau a pour objectif d'assurer, aux hommes, une bonne qualité du milieu dans lequel ils évoluent. Pour y parvenir, les tâches sont d'assurer un bon approvisionnement (tant quantitatif que qualitatif) en eau potable, protéger la population contre les inondations, évacuer les eaux usées pour préserver une bonne hygiène, garantir un bon développement économique de la région. C'est pourquoi, la majorité des pays s'est doté d'une législation pour réglementer la gestion de l'eau. Citons, par exemple, la France où est née, en 1964, la Loi sur l'eau de 1964, (Loi no 64/1245, 1964) et les États-Unis où est né, en 1972, le «Federal Water Pollution Control Act Amendment of 1972» (FWPCA-72) plus connu sous le nom de «Clean Water Act». Depuis une quinzaine d'années, une pression anthropique de plus en plus forte sur le milieu et une nouvelle notion «la protection de l'environnement» viennent bouleverser la gestion de l'eau créant le besoin de définir un nouveau mode de gestion dit intégré. Ce besoin s'est répercuté sur le plan juridique par l'introduction de nouveaux concepts dans les lois de ces pays. En France, la nouvelle Loi sur l'eau de 1992 (Loi no 92/3, 1992), qui remplace celle de 1964, introduit explicitement les principes de gestion intégrée. Ces principes concernent la création d'une structure administrative adéquate, pour tout le pays, qui permet une gestion de l'eau à l'échelle du bassin versant. Le Congrès américain a voté, en 1987, un amendement au «Clean Water Act» qui oblige les états à préparer des programmes de gestion de la pollution diffuse à l'échelle du bassin versant et des programmes de protection des estuaires. Avec cet amendement, les principes de gestion intégrée de l'eau à l'échelle du bassin versant voient le jour dès le début des années 1990. En 1991, l'Agence américaine de la protection de l'environnement (US-EPA) a émis un document qui définit une démarche de gestion de l'eau par bassin versant (Environmental Protection Agency, 1991). De plus, cette agence supporte des programmes de protection des bassins versants dans tout le pays. Ces programmes sont financés par les fonds octroyés aux états par le «Clean Water Act». La section 104(b)3 a permis de financer des projets de gestion des débordements du réseau unitaire et des eaux pluviales et la section 309 a financé des activités concernant la gestion de la pollution diffuse. À la fin des années 90, l'approche de gestion par bassin versant, aux États-Unis, s'oriente vers un désengagement des autorités fédérales et la promotion de cette approche par les états.

Les deux approches de la France et des États-Unis, citées ci-dessus, sont deux exemples de la gestion intégrée de l'eau dans des pays industrialisés. En fait, l'approche de la gestion intégrée de l'eau est propre à chaque pays (ou région du monde) où elle est développée. Toutefois, la gestion intégrée moderne de l'eau obéit à des principes universels qui peuvent être synthétisés par les points suivants :

- (1) Travailler sur un territoire unificateur cohérent,
- (2) Comprendre le fonctionnement physique, chimique, écologique et socio-économique,
- (3) Se doter d'une structure institutionnelle pour mettre en oeuvre ce type de gestion,
- (4) Se doter d'une structure réglementaire pour mettre en oeuvre ce type de gestion,
- (5) Définir des objectifs consensuels avec tous les utilisateurs,
- (6) Intégrer la population dans les processus de décision,
- (7) Innover sur le plan technologique,
- (8) Développer des solutions techniques intégrées.

Ces principes, qui représentent le plus petit dénominateur commun de tout plan de gestion intégrée dans le monde, doivent être adaptés aux conditions environnementales et socio-économiques locales. Des adaptations doivent être faites dans les pays en voie de développement et ceux qui sortent d'un système politique communiste.

1.2 Les moyens et les outils d'aide à la gestion intégrée

Les moyens pour parvenir à une gestion intégrée de l'eau sont (1) le développement de schémas directeurs qui intègrent les principes de gestion intégrée et qui clarifient les options d'aménagement, les coûts financiers et environnementaux, (2) le développement d'une stratégie d'aide à la décision qui clarifie le rôle des acteurs (gouvernements, agences, services publics, usagers, population,...), l'utilisation de nouveaux outils d'aide à la décision et une stratégie de financement innovatrice.

Pour que ces moyens soient efficaces, une bonne connaissance du système à gérer et de ses composantes principales est indispensable. En ce qui concerne la connaissance du cycle de l'eau, les méthodologies permettant un diagnostic de l'état de santé des bassins versants sont recommandées. De nombreux outils existent pour comprendre le fonctionnement physique, chimique, écologique socio-économique du bassin versant. Les modèles hydrologiques, les

modèles de qualité des eaux de surface, les systèmes d'information géographique sont de plus en plus conviviaux. Leur développement actuel va vers une intégration de plusieurs d'entre eux pour répondre à plusieurs problèmes qui se passent à l'échelle du bassin versant.

De plus, la réussite d'une gestion intégrée ne va pas sans une «planification démocratique» qui ne découle pas des seuls modèles mathématiques. La gestion intégrée des ressources hydriques ne saurait se réaliser sans la participation de tous les acteurs concernés dont la population. Il existe de nombreuses méthodes pour construire des processus de décision publique qui recherchent le consensus. Ces méthodes sont couramment employées, avec succès, dans les pays consensuels d'Amérique du Nord. Leur utilisation dans d'autres pays, dont la tradition de l'administration est moins consensuelle (i.e. : tradition régaliennne en France), est encore marginale.

Au Québec, la gestion intégrée de l'eau à l'échelle du bassin versant est sur la bonne voie. Une étude pilote est actuellement menée dans le bassin de la rivière Chaudière, par un COmité régional de BAssin de la RIvière Chaudière (COBARIC, 1996). Le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec vient également de sortir un atlas cartographique du bassin versant de la rivière Saint-Charles qui propose des objectifs et des moyens pour parvenir à une gestion intégrée du bassin versant de la rivière Saint-Charles (Gerardin, 1997).

De plus, un système informatisé, du nom de GIBSI (Gestion Intégrée des Bassins par un Système Informatisé) qui intègre des modèles environnementaux, des bases de données ainsi qu'un SIG est en voie de développement (Villeneuve *et al.*, 1996a). Ce système, construit par l'Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-Eau) en collaboration avec le Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) est également appliqué sur le bassin versant de la rivière Chaudière. Il est développé pour devenir un outil convivial d'aide à la gestion intégrée de l'eau à l'échelle du bassin versant.

1.3 Structure et originalité du travail

Au Québec, les zones urbaines ne représentent, à l'échelle de la province, qu'une très petite portion du territoire. Toutefois, elles sont très étendues et exercent une forte pression environnementale sur le milieu récepteur aquatique. Les besoins de gérer la ressource eau selon des principes modernes de gestion intégrée sont réels dans un contexte urbain. Une

adaptation de ces principes pour le contexte urbain est actuellement, en 1997, en cours de définition.

Nous nous proposons, dans le cadre du chapitre 2 de cette thèse, de définir les besoins et les concepts modernes de la gestion intégrée de l'eau en milieu urbain. Pour positionner cette proposition de gestion intégrée de l'eau en milieu urbain par rapport au contexte international, nous présentons quelques exemples, de ce type de gestion, actuellement réalisés à travers le monde. Puis, nous montrons dans quelle mesure tout plan de gestion intégrée est précédé d'un diagnostic de la région et de la ressource à gérer. Nous proposons l'analyse hydro-bio-chimique comme outil de diagnostic d'aide à la gestion intégrée de l'eau en milieu urbain. Cette analyse est réalisée à l'aide de modèles hydrologiques et de qualité déterministes. Son utilité dans l'application des plans de gestion intégrée de l'eau au Québec et en particulier dans le contexte urbain est également discutée.

Afin de mettre en pratique les concepts, une application au cas du bassin de la rivière traversant la région urbaine de la ville de Québec est réalisée. Elle fait l'objet du chapitre 3 qui met de l'avant l'importance de l'étude hydro-bio-chimique du bassin versant de la rivière Saint-Charles. Pour réaliser cette étude, une méthodologie a été développée. Les outils utilisés sont le modèle hydrologique CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) et le modèle de qualité QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987).

L'originalité de cette thèse est fondée sur la réflexion, développée dans le chapitre 2, concernant une définition moderne, basée sur l'intégration de la notion de bassin versant et la relation amont-aval de tout impact sur le milieu récepteur aquatique, de la gestion intégrée de l'eau en milieu urbain. En ce qui concerne l'étude de cas sur la rivière Saint-Charles présentée dans le chapitre 3, son originalité réside dans les liens que nous avons établis entre les outils pour réaliser une analyse hydro-bio-chimique efficiente de la région avec des données existantes. Pour la première fois, une modélisation déterministe de la rivière Saint-Charles et de son bassin versant a été réalisée. La difficulté a été de modéliser les processus hydrologiques et surtout bio-chimiques ainsi que de lier le modèle hydrologique, (le modèle conceptuel CEQUEAU) et les modèles de simulation du comportement des contaminants dans les hydrosystèmes de surface (QUAL2E). Les processus bio-chimiques étudiés sont ceux de la bactériologie et la demande biologique en oxygène.

1.4 Rappel des objectifs

- Développer un protocole moderne de gestion intégrée de l'eau en contexte urbain,
- Réfléchir sur le rôle de la modélisation déterministe comme outil de diagnostic d'un bassin versant fortement urbanisé, pour préparer la mise en place d'un plan de gestion intégrée,
- Modélisation hydro-bio-chimique du bassin versant de la rivière Saint-Charles avec les données disponibles.



2. LA GESTION INTÉGRÉE DE L'EAU DANS LE CONTEXTE URBAIN

2.1 Le cycle de l'eau en milieu urbain

2.1.1 Complexité du système hydrologique urbain

Bien qu'il y ait autant de système hydrologique urbain qu'il y a de communautés urbaines dans le monde, l'étroitesse des liens entre les infrastructures urbaines et les compartiments du milieu naturel constitue une caractéristique universelle fondamentale. Les infrastructures urbaines concernent les conduites d'eau potable, celles du réseau d'égout, les usines de traitement d'eaux potables et usées ainsi que les surfaces imperméables. Les compartiments du milieu naturel sont : l'atmosphère, les nappes souterraines, et les hydrosystèmes de surface. Le fonctionnement du système hydrologique urbain est très différent par temps sec et par temps de pluie.

Comme le montre la Figure 2.1, les réseaux d'assainissement et de distribution pour l'eau potable ainsi que les réseaux d'évacuation et d'épuration des eaux usées sont les compartiments principaux des systèmes hydrologiques urbains. Les réseaux d'assainissement et de distribution pour l'eau potable mettent en relation le milieu naturel (nappe souterraine, eaux de surface) avec le milieu urbain à travers la production et la consommation d'eau potable. Les réseaux d'évacuation et d'épuration des eaux usées mettent en relation le milieu récepteur et le milieu urbain à travers les eaux usées et les eaux pluviales. Par temps de pluie, le ruissellement sur les surfaces imperméables (chaussées, toits...) est un processus de transport important. Une partie de cette eau est captée par le réseau d'égout unitaire ou séparatif, une autre est évacuée directement dans le milieu récepteur. Ce ruissellement entraîne, dans le milieu récepteur, une augmentation rapide du débit de pointe de crue.

La difficulté de bien comprendre le fonctionnement du cycle hydrologique en milieu urbain provient des différentes échelles spatiales et temporelles auxquelles les processus se déroulent dans chaque compartiment. Les caractéristiques hydrologiques (durée de

l'événement, débit,...) des rejets urbains, sont très diversifiées. Les processus sont relativement rapides en ce qui concerne les eaux de surface et relativement lent dans les eaux souterraines (Figure 2.2).

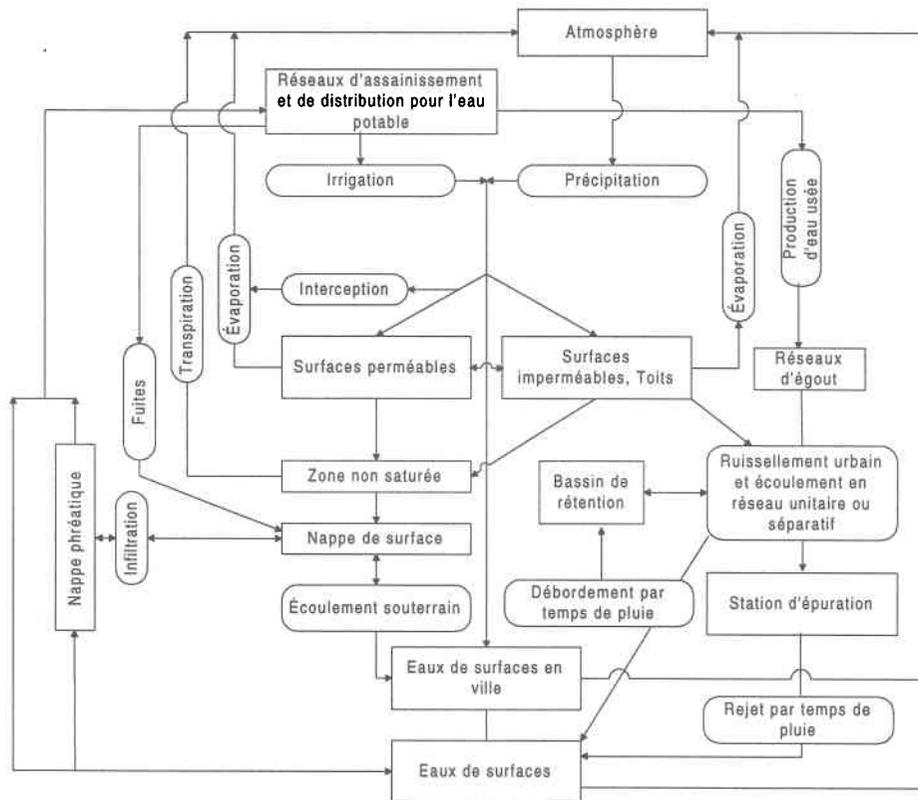


Figure 2.1 Le cycle hydrologique urbain (adapté de : van de Ven, 1990). Les rectangles représentent les compartiments du milieu naturel et les infrastructures urbaines. Les ovales représentent les processus qui lient ces compartiments et ces infrastructures.

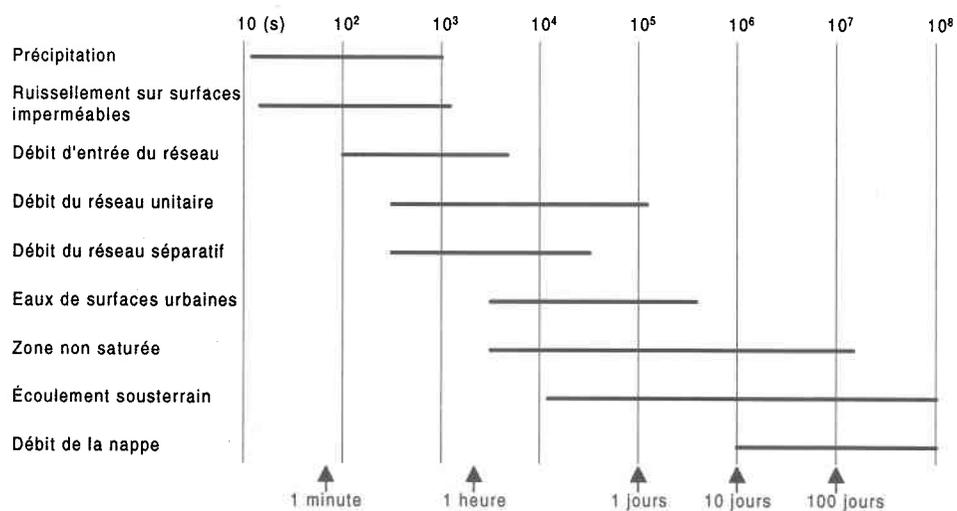


Figure 2.2 Échelle de temps des processus hydrologiques en milieu urbain (adapté de van de Ven, 1990).

2.1.2 La qualité des rejets et des eaux du milieu récepteur

La qualité des rejets urbains est influencée par des phénomènes qui diffèrent par temps sec et temps de pluie. Les rejets par temps sec sont relativement simples à recenser. Il s'agit généralement des rejets des stations d'épuration et des rejets industriels. Plus difficiles à estimer, toutefois, sont les rejets domestiques non raccordés, les mauvais branchements, les fuites du réseau d'égouts se retrouvant dans le milieu récepteur. La qualité des rejets par temps de pluie est très difficile à appréhender. Elle dépend du réseau d'égouts (unitaire ou séparatif) en place. Par temps de pluie, la qualité des rejets est influencée par les débordements du réseau unitaire (mélange d'eau usée et d'eau ruisselée), les eaux pluviales (réseaux séparatifs), les eaux pseudo-pluviales (Valiron et Tabuchi, 1991). Ces dernières sont des eaux pluviales polluées par des eaux usées à cause de mauvais branchements.

2.1.2.1 Qualité des rejets de temps sec

La qualité des effluents de stations d'épuration municipales dépend de la taille de l'installation, du volume à traiter, du type de traitement et du rendement d'épuration. La qualité des rejets industriels est propre à chaque industrie. À titre d'exemple, pour la région urbaine de Québec, les effluents sont traités par deux stations d'épuration et sont rejetés dans le fleuve Saint-Laurent par deux diffuseurs (Ouest et Est).

En général la qualité d'un effluent est caractérisée par sa charge polluante en termes de nutriments (azote, phosphore), sa toxicité (i.e. les métaux lourds) et sa biodégradabilité (DBO_5). Les variables de qualités contrôlées aux stations Est et Ouest de la CUQ sont la DCO, la DBO_5 , les MES, les orthophosphates ($O-PO_4$), le phosphore total, le NH_4^+ , l'azote Kjeldal, les nitrites et nitrates. En ce qui concerne les rejets au fleuve, les variables utilisées dans les rapports du service de l'environnement (Service de l'environnement de la Communauté Urbaine de Québec, 1995) sont la DBO_5 et les MES.

Au Québec, 304 stations d'épuration ont été construites entre 1978 et 1993, dans le cadre du Programme d'Assainissement des Eaux usées du Québec (PAEQ). À l'échelle de la province, les stations de traitement des eaux usées les plus importantes, en terme de débit d'eau usée traité sont ; une station de type physico-chimique (celle de la Communauté Urbaine de Montréal) deux de types biofiltration (celles de la Communauté Urbaine de Québec) ainsi qu'une de type boues activées (celle de la Communauté

Urbaine de l'Outaouais). Ces quatre stations, à grande capacité de traitement, traitent plus de 55% des eaux usées du Québec. À l'échelle de la province, 35% du débit d'eau usée est traité par des ouvrages ayant des capacités de traitement entre 5000 m³/j et 99 999 m³/j. Ces ouvrages représentent moins de 20% du nombre total des ouvrages. Par ailleurs, environ 10% du débit des eaux usées est traité par des ouvrages ayant des capacités de traitement entre 750 m³/j et 4999 m³/j. Ces petites stations qui représentent environ 80% du nombre d'ouvrages au Québec sont en grande majorité des étangs aérés (Tableau 2.1).

Tableau 2.1 État des ouvrages d'épuration dans la province de Québec (Source : INRS-Eau, 1994)

Traitement	Nombre d'installations	% du nombre total	Population (Pop.)	% Pop. / Pop. Totale	Volume (Vol.)	% Vol/Vol. Total
physico-chimique	2	1.2	1235000	43.3	172730	57.7
Boues activées	27	15.7	616632	21.6	483871	16.2
Biofiltration	4	2.3	559400	19.6	423855	14.2
Biodisques	4	2.3	3856	0.2	3125	0.1
Étangs aérés	135	78.5	437519	15.3	354625	11.8

2.1.2.2 Qualité des rejets de temps de pluie

Pour estimer la qualité des rejets urbains de temps de pluie, il faut distinguer les surverses unitaires (débordement du réseau unitaire) et les rejets pluviaux.

- **Les surverses unitaires**

Les substances polluantes présentes dans les eaux des surverses unitaires sont celles qui proviennent directement des eaux usées domestiques, industrielles. La pollution qui ne provient pas des eaux usées peut provenir du ruissellement sur les surfaces urbaines, de l'érosion de particules déposées dans les collecteurs et de l'arrachement de la couche visqueuse (biofilm).

Il est difficile de connaître la provenance d'un polluant des eaux de débordement. À titre d'information, les résultats des travaux de Mouchel (1994), portant sur la quantité de pollution déversée par un déversoir d'orage en région parisienne (à Clichy) durant les étés de 1991 et 1992, indiquent que la contribution de la DBO₅ des eaux usées aux

déversements échantillonnés est au maximum de 20 tonnes pour chaque déversement (quantité jugée faible par l'auteur), le reste provient essentiellement des dépôts de matières fines dans le réseau. La contribution de la DBO₅ des eaux de ruissellement est faible. Par contre, ces dernières contribuent fortement à la quantité des MES déversée (près de 50% en moyenne et 100% pour les pluies les plus fortes). Mouchel (1994) va jusqu'à émettre l'hypothèse que les eaux déversées en temps de pluie sont essentiellement des eaux usées auxquelles s'ajoutent des matières en suspension.

La qualité des eaux des surverses unitaires est caractérisée par une DBO₅ élevée, une importante pollution organique et bactériologique, la présence de métaux lourds (plomb, cadmium,...) et de diverses substances organiques, dissous et adsorbés sur les matières en suspension. Toutes ces substances ont des effets non négligeables sur le milieu récepteur.

- **Les eaux pluviales**

Pendant longtemps le réseau séparatif fut considéré comme le moyen à mettre en place pour limiter la pollution due aux surverses unitaires. Toutefois, les eaux pluviales peuvent contaminer fortement le milieu récepteur. En 1995, un recensement des principaux polluants présents dans les eaux pluviales, a été réalisé (Makepeace *et al.*, 1995). Ce recensement est basé sur une revue de la littérature aussi exhaustive que possible. Il apparaît que les contaminants présents dans les eaux pluviales étant les plus critiques pour la santé publique sont les solides en suspension, l'aluminium, le chlore, le chrome, le fer, le plomb, le manganèse, le mercure, les hydrocarbures polycycliques aromatiques, le benzo(a)pyrène, le tetrachloroéthylène, les coliformes fécaux, les streptocoques fécaux. Les polluants les plus néfastes à la vie aquatique sont les solides totaux, les solides en suspension, l'aluminium, le beryllium, le cadmium, le chlore, le cuivre, le chrome, le fer, le plomb, le mercure, l'argent, le zinc, le l'oxygène dissous, le biphenyl polychloré, le phtalate, γ -BHC, le chlordane, l'epoxide heptachlore. Cette étude met de l'avant les lacunes de la recherche sur les eaux pluviales dont en particulier le manque de connaissance sur la spéciation des métaux lourds dans les eaux pluviales et leur toxicité. Elle montre le manque de données disponibles sur la contamination bactériologique des eaux pluviales.

2.1.2.3 Les impacts des rejets sur le milieu récepteur

Les impacts des rejets urbains par temps de pluie sont immédiats (échelle temporelle de la minute à sept jours) et chroniques (échelle des années et décennies) (Figure 2.3). De plus, la portée spatiale de l'impact varie en fonction du type de polluant considéré (Figure 2.4). En regardant la Figure 2.4, si on se place à l'échelle régionale du sous-bassin ou de petits bassins versants (échelle de travail de l'étude de cas sur le bassin de la rivière Saint-Charles), les polluants dont l'impact est visible sont les bactéries, les MES, l'oxygène dissous, les nutriments et les sels dissous.

Les impacts des surverses unitaires (débordement de réseau unitaire) sont de divers types (Lavallée, 1989).

- (1) **Les impacts d'ordre esthétique** sont causés par des flottants et des mauvaises odeurs causées, entre autres, par la dégradation de la matière organique contenue dans les sédiments.
- (2) **Les impacts d'ordre physico-chimique** sont causés par l'arrivée soudaine d'une grande quantité d'eau (choc hydraulique), par une décharge instantanée d'une grande quantité de polluants et par une remise en suspension des sédiments. La manifestation la plus évidente d'un débordement est le déficit brutal en oxygène dans le milieu récepteur.
- (3) **Les impacts d'ordre biologique** concernent, entre autres, le colmatage des branchies des poissons, la perturbation des habitats et des frayères.
- (4) **Les impacts d'ordre bactériologique** sont causés par la présence d'eaux usées domestiques dans le mélange formé avec les eaux de drainage de surface par temps de pluie.

Comme expliqué dans le chapitre 3, en ce qui concerne le bassin versant de la rivière Saint-Charles, les débordements du réseau unitaire sont responsables de la dégradation du milieu récepteur.

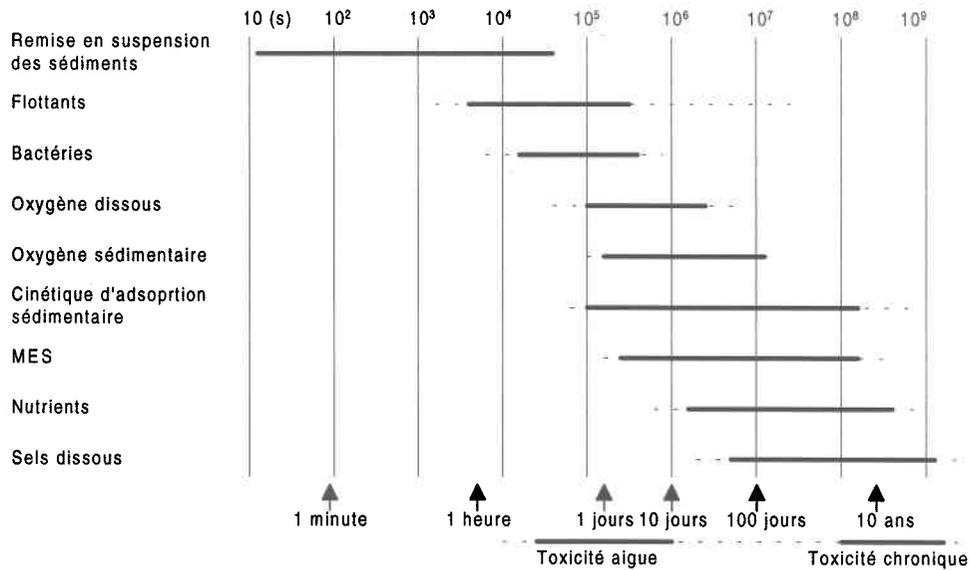


Figure 2.3 Échelle de temps de l'impact des rejets de temps de pluie (adapté de Van de Ven, 1990 ainsi que Valiron et Tabuchi, 1991).

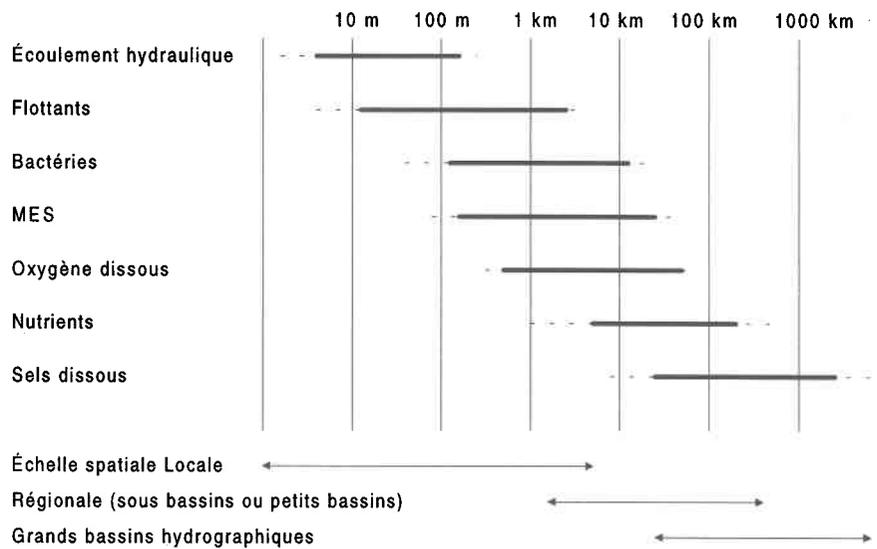


Figure 2.4 Échelle spatiale de l'impact des rejets urbains de temps de pluie (adapté de Valiron et Tabuchi, 1991 ainsi que Wolf, 1992).

2.1.3 Gestion des eaux usées et des rejets en temps de pluie

D'un point de vue technique, la gestion des eaux usées en temps de pluie requiert la connaissance de :

- (1) La variation de la qualité des eaux usées en temps de pluie;
- (2) Le synchronisme entre hydrogrammes et pollutogrammes;
- (3) Les niveaux minimums, moyens, maximums des concentrations de polluants;

- (4) Les concentrations moyennes en comparaison des niveaux de pollution en temps sec, avant et après la pluie;
- (5) L'influence de l'occupation du sol sur les niveaux moyens et maximums des polluants;
- (6) La corrélation entre les concentrations de polluants avec des variables indépendantes comme l'intensité maximale (I_{max}), le volume ruisselé, le débit maximum;
- (7) La description des impacts sur le milieu récepteur;
- (8) Le niveau maximum de pollution dans la rivière;
- (9) La durée de détérioration avant le retour à un état non pollué;
- (10) L'importance des phénomènes d'accumulation et de diffusion.

Au Québec, les rejets d'eaux usées font l'objet d'une procédure administrative du Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF, 1990a et b; MEF, 1991). Ils doivent répondre à des critères stricts qui veillent à la préservation du milieu récepteur et de la santé publique (MEF, 1990a). Il existe un critère de toxicité aiguë et un de toxicité chronique. De plus, pour éviter la dégradation du milieu récepteur, le ministère exige le respect des critères de qualité à l'aval immédiat des rejets liquides contenant des contaminants. Les contraintes posées par le MEF pour respecter cette exigence sont les charges tolérables de contaminants pouvant être déversées dans le milieu récepteur. La méthode employée est expliquée en Annexe A. Elle quantifie la charge tolérable associée à une qualité d'eau recherchée. Deux approches sont utilisées : (1) l'approche locale utilisée dans la majorité des cas et (2) l'approche globale qui est utilisée dans les cas du cumul de multiples charges, expression d'un problème à l'aval lointain, etc. (MEF, 1994).

Lavallée (1989) a précisé qu'en matière de gestion des débordements du réseau d'égouts en temps de pluie, il faut s'appuyer sur la notion de risque tolérable sur le milieu récepteur. La notion d'épisode de débordement tolérable est fonction des utilisations de l'eau susceptibles d'être limitées par les débordements (l'unicité de ces usages peut prioriser les secteurs géographiques d'intervention). Cette notion est aussi fonction des charges tolérables par le milieu récepteur (capacité autoépuratrice). La définition des nécessités d'intervention en matière de gestion de débordements doit se faire en respectant le risque tolérable et la procédure du MEF.

Toutefois, la question qui se pose est de savoir quel critère de qualité utiliser pour les rejets urbains intermittents ? Ellis et Hvitved-Jacobsen (1996) se sont demandés si les approches conventionnelles (par exemple celle de l'Annexe A), qui consiste à tolérer une charge maximale pouvant être déversée dans le cours d'eau est pertinente pour appréhender le risque environnemental causé par les rejets intermittents urbains. Il s'agit également de savoir si ces approches sont adéquates lors de la conception d'installations d'assainissement. Ces auteurs précisent qu'il est souhaitable d'avoir une méthode établissant des normes basées sur les concentrations de polluants mais aussi sur la durée et la fréquence ainsi que sur des critères écologiques. La Grande-Bretagne et le Danemark ont développé des procédures similaires qui spécifient l'ampleur, la durée et la fréquence de concentration en oxygène dissous pour la protection des poissons (Ellis et Hvitved-Jacobsen, 1996). Au Danemark, la procédure propose deux critères de qualité en termes d'oxygène dissous. Le premier critère est la concentration en oxygène dissous à laquelle la moitié de la population piscicole est tuée après une heure d'exposition et le second critère est la concentration en oxygène dissous à laquelle la moitié de la population piscicole est tuée après une exposition de 12 heures. Ces critères ont été établis pour des durées d'événement de temps de retour de 8, 12 et 16 ans. En Grande-Bretagne, les concentrations sont données pour des durées d'événement de 1, 6 et 24 heures pour des temps de retour de 0,25 ; 0,5 ; 0,75 et 1 an. En conclusion, ces approches ont le mérite de poser un premier jalon au sujet des normes de qualité spécifiques aux rejets urbains intermittents. Ces normes sont basées sur des connaissances écotoxicologiques du milieu récepteur. En conclusion, il ressort que l'oxygène dissous est le critère de qualité des eaux par excellence pour la gestion des eaux usées et des rejets de temps de pluie.

2.2 Les principes et conditions d'application de la gestion intégrée de l'eau en milieu urbain

2.2.1 Les conditions et le protocole de la gestion intégrée

Les objectifs de la gestion intégrée de l'eau dépendent de la disponibilité de la ressource et du degré de développement du pays dans lequel ils sont établis. Ils doivent répondre aux besoins prioritaires du moment (Downs *et al.*, 1991 ; Dupont, 1991 ; Sormail, 1991 ; Jehanno et Meilland, 1991). Ainsi, il s'agit de distinguer les besoins pour assurer une hygiène de base (eau potable, santé publique) et les besoins socio-économiques locaux à satisfaire (demande agricole, industrielle, etc.) (Barraqué, 1994). De nombreux pays en voie de développement doivent souvent en priorité veiller à ce que les besoins de base soient assurés. Ainsi, un habitant d'un pays fortement industrialisé consomme dix à vingt fois plus d'eau que celui d'un pays en voie de développement (Gleick, 1996). À titre d'exemple, la consommation d'eau domestique dans les années quatre-vingt-dix est entre 250-300 litres par habitant par jour au Canada et aux États unis, de 215 litres par habitant par jour en Suède et de moins de 10 litres par habitant par jour en Gambie, en Somalie, en Ouganda, au Mali, au Mozambique ou au Cambodge (Gleick, 1996).

Dans les pays en voie de développement et dans les pays d'Europe centrale et orientale, les principes de gestion intégrée, définis au chapitre 1, sont toujours valables mais ils doivent être adaptés car les conditions d'application sont différentes (Tableau 2.2). Ces conditions concernent la disponibilité des ressources humaines, technologiques économiques, juridiques et naturelles ainsi que les contraintes politiques et culturelles.

La gestion intégrée doit offrir un cadre qui satisfasse tous les utilisateurs, tout en respectant l'environnement et les conditions socio-économiques locales. Dans le cadre d'une conférence sur la gestion intégrée de l'environnement à l'université de la Caroline du Sud en 1989, Cairns (1991) a proposé un protocole (Tableau 2.3) de gestion intégrée simple et précis que nous jugeons suffisamment flexible pour être adapté à la ressource eau dans un contexte urbain.

Tableau 2.2 Conditions pour la gestion intégrée de l'eau dans des pays à différents stades de développement (adapté de : UNESCO, 1994).

	Pays industrialisés	Pays en voie de développement	Pays d'Europe centrale et orientale
Ressources humaines	Disponibles et qualifiées	Abondantes mais parfois manque de personnes qualifiées	Disponibles
Ressources technologiques	Disponibles	Plus ou moins disponibles	Plus ou moins disponibles
Ressources économiques	Disponibles	Pas disponibles	Rarement disponibles
Ressources juridiques	Adéquates	Pas toujours adéquates	Pas toujours adéquates
Volonté politique	Parfois existante parfois non existante	Favorable dès qu'il y a contribution financière des pays industrialisés	Actuellement incertaine
Ressources naturelles	Disponibles	Souvent rares	Disponibles
Contraintes culturelles	Parfois importantes	Très importantes	Importantes

Tableau 2.3 Protocole de gestion intégrée environnementale (traduit de : Cairns, 1991).

Étape 1:	Identifier : a. Les limites du système, b. La limite géographique, c. Histoire, condition présente, futures alternatives de la ressource.
Étape 2:	Identifier : a. Toutes les organisations utilisant la ressource. b. Les types d'utilisation, incluant épisodiques et le grand public, c. Les impacts potentiels des utilisations proposées hors de l'aire de gestion.
Étape 3:	Informar toutes les parties concernées, y compris le grand public ainsi que tous les acteurs souhaitant utiliser la ressource.
Étape 4:	Exiger de la part de chaque acteur souhaitant utiliser la ressource qu'il indique dans quelle mesure son utilisation va affecter la ressource.
Étape 5:	Envoyer toutes ces informations à tous les utilisateurs de la ressource. Identifier les conflits et les utilisations à fort impact.
Étape 6:	Utiliser une analyse d'aide à la décision afin de régler les situations conflictuelles, en incluant les activités non compatibles avec une utilisation durable de la ressource.
Étape 7:	Établir des conditions de contrôle assurant que les utilisations proposées n'affectent pas la ressource.
Étape 8:	Développer un programme de suivi afin de s'assurer que les conditions de contrôle pré définies sont remplies.

2.2.2 L'intégration

La gestion de l'eau regroupe trois grands processus (1) la planification, (2) la réalisation, c'est-à-dire, la conception et la construction d'ouvrages d'ingénierie et (3) l'opération de ces derniers. Ces processus dépendent de la problématique sectorielle (lutte contre les inondations, évacuation des eaux usées ou pluviales,...).

Lors de la planification, il s'agit de définir des schémas d'aménagement et de comparer différentes solutions en terme d'aménagement du territoire ainsi qu'en terme d'ingénierie. Une fois qu'une solution est choisie, on passe à la conception et à la construction, puis à l'opération et au suivi des infrastructures (Figure 2.5).

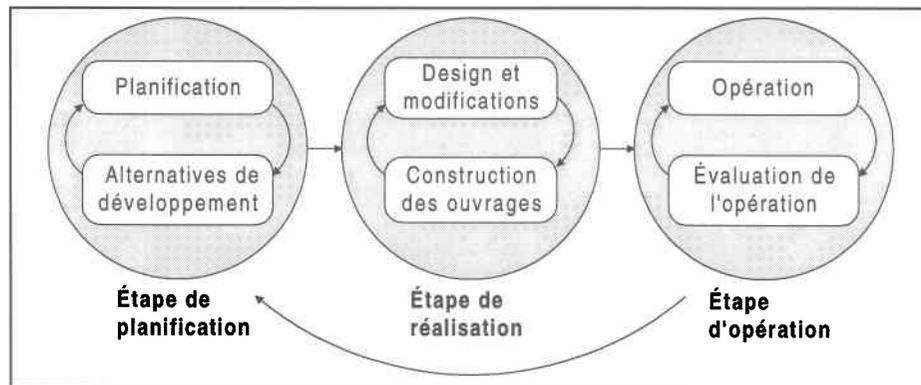


Figure 2.5 Description schématique des relations entre les processus de gestion de l'eau. Les flèches marquent la forte itération entre et au sein des étapes (adapté de : UNESCO, 1992).

De manière générale, chaque secteur de la gestion de l'eau suit ce schéma. Classiquement, la gestion de l'eau s'opérait de manière sectorielle. L'objectif de la gestion intégrée est de créer des liens entre les problématiques sectorielles tout en faisant participer le public lors des prises de décisions (Figure 2.6).

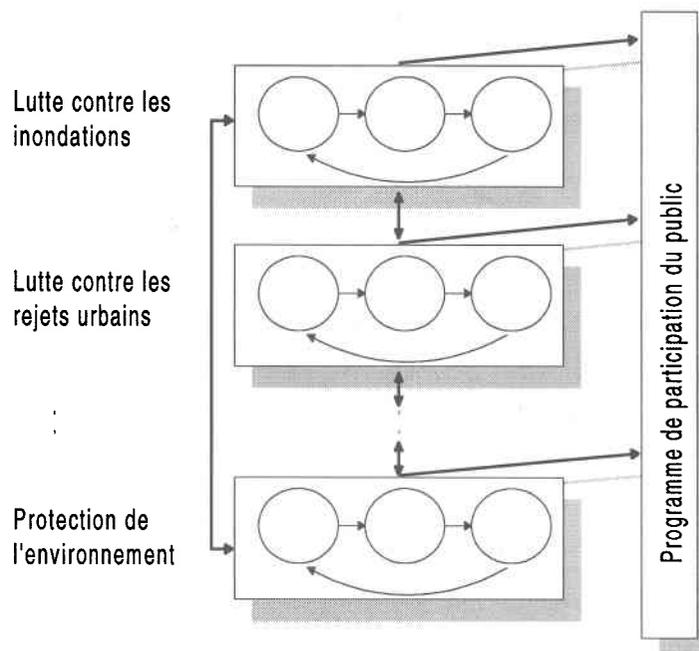


Figure 2.6 Intégration des problématiques sectorielles et intégration du public.

2.2.3 Approche par bassin versant

Une idée fondamentale de la gestion intégrée est de travailler sur un territoire unificateur cohérent (Dupont, 1991), où tous les usagers sont impliqués dans la gestion de la ressource. L'unité naturelle de gestion quantitative et qualitative des eaux est le bassin versant (Cluis et Dupont, 1993 ; Downs *et al.*, 1991). Dans le monde, le bassin versant est l'unité fonctionnelle, par excellence, utilisée pour le développement de plans de gestion intégrée de l'eau (Downs *et al.*, 1991). De plus, cette approche est favorisée par de nombreux organismes internationaux dont, en particulier, la banque mondiale (Janssen, 1996) et quelques agences nationales de l'environnement, par exemple l'US-EPA (EPA, 1991). L'US-EPA soutient financièrement des programmes de protection des bassins versants dans tout le pays (DePinto, 1995 et Brady, 1996). En Ontario, 87 projets de gestion de l'eau à l'échelle du bassin versant ont été élaborés de 1990 à 1995 (MOEE et MNR, 1997).

Toutefois, l'approche par bassin versant n'est pas la panacée (Brady, 1996). Elle a ses limites. En effet, même si les objectifs d'aménagement sont définis à l'échelle du bassin versant, il faut souvent, pour les réaliser, travailler à l'échelle du sous-bassin versant et au niveau local. De plus, les limites politiques suivent rarement la limite naturelle du bassin versant. Dans le contexte nord américain, les limites municipales, les frontières nationales et provinciales sont les plus grandes contraintes à l'approche par bassin versant (Allan *et al.*, 1997). Néanmoins, les relations internationales et interprovinciales cordiales garantissent un bon fonctionnement de cette approche. Les accords internationaux en vue de la protection du bassin versant des Grands Lacs en sont un parfait exemple (Vallentyne, 1993). Sur d'autres continents, les limites nationales sont souvent un frein important à une gestion de l'eau par bassin versant (UNESCO, 1993). En Europe, une étude anglaise menée par le Water Resources Center (Wrc), en 1990, (Cartwright, 1990) sur l'approche par bassin versant dans quatre pays, la France, la Hollande, l'Allemagne et l'Italie, a démontré que la gestion par bassin versant des grandes rivières européennes est difficile à appliquer car ces dernières sont sous le contrôle de plusieurs services administratifs de différents pays. Des commissions internationales ont été établies pour coordonner la gestion des grandes rivières et en particulier la gestion de la qualité de l'eau. L'approche anglaise de gestion des bassins versants est caractérisée

par un processus en neuf étapes impliquant des diagnostics annuels et des rapports périodiques (Ayton, 1994).

Dans un contexte urbain, les limites politiques, municipales et les limites du drainage urbain suivent rarement les limites hydrologiques naturelles. De plus, ces limites ne sont pas toujours compatibles avec une approche par bassin versant de la gestion de l'eau. Teare (1995) a présenté une étude, réalisée sur la base des grands principes d'études de bassin versant, qui a abouti au développement d'une stratégie intermédiaire de gestion des eaux pluviales. Cette stratégie, développée à Mississauga en Ontario, est apparue, dans le contexte de cette ville, la plus efficiente du point de vue économique. Elle a trois composantes. La première concerne les inventaires et le contrôle des sources polluantes ainsi que la définition des pratiques de gestion. Cette composante est réalisée à l'échelle de la ville. La deuxième phase concerne la définition du plan de gestion des infrastructures de la ville. La troisième concerne le plan d'implantation du programme de rénovation des infrastructures qui se fait dans le respect des schémas d'aménagement municipaux et des plans de gestion des bassins et des sous-bassins versants. Claytor *et al.* (1996) conseillent qu'en milieu urbain le bassin versant serve d'unité géographique sur laquelle se basent les grandes lignes d'un schéma de gestion de l'eau et que la restauration concrète du bassin soit conduite à l'échelle des sous-bassins. La gestion de bassins versants urbains comporte cinq phases que nous présentons dans la Figure 2.7. La première phase concerne l'exécution d'études de diagnostic qui tentent de comprendre l'ensemble des processus impliqués et d'identifier les problèmes (et les causes) dans le bassin versant et le milieu urbain. La deuxième phase concerne l'élaboration de solutions dites intégrées. La troisième phase concerne la planification de la réalisation des schémas et des plans d'action (obtention des permis et approbations nécessaires). La quatrième phase concerne l'implantation du schéma de gestion intégrée (construction, rénovation, aménagement d'infrastructures, de réseaux,...). Enfin, la cinquième phase concerne l'opération, la maintenance des aménagements et des infrastructures construits lors de la phase précédente. C'est également lors de cette phase qu'est mené un suivi régulier de l'état d'avancement de la gestion intégrée du bassin et des actions qui ont été prises. Ces phases sont en interactions et le développement d'un plan de gestion des eaux dans un bassin urbain est un processus hautement itératif.

Un aménagement du territoire respectueux de l'environnement et de la ressource en eau est indispensable à la réussite d'une gestion intégrée de l'eau. En ce qui concerne l'aménagement du territoire, l'approche par bassin versant ne fait pas encore l'unanimité. Néanmoins, selon Montgomery *et al.* (1995) elle présente de nombreux avantages, dont (1) offrir une structure idéale pour étudier les impacts environnementaux causés par l'aménagement du territoire, (2) incorporer la connaissance scientifique dès les premières phases de la planification et ainsi anticiper les conflits, (3) mettre en relation plusieurs disciplines et acteurs (agences, services publics, usagers...), (4) offrir à la population un territoire sur lequel les impacts environnementaux des choix de sociétés, en terme d'aménagement du territoire, sont facilement détectables et (5) offrir une structure idéale pour développer une politique écosystémique de gestion de l'eau.

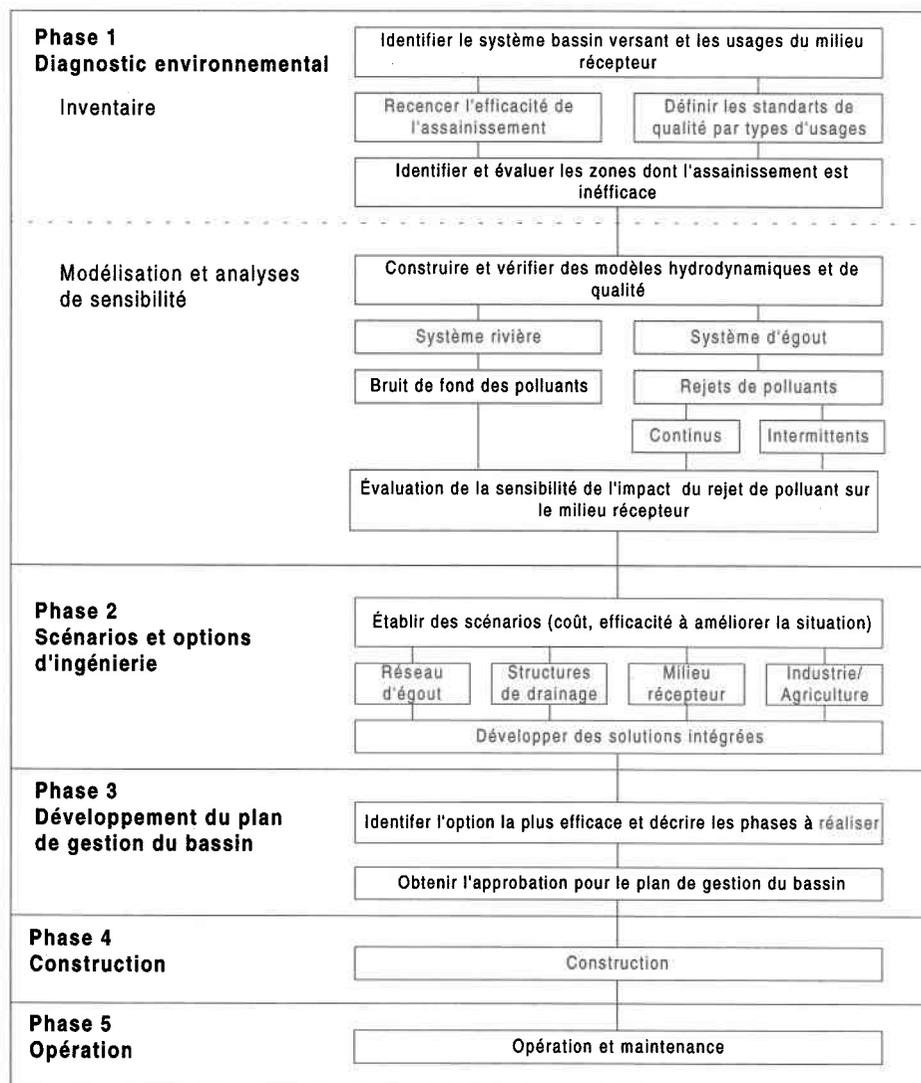


Figure 2.7 : Les principales phases de la gestion de bassins versants en contexte urbain.

2.2.4 Approche écosystémique

Le concept d'écosystème est tiré des sciences naturelles. Quel que soit le domaine considéré, en écologie, tout s'organise autour de la notion d'écosystème. Un écosystème est composé par le milieu physique et le milieu vivant. Chaque milieu est composé de groupes indépendants qui interagissent et qui sont liés les uns aux autres par des échanges d'énergie, de matière et d'information (Jensen *et al.*, 1996). Par milieu physique, on entend les composantes abiotiques comme les données météorologiques et physico-chimiques. La biocénose compose le milieu vivant. Un écosystème n'a pas une limite géographique fixe. Il peut être décrit à plusieurs échelles (Levin, 1992). Ainsi, une organisation hiérarchique se distingue dans laquelle les écosystèmes sont imbriqués. Par exemple, les microhabitats (feuilles, graviers...) font partie d'habitats plus grands (rapides ou zones calmes) qui composent un tronçon de rivière. Plusieurs tronçons forment la rivière qui fait partie d'un bassin hydrographique. Le réseau hydrographique et le bassin versant représentent l'unité spatiale la plus grande qui définit, en écologie des eaux douces de surface, la notion d'écosystème (Verneaux, 1973).

De manière générale, lorsqu'on parle de gestion écosytémique des ressources hydriques l'adjectif ne réfère pas à la stricte définition des sciences naturelles de l'écosystème. L'écosystème est pris dans un sens plus large (Solocombe, 1993). Par exemple, Vallentyne a dressé une liste de critères qui définissent la gestion écosytémique des ressources hydriques (Vallentyne et Hamilton, 1987 ; Vallentyne et Beeton, 1988). Ces critères ont été élaborés pour développer une approche écosytémique de la gestion des eaux du bassin des grands lacs nord américains (Vallentyne, 1993). Ils sont suffisamment flexibles pour être transposés dans d'autres bassins.

- (1) **Intégrer les connaissances.** Cette intégration est indispensable afin de connaître, de prédire, d'anticiper, et de corriger, dans le bon sens, l'impact d'une action humaine sur l'environnement qu'il soit naturel ou anthropique. Ce critère fait référence au développement de nouvelles connaissances par le biais de la recherche et de la diffusion de ces résultats par les systèmes d'éducation.
- (2) **Privilégier une approche holistique.** Il s'agit de lier, à différents niveaux, les systèmes naturels, techniques, technologiques et socio-économiques.
- (3) **Privilégier les actions écologiques.**

(4) Respecter une **éthique environnementale**.

De nombreux auteurs montrent que pour préserver les écosystèmes aquatiques d'eaux douces, un mode de gestion de l'eau à l'échelle du bassin versant s'impose (Allan et Johnson, 1997 ; Allan *et al.*, 1997 ; Davenport *et al.*, 1996 ; Frissel et Bayles, 1996 ; Pentland, 1987).

En ce qui concerne la gestion des ressources hydriques dans les villes, une réflexion s'est récemment amorcée. Elle vise à comparer les systèmes urbains avec les écosystèmes et à introduire ce concept dans la gestion de l'eau en milieu urbain (Masbernat *et al.*, 1993 ; UNESCO, 1994).

Toutefois, l'utilisation du concept d'écosystème hors de son contexte scientifique doit être faite avec une grande prudence. Elle ne doit pas servir de prétexte pour justifier n'importe quelle action (Fitzsimmons, 1996).

2.3 Études de cas

Ce paragraphe a pour objet de présenter un échantillon représentatif de la réalité mondiale actuelle en matière de gestion intégrée de l'eau en milieu urbain. Ainsi, plusieurs études de cas sont présentées. Le but est de voir dans quelle mesure ces études de cas satisfont les critères de gestion intégrée. Quatre exemples de gestion intégrée dans les pays industrialisés seront présentés dont un en Europe de l'Ouest est trois en Amérique du Nord. Le cas qui illustre l'approche européenne est celui de la rivière Emscher dans la région industrialisée de la Rhur au nord de l'Allemagne. Le bassin de la rivière Catoma en Alabama représente l'approche des États-Unis. Les bassins des rivières Rideau et Don en Ontario sont les exemples canadiens. Budapest, capitale de la Hongrie, est l'exemple d'un pays d'Europe centrale. En ce qui concerne les pays en voie de développement, quatre exemples sont présentés brièvement dont un en Amérique latine, l'état de Sao Paulo au Brésil, et trois en Afrique ; Dar es Salam en Tanzanie, Conakry en Guinée, et Dakar au Sénégal.

Ce paragraphe a également pour but de positionner l'approche québécoise de la gestion intégrée de l'eau et l'étude portant sur le bassin de la rivière Saint-Charles par rapport au contexte mondial de la gestion intégrée de l'eau. Comme cette approche et cette étude font l'objet du chapitre 3, elles ne sont pas présentées dans ce paragraphe.

2.3.1 Budapest (Hongrie)

L'étude de cas de la ville de Budapest présenté dans ce chapitre a été réalisée par le département d'ingénierie des eaux et des eaux usées de l'Université Technologique de Budapest dans le cadre du projet M-3-3 du Programme Hydrologique International IV (PHI) de l'UNESCO dont le thème est la gestion intégrée de l'eau dans les zones urbaines et suburbaines. L'objectif de cette étude a été d'élaborer les grandes lignes d'une politique de gestion intégrée des eaux dans le contexte urbain de Budapest. Ce projet, financé par le PHI de l'UNESCO, le Comité national hongrois pour le développement technologique, l'autorité nationale hongroise des eaux et le bureau du maire de Budapest a abouti à la rédaction d'un rapport de synthèse publié en 1993 (Bakonyi *et al.*, 1993).

Cette étude est, en réalité, un diagnostic de la gestion de l'eau à Budapest qui, à l'aide d'une méthodologie établie pour l'occasion, met en lumière les problèmes de gestion de l'eau dans la région. Les problèmes sont classés en fonction d'un coefficient de risque (Bakonyi *et al.*, 1993) qui tient compte des probabilités des impacts de facteurs naturels, du risque sur la santé publique et sur les dommages causés à l'économie et de l'ampleur des investissements nécessaires à l'élimination de tous ces risques. Il prend également en compte le risque des pertes financières si les investissements ne sont pas faits. Il ressort que 17 problèmes dans la région doivent être traités en priorité. Les solutions sont présentées. Elles sont établies dans le respect des principes de gestion intégrée.

En 1993, lors de la parution du document (Bakonyi *et al.*, 1993), l'étude est purement académique. Néanmoins, elle montre que la gestion intégrée de l'eau dans le contexte de Budapest doit se faire dans le respect du changement socio-économique que vit la région (passage à l'économie de marché). Le pays n'est pas encore prêt à financer un plan exhaustif de traitement des eaux usées et des rejets par temps de pluie. Il faut voir dans quelle mesure le Danube, seul fleuve de la région urbaine de Budapest capable d'accepter une certaine pollution, peut tolérer des rejets polluants. De plus, l'étude montre dans quelle mesure les plans directeurs des eaux et les plans d'utilisation du sol sont aptes à remplir les conditions de gestion intégrée. Le rapport décrit le besoin de restructurer les agences et les administrations responsables de la gestion de l'eau et de travailler sur la définition d'une base légale. Sur ce dernier point, une nouvelle loi sur l'eau est en élaboration. En 1993, cette loi existait sous forme préliminaire. De plus, effective depuis janvier 1996, une loi cadre définissant les régulations générales en matière d'environnement intègre l'eau. Cette loi ne contient aucune norme à respecter ni de termes punitifs. Elle se veut un guide pour améliorer la qualité de l'environnement, entre autre l'eau, en Hongrie. Avec une telle loi, la Hongrie pose les fondations d'une politique de gestion intégrée de son environnement (Kratch, 1996).

2.3.2 La rivière Emscher (Allemagne)

En 1904, les industriels et les maires des villes du bassin de la rivière Emscher, située au centre de la région industrielle de la Ruhr au nord de l'Allemagne, ont créé le premier des syndicats coopératifs (Genossenschaft) de la région réunissant tous les usagers de la rivière. Peu après, les riverains de la rivière Ruhr créèrent deux associations similaires,

l'une pour lutter contre la pollution (Ruhrverband), l'autre pour le stockage d'eau propre en amont (Ruhrtalsperrenverein). Environ quinze associations furent ensuite créées dans toute la Ruhr. Au cours des années, les actions menées sur la rivière Emscher ont consisté à la recalibrer pour qu'elle coule dans le bon sens et à construire une station d'épuration à la confluence avec le Rhin.

En 1988, le gouvernement local a créé une institution, International Building Exhibition (IBA) Emscher-Park, chargée de renaturaliser la rivière dans un contexte de gestion intégrée et de promouvoir une politique holistique de développement socio-économique de la région (Geiger, 1996). En 1996, la Ruhr comptait 5,3 millions d'habitants et le bassin de la rivière Emscher, d'une superficie de 865 km², était peuplé de 2,5 millions d'habitants. IBA Emscher-Park coordonne environ 80 projets divisés en cinq groupes en fonction des objectifs qui sont : (1) favoriser la revitalisation écologique des 350 km du système hydrographique de la rivière Emscher, (2) moderniser les quartiers défavorisés et construire de nouveaux logements, (3) renaturaliser les friches industrielles, (4) préserver le patrimoine industriel et redonner de nouveaux usages aux vieilles industries et (5) protéger et reconquérir des espaces ouverts dans le paysage de la région de la rivière Emscher.

Les projets sont financés conjointement par le Land (Nord-Rhein-Westphalien), les municipalités et les compagnies privées (le land est l'équivalent de la province au Canada). De nombreux projets ont également reçu le support du gouvernement central de la République fédérale d'Allemagne. À l'été 1993, le total des dépenses s'élevait à 2,5 milliards de Deutsch Mark (DM) dont 1,7 provenait du service public et 800 millions du secteur privé. En 1997 un DM valait 0,8\$ canadien. À la fin du projet de renaturalisation, il est prévu que les fonds gouvernementaux couvrent le tiers du total de 2,5 milliards de DM (Geiger, 1996). Il existe actuellement dans la région une taxe de traitement des eaux usées de 0,7 DM/m³. Elle est prélevée auprès des habitants. Il est prévu de l'augmenter dans un premier temps jusqu'à 2,0 DM/m³ et dans le futur jusqu'à 4,7. En comparaison des tarifs en vigueur dans le reste de l'Allemagne, ce prix est raisonnable.

D'un point de vue technique, les principes de gestion consistent à limiter le ruissellement urbain, réduire le débit de pointe, et réduire les débordements du réseau d'égouts. Les solutions sont la construction de bassins de rétention conçus dans le respect du paysage

et de l'amélioration de l'habitat pour la faune. L'accent porte aussi sur l'aménagement de surfaces favorisant l'infiltration (Dreiseitl, 1995).

Les principales contraintes pour une planification intégrée de la région semblent être le manque d'information et d'outils permettant de diagnostiquer les usages de l'eau, la qualité de l'eau et la formulation d'objectifs de qualité pour améliorer le système (Geiger, 1996). Ainsi, pour pallier à cette lacune, une approche basée sur le développement de modèles déterministes dont le modèle hydrologique NASIM est en cours (Ostrowski et Alsenz, 1990 ; Pfeiffer, 1995).

2.3.3 Le bassin de la rivière Catoma (États-Unis)

La superficie et l'utilisation du sol du bassin de la rivière Catoma rappellent celles du bassin de la rivière Saint-Charles (Chapitre 3). En effet, le bassin versant de la rivière Catoma (Figure 2.8) d'une superficie de 890 km² est presque en totalité inclus dans le Comté de Montgomery. Il traverse une importante région agricole en amont ainsi que la région urbaine et suburbaine de la ville de Montgomery en aval, juste avant son embouchure dans la rivière Alabama. Suite à une demande du Département de l'Environnement de l'état d'Alabama (Alabama department of Environmental Management-ADEM), le service des eaux (Water Works and Sanitary Sewer Board) de la ville de Montgomery, capitale de l'état d'Alabama, a mené une étude pour estimer l'importance des impacts des débordements du réseau d'égouts sur la qualité des eaux du milieu récepteur. L'originalité de cette étude est qu'elle a été réalisée à l'échelle de tout le bassin versant. Les résultats montrent que l'apport de polluants provenant des débordements de son réseau d'égouts est faible par rapport aux autres sources dans le bassin (Morgan et Kreutzberger, 1996). Par ailleurs, cette étude propose l'idée d'une gestion de tout le bassin versant avec toutes les parties impliquées (dont le service des eaux de la ville de Montgomery). Il s'agit, à l'échelle du bassin, d'inventorier les différentes sources de pollution, de planifier une stratégie pour les réduire dans le but final d'améliorer la qualité du milieu récepteur.

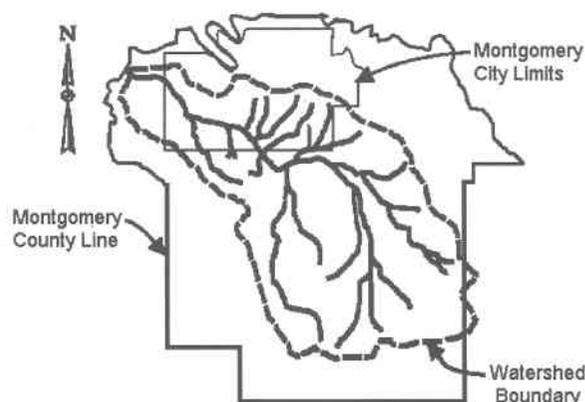


Figure 2.8 Le bassin versant de la rivière Catoma (Source : Morgan et Kreutzberger, 1996).

2.3.4 Le bassin de la rivière Rideau (Canada)

Le bassin versant de la rivière Rideau occupe une large portion de l'Ontario orientale et couvre une superficie de 3830 km². Les 200 km de la rivière sont gérés de manière à respecter les usages. De 1990 à 1995, trois tributaires de cette rivière ont fait l'objet de projets de gestion de bassin (MEOO et MNR, 1997). Il s'agit de trois études de bassin portant sur les rivières Jock, Kemptville et Sawmill (MEOO et MNR, 1997). Par ailleurs, à l'intérieur du bassin, la baie de Mooney, qui est une des plus importantes zones récréatives de la capitale fédérale, fait l'objet d'une étude sur son intégrité aquatique. Cette étude est menée, depuis 1993, par la municipalité régionale d'Ottawa Carleton en collaboration avec Environnement Canada. Son objectif est de développer un système d'aide à la décision pour gérer un écosystème aquatique en milieu urbain (Wiebe et al., 1996 ; Lynch et Wiebe, 1996). Pour atteindre cet objectif, une vaste campagne d'échantillonnage, portant sur la qualité de l'eau, a été effectuée et un système informatique de gestion des données a été développé. De plus, le projet vise à modéliser, avec le modèle Mike11 (Danish Hydraulic Institute, 1993), la qualité de l'eau dans la rivière qui est fortement influencée par les débordements du réseau unitaire de la municipalité régionale d'Ottawa-Carleton.

2.3.5 Le bassin de la rivière Don (Canada)

La rivière Don, l'un des 60 cours d'eau de la biorégion du Grand Toronto, dont le bassin versant fait partie de celui des Grands Lacs (Figure 2.9), fait l'objet d'un projet de remise

en état basée sur une vision de développement écosystémique (Commission royale sur l'avenir du secteur riverain de Toronto, 1987).

Cet exemple diffère des autres études de cas présentées. En effet, il est le seul projet de restauration d'une rivière urbaine réalisé par des actions entreprises par la population (Hough, 1995) et non sur l'initiative d'agences gouvernementales.

Les directives pour la remise en état du cours d'eau, établies pour tout le bassin versant, sont de : (1) Protéger les éléments naturels et culturels, (2) laisser la topographie et le paysage rural définir la morphologie urbaine, (3) s'assurer que l'aménagement est favorable à l'environnement, (4) intensifier et diversifier l'aménagement, (5) conserver les traditions rurales, (6) travailler de concert avec la nature et (7) sensibiliser la population au problème.

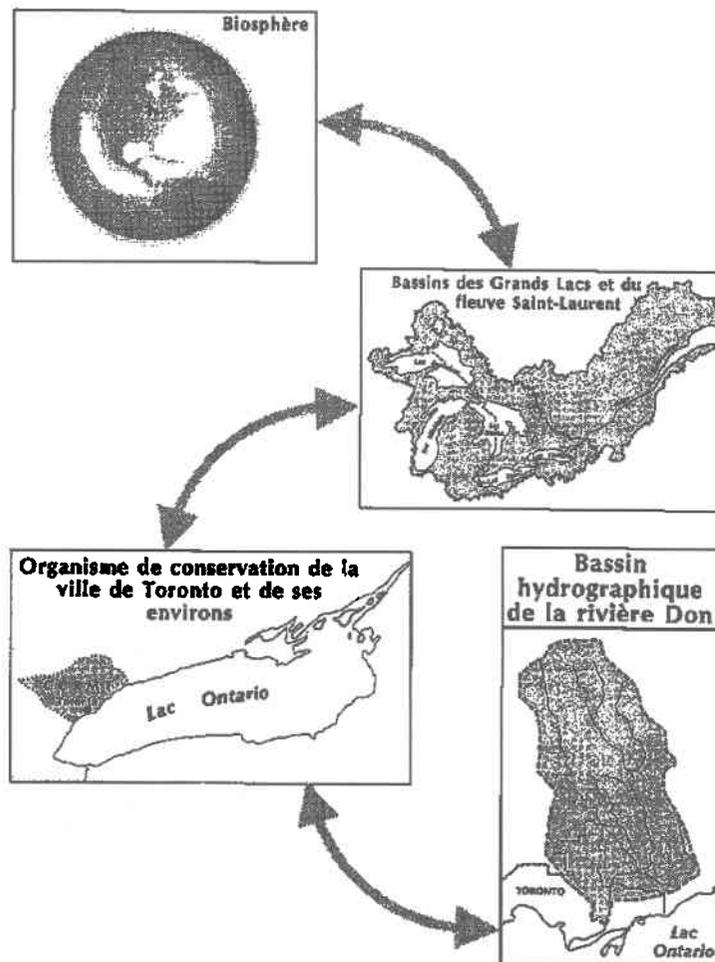


Figure 2.9 Localisation du bassin versant de la rivière Don. Politique de restauration de la région suivant le principe d'écosystèmes emboîtés (Source : Commission royale sur l'avenir du secteur riverain de Toronto, 1992).

Les eaux pluviales font l'objet d'une politique qui vise à réduire le débit de pointe et les débordements du réseau par la construction de bassins de rétention conçus dans le respect du paysage et de l'amélioration de l'habitat pour la faune. Dans la plupart des cas, les ouvrages d'ingénierie ont été construits en intégrant des aspects écologiques (Hough, 1995).

2.3.6 L'état de São Paulo (Brésil)

En 1991, l'état de São Paulo adopte une politique de gestion intégrée de l'eau basée sur une approche holistique, intersectorielle et sur la participation de la population et de tous les niveaux gouvernementaux (Goldenstein, 1996). L'état est découpé en 22 bassins versants. Pour chacun, il existe un comité de bassin tripartite composé par des représentants de l'état, des municipalités et de sociétés civiles. Le ministère de l'environnement de cet état a comme projet de définir un projet de loi sur l'eau pour la région métropolitaine de São Paulo (17 millions d'habitants et 40 municipalités). En matière de gestion des ressources hydriques, la région métropolitaine de São Paulo fait partie du bassin versant de la rivière Tiete. Le projet de loi, qui fait l'objet d'audiences publiques, doit fournir des orientations aux comités de bassins et doit définir de nouvelles méthodes de négociation. Pour résoudre les problèmes de gestion de l'eau à São Paulo, les besoins de plans de drainage urbain établis sur des bases de gestion intégrée se font fortement sentir (Braga *et al.*, 1996). Par ailleurs, deux sous-bassins (le bassin de la rivière Cabuçu et celui de la rivière Meninos) font l'objet de campagnes d'échantillonnages et de collectes de données en vue de leur modélisation (Braga *et al.*, 1996). En conclusion, l'expérience menée dans l'état de São Paulo montre la faisabilité d'une gestion intégrée de l'eau dans un pays tropical où la densité de la population est très élevée. Elle représente une source d'inspiration intéressante pour toute autre tentative de gestion du même type.

2.3.7 Quelques exemples africains

Dans les villes des pays africains, l'approche de gestion par bassin versant n'est pas courante. Nous nous proposons de résumer dans ce paragraphe quelques expériences menées dans plusieurs villes. Pour plus de détail sur ces études de cas, j'invite les personnes intéressées à lire les articles cités en référence.

2.3.7.1 Dar-Es-Salam (Tanzanie)

La gestion intégrée de l'eau dans la capitale tanzanienne est une préoccupation des autorités gouvernementales et municipales depuis ces dix dernières années (Gondwe, 1990). Depuis 1992, Dar-Es-Salam s'est dotée d'une politique environnementale de gestion de ses eaux (Kanza et Ndesambro, 1996). Les problèmes à résoudre ont été priorités lors d'ateliers impliquant les parties concernées (autorités gouvernementales, services des villes, organisations non gouvernementales,...). Des projets de réhabilitation du système d'eau potable et d'assainissement ont été dégagés.

2.3.7.2 Conakry (République de Guinée)

Barry (1996) présente, lors du forum international de Montréal des villes partenaires pour la gestion intégrée de l'eau, les ambitions de la direction nationale de l'aménagement du territoire et de l'urbanisme de Guinée en matière d'amélioration d'assainissement de Conakry. Le projet présenté, qui vise à intégrer la gestion des eaux usées, la gestion des eaux pluviales et la gestion des déchets, représente 103 milliards de francs guinéens, soit environ 130 millions de dollars canadiens. L'aide de la Banque mondiale et des agences de développement des pays industrialisés est sollicitée pour réaliser de tels projets.

2.3.7.3 Dakar (Sénégal)

Le projet développé, depuis 1990, dans certains quartiers spontanés de Rufisque (Communauté urbaine de Dakar), présenté par Diallo (1996) lors du Forum international des villes partenaires pour la gestion intégrée de l'eau, tenu à Montréal, se démarque des deux précédents par son envergure plus restreinte. Ce projet de gestion intégrée des eaux usées et des ordures, financé par l'ACDI, est caractérisé par un système de pré-collecte porte à porte avec des charrettes, une station d'épuration de type lagune fonctionnant avec des plantes aquatiques locales et un système d'égouts par gravité en PVC.

2.3.8 Synthèse

Chaque étude de cas, présentée ci-dessus comme des exemples de gestion intégrée, a des objectifs bien spécifiques. En conclusion, pour ce qui concerne les pays industrialisés, l'approche européenne apparaît plus centralisatrice que celle d'Amérique du Nord. En Europe, et en particulier dans l'exemple allemand du bassin de la rivière

Emscher situé dans la région industrialisée de la Rhur au nord du pays (Geiger, 1996), les principes de gestion intégrée de l'eau sont respectés. Les fonds pour promouvoir ce mode de gestion proviennent en grande partie de l'état central qui collabore avec le secteur privé et les autorités locales. Ces fonds investis sont importants et de nombreux projets de gestion de l'eau et des infrastructures sont en cours de réalisation. De plus, l'utilisateur est mis à contribution par l'intermédiaire d'une taxe sur l'eau (Geiger, 1996). En Amérique du Nord, on s'oriente vers un désengagement des états centraux et une gestion locale à l'échelle du bassin versant de la ressource eau et des infrastructures. Le cas du bassin de la rivière Catoma est un exemple d'inventaire des sources de pollution, entrepris à l'échelle de tout le bassin versant. L'exemple de la rivière Rideau illustre l'avance et la diversité des études de bassin en Ontario, autant en milieu agricole qu'urbain (MOEE et MNR, 1997). D'ailleurs, en ce qui concerne le milieu urbain, comme le montre P'ng et al. (1996), les municipalités ontariennes peuvent s'appuyer sur une procédure provinciale de gestion des débordements du réseau unitaire visant à (1) définir la nature et la cause de la pollution (2) examiner les alternatives et proposer des solutions et (3) recommander et implanter un plan de remédiation. Le cas du bassin de la rivière Don est un exemple de projet de restauration entrepris par la population. En Europe centrale et orientale, la volonté de gérer la ressource eau selon des principes modernes de gestion intégrée existe. La Hongrie vient de se doter d'une loi cadre sur l'environnement qui dresse les grandes lignes d'une politique de gestion de l'eau et Budapest vient d'entreprendre un diagnostic de l'état de la qualité de ses eaux et de ses infrastructures. Le grand problème est que les fonds manquent pour réaliser cette politique. De plus dans ces pays, on remarque d'importantes lacunes quant à la participation du public lors du processus de prise de décision en matière de gestion de l'eau. Dans les pays en voie de développement, les préoccupations sont tellement différentes que les principes de gestion intégrée sont rarement respectés. L'approche par bassin est pratiquement inexistante. Néanmoins, comme le montre le cas de Dar es Salam, la volonté existe. Les exemples de Conakry et de Dakar montrent que ces pays comptent énormément sur les fonds des agences de développement internationales et celles des pays industrialisés. Le cas du Brésil montre que la gestion intégrée de l'eau dans les pays en voie de développement sous climat tropical est réalisable. L'état de Sao Paulo s'est déjà doté d'une infrastructure administrative et réglementaire qui favorise la gestion intégrée. En collaboration avec le monde universitaire, des modèles sont également en développement.

2.4 Les moyens existants

Comme énoncé dans le § 2.2.2, l'objectif de la gestion intégrée est de créer des liens entre les problématiques sectorielles tout en faisant participer le public lors des prises de décision. Pour atteindre cet objectif plusieurs moyens existent. Ce paragraphe décrit et discute dans un premier temps les moyens réglementaires existant. L'approche française, originale et en avance sur beaucoup d'autres, est largement discutée. Puis, il présente les notions d'agence et de comité de bassin, comme deuxième moyen assurant la gestion intégrée. La pertinence d'utiliser ces notions au Québec sera également discutée.

2.4.1 Les moyens réglementaires existants

2.4.1.1 Les schémas d'aménagement et de gestion des eaux

En France, les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux ainsi que les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE et SAGE) sont institués en 1992 par la Loi sur l'eau du 3 janvier 1992 (Loi n°92/3, 1992).

Dans les six grands bassins français, les SDAGE sont élaborés par les comités de bassin sur l'initiative des préfets coordonnateurs. Localement, dans les unités hydrographiques cohérentes (petits bassins ou sous-bassins), le SAGE est élaboré par des commissions locales de l'eau. Ces schémas sont inspirés par les documents d'urbanisme (Schémas d'aménagement et de l'urbanisme ainsi que les plans d'occupation du sol). Ce sont des documents publics compatibles avec les programmes et les décisions administratives dans le domaine de l'eau. Il existe six SDAGE soit un par grand bassin. Les SDAGE sont des outils de gestion prospective et cohérente des ressources en eau (Retkowsky, 1996). Ils sont obligatoires et doivent être réalisés avant le 4 janvier 1997.

Le SAGE se veut l'instrument opérationnel de la gestion intégrée. Il consiste à gérer l'eau à l'échelle du bassin versant dans un contexte de partenariat. Son élaboration doit conduire, à partir de l'analyse des usages et du fonctionnement du milieu aquatique, à la définition d'une stratégie globale établie collectivement et à sa traduction en termes d'orientations de gestion et de programmes d'actions (Greff, 1994). Trois grandes phases composent le SAGE : (1) la phase préliminaire débouchant sur la définition du périmètre et la constitution d'une commission locale de l'eau, (2) la phase d'élaboration et d'approbation du schéma où s'opèrent l'état des lieux, un diagnostic global, les tendances

et scénarios de gestion, le choix de la stratégie, la validation des choix et (3) la mise en œuvre et le suivi (procédures administratives, constructions, applications de la réglementation, sensibilisations).

Plusieurs exemples de SAGE ont vu le jour en France. De plus, des études ont été menées pour adapter ce modèle à des contextes différents comme en Suisse (Consuegra Zammit, 1992) et au Québec (COBARIC, 1996).

2.4.1.2 Les schémas d'aménagement et plans d'urbanisme des villes

Les schémas d'aménagement du territoire et les plans d'urbanisme (également appelés plans directeurs) sont institués pour répondre aux exigences de la réglementation en matière d'aménagement du territoire et d'urbanisme. Au Québec, la loi de 1979 sur l'aménagement et l'urbanisme (LRQ., 1979, c.A-19.1; Duplessis et Héту, 1991) définit le schéma d'aménagement comme l'instrument de planification et d'orientation du développement par lequel la Municipalité Régionale de Comté (MRC) met en place un plan général de mise en valeur, de conservation, et de protection du milieu naturel et bâti de son territoire. La loi précise le contenu et le processus d'élaboration du schéma. La loi définit également le plan d'urbanisme qui est au niveau local, c'est-à-dire municipal, ce que le schéma d'aménagement est au niveau régional. C'est un instrument qui transpose ou traduit au niveau local les politiques régionales dictées par le schéma. Parmi les éléments du plan d'urbanisme on retrouve l'emplacement projeté des réseaux d'égouts.

2.4.1.3 Les évaluations environnementales et les autorisations de rejet

Les procédures d'évaluation environnementale encore appelées études d'impact sur l'environnement ont été instituées par la législation concernant la protection de l'environnement. Au Québec, la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement est établie en fonction des articles 31.1 et suivants, de la Loi sur la qualité de l'environnement, ainsi que du règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement. Les détails de la procédure sont décrits dans le rapport du Comité de révision de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts environnementaux (Gouvernement du Québec, 1988). Les impacts des stations d'épuration et des rejets urbains continus ou intermittents ne sont pas inclus dans la liste de projets assujettis à la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement. À ce sujet, si on la compare à d'autres législations, on remarque une

spécificité de cette législation. Ces rejets font, en vertu de l'article 31.10 et suivants de la Loi sur la qualité de l'environnement, l'objet d'attestation d'assainissement. En vertu de l'article 31.34, l'attestation doit contenir pour les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées les informations suivantes :

- (1) La nature, la quantité, la qualité et la concentration de chaque contaminant émis dans l'environnement;
- (2) La nature, la provenance et la qualité des eaux usées traitées par les ouvrages municipaux;
- (3) Les normes relatives aux différents types de rejets spécifiés par les règlements concernés.

De plus, dans le chapitre qualité de l'eau et gestion des eaux usées de la Loi sur la qualité de l'environnement, l'article 32 précise que « *nul ne peut...procéder à l'exécution de travaux d'égouts ou à l'installation de dispositifs pour le traitement des eaux usées avant d'avoir soumis les plans et devis au ministre et d'avoir obtenu son autorisation* ».

Le cœur du problème de la procédure d'évaluation environnementale est la détermination des impacts. Afin de comprendre la problématique de détermination de l'impact des rejets urbains par temps sec et de pluie dans le cadre de la procédure officielle d'étude d'impact sur l'environnement, regardons plus en détail les exemples français et suisse.

En France, les études d'impacts limitées aux autorisations de rejet des stations d'épuration font intervenir trois critères pour définir le rejet autorisé (Wolf, 1992) :

- (1) Les possibilités techniques et économiques d'épuration;
- (2) Le respect des normes réglementaires ou contractuelles;
- (3) La satisfaction d'objectifs de qualité dans le milieu naturel.

Au sujet de l'estimation de l'impact des rejets de temps sec et de pluie, la tendance actuelle française va vers la définition de l'événement pluvieux exceptionnel, pour lequel des dégradations du milieu peuvent être tolérées.

En Suisse, en application de l'article 8 de la Loi sur la protection de l'environnement et de l'article 9 de l'ordonnance relative à l'étude d'impact sur l'environnement, l'étude d'impact sur l'environnement doit évaluer les atteintes à l'environnement d'un projet. La protection des eaux est une branche importante (OFEFP, 1990a). Les impacts environnementaux qui doivent être inventoriés sont ceux intervenant pendant la construction et ceux intervenant durant l'exploitation (OFEFP, 1990b). Les critères permettant l'évaluation des

impacts sur le milieu naturel concernent la qualité de l'eau, l'état biologique, le régime de l'écoulement (débits résiduels), l'état du lit, la pêche, la protection des eaux souterraines, les eaux potables, les eaux usées, les eaux de baignade et les paysages (OFEFP, 1990a). En ce qui concerne l'étude de l'impact sur l'environnement portant sur les stations d'épuration (OFEFP, 1990c) les impacts, dans le cadre de la procédure, sont étudiés à l'aide des critères suivants :

- (1) Introduction d'importantes quantités d'eau météorique¹ (lieu d'introduction, provenance et quantité),
- (2) Volume des eaux usées par temps sec et en période de pluie,
- (3) Forme de l'ouvrage de déversement des eaux usées dans l'affluent,
- (4) Quantité de substances nutritives et de substances polluantes déversées dans les eaux (DCO, DBO₅, ammoniac, ammonium, autres,...);
- (5) Concentrations en substances fertilisantes et en polluants dans le cours d'eau.

Les études d'impact et les demandes d'autorisation de rejets des ouvrages d'assainissement sont des procédures incontournables qui doivent être intégrées au plan de gestion intégrée de l'eau.

2.4.2 Les organismes spécialisés et les comités de bassin

De nombreux modèles d'agences et comités de bassin existent dans de nombreux pays. Les modèles français, américain et ontarien sont les plus couramment cités. Le mandat principal de ces organismes est la gestion de l'eau à l'échelle du bassin versant. Dans son rapport « vers une gestion intégrée et globale des eaux au Québec », le COmité de Bassin de la Rivière Chaudière compare trois modèles différents d'un point de vue juridique (COBARIC, 1996).

Ces modèles sont (1) le regroupement de municipalités sur le territoire du bassin versant, (2) la mise en place d'une corporation sans but lucratif et (3) la création d'une agence de l'eau. Le COBARIC encourage le troisième modèle. Il propose que l'agence soit un organisme public créé par voie législative par le gouvernement du Québec. Le mandat de cette agence est l'adoption et la réalisation d'un schéma directeur de l'eau (SDE).

¹Les eaux météoriques, dans le sens des EIE sont considérées comme des eaux usées et leur évacuation devra être conforme à l'ordonnance sur le déversement des eaux usées (OFEFP, 1990c).

Comme les SDAGE et SAGE français (§ 2.4.1.1), le SDE doit être un plan permettant la coordination véritable et décentralisée des actions liées à l'eau tout en organisant la responsabilisation des usagers. Le COBARIC fait sa proposition dans le contexte du territoire couvert par le bassin versant de la rivière Chaudière. Dans un contexte urbain et, en particulier, celui de la région urbaine de Québec, incluant le bassin de la rivière Saint-Charles, certaines adaptations devraient être apportées. Néanmoins, l'idée d'un SDE ou, en d'autres termes, d'un plan de gestion intégré semble très pertinent. Le chapitre suivant présente les grandes lignes d'un tel plan pour les régions urbaines. Ce plan est facilement transposable dans le contexte du bassin versant de la rivière Saint-Charles et de l'agglomération urbaine de Québec.

2.5 Proposition d'un plan de gestion intégrée de l'eau en milieu urbain

Ce paragraphe décrit les étapes d'un plan de gestion intégrée de l'eau dans le contexte particulier du milieu urbain. Les grandes lignes du plan proposé à l'échelle du bassin versant sont décrites dans un premier temps. Dans un deuxième temps, celles d'un programme de gestion des sous-bassins versants urbains seront présentées.

2.5.1 Présentation du plan

La réflexion de ce paragraphe est basée sur celle faite dans des ateliers organisés par le Programme Hydrologique International de l'UNESCO (International Hydrological Program-IHP) qui posent les jalons de la gestion intégrée en contexte urbain et suburbain (UNESCO, 1994 et Walesh, 1995). La Figure 2.10 présente les étapes d'un plan de gestion intégrée de l'eau en contexte urbain. Comme il a été mentionné au § 2.2.2, la planification, la réalisation et l'opération définissent les processus de gestion de l'eau.

La planification comprend le diagnostic environnemental et l'élaboration de scénarios et de diverses solutions d'ingénierie. Les étapes du diagnostic environnemental sont : la définition des objectifs et des standards (étape (1)), la réalisation d'inventaires (étape (2)), l'analyse des données et les prévisions du plan (étape (3)). Les étapes de l'élaboration de scénarios et de diverses solutions d'ingénieries sont : la formulation des alternatives du plan (étape (4)), la comparaison des alternatives et sélection du plan recommandé (étape (5)).

La réalisation du plan concerne le développement du programme d'implantation et la construction des aménagements et des infrastructures. Lors du développement du programme d'implantation, les autorisations nécessaires sont acquises et la conception des aménagements et des infrastructures débute (étape (6)). La réalisation du programme d'implantation (étape (7)) se traduit concrètement par la construction des aménagements et des infrastructures. La dernière étape est celle de l'opération de la maintenance et du suivi de l'opération (étape (8)).

La réalisation de ces étapes doit se faire en étroite relation avec un programme de participation du public, telle qu'illustrée à la Figure 2.10. Ces étapes peuvent être appliquées à différents degrés de complexité tant à l'échelle régionale du bassin versant (§ 2.2.4) que du sous-bassin et à l'échelle locale (i.e. quartier). La Figure 2.11 présente le degré de sophistication qu'il faut atteindre au niveau de chacune de ces trois échelles spatiales. Comme nous le verrons dans le § 2.4.4, la réalisation des étapes (6), (7) et (8) du plan de gestion intégrée nécessite de travailler à l'échelle locale dont celle du sous-bassin.

2.5.1.1 La définition des objectifs et des standards

Il s'agit d'établir les buts à atteindre du plan ou de l'action. L'objectif est la cible et le standard est le moyen d'apprécier dans quelle mesure cette cible (l'objectif) a été atteinte. Cette étape sert de point de départ à la discussion entre les acteurs impliqués dans la gestion de l'eau (gouvernements, consultants, services publics, agences publiques,...) de manière à définir les actions qui doivent être entreprises.

Un exemple concerne les discussions sur la pertinence de considérer des normes de qualité de l'eau, en milieu récepteur, uniques ou distincts en temps sec et de pluie. Cette étape doit se faire en intégrant le public et les groupes de pression environnementaux.

2.5.1.2 La réalisation d'inventaires

La réalisation des inventaires est, hormis l'étape de réalisation du plan (étape (7)), une des étapes les plus importantes. Elle permet de dresser « l'état de santé » de la région et de la ressource à gérer. L'inventaire apporte de la crédibilité aux recommandations du plan de gestion intégrée en montrant les lacunes et les besoins sur lesquels elles sont basées. Enfin, cette phase offre la possibilité de se doter d'une banque de données unique et accessible aux gestionnaires, planificateurs et concepteurs d'infrastructures. Les données récoltées peuvent être classées en trois catégories : (1) les études complétées ou en cours, (2) les données et informations sur l'état des ressources dont l'eau et (3) les données et informations concernant les infrastructures.

Dès lors que les données inventoriées sont disponibles et prêtes à être analysées, des interprétations, des simulations et des prévisions sont réalisables. Il faut avant

d'interpréter les données que l'inventaire soit terminé. Une fois l'inventaire terminé, le passage entre l'étape deux et trois est dans les deux sens. En effet, la réalisation de l'étape trois peut nécessiter des informations et des données complémentaires. Il faut donc refaire un inventaire et parfois même entreprendre une campagne d'échantillonnage.

2.5.1.3 L'analyse des données et les prévisions du plan

Cette étape a comme objectifs de comprendre le fonctionnement du cycle socio-économique et environnemental de la région, de formuler des hypothèses sur des scénarios de gestion et de simuler l'impact des choix sur l'état futur de la région et de la ressource. Les outils et les moyens disponibles sont les statistiques, la création de cartes, l'utilisation des modèles informatiques.

Les prévisions du plan de gestion intégrée s'étendent sur une période qui dépend du cycle de vie économique des infrastructures, du temps requis pour la procédure d'évaluation environnementale, de la durée optimale pour les simulations et la durée du plan de gestion déjà en place (i.e. plan d'utilisation du sol).

2.5.1.4 La formulation des alternatives du plan

Il s'agit de présenter différentes alternatives qui sont toutes examinées d'un point de vue conceptuel, technique, économique, environnemental, financier, légal, administratif et politique. Même si quelques alternatives sont retenues et finalement une seule sélectionnée, il est souhaitable de conserver, dans un document du plan de gestion intégrée, toutes les alternatives. En effet, ce processus, très long, peut faire resurgir une alternative jugée anciennement indésirable.

2.5.1.5 La comparaison des alternatives et sélection du plan recommandé

La comparaison des alternatives et la sélection du plan constituent l'étape d'aide à la décision et de prise de décision par excellence. Les caractéristiques essentielles des alternatives sont présentées aux décideurs par les concepteurs du plan. Les alternatives choisies doivent répondre aux exigences et aux objectifs établis lors de la première étape.

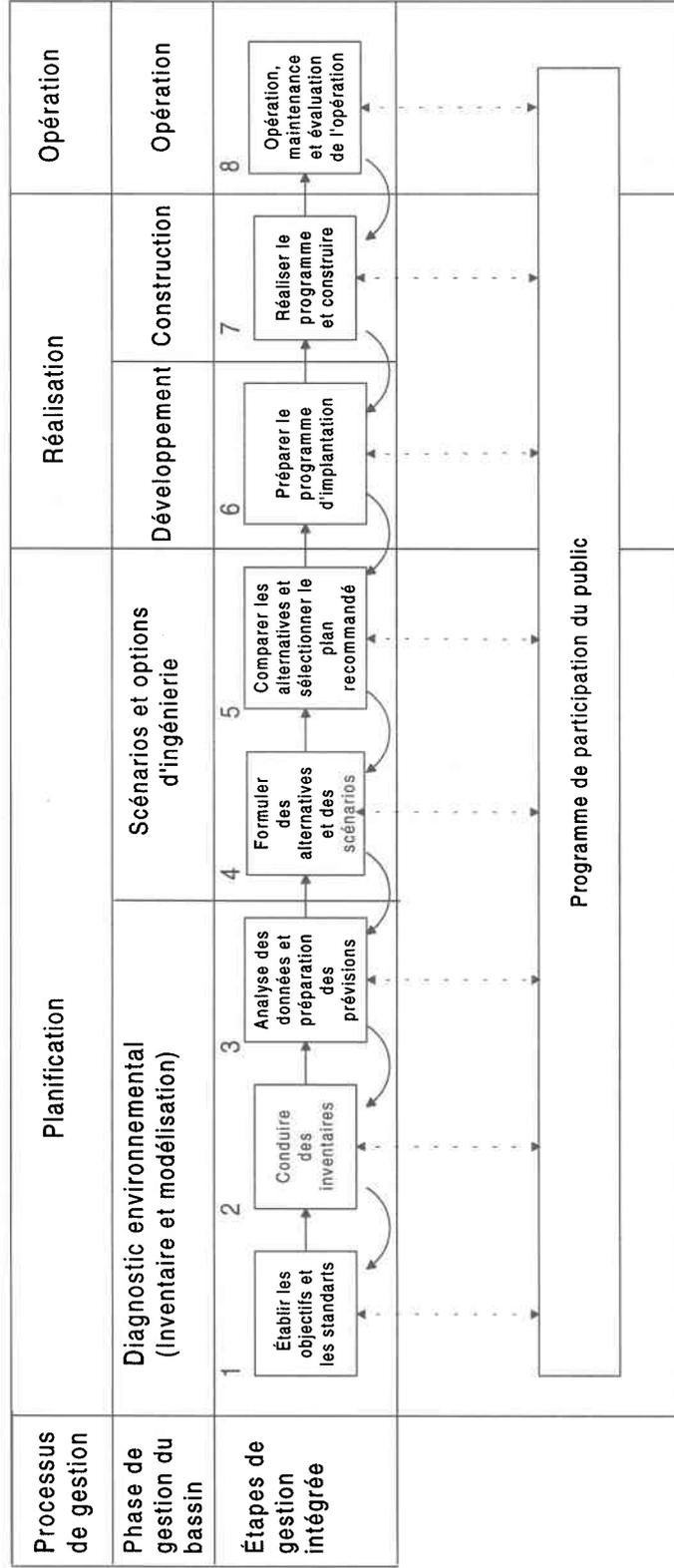


Figure 2.10 Principales étapes d'un plan de gestion intégrée de l'eau en contexte urbain (inspiré de Walesh, 1995).

2.5.1.6 La préparation du programme d'implantation

La préparation du programme d'implantation doit répondre aux questions suivantes : Qui met en application les éléments du plan? Comment? Et avec quels moyens financiers? Lors de cette étape, on planifie la conception et la construction d'infrastructures (nouveau réseau d'égouts, bassin de rétention,...). On travaille sur l'obtention des autorisations et permis nécessaires. A ce stade, l'approche par bassin versant préconisée lors des étapes amont peut poser des problèmes. En effet, dans un contexte urbain, les limites administratives, politiques ainsi que celles du réseau d'égouts comme celles du drainage des eaux de surface suivent rarement la limite du bassin versant hydrologique naturel. Bien que le plan de gestion ait été préparé sur la base du bassin versant hydrologique, sa réalisation doit se faire dans le respect du contexte local. Une des options est de travailler à l'échelle des sous--asins versants et de réaliser des programmes de gestion de ces derniers. Le paragraphe 2.4.4 définit les grandes lignes du cycle de gestion des sous-bassins versants.

2.5.1.7 La réalisation du programme d'implantation

La réalisation du programme d'implantation qui consiste à construire des aménagements et des infrastructures est imprévisible mais constitue l'étape la plus visible dans le paysage urbain. Elle est longue et financièrement coûteuse. Avant la construction, les permis et devis doivent être en ordre. De plus, si les infrastructures sont assujetties aux études d'impacts sur l'environnement, elles auront dû suivre la procédure administrative requise à cet effet. Il est possible et souhaitable que cette procédure soit intégrée aux étapes précédentes.

2.5.1.8 L'opération

Pour la réussite d'une gestion intégrée de l'eau en milieu urbain, différentes tâches doivent être réalisées lors de l'opération du plan et des infrastructures qui auront été construites. Il s'agit de s'assurer : (1) de la disponibilité d'une main d'œuvre et d'un personnel hautement qualifié, (2) du maintien et du suivi du système de gestion des données, (3) de l'inventaire périodique des impacts politiques, économiques, environnementaux causés par les usages de l'eau, (4) de la disponibilité du montant et des moyens financiers et (5) de la révision continue de la réglementation.

2.5.2 Programme de gestion des sous-bassins versants urbains

Le programme de gestion des sous-bassins versants présenté dans ce paragraphe est inspiré de Schueler (1996). Les étapes de ce programme obéissent aux règles de la gestion intégrée et elles suivent les grandes phases du plan de gestion du bassin versant. Le Tableau 2.5 synthétise cette approche et montre deux cycles quinquennaux d'implantation du programme de gestion de six bassins urbains hypothétiques.

Tableau 2.5 Cycles quinquennaux de gestion des sous-bassins urbains.

Les chiffres correspondent aux étapes de gestion intégrée. (1) définition des objectifs et des standards, (2) réalisation d'inventaires, (3) analyse des données et les prévisions du plan, (4) formulation des alternatives du plan, (5) comparaison des alternatives et sélection du plan recommandé, (6) préparation du programme d'implantation, (6*) préparation d'un programme temporaire d'implantation (7) réalisation du programme d'implantation et (8) opération.

	Premier cycle quinquennal										Deuxième cycle quinquennal									
	Année 1		Année 2		Année 3		Année 4		Année 5		Année 6		Année 7		Année 8		Année 9		Année 10	
Sousbv1	1-2	3	4-5	6	7	8	8	8	8	8	1-2	3	4-5	6-7	8	8	8	8	8	8
Sousbv2	1-2	3	4-5	6	7	8	8	8	8	8	1-2	3	4-5	6-7	8	8	8	8	8	8
Sousbv3	1-2			6*	2-3	4-5	6	7	8	8	1-2				3	4-5	6-7	8	8	8
Sousbv4	1-2			6*	2-3	4-5	6	7	8	8	1-2				3	4-5	6-7	8	8	8
Sousbv5	1-2			6*			2-3	4-5	6	7	1-2							3	4-5	6-7
Sousbv6	1-2			6*			2-3	4-5	6	7	1-2							3	4-5	6-7

Avant de réaliser des aménagements et de construire des infrastructures, il faut comprendre le sous-bassin. Des études de diagnostic sont nécessaires. Puis, il faut dresser les options d'ingénierie. Ainsi, des études sur des bassins pilotes peuvent débuter alors que l'implantation du programme pour d'autres sous-bassins n'a pas débuté. Le processus est systématique. Une fois le plan terminé sur une période déterminée, un bilan de la situation est effectué, le plan est révisé et le processus recommence.

2.6 L'analyse hydro-bio-chimique régionale en tant qu'outil de diagnostic

L'établissement d'un bilan de santé du bassin et de ses usages est une des deux étapes du Schéma Directeur des Eaux (SDE) proposé par le COBARIC (COBARIC, 1996). Il doit permettre d'établir un diagnostic précis sur l'état du bassin. Il se retrouve dans la grande majorité des plans de gestion par bassin versant à travers le monde. C'est d'ailleurs une des premières étapes du plan de gestion présenté dans le paragraphe précédent. Ce bilan doit être fait à partir de données existantes et doit permettre de déterminer les enjeux ainsi que les objectifs de gestion de l'eau à l'échelle du bassin versant. Il prépare la réalisation du plan. Dans le cadre d'un plan de gestion intégrée de l'eau tel que définie dans la Figure 2.10, l'analyse hydro-bio-chimique s'intègre dans l'étape (3) c'est-à-dire celle d'analyse des données et de préparation des prévisions.

Il existe de nombreuses méthodes qui permettent l'établissement de bilans environnementaux à l'échelle régionale. L'approche favorisée dans le cadre de cette thèse est celle visant à utiliser les modèles mathématiques pour estimer les impacts anthropiques sur la qualité d'eau. Une approche similaire est d'ailleurs proposée par Varis (1996) qui a défini une typologie des modèles de qualité de l'eau pouvant être utilisés dans le cadre des procédures d'évaluation environnementale. L'analyse hydro-bio-chimique proposée dans cette thèse repose sur l'utilisation de modèles hydrologiques et de qualité des milieux récepteurs plutôt déterministes pour comprendre le fonctionnement du bassin versant et de la région urbaine. Comme le montre la Figure 2.11, de nombreux modèles existent sur le marché, permettant de simuler les phénomènes hydrologiques, biologiques et chimiques qui se déroulent dans des bassins versants fortement ou totalement urbanisés. Ces phénomènes hydrologiques concernent le débit dans le milieu récepteur, le débit des eaux usées dans le réseau d'égouts et le débit des eaux de débordement du réseau d'égouts. Les phénomènes biologiques concernent la qualité biologique (essentiellement bactériologique) dans le milieu récepteur, dans les eaux de ruissellement en milieu urbain, dans les réseaux d'égouts, dans les eaux de débordement. Les phénomènes chimiques concernent la qualité chimique (nutriments, oxygène dissous) dans le milieu récepteur, dans les eaux de ruissellement en milieu urbain, dans les réseaux d'égouts, dans les eaux de débordement. Les modèles utilisés

sont choisis en fonction d'une liste de critères clairement définis qui dépendent, entre autres, des objectifs de l'étude. Dans le cadre de l'analyse hydro-bio-chimique, du bassin versant de la rivière Saint-Charles, les critères sont présentés dans le §.3.2.3.

L'analyse-hydro-bio-chimique aide à la réalisation du bilan de santé du bassin versant. Elle vient en amont de toute étude plus spécifique (i.e. étude hydrologique régionale en vue de la lutte contre les inondations, étude spécifique sur la gestion des eaux usées par temps de pluie) et en est un très bon point départ car elle souligne souvent, par exemple, les lacunes des données. De plus, elle met en évidence les domaines prioritaires. La Figure 2.12 positionne l'analyse hydro-bio-chimique dans un contexte de gestion intégrée de l'eau en milieu urbain.

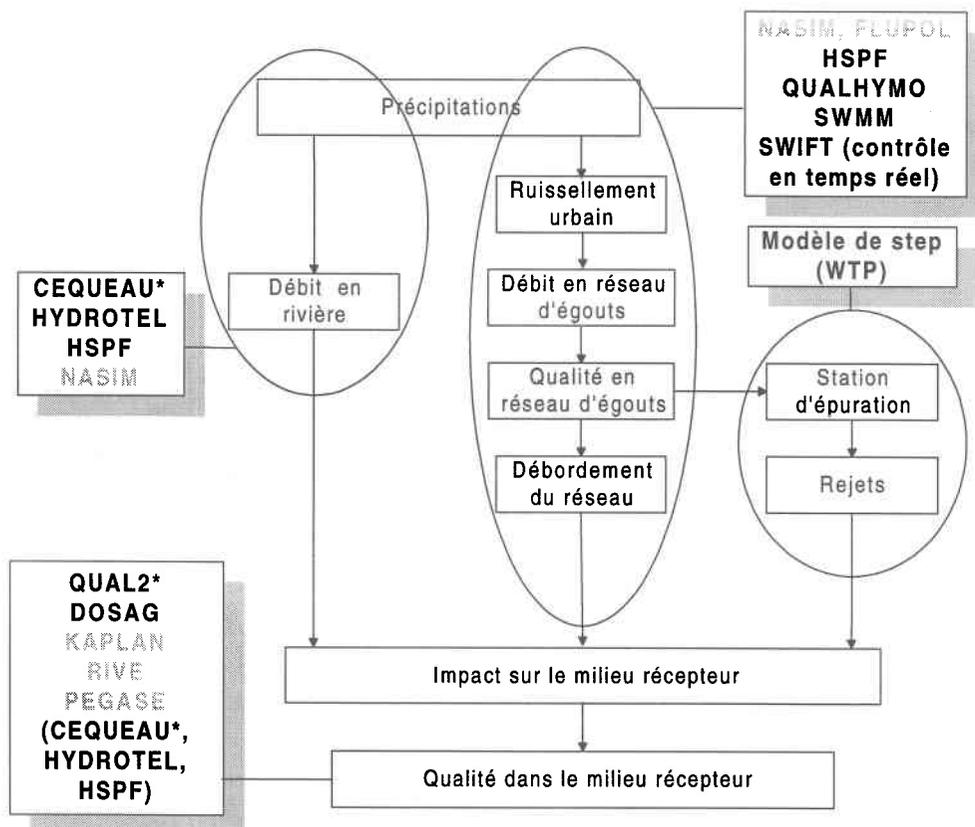


Figure 2.11 Quelques modèles disponibles pour le cycle hydro-bio-chimique en contexte urbain (en noir les modèles nord-américains, en gris les modèles européens, * indique les modèles utilisés dans le cadre de l'étude sur le bassin de la rivière Saint-Charles).

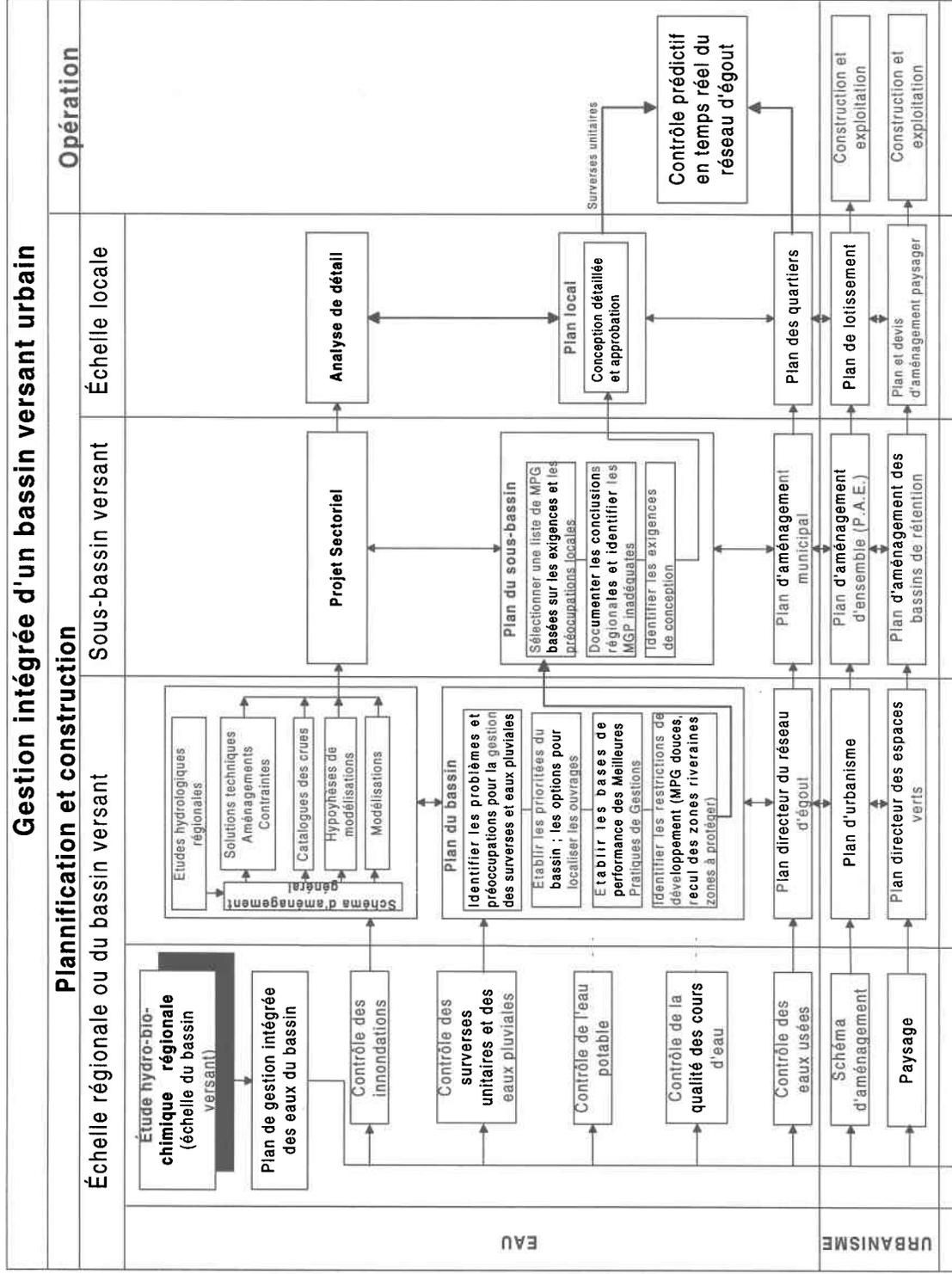
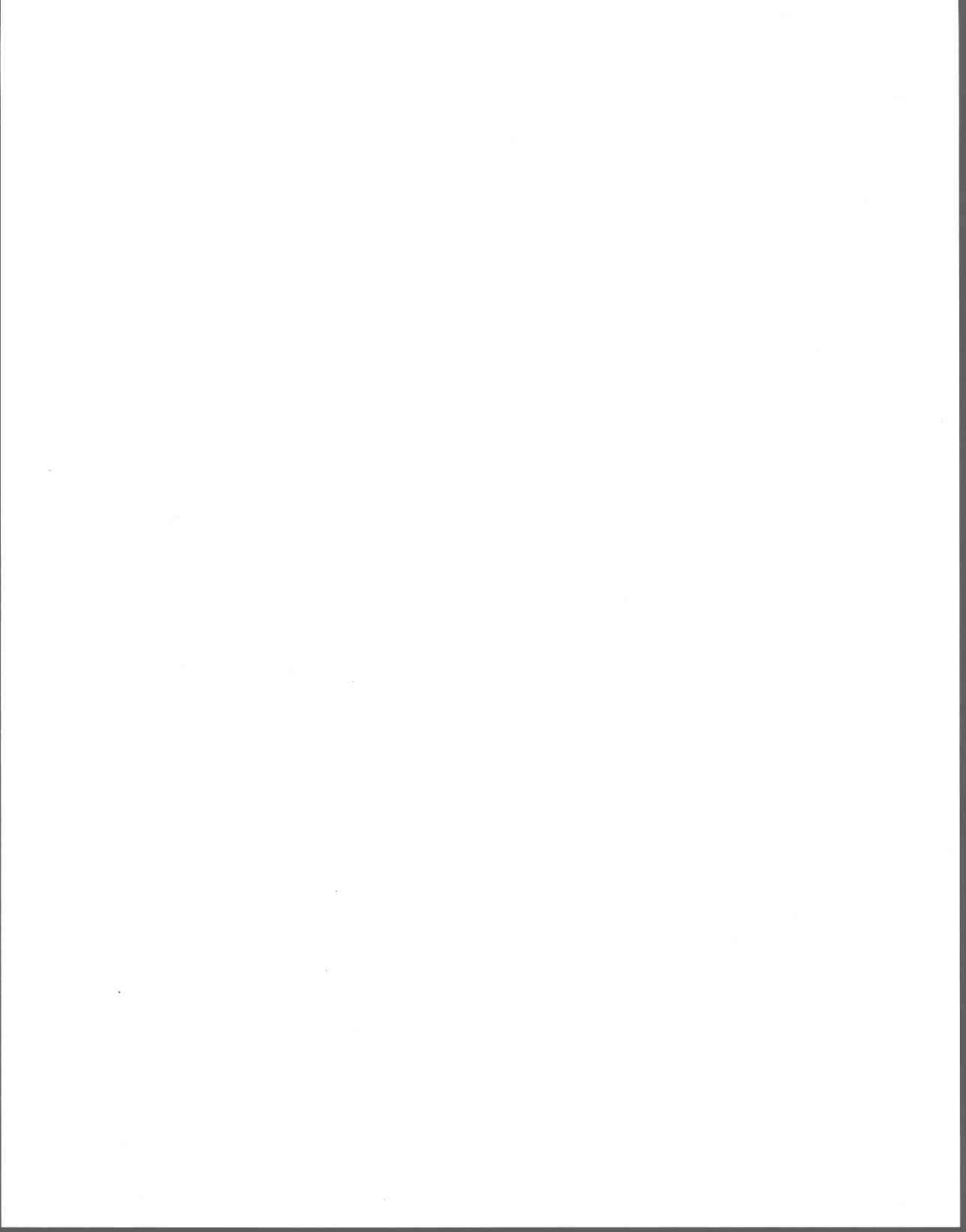


Figure 2.12 L'étude hydro-bio-chimique comme outil de diagnostic dans un contexte de gestion intégrée d'un bassin urbain. À titre d'exemple, les thèmes contrôle des inondations, des surverses et eaux pluviales, des surverses et eaux usées sont développés avec plus de détail.



3. MODÉLISATION HYDRO-BIO-CHIMIQUE DU BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES

3.1 Présentation de la région d'étude

3.1.1 Le bassin versant de la rivière Saint-Charles

Le bassin versant de la rivière Saint-Charles (Figure 3.1) s'étend entre les latitudes Nord 46°47' et 47°06' et entre les longitudes Ouest 71°30' et 71° 13'. Il a une superficie de 514 km². Il traverse la Municipalité Régionale de Comté (MRC)¹ de Jacques Cartier au nord et la Communauté Urbaine de Québec (CUQ) au sud.

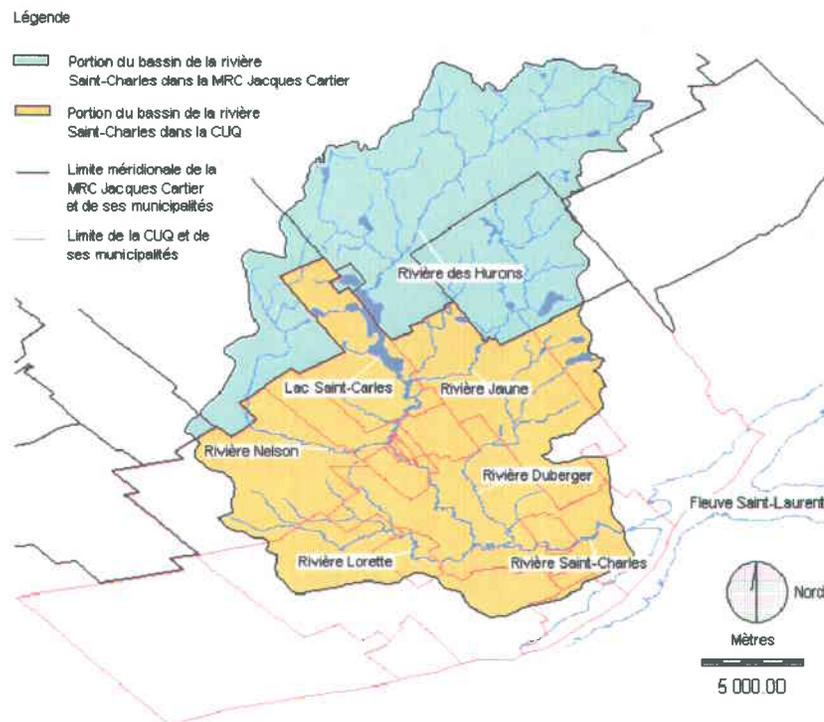


Figure 3.1 Bassin versant de la rivière Saint-Charles.

¹ La notion de MRC est apparue en 1979 dans la Loi sur l'Aménagement du territoire et de l'Urbanisme (L.A.U. 1979). Dans les territoires fortement urbanisés la L.A.U. fait référence aux lois sur les CU de 1969 et on parle alors de Communautés Urbaines (il existe trois lois qui s'appliquent aux communautés urbaines de Québec, Montréal et Outaouais - CUQ, CUM, CUO). Les deux concepts MRC et CU sont très similaires du point de vue partage des compétences.

3.1.1.1 Caractéristiques du bassin

La densité de drainage, définie comme la longueur moyenne du réseau (somme étendue à tous les cours d'eau, quelle que soit leur importance) par unité de surface est de 0.42 km/km^2 (calcul à partir d'une carte au 1/50 000) (Réménéras, 1976). Cette valeur est faible si on la compare à des bassins voisins où l'on retrouve des densités de l'ordre de 0.8 à 1 km/km^2 (Trencia, 1993).

L'altitude moyenne du bassin versant est de 240 m. Le bassin culmine à 747 m environ pour atteindre le niveau de la mer à l'embouchure. La courbe hypsométrique (Figure 3.2) montre une répartition homogène des altitudes : 50% de la superficie du bassin se trouve au-dessus de 200 m et moins de 20 % au-dessus de 400 m.

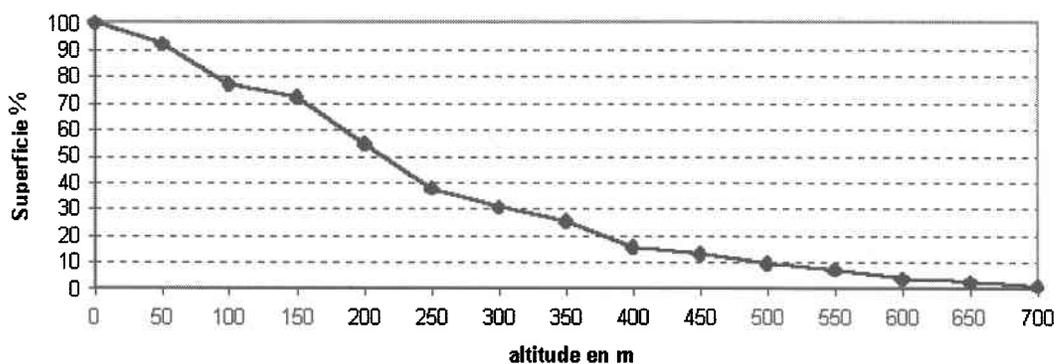


Figure 3.2 Courbe hypsométrique.

3.1.1.2 Géomorphologie

Le bassin se trouve à l'intersection de plusieurs unités géologiques distinctes (Bélanger, 1985) :

- Au nord, le plateau laurentien (altitude moyenne de 400 m) fait partie du bouclier canadien. C'est le socle, d'origine précambrienne, composé de roches cristallines.
- Plus au sud, une plate-forme inférieure (altitude de 30 à 50 m environ) correspond à la zone des basses terres du Saint-Laurent qui sont des dépôts d'origine marine et littorale. Ces terres fertiles, au relief atténué, sont occupées par l'agriculture.
- À l'extrême sud, se trouve un plateau dominant le fleuve Saint-Laurent : le promontoire de Québec (à 75 m d'altitude) qui se rattache géologiquement à la chaîne des Appalaches (roches sédimentaires paléozoïques).

Le relief de la zone a été modelé par des mouvements tectoniques précédant les glaciers du quaternaire. Ces derniers ont laissé dans les parties des hautes-terres des dépôts

morainiques importants et la transgression marine de la mer de Champlain (12000 ans avant J.C.) a également laissé son empreinte sur le paysage.

3.1.1.3 Occupation du sol

Le nord du bassin, faiblement urbanisé, est en majorité recouvert par la forêt. Il fait partie de la MRC de Jacques Cartier. La partie méridionale du bassin, soit 61% de sa surface, est dans la Communauté Urbaine de Québec (Figure 3.1). Le degré d'urbanisation est de moyen à élevé. Comme le montre la Figure 3.3, l'occupation du sol du bassin est dominée par la forêt qui couvre 67% de sa superficie. La zone urbanisée couvre 14% de la superficie du bassin. La zone agricole correspond à 8% du territoire du bassin, les lacs à 2%, les marais 1%. Enfin 8% de la surface du bassin a une occupation du sol différente de celles mentionnées ci-dessus.

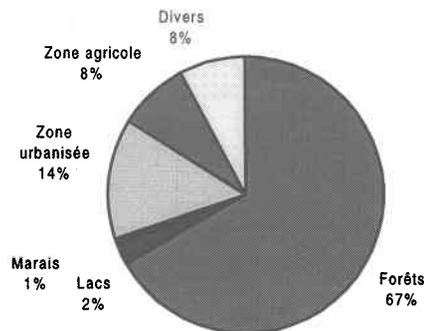


Figure 3.3 Occupation du sol du bassin versant de la rivière Saint-Charles. (Tirée de la carte topographique de Québec au 1/50 000^{ième}).

La population totale de la communauté urbaine avoisine les 500 000 habitants mais on peut estimer que 200 000 personnes vivent dans le sud du bassin (Ville de Québec, 1987) c'est-à-dire sur environ 70 km² soit une densité moyenne de près de 2800 habitants au km². En fait, cette densité est très variable selon les secteurs de la communauté.

L'agriculture est essentiellement concentrée dans le bassin de la rivière Lorette, c'est-à-dire au sud-ouest sur des sols favorables des basses terres du Saint Laurent. Les cultures sont celles liées à la production laitière. Il y a dans ce secteur une forte pression de l'urbanisation périurbaine qui tend à rogner les zones agricoles. De plus, à Valcartier, sur le bassin de la rivière Nelson, l'activité agricole qui domine est celle de l'élevage intensif de dindes (92 000 têtes).

Les principaux lacs sont situés dans la partie amont du bassin versant : les lacs Saint-Charles (3.9 km²), Beauport (0.8 km²) et Delage (0.4 km²). Des petits lacs se trouvent souvent à la source des rivières. Leur présence conditionne plusieurs phénomènes : ainsi par exemple, ils régularisent l'écoulement et constituent des stocks d'eau et des surfaces importantes pour l'évaporation. Ils sont le foyer d'une importante activité écotouristique.

Les surfaces déboisées sous les lignes électriques de haute tension représentent une surface, de l'ordre de quelques km², non négligeable (ex : bandes de 50 m à 150 m de large pour les lignes à haute tension). Ces lignes, gérées par Hydro-Québec, proviennent pour la plupart de centrales hydroélectriques du Nord de la province.

3.1.1.4 Caractéristiques des cours d'eau du bassin

La longueur totale de la rivière Saint-Charles est d'environ 32,7 km et sa pente moyenne est forte (0.4 %). La Figure 3.4 présente le profil en long de la rivière Saint-Charles. La rivière est canalisée dans ses quatre derniers kilomètres. Un barrage-écluse situé en aval permet de maintenir un niveau d'eau élevé lors de la traversée de la basse ville et de limiter l'influence des marées qui se font sentir sur le fleuve Saint-Laurent. Les principaux tributaires de la rivière Saint-Charles sont les rivières Jaune, Nelson, Lorette et Duberger. Ces rivières ont une pente moyenne relativement faible (Tableau 3.1). On retrouve, en amont du lac Saint-Charles, la rivière des Hurons dont la superficie et la pente sont élevées en comparaison avec les autres rivières du bassin (Tableau 3.1).

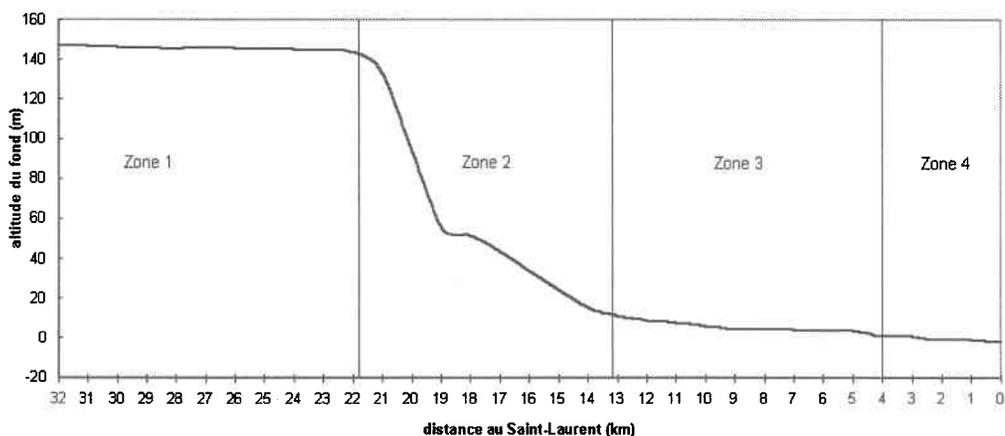


Figure 3.4 Profil en long de la rivière Saint-Charles.

Tableau 3.1 Caractéristiques des principaux affluents de la rivière Saint-Charles.

Cours d'eau	Longueur (km)	Surface du bassin (km ²)	Pente moyenne
la rivière des Hurons	22	135	1.8 %
la rivière Jaune	4.5	65	0.26 %
la rivière Nelson	9.6	69	0.13 %
la rivière Lorette	3.9	58	0.15 %
la rivière Duberger	8.2	52	0.3 %

3.1.2 La Communauté Urbaine de Québec

La CUQ couvre un territoire d'une superficie de 550 km². Elle comprend 13 municipalités dont 11 (312 km²) sont totalement ou partiellement incluses dans le bassin versant de la rivière Saint-Charles.

L'occupation du sol dans la CUQ se caractérise par l'importance des zones résidentielles dont la densité d'habitation est faible (autour de 30 logements / ha). Il s'agit de surfaces semi-imperméables qui peuvent accélérer l'écoulement. Il existe également un nombre très important de zones industrielles et commerciales disséminées sur le territoire. S'adaptant au mode de transport généralisé par automobile, ces zones comportent de vastes zones imperméables de stationnement. Les réseaux autoroutier et ferroviaire sont estimés à 15 km² environ, selon la CUQ.

En ce qui concerne la gestion des eaux usées, il existe, sur le territoire de la CUQ, deux bassins de drainage (Figure 3.5). Le bassin Ouest a une population de 220 000 personnes et un débit sanitaire moyen de 157 000 m³/j (Villeneuve *et al.*, 1992). Le bassin Est a une population de 250 000 habitants et un débit sanitaire moyen de 231 000 m³/j (Villeneuve *et al.*, 1992). Ces deux bassins sont desservis par un réseau majoritairement unitaire. En effet, 80% de la population de la CUQ est connectée au réseau unitaire. Les eaux usées sont acheminées et traitées aux deux stations d'épuration Ouest et Est. Les eaux traitées sont ensuite rejetées dans le fleuve Saint-Laurent au niveau des diffuseurs Ouest et Est.

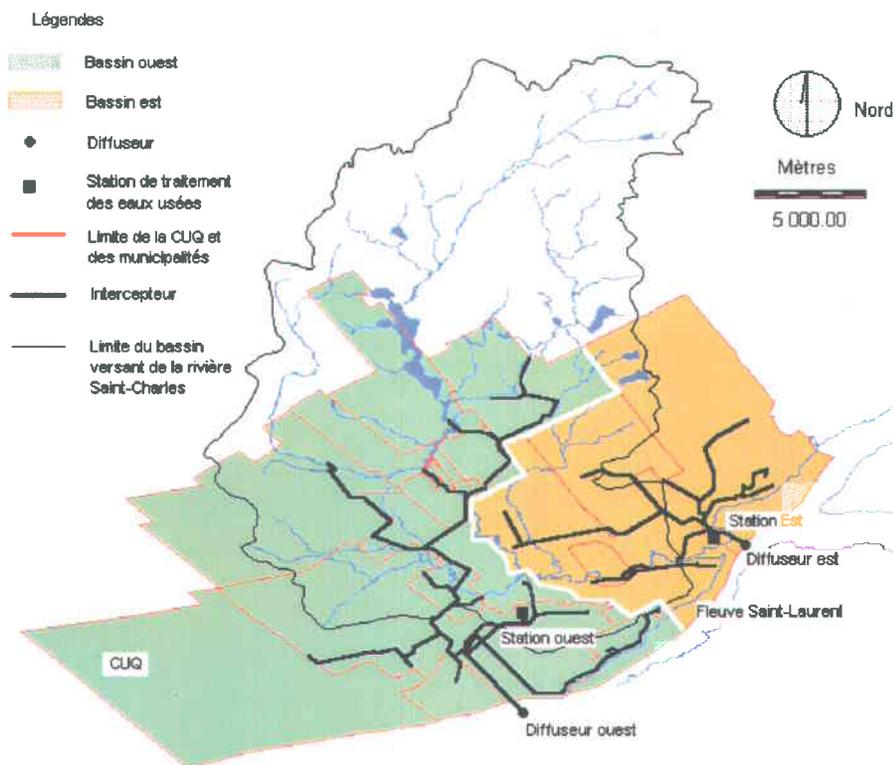


Figure 3.5 La communauté urbaine de Québec et son réseau d'intercepteurs.

3.1.3 Le cycle de l'eau et les contraintes environnementales

3.1.3.1 L'hydrologie

Le régime hydrologique de la rivière Saint-Charles et de son bassin est de type nivopluvial à deux maxima; un maximum de printemps correspondant à la fonte des neiges et des débits parfois importants au moment des pluies d'automne. Deux périodes d'étiage sont bien marquées : en hiver (janvier et février) et en été (juillet et août).

Les facteurs naturels qui régissent le régime hydrologique de la rivière Saint-Charles sont (Figure 3.6) :

- les apports naturels sous formes de précipitations solides ou liquides,
- l'évaporation sur les surfaces en eau libre,
- l'évapotranspiration.

Un certain nombre de facteurs anthropiques (Figure 3.6) vient perturber le régime hydrologique de la rivière Saint-Charles dont :

- Une prise d'eau potable, dans la rivière Saint-Charles, qui alimente plus de la moitié de la CUQ;
- Un barrage-seuil qui régularise cette prise d'eau au niveau du lac Saint-Charles;
- Un barrage-écluse qui se trouve à l'embouchure;
- Enfin, un réseau d'égouts de type unitaire qui couvre l'ensemble de la Communauté Urbaine de Québec.

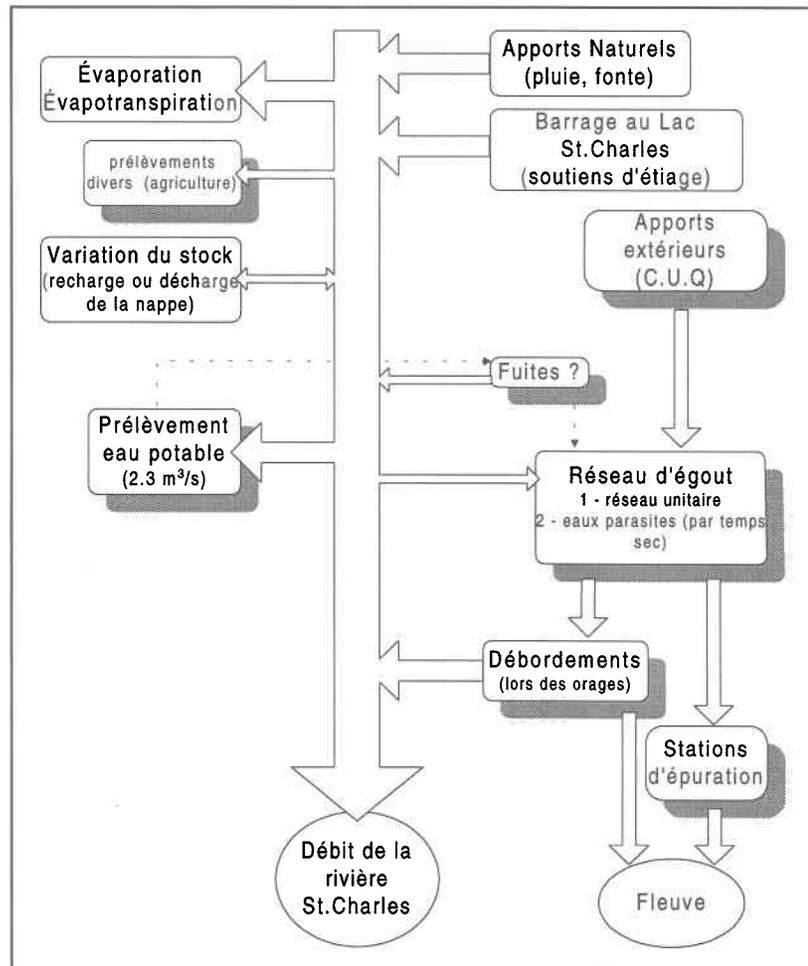


Figure 3.6 Facteurs influençant le débit de la rivière Saint-Charles. Les Facteurs artificiels sont soulignés en noir. Les facteurs naturels ne sont pas soulignés.

3.1.3.2 Les préoccupations environnementales

Des études ont montré qu'en été les débordements du réseau unitaire (DRU) de la CUQ par temps d'orage, également nommés surverses unitaires, causent une détérioration importante de la qualité de l'eau du milieu récepteur (Lavallée et Villeneuve, 1988). Le milieu particulièrement touché est la rivière Saint-Charles (dont la qualité de l'eau est

directement affectée par les débordements du réseau unitaire). Les surverses unitaires causent sur le milieu récepteur, une pollution toxique importante (métaux lourds, etc.), un déficit en oxygène et une forte pollution bactériologique. Les impacts des DRU sont difficiles à étudier car ils sont aigus (pointe de pollution brutale, effets à court terme) et chroniques (dégradation à long terme) (§ 2.1.2). À ce sujet, Lavallée (1989) a montré que la perturbation physico-chimique et bactériologique de l'eau peut se prolonger de 24 à 48 heures après l'épisode de ruissellement. De plus, l'analyse des sédiments et l'évaluation des charges accumulées au fond de la rivière montrent que ces sédiments, riches en matière organique, peuvent contribuer à une baisse de la quantité d'oxygène dissous dans l'eau. La demande en oxygène des sédiments est encore très forte 72 heures après la surverse unitaire. Lorsque 30 surverses arrivent entre le 15 mai et le 15 septembre, il apparaît que la période moyenne de temps sec est de 100 heures (Lavallée, 1989). Le milieu a donc peu de temps pour récupérer.

Les objectifs de dépollution des eaux dans la région de Québec sont la restauration et la protection des usages de l'eau (eau potable, baignade, protection de la vie aquatique). Ainsi, cinq axes prioritaires de protection de la qualité de l'eau, sur le territoire de la CUQ, ont été identifiés : (1) contrôle des MES, (2) réduction de la matière organique particulaire, (3) réduction de la contamination bactériologique, (4) contrôle des déversements de substances toxiques et (5) contrôle des matières flottantes, des huiles et graisses.

3.1.4 Les solutions

En matière de gestion des rejets de temps de pluie, la ville de Québec (Côté, 1996) propose une stratégie basée sur la construction de bassins de rétention et la renaturalisation du secteur aval de la rivière Saint-Charles dont les rives, sur les quatre derniers kilomètres, sont bétonnées. Ce projet se veut le point culminant d'une stratégie qui vise à identifier et à corriger les rejets de temps sec et de pluie et dont le but ultime est la protection du bassin versant dans le respect de tous les usages (eau potable, loisir,...).

Par ailleurs, depuis 1988, un logiciel du nom de SWIFT permettant le contrôle en temps réel des débordements (Wilson *et al.*, 1988) est en développement à l'INRS-Eau (Villeneuve *et al.*, 1992 ; 1996b). Ce logiciel, une fois appliqué sur le réseau de la CUQ,

va permettre de gérer en temps réel, c'est-à-dire lors de la phase d'opération du réseau, les débordements par temps de pluie.

3.1.5 Vers une gestion intégrée du bassin

Depuis la fin des années soixante-dix, le gouvernement du Québec a mis sur pied un Programme d'Assainissement des Eaux usées de la province de Québec (PAEQ) pour stimuler la politique d'épuration des eaux usées municipales, industrielles et agricoles (Gouin, 1983). Aujourd'hui (en 1997), 82% de la population est reliée à un réseau d'égouts. Néanmoins, malgré ces efforts, la qualité des rivières du Québec ne s'est guère améliorée. Les raisons de cet échec sont : (1) le manque d'intégration de l'ensemble des besoins et des usages de l'eau dans les projets de gestion et d'aménagement, (2) des interventions plus correctives que préventives, (3) les négligences des assainissements agricoles et industriels et (4) une juridiction éparpillée limitant la prévention (AQTE, 1992).

Au cours des dix dernières années, l'Association Québécoise des Techniques de l'Environnement (AQTE), le Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) en collaboration avec l'Institut National de la Recherche Scientifique - Eau (INRS-Eau) ont travaillé sur la définition d'un concept de gestion intégrée de l'eau à l'échelle du bassin versant (AQTE, 1992 ; 1993). Concrètement, cette conceptualisation a conduit au développement d'un plan de gestion intégrée qui précise les usages, les objectifs, les stratégies de planification ainsi que les acteurs de la gestion intégrée à l'échelle d'un bassin versant. En résumé, les points forts du système de gestion intégrée qui convient le mieux au Québec sont :

- (a) Une approche de gestion interactive et multisectorielle qui considère les aspects technologiques, économiques, sociaux, environnementaux et humains ;
- (b) Une utilisation rationnelle basée sur les besoins locaux et les priorités de développement ;
- (c) La participation des populations locales dans la conception et la réalisation des projets efficaces et rentables ;
- (d) Des mécanismes d'action propres à chaque région ; et
- (e) Le développement d'un outil informatisé.

Actuellement, un tel plan de gestion intégrée est en cours d'application, dans le cadre d'une étude pilote menée dans le bassin de la rivière Chaudière, par un comité régional

de bassin (COBARIC) qui regroupe l'AQTE, le MEF et des représentants de la population locale. D'autres études de gestion intégrée de l'eau à l'échelle du bassin versant suivent le pas. Les bassins impliqués sont, par exemple, celui de la rivière Saint-Charles qui est fortement urbanisé dans sa partie aval et celui de la rivière l'Assomption. De plus, la SQAE (Société Québécoise d'Assainissement des Eaux) a publié, à l'automne 1996, une réflexion sur la gestion de l'eau au Québec (SQAE, 1996) qui met en avant la nécessité de gérer l'eau à l'échelle du bassin hydrographique et de développer une politique de l'eau basée sur les principes de gestion intégrée. La réflexion concerne également la création d'agences de bassins et d'un organisme central, l'agence nationale de l'eau. Les agences de bassins regrouperaient plusieurs bassins hydrographiques et seraient des organismes régionaux d'intervention. Le rôle de l'organisme central serait de coordonner et d'harmoniser les actions des agences de bassins. Il fournirait aux agences support administratif, financier et technique. La SQAE indique, dans son rapport, que le projet de loi visant à établir les grandes lignes de cette politique pourrait être complété au cours de l'année 1997.

Pour ce qui concerne les bassins versants typiquement urbains au Québec, ils sont peu nombreux. Les principaux bassins urbains se situent près des agglomérations de Hull, de Montréal et de Québec. Les premiers éléments définissant la gestion intégrée de l'eau dans les zones urbaines de Québec ont été établis par l'INRS-Eau, le MEF et la Communauté Urbaine de Québec (CUQ) (Vescovi et Villeneuve, 1994 ; 1996a ; 1996b).

Au sujet du bassin versant de la rivière Saint-Charles, un rapport de synthèse a été publié en 1995 par la direction des écosystèmes aquatiques du MEF (Hébert, 1995). Ce rapport dresse un diagnostic actuel sur l'état des eaux de surface, les zones sensibles du bassin. Ce diagnostic a été réalisé à partir des données existantes et échantillonnées par ce même ministère. De plus, un atlas cartographique, sorti en 1997, (Gerardin et Lachance, 1997) propose un cadre écologique de référence comme outil d'aide à la gestion intégrée du bassin. Il s'adresse essentiellement aux urbanistes et aux aménagistes du territoire. Ce rapport propose des objectifs et des moyens d'action à prendre pour la gestion intégrée du bassin. Quatre domaines de l'aménagement du territoire sont considérés : (1) la gestion des ressources naturelles, (2) la gestion des milieux naturels, (3) la gestion du développement urbain et (4) la gestion des équipements.

3.2 La modélisation

3.2.1 Approche choisie

En vue de modéliser le système hydro-bio-chimique du bassin de la rivière Saint-Charles (Figure 3.7), trois grandes étapes ont été réalisées (Figure 3.8) : (1) modélisation des phénomènes hydrologiques, (2) estimation des sources de pollution (localisation des débordements du réseau d'égouts unitaire, apport de polluants) et (3) modélisation de la qualité de l'eau en rivière. Les étapes de modélisation sont réalisées en utilisant des modèles déterministes avec les données existantes. Les trois étapes ont été réalisées en suivant une approche méthodologique structurée et hiérarchisée. Cette approche méthodologique présentée au Tableau 3.2 définit quatre niveaux. Le premier concerne l'inventaire préliminaire des données disponibles sur le bassin versant. Le deuxième niveau concerne les premières analyses statistiques faites avec les données récoltées. Le troisième niveau concerne une étape intermédiaire de modélisation. Il s'agit essentiellement la modélisation hydrologique du bassin. Enfin le quatrième niveau concerne la modélisation déterministe avancée.

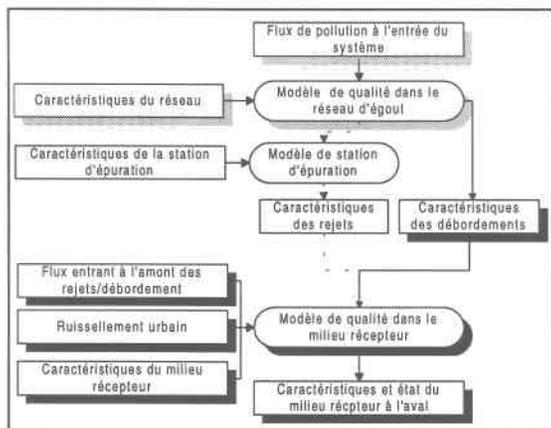


Figure 3.7 Système hydro-bio-chimique de la région de Québec et du bassin de la rivière Saint-Charles et organisation des modèles (ovales). Les éléments en gris et noir concernent la rivière Saint-Charles. Nous ne nous préoccupons que des éléments en noir.

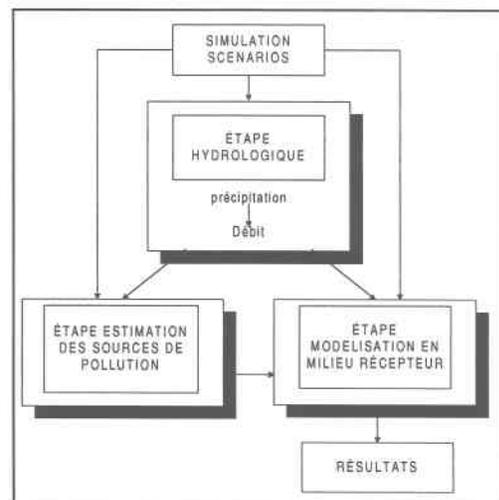


Figure 3.8 Étapes de la démarche de modélisation Hydro-bio-chimique.

Tableau 3.2 Approche hiérarchique en vue de l'analyse de la qualité de l'eau des rivières du bassin de la Saint-Charles (adapté de : Medina, 1986).

Niveau	Tâches	Données et outils
I : Inventaire préliminaire.	<ul style="list-style-type: none"> - Récolte des cartes de base, des zones écologiques; - Récolte des données historiques sur l'hydrologie et la qualité de l'eau du bassin versant; - Rapports de surveillance des cours d'eau du bassin venant du MEF; - Calcul de routine des moyennes, des extrêmes sur les débits et les données de qualité; - Inventaire de sources ponctuelles et diffuses de pollution; - Identification de l'utilisation du sol; - Estimation sommaire de la qualité biologique des futurs segments de rivière modélisés; - Localisation et estimation des débordements du réseau en temps de pluie; - Gestion préliminaire des données à l'aide d'un SIG. 	<ul style="list-style-type: none"> - Données brutes; - Cartes brutes; - Logiciels graphiques et statistiques, tableurs, etc.; - SIG.
II : Analyse statistique des données de qualité et des fréquences de débordement.	<ul style="list-style-type: none"> - Analyse statistique des débits dans le bassin versant et des débits de débordement du réseau d'égouts; - Analyse statistique des données de qualité; - Identification des impacts potentiels sur la qualité de l'eau établie à partir du bilan des fréquences de rejet de polluants débordés en temps de pluie; 	<ul style="list-style-type: none"> - Données hydrologiques et de qualité des rivières du bassin; - Micro-ordinateur; - Logiciels graphiques et statistiques, tableurs, etc.; - SIG.
III : Étape intermédiaire de modélisation déterministe.	<ul style="list-style-type: none"> - Choix des modèles et sélection - Modélisation hydrologique du bassin et du réseau d'égouts pour comprendre le comportement global de la zone étudiée ; - Simulation en régime permanent ; - Utilisation préliminaire des modèles de qualité - Visualisation des résultats de simulation de l'état existant ; - D'après l'analyse des données historiques déterminer si les hypothèses du modèle sont confirmées. 	<ul style="list-style-type: none"> - Micro-ordinateur - Logiciels graphiques et statistiques, tableurs etc., - Modèle hydrologique : - Modèle de simulation des débordements du réseau ; - Modèle de qualité ; - SIG.
IV : Modélisation déterministe avancée. Modélisation éco-systémique. Comparaison avec les normes de qualité.	<ul style="list-style-type: none"> - Simulation déterministe des variables de qualité d'eau ; - Estimation des dommages sur l'écosystème aquatique possible en se basant sur la fréquence et la durée des dépassements des normes de qualité; - Les normes sont reliées à l'usage (eau de boisson, baignade, intégrité écologique); - Utilisation des modèles de qualité basés sur des concepts écosystémiques; - Visualisation des résultats de simulation de l'état existant et de celui provenant de scénarios de gestion intégrée. 	<ul style="list-style-type: none"> - Micro-ordinateur; - Logiciels graphiques et statistiques, tableurs etc.; - Modèle hydrologique ; - Modèle de simulation des débordements du réseau ; - Modèle de qualité ; - SIG.

3.2.2 Origine et récolte des données

Longue et fastidieuse, la récolte des données est une étape très importante. Elle correspond au premier niveau de l'approche proposée (Tableau 3.2). Les données météorologiques proviennent de la station météorologique d'Environnement Canada située à l'aéroport de Québec. Les données hydrométriques (profils en travers des principales rivières du bassin) ainsi que les coefficients de Manning des rives, proviennent de la direction du domaine hydrique du MEF (Boucher et Hébert, 1990). Les données hydrologiques et de qualité sont celles échantillonnées aux stations de la direction des écosystèmes aquatiques du MEF. Sur le bassin de la rivière Saint-Charles, ces dernières stations sont localisées le long de la rivière Saint-Charles et sur ses tributaires principaux : les rivières Jaune, Nelson, Lorette, Duberger et des Hurons (Figure 3.9). Les données hydrologiques et celles de qualités sont échantillonnées sur des stations dont les localisations sont très différentes. De plus, les dates des campagnes d'échantillonnage pour les données hydrologiques sont différentes de celles des données de qualité (Tableau 3.3). Ce point est très important pour la modélisation hydro-bio-chimique.

Tableau 3.3 État des données météorologiques, hydrologiques et de qualité des rivières du bassin de la rivière Saint-Charles en 1994.

Nom de la rivière	Numéro de la station d'échantillonnage et années d'observations			État de la rivière
	Météorologie	Hydrologie	Qualité de l'eau	
Saint-Charles	7016294 Aéroport de Ste.Foy 7011309 Charlesbourg 7012232 Québec	050904 : 1969-1993	05090001 : 1967-1970 05090002 : 1973-1994 05090003 : 1978-1994 05090016 : 1990, 92-93 05090017 : 1994	Non polluée à la station 05090016, l'aval du lac Saint-Charles à fortement polluée dès la traversée de la CUQ. Affectée par les débordements du réseau de la CUQ.
Lorette	idem	050905 : 73-76; 83-86 050910 : 1986-1989	05090014 : 1990, 92-93	Polluée et affectée par les débordements du réseau de la CUQ.
Jaune	idem	050906 : 1983; 85-89	05090011 : 1990, 92-93	Satisfaisante
Duberger	idem	050907 : 1983-1989	05090015 : 1990, 92-93	Polluée et affectée par les débordements du réseau de la CUQ.
Nelson	idem	050908 : 1983; 85-89	05090013 : 1990, 92-93	
Des Hurons	idem	050912 : 1994	05000012 : 1990, 92-93	Non polluée

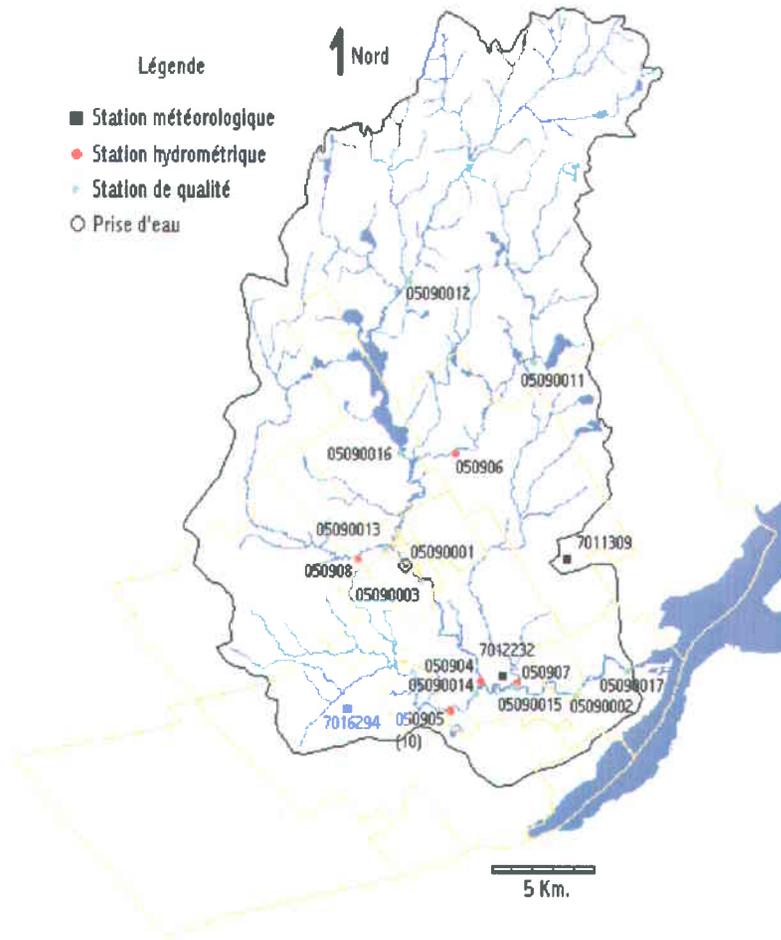


Figure 3.9 Localisation des stations météorologiques, hydrologiques et de qualité dans le bassin de la rivière Saint-Charles.

Les données concernant les points de débordement du réseau de la CUQ proviennent du plan de réseau d'égout régional. Nous avons sélectionné les principaux régulateurs qui ont été choisis et utilisés dans la schématisation du modèle SWIFT (Tableau 3.4). L'information concernant le milieu récepteur touché par le débordement d'un régulateur nous a été fournie par le bureau d'ingénieurs-conseils BPR². Tous les régulateurs sont visualisés sur la carte du plan du réseau d'égout régional de 1989. Cette carte est disponible, sous format numérique, auprès de la CUQ.

Les débordements du réseau Ouest affectent le fleuve Saint-Laurent sauf pour les régulateurs Mgr Dumas, de L'Hopital et Durand Lessard qui affectent la rivière Saint-

² BPR ingénieurs-conseils. 4655, boulevard Wifrid-Hamel, Québec, (QC), Canada, G1P 2J7. Tél. (418) 871-8151. Fax. (418) 871-9625

Charles environ au 18^{ième} Km (soit au milieu du tronçon 2 de la Figure 3.16). Les régulateurs Myrand et Talus affectent la rivière Saint-Charles environ au 8^{ième} Km, c'est à dire après la confluence de la rivière Duberger avec la rivière Saint-Charles (soit au milieu du tronçon 3 de la Figure 3.16). Au total cinq régulateurs du réseau Ouest affectent la rivière Saint-Charles. Les débordements du réseau Est affectent le fleuve et la rivière Saint-Charles. Les débordements se concentrent dans la partie terminale du tronçon 3 à l'aval de la rivière Duberger et dans le tronçon 4. Cette localisation approximative est tirée de la carte du plan du réseau d'égouts régional (CUQ, 1989).

Tableau 3.4 Principaux régulateurs des réseaux Ouest, Est-est, Est-ouest de la CUQ et nom du milieu récepteur touché par les débordements.

Identifica- teur utilisé par la CUQ	Numéro utilisé dans la schématis ation SWIFT	Nom du régulateur	Milieu récepteur touché
Réseau Ouest			
2	0	de L'Hôpital	rivière Saint-Charles
1	1	Lessard-Durand	rivière Saint-Charles
6	2	Jones	fleuve Saint-Laurent (plage Jacques Cartier)
5	3	De la Suete	fleuve Saint-Laurent (plage Jacques Cartier)
3	4	des Talus	rivière Saint-Charles
0	5	exutoire	fleuve Saint-Laurent
4	6	Myrand	rivière Saint-Charles
19	7	Longchamp	fleuve Saint-Laurent (vis-à-vis de Sillery)
15	8	Augustines	fleuve Saint-Laurent (vis-à-vis de Sillery)
16	9	Saint-Louis	fleuve Saint-Laurent (vis-à-vis de Sillery)
13	10	De L'Eglise	fleuve Saint-Laurent (vis-à-vis de Sillery)
12	11	Beaulieu	fleuve Saint-Laurent (vis-à-vis de Sillery)
11	12	Lemoine	fleuve Saint-Laurent (vis-à-vis de Sillery)
10	13	Coulonge	fleuve Saint-Laurent (vis-à-vis de Sillery)
9	14	Du Ravin	fleuve Saint-Laurent (vis-à-vis de Sillery)
8	15	Gilmour	fleuve Saint-Laurent (vis-à-vis de Sillery)
20	16	Dijon	fleuve Saint-Laurent (plage Jacques Cartier)
18	17	Ross	fleuve Saint-Laurent (vis-à-vis de Sillery)
17	18	Poste de pompage #11	fleuve Saint-Laurent (vis-à-vis de Sillery)
21	19	Mgr Dumas	rivière Saint-Charles
14	20	Poste de pompage #10	fleuve Saint-Laurent (vis-à-vis de Sillery)
7	21	simule le tunnel	
Réseau Est-est			
100	0	exutoire	fleuve Saint-Laurent
114	1	Champfleury	fleuve Saint-Laurent (estuaire Saint-Charles)
101	2	Lortie	fleuve Saint-Laurent
102	3	de la Station	fleuve Saint-Laurent
103	4	Dery	fleuve Saint-Laurent

110	5	Massabielle	fleuve Saint-Laurent
104	6	T.P. 9-126	fleuve Saint-Laurent
112	7	P.P. #18	fleuve Saint-Laurent
113	8	François Xavier	fleuve Saint-Laurent
111	9	p.p. #16	fleuve Saint-Laurent
106	10	Robert-Giffard	fleuve Saint-Laurent
107	11	p.p. Baron Rouge	fleuve Saint-Laurent
108	12	Duplessis	fleuve Saint-Laurent
109	13	p.p. #17	fleuve Saint-Laurent
105	14	Vortex	fleuve Saint-Laurent
Réseau Est-ouest			
200	0	exutoire	rivière Saint-Charles
216	2	L'Espinay	rivière Saint-Charles
212	3	1ère ave	rivière Saint-Charles
233	4	des Oblats	rivière Saint-Charles
206	5	St-Ambroise, St-Charles	rivière Saint-Charles
205	6	St-Luc	rivière Saint-Charles
204	7	Guyart	rivière Saint-Charles
203	8	Victoire	rivière Saint-Charles
230	9	Hubert Fleur-de-Lys	rivière Saint-Charles
232	10	Turcotte	rivière Saint-Charles
210	11	Chanoine-Cote	rivière Saint-Charles
228	12	Prince Édouard	rivière Saint-Charles
222	13	Cote du palais	rivière Saint-Charles
209	14	Pierre-Bertrand	rivière Saint-Charles
215	15	Guy.-Lec.	rivière Saint-Charles
231	16	P.P. #25	rivière Saint-Charles
207	17	Parent	rivière Saint-Charles
202	18	Saint-Sacrement	rivière Saint-Charles
208	19	Nord-Ouest	rivière Saint-Charles
201	20	Maree-Haute	
211	21	Limoilou	rivière Saint-Charles
229	22	Blvd Laurentien	rivière Saint-Charles
224	23	dev Dufferin	rivière Saint-Charles (surplus dans le fleuve)
223	24	des glacis (A)	rivière Saint-Charles (surplus dans le fleuve)
226	25	Saint-Roch	rivière Saint-Charles
218	26	Cote de la mont.	fleuve Saint-Laurent
217	27	Poste St-Andre	fleuve Saint-Laurent
220	28	de la Canoterie	rivière Saint-Charles (surplus dans le fleuve)
221	29	Port Dauphin	fleuve Saint-Laurent
225	30	Grands_Vents	fleuve Saint-Laurent
213	31	22ieme rue	rivière Saint-Charles
214	33	T.P. 4ieme ave.	rivière Saint-Charles
219	34	SST Limoilou	rivière Saint-Charles
227	35	des glacis (B)	rivière Saint-Charles (surplus dans le fleuve)

3.2.3 Critères de choix des modèles

L'analyse hydro-bio-chimique est réalisée à partir de modèles dont le choix, pour leur utilisation, répond aux critères de sélection suivants :

- (1) Le modèle doit être utilisable avec les données à disposition;
- (2) Le modèle doit être convivial et, si possible, être sous version Windows;
- (3) Le modèle doit représenter les phénomènes naturels de manière simple (simplicité des équations et nombre minimal de paramètres);
- (4) Le modèle doit être facilement disponible et le code source doit être facilement accessible (disponibilité sur Internet).

Le choix d'un modèle hydrologique dépend du but recherché : connaissance des processus hydrologiques ou gestion. Veut-on disposer de données précises (ce qui a un coût) ou simplement d'ordre de grandeur? Saameli (Saameli *et al.*, 1996) présente une étude comparative des différents modèles disponibles parmi lesquelles CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995), HYDROTEL (Fortin *et al.*, 1995), TOPMODEL (Beven et Kirky, 1979), SHE (Abbott *et al.*, 1986a ; 1986b). On peut ajouter à cette liste, le modèle allemand NASIM (Ostrowski et Alsenz, 1990) et le modèle américain HSPF (Johanson *et al.*, 1984) qui possède un module pour les zones urbaines qui est souvent utilisé en Amérique du Nord.

Nous avons opté pour CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) pour les raisons suivantes :

- Développé à l'INRS-Eau, il est très facilement disponible ;
- C'est un modèle déjà largement utilisé sur de nombreux bassins versants au Québec, au Canada, aux États unis, en Europe et en Afrique (WMO, 1986) ;
- Une version a été développée sous une forme très conviviale sous Windows ;
- Il s'adapte à des conditions où les données d'entrée sont limitées ;
- Le pas de temps de travail (journalier) est suffisant pour le but du travail.

La version Windows de CEQUEAU est disponible sur Internet, à l'adresse suivante : (<http://www.inrs-eau.quebec.ca/cequeau/>).

Les modèles de qualité se divisent entre ceux développés pour la gestion de la ressource et ceux développés pour la connaissance scientifique des processus bio-chimiques en rivière (voir description des modèles de qualité en Annexe B). QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987), a été choisi. Ce modèle qui appartient à la première catégorie répond le mieux aux 4 critères cités. Sa version Windows est disponible sur Internet à l'adresse suivante : http://www.epa.gov/docs/QUAL2E_WINDOWS/). Lors de la sélection d'un modèle de qualité, d'autres modèles plus complexes (plutôt développés pour la connaissance scientifique des processus bio-chimiques en rivière) ont également été considérés. C'est le cas par exemple, du modèle RIVE (Billen et Allardi, 1993) qui n'a pas

été utilisé car il ne répond pas aux critères (3) et (4). Une description détaillée de RIVE est présentée dans l'Annexe B.

3.2.4 Description des modèles utilisés

3.2.4.1 CEQUEAU

Le modèle hydrologique CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) est un modèle conceptuel distribué à réservoir (Annexe C). La discrétisation du bassin versant est basée sur un découpage en « carreaux entiers » et en « carreaux partiels ». Par ce découpage, le modèle considère les variations spatiales et temporelles des caractéristiques physiques du bassin versant. CEQUEAU permet de calculer les débits aussi bien aux points de jaugeage qu'en n'importe quel autre endroit. Il offre la possibilité de simuler l'existence de réservoirs artificiels et de prendre en compte les variations spatio-temporelles des caractéristiques physiographiques (comme par exemples les surfaces imperméables).

Le modèle compte deux parties principales visant à décrire l'écoulement de l'eau vers l'exutoire d'un bassin versant. La première partie, désignée par le terme de « fonction de production » (Annexe C), concerne l'écoulement vertical de l'eau. Les principaux phénomènes sont la pluie, la fonte de neige, l'évapotranspiration, l'infiltration et le jeu des réserves superficielles et profondes. Ces processus sont conceptuellement représentés par trois réservoirs ; un réservoir sol (zone non saturée), un réservoir nappe (zone saturée) et un réservoir lacs et marais. Ces réservoirs communiquent entre eux à l'aide de relations mathématiques reproduisant, à l'échelle journalière, les différents transferts de masse. Ce bilan vertical est calculé sur chaque carreau entier. Ainsi, un volume d'eau sur chaque carreau entier est disponible pour le transfert en rivière. Dans CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995), ce transfert se fait de carreaux partiels à carreaux partiels. C'est la deuxième partie du modèle désignée par le terme de « fonction de transfert » (Annexe C). Le volume d'eau disponible sur un carreau partiel est obtenu en multipliant celui produit sur le carreau entier par le pourcentage de recouvrement du carreau partiel considéré. Ce volume est ajouté aux volumes entrant dans ce carreau depuis le ou les carreaux partiels directement en amont. Le volume résultant devient le volume disponible pour le transfert vers le carreau immédiatement en aval. Ce processus est répété de carreaux partiels en carreaux partiels jusqu'à l'exutoire.

Donc, Pour simuler le débit, CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) a besoin des données physiographiques qui sont préparées à partir des données générales des carreaux (% forêt, % eau, % marais dans les carreaux entiers, % de la superficie des carreaux partiels, sortie de l'écoulement de chaque carreau partiel) et les données du bassin versant (superficie en Km² du bassin et des sous bassins). CEQUEAU a également besoins des données hydrométriques et météorologiques.

3.2.4.2 QUAL2E

QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987) développé par l'US-EPA est un modèle de qualité de l'eau en rivière de caractère unidimensionnel. C'est un modèle déterministe basé sur la description mathématique des processus bio-chimiques participant au bilan de l'oxygène dissous. Il simule la qualité de l'eau des cours d'eau suffisamment étroits pour négliger la dispersion latérale. Il est intéressant pour sa vision synthétique de l'écosystème, sa simplicité (relative) des équations bio-chimiques ainsi que sa capacité à être légèrement modifié pour mieux répondre à un problème particulier (Crabtree *et al.*, 1986).

Par ailleurs, la version Windows de QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987), qui a été utilisée, permet d'effectuer des analyses d'incertitudes (simulations Monte Carlo) sur les données d'entrée et les paramètres des cinétiques des réactions bio-chimiques.

QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987) permet de simuler de 1 à 11 constituants de la qualité de l'eau en rivière. Il utilise un schéma de solution numérique par différences finies. Le cours d'eau est divisé en tronçons et est subdivisé en un certain nombre d'éléments de calcul pour fin de solution numérique. Les tronçons possèdent des caractéristiques physiques et bio-chimiques uniformes. Pour chaque élément de calcul, un bilan hydraulique, un bilan thermique et un bilan massique sont écrits. Les mécanismes majeurs du transport (dispersion et advection) sont considérés dans les bilans massiques. La masse d'un constituant peut être exporté de, ou ajoutée à, l'élément par des processus de transport, par des sources (sources benthiques) ou des pertes (transformations biologiques) internes, par des sources (rejets d'eau usée) ou des pertes (prises d'eau) externes. L'équation (1) de conservation de masse est utilisée dans QUAL2E pour décrire l'évolution spatiale et temporelle des concentrations en rivière. La dispersion est représentée par le premier terme du membre de droite de l'équation,

l'advection par le second, les sources ou les pertes internes par le troisième et les sources ou les pertes extérieures par le quatrième terme.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial \left(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial X} \right)}{A_x \partial X} - \frac{\partial (A_x \bar{u} C)}{A_x \partial X} + \frac{dC}{dt} + \frac{s}{V} \quad (1)$$

avec

C	:	concentration de l'indice de qualité	ML^{-3}
A_x	:	aire de la section transversale du cours d'eau	L^2
\bar{u}	:	vitesse moyenne de l'écoulement	LT^{-1}
T	:	temps	T
X	:	distance selon l'axe longitudinal	L
D_L	:	coefficient de dispersion	L^2T^{-1}
s	:	terme de gains et de pertes externes	MT^{-1}
V	:	volume d'un élément de calcul	L^3

3.2.5 Modélisation hydrologique

3.2.5.1 Démarche de modélisation hydrologique

La modélisation de l'hydrologie du bassin de la rivière Saint-Charles a consisté à (1) discrétiser le bassin, (2) déterminer le sens de l'écoulement des eaux de surfaces (Figure 3.10), (3) caler les paramètres et (4) extraire les débits nécessaires à QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987). Léville (1995) présente, en détail, l'étude hydrologique qui a été menée.

Pour prendre en compte la prise d'eau dans la rivière Saint-Charles, on a utilisé le module EXUBIS de CEQUEAU (Morin, *et al.*, 1995). Pour considérer les surfaces imperméables en aval du bassin, c'est à dire dans la zone fortement urbanisée, on a utilisé le module SURFACEIMPERM de CEQUEAU. Le calage des paramètres s'est fait sur des données échantillonnées à la station 050904 située sur la rivière Saint-Charles (Tableau 3.1). Le bassin versant en amont de cette station représente environ 70% de la superficie du bassin versant de la rivière Saint-Charles. Pour connaître les débits aux stations de qualité et en n'importe quel autre point du bassin, des stations fictives ont été placées (Tableau 3.1). Leur position est choisie en fonction de la modélisation de la qualité (voir Figure 3.10). Par ailleurs, le modèle CEQUEAU étant utilisé à des fins de diagnostic de situations passées et non de pronostic (de situations futures) du bassin, aucune validation du modèle n'a été réalisée.

Tableau 3.5 Coordonnées IJ des stations réelles, fictives, de l'embouchure et du module EXUBIS en vue de la modélisation avec CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995).

	Référence I-J	Numéro du carreau entier	Numéro du carreau partiel
Station fictive (sortie du lac)	15-17 A	63	90
Station réelle 050906	17-17 A	59	99
Station réelle 050908	14-15 A	58	88
EXUBIS	15-15 B	44	61
Station fictive (aval prise d'eau)	16-14 A	31	44
Station réelle 050904	17-13 A	23	26
Station réelle 050905	16-11 A	24	27
Station réelle 050907	18-12 A	7	13
Station fictive (qualité 050902)	19-12	4	4
Amont embouchure	21-12	1	1

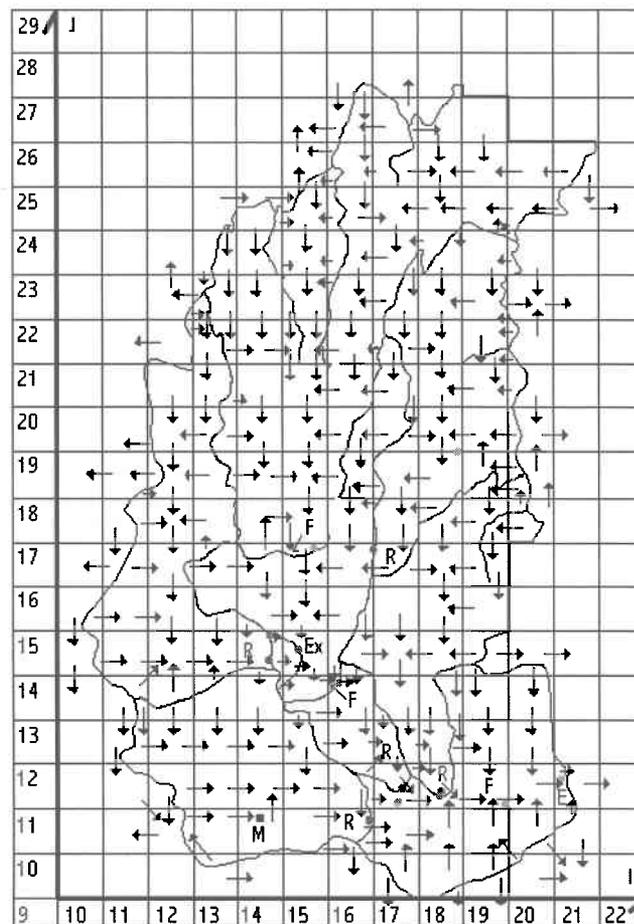


Figure 3.10 Discrétisation et sens de l'écoulement du bassin de la rivière Saint-Charles pour CEQUEAU. Ex localise la prise d'eau dans la rivière Saint-Charles, R les stations réelles, F les stations fictives, M la station météorologique et E l'embouchure du bassin.

3.2.5.2 Calage des paramètres et optimisation

Ce paragraphe présente les grandes lignes directrices du calage des paramètres de CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) pour le bassin de la rivière Saint-Charles. Trois grandes étapes ont été réalisées pour ce calage. La première étape concerne un calage par essais et erreurs à partir d'un jeu de paramètres provenant d'un autre bassin déjà calé. La deuxième étape concerne un calage automatique à l'aide d'un programme d'optimisation. La troisième étape concerne un calage fin des paramètres. Lévite (1995) présente en détail la procédure de calage développée.

La première étape du calage a été faite en utilisant les paramètres déjà choisis sur le bassin de la rivière EATON, situé en Estrie au sud du Québec. Ce bassin a été choisi car sa superficie de 630 km² est proche de celle du bassin de la rivière Saint-Charles. De plus, le bassin de la rivière EATON est essentiellement forestier et par ce fait la partie amont du bassin de la rivière Saint-Charles lui est similaire.

Les premiers résultats des simulations des débits interannuels ont été médiocres avec un coefficient de Nash (Nash et Sutcliff, 1970) de 0.03. Puis, après que certains paramètres aient été modifiés par essais et erreurs, une amélioration des résultats a été constatée. Le critère d'ajustement a été basé sur les débits interannuels puis sur les débits annuels avec comme préoccupation de retrouver un bon synchronisme des crues de printemps. Cela a amélioré plus rapidement le coefficient d'efficacité de Nash. L'amélioration des résultats a été dans un premier temps rapide puis de plus en plus difficile. L'ajustement a été très bon sur les débits cumulés ou les débits interannuels en ajustant les paramètres. Toutefois, la situation suivante a rapidement été atteinte : une amélioration des résultats certaines années mais une détérioration pour d'autres années.

La deuxième étape du calage a consisté à utiliser CEQUEOPT pour obtenir un jeu de paramètres qui donne un bon ajustement (avec un minimum d'erreur) entre valeurs observées et simulées. CEQUEOPT est un programme d'optimisation optionnel de CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) qui trouve automatiquement quelques-uns des paramètres du modèle. L'optimisation se fait en maximisant ou minimisant une fonction objectif, parmi quatre disponibles. Les 4 fonctions objectives disponibles sont : somme des carrés des différences, critère NTD (Nash et Sutcliff, 1970), somme des différences absolues et le critère NS (Nash et Sutcliff, 1970). L'approche choisie pour cette étude a été une minimisation de la somme des différences des carrés des différences et une

maximisation des critères de Nash (Nash et Sutcliffe, 1970). Le but recherché a été d'obtenir une variation des paramètres entre des bornes ; donc pas un jeu de paramètres uniques. Cette variation a été fixée par la réalité physique ou par les auteurs. Dans ce cadre, CEQUEOPT donne des résultats intéressants.

L'optimisation a été menée sur :

- L'ensemble des données disponibles à la station hydrométrique 050904 située sur la rivière Saint-Charles. Il est à noter que ce calage à cette seule station peut impliquer une non-adéquation des paramètres sur les sous-bassins et, en particulier, les sous-bassins urbains.
- Une période de 11 ans (janvier 1982 à décembre 1992), ce qui permet d'obtenir des paramètres plus rigoureux que sur une période plus courte. Des essais sur une période de 4 années, prises de façon aléatoire, donnaient des paramètres totalement inadaptés à l'ajustement interannuel.

L'optimisation a été effectuée sur les 6 paramètres fondamentaux, régissant la fonte des neiges, et les 10 paramètres des réservoirs SOL-MARAIS-NAPPE. Tous ces paramètres doivent être proposés à CEQUEOPT et classés par ordre de priorité. Certaines valeurs de paramètres proposées par CEQUEOPT n'ont pas été retenues, car elles paraissaient en contradiction avec la physique du phénomène. Par exemple, CEQUEOPT donnait au paramètre de seuil de transformation pluie-neige, qui était classé paramètre prioritaire, la valeur de 1.5°C alors que la valeur -1°C était proposée initialement. Par ailleurs, il est important de s'assurer de la cohérence globale des valeurs. Par exemple, le taux de fonte en forêt doit toujours être inférieur au taux de fonte en clairière.

La dernière étape a consisté en une phase de calage fin. En effet, l'optimisation ne peut pas être faite sur des périodes limitées de l'année, comme l'été par exemple. Pour affiner les données saisonnières, une phase de calage fin a été nécessaire. Pour obtenir de meilleurs résultats, l'utilisation des courbes de débits cumulés s'est avérée fructueuse. Après avoir testé plusieurs paramètres sans succès, il a fallu « jouer » sur l'évapotranspiration en modifiant l'exposant de la formule de Thornthwaite. Les résultats se sont bien améliorés, cette évapotranspiration compense sans doute les pertes diverses (réseau d'égouts en particulier) sur le bilan. Le Tableau 3.6 présente la valeur des paramètres pour le bassin de la rivière Saint-Charles après calage.

Tableau 3.6 Paramètres optimisés du modèle CEQUEAU pour le bassin de la rivière Saint-Charles (période de calage de janvier 1982 à décembre 1992).

abréviation	description	valeurs
Paramètres des réservoirs SOL-MARAIS-NAPPE		
CIN	Coefficient d'infiltration du réservoir SOL au réservoir NAPPE	0.35
CVMAR	Coefficient de vidange du réservoir LACS et MARECAGES	0.1468
CVNB	Coefficient de vidange du réservoir NAPPE (vidange basse)	0.0561
CVNH	Coefficient de vidange du réservoir NAPPE (vidange haute)	0
CVSB	Coefficient de vidange du réservoir SOL (vidange basse)	0.0232
CVSI	Coefficient de vidange du réservoir SOL (vidange intermédiaire)	0.2061
HINF (mm)	seuil d'infiltration vers la nappe	68.31
HINT (mm)	seuil de vidange intermédiaire du réservoir SOL	62.18
HMAR (mm)	seuil de vidange du réservoir LACS et MARECAGES	250
HNAP (mm)	seuil de vidange du réservoir NAPPE	50.06
HRIMP (mm)	hauteur de précipitation pour qu'il y ait ruissellement sur une surface imperméable	1.0
HSOL (mm)	hauteur du réservoir sol	93.56
Paramètres de la fonte des neiges		
STRNE (°C)	seuil de transformation pluie-neige	-1
TFC (mm/°C/j)	taux de fonte en forêt	2.92
TFD (mm/°C/j)	taux de fonte en clairière	6
TSC (°C)	seuil de température de fonte en forêt	-1.9775
TSD (°C)	seuil de température de fonte en clairière	-5
TTD	coefficient de déficit calorifique de la neige	0.7
TTS (°C)	seuil de mûrissement du stock de neige	-4.16
Paramètres de l'évapotranspiration		
EVNAP (de 0 à 1.0)	pourcentage d'évapotranspiration pris dans le réservoir NAPPE	0.1
HPOT (mm)	seuil de prélèvement de l'eau a un taux potentiel	40
XAA	exposant de la formule de Thornthwaite	0.96
XIT	valeur de l'index thermique de Thornthwaite	30
Paramètres et constante du transfert		
EXXKT	Paramètres d'ajustement du coefficient de transfert	0.001
ZN (j)	temps de concentration du bassin	1
Paramètres et constantes divers		
COET (°C/1000m)	coefficient de correction des températures avec l'altitude	-4
COEP(mm/mètre/an)	coefficient de correction des précipitations avec l'altitude	0.75
JOEVA	variables décalant la date d'insolation potentielle maximale	80
JOENI	respectivement pour l'évapotranspiration et pour la neige	80
XINFMA (mm/j)	infiltration maximale par jour	33.2
XLA (X°X')	latitude moyenne du bassin versant	4655
TRI	pourcentage de surface imperméable	0.05

3.2.5.3 Résultats

Les simulations avec CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) sont bonnes pour l'amont du bassin. À la station 050904, on obtient une bonne valeur (0.9911 pour le débit moyen mensuel interannuel, 0.8897 pour les débits mensuels, 0.9724 pour le débit moyen journalier interannuel, 0.8047 pour les débits journaliers) du coefficient de Nash (Nash et Sutcliffe, 1970) entre les débits simulés et observés (Figure 3.11, Figure 3.12 et Tableau 3.7).

Néanmoins, les simulations sont moins bien corrélées avec les valeurs observées pour les bassins des principaux tributaires (Figure 3.13, Figure 3.14). Le Tableau 3.7 indique que les coefficients de Nash, par exemple pour les moyennes interannuelles des débits moyens mensuels aux stations situées sur les tributaires 050905, 050906, 050907, 050908 sont respectivement 0.304, 0.8641, 0.6577 et 0.7939. Ils sont systématiquement moins bons que celui (0.9911) de la station 050904. Le jeu de paramètres fixé après calage à la station 050904 donne de moins bons résultats aux autres stations qu'elles soient dans la zone où le calage a été fait (station 050906 et 050908) ou qu'elles ne le soient pas (station 050905 et 050907). Le jeu de paramètres semble particulièrement inadéquat pour la rivière Lorette (station 050905) où le Nash est de 0.304 pour les moyennes interannuelles des débits moyens mensuels, de 0.4206 pour les débits moyens mensuels, de 0.3955 les moyennes interannuelles des débits journaliers et de 0.3978 pour les débits journaliers. Néanmoins, il faut rester prudent car comme le montre la Figure 3.14 pour cette station très peu de données étaient à disposition. Par ailleurs, également à cause d'un manque de données, il est impossible de vérifier si à l'aval du bassin de la rivière Saint-Charles (partie fortement urbanisée) les simulations sont bonnes.

En résumé, les simulations avec CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) pour les bassins des tributaires et de la partie avale du bassin de la rivière Saint-Charles sont peu concluantes à cause de : (1) la forte influence anthropique sur la gestion du cycle de l'eau, (2) la complexité des processus hydrologiques en milieu urbain et (3) le manque de données. De plus, les simulations sur une base journalière sont, en général, moins bonnes que celles mensuelles.

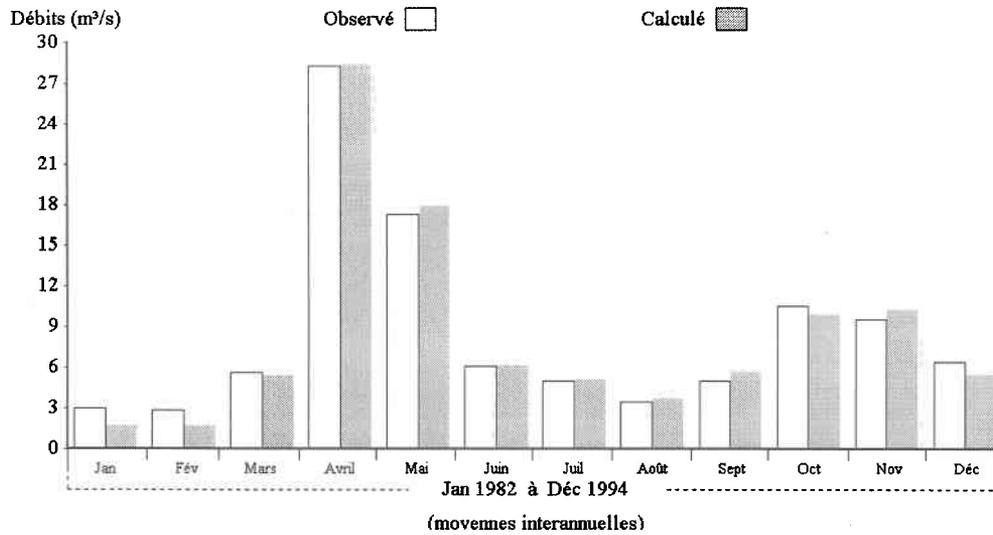


Figure 3.11 Débits moyens interannuels de 1982 à 1994 pour la station 050904. Avec les données concomitantes le coefficient de Nash est de 0.9911.

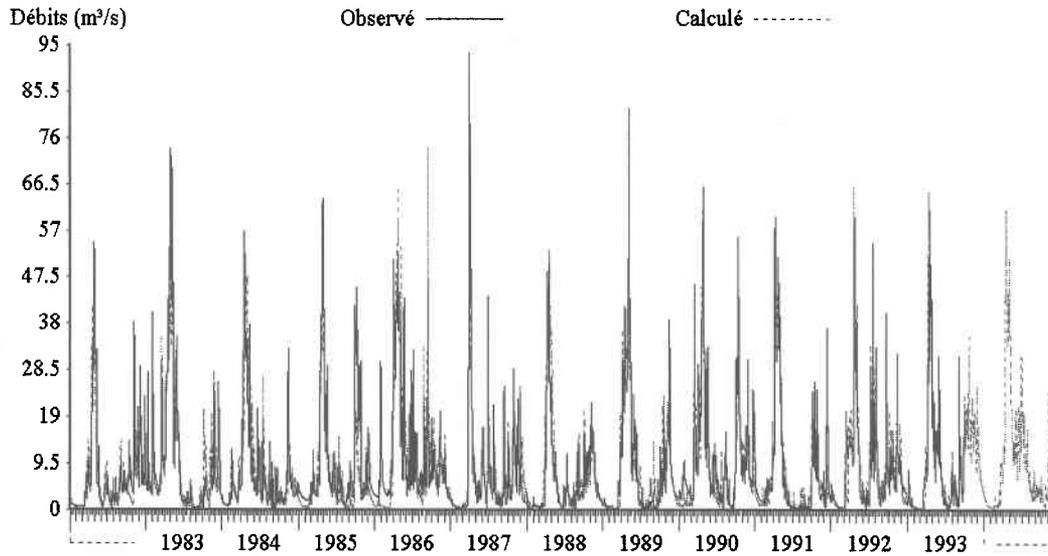


Figure 3.12 Débit journalier à la station 050904 de 1982 à 1992 observé et calculé par CEQUEAU après calibration avec CEQUOPT. Le coefficient de Nash est de 0.8047.

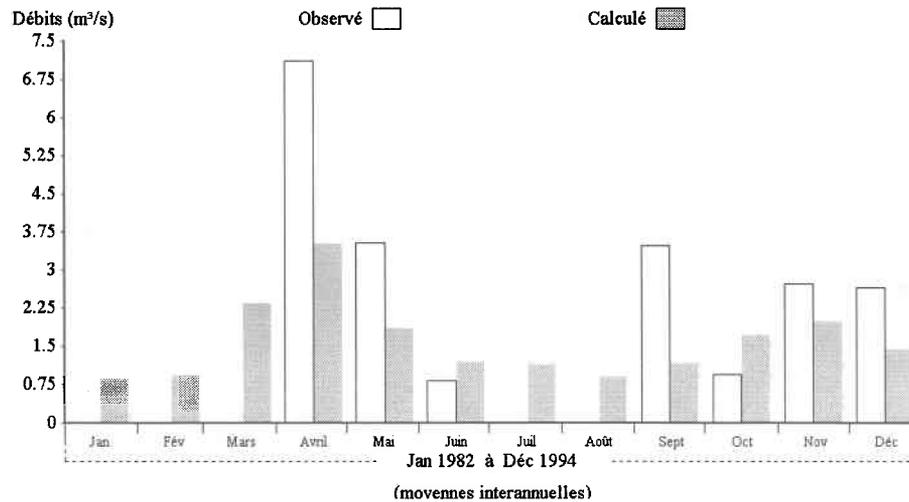


Figure 3.13 Débits moyens interannuels observés (en blanc) et calculés (en gris) de 1982 à 1994 pour la station 050905. Avec les données concomitantes le coefficient de Nash est de 0.304.

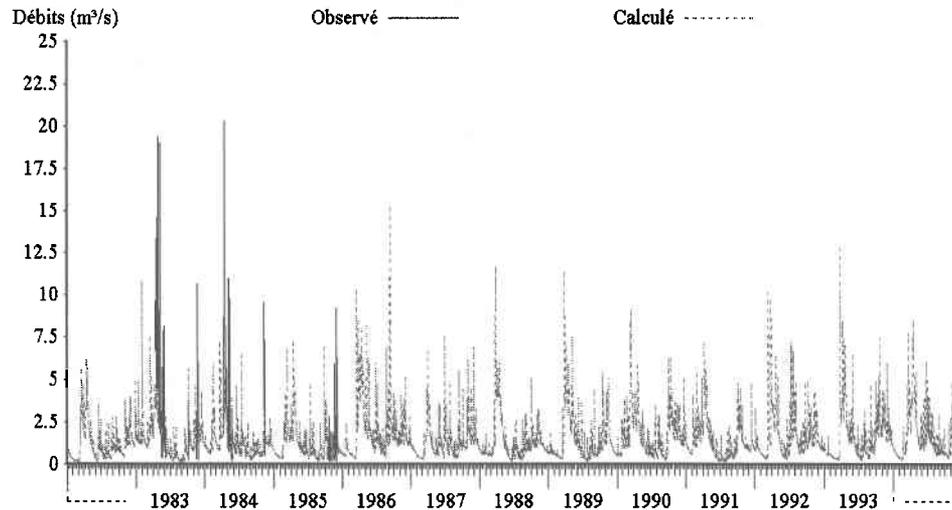


Figure 3.14 Débit journalier à la station 050905 de 1982 à 1992 observé et calculé par CEQUEAU après calibration avec CEQUOPT. Avec les données concomitantes le coefficient de Nash est de 0.3987.

Tableau 3.7 Résultats des simulations après calage des paramètres avec CEQUOPT

	Coefficient Nash à la station 050904 (données concomitantes 1982-1994)	Coefficient Nash à la station 050905 (données concomitantes 1982-1994)	Coefficient Nash à la station 050906 (données concomitantes 1982-1994)	Coefficient Nash à la station 050907 (données concomitantes 1982-1994)	Coefficient Nash à la station 050908 (données concomitantes 1982-1994)
Moyenne interannuelle des débits mensuels	0.9911	0.304	0.8641	0.6577	0.7938
Débits mensuels	0.8897	0.4206	0.7176	0.8138	0.737
Moyenne interannuelle des débits journaliers	0.9724	0.3955	0.7832	0.73	0.6578
Débits journaliers	0.8047	0.3987	0.7345	0.7374	0.5837

3.2.6 Modélisation de la qualité

Notre objectif de modélisation de la qualité de l'eau de la rivière n'est pas de simuler l'impact d'un débordement lors d'un événement pluvieux mais de comprendre le comportement global du milieu récepteur dont le débordement du réseau d'égouts par temps de pluie est un stress parmi d'autres.

La grande contrainte et le principal défi auxquels il a fallu faire face lors de la modélisation de la qualité de l'eau ont été la quantité et la qualité des données disponibles sur le bassin. Les données de qualité disponibles sont celles échantillonnées par les stations de la direction des écosystèmes aquatiques du Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). Sur le bassin de la rivière Saint-Charles, ces dernières stations sont localisées le long de la rivière Saint-Charles et sur ses principaux tributaires : les rivières Jaune, Nelson, Lorette, Duberger et des Hurons. Seules les variables de qualités sont échantillonnées au niveau de ces stations. Les débits sont mesurés en d'autres stations dont la localisation est différente. De plus, les dates des campagnes d'échantillonnage pour les données de qualité sont différentes de celles des données hydrologiques.

3.2.6.1 Choix des variables modélisées

Le choix des variables de qualité modélisées a été fait en fonction des deux critères suivants : (1) les variables choisies doivent être de bons indicateurs de la qualité de l'eau d'une rivière fortement urbanisée et affectée par des fuites et/ou des débordements d'un réseau d'égouts unitaire ; (2) il doit y avoir suffisamment de données échantillonnées simultanément, c'est-à-dire le même jour. Ainsi, les variables modélisées sont les coliformes fécaux et la Demande Biochimique en Oxygène (DBO). Dans QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987), les variations locales de ces deux variables sont décrites par les équations (2) et (3). Ces équations correspondent, en fait, au troisième terme du membre de droite de l'équation (1).

$$\frac{dE}{dt} = -K_s E \quad (2)$$

avec

E	:	concentration en coliformes	colonies/100ml
K _s	:	taux de mortalité des coliformes	j ⁻¹

$$\frac{dL}{dt} = -K_1L - K_3L \quad (3)$$

avec

L	:	concentration en DBO ultime	mg/l
K ₁	:	constante de dégradation de la DBO carbonée	j ⁻¹
K ₃	:	taux de perte de DBO par sédimentation, dépend de la température	j ⁻¹

3.2.6.2 L'option trapézoïdale de QUAL2E

Les simulations ont été réalisées en régime permanent et en utilisant l'option trapézoïdale de QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987). En régime permanent, la dispersion longitudinale a un effet négligeable sur les résultats de simulation (Fischer *et al.*, 1979). Ainsi, la valeur de la constante de dispersion (K) par défaut proposée par la version Windows de QUAL2E de (K=60), a été utilisée. Cette constante entre dans la définition du coefficient de dispersion D_L (équation 4)

$$D_L = 3.11Kn \bar{u} d^{5/6} \quad (4)$$

avec

D _L	:	coefficient de dispersion	L ² T ⁻¹
K	:	constante de dispersion	
n	:	coefficient de Manning	
\bar{u}	:	vitesse moyenne de l'écoulement	LT ⁻¹
d	:	profondeur	L

L'option trapézoïdale de QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987) utilise l'équation de Manning (5) pour estimer la profondeur et les termes A_x et R_x. Elle utilise l'équation (6) pour estimer la vitesse moyenne \bar{u} . Lors de la résolution de l'équation (5), le débit (Q) utilisé est celui calculé, par QUAL2E, en effectuant un bilan des débits sur chaque tronçon. Le calcul de ces débits se fait en sommant ceux donnés par le modèle hydrologique CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) aux points d'entrée du réseau (Q₁ dans le cas présent) avec les apports latéraux (d₁ à d₄) et les apports ponctuels (q₁ à q₄). Après le calcul des débits, les profondeurs sont obtenues à partir de l'équation (5) par une technique itérative.

$$Q = \frac{1}{n} A_x R_x^{2/3} S_e^{1/2} \quad (5)$$

$$\bar{u} = Q/A_x \quad (6)$$

avec

Q	:	débit	m ³ /s
n	:	coefficient de Manning	
A _x	:	aire de la section mouillée	m ²
R _x	:	rayon hydraulique	m
S _e	:	penne	

Une fois les valeurs de A_x et \bar{u} obtenues, la résolution numérique de l'équation (1) peut débiter.

3.2.6.3 Démarche de modélisation de la qualité

La modélisation avec QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987) a été réalisée en aval du lac où le temps de concentration des eaux du bassin est environ une journée. Donc, pour effectuer les simulations de qualité, il était indispensable d'utiliser des mesures de qualité concomitantes c'est-à-dire : réalisées le même jour en différents points le long de la rivière Saint-Charles et ses tributaires. Seule une douzaine de dates convenaient, à savoir :

- En 1990 les : 11 juillet, 9 août, 5 septembre, 3 octobre
- En 1992 les : 14 juillet, 11 août, 9 septembre, 6 octobre
- En 1993 les : 21 juillet, 18 août, 16 septembre, 20 octobre

Pour ces douze dates les débits aux points clés du réseau (tête du réseau, têtes des tronçons, station de qualité) ont été simulés. La simulation des débits a été réalisée en utilisant le modèle CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995).

3.2.6.4 Dicitéisation du réseau hydrographique

Une schématisation du réseau hydrographique en vue de la modélisation par QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987) est proposée à la Figure 3.15. La discrétisation est réalisée en fonction des stations de qualité disponibles sur le bassin. Compte tenu du peu de données disponibles, de nombreuses simplifications ont dû être réalisées. Ainsi, seule la rivière Saint-Charles a été discrétisée. Les tributaires principaux sont assimilés à des rejets ponctuels (Figure 3.15). La rivière est découpée en quatre tronçons de caractéristiques hydrauliques et bio-chimiques uniformes. Le profil en long de la rivière a permis de proposer ce découpage. Le tronçon 2 est considéré comme uniforme bien qu'il contienne un barrage dont l'influence sur les phénomènes de réaération est sans doute non négligeable. L'impact de ce barrage sur les coliformes fécaux et la DBO a été supposé négligeable.

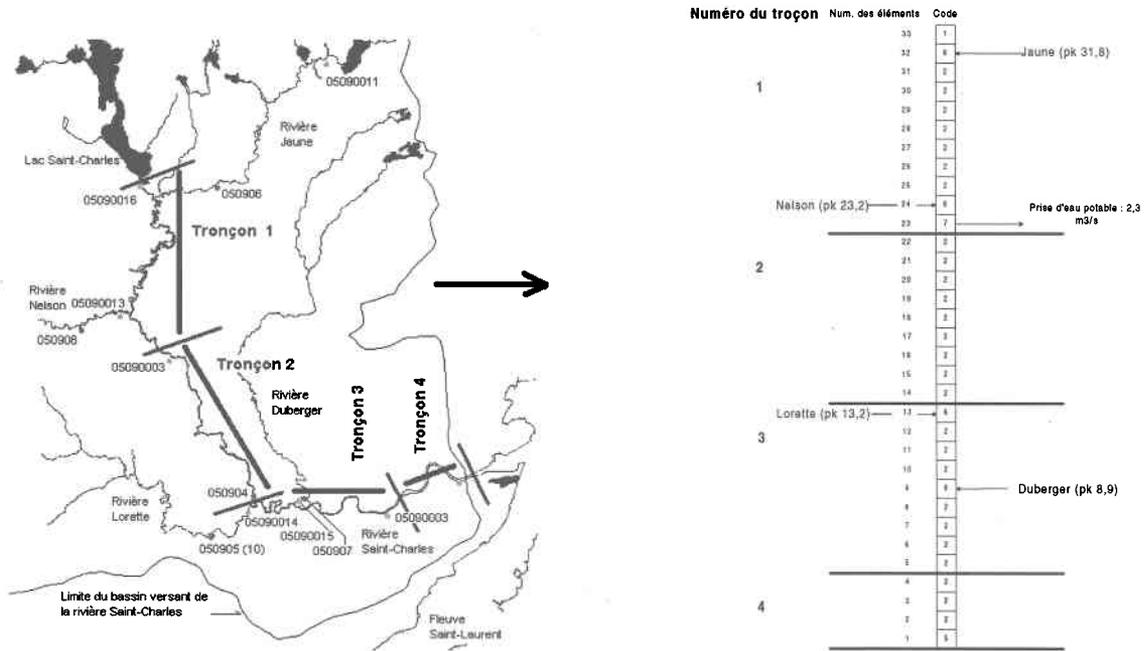


Figure 3.15 Discretisation de la rivière Saint-Charles pour le modèle QUAL2E.

3.2.6.5 Les données d'entrée hydrauliques

Les données physiques des tronçons du cours d'eau sont tirées de (Boucher et Hébert 1990). Ce document contient les profils en travers et en long des principaux cours d'eau du bassin. A partir de ces profils, les largeurs du fond et la pente moyenne des tronçons ont été estimées. Le document contient également les coefficients de Manning de nombreux secteurs. Les valeurs moyennes des coefficients de Manning et des largeurs du fond dans les tronçons ont été calculées. Une pente identique pour les deux berges a été prise pour tous les tronçons. Le Tableau 3.8 synthétise les données hydrauliques utilisées dans QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987).

Tableau 3.8 Données hydrauliques des principaux tronçons utilisées avec QUAL2E.

	Coefficient de Manning	Pente des berges (m/m)	Largeur du fond (m)	Pente du tronçon (m/m)
Tronçon 1	0.0495	0.5	9	0.0012
Tronçon 2	0.0508	0.5	17	0.163
Tronçon 3	0.0347	0.5	23	0.0075
Tronçon 4	0.0426	0.5	64	0.0105

3.2.6.6 Les données d'entrée hydrologique et de qualité

Les données hydrologiques sont obtenues de CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) qui a été calé sur le bassin versant de la rivière Saint-Charles (voir § 3.2.5.2). CEQUEAU donne les débits en amont de chaque tronçon (Q_1 à Q_4) et les débits des affluents (q_1 à q_4). Les débits latéraux diffus (d_1 à d_4), correspondant aux apports des bassins versants intermédiaires ont été calculés par simple différence (Figure 3.16 et Tableau 3.9). Ces débits (d_1 à d_4) sont les débits latéraux utilisés dans QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987). Le principal débit prélevé est connu (prise d'eau de $2.3 \text{ m}^3/\text{s}$).

La Figure 3.16 localise les données d'entrée hydrologiques et de qualité en fonction de la discrétisation du réseau dans QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987). Les données d'entrée de qualité utilisées dans QUAL2E (tête de réseau-C₁- et des affluents -C₂ à C₅-) sont les concentrations provenant des stations de qualité (Figure 3.16 et Tableau 3.9).

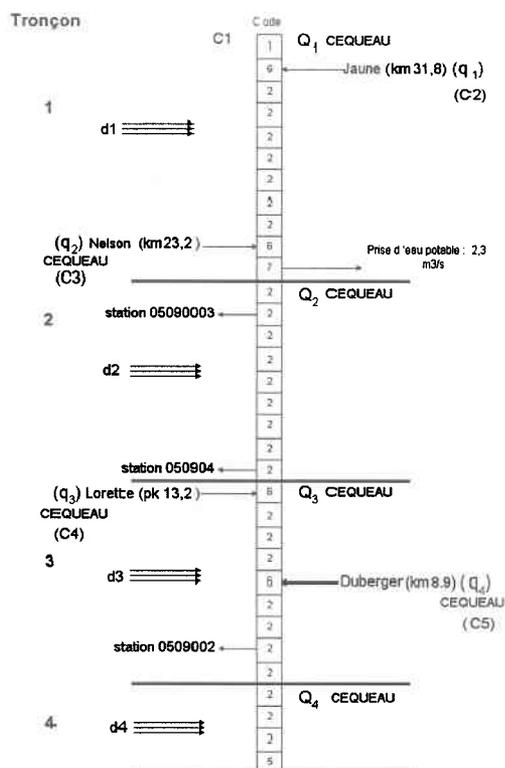


Figure 3.16 Schématisation du réseau hydrographique du bassin de la rivière Saint-Charles pour connaître le débit dans la rivière.

Tableau 3.9 Calculs des différents débits d'entrée pour le modèle de qualité des eaux et estimations des concentrations avec QUAL2E.

rivière	point kilom.	localisation	débit estimé par CEQUEAU	débit estimé par autre méthode	estimation des concentrations
Tronçon 1					
Saint-Charles	32.7	sortie du lac	Q_1		
		station 0509016			C1
Jaune	31.8	station 050906	q_1		
		station 0509011			C2
Nelson	23.2	station 050908	q_2		
		station 0509013			C3
Prise d'eau	22.5			-2.3 m ³ /s (ville)	
Apports diffus				$d_1=Q_2-(Q_1+q_1+q_2)$	
Tronçon 2					
		station 0509003			C observée
	22	aval prise d'eau	Q_2		
Apports diffus				$d_2 = Q_3- Q_2$	
Tronçon 3					
	13.2	station 050904	Q_3 simulé	Q_3 observé	
Lorette	12.2	station 050905	q_3		
		station 0509014			C4
Duberger	8.9	station 050907	q_4		
		station 0509015			C5
Apports diffus				$d_3=Q_4-(Q_3+q_3+q_4)$	
Tronçon 4					
	4	station 0509002	Q_4		C observée
	0.5	amont embouchure	Q_5		
Apports diffus				$d_4=Q_5-Q_4$	

3.2.6.7 Estimation des paramètres

Étant donné la fréquence d'échantillonnage très faible aux quatre stations de qualité sur la rivière Saint-Charles et une absence de campagne de mesure sur le terrain, il n'était pas possible de connaître les paramètres in situ des cinétiques chimiques (taux de dégradation des bactéries $-K_5$ de l'équation 2-, taux de dégradation de la DBO $-K_1$ de l'équation 3- et le taux de dégradation par sédimentation de la DBO $-K_3$ de l'équation 3-) pour la rivière Saint-Charles.

L'approche probabiliste intégrée au modèle QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987) a été utilisée pour faire face à ce problème. Les valeurs proposées par la littérature (Brown et Barnwell, 1987) ont été utilisées. L'hypothèse de modélisation adoptée suppose que les ordres de grandeur des valeurs proposées par Brown et Barnwell (1987) sont corrects pour simuler la qualité de l'eau de la rivière Saint-Charles. Ces auteurs proposent un intervalle de valeurs ; la valeur centrale à l'intervalle a été utilisée (soit ; $K_5 = 1.95 \text{ j}^{-1}$, $K_1 = 1.71 \text{ j}^{-1}$, $K_3 = 0.1 \text{ j}^{-1}$). La même valeur a été choisie pour les quatre tronçons (Tableau 3.10). Pour couvrir tout l'intervalle, trois mille valeurs ont été choisies suivant une loi

normale centrée sur la valeur au centre de l'intervalle. L'étendue a été fixée de telle sorte à couvrir tout l'intervalle proposé par Brown et Barnwell (1987) (voir Tableau B.2 de l'Annexe B). Ainsi, les valeurs observées sont comparées par rapport à une valeur moyenne simulée de base (taux de départ), une valeur moyenne des résultats des simulations et l'écart type.

Tableau 3.10 Taux de dégradation de base pris lors des simulations avec QUAL2E.

Tronçon #	K_5 : Tx. de dégradation des Coliformes fécaux (j^{-1})	K_1 : Tx. de dégradation de la DBO (j^{-1})	K_3 : Tx. de perte de DBO par sédimentation (j^{-1})
1,2,3,4	1.95	1.71	0.1

L'intérêt de cet exercice est de voir si, en prenant les valeurs proposées dans la littérature, les simulations donnent des ordres de grandeur raisonnables après comparaison avec les quelques rares données observées disponibles.

3.2.6.8 Résultats

Simulations hydrauliques

Les calculs des débits par QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987) le long de la rivière concordent bien avec les valeurs observées. À titre d'exemple la Figure 3.17 présente les résultats de simulation pour le 06/10/92. Les résultats de toutes les simulations sont montrés en Annexe F. Les résultats ont été considérés bons, dès lors que les valeurs simulées, à plus ou moins 30%, concordent avec les valeurs observées à plus ou moins dix pour-cent. En effet, d'après les responsables de l'échantillonnage des débits en rivière du MEF, les débits observés sont précis à 10% près. Sur les douze dates pour lesquelles des simulations ont été réalisées, onze comparaisons avec des valeurs observées ont été possibles (Annexe F), car aucune donnée observée pour le mois d'octobre 1994 n'était disponible. La Figure 3.18 montre que pour ces onze simulations, six fois (9/08/1990, 05/09/1990, 14/07/1992, 11/08/1992, 9/09/1992, 6/10/1992) elles sont considérées bonnes. Trois fois (11/07/90, 21/07/93, 18/08/93), les simulations sont moins bonnes mais l'ordre de grandeur est respecté. En ce qui concerne le 3/10/90 et le 16/09/93 les valeurs calculées sont relativement éloignées des valeurs observées.

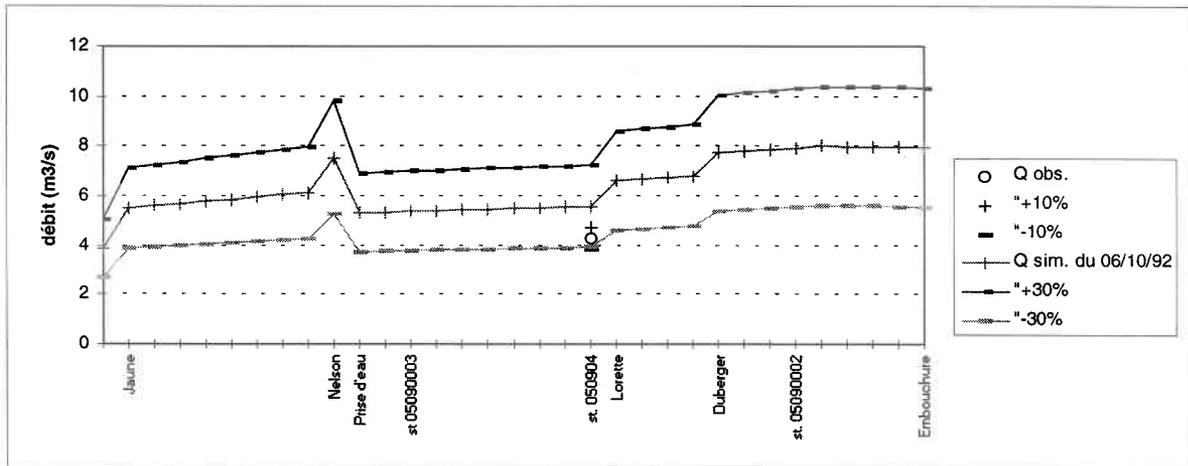


Figure 3.17 Résultat de la simulation du débit avec QUAL2E dans la rivière Saint-Charles du 6/10/1992.

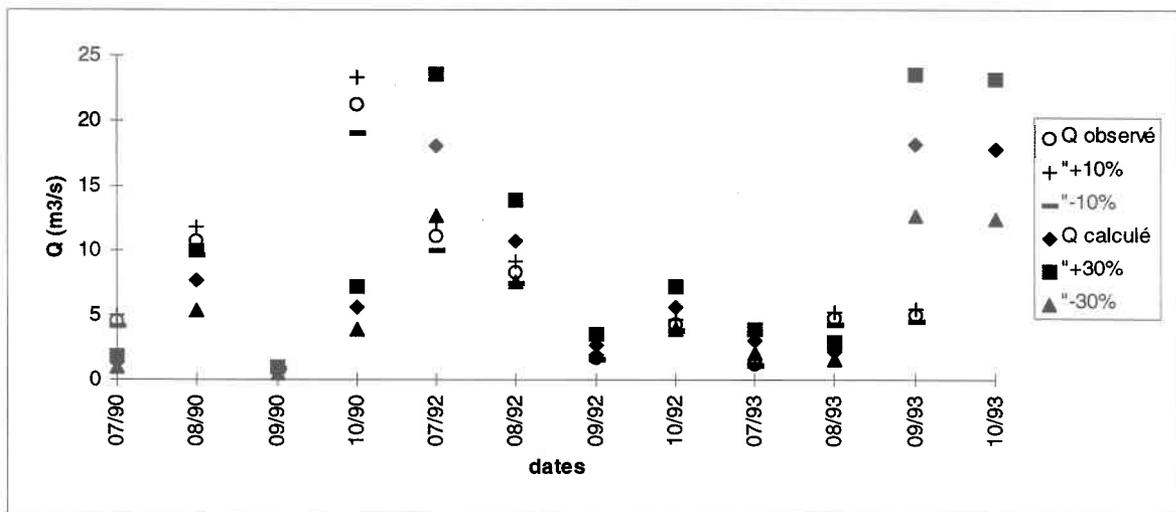


Figure 3.18 Résultats des calculs du débit avec QUAL2E dans la rivière Saint-Charles au niveau de la station 050904 pour les douze dates.

Simulation de la qualité de l'eau

Les paramètres de qualité simulés sont les coliformes fécaux et la DBO. Les simulations ont été réalisées pour les douze dates sans calage des paramètres. La Figure 3.19 est un exemple de résultats de simulations de coliformes fécaux et de la DBO. Les résultats pour les douze dates sont montrés dans l'Annexe G.

Pour vérifier la sensibilité des coefficients de dégradation des coliformes et de la DBO sur les résultats finaux, 3000 simulations Monte Carlo (MC) ont été réalisées. Ainsi, les valeurs observées sont comparées non pas à une valeur simulée mais à une valeur de base (Moy. Base), une valeur moyenne (Moy. sim.) et un écart type (Std Dev+ et Std

Dev-). La valeur de base est le résultat de la simulation avec la valeur du milieu de l'intervalle proposé par Brown et Barnwell (1987). La valeur moyenne est la moyenne des 3000 simulations MC. Cette valeur moyenne plus ou moins une fois l'écart type donne un intervalle de confiance à 75% près. Si les valeurs observées sont dans l'écart type les simulations sont jugées concluantes. Sinon, d'autres facteurs doivent être considérés pour expliquer le fait que les simulations ne correspondent pas aux valeurs observées.

Les Figure 3.20 et 3.21 présentent les résultats pour les coliformes fécaux respectivement en amont (à la station 05090003, soit au début du tronçon 2) et en aval (à la station 05090002, soit à la fin du tronçon 3). La Figure 3.20 montre qu'en amont (à la station 05090003), les simulations des coliformes respectent onze fois l'ordre de grandeur des valeurs observées. Une fois (le 21/07/93) la comparaison entre la valeur simulée et celle observée est mauvaise. La Figure 3.21 montre qu'en aval (à la station 05090002) les comparaisons entre les valeurs simulées et observées sont mauvaises huit fois sur les douze dates disponibles. Quatre fois (5/09/90, 18/08/93, 16/09/93, 20/10/93), les comparaisons sont un peu meilleures et les ordres de grandeur sont respectés

Les Figure 3.22 et 3.23 présentent les résultats pour la DBO. La Figure 3.22 montre qu'en amont (à la station 05090003) les ordres de grandeurs entre les valeurs de DBO simulées et celles observées sont respectés. Dix fois sur douze les valeurs simulées (plus ou moins l'écart type) se retrouvent dans l'intervalle fixé par les valeurs observées à plus ou moins trente pour-cent. Les deux moins bonnes dates sont le 6/10/92 et le 21/07/93. La Figure 3.23 montre qu'en aval (à la station 05090002) les simulations de la DBO rencontrent huit fois les valeurs observées. Les quatre dates pour lesquelles les simulations ne rencontrent pas les valeurs observées sont les 9/08/90, 9/09/92, 6/10/92, 21/07/93.

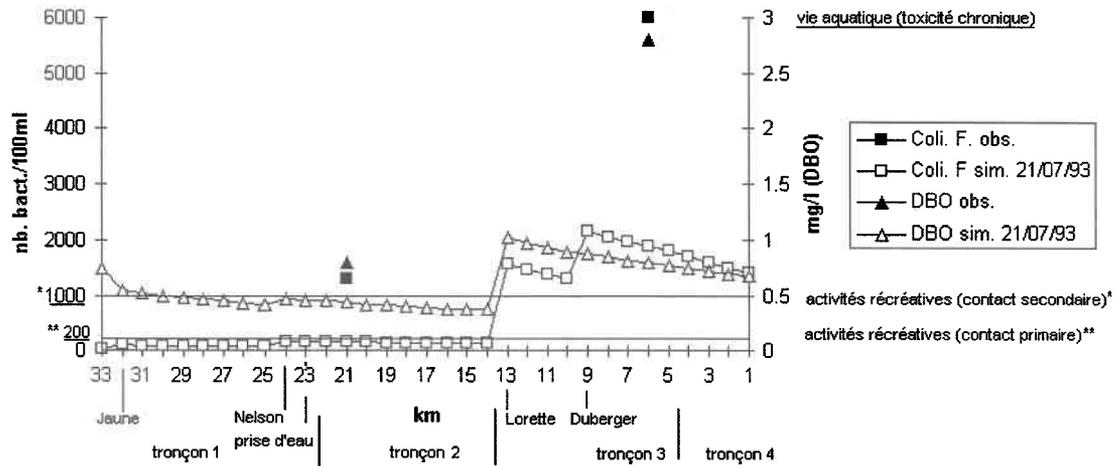


Figure 3.19 Résultats des simulations (sim.) des coliformes fécaux (Coli. F.), de la demande biochimique en oxygène (DBO) du 21/07/1993 et comparaison avec les valeurs observées (obs.) ainsi que les normes de qualité. L'Annexe G présente les résultats pour les douze dates disponibles.

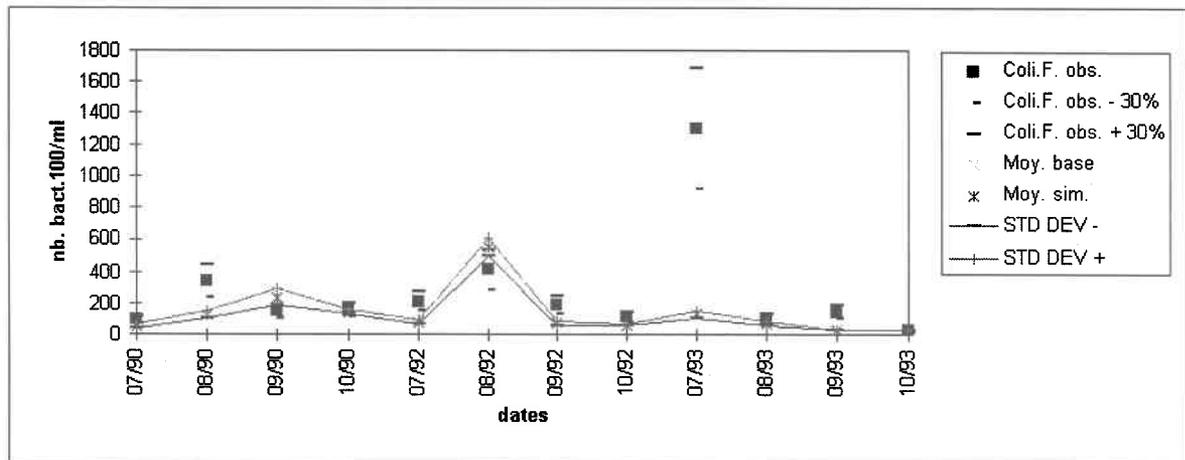


Figure 3.20 Résultats des trois mille simulations Monte Carlo pour les coliformes fécaux à la station 05090003 (amont) aux douze dates disponibles et comparaison avec les données observées (Coli. F. obs.) à plus ou moins 30%. (Coli. F. obs. \pm 30%). Moy. Base est le résultat avec la valeur de base (milieu de l'intervalle proposé par Brown et Barnwell, 1987). Moy. sim est la moyenne des 3000 simulations de l'analyse de sensibilité Monte Carlo. Cette valeur moyenne plus ou moins une fois l'écart type (STD DEV+ et STD DEV-) donne un intervalle de confiance à 75% près.

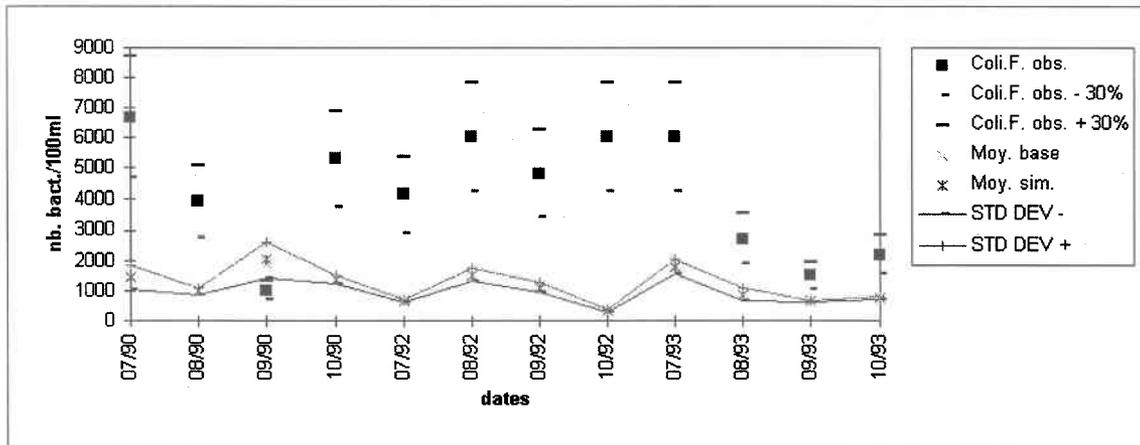


Figure 3.21 Résultats des trois mille simulations Monte Carlo pour les coliformes fécaux à la station 05090002 (aval) aux douze dates disponibles et comparaison avec les données observées (Coli. F. obs.) à plus ou moins 30%.

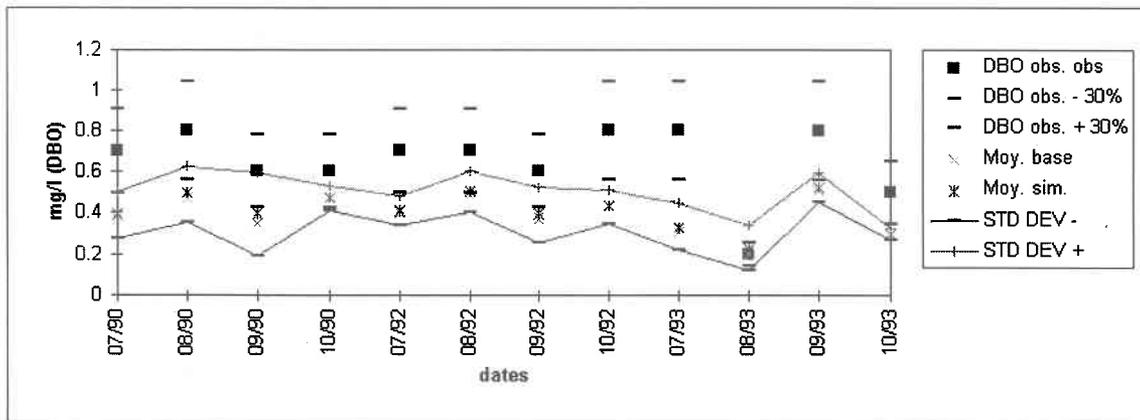


Figure 3.22 Résultats des trois mille simulations Monte Carlo pour les coliformes fécaux à la station 05090003 (amont) aux douze dates disponibles et comparaison avec les données observées (DBO obs.) à plus ou moins 30%.

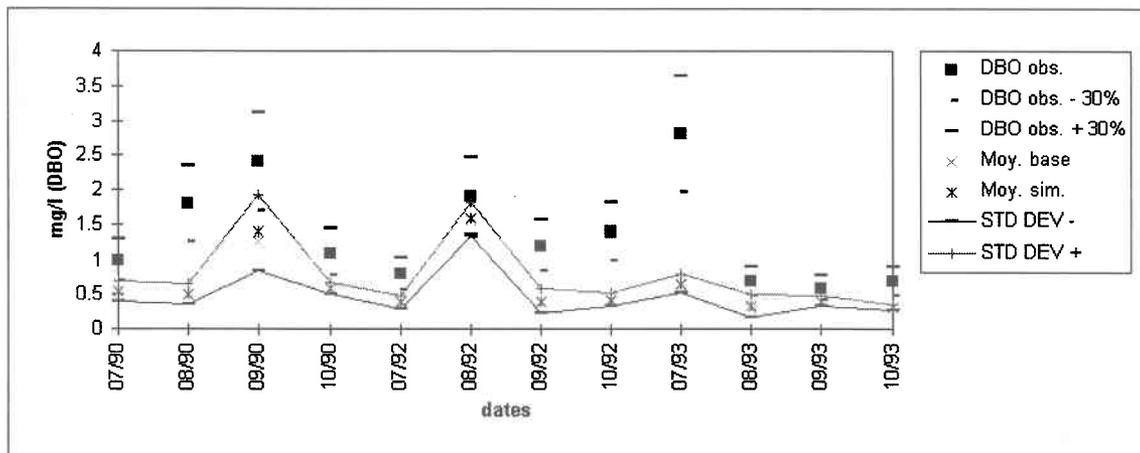


Figure 3.23 Résultats des trois mille simulations Monte Carlo pour les coliformes fécaux à la station 05090002 (aval) aux douze dates disponibles et comparaison avec les données observées (DBO obs.) à plus ou moins 30%.

3.2.6.9 Discussion

Les calculs hydrauliques avec QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987) montrent l'impact de la prise d'eau sur le débit du cours d'eau. Cet impact est d'autant plus important en période d'étiage prononcé. Ce phénomène est très net le 05/09/1990 (Annexe F). Une des raisons permettant d'expliquer le manque de précision des simulations semble être le débit contrôlé à l'aval du lac Saint-Charles au niveau du barrage. C'est, en effet, à ce niveau que le débit de la rivière est contrôlé par le service d'eau potable de la ville afin d'assurer un débit à la prise d'eau constamment supérieur à environ 2.3 m³/s.

En ce qui concerne les simulations des coliformes fécaux et de la DBO notre approche simule douze situations par temps sec. Par définition une journée avec une précipitation inférieure à 10mm est définie sous le terme de « temps sec ». Le Tableau 3.11 donne la pluie tombée (mm) pour les douze dates et les classe en fonction du nombre de jours sans pluie.

Tableau 3.11 Classement des douze dates disponibles en fonction du nombre de jours sans pluie de plus de 10mm.

Dates	pluie en mm le jour même	nombre de jours sans pluie >10 mm
21/07/93	4.2	1
14/07/92	3	1
09/08/90	0	1
03/10/90	0	3
20/10/93	0	3
11/08/92	4.6	6
16/09/93	0	6
09/09/92	0	6
11/07/90	0	7
18/08/93	0	7
05/09/90	1	8
06/10/92	0	9

En amont du bassin (à la station 05090003), les résultats des simulations respectent l'ordre de grandeur des valeurs observées (Figure 3.20 et Figure 3.22) sauf le 21/07/93 en ce qui concerne les coliformes fécaux. En regardant le Tableau 3.11, il ressort que pendant cette journée, il est tombé 4.2 mm de pluie et que la veille des précipitations de plus de 10mm ont été mesurées. Il semble donc qu'en amont le 21/07/92, journée légèrement pluvieuse, des sources de pollution de coliformes fécaux affectent la qualité de la rivière.

En aval (à la station 05090002), les simulations sont très éloignées des valeurs observées en ce qui concerne les coliformes fécaux (Figure 3.21). Cet écart est autant marqué en période sèche (i.e. le 21/07/90) qu'en période pluvieuse (i.e. le 6/10/92). En ce qui concerne la DBO, les valeurs simulées en aval sont assez bonnes (Figure 3.23) mais nettement moins qu'en amont. Il semble donc que des sources de pollutions aient été omises, car l'écart entre les simulations et les valeurs observées à la station 05090003 ne provient pas de l'incertitude sur les paramètres de dégradation des coliformes et de la DBO. En aval, une source de pollution semble affecter en permanence (en période sèche comme pluvieuse) la qualité de la rivière Saint-Charles. L'origine de cette pollution peut être diffuse due à des fuites du réseau d'égouts ou elle peut être due à des rejets de temps sec au niveau des régulateurs du réseau d'égouts. Elle peut aussi être due à des rejets au niveau des régulateurs suite à un orage localisé.

3.3 Exemples de scénarios

Les principales questions auxquelles le gestionnaire de la ressource eau doit trouver une réponse sont (Hansen, 1996) :

- Où est-il possible de réduire l'apport de polluants dans le système;
- Existe-t-il des alternatives pour mesurer la réduction de ces apports;
- Quels sont les effets attendus sur les concentrations dans le milieu récepteur et quelles zones bénéficient des mesures individuelles;
- Quel est l'effet combiné de plusieurs mesures individuelles de réductions des apports;
- Quelle est la solution optimum avec l'argent à disposition ?

Le propos de ce chapitre n'est pas de répondre à toutes ces questions. Il s'agit juste de tester quelques scénarios réalisables dans le cadre de l'approche de modélisation développée.

La première série de scénarios présentée dans ce chapitre concerne l'ajout de sources polluantes pour se rapprocher des valeurs observées et tenter de mieux équilibrer le bilan qualitatif (coliformes et DBO) de la région d'étude. La seconde série a pour but d'estimer la réduction de concentration qu'il faudrait atteindre dans la Lorette et la Duberger pour avoir dans la rivière Saint-Charles une qualité d'eau conforme aux critères de qualité. Cette deuxième série de scénarios considère qu'aucune autre source de pollution (diffuse ou ponctuelle) n'affecte la qualité de la rivière Saint-Charles.

3.3.1 Ajout de sources polluantes

Trois zones à risques de pollution ponctuelles ont été recensées (Figure 3.24). Elles correspondent à des endroits où sont localisés des régulateurs du réseau d'égouts susceptibles de déborder (dans la rivière Saint-Charles) par temps de pluie et où les risques de fuites du réseau (en temps de pluie comme en temps sec), ont été jugés importants. Ainsi, au niveau de la première zone (environ au 18^{ième} km à partir de l'embouchure -segment 4 du tronçon 2-), il y a trois régulateurs (Dumas, Durand-Lessard et Hospital) susceptibles de déborder par temps de pluie ou d'être le lieu de fuites. Au niveau de la deuxième zone (en aval de l'embouchure de la rivière Duberger) deux régulateurs ont également été recensés (Talus et Myrand). L'hypothèse a été faite qu'ils

affectent la rivière Saint-Charles au 8^{ième} km à partir de l'embouchure (segment 3 du tronçon 3). La troisième zone à risque est la partie terminale de la rivière Saint-Charles où sont concentrés tous les autres régulateurs (du réseau Est-ouest) ; soit un total de 29. Seules les zones 1 et 2 ont été considérées dans nos scénarios et donc deux sources de polluants (ajout 1 et ajout 2) ont été injectées dans le système (Figure 3.25). Nous avons pris l'hypothèse que la zone 3 est en aval de la station de qualité 05090002 qui possède des données observées pouvant être comparées aux résultats, des simulations, issus des scénarios. Puisqu'il n'y a pas de données observées disponibles dans la zone 3, aucun ajout n'a été considéré au niveau de cette zone.

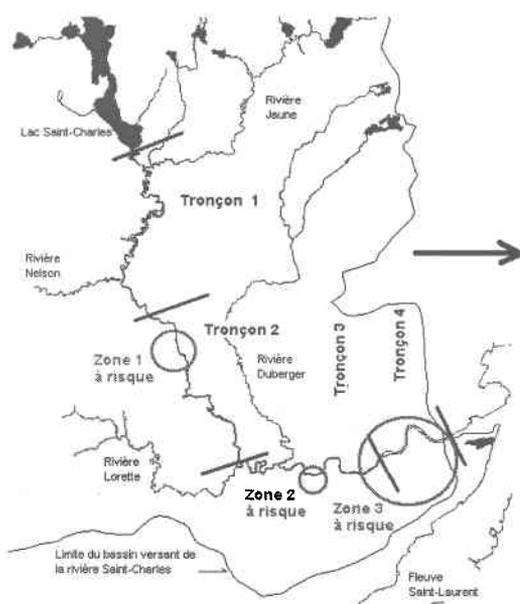


Figure 3.24 Localisation des zones à risque où la rivière Saint-Charles est susceptible de recevoir des DRU.

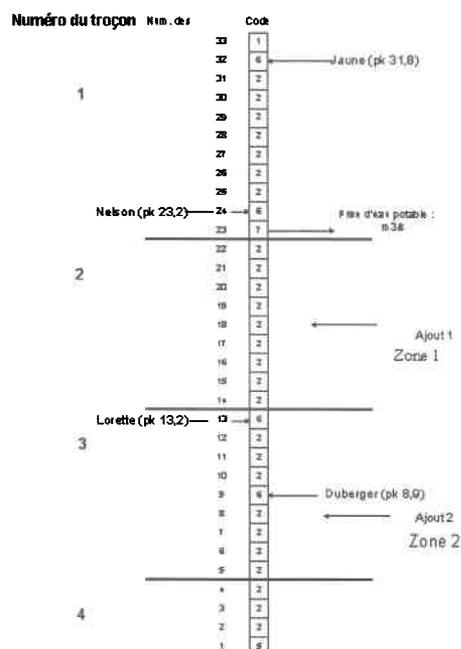


Figure 3.25 Discrétisation avec Qual2 en vue de la réalisation du scénario avec ajout de polluants.

Comment intégrer ces sources de pollution ? Est-il réaliste d'injecter dans notre système une charge polluante issue d'un débordement de réseau unitaire par temps de pluie ? Cette question se pose, en effet, car les dates pour lesquelles nous possédons des données observées coïncident toutes à des périodes de temps sec (Tableau 3.11). L'hypothèse, plus réaliste, qui a été testée est qu'une partie du débit de temps sec du réseau d'égouts fuit en direction du cours d'eau.

Les débits et les concentrations en polluant (DBO et Coliformes Fécaux) injectés au niveau des ajouts 1 et 2 ont été établis sur la base des données à disposition sur le

bassin de la rivière Saint-Charles et en particulier une campagne d'échantillonnage effectuée en été 1982 par le bureau d'ingénieurs-conseils BPR³ (voir Lavallée, 1989).

À l'aide des données tirées de cette campagne, une estimation moyenne du débit de temps sec dans le réseau d'égouts été réalisé. Cette estimation s'élève à 0.2 m³/s (voir Annexe H). On teste l'hypothèse que le vingtième du débit de temps sec fuit du réseau au niveau chaque régulateur des zones 1 et 2. Ainsi, pour l'ajout 1 le débit est de 3*(0.2/20) soit 0.03 m³/s (puisque'il y a trois régulateurs) et pour l'ajout 2 le débit est de 2*(0.2/20) soit 0.02m³/s (car il y a 2 régulateurs). Les concentrations en DBO et en coliformes fécaux ont également été estimées sur la base des données de cette campagne d'échantillonnage. La DBO, n'ayant pas été échantillonnée, a été estimée à l'aide de la DCO selon le rapport DBO/DCO=2/3. Ce rapport est conforme à ceux souvent observés dans les rejets urbains facilement dégradables (Degrémont, 1989). Ainsi, on obtient une concentration moyenne de 148.8 mg/l pour la DBO et de 4 609 434 nb. col./100ml pour les coliformes fécaux (voir Annexe H). Le Tableau 3.12 présente les débits et les concentrations injectés au niveau des ajouts 1 et 2.

Tableau 3.12 Débits et concentrations des sources polluantes dans les scénarios.

	Débit (m3/s)	DBO (mg/l)	Coliformes Fécaux (nb. col./100ml)
Ajout 1	0.03	148.8	4 609 434
Ajout 2	0.02	148.8	4 609 434

La Figure 3.26 présente les résultats pour les coliformes fécaux. Les résultats sont comparés aux données observées (plus ou moins 30%) à la station située le plus en aval (05090002). La Figure 3.27 présente le même type de résultats pour la DBO.

³ BPR ingénieurs-conseils. 4655, boulevard Wilfrid-Hamel, Québec, (QC), Canada, G1P 2J7.

Tél. (418) 871-8151. Fax. (418) 871-9625

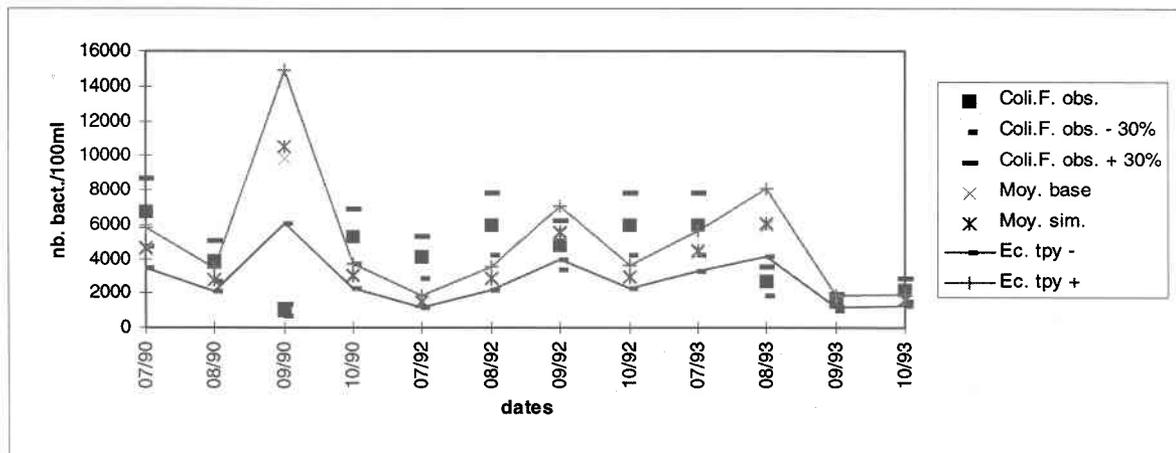


Figure 3.26 Résultats des simulations issus des scénarios avec ajout d'une charge polluante en termes de coliformes fécaux au 18^{ième} et au 8^{ième} km. Les résultats pour les douze dates disponibles sont comparés aux données observées à plus ou moins 30% de la station 05090002 (aval).

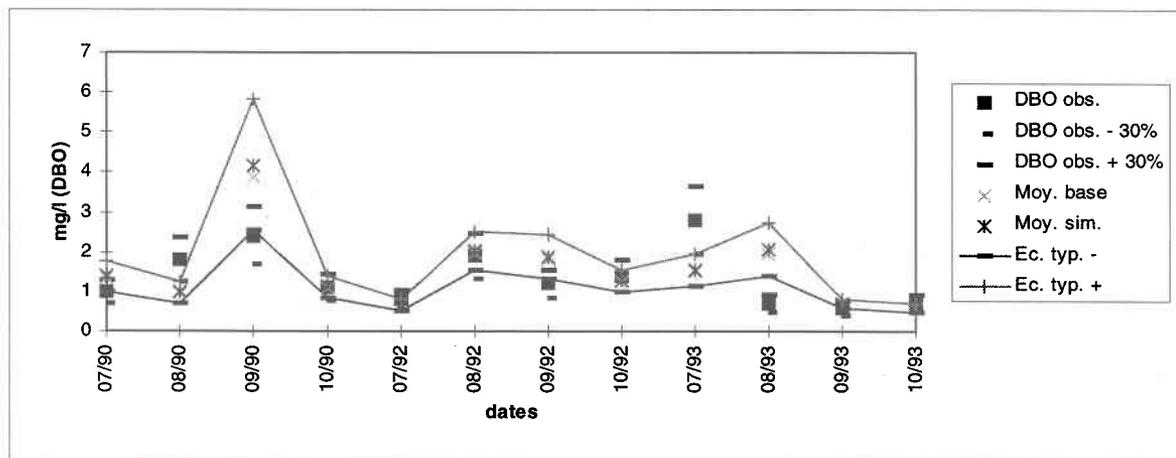


Figure 3.27 Résultats des simulations issus des scénarios avec ajout d'une charge polluante en terme de DBO au 18^{ième} et au 8^{ième} km. Les résultats pour les douze dates disponibles sont comparés aux données observées à plus ou moins 30% de la station 05090002 (aval).

3.3.2 Réductions des concentrations dans la Lorette et la Duberger

Cinq scénarios ont été testés à partir du jeu de données (12 dates) disponibles. Comme dans le cas de la série précédente de scénarios (§ 3.3.1), trois mille simulations Monte Carlo ont été réalisées.

- **Scénario 1** : Réduction de 30% des concentrations en DBO et en coliformes fécaux dans la rivière Lorette et 30% de réduction dans la Duberger.
- **Scénario 2** : Réduction de 30% des concentrations en DBO et en coliformes fécaux dans la rivière Lorette et 50% de réduction dans la Duberger.
- **Scénario 3** : Réduction de 50% des concentrations en DBO et en coliformes fécaux dans la rivière Lorette et 50% de réduction dans la Duberger.
- **Scénario 4** : Réduction de 50% des concentrations en DBO et en coliformes fécaux dans la rivière Lorette et 80% de réduction dans la Duberger.
- **Scénario 5** : Réduction de 80% des concentrations en DBO et en coliformes fécaux dans la rivière Lorette et 80% de réduction dans la Duberger.

La Figure 3.28 présente les résultats obtenus pour les coliformes fécaux au 21/07/93. Les résultats pour les douze dates sont présentés dans l'Annexe I. En général, il ressort que seul le scénario 5 permet de se rapprocher d'une qualité d'eau conforme au critère de qualité le plus stricte de 200 col./100ml.

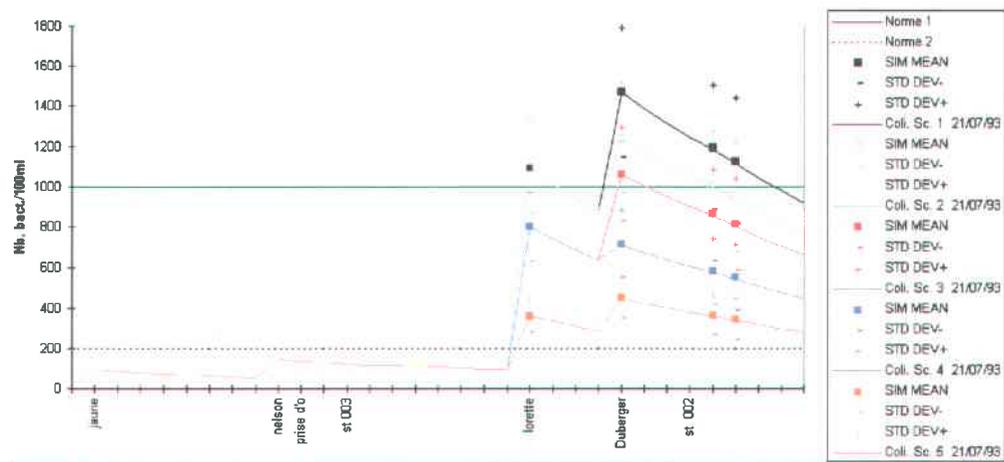


Figure 3.28 Résultats des 5 scénarios simulés pour les coliformes fécaux (Coli. Sc 1 pour scénario 1 etc.) du 21/07/1993 et comparaison avec les normes de qualité (norme 1 concerne celle de 1000 col./100ml pour les activités récréatives secondaires et norme 2 celle de 200 col./100ml pour les activités récréatives primaires). Les résultats pour les douze dates sont présentés en Annexe I.

3.3.3 Discussion

Le premier type de scénarios montre qu'en ajoutant une charge polluante on se rapproche des valeurs observées (Figure 3.26 et Figure 3.27).

- **Scénario 1** : Réduction de 30% des concentrations en DBO et en coliformes fécaux dans la rivière Lorette et 30% de réduction dans la Duberger.
- **Scénario 2** : Réduction de 30% des concentrations en DBO et en coliformes fécaux dans la rivière Lorette et 50% de réduction dans la Duberger.
- **Scénario 3** : Réduction de 50% des concentrations en DBO et en coliformes fécaux dans la rivière Lorette et 50% de réduction dans la Duberger.
- **Scénario 4** : Réduction de 50% des concentrations en DBO et en coliformes fécaux dans la rivière Lorette et 80% de réduction dans la Duberger.
- **Scénario 5** : Réduction de 80% des concentrations en DBO et en coliformes fécaux dans la rivière Lorette et 80% de réduction dans la Duberger.

La Figure 3.28 présente les résultats obtenus pour les coliformes fécaux au 21/07/93. Les résultats pour les douze dates sont présentés dans l'Annexe I. En général, il ressort que seul le scénario 5 permet de se rapprocher d'une qualité d'eau conforme au critère de qualité le plus stricte de 200 col./100ml.

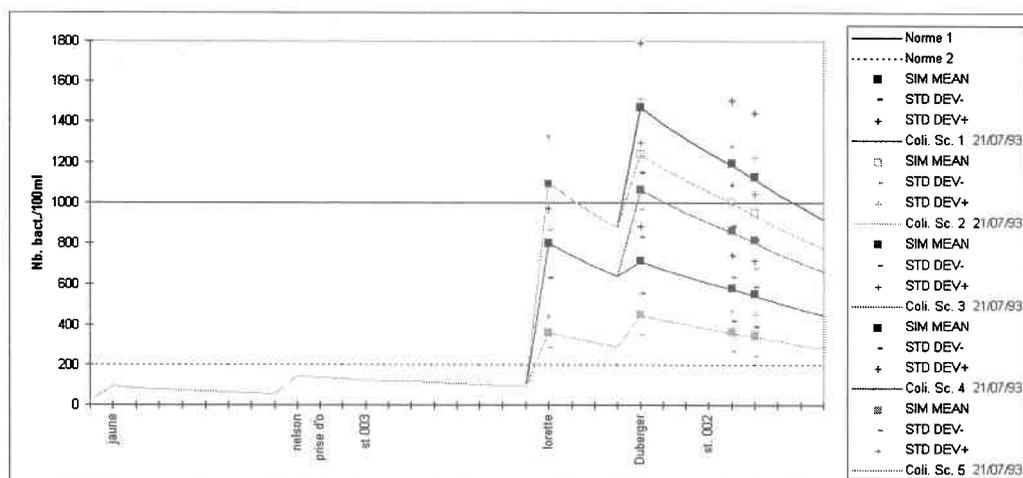


Figure 3.28 Résultats des 5 scénarios simulés pour les coliformes fécaux (Coli. Sc 1 pour scénario 1, etc.) du 21/07/1993 et comparaison avec les normes de qualité (norme 1 concerne celle de 1000 col./100ml pour les activités récréatives secondaires et norme 2 celle de 200 col./100ml pour les activités récréatives primaires). Les résultats pour les douze dates sont présentés en Annexe I.

3.3.3 Discussion

Le premier type de scénarios montre qu'en ajoutant une charge polluante on se rapproche des valeurs observées (Figure 3.26 et Figure 3.27).

En ce qui concerne les coliformes fécaux (Figure 3.26), le scénario permet sept fois sur douze de rattraper les valeurs observées. Trois fois (14/07/92 11/08/92 et 6/10/92), les valeurs observées sont légèrement supérieures aux simulations mais les ordres de grandeurs sont respectés. Pour deux dates (le 5/09/90 et le 18/08/93), nos résultats sont surévalués par rapport aux valeurs observées. Pour ces deux dates, les résultats sans ajout étaient assez proches des valeurs observées (Figure 3.21), il est donc normal que ces scénarios ne soient pas nécessaires. En regardant le Tableau 3.11, il ressort que ces deux dates sont classées en queue de peloton. On peut émettre l'hypothèse que lors de ces journées, qui sont précédées d'une période sèche d'au moins une semaine, aucun rejets ni fuites du réseau d'égouts ne se sont produits. En général, notre démarche de modélisation qui a abouti aux résultats des Figures 3.20 et 3.21 omet, en aval, une source polluante. Le scénario qui a été testé permet d'avoir une vague idée de cette charge polluante (en coliformes fécaux) omise. Elle correspond à un rejet, qui fuit au niveau des régulateurs, dont le débit est environ un vingtième du débit de temps sec du réseau d'égouts et la concentration est de 4 609 434 nb.Col./100ml. En ce qui concerne les DBO simulées, le scénario permet 11 fois sur douze de rattraper les valeurs observées (Figure 3.27). Le 18/08/93, la simulation surestime légèrement la réalité. Comme pour les coliformes, le scénario qui a été testé permet d'avoir une vague idée la charge polluante (en DBO) omise. Cette charge polluante correspond également à un rejet dont le débit est environ un vingtième du débit de temps sec du réseau d'égouts et dont la concentration est de 148.8 mg/l. Cette estimation est valable pour des conditions moyenne de temps sec.

Pour la réalisation de scénarios plus réalistes, une meilleure connaissance des sources de pollution (localisation et quantification des charges polluantes) par temps sec comme par temps de pluie dans le bassin est indispensable, car les données disponibles qui ont été utilisées ne le permettent pas. Une telle connaissance nécessiterait une campagne d'échantillonnage (par temps sec et temps de pluie) sur le terrain ainsi qu'une enquête poussée pour localiser précisément les points de pollution.

Même si les débordements du réseau d'égouts ont un impact à court, moyen et long terme sur la qualité de la rivière Saint-Charles (Lavallée, 1989), la démarche que nous avons développée ne permet pas de les appréhender. Les scénarios que nous avons réalisés sont trop simplistes. Néanmoins, ils permettent d'avoir un ordre de grandeur de

la source de pollution qui manque pour équilibrer le bilan qualitatif du bassin versant de la rivière Saint-Charles.

Avec les données disponibles et en utilisant la démarche de modélisation proposée, il faut réduire les concentrations en coliformes de 80% (scénario 5) dans les rivières Lorette et Duberger pour essayer d'atteindre la norme de qualité pour activités récréatives primaires de 200 col./100ml (voir Figure 3.28 et Annexe I). Ceci est vrai à condition que la seule source de contamination soit ces tributaires et qu'aucune autre source ponctuelle ni diffuse dans la rivière Saint-Charles n'existe. Cet objectif de 200 col./100ml est facilement atteint en amont de la rivière. Sur la base des simulations effectuées aux 12 dates, la Figure 3.29 montre que, quels que soient les scénarios, plus de 90% des vingt kilomètres en aval du lac est en dessous de cet objectif. Cette norme est difficile à atteindre au niveau de la partie aval de la rivière Saint-Charles. La Figure 3.30 montre que seul les scénarios 4 et 5 permettent d'atteindre le second critère de 1000 col./100ml aux treize derniers km (jusqu'à l'embouchure) pour toutes les dates (soit 100%). Pour la partie aval de la rivière, ce second critère est plus réaliste que celui de 200 col./100ml. L'idée dégagée par ces scénarios est que pour assainir la rivière Saint-Charles dans sa partie aval, il faut éliminer les sources ponctuelles et diffuse dans la rivière mais il faut également assainir les tributaires, en particulier les rivières Lorette et Duberger.

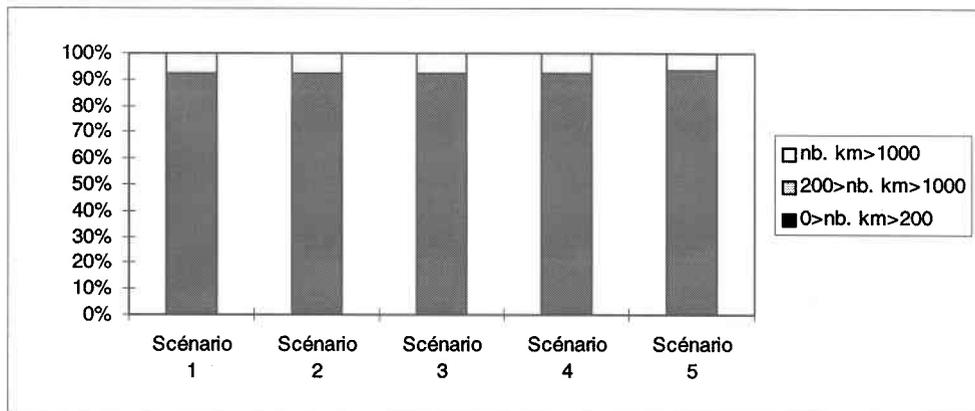


Figure 3.29 Pourcentage des vingt premiers km amont (à partir du lac) satisfaisant les normes de qualité pour les douze dates en fonction des cinq scénarios.

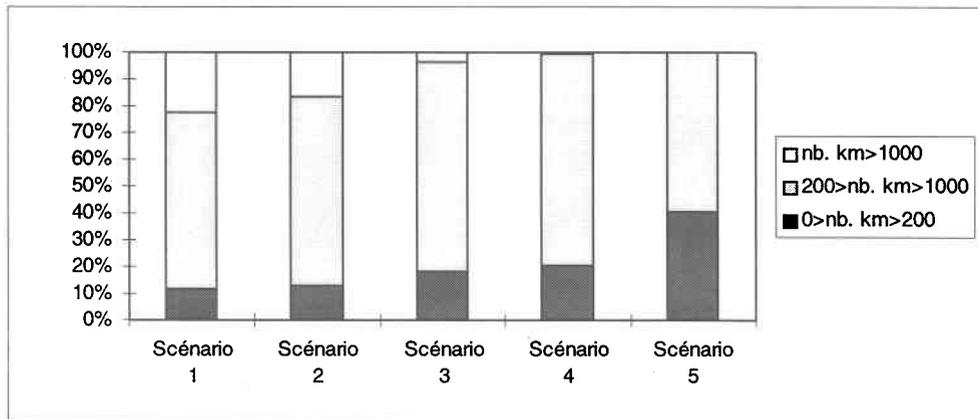


Figure 3.30 Pourcentage des treize derniers km aval (jusqu'à l'embouchure) satisfaisant les normes de qualité pour les douze en fonction des cinq scénarios.

En conclusion, on peut dire que notre approche par scénarios est intéressante car elle amène l'expert à poser des hypothèses qui peuvent être testées. Plusieurs experts peuvent, ainsi, confronter leurs idées donc réaliser des scénarios et réfléchir sur les résultats donnés par les modèles. La modélisation devient, dès lors, un outil efficace de compréhension des phénomènes hydro-bio-chimique du bassin. Les hypothèses qui nous ont permis de dresser différents scénarios ne sont pas une fin en soi. Nous sommes conscients qu'elles sont très discutables. En ce qui concerne l'ajout d'une source polluante, d'autres experts auraient donné d'autres valeurs ou pourraient prétendre que nos valeurs n'ont aucun sens. Toutefois, nous pensons qu'elles ont le mérite, avec les données disponibles et dans l'état actuel de la démarche de modélisation développée, d'alimenter la réflexion sur le fonctionnement du cycle hydro-bio-chimique du bassin.

3.4 Discussion générale

L'utilisation de modèles pour évaluer la quantité et la qualité des eaux de surface peut être justifiée par le manque de solutions analytiques et le potentiel d'une évaluation régionale plus détaillée (Hansen, 1996) ainsi que par la forte demande actuelle de la part des élus de se doter d'outils d'aide à la décision en matière de gestion de la ressource eau. Makowski *et al.* (1996) mettent de l'avant les deux phases importantes de toute démarche de modélisation, soit optimisation et simulation. Classiquement ces deux phases sont effectuées avec un même modèle.

La démarche de modélisation qui a été développée et testée utilise les données disponibles sur le bassin de la rivière Saint-Charles. Elle utilise un modèle hydrologique conceptuel (CEQUEAU) et un modèle déterministe simple de qualité (QUAL2E). Le calage des paramètres hydrologiques de CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) et la simulation avec QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987) sont les deux étapes marquantes de notre démarche. La modélisation hydrologique a été marquée par un calage optimum des paramètres du modèle (à l'aide de CEQUOPT). La modélisation de la qualité est marquée par des simulations d'un état existant et de scénarios ainsi que d'une analyse de sensibilité sur les paramètres de dégradation et les données d'entrée (paramètres de dégradation, débits et concentrations). À cause d'un important manque de données les simulations ont été réalisées sans calage préalable.

Nous pensons que les résultats que nous obtenons doivent être analysés avec prudence, car, même si les incertitudes dues à la méconnaissance des cinétiques de dégradations et les incertitudes sur les données d'entrée (débits issus de CEQUEAU, concentration en coliformes et DBO) ont été intégrées lors de la modélisation avec QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987) en utilisant l'analyse de sensibilité basée sur des simulations Monte Carlo offerte par ce modèle, les erreurs provenant de CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) s'ajoutent à celle provenant de QUAL2E. On ne peut pas toujours compter sur le fait que les erreurs se compensent. Il est pertinent d'accompagner les résultats d'un tableau (Tableau 3.13) qui synthétise les sources et l'importance des erreurs durant le processus de modélisation.

Il est couramment admis que trois sources d'erreurs influencent la réponse d'un modèle qu'il soit hydrologique ou de qualité des eaux (Kuarke Leite, 1990) : (1) les données d'entrées (dans notre démarche, ce point est très important, car les résultats de CEQUEAU sont des données d'entrée de QUAL2E), (2) l'estimation des paramètres (hydrologiques ou cinétiques de dégradation bio-chimiques) et (3) l'incapacité du modèle à s'adapter au cas d'étude. L'importance relative de ces sources d'erreur lors de la modélisation du bassin versant de la rivière Saint-Charles est présentée au Tableau 3.13.

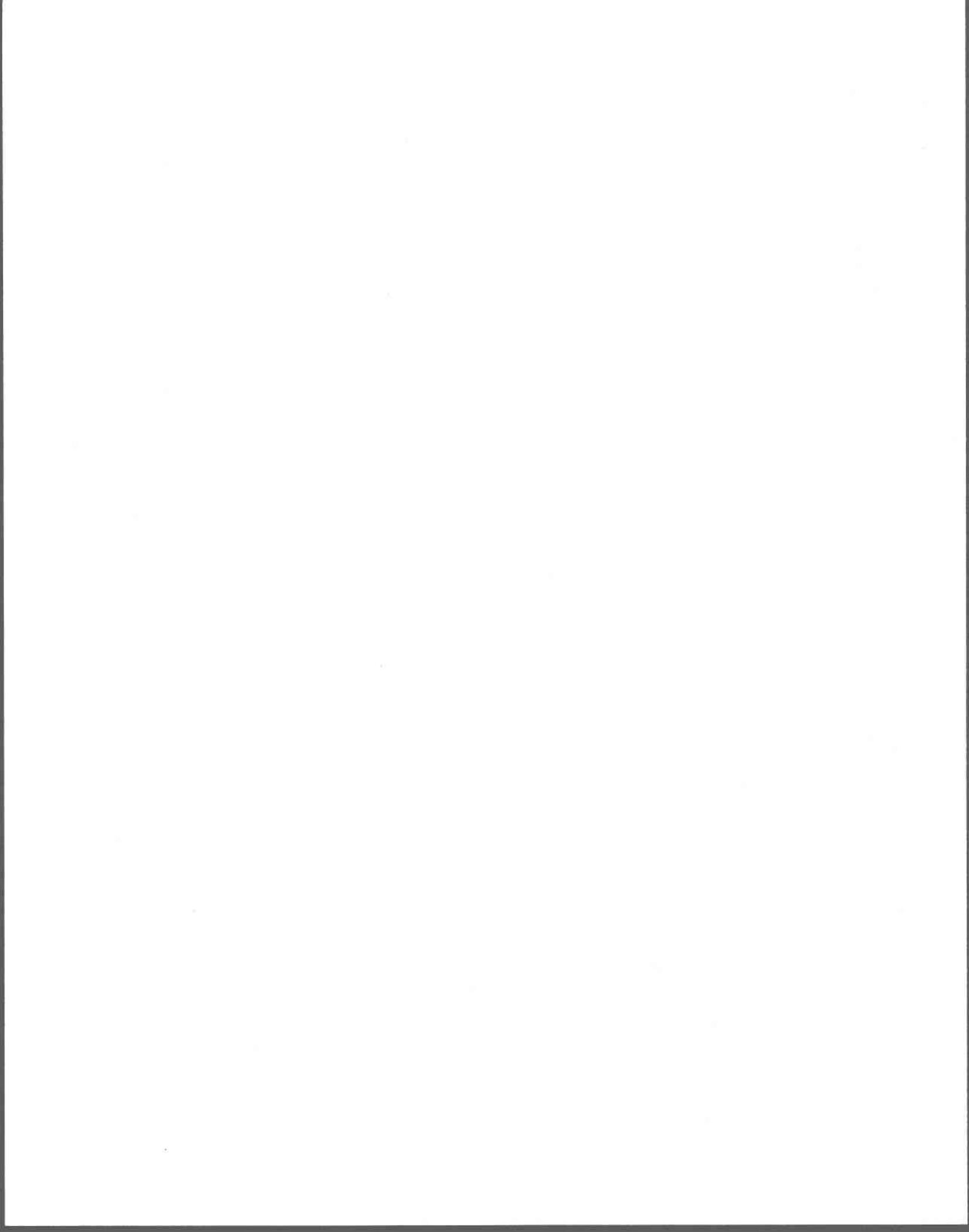
Tableau 3.13 Influence relative des sources d'erreurs lors de la modélisation hydro-bio-chimique avec CEQUEAU et QUAL2E du bassin de la rivière Saint-Charles.

Type d'erreur sur	Origine	Exemple	Influence de l'imprécision sur le résultat final		
			* amont X aval		
CEQUEAU			<i>faible</i>	<i>moyenne</i>	<i>élevée</i>
les données d'entrées	échantillonnage sur le terrain	données météorologiques débit	*X *X		
	discrétisation du bassin	sens de l'écoulement surfaces du bassin et sous bassins	*	X	X
	hétérogénéité spatiale	1 station météo utilisée sur 3 disponibles données physiographiques	*X		*X
	facteurs externes	prise d'eau potable réseau d'égouts	*X	*	X
l'estimation des paramètres	mauvaise représentation des phénomènes	variabilité spatiale station d'échantillonnage temps	*	*X	X X
	calibration/optimisation		*X		
l'incapacité du modèle	calibration globale sur 12 ans			*X	
	formules empiriques	évapotranspiration, fonte des neiges		*X	
	modèle statique		*	X	
	taille de maille		*X		
QUAL2E					
les données d'entrée	caractéristique hydraulique des tronçons	largeur du fond, pente des berges	*	X	
	débit issu de CEQUEAU			*	X
	concentrations	Coliformes, DBO	*	X	
l'estimation des paramètres	représentation des processus (cinétique)	taux de dégradation	*		X
l'incapacité du modèle	discrétisation générale			*	X
	régime permanent			*	X

Il ressort de notre démarche de modélisation que les erreurs qui interviennent en amont sont différentes de celles en aval (Tableau 3.13). En amont, de la station 050904 (soit 70% de la surface du bassin), c'est-à-dire pour la partie faiblement à moyennement urbanisée du bassin, les sources d'erreurs sur les résultats de la modélisation de CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) proviennent des données d'entrée (incertitudes sur les données météorologiques et sur la prise d'eau de 2.3m³/s) ainsi que de l'estimation des

paramètres hydrologiques. En effet, pour des raisons pratiques, les données d'une station météorologique sur trois disponibles ont été prises. Malgré des corrections sur la température et les précipitations, il n'y a aucune garantie sur la répartition spatiale réelle des précipitations. En ce qui concerne la prise d'eau, le prélèvement a été considéré constant dans la journée et dans l'année (ce qui est vrai à 15% de variation près). Même si de nombreuses autres erreurs sont susceptibles de se produire lors de la modélisation avec CEQUEAU (Lévite 1995), ce modèle donne des résultats acceptables et donc l'ordre de grandeur des débits simulés, en amont, est respecté. Les erreurs concernant les simulations avec QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987) (Tableau 3.13) proviennent essentiellement de la méconnaissance des paramètres des cinétiques de dégradations et de l'incertitude sur les données d'entrées (concentration en DBO et coliformes fécaux) à la station de qualité de la rivière jaune (05090011).

En aval et dans les sous-bassins fortement urbanisés, les mêmes sources d'erreurs existent. Mais en plus, nous pensons que les modèles choisis ont atteint leur capacité limite à représenter les processus très complexes du cycle de l'eau en contexte urbain qui s'y déroulent. Le manque de données limite également une modélisation plus fine.



4. CONCLUSION

Traditionnellement, la gestion des systèmes et réseaux pluviaux, des systèmes et réseaux d'eaux usées, des systèmes d'assainissement, des systèmes de rétention, du milieu récepteur ainsi que celle de l'aménagement du territoire et du paysage en milieu urbain est sectorielle. Différentes agences ou groupes professionnels sont responsables d'un secteur d'activité sans qu'il y ait d'interaction. La connaissance des fonctionnements socio-économique, hydrologique, hydraulique, physico-chimique et biologique de ces systèmes complexes est également très sectorielle. Les enjeux de la gestion intégrée de l'eau en milieu urbain consistent à tisser des liens entre les différentes structures organisationnelles qui gèrent chaque secteur. Les deux objectifs principaux de cette thèse ont été (1) de proposer un protocole de gestion intégrée de l'eau en milieu urbain et (2) de montrer la pertinence d'utiliser des modèles déterministes comme outils de diagnostic pour préparer la mise en place d'un tel mode de gestion de l'eau. Pour concrétiser cette réflexion, un troisième objectif concernant la modélisation du cycle hydro-bio-chimique du bassin de la rivière Saint-Charles a été fixé.

Pour atteindre le premier objectif, le premier volet de cette thèse propose un protocole inédit de gestion intégrée de l'eau en milieu urbain. Ce protocole part du principe que le milieu urbain, lui-même composé de bassins versants urbains, fait partie intégrante d'un bassin versant hydrologique plus vaste. La première phase de ce protocole propose l'exécution d'études de diagnostic qui tentent de comprendre l'ensemble des processus impliqués et d'identifier les problèmes (et les causes) dans le bassin versant et le milieu urbain. Après identification des problèmes, il faut, dans une deuxième phase, trouver des solutions. Ces solutions doivent être intégrées, c'est-à-dire qu'elles doivent être élaborées par les différents responsables de la gestion de l'eau lors d'un processus consensuel de prise de décision duquel la population est partie prenante. Par ailleurs, elles doivent faire appel à des technologies innovatrices voir même alternatives. Les moyens et les actions à prendre font l'objet de plans d'action. Ces plans d'action peuvent autant s'appliquer à des sous-bassins versants naturels qu'à des bassins versants urbains. La planification de la réalisation des schémas et des plans d'action consiste à obtenir les permis et

approbations nécessaires. Ceci représente la troisième phase du protocole. La quatrième phase concerne l'implantation d'un schéma de gestion intégrée incluant les plans d'action (construction, rénovation, aménagements d'infrastructures, de réseaux,...). Cette phase s'effectue à l'échelle locale. L'implantation du schéma de gestion intégrée peut débuter dans des sous-bassins pilotes. Enfin, la cinquième phase concerne l'opération, la maintenance des aménagements et des infrastructures construits lors de la phase précédente. C'est également lors de cette phase qu'est mené un suivi régulier de l'état d'avancement de la gestion intégrée du bassin et des actions qui ont été prises.

Le deuxième et le troisième objectif de cette thèse ont été de démontrer la pertinence de l'utilisation de modèles déterministes (dont l'approche est plutôt conceptuelle en ce qui concerne le modèle hydrologique) comme outil de diagnostic d'un bassin versant fortement urbanisé. Le but de ce diagnostic est de servir de guide pour l'élaboration d'un schéma de gestion intégrée de la ressource eau à l'échelle du bassin versant. Le bassin versant de la rivière Saint-Charles a été sélectionné pour cette démonstration. Nous avons choisi et utilisé les modèles avec la vision du gestionnaire. Parmi les arguments en faveur des modèles, on note que, dans la pratique, leur utilisation permet d'évaluer les actions à prendre pour améliorer l'environnement ainsi que de prévenir les impacts négatifs reliés aux activités humaines croissantes d'une région. De plus, leurs résultats peuvent être utilisés pour aider à une meilleure compréhension des conditions existantes, pour réviser, améliorer un programme d'échantillonnage et pour contrôler grossièrement les points de déversement de polluants. De plus, la modélisation offre la possibilité de prévoir le débit et la qualité en rivière en des points où aucune mesure n'est disponible.

L'application des modèles a été réalisée à l'aide des données existantes sur le bassin versant. Les débits sur le bassin ont été obtenus à l'aide du modèle CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995). Ce modèle a été calé sur douze années de données journalières. Le calage s'est fait, dans un premier temps, par essai erreur puis à l'aide d'un optimisateur (CEQUOPT). Les deux variables de qualité simulées à l'aide du modèle QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987) sont les coliformes fécaux et la DBO. La rivière Saint-Charles a été découpée en quatre tronçons de caractéristiques hydrauliques et bio-physico-chimiques uniformes. La modélisation avec QUAL2E a été réalisée à douze reprises. Ces douze situations sont les seules pour lesquelles les données de qualité échantillonnées sont concomitantes. Ces douze dates sont des journées de temps sec. Les coliformes fécaux et la DBO ont été simulés sans calage des paramètres. Rappelons qu'il n'existe, pour le

réseau hydrographique de la rivière Saint-Charles, aucune information sur la valeur des paramètres des cinétiques de dégradation. Pour intégrer de l'incertitude sur ces paramètres de dégradation et sur les données d'entrée de QUAL2E (débit de CEQUEAU, concentration en coliformes et DBO provenant des stations de qualité) trois mille simulations Monte Carlo ont été réalisées. Ainsi, tout l'intervalle de paramètres proposé par les auteurs de QUAL2E a été considéré. Le choix d'une valeur du paramètre est fait au hasard en suivant une loi normale. La loi est centrée sur la valeur au milieu de l'intervalle. Par ailleurs, les variations des débits d'entrée et des concentrations en DBO et coliformes ont été fixées à 20%.

Les résultats de simulations de CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) sont bons pour l'amont du bassin du moins à la station 050904, soit pour 70% de la superficie du bassin de la rivière Saint-Charles. Ils sont moins bien corrélés avec les valeurs observées pour les bassins des principaux tributaires, en particulier la rivière Lorette, à cause (1) de la forte influence anthropique sur la gestion du cycle de l'eau, (2) de la complexité des processus hydrologiques en milieu urbain et (3) du manque de données observées. Ce manque de données s'est surtout fait sentir sur le bassin de la rivière Lorette et sur la partie aval du bassin de la rivière Saint-Charles (partie fortement urbanisée). De ce fait, il n'a pas été possible de valider les résultats des simulations hydrologiques pour la portion urbanisée du bassin. Toutefois, il est clair que CEQUEAU n'ayant pas été conçu pour simuler l'hydrologie en milieu urbain, des modifications devraient être apportées au modèle pour y parvenir. Pour comprendre l'hydrologie des sous-bassins urbains, l'utilisation de modèles plus adaptés est indiscutable.

Les calculs hydrauliques réalisés avec QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987) montrent l'impact sur plusieurs kilomètres de la prise d'eau dans la rivière Saint-Charles. Cet impact est surtout marqué lors des périodes d'étiage prononcé. En ce qui concerne les simulations de la qualité avec QUAL2E, les simulations des coliformes fécaux sont bonnes pour la partie amont de la rivière (station de qualité 05090003) et moins bonnes pour la partie aval de la rivière (station de qualité 05090002). Cette tendance est moins marquée pour les simulations de la DBO qui sont bonnes en amont et aussi relativement bonnes pour la partie aval de la rivière. Les résultats montrent qu'en amont, par temps sec, peu de contamination en coliformes fécaux a été observée puisque les valeurs simulées concordent avec les valeurs observées. Toutefois, pour une journée en particulier (21/07/93), les simulations sont sous-évaluées par rapport aux valeurs

observées. Lors de cette journée, une pluie de 4.2 mm a été observée et une plus forte précipitation (> 10 mm) a été observée la veille. Ce jour-là, une source de contamination en coliformes fécaux semble avoir affecté l'amont de la rivière Saint-Charles. En aval (station de qualité 05090002), les simulations sont très éloignées des valeurs observées. L'écart entre les simulations et les valeurs observées à la station 05090002 ne provient pas de l'incertitude sur les paramètres de dégradation de la DBO et des coliformes. De toute évidence, il semble qu'une source de contamination en coliformes fécaux (ponctuelle ou diffuse) affecte en permanence (pour les douze dates simulées) la qualité de l'eau.

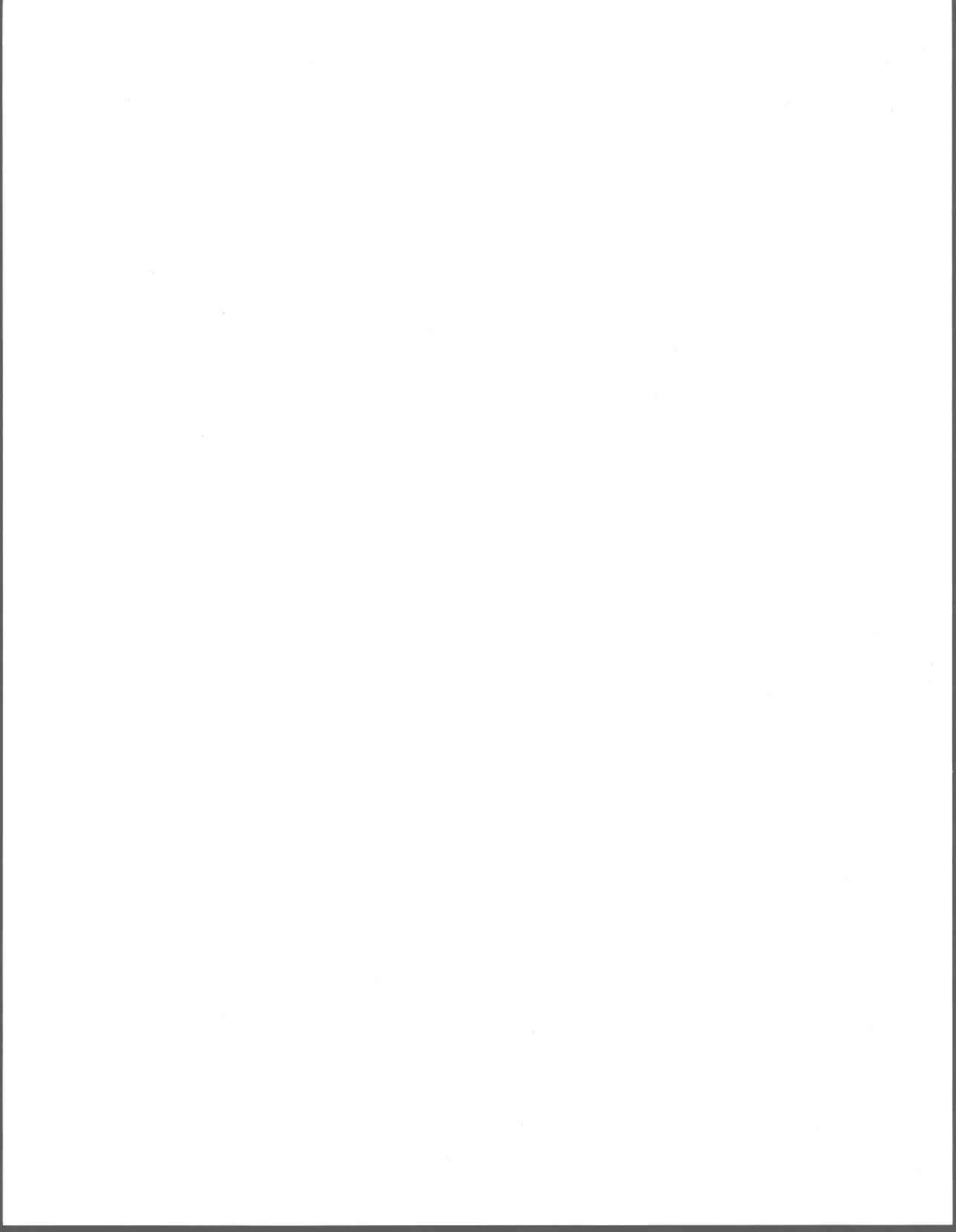
Le bilan qualitatif est amélioré lorsqu'on réalise des scénarios simulant l'ajout de polluant. L'ajout de polluant s'effectue au niveau de 2 «zones à risques» définies en fonction de la localisation des régulateurs du réseau d'égouts unitaire de la CUQ susceptibles de fuir. Cet ajout de polluant est équivalent à celui d'un rejet, au niveau de chaque régulateur, dont le débit est environ un vingtième du débit moyen de temps sec du réseau et dont la concentration moyenne en coliformes fécaux a été calculée à 4 609 434 nb. Col/100ml et la concentration moyenne en DBO à 148.8 mg/l. Ces calculs du débit et des concentrations dans le réseau d'égouts sont tirés d'une campagne de mesures datant de 1982. D'autres scénarios montrent également que, pour la gestion de la rivière Saint-Charles, l'objectif de 200 col./100ml, difficile à atteindre dans la partie aval, est peu réaliste. Le critère de 1000 col./100ml, également difficile à atteindre, semble toutefois plus réaliste.

Les résultats de cette modélisation ne permettent pas de conclure en ce qui concerne les phénomènes naturels fins en cause, car il y a trop de simplifications et trop peu de données disponibles. L'approche a toutefois le mérite de poser les jalons d'une modélisation du bassin versant de la rivière Saint-Charles. Pour la première fois, au Québec, le modèle CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) a été testé sur un bassin versant fortement urbanisé ; celui de la rivière Saint-Charles. L'utilisation du pas de temps journalier nous paraît suffisante pour réaliser un diagnostic de tout le bassin versant car le temps de concentration des eaux du bassin en aval du lac Saint-Charles est environ un jour. Pour la première fois également, le modèle QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987) a été testé sur ce même bassin. La démarche de modélisation proposée a permis de faire un lien entre ces deux modèles et de réfléchir sur la signification des résultats obtenus. Il est important d'accompagner les résultats d'un tableau qui synthétise les incertitudes sur

les résultats obtenus. En résumé, la démarche utilisée est satisfaisante pour l'amont du bassin. En ce qui concerne l'aval du bassin (portion urbanisée), la représentativité des résultats est plus incertaine.

La modélisation et l'approche par scénarios permettent d'examiner diverses hypothèses concernant les sources de pollution à ajouter pour améliorer le bilan qualitatif du cycle de l'eau du bassin. Les scénarios concernant la réduction des apports de polluants dans les tributaires ont permis d'explorer la contribution relative de ces derniers sur la qualité de l'eau de la rivière Saint-Charles et sur l'importance de l'effort de dépollution qu'il faudrait entreprendre sur celle-ci et ses tributaires. En conclusion, en vue d'améliorer la qualité de la rivière Saint-Charles, une approche de gestion du bassin et des sous bassins basée, entre autres, sur la rénovation des infrastructures (réseau d'égouts), s'impose.

Pour poursuivre la modélisation du bassin versant de la rivière Saint-Charles, de toute évidence, des campagnes d'échantillonnage sont indispensables. Il faut inventorier les sources polluantes dans la rivière Saint-Charles par temps sec comme par temps de pluie. Les mesures doivent être réalisées dans et à la sortie du réseau d'égouts ainsi que dans le milieu récepteur. Il faut mener des études plus poussées sur la durée de l'impact des débordements dans la rivière Saint-Charles. Il faut également faire des diagnostics des sous-bassins versants ainsi que des bassins urbains. Pour les phénomènes plus spécifiques à l'hydrologie urbaine (relation pluie, débit et débordement du réseau d'égouts unitaire), l'utilisation de pas de temps plus fins va de soit. Ces nouvelles informations ainsi disponibles pourront servir à la réalisation de nouveaux scénarios de modélisation qui amélioreront la connaissance du cycle de l'eau du bassin versant de la rivière Saint-Charles.



5. RECOMMANDATIONS POUR TRAVAUX FUTURS

5.1 Gestion intégrée des infrastructures urbaines

Cette thèse s'est proposée de comprendre le fonctionnement du bassin versant de la rivière Saint-Charles qui est, dans sa partie avale, fortement urbanisée. Les scénarios renforcent l'hypothèse que des fuites, dues à un délabrement du réseau d'égouts, influencent en permanence la qualité de l'eau de la rivière Saint-Charles. Il serait très pertinent de réaliser des diagnostics sur l'état des infrastructures urbaines présentes dans cette zone urbanisée. Ce diagnostic des infrastructures (état du réseau d'égouts, inventaire des points de débordement, inventaire des fuites et état des surfaces imperméables) permettrait de connaître mieux la contribution de ces dernières à la dégradation du milieu récepteur du bassin. Ce diagnostic doit être réalisé à l'échelle de la CUQ mais aussi pour les municipalités de la MRC de Jacques Cartier qui sont partiellement incluses dans le bassin de la rivière Saint-Charles.

5.2 CEQUEAU et l'hydrologie en milieu urbain

Le but de ce paragraphe est de réfléchir sur la pertinence d'utiliser CEQUEAU dans le cadre d'un bassin fortement urbanisé. Il s'agit également de se poser la question s'il est possible de le modifier pour qu'il soit capable, un peu comme le fait le module IMPLND du modèle HSPF (Johansson *et al.*, 1984), de traiter le débit de ruissellement sur les surfaces imperméables en contexte urbain (Figure 5.1). Le modèle HSPF est un des modèles les plus couramment utilisés en Amérique du Nord dans le cadre d'études hydrologiques de bassins versants ruraux et urbanisés. Il est le modèle hydrologique de base utilisé dans le système informatisé intégré «bassins» de l'US-EPA (Richman, 1996) ainsi que dans le logiciel HYDROSIM de Beak Consultants Ltée. en Ontario (Walker, 1996).

Pour les zones strictement urbanisées du bassin, on ne dispose d'aucune donnée afin de vérifier si CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) simule correctement les processus hydrologiques qui s'y déroulent. Toutefois, il est clair que CEQUEAU n'a pas été

développé pour modéliser l'hydrologie en milieu urbain. La fonction de production (Annexe C) n'intègre aucune composante urbaine. Pour cela, il faudrait ajouter un «réservoir» simulant le réseau d'égouts qui capte les eaux de ruissellement sur les surfaces imperméables et qui relargue, par les débordements, une quantité d'eau dans le cours d'eau (Annexe D). Grâce au module SURFACEIMPERM, il est possible de connaître, pour chaque carreau entier, les quantités journalières qui ruissellent sur les surfaces imperméables. Dans un carreau situé en zone urbaine, ces eaux de ruissellement sont captées par le réseau d'égouts. Une fois la capacité de stockage du réseau atteinte, il y a débordement dans la rivière Saint-Charles (Figure 5.1 et Annexe D). Le défi est de taille. Comment intégrer, dans CEQUEAU, une fonction qui permette de considérer les réseaux d'égouts unitaires dans le cycle de l'eau? Nous avons juste réfléchi sur un algorithme (Figure 5.2) qui nous apparaît pertinent pour expliquer le cycle quantitatif de l'eau dans un carreau urbanisé de CEQUEAU. Cet algorithme a une philosophie similaire à celle du module IMPLND de HSPF (Annexe E). La lame d'eau produite par le ruissellement sur les surfaces imperméables (PRODUR) et fournie par CEQUEAU est stockée dans le réseau d'égouts et, en partie, conduite à la station d'épuration. Une fois la capacité de stockage (QSTOMAX) du réseau atteinte, il y a débordement. Les paramètres (QTRMAX et QSTOMAX) pourraient être estimés par calage. Le manque de données ne nous permet ni de caler ni de valider cette procédure.

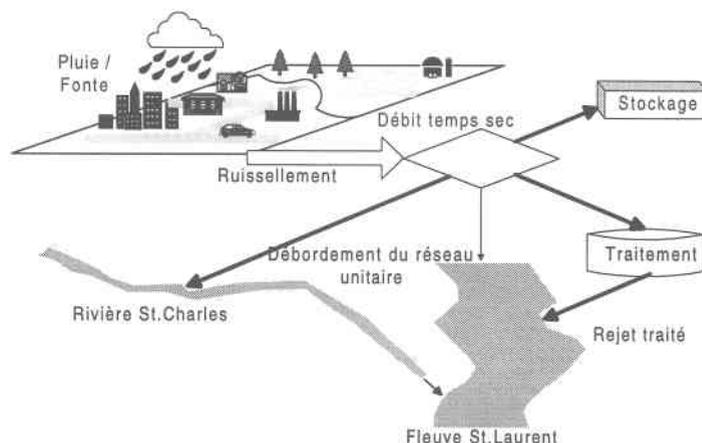


Figure 5.1 Processus hydrologiques sur un carreau entier de CEQUEAU fortement urbanisé.

En conclusion, pour comprendre l'hydrologie des zones urbaines du bassin versant de la rivière Saint-Charles, il est plus pertinent d'utiliser des modèles d'hydrologie urbaine sur des sous-bassins urbains. Ces modèles qui travaillent à des échelles spatio-temporelles

(bassin urbain, échelle des minutes) très différentes de celles de CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995) sont certainement plus aptes à représenter le cycle de l'eau de ces régions. Les modèles hydrologiques et hydrauliques utilisés seront différents pour la conception d'une installation d'assainissement ou pour l'analyse d'une région urbaine. En effet, O'Loughlin *et al.* (1996) mettent de l'avant que les méthodes et les modèles utilisés en milieu urbain pour la conception puissent être plus simples que ceux utilisés à des fins d'analyse d'un système urbain. Dans le même ordre d'idée, nous pensons qu'un modèle simple peut être utilisé pour l'analyse d'un vaste bassin versant, comme celui de la rivière Saint-Charles, où les processus sont très variés et complexes. Des modèles plus complexes pourront être utilisés pour analyser des sous-bassins fortement urbanisés. La réflexion menée avec CEQUEAU et qui a abouti à la définition de l'algorithme de la Figure 5.1 a, toutefois, permis d'approcher le problème de la connaissance de la quantité journalière des eaux de débordement du réseau d'égouts. Ce paragraphe a également le mérite d'ouvrir la porte à des travaux futurs de recherche sur la possibilité d'adapter CEQUEAU pour traiter les bassins versant urbanisés.

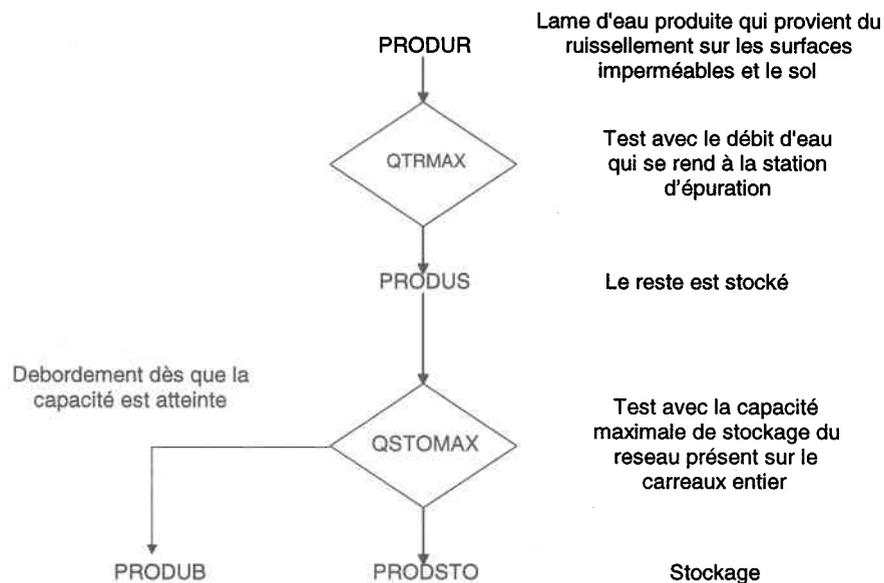


Figure 5.2 Algorithme proposé du cycle hydrologique dans un carreau entier urbanisé de CEQUEAU.

5.3 QUAL2E en régime non permanent

Il existe une version de QUAL2 (Brown et Barnwell, 1987) qui modélise des situations non permanentes, telles que celles relatives aux épisodes orageux (Walton et Webb, 1994).

Elle a été développée pour étudier la qualité de l'eau de la rivière Charles qui traverse Boston et dont la qualité est très influencée par les débordements du réseau d'égouts de la ville. Des études similaires pourraient être menées dans ce sens.

5.4 Vers une nouvelle connaissance du bassin

Pour avoir une meilleure connaissance des processus hydro-bio-chimiques du bassin de la rivière Saint-Charles, il faudrait :

- Entreprendre un inventaire précis des sources polluantes dans la rivière Saint-Charles dont, entre autres, une localisation systématique des points de déversement du réseau, une localisation des sources locales (fausses septiques, sources industrielles,...);
- Entreprendre une campagne de mesure sur le terrain (pour poursuivre la réflexion de cette thèse, les paramètres à échantillonner pourraient, dans un premier temps, rester la DBO et les coliformes fécaux, puis, dans un deuxième temps, incorporer d'autres paramètres de qualité);
- Réaliser la campagne de mesure par temps sec et par temps de pluie afin de voir l'importance relative des débordements par rapport aux autres sources;
- Réaliser les mesures dans le milieu récepteur et à la sortie des débordements;
- Entreprendre des études à l'échelle des sous bassins versants.

5.5 Vers le développement d'études économiques à l'échelle du bassin

Comme l'a montré récemment Schueler (1997), la connaissance économique de la protection et de la gestion intégrée des bassins versants est encore très fragmentaire. Le bienfait de ces approches sur l'économie locale a été démontré par plusieurs études économiques (Schueler, 1997). Toutefois, des recherches plus poussées dans ce domaine sont souhaitables afin de mieux quantifier les bénéfices reliés aux programmes de protection et de gestion intégrée des bassins versants urbains et autres.

5 BIBLIOGRAPHIE

- Abbott, M.B., J.C. Bathurst, J.A. Cunge, P.E. O'Connell, et J. Rasmussen (1986a). An introduction to the European Hydrological System - Système hydrologique Européen « SHE », 1 : History and philosophy of a physically-based distributed modeling system. *Journal of Hydrology* 87 : 45-59.
- Abbott, M.B., J.C. Bathurst, J.A. Cunge, P.E. O'Connell, et J. Rasmussen (1986b). An introduction to the European Hydrological System - Système hydrologique Européen « SHE », 2 : Structure of a physically-based distributed modeling system. *Journal of Hydrology* 87 : 61-77.
- Allan, J. D. et L. B. Johnson (1997). Catchment-scale analysis of aquatic ecosystem. *Freshwater Biology* 37, 107-111.
- Allan, J. D., D. L. Erickson, et J. Fay (1997). The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37, 149-161.
- AQTE (1992). Synthèse et compte rendu des conférences et des discussions, 1^{ière} table ronde d'orientation sur la gestion intégrée de l'eau au Québec, 10 et 11 décembre 1992, Beloeil. Association Québécoise des Techniques de l'eau.
- AQTE (1993). Projet d'expérimentation sur un bassin versant d'un mode de gestion intégrée de l'eau. 2 juin, Beloeil. Association Québécoise des Techniques de l'eau.
- Ayton, W. J. (1994). Catchment Management Planning in the National Rivers Authority. *Water Science and Technology*. 29(3) : 351-355.
- Bakonyi, P., P. Buzinkay, P. Liebe, R. Radványi, I. Ráth, E. Sali, C. Szolnoki, et I. Wisnovszky (1993). Integrated Water Resources Management of Budapest and the Surrounding Areas. Wisnovszky, I. (Ed). *Római Kiadói és Nyomdaipari Co.* (Publ.). Budapest. pp 176.
- Barry, M. S. (1996). Présentation du cas de la ville de Conakry. *Dans Rapport du Forum international des villes partenaires pour la gestion intégrée de l'eau, Montréal* 4-5

et 6 novembre 1996. Secrétariat International de l'eau. Le Conseil des relations internationales de Montréal. Montréal, Canada.

- Barraqué, B. (1994). Problématique sociologique de la gestion intégrée des rivières. *in* Gestion intégrée des milieux aquatiques. Actes des cinquièmes journées du Diplôme d'Études Approfondies Sciences et Techniques de l'environnement organisées les 19 et 20 mai 1994 à Paris. Le Coz (Ed). Presse de l'école nationale des ponts et chaussées. Paris. pages 9-21.
- Belanger, P. (1985). L'intégration de l'information écologique dans la gestion des terres de l'écoumène forestier par l'inventaire écologique des terres. Thèse de doctorat. Université Laval. Sainte-Foy. Québec. Canada
- Beven, K.J. et A. Kirby (1979). A Physically based Variable Contributing Ares Model of Basin Hydrology. *Hydrology Science Bulletin* 24 : 43-69
- Billen, G. et J. Allardi (1993). Rapport de synthèse 1989-1992 Vol. I, Le fonctionnement de l'écosystème: analyse des processus et modélisation. Direction et Secrétariat du PIREN-Seine. Université P. et M. Curie, Lab. de Géologie Appliquée. PIREN-Seine - CNRS (ed.). Paris, France.
- Boucher, J.-P. et L. Hébert (1990). Cartographie des zones inondables Rivières Saint-Charles, Duberger, Lorette, Nelson et Jaune à Québec Territoire Communauté Urbaine de Québec. Ministère de l'environnement et de la Faune. Rapport MH-90-02. Québec, Canada.
- Brady, D. J. (1996). The watershed protection approach. *Water Science and Technology* 33(4-5) : 17-21.
- Braga, B., M. T. Barros, J. C. Palos, C. L. Ramos, et R. H. Martins (1996). Urban Drainage Master Plan : The Need for Integrated Approaches. UNESCO-IHP International Symposium, Integrated water management in urban areas-searching for new, realistic approaches with respect to developing world, Lund Sweden, 25-30 September 1995. J. Niemczynowicz (ed.). *Environmental Research Forum* 3-4 :153-166.

- Brown, L. C. et T. O. Barnwell (1987). The Enhanced Stream Water Quality Model QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual. EPA-600/3-87/007 U.S. EPA, Athens, GA, USA.
- Crabtree, R.W., I. D. Cluckie, C. F. Forster, et C. P. Crockett (1986). A comparison of two river quality models, *Water research* 20 (1), 53-61
- Cairns, J. (1991). The Need for Integrated Environmental System Management. In: *Integrated Environmental Management*. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan. pp 5-20.
- Cartwright, N. G. (1990). The application of catchment management plans in Europe: A brief review. NRA Internal Report. pp 31.
- Claytor, R. A. (1996). Assessing the potential for Urban Watershed Restoration. *Watershed Protection Techniques* 1(4) : 166-172.
- Cluis, D. et J. Dupont (1993). Des technologies informatiques au service de la gestion intégrée de la ressource eau à l'échelle du bassin versant. *Sciences et techniques de l'eau* 26(3) : 185-190.
- COBARIC (1996). Vers une gestion intégrée et globale des eaux du Québec. Rapport final du Comité de Bassin de la rivière Chaudière. Québec, Canada. 117 pages.
- Commission royale sur l'avenir du secteur riverain de Toronto (1992). Régénération ; Le secteur riverain de Toronto et la ville durable : Rapport final. Ministre des approvisionnements et service Canada 1992. Imprimeur de la Reine pour l'Ontario 1992.
- Consuegra Zammit, D. (1992). Concept de gestion des eaux de surface : Aspects méthodologiques et application au bassin versant de la Broye en Suisse. Thèse de doctorat No 1064 (1992) présentée au département de génie rural, École Polytechnique Fédérale de Lausanne. Suisse.
- Coté, P.-A. (1996). The St-Charles River: A Reservoir for the Québec Urban Community, *Proceedings of Urban Wet Weather Pollution: Controlling Sewer Overflows and*

- Stormwater Runoff. Water Environment Federation, (Eds). Québec City, Canada, June 16-19, 1996.
- CUQ (1989). Plan du réseau d'égouts régional 1989. Intercepteurs, ouvrages de surverses et repères de schématisation. CUQ, BPR, INRS-Eau, Québec, Canada
- Danish Hydraulic Institute (1993). Mike 11, A microcomputer-based modelling system for rivers and channels, User and reference manual. Danish Hydraulic Institute (DHI), Hørsholm, Denmark.
- Davenport, E. T., N. J. Phillips, B. A. Kirschner, et L. T. Kirschner (1996). The watershed protection approach : Framework for ecosystem protection. *Water Science and Technology* 33(4-5) : 23-26.
- Degrémont (1989). Memento technique de l'eau. Édition du cinquantenaire, 9 ième édition, Tome 1. 592 pages.
- DePinto, J. V. (1996). Watershed Management Research and Practice in the U.S. Portion of the Great Lakes Basin. *In Proceedings of the Watershed Management Symposium Defining State of the Art State of Knowledge State of Practice.* December 6-8, 1995. Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario, Canada. pp 6-12.
- Diallo, F. (1996). Présentation du cas de la ville de Dakar. *Dans Rapport du Forum international des villes partenaires pour la gestion intégrée de l'eau*, Montréal 4-5 et 6 novembre 1996. Secrétariat International de l'eau. Le Conseil des relations internationales de Montréal. Montréal, Canada.
- Downs, P. W., K. J. Gregory, et A. Brookes (1991). How integrated is River Basin Management ? *Environmental management* 15 (3) : 299-309.
- Dreiseitl, H. (1995). A breath of fresh air with rainwater in urban planning. *Hydropolis, The role of water in urban planning. Proceedings of the international UNESCO-IHP workshop, Wageningen and Emscher region, March 29-April 2 1993.* Van Engen, H., Kampe, D., Tjallingii, S. (Eds). Backhuys Publishers (Publ), Leiden. pp 275-281.

- Duplessis, Y. et J. Héту (1991). La Loi sur l'aménagement et l'urbanisme, Montréal, Chambre des notaires du Québec. 284 pages.
- Dupont, P. (1991). La gestion intégrée des milieux aquatiques Une démarche nécessaire et incontournable. La houille Blanche 7/8 : 591-594.
- Ellis, J.B. et T. Hvitved-Jacobsen (1996). Urban drainage impacts on receiving waters. Journal of Hydraulic Research, 34 (6) :771-783.
- Environmental Protection Agency (1991). The Watershed Protection Approach : An Overview. Report No. EPA 503/9-92-001. Office of Water, Washington, DC, USA.
- Fischer, H. B., E. J. List, R. C. Y. Koh, J. Imberger, et N. H. Brooks (1979). Mixing in Inland and Coastal Waters, Academic Press Inc, San Diego, California, USA.
- Fitzsimmons, A. K. (1996). Sound policy or smoke and mirrors : Does ecosystem management make sense? Water Resources Bulletin 32(2) : 217-227.
- Fortin, J.-P., R. Moussa, C. Bocquillon, et J.-P. Villeneuve (1995). Hydrotel, un modèle hydrologique distribué pouvant bénéficier des données fournies par la télédétection et les systèmes d'information géographique. Revue des Sciences de l'eau 8 : 97-124
- Frissel, C. A. et D. Bayles (1996). Ecosystem management and the conservation of aquatic biodiversity and ecological integrity. Water Resources Bulletin 32(2) : 229-240.
- FWPCA-72. Federal Water Pollution Control Act of 1972, Clean Water Act, P.L. 92-500, 86 Stat. 816, as amended, 33 U.S.C. § 1251 et seq.
- Geiger, W. F. et K. Hofius (1996). Integrated Water Management in Urban and Surrounding Areas : Findings of the International Workshops in Essen 1992 and Gelsenkirchen 1994 by the German-Dutch IHP Committee to UNESCO Project M3-3a. UNESCO-IHP International Symposium, Integrated water management in urban areas-searching for new, realistic approaches with respect to developing world, Lund Sweden, 25-30 September 1995. J. Niemczynowicz (ed.). Environmental Research Forum 3-4 :127-152.

- Gerardin, V. et Y. Lachance (1997). Vers une gestion intégrée des bassins versants. Cadre écologique de référence du bassin de la rivière Saint-Charles, Québec : atlas cartographique. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec - Ministère de l'Environnement du Canada ; 40p. + 25 cartes.
- Gleick, P. H. (1996). Basic Water Requirements for Human Activities : Meeting Basic Needs. *Water International*. 21 : 83-92.
- Goldenstein, S. (1996). La ville, partie intégrante du bassin versant. *Dans* Rapport du Forum international des villes partenaires pour la gestion intégrée de l'eau, Montréal 4-5 et 6 novembre 1996. Secrétariat International de l'eau. Le Conseil des relations internationales de Montréal. Montréal, Canada.
- Gondwe, E. (1990). Water management in urban areas of a developing country. Hydrological Process and Water Management in Urban Areas. Proceedings of the Duisberg Symposium April 1988. Massing, H., Packman, J., Zuidema, F.C. (eds). IAHS Publication 198 :337-340.
- Gouin, D. (1983). The St.Lawrence River : First interventions to improve its quality, Mitchell, B. & Gardner, J. S. (ed.), *River Basin Management : Canadian experiences* Chapter 7, Department of Geography Publications Series No. 20, University of Waterloo, 87-99.
- Gouvernement du Québec (1988). L'évaluation environnementale : une pratique à généraliser, une procédure d'examen à parfaire. Rapport du comité de la procédure d'évaluation environnementale et d'examen des impacts environnementaux. Québec. 169 pages.
- Greff, B. et G. Hubert (1994). Les SAGE : Questionnements sur un nouvel outil de gestion. *Dans* Gestion intégrée des milieux aquatiques. Actes des cinquièmes journées du Diplôme d'Études Approfondies Sciences et Techniques de l'environnement organisées les 19 et 20 mai 1994 à Paris. Le Coz (Ed). Presse de l'école nationale des ponts et chaussées. Paris. Pages 201-216.

- Hansen, I. S. (1996). Aquatic numerical modelling - A management tool regarding dispersion and decay of pollutants. *Resources Conservation and Recycling* 16 (1-4) : 167-177.
- Hébert, S. (1995). Qualité des eaux du bassin de la rivière Saint-Charles, 1979-1995. Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, QE-101, Envirodoq no EN950532. Québec, Canada.
- Hough, M. (1995). Sharing common experiences : The Don River, Toronto Canada. *Hydropolis, The role of water in urban planning. Proceedings of the international UNESCO-IHP workshop, Wageningen and Emscher region, March 29-April 2 1993.* Van Engen, H., Kampe, D., Tjallingii, S. (Eds). Backhuys Publishers (Publ), Leiden. pp 68-81.
- INRS-Eau (1994). La demande électrique pour l'épuration des eaux usées municipales, Rapport interne, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec, Canada
- Janssen, J. G. (1996). Politique de la banque mondiale en matière de gestion de l'eau dans les villes africaines. Contribution à la journée des « entretiens de Montréal » sur le thème de la Gestion intégrée de l'eau dans le contexte urbain : Perspectives pour l'an 2000, tenue à Montréal le 27 mai 1996.
- Jehanno, P. et P. Meilland (1991). La demande sociale d'aménagement des cours d'eau, Recensement des principaux objectifs Priorités, II Les besoins et priorités en pays en voies de développement. *La houille Blanche* 7/8 : 533-538.
- Jensen, M. E., P. Bourgeron, R. Everett, et I. Goodman (1996). Ecosystem management : A landscape ecology perspective. *Water Resources Bulletin*. 32(2) : 203-216.
- Johanson, R. C., J. C. Imhoff, J. L. Kittel, et A. S. Donigian (1984). User's Manual for the Hydrological Simulation Program Fortran (HSPF). U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, USA
- Kratch, K. (1996). First Major Environmental Act Sets Agenda for Hungary. *Water Environment and Technology* 8(10) :30-31.

- Kuark Leite, L. A. (1990). Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Thèse de doctorat de l'École Nationale des Ponts et Chaussées. Sciences et techniques de l'environnement. Paris, France.
- Lavallée, P. (1989). La gestion des eaux usées en temps de pluie l'impact sur le milieu récepteur des événements fréquents. Thèse de doctorat présentée à l'université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, INRS-Eau. Québec, Canada.
- Lavallée, P. et J.-P. Villeneuve (1988). Le contrôle intégré des sources de pollution et les nécessités d'intervention pour le traitement des eaux usées à la CUQ. Sciences et Technique de l'Eau 21(2), 160-172.
- Levin, S.A. (1992). The problem of pattern and scale in Ecology. Ecology 73 : 1942-1968.
- Levite, H. (1995). Étude Hydrologique en vue de la modélisation de la qualité des eaux de la rivière Saint-Charles: Réflexions sur la complexité des phénomènes en milieu urbain. Rapport pour l'obtention du DEA national d'hydrologie. ENGREF Montpellier. INRS-Eau, Québec, Canada.
- Loi n° 64/1245 (1964). Loi du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution. Journal Officiel de la République Française. 18/12/64. Pages 11258-11265.
- Loi n° 92/3 (1992). Loi du 3 janvier 1992 sur. Journal Officiel de la République Française. 04/01/92. Pages 187-195.
- Lynch, D. et K. Wiebe (1996). A Decision Support System for Managing an Urban Aquatic Ecosystem. Actes de la Conférence Écohydraulique 2000, juin 1996, INRS-Eau, Québec, Canada. A699-A777.
- Makepeace, D. K., D. W. Smith, et S. J. Stanley (1995). Urban stormwater Quality : Summary of Contaminant Data. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 25 (2) : 93-193

- Makowski M., L. Somlyody, et D. Watkins (1996). Multiple criteria analysis for water quality management in the Nitra basin. *Water Resources Bulletin* 32(5) : 937-951
- Masbernat, L., J. Capblancq, et B. Tassin (1993). Modélisation des hydrosystèmes de surfaces. *dans* Modélisation du comportement des polluants dans les hydrosystèmes, Séminaire Eau-Environnement. 11-12 mars 1993. Ministère de la recherche. Paris.
- Medina, M.-A. (1986). State-of-the-Art : Physically-Based and Statistically-Based Water quality Modelling, Torno, H.C., Marsalek, J., Desbordes (ed.). Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on "Urban runoff pollution", M., NATO ASI Series G vol 10. Springer-verlag. New York.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1990a (rév. 1992)). Critères de qualité de l'eau, Service d'évaluation des rejets toxiques, Direction de l'expertise scientifique, Québec, Canada, 425 pages.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1990b (rév. 1992)). Méthodologie de calcul des critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques. Service d'évaluation des rejets toxiques, Direction de l'expertise scientifique, Québec, Canada, 147 pages.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1991 (rév. 1994)). Méthode de calcul des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique, Service d'évaluation des rejets toxiques, Direction de l'expertise scientifique, Québec, Canada, 26 pages.
- MOEE et MNR (1997). Inventory of Watershed Management Projects in Ontario : 1990-1995, Ministry of environment and Energy and Ministry of Natural Resources, Toronto, Ontario, Canada. 106 pages.
- Montgomery, D. R., G. E. Grant, et K. Sullivan (1995). Watershed Analysis as a Framework for Implementing Ecosystem Management. *Water Resources Bulletin* 31(3) : 369-386.
- Morgan, T.R. et W. Kreuzberger (1996). Using a Watershed Management Approach To Evaluate the Effects of Sanitary Sewer Overflows on Creek Water Quality. EPA

- Seminar Publication. National Conference on Sanitary Sewer Overflows, April 24-26, 1995, Washington DC, 574-579.
- Morin, G., P. Paquet, et W. Sochanska (1995). Guide d'utilisation du modèle CEQUEAU pour Windows. INRS-Eau, Québec, Canada.
- Mouchel, J.-M. (1994). Impact des rejets urbains des temps de pluie de l'agglomération parisienne sur les concentrations d'ammonium et d'oxygène à Chatou, Fustec, E., de Marsily, G (ed.). Actes du Colloque sur la Seine et son bassin : de la Recherche à la Gestion, 29 et 30 avril 1993, Paris.
- Nash, J.E. et J.V. Sutcliffe (1970). Riverflow forecasting through conceptual model. *Journal of Hydrology*, 10 : 282-290.
- O'Loughlin, G., W. Huber, et B. Chocat (1996). Rainfall-runoff processes and modelling. *Journal of Hydraulic Research*, 34 (6) :733-751.
- OFEFP (1990a). Le domaine protection des eaux et pêche dans le cadre d'une EIE. Information concernant l'étude de l'impact sur l'environnement No 5. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, Suisse. 20 pages.
- OFEFP (1990b). Étude de l'impact sur l'environnement, Manuel EIE. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, Suisse. 128 pages.
- OFEFP (1990c). Station d'épuration des eaux usées, Étude de l'impact sur l'environnement. Information concernant l'étude de l'impact sur l'environnement No 1. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, Suisse. 21 pages.
- Ostrowski, M. W. et J. Alsenz (1990). Combined Long-term Simulation of Runoff from Urban and Rural Areas. *Water Science and Technology* 22 (10/11) : 87-94
- Pentland, R. L. (1987). A Federal Perspective on River Basin Management 72-83.
- Pfeiffer, E. (1995). An integrated approach to hydrological planning. *Hydropolis, The role of water in urban planning. Proceedings of the international UNESCO-IHP workshop, Wageningen and Emscher region, March 29-April 2 1993.* Van Engen, H., Kampe, D., Tjallingii, S. (Eds). Backhuys Publishers (Publ), Leiden. pp 49-65.

- P'ng, J., J. Antoszek, W. Y. Liang, D. Henry, et P. Miller (1996). Approches to Combined Sewer Overflow Control in Ontario. Water Environment Association of Ontario (WEAO). Annual Conference 1996.
- Réméniéras, G. (1976). L'hydrologie de l'ingénieur, 2^{ième} édition. Direction des études et recherches d'électricité de France (Ed). Eyrolles (Publ.), Paris, France.
- Retkowsky, Y. (1996). Les SDAGE, une démarche cohérente et prospective pour gérer l'eau et les milieux aquatiques, Dans actes du colloque ESRA'96-l'eau souterraine en région agricole, Poitier 9-12 septembre 1996, LHUP. université de Poitier et INRS-Eau. Université du Québec.
- Richman, M. (1996). Basins Software Helps Determine Maximum Loads in Waterbodies. Water Environment and Technology. 8 (12) :29-33
- Sämeli, R., J.-P. Fortin, et J.-P. Villeneuve (1996). Comparaison entre divers modèles hydrologiques. Projet GIBSI, Rapport 462b. INRS-Eau, Québec, Canada.
- Schueler, T.R. (1996). Crafting Better Urban Watershed Protection Plans. Watershed Protection Techniques 2(2) : 329-337.
- Schueler, T.R. (1997). The Economics of Watershed Protection. Watershed Protection Techniques 2(4) : 469-481.
- Service de l'environnement de la Communauté Urbaine de Québec (1995). Incinérateur régional et stations de traitement des eaux usées, Sommaire des résultats d'opération de l'années 1994. Division de l'assainissement des eaux du Service de l'environnement de la Communauté Urbaine de Québec, Québec, Canada.
- Société québécoise d'assainissement des eaux (1996). Réflexion stratégique sur la gestion de l'eau au Québec. Rapport SQAÉ, Québec, Canada.
- Solcombe, D.S. (1993). Implementing Ecosystem-based Management. Development of theory, practice, and research for planning and managing a region. BioScience 43(9) : 612-622.

- Sormail, L. (1991). La demande sociale d'aménagement des cours d'eau, Recensement des principaux objectifs Priorités, I Les besoins et les priorités en développés. La Houille Blanche 7/8 : 529-532
- Teare, J. (1996). Stormwater Quality Control Implementation - An Alternative Approach for Urbanized Watershed. *In* Proceedings of the Watershed Management Symposium Defining State of the Art State of Knowledge State of Practice. December 6-8, 1995. Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario, Canada. pp 153-159.
- Trencia, G. (1993). La gestion de l'eau de la rivière Boyer. Colloque du 20 et 21 avril 1993 sur la gestion de l'eau en milieu rural. Québec. Ministère de l'agriculture, Conseil des productions végétales du Québec.
- UNESCO (1990). Guidelines for Water Resource Assessment of River Basins. Technical Documents in hydrology. IHP-III Project 9.2. UNESCO, Paris, pp 64.
- UNESCO (1994). Integrated Water Resources management in Urban and Surrounding Areas. Part 1 Manual. A contribution to IHP-UNESCO. International Workshop Gelsenkirchen, Federal Republic of Germany, May 30 to June 3, 1994.
- UNESCO (1993). Transboundary river basin management and sustainable development. Volume II, Proceedings of the Lustrum Symposium, Delft, The Netherlands, 18-22 May 1992. van Dam J. C. and Wessel J. (eds). IHP-IV Project M-5-2. UNESCO, Paris. pp 272.
- Valiron, F. et J.-P. Tabuchi (1992). Maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie. État de l'art. Lavoisier (Ed), Paris, 564 pages.
- Vallentyne, J. R. (1993). Biospherical Foundations of the Ecosystem Approach to Environmental Management. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 2 : 9-13.
- Vallentyne, J. R. et A. M. Beeton (1988). The 'Ecosystem' Approach to Managing Human Uses and Abuses of Natural Resources in the Great Lakes Basin. *Environmental Conservation* 15(1) : 58-62.

- Vallentyne, J.R., et A. L. Hamilton (1987). Managing Human Uses and Abuses of Aquatic Resources in the Canadian Ecosystem. Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences :13-533.
- Varis, O. (1996). Water quality models: Typologies for environmental impact assessment. Water Sciences and Technology 34(12) :109-117
- Van de Ven, (1990). Water balance of urban area. Hydrological Processes and Water Management in Urban Areas. Proceedings of the Duisberg Symposium April 1988. Massing, H., Packman, J., Zuidema, F.C. (eds). IAHS Publication 198 :21-32.
- Verneaux, J. (1973). Cours d'eau de Franche-Comté ; Recherche écologique sur le réseau hydrographique du Doubs - essai de biotypologie. Thèse de doctorat No 84. Faculté des Sciences de Besançon, Université de Franche-Comté. Besançon, France.
- Vescovi, L., K. Mamouny, et J.-P. Villeneuve (1994). Integrated Water resources management in the Quebec city urban area, Contribution to "International workshop on integrated water resources management in urban and surrounding areas" 29 May-2 June 1994, Gelsenkirchen, FRG.
- Vescovi, L. et J.-P. Villeneuve (1996a). Integrated Water Management in the Quebec City urban area : Preliminary statement on the need for and use of a water quality modeling system based on the ecosystem concept. UNESCO-IHP International Symposium, Integrated water management in urban areas-searching for new, realistic approaches with respect to developing world, Lund Sweden, 25-30 September 1995. J. Niemczynowicz (ed.). Environmental Research Forum 3-4, 233-244.
- Vescovi, L. et J.-P. Villeneuve (1996b). Hydro-bio-chemical Catchment Modeling Approach as an Integrated Water Management Tool in the Québec City urban area, Proceedings of Urban Wet Weather Pollution: Controlling Sewer Overflows and Stormwater Runoff. Water Environment Federation, (Eds). Québec City, Canada, June16-19, 1996. pp 2.1-2.13.

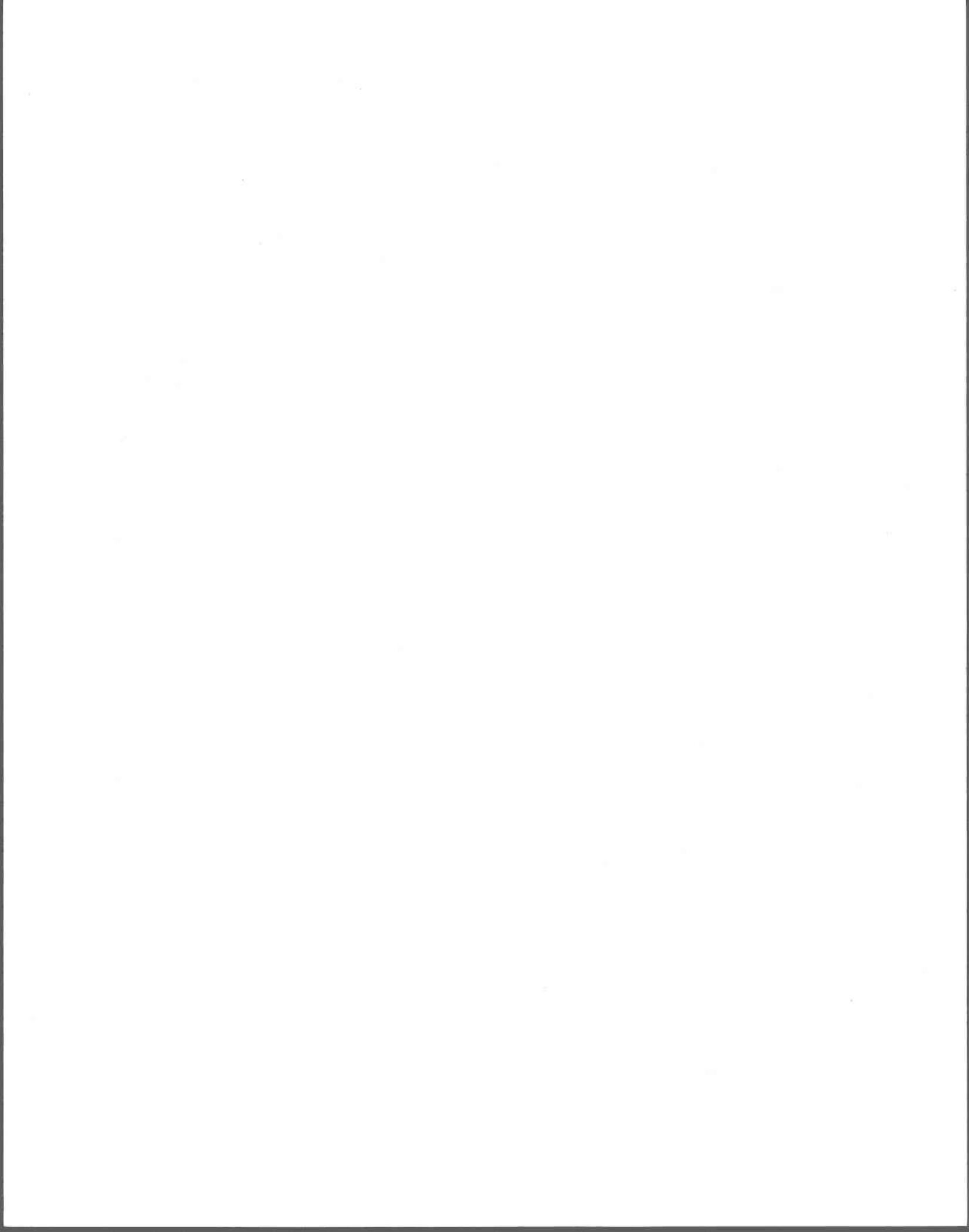
- Ville de Québec (1987). Rivière Saint-Charles : Contexte évolutif et potentiel de développement. Cahier d'étude urbaine 4. Québec. Canada.
- Villeneuve, J.-P., J.-P. Fortin, Y. Secretan, C. Blanchette, M. Duchemin, Y. Gauthier, A. Mailhot, S. Massicotte, A. N. Rousseau, et J.-F. Tremblay (1996a). Rapport d'étape R-462a du projet GIBSI (août 1996). INRS-Eau. Sainte-Foy, Québec, Canada.
- Villeneuve, J.-P., G. Genest, A. Mailhot, et C. Blanchette (1996b). Contrôle de l'opération des ouvrages d'interception de la CUQ. Modèle SWIFT, Manuel de référence, rapport 460. INRS-Eau, Sainte-Foy Québec, Canada.
- Villeneuve, J.-P., C. Marcoux, J.-F. Cyr, P. Lavallée, I. Abi-Zeid, et J. Benoît (1992). La gestion dynamique des eaux de débordement de réseaux unitaires sur le territoire de la communauté urbaine de Québec, Sciences et technique de l'eau 26(3), 229-237.
- Walesh, S. G. (1995). Interaction with the public and government officials in urban water planning. *Hydropolis, The role of water in urban planning. Proceedings of the international UNESCO-IHP workshop, Wageningen and Emscher region, March 29-April 2 1993.* Van Engen, H., Kampe, D., Tjallingii, S. (Eds). Backhuys Publishers (Publ), Leiden. pp 164-176.
- Walker, R. R. (1996). HYDROSIM - A comprehensive Watershed Modelling Package. *In Proceedings of the Watershed Management Symposium Defining State of the Art State of Knowledge State of Practice. December 6-8, 1995.* Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario, Canada. pp 275-281.
- Walton, R., et M. Webb (1994). Qual2E Simulation of Pulse Loads, *Journal of Environmental Engineering* 120(5), 1017-1031.
- Weston, D. R., G. Quibell, et W. V. Pitman (1995). Towards managing catchment water utilisation for the Lake St Lucia ecosystem. *Water Science and Technology* 32(5-6) : 95-101.
- Wiebe, K., T. R. Yuzyk, et D. Lynch (1996). Development of a Decision Support System for Managing an Urban Aquatic Ecosystem. *In Proceedings of the Watershed*

Management Symposium Defining State of the Art State of Knowledge State of Practice. December 6-8, 1995. Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario, Canada. pp 208-212.

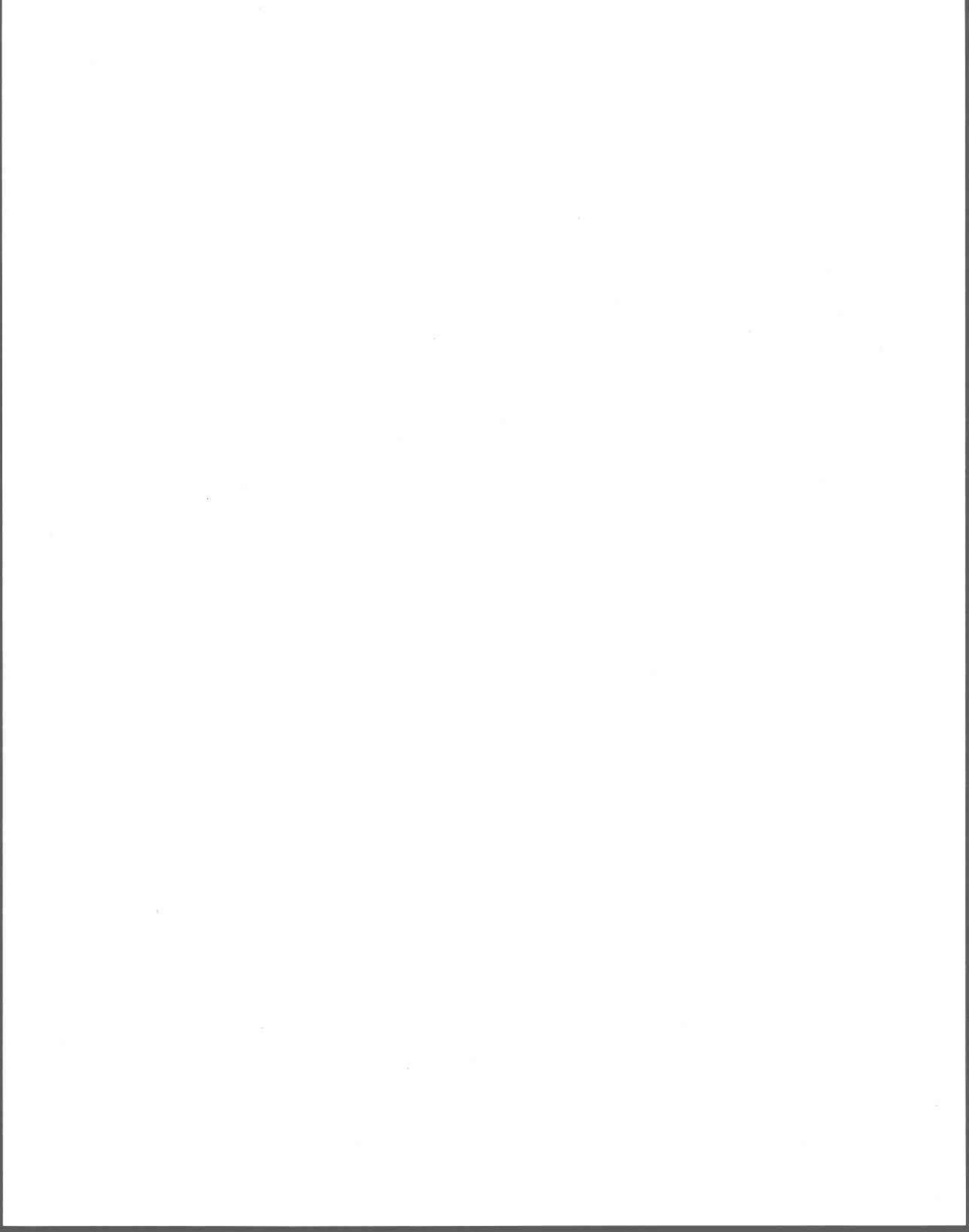
Wilson, L., D. Isabel, et J.-P. Villeneuve (1988). Contrôle en temps réel de l'impact des débordements de réseaux unitaires, *Sciences et Technique de l'Eau* 21(2), 41-145.

Wolf, E. (1994). Éléments pour la prise en compte de l'impact des rejets urbains sur les milieux naturels dans la gestion des systèmes d'assainissement. Thèse de doctorat présentée devant l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. N° d'ordre ISAL 0100. 320 pages.

WMO (1986). Intercomparaison of models of snowmelt runoff. Operational hydrology, report No 23. WMO-No646. Secretariat of World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.

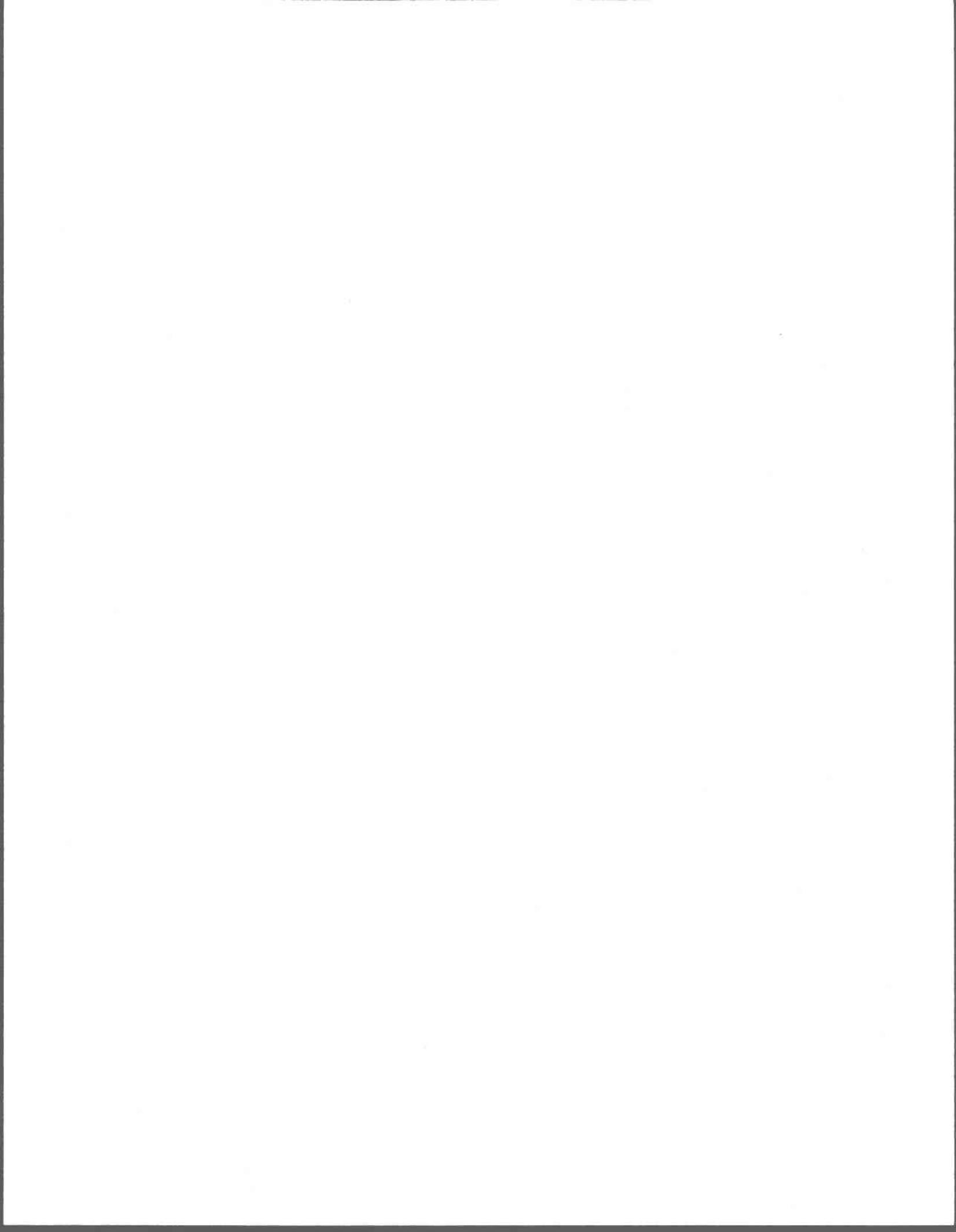


ANNEXES



ANNEXE A: MÉTHODE DE CALCUL DU MEF DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET POUR LES CONTAMINANTS DU MILIEU AQUATIQUE.

Cette annexe est inspirée du rapport du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec: Méthode de calcul des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1991 (rév. 1994)).



A.1 L'approche locale

A.1.1 Calcul de la charge tolérable

La charge tolérable pouvant être déversée dans un cours d'eau est définie comme la charge permettant de respecter les critères de qualité protégeant les usages de la ressource eau. La charge associée à un critère de qualité (charge maximale) moins la charge déjà présente dans le milieu (charge amont) permet de définir la **charge tolérable** n'entraînant pas de dépassement des critères de qualité à la limite d'une zone de mélange définie.

$$\text{Charge tolérable} = \text{charge maximale} - \text{charge amont} = Q_d C_c - Q_{am} C_{am}$$

avec :

Q_d = débit diluant: débit résultant du mélange de l'effluent et du milieu récepteur tel qu'alloué à la limite de la zone de mélange en conditions critiques ($Q_d = Q_{am} + Q_e$)

C_c = concentration correspondant au critère de qualité de l'eau pour le contaminant étudié

Q_{am} = débit amont: portion du débit critique amont qui participe au débit diluant

C_{am} = concentration amont du contaminant

A.1.2 Calcul des objectifs environnementaux de rejet

Selon le MEF pour qu'il n'y ait pas atteinte aux usages de l'eau du milieu récepteur, le rejet d'une charge polluante ($Q_e C_e$) dans un cours d'eau doit être égal à la charge tolérable selon:

$$Q_e C_e = Q_d C_c - Q_{am} C_{am} \quad (1)$$

avec

Q_d , C_c , Q_{am} et C_{am} ont été définis précédemment et

Q_e = débit de l'effluent

C_e = concentration tolérable du contaminant dans l'effluent

Pour limiter le déversement de contaminants, le MEF détermine donc des objectifs environnementaux de rejet (concentration et charge tolérable à l'effluent) en utilisant une méthode basée sur le bilan massique exprimée par l'équation (1). Celle-ci peut être transformée en remplaçant Q_d par sa définition, et on obtient alors:

$$Q_e C_e = (Q_{am} + Q_e) C_c - Q_{am} C_{am} \quad (2)$$

Le MEF détermine la concentration tolérable à l'effluent pour un contaminant donné en résolvant l'équation suivante :

$$C_e = \frac{(Q_{am} + Q_e) C_c - Q_{am} C_{am}}{Q_e} \quad (3)$$

La charge tolérable à l'effluent est calculée en utilisant la concentration tolérable à l'effluent et le débit de l'effluent (c'est-à-dire $C_e \times Q_e$).

A.1.3 Débit critique utilisé par le MEF

Pour protéger les usages de l'eau en tout temps, il faut que, même en période critique comme lors d'une période de faibles débits, les critères de qualité soient respectés à l'aval des rejets.

Ainsi, pour tous les usages, il faut choisir un débit critique (étiage) ayant une durée et une récurrence appropriée pour virtuellement éliminer toute atteinte aux usages. Ce débit est disponible pour chacun des bassins versants et chacun des sites de rejet grâce aux statistiques de débits compilées par la Direction du milieu hydrique du MEF.

Dans le cas de la toxicité aquatique, la durée de l'étiage retenue est de sept jours pour éviter la toxicité chronique ; la majorité des tests sous-létaux utilisés pour estimer la toxicité chronique ont une durée de sept jours. Le temps de retour de cette période de sept jours est défini statistiquement pour se produire à une fréquence d'une fois par dix ans.

Pour les usages où les effets sont basés sur des temps d'exposition assez longs comme la protection des sources d'approvisionnement en eau potable, la contamination des organismes aquatiques, la faune terrestre ou les activités récréatives, on peut utiliser une durée d'étiage plus longue. Cette période est généralement de 30 jours et sa fréquence de retour est d'une fois par cinq ans en moyenne. En général, pour les objectifs de protection de la santé et de prévention de la contamination, etc., basés sur des effets se développant à plus long terme, le débit critique utilisé est le 30Q5. Pour les objectifs basés sur des effets se développant à court terme, le débit critique utilisé est le 7Q10. Dans le cas des contaminants conventionnels, le débit 7Q2 est conservé.

A.1.4 Zones de mélange tolérées

Le MEF définit une très petite zone qui peut être dégradée à l'occasion sans nuire au plan d'eau dans son ensemble. Les limites de la zone de mélange tolérable correspondent au plus restrictif des éléments suivants :

- longueur maximale de 300 mètres;
- largeur inférieure à la moitié de la largeur du cours d'eau, jusqu'à un maximum de 50 mètres;
- facteur de dilution minimal de 0,01;
- lorsqu'un usage spécifique, actuel ou potentiel se trouve dans la zone de mélange, les limites précédentes sont modifiées pour protéger cet usage là où il se situe.

et:

- la zone de mélange doit être aussi restreinte que possible;
- un passage pour les poissons et autres organismes mobiles doit être maintenu;
- les zones de mélange ne doivent pas interférer avec les zones de frai et de développement des jeunes, ainsi qu'avec la migration des organismes aquatiques;
- les zones de mélange ne doivent pas se situer à l'embouchure d'un tributaire (pour éviter la création d'un mur nuisant au déplacement des poissons);
- les zones de mélange ne doivent pas se superposer de manière à entraîner un dépassement de critère dans la zone de mélange résultante;
- les zones de mélange ne doivent pas permettre la sédimentation ou l'accumulation jusqu'à des niveaux toxiques;
- et, finalement, les zones de mélange doivent être éliminées ou réduites au minimum si l'effluent contenant des substances toxiques a la propriété d'attirer les poissons.

A.1.5 Facteur de dilution

Le facteur de dilution permet de s'assurer que la dilution n'est pas envisagée comme solution aux problèmes de pollution de l'eau

La concentration tolérable à l'effluent est, entre autres, dépendante du débit de l'effluent (Q_e) et du débit diluant (Q_d) limité à la zone de mélange en condition critique. Une autre façon d'exprimer ces deux débits est de les rapporter en facteur de dilution. Le facteur de dilution (F_d) est le ratio entre le débit de l'effluent (Q_e) et le débit diluant (Q_d). Ce dernier étant équivalent à $Q_{am} + Q_e$, on a:

$$Fd = \frac{Q_e}{Q_d} = \frac{Q_e}{Q_{am}Q_e} \quad (4)$$

On peut alors définir la concentration tolérable à l'effluent en fonction du facteur de dilution (F_d). En substituant ce dernier dans l'équation 3, on obtient :

$$C_e = \frac{C_c - C_{am}}{F_d} + C_{am} \quad (5)$$

avec:

C_e = concentration tolérable du contaminant dans l'effluent

C_c = concentration correspondant au critère de qualité de l'eau pour le contaminant étudié

C_{am} = concentration amont du contaminant

Q_{am} = débit amont

Q_{ue} = débit de l'effluent

F_d = facteur de dilution

Plus F_d est grand ou plus le taux de dilution ($1/F_d$) est petit (c'est-à-dire plus le débit de l'usine est important), plus la concentration tolérable à l'effluent sera petite. Cette approche permet entre autres d'inciter les sources polluantes à diminuer leur débit (ce qui permet d'ailleurs de réduire la taille des équipements de traitement) et de tenir compte des différences qui existent entre les diverses sources polluantes et leur milieu récepteur respectif. Cependant, pour s'assurer que la dilution ne constitue en aucun cas une solution alternative au traitement, une contrainte supplémentaire est ajoutée aux autres limites de la zone de mélange, en limitant le facteur de dilution à 0,01 (taux maximal de dilution de 100:1).

A.1.6 Critères de qualité

Les objectifs environnementaux de rejet sont basés sur des critères de qualité nécessaires à la protection des usages suivants :

- les sources d'eau potable (critères de santé humaine et critères organoleptiques);
- la vie aquatique (critères de toxicité aiguë, de toxicité chronique, de surfertilisation, etc.);
- la contamination d'organismes aquatiques (critères de santé humaine et critères organoleptiques);
- la faune terrestre associée au milieu aquatique (critère de toxicité chronique);
- les activités récréatives (incluant des critères esthétiques, microbiens, etc.).

Les usages sont protégés par l'utilisation seule ou conjointe des critères de qualité narratifs, numériques ou de toxicité globale. Ces critères et leur définition sont regroupés dans le document « Critères de qualité de l'eau » Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1990a (rév. 1992)). Pour les substances toxiques n'ayant pas de critère publié mais pour lesquelles des données de toxicité existent, il est possible de calculer un critère en suivant la méthode exposée dans le document « Méthodologie de calcul des critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques » Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1990b (rév. 1992)).

A.1.7 Débit de l'effluent

Le débit de l'effluent, une des variables du bilan massique, est utilisé dans le calcul d'un objectif de rejet, de même que dans le calcul du facteur de dilution. La formulation d'un objectif de rejet en terme de charge plutôt qu'en terme de concentration en nécessite également l'utilisation.

Dans le cas d'un effluent ayant un débit constant et continu, une estimation de la moyenne annuelle est suffisante puisque la variabilité d'un tel effluent est peu importante **Dans les situations où il est variable (production cyclique, variabilité intrinsèque, etc.), il faut s'assurer que le choix de débit d'effluent est approprié.** En combinaison avec les autres variables des équations, le débit choisi doit permettre d'être protecteur pour la vie aquatique et les autres usages de l'eau et ce, même en conditions critiques.

A.1.8 Concentration amont

La qualité amont est une variable importante du calcul de la charge tolérable en cours d'eau. En effet, si le critère de qualité défini pour un contaminant donné correspond au niveau de qualité à atteindre et à maintenir à la limite de la zone de mélange, il faut nécessairement tenir compte de ce qui est déjà présent dans le milieu pour être en mesure de déterminer l'apport tolérable à l'effluent. Cette approche nous permet de minimiser la dégradation d'un milieu qui serait déjà contaminé en limitant l'apport supplémentaire des effluents de façon à ne pas dépasser le seuil problématique d'une substance donnée.

La règle générale qui régit cette approche est l'utilisation des valeurs de concentration amont représentatives pour le cours d'eau. Une valeur représentative de la qualité du cours d'eau peut être calculée à partir des données mesurées sur le plan d'eau ou, si ces données ne sont pas disponibles, à partir de données sur un plan d'eau comparable. **On utilise généralement la médiane des données.**

Pour les substances présentant des variations cycliques, la concentration amont retenue pourra refléter la période de l'année la plus critique pour la combinaison des variables de calcul (conditions critiques). Lorsque aucune donnée n'est disponible, une valeur par défaut peut être utilisée.

A.2 L'Approche globale

On applique la méthode globale à l'aval de chacune des sources de contamination ou à l'endroit de chacun des usages à protéger. Le point critique où le taux de dilution est minimal déterminera la concentration à respecter pour toutes les sources situées à l'amont de ce point.

Le taux de dilution est égal au débit critique du cours d'eau en un point donné, divisé par le total des débits d'effluents situés en amont de ce point.

A.2.1 Calcul de la charge tolérable

Comme pour les calculs de l'approche locale les calculs de la méthode de l'approche globale s'appuient sur l'équation de bilan massique :

$$Q_e C_e = Q_d C_c - Q_{am} C_{am}$$

avec

Q_d , C_c , Q_{am} et C_{am} ont été définis précédemment et

Q_e = débit de l'effluent

C_e = concentration tolérable du contaminant dans l'effluent

Cette équation s'applique cependant à un tronçon plus étendu du cours d'eau, contrairement à l'approche locale qui possède une zone de mélange tolérée très définie. Le principe du respect du critère de qualité de l'eau à la limite de cette nouvelle zone est maintenu. Le développement des équations est le suivant :

$$C_c - C_{am} = \sum_{i=1}^n (Q_{ei} / Q_d) P_i C_{ei}$$

avec

C_c = concentration correspondant au critère de qualité de l'eau d'un contaminant

C_{am} = concentration amont d'un contaminant n = nombre d'effluents Q_{ei} = débit de l'effluent i

Q_d = débit résultant du mélange effluent et milieu récepteur. De façon générale, ce débit correspond au débit critique du cours d'eau à l'aval du tronçon étudié

P_i = fraction restante du contaminant considéré au site de l'usage; $P_j = 1$ lorsque le contaminant est considéré "conservatif"

C_{ei} = concentration de l'effluent i

Si on désire une concentration égale à chaque effluent (répartition de l'effort de dépollution), les C_{ei} deviennent constants et égaux à C_e .

$$C_c - C_{am} = C_e \sum (Q_{ei} / Q_d) P_i$$

$$\text{et } C_e = (C_c - C_{am}) Q_d / \sum Q_{ei} P_i$$

avec

C_e = concentration tolérable du contaminant à l'effluent

$P_i = e^{-kt_i}$

k = constante de décroissance du contaminant (hre^{-1} ou autre unité de temps compatible)

t_j = temps de transport entre l'effluent et l'usage (hre ou autre unité de temps compatible); est égal à D_j / V où D_j est la distance entre l'effluent i et l'usage (kilomètre) et V est la vitesse moyenne de transport (courant) (km/h)

On obtient la formule suivante :

$$C_e = (C_c - C_{am}) Q_d / \sum Q_{ei} e^{-k D_i / V} \quad (3)$$

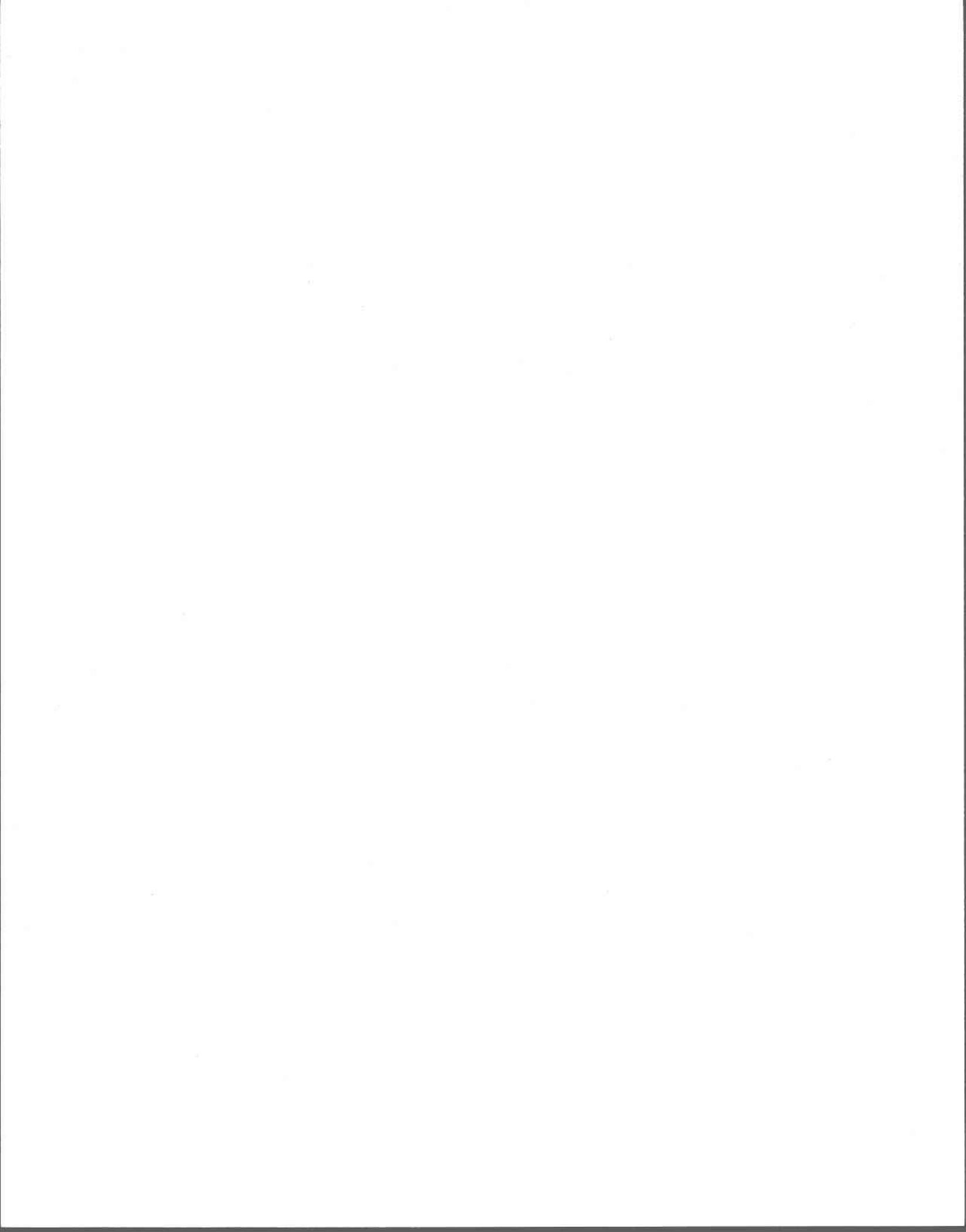
Les valeurs de la constante de décroissance (k) sont établies selon des données empiriques relevées dans la littérature pour des milieux comparables à celui que l'on étudie. En dernière étape, la charge tolérable pour chacune des sources polluantes s'obtient en utilisant le débit de l'effluent (charge tolérable = $C_e Q_{ei}$).

A.3 Références de l'annexe A

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1990a (rév. 1992)). Critères de qualité de l'eau, Service d'évaluation des rejets toxiques, Direction de l'expertise scientifique, Québec, Canada, 425p.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1990b (rév. 1992)). Méthodologie de calcul des critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques. Service d'évaluation des rejets toxiques, Direction de l'expertise scientifique, Québec, Canada, 147p.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1991 (rév. 1994)). Méthode de calcul des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique, Service d'évaluation des rejets toxiques, Direction de l'expertise scientifique, Québec, Canada, 26p.



**ANNEXE B: DESCRIPTION DÉTAILLÉE DES
MODÈLES DE QUALITÉ ÉTUDIÉS**



B.1 Historique des schémas conceptuels de modélisation de la qualité de l'eau

Les premiers modèles de gestion des milieux aquatiques simulent la qualité de l'eau à l'aide d'indices globaux tels que la DBO et la concentration en oxygène dissous. Ce faisant, les phénomènes de biodégradation de la matière organique sont modélisés. Par la suite, les modèles sont conçus pour décrire les différents compartiments de l'écosystème tels que la production phytoplanctonique, la production zoo-planctonique, la production halieutique et le compartiment bactérien. Ainsi, l'approche écosystémique prend avec le temps une place importante en modélisation des milieux hydriques.

Ce paragraphe dresse un rapide historique de la modélisation de la qualité de l'eau. Il contient les équations de base qui représentent les processus de biodégradation de la matière organique, l'estimation de l'activité bactérienne ainsi que les processus fondamentaux du métabolisme algal.

B.1.1 Biodégradation et activité bactérienne

En 1925, Streeter et Phelps représentent les processus de biodégradation et de réaération par des schémas linéaires simples (1) et (2). Ils utilisent des variables simples telles que la charge en matière organique (L) et la concentration en oxygène dissous (C).

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 L \quad (1)$$

$$\frac{dC}{dt} = -k_1 L + k_2 (C^{sat} - C) \quad (2)$$

avec k_1 : constante d'épuration $[j^{-1}]$
 k_2 : constante de ré oxygénation $[j^{-1}]$
 C^{sat} : niveau de saturation en oxygène $[gm^{-3}]$
 L : demande biologique en oxygène $[gm^{-3}]$

L correspond à une DBO ultime calculée à partir de la DBO₅ mesurée

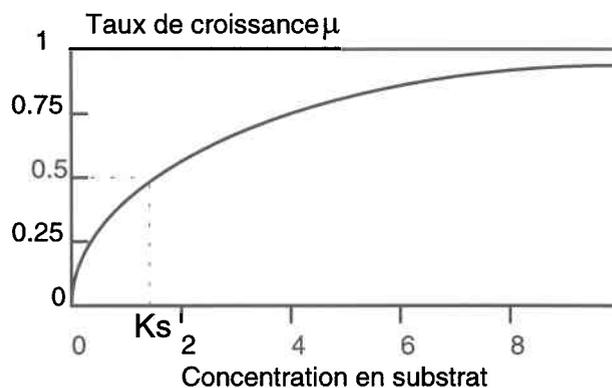
En 1942, Le formalisme de Monod décrit la croissance d'une biomasse bactérienne se nourrissant d'un substrat constitué de matière organique. L'assimilation du substrat sert à la croissance bactérienne. Monod reprend la formulation de Michaëlis-Menten de 1913, pour simuler la cinétique de croissance.

$$\frac{dB}{dt} = \mu B \quad (3)$$

$$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_s + S} \quad (4)$$

avec μ : taux de croissance $[j^{-1}]$
 μ_{max} : taux de croissance maximal $[j^{-1}]$
 K_s : constante de Michaëlis ou de demi-saturation $[gm^{-3}]$
 B : biomasse bactérienne $[gCm^{-3}]$
 S : concentration de substrat $[gm^{-3}]$

La courbe de croissance est caractérisée par un niveau de saturation (μ_{max}) et la constante de Michaëlis qui correspond à la concentration de substrat pour un taux de croissance égal à la moitié du taux de croissance maximum (Figure B.1).

Figure B.1 Fonction de Monod (μ_{\max}^{-1})

De nombreux auteurs ont repris cette représentation pour représenter les phénomènes d'assimilation, aussi bien pour la croissance bactérienne que pour la production primaire. En 1970, O'Connor et Shalton en 1978 introduisent les composés azotés dans les milieux où ils sont importants. Les différentes étapes de la nitrification faisant intervenir une DBO azotée sont représentées par des cinétiques d'ordre 1.

En 1978 Edeline complète la relation entre biomasse bactérienne et substrat. Ce formalisme (équations (5) et (6)) traduit le fait qu'une partie du substrat assimilé est utilisée pour la croissance, le reste sert au fonctionnement interne (respiration) de la bactérie.

$$\frac{dB}{dt} = \mu B \quad (5)$$

$$\frac{dB}{dt} = -Y \frac{dS}{dt} \quad (6)$$

Le modèle de Herbert introduit la notion de dégénérescence. Ce terme de disparition comprend la mortalité, la respiration, le broutage, la sédimentation.

$$\frac{dB}{dt} = (\mu - M) B \quad (7)$$

avec M : taux de dégénérescence $[\text{t}^{-1}]$

Le modèle HSB de Billen et Servais (Billen et Allardi, 1993) simule la dégradation de la matière organique d'après une analyse détaillée de la physiologie des bactéries (Figure B.2). Les bactéries (B) assimilent les substances constituées de petites molécules organiques reconnues par les perméases (S). Deux types de populations bactériennes sont pris en comptes ; les petites bactéries (taille $< 1 \mu\text{m}$) autochtones, les grosses bactéries (taille $> 1 \mu\text{m}$) allochtones. La matière organique (H) constituée de grosses molécules sert de substrat primaire. Elle est dégradée par hydrolyse exoenzymatique afin de produire le substrat direct (DS). Cette matière organique (H) ayant pour origine la production endogène ou les différents apports est classée en matière organique facilement (H1), non hydrolysable (H2) et réfractaire. Le substrat (S) directement assimilé sert à la croissance des bactéries (B) pour une Y ou au fonctionnement interne avec production de CO_2 . Les bactéries disparaissent par broutages ou lyses. Un recyclage de la MO est alors possible (§ B.2.2.6).

$$\frac{dH}{dt} = -e_{\max} \frac{H}{H + K_H} B - P_1 \quad (8)$$

$$\frac{dS}{dt} = e_{\max} \frac{H}{H + K_H} B - b_{\max} \frac{S}{S + K_s} B \quad (9)$$

$$\frac{dB}{dt} = (Yb_{\max} \frac{S}{S + K_s} - K_d)B \quad (10)$$

avec	H_1	: concentration de matière organique facilement hydrolysable [j^{-1}]	
	P_1	: production de matière organique	[$gCm^{-3}h^{-1}$]
	e_{\max}	: taux d'hydrolyse maximal	[h^{-1}]
	K_H	: constante de Michaëlis par rapport à la MO hydrolysée	[$mgCm^{-3}$]
	B	: biomasse bactérienne	[gCm^{-3}]
	S	: concentration de substrat	[gCm^{-3}]
	b_{\max}	: taux de croissance maximal de la biomasse bactérienne	[h^{-1}]
	K_S	: constante de Michaëlis par rapport au substrat direct	[$mgCm^{-3}$]
	K_d	: terme de dégénérescence	[$mgCm^{-3}$]

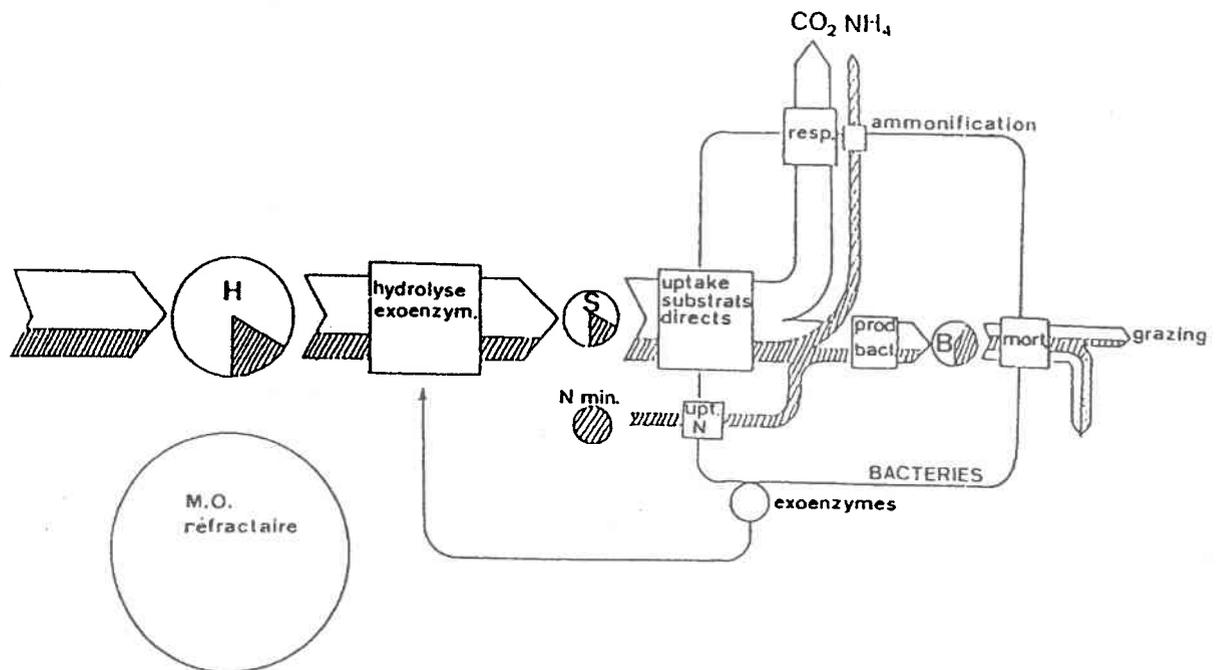


Figure B.2 Modèle de dégradation de la matière organique par les bactéries (tiré de : Even et Poulin, 1990)

B.1.2 La production et la dégénérescence de la biomasse algale

La production de nouvelle matière organique algale liée à la photosynthèse dépend de la biomasse algale, de l'activité photosynthétique et des mécanismes internes du métabolisme cellulaire. La dégénérescence prend en compte la respiration, la sédimentation, la mortalité et le broutage (§ B.2.2.6).

B.2 Description de trois modèles bio-chimique

Les modèles de qualité se divisent entre (1) ceux développés pour la gestion de la ressource et (2) ceux développés pour la connaissance scientifique des processus bio-chimiques en rivière. Trois modèles qualité sont décrits dans ce paragraphe. Il s'agit des modèles QUAL2, RIVE et PEGASE. QUAL2 et PEGASE font partis de la première catégorie et RIVE fait partie de la seconde catégorie. QUAL2 est un exemple de l'approche américaine en matière de modélisation de la qualité de l'eau en rivière. RIVE et PEGASE illustrent l'approche européenne en la matière. QUAL2 est le modèle utilisé dans le cadre de l'étude hydro-bio-chimique du bassin de la rivière Saint-Charles.

B.2.1 Qual2

B.2.1.1 Présentation du modèle

Le modèle Qual2 est largement employé dans le monde (Even et Poulin, 1990; Laramie, 1990; Liu, 1990; Van Orden, 1993; Cheng et Lockerbie, 1994) pour simuler tout système unidimensionnel. Il est couramment utilisé en Amérique du Nord. Au Canada, une équipe d'Environnement Canada a étudié ses conditions d'utilisation. Dans le cadre de cette étude, Qual2 a été comparé au modèle hydrodynamique unidimensionnel (1-D) d'Environnement Canada pour modéliser la qualité de la rivière St-Jean (Cheng et Lockerbie, 1994). Les conclusions montrent que chacun des deux modèles peut être utilisé avec confiance pour modéliser la qualité de l'eau de la rivière St-Jean ainsi que tout autre système unidimensionnel.

Qual2 simule une grande variété de constituants de la qualité de l'eau (dont trois constituants conservatifs) qui sont :

- la chlorophylle a ;
- l'azote ammoniacal, les nitrites, et les nitrates;
- le phosphore ;
- la DBO carbonée ;
- demande benthique ;
- l'oxygène dissous ;
- les coliformes.

Les interactions entre les compartiments (Figure B.3) sont décrites par des cinétiques d'ordre 1 pour la nitrification, la biodégradation, la demande benthique, la mortalité, la respiration algale, et le recyclage des algues en NH_4^+ et PO_3^- . La croissance algale est directement reliée aux nutriments en utilisant le formalisme de Monod (§ B.1). Elle dépend de la température et de la lumière. Depuis 1973, date de sa création, le modèle est continuellement remis à jour et adapté aux usages en offrant des logiciels utilisables par des micro-ordinateurs personnels.

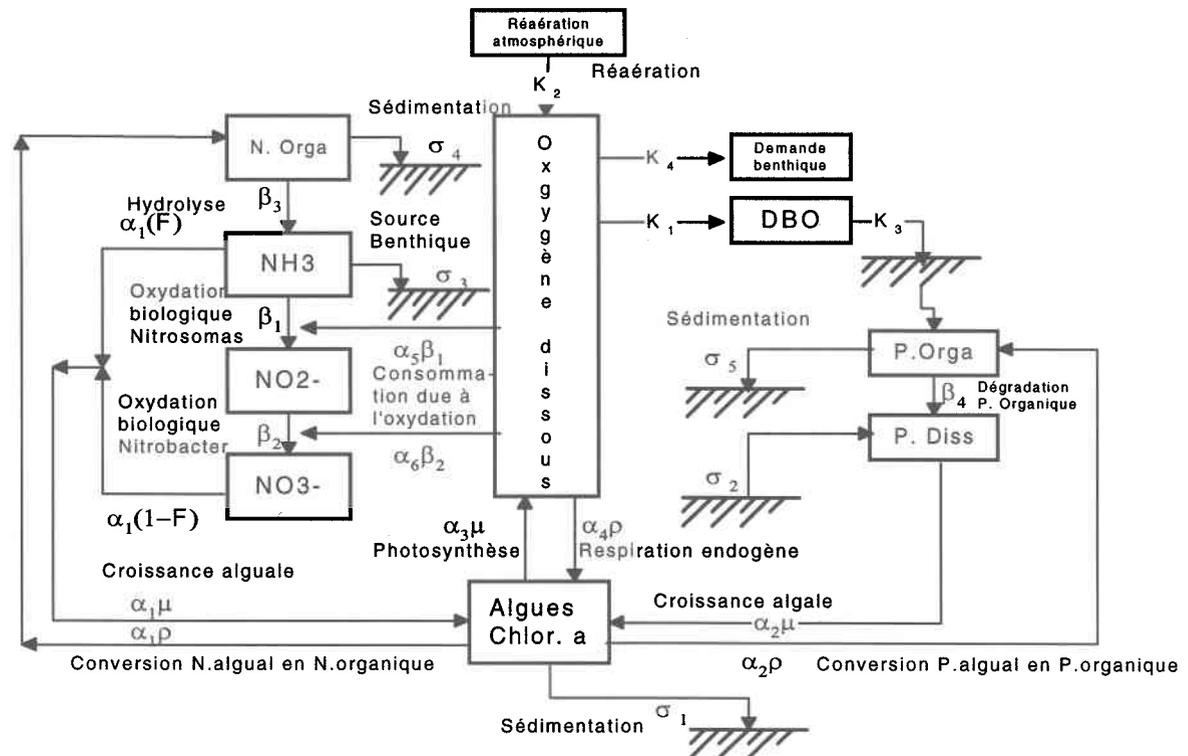


Figure B.3 Structure du modèle QUAL2 (d'après : Brown et Barnwell, 1987)

B.2.1.2 Données d'entrée et résultats de la simulation

Le Tableau B.1 représente les principales caractéristiques, les données d'entrée nécessaires et les résultats de sortie de QUAL2.

Tableau B.1 Principales caractéristiques du modèle QUAL2 (adapté de Canter et Vieux, 1993)

Description	- Modèle unidimensionnel avec dispersion longitudinale (1-D) de la qualité de l'eau en rivière.
Caractéristiques majeures	<ul style="list-style-type: none"> - Simulation de 1 à 11 constituants de la qualité de l'eau (+4 arbitraires); - Régimes hydrauliques : régime permanent ou légèrement dynamique; - Peut considérer les rejets diffus (apports latéraux); - Peut simuler une augmentation du débit et calculer le débit de dilution requis pour atteindre le niveau d'OD prescrit. - Paramètres qualitatifs : régime permanent (steady state) ou dynamique envisagé pour rendre compte des variations diurnes en oxygène;
Données d'entrée (input)	<ul style="list-style-type: none"> - Identification des tronçons et profils en travers; - Données relatives à l'augmentation de débit (optionnelles); - Caractéristiques des segments de calcul; - Coefficients de réaction; - Conditions initiales; - Données concernant les rejets d'entrée; - Données météorologiques (optionnelles).

Résultats de simulation (output)	<ul style="list-style-type: none"> - Réimpression des données d'entrée; - Données hydrauliques sous forme de tableaux; - Données météorologiques; - Flux; - Données de productivité et de concentration; - Profils graphiques longitudinaux des constituants (ex : OD, DBO).
----------------------------------	--

B.2.1.3 Conditions d'utilisation

Le modèle QUAL2 simule la qualité de l'eau des cours d'eau suffisamment étroits pour négliger la dispersion latérale. Il est utilisable dès lors que les conditions d'entrée et de limite, comme les écoulements, les charges en polluants et les coefficients biochimiques, sont constantes dans le temps. Néanmoins, il existe une version qui modélise des situations non permanentes, telles que celles relatives aux épisodes orageux (Walton et Webb, 1994). QUAL2 est intéressant pour sa vision synthétique de l'écosystème et la simplicité (relative) des équations bio-chimiques ainsi que pour sa capacité à être légèrement modifié pour mieux répondre à un problème particulier (Crabtree *et al.*, 1986). Néanmoins, le calage de nombreux paramètres limite son application (Even et Poulin, 1990).

B.2.1.4 Commentaires

Le modèle bio-chimique QUAL2 intègre l'ensemble des variables d'état d'un écosystème aquatique qui ont une influence directe sur le bilan en oxygène. Bien qu'une équipe américaine travaille actuellement sur une version traitant les conditions non permanentes (Walton et Webb, 1994), QUAL2 est surtout utilisable à des conditions hydrauliques dites permanentes. L'utilisation de ce modèle est très pertinente lorsque l'objectif est la gestion de milieux aquatiques (Even et Poulin, 1990).

B.2.1.5 Système d'équations du modèle QUAL2

A. Le Phytoplancton

Dans QUAL2 la biomasse algale est reliée à la chlorophylle a (chla) par la simple relation :

$$chla = \alpha_0 A$$

avec

chla	:	chlorophylle a	mg-chla/l
A	:	biomasse algale	mg-A/l
α_0	:	facteur de conversion	$\mu\text{gchla/mgA}$

La dynamique phytoplanctonique est représentée par l'équation suivante

$$\frac{dA}{dt} = \mu A - \rho A - \frac{\sigma_1}{d}$$

avec

A	:	biomasse algale	mg-A/l
t	:	temps	j^{-1}
μ	:	taux de croissance	j^{-1}
ρ	:	taux de respiration, dépend de la température	j^{-1}
σ_1	:	taux de sédimentation, dépend de la température	mj^{-1}
d	:	profondeur moyenne	m

Le taux de croissance dépend de la lumière et des éléments nutritifs de la manière suivante :

$$\mu = \mu_{\max} (F_{L_j}) f_i(FN, FP)$$

μ_{\max} est le taux de croissance maximal dépendant de la température (j-1)

F_{L_j} est la fonction de limitation de la croissance liée à la lumière. F_{L_j} prend la forme d'une fonction de Monod (FL1), Smith (FL2) ou Steele (FL3). Pour tenir compte de la pénétration de la lumière le modèle utilise la loi de Beer Lambert.

FN et FP sont les facteurs de limitation de la croissance liés aux éléments nutritifs respectivement l'azote (ammoniacal et nitrate) et le phosphore (P dissous). Ils prennent la forme d'une fonction de Monod.

Qual2EU offre trois options pour écrire la fonction $f_i(FN, FP)$ utilisant soit un formalisme multiplicatif (f_1), minimale (f_2) ou inverse (f_3).

$$f_1 = (FN) * (FP)$$

$$f_2 = \text{Min}(FN, FP)$$

$$f_3 = \left[\frac{2}{\frac{1}{FN} + \frac{1}{FP}} \right]$$

De plus, le taux de respiration ρ est utilisé pour approximer trois processus : 1) la respiration algale endogène 2) la conversion de phosphore algal en phosphore organique et 3) la conversion de phosphore algal en azote en azote organique.

B. Le cycle de l'azote

Toutes les formes d'azote sont représentées. L'unité utilisée pour tous les éléments s'exprime en mgN/l. Les équations différentielles qui gouvernent les transformations de l'azote d'une forme à l'autre sont les suivantes :

Azote organique

$$\frac{dN_4}{dt} = \alpha_1 \rho A - \beta_3 N_4 - \sigma_4 N_4$$

avec

N_4	:	concentration en azote organique	mg-N/l
β_3	:	taux d'hydrolyse de Norg en NH_4^+ , dépend de la température	j^{-1}
α_1	:	fraction d'azote dans la biomasse algale	mg-N/mgA
ρ	:	taux de respiration algale	j^{-1}
A	:	biomasse algale	mg-A/l
σ_4	:	taux de sédimentation, dépend de la température	m_j^{-1}

Azote NH_4^+

$$\frac{dN_1}{dt} = \beta_3 N_4 - \beta_1 N_1 + \frac{\sigma_3}{d} - F_1 \alpha_1 \mu A$$

avec

$F_1 = P_N N_1 / (P_N N_1 + (1 - P_N) N_3)$			
N_1	:	concentration en azote NH_4^+	mg-N/l

N_3	:	concentration en nitrate	mg-N/l
N_4	:	concentration en azote organique	mg-N/l
β_1	:	taux d'oxydation de NH_4^+ en NO_2^- , dépend de la température	j^{-1}
α_1	:	fraction d'azote dans la biomasse algale	mg-N/mgA
σ_3	:	source benthique en NH_4^+ , dépend de la température	$mg-Nm^{-2} j^{-1}$
d	:	profondeur moyenne	m
F_1	:	fraction de NH_4^+ consommée par les algues	
μ	:	taux de croissance local du phytoplancton	j^{-1}
A	:	biomasse algale	mg-A/l
P_N	:	facteur de préférence pour NH_4^+ (0 à 1)	

Nitrites

$$\frac{dN_2}{dt} = \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2$$

avec

N_1	:	concentration en azote NH_4^+	mg-N/l
N_2	:	concentration en nitrite (NO_2^-)	mg-N/l
β_1	:	taux d'oxydation de NH_4^+ en NO_2^- , dépend de la température	j^{-1}
β_2	:	taux d'oxydation de NO_2^- en NO_3^{2-} , dépend de la température	j^{-1}

Nitrates

$$\frac{dN_3}{dt} = \beta_2 N_2 - (1 - F) \alpha_1 \mu A$$

avec

N_2	:	concentration en nitrite (NO_2^-)	mg-N/l
β_2	:	taux d'oxydation de NO_2^- en NO_3^{2-} , dépend de la température	j^{-1}
F	:	fraction de NH_4^+ consommée par les algues	
α_1	:	fraction d'azote dans la biomasse algale	mg-N/mgA
μ	:	taux de croissance local du phytoplancton	j^{-1}

Pour des conditions de faibles concentrations en oxygène Qual2EU offre la possibilité de prendre en compte la dénitrification en retardant les réactions de nitrification par l'intermédiaire d'un facteur de correction CORDO (entre 0 et 1) qui est multiplié aux coefficients β_1 et β_2 et obtenir des nouvelles valeurs. $\beta_{1 \text{ inhib}}$ et $\beta_{2 \text{ inhib}}$ qui tiennent compte de l'inhibition.

$$\text{CORDO} = 1 - \exp(-K_{\text{nitrif}} \cdot O)$$

et

$$\beta_{1 \text{ inhib}} = \text{CORDO} \cdot \beta_1 \text{ (pour l'ammoniac)}$$

$$\beta_{2 \text{ inhib}} = \text{CORDO} \cdot \beta_2 \text{ (pour les nitrites)}$$

avec

CORDO	:	facteur de correction	
β_1, β_2	:	coefficient de nitrification et nitratisation, dépendent de la température	j^{-1}
K_{nitrif}	:	coefficient d'inhibition de la réaction de nitrification du premier ordre	mg/l
O	:	concentration en oxygène dissous	mg/l
exp	:	fonction exponentielle	j

C. Le cycle du phosphore

Il est représenté par deux formes du phosphore soit la forme organique ou dissoute. La forme organique du phosphore est générée par la mort des algues macro et microscopiques. Le phosphore organique se transforme en forme inorganique dissoute. Cette forme est assimilable par les algues pour la production primaire. La forme inorganique dissoute est surtout rejetée dans le milieu par les effluents d'eaux usées.

Phosphore organique

$$\frac{dP_1}{dt} = \alpha_2 \rho A - \beta_4 P_1 - \sigma_5 P_1$$

avec

P_1	:	concentration en phosphore organique	mg-P/l
α_2	:	fraction phosphorée de la biomasse algale	mg-P/mgA
ρ	:	taux de respiration algale	j^{-1}
A	:	biomasse algale	mg-A/l
β_4	:	taux de disparition du phosphore organique, dépend de la température	j^{-1}
σ_5	:	taux de sédimentation du phosphore organique, dépend de la température	j^{-1}

Phosphore dissous

$$\frac{dP_2}{dt} = \beta_4 P_1 + \frac{\sigma_2}{d} - \alpha_2 \mu A$$

avec

P_2	:	concentration en phosphore inorganique ou dissous	mg-P/l
σ_2	:	source benthique de phosphore organique, dépend de la température	j^{-1}
d	:	profondeur moyenne	m
μ	:	taux de croissance local du phytoplancton	j^{-1}
A	:	biomasse algale	mg-A/l

D. La DBO carbonée

QUAL2 modélise la DBO carbonée ultime à l'aide d'une équation du premier ordre. Il est possible de choisir la DBO-5. Dans ce cas le modèle offre la possibilité de convertir la DBO5 en DBO ultime carbonée.

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L - K_3 L$$

$$DBO-5 = L (1 - \exp(5 * K_{DBO}))$$

avec

L	:	concentration en DBO ultime	mg/l
DBO-5	:	Demande biologique en oxygène sur 5 jours	mg/l
K_1	:	constante de dégradation de la DBO carbonée	j^{-1}
K_3	:	taux de perte de DBO par sédimentation, dépend de la température	j^{-1}
K_{DBO}	:	taux de conversion en DBO ultime	j^{-1}

E. Oxygène dissous

Le bilan en oxygène dans le cours d'eau dépend de sa capacité à se réoxygéner. Cette capacité est une fonction des processus d'advection dispersion se déroulant dans le système ainsi que des sources internes et des pertes en oxygène. Les sources en oxygène sont (1) la réaération atmosphérique (2) l'oxygène produit par la photosynthèse (3) l'oxygène contenu dans la lame d'eau entrant dans le système. Les pertes en oxygène sont (1) l'oxydation biologique de la matière organique carbonée et azotée (2) la demande benthique et (3) la consommation d'oxygène par le phytoplancton.

$$\frac{dO}{dt} = K_2(O^* - O) + (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A - K_1L - \frac{K_4}{d} - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2$$

avec

O	:	concentration oxygène dissous	mg/l
O*	:	concentration oxygène dissous à saturation	mg/l
α_3	:	taux de production d'oxygène par photosynthèse par unité de biomasse algale	mg-O/mgA
α_4	:	taux de consommation d'oxygène par respiration par unité de biomasse algale	mg-O/mgA
α_5	:	taux de disparition d'oxygène par unité d'ammoniaque oxydé	mg-O/mgN
α_6	:	taux de disparition d'oxygène par unité de nitrite oxydé	mg-O/mgN
μ	:	taux de croissance local du phytoplancton	j ⁻¹
ρ	:	taux de respiration algale	j ⁻¹
A	:	biomasse algale	mg-A/l
L	:	concentration en DBO ultime	mg/l
d	:	profondeur moyenne	m
K_1	:	constante de dégradation de la DBO carbonée, dépend de la température	j ⁻¹
K_2	:	coefficient de réaération, dépend de la température	j ⁻¹
K_4	:	demande sédimentaire en oxygène, dépend de la température	j ⁻¹
β_1	:	taux d'oxydation de NH ₄ ⁺ en NO ₂ ⁻ , dépend de la température	j ⁻¹
β_2	:	taux d'oxydation de NO ₂ ⁻ en NO ₃ ²⁻ , dépend de la température	j ⁻¹
N ₁	:	concentration en azote NH ₄ ⁺	mg-N/l
N ₂	:	concentration en nitrite (NO ₂ ⁻)	mg-N/l

La solubilité de l'oxygène dans l'eau diminue avec l'augmentation de la température des solides en suspension et la diminution de la pression atmosphérique.

O* est calculé en fonction de la température.

QUAL2 offre 8 options pour déterminer la valeur de K₂ qui sera ainsi soit fournie par l'utilisateur soit calculée par le programme.

E. Les coliformes

L'expression pour estimer la concentration des coliformes suit une fonction de décroissance du premier ordre.

$$\frac{dE}{dt} = -K_5E$$

avec

E	:	concentration en coliformes	colonies/100ml
K ₅	:	taux de disparition des coliformes	h ⁻¹

B.2.1.6 Valeurs Typiques des coefficients de réaction du modèle Qual2

Tableau B.2 valeurs Typiques des coefficients de réaction du modèle Qual2

Description de la variable		unité	Intervalle de valeurs
α_0	facteur de conversion	$\mu\text{gchla}/\text{mgA}$	10-100
α_1	fraction d'azote dans la biomasse algale	$\text{mg-N}/\text{mgA}$	0.01-0.02
α_2	fraction phosphorée de la biomasse algale	$\text{mg-P}/\text{mgA}$	0.01-0.02
α_3	taux de production d'oxygène par photosynthèse / unité de biom. algale	$\text{mg-O}/\text{mgA}$	1.4-1.8
α_4	taux de consommation d'oxygène par respiration / unité de biom. algale	$\text{mg-O}/\text{mgA}$	1.6-2.3
α_5	taux de disparition d'oxygène par unité d'ammoniaque oxydé	$\text{mg-O}/\text{mgN}$	3.0-4.0
α_6	taux de disparition d'oxygène par unité de nitrite oxydé	$\text{mg-O}/\text{mgN}$	1.0-1.14
β_1	taux d'oxydation de NH_4^+ en NO_2^-	j^{-1}	0.1-1.0
β_2	taux d'oxydation de NO_2^- en NO_3^{2-}	j^{-1}	0.2-2.0
β_3	taux d'hydrolyse de Norg en NH_4^+	j^{-1}	0.02-0.4
β_4	taux de disparition du phosphore organique	j^{-1}	0.01-0.7
μ_{max}	taux de croissance maximum du phytoplancton	j^{-1}	1.0-3.0
ρ	taux de respiration algale	j^{-1}	0.05-0.5
σ_1	taux de sédimentation, dépend de la température	mj^{-1}	0.5-0.6
σ_2	source benthique de phosphore organique, dépend de la température	j^{-1}	varie
σ_3	source benthique en NH_4^+ , dépend de la température	mg-Nm-2 j^{-1}	varie
σ_4	taux de sédimentation, dépend de la température	mj^{-1}	0.001-0.1
σ_5	taux de sédimentation du phosphore organique	j^{-1}	0.001-0.1
K_1	constante de dégradation de la DBO carbonée	j^{-1}	0.02-3.4
K_2	coefficient de réaération, dépend de la température	j^{-1}	0.0-100
K_3	taux de perte de DBO par sédimentation, dépend de la température	j^{-1}	-0.36-0.36
K_4	demande sédimentaire en oxygène, dépend de la température	j^{-1}	varie
K_5	taux de disparition des coliformes	h^{-1}	0.05-4.0
P_N	facteur de préférence pour NH_4^+		0.0-1.0

B.2.2 RIVE

Nous avons choisi RIVE suite à l'analyse des arguments avancés par l'équipe du PIREN-Seine. Il semble, qu'en temps de pluie, plusieurs phénomènes seraient capables d'influer sur l'intensité des déficits en oxygène et la rendre différente de celle prédite par un modèle classique de type Streeter et Phelps utilisé par QUAL2. Parmi ces phénomènes, il y a (Mouchel, 1994) :

- La sédimentation d'une partie des matières apportées par les rejets qui, si elle est plus rapide que la biodégradation, limite les déficits.
- La quantité de bactéries apportées par le rejet. Elle peut modifier l'intensité de la consommation immédiate après le rejet, avant même que la population bactérienne atteigne un état d'équilibre, contrôlé par la quantité de matières dégradables.
- Le stress imposé au phytoplancton (peu de lumière, excès en MES, après le rejet qui provoque une mortalité algale, donc un apport de MO fortement dégradable. Cet apport stimulera le développement des bactéries provenant du rejet.

B.2.2.1 Présentation du modèle

Le modèle RIVE (Figure B.4 et Figure B.5) consiste en une série d'équations décrivant la cinétique des échanges de matière entre les constituants du système (milieu aquatique) en fonction de leurs variables de contrôle. Les variables de contrôle sont la température, la lumière et les autres variables du modèle ayant une influence. RIVE comprend plusieurs modules décrivant chacun les processus d'un compartiment de l'écosystème. On distingue quatre compartiments : (1) la dynamique phytoplanctonique sur laquelle le zoo-plancton peut avoir une action, (2) la dynamique bactérienne déterminant la dégradation de la MO, (3) le cycle de l'azote et du phosphore faisant intervenir l'étude plus particulière des sédiments, (4) la réaération.

Le premier module de RIVE est constitué des modèles AQUAPHY (Lancelot *et al.*, 1991) et ZOLA qui décrivent respectivement les processus liés à l'activité phytoplanctonique et du zoo-plancton. Le deuxième module qui décrit la dynamique des bactéries hétérotrophes et la dégradation de la matière organique est représenté par le modèle HSB (Billen et Allardi, 1993). Enfin, RIVE comprend aussi un module relatif aux échanges eau-sédiments (VENICE) ainsi qu'une description de la dynamique des bactéries nitrifiantes (cycle de l'azote), de l'adsorption des phosphates sur la matière particulaire (cycle du phosphore) et des échanges d'oxygène avec l'atmosphère (Billen et Allardi, 1993).

B.2.2.2 Exemples d'application

RIVE a été utilisé en France de manière à représenter l'ensemble du réseau hydrographique de la Seine. Il a été couplé à différents modèles hydrologiques et hydrauliques pour comprendre chaque problème spécifique de qualité de l'eau dans la région parisienne (Figure B.8).

RIVERSTRHALER (Figure B.7) provient du couplage du modèle HYDROSTRHALER (Figure B.6) et de RIVE. Il fournit un modèle général de la qualité de l'eau dans le réseau hydrographique. Il a été appliqué au cas de l'Oise, de la Marne et de la Seine Amont (Billen *et al.*, 1994).

Le modèle hydrologique HYDROSTRHALER (Figure B.6) représente le réseau hydrographique par un schéma régulier de confluence de tributaires d'ordre de drainage de Strahler croissant. Le modèle ne décrit pas le comportement de tel ou tel cours d'eau,

mais plutôt le comportement moyen des cours d'eau de chaque ordre, caractérisé par une valeur de longueur, de largeur, de leur pente et de leur surface de bassin versant. Il requiert le calage de certains paramètres relatifs aux propriétés hydrologiques moyennes du sol et de la nappe phréatique. Ce calage se fait par ajustement des résultats du modèle hydrologique sur les débits observés à l'exutoire du bassin.

MONET est un modèle qui simule la qualité de l'eau des secteurs situés à l'aval de Paris. C'est un couplage de RIVE avec une version simplifiée du modèle hydraulique Prose-Hydro qui décrit le suivi d'une masse d'eau en régime permanent.

PROSE-QUAL provient du couplage direct de PROSE-HYDRO et RIVE (Even et Poulin, 1993). Il permet de tenir compte des variations de débit, de la dispersion longitudinale et de traiter des situations non permanentes, telles que celles relatives aux épisodes orageux.

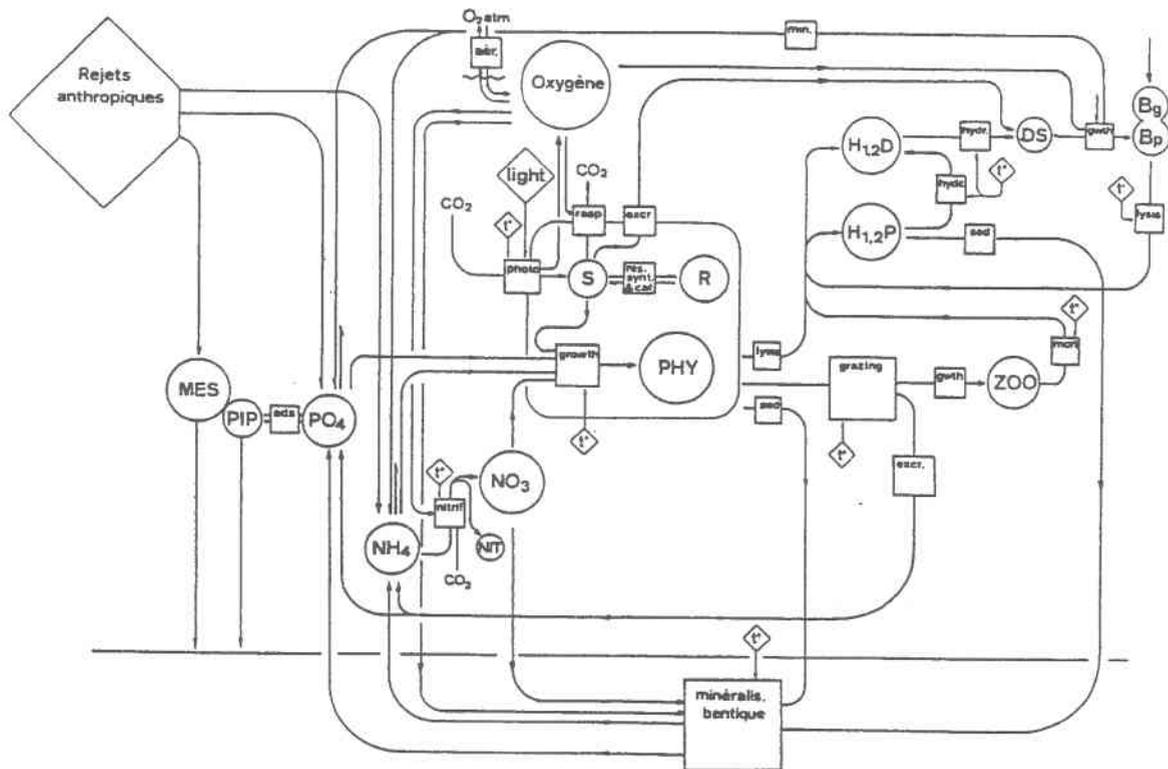


Figure B.4 Représentation schématique des interactions prises en compte dans le modèle du fonctionnement des milieux aquatiques élaboré dans le cadre du programme PIREN-Seine. Les variables d'état sont représentées par des cercles ; les processus par des carrés ; les forçages extérieurs (t° , éclairage, apports extérieurs de nutriments et de MO) par des losanges. voir aussi figure B.5. (Source : Billen et Allardi, 1993)

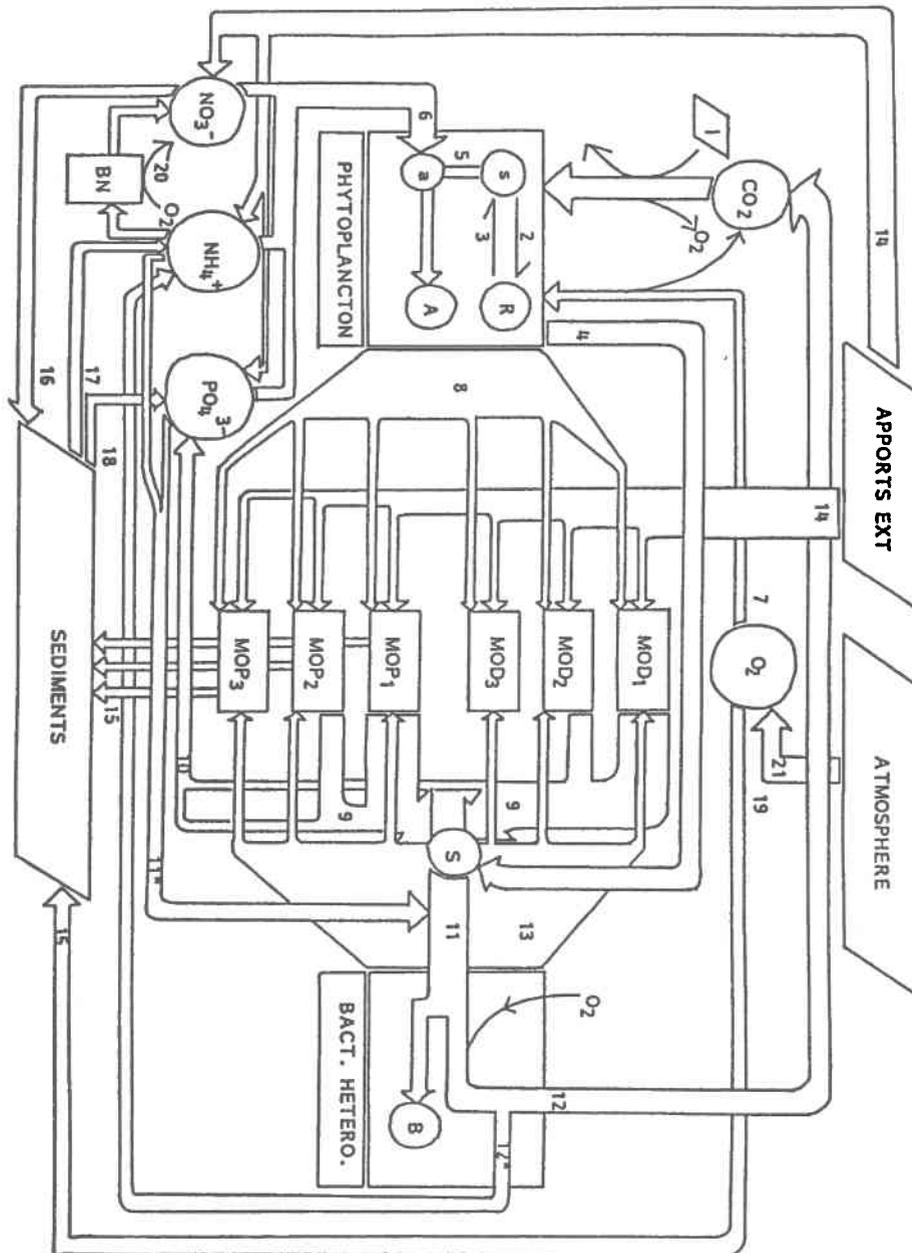


Figure B.5 Schéma des interactions prises en compte dans les modèles de fonctionnement des milieux aquatiques PEGASE et RIVE (d'après : Even et Poulin, 1990).

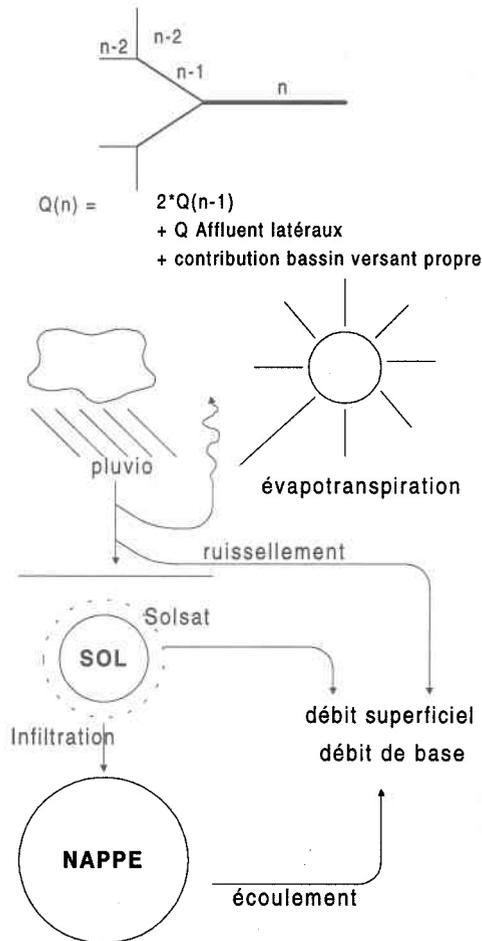


Figure B.6 Principe du modèle HYDROSTRAHLER qui décrit de manière simplifiée l'hydraulique de réseaux hydrographiques. (source : Billen, 1993)

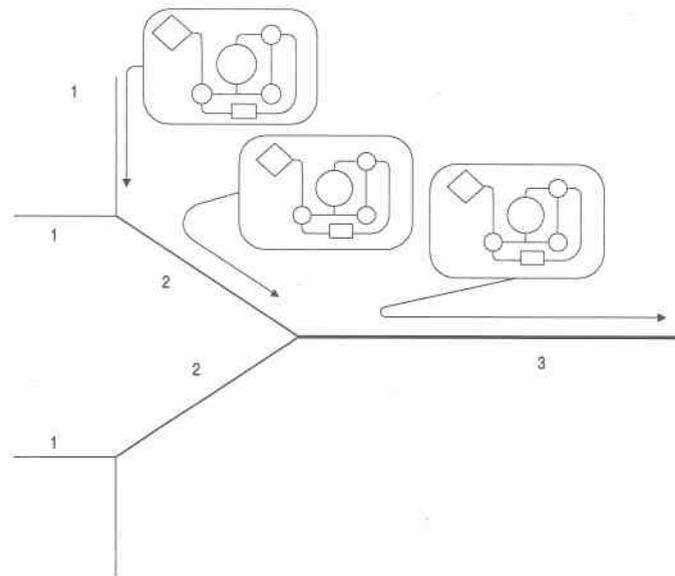


Figure B.7 Schéma du modèle hydro-bio-chimique RIVERSTRAHLER

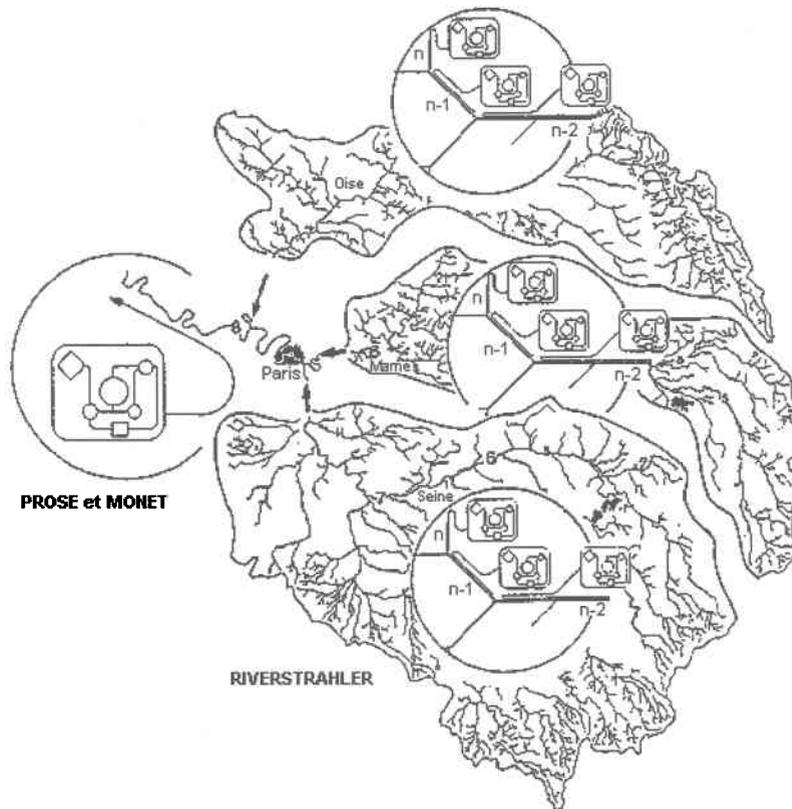


Figure B.8 Représentation schématique du couplage des modèles RIVERSTRAHLER appliqués à l'Oise, la Marne et la Seine amont avec le modèle MONET de l'axe principale de la Seine (Source : Billen et Allardi, 1993)

B.2.2.3 Données d'entrée et résultats de la simulation

Les données d'entrées sont de trois types : (1) climatiques, (2) hydrologiques et (3) apport en matière organique et en nutriments.

Tableau B.3 Principales caractéristiques du modèle RIVE

Description	- Modèle des processus écologiques en rivière : approche modulaire, approche écosystémique, approche intégrée rivière/bassin possible.
Caractéristiques majeures	- Simulation des processus des 4 compartiments suivants : (1) dynamique bactérienne (module HSB), (2) dynamique phytoplanctonique et zooplanctonique (module AQUAPHY et ZOLA), (3) cycle de l'azote et du phosphore, (4) réaération à la surface; - Régimes hydrauliques : régime permanent (Hydrostrahler et Monet) ou dynamique (Prose-hydro); - Paramètres qualitatifs : régime permanent ou dynamique; - Permet l'étude de l'écosystème de l'ensemble du réseau hydrographique ou d'un tronçon de rivière.

Données d'entrées (input)	<ul style="list-style-type: none"> - Identification du réseau ou des tronçons; - Données hydrauliques relatives au modèle hydraulique utilisé; - Coefficients de réactions; - Données de débits; - Données de concentration (ex. MES, MO, DS, BAC, O₂, NH₄, NO₃, PO₄, Phyto, Zoo); - Données concernant les rejets d'entrée; - Données météorologiques (T[°], rayonnement, vent); - Pas de temps.
Résultats de simulation (output)	<ul style="list-style-type: none"> - Flux; - Données de productivité et de concentration par ordre de Strahler pour le modèle RIVERSTRHALER; - Profils graphiques longitudinaux des concentrations (mg/l) des constituants (ex : MES, O₂, NO₃, COBD, COBT, COP, BAC Phyto).

B.2.2.4 Conditions d'utilisation

Contrairement à QUAL2, l'utilisation du modèle RIVE est marquée par l'absence, en principe, d'étapes de calibration (Billen et Allardi, 1993), car les paramètres, caractérisant les cinétiques des processus bio-chimiques, pris en compte ont été déterminés expérimentalement. À titre d'exemple, le Tableau B.4 présente les valeurs des paramètres qui entrent en jeu dans les processus de RIVE qui a été appliqué au cas du lac de Créteil¹. L'étape importante est donc la comparaison des variables prédites par le modèle avec les valeurs observées. L'utilisation du modèle dépend donc de la disponibilité de mesure, sur le terrain, de variables comparables à celles du modèle (§ B.2.2.5).

B.2.2.5 Variables du modèle RIVE et analyses des données disponibles sur la Saint-Charles en vue d'une simulation

Les deux premières colonnes du tableau présentent les variables du modèle RIVE. La Troisième colonne donne une indication sur la disponibilité de données sur le bassin versant de la rivière Saint-Charles.

ABRV	variable du modèle (unité)	Disponibilité
Le phytoplancton		
PHY	biomasse fonctionnelles phytoplanctonique (mgC/l)	Non*
S	petites métabolites produites par la photosynthèse (mgC/l)	Non*
R	produit de réserve intracellulaire (mgC/l)	Non*
* Ces variables peuvent être estimées à l'aide de la chlorophylle a (Billen et Allardi, 1993)		
Le zooplancton		
ZOO	biomasse zooplanctonique (mgC/l)	Non
Les bactéries et la matière organique		
BAC	biomasse bactérienne (mgC/l)	Non
HD1	matière organique dissoute rapidement hydrolysable (mgC/l)	Non

¹ Dans cet exemple le nom du modèle RIVE est POMPADOUR.

HD2	matière organique dissoute difficilement hydrolysable (mgC/l)	Non
HP1	matière organique particulaire rapidement hydrolysable (mgC/l)	Non
HP2	matière organique particulaire difficilement hydrolysable (mgC/l)	Non
DS	substrats directs	Non

Les nutriments

NO3	nitrates (mgN/l)	Oui
NH4	ammonium (mgP/l)	Oui
PO4	orthophosphates (mgP/l)	Oui
PIP	phosphore inorganique particulaire (mgP/l)	Oui

Les matières en suspension

MES	matière inorganique en suspension (mg/l)	Oui
-----	--	-----

B.2.2.6 Commentaires

Le modèle RIVE vise à décrire les mécanismes microscopiques de manière à limiter au maximum la phase de calage. Il est plus complexe que QUAL2. Il peut être couplé à des modèles hydrauliques de régime permanent ou dynamique. Par exemple le modèle RIVERSTRHALER permet d'expliquer les grands traits des variations saisonnières et géographiques des principales variables de qualité de l'eau en relation avec le fonctionnement de l'écosystème (Billen et Allardi, 1993) à l'échelle du réseau hydrographique. Toutefois, **il ne permet encore pas d'expliquer tous les aspects du fonctionnement de l'écosystème** (Billen et Allardi, 1993). L'orientation prise par le groupe fonctionnement de l'écosystème dans le cadre du PIREN-SEINE répond à la préoccupation de concevoir un outil fin de connaissance du milieu aquatique qui puisse être utilisé par le gestionnaire (Billen et Allardi, 1993). L'effort a jusqu'à présent porté sur la conception du modèle. Ainsi, la question de l'utilisation du modèle par les gestionnaires reste à discuter.

D'après l'équipe du PIREN-Seine, le modèle RIVE est plus adapté à décrire les situations transitoires qu'un modèle basé sur une cinétique de 1^{er} ordre dont le calage a été ajusté pour représenter la situation moyenne en temps sec car il représente avec réalisme les processus microbiologiques de la dégradation de la MO (Mouchel, 1994). Néanmoins, nous pensons que la complexité des processus décrit dans le dit modèle et le nombre important de variables d'entrée, dont il a besoin, limitent son utilisation.

B.2.2.7 Système d'équations du modèle RIVE

A. Sous modèle phytoplanctonique

Les équations sont celles du modèle Aquaphy (Lancelot *et al.*, 1991). Ce modèle considère que le processus photosynthèse est directement lié à l'éclairement alors que la croissance est contrôlée par la disponibilité en précurseurs carbonés intracellulaires et en éléments nutritifs. À noter que la température joue un grand rôle dans ces deux processus.

L'évolution des constituants du compartiment phytoplanctonique résulte des 3 bilans suivant :

$$\begin{aligned} dR/dt &= Sr - Cr \\ ds/dt &= P*(1-E1) + (Cr-Sr) - a*(1+Ener) - Maint*PHY \\ dPHY/dt &= a - LYS \end{aligned}$$

La photosynthèse (1)

Elle correspond à la fixation de carbone inorganique dans les petites métabolites S. Elle se réalise en présence de lumière.

$$P = k_{\max} \left(1 - e^{-\alpha \frac{I_z}{k_{\max}}}\right) PHY$$

avec

P	:	Taux de production photosynthétique	h ⁻¹
K _{max}	:	Taux de photosynthèse maximal	h ⁻¹
α	:	Capacité photosynthétique	h/μE/m ² /s
PHY	:	biomasse fonctionnelle phytoplanctonique	mgC/l

Évolution des produits de réserves: synthèse (Sr) (2) - catabolisme (Cr) (3)

$$\frac{dR}{dt} = S_{r_{\max}} \frac{\left[\frac{S}{PHY}\right]}{\left[\frac{S}{PHY}\right] + K_s} PHY - K_{cr}[R]$$

avec

R	:	produit de réserve intracellulaire	mgC/l
S	:	concentration en petites métabolites produites par la photosynthèse	mgC/l
PHY	:	biomasse fonctionnelle phytoplanctonique	mgC/l
S _{r_{max}}	:	vitesse maximale de synthèse de R	h ⁻¹
K _{cr}	:	vitesse maximale de catabolisme de R	h ⁻¹
K _s	:	constante de demi saturation relative aux petites metabolites S	

La croissance (a) (4)

Elle correspond à la synthèse de biomasse fonctionnelle phytoplanctonique, sur la base de petits métabolites S et des nutriments (azote et phosphore).

$$a = \mu_{\max} \frac{\left[\frac{S}{PHY}\right]}{\left[\frac{S}{PHY}\right] + K_s} PHY * \frac{[PO_4]}{[PO_4] + K_{pp}} * \frac{[NO_3]}{[NO_3] + K_{pn}}$$

avec

S	:	concentration en petites métabolites produites par la photosynthèse	mgC/l
PHY	:	biomasse fonctionnelle phytoplanctonique	mgC/l
PO ₄	:	concentration en phosphore inorganique dissous	mg-P/l
NO ₃	:	concentration en azote inorganique	mg-N/l
K _{pp}	:	constante de demi saturation relative au phosphore	h ⁻¹
K _{pn}	:	constante de demi saturation relative à l'azote	h ⁻¹
K _s	:	constante de demi saturation relative aux petites metabolites S	
μ _{max}	:	taux de croissance maximal	h ⁻¹

La phyto respiration (Resp) (5)

Elle correspond à la maintenance des cellules et aux dépenses énergétiques liées à la biosynthèse des protéines

$$Resp = Maint * PHY + Energ * a$$

avec

Resp	:	terme de respiration	mgC/l
Maint	:	taux de respiration du à la maintenance	mgC/l
Energ	:	dépense énégetique liée à la croissance (synthèse des protéines)	
PHY	:	biomasse fonctionnelle phytoplanctonique	mgC/l

L'excrétion (Excret) (6)

Il s'agit de la somme d'un terme constant et d'un dépendant de la photosynthèse. Le second correspond aux métabolites produites en excès ($S/PHY = 1$). L'excrétion produit des substrats directs DS utilisés par les bactéries (cf. sous modèle bactérien).

$$\text{Excret} = E_0 + E_1 P$$

avec		
P	: Taux de production photosynthétique	h^{-1}
Excre	: terme d'excrétion	
E_0	: vitesse constante d'excrétion	h^{-1}
E_1	: excrétion liée à la photosynthèse	

La lyse des cellules (LYS) (7)

$$\text{LYS} = K_{df} * \text{PHY}$$

avec		
LYS	: terme de lyse phytoplanctonique	
K_{df}	: taux de lyse	h^{-1}
PHY	: biomasse fonctionnelle phytoplanctonique	mgC/l

La sédimentation du phytoplancton (Sed) (8)

$$\text{Sed} = K_{psed} * \text{Phy}$$

avec		
Sed	: terme de sédimentation phytoplanctonique	
K_{psed}	: taux de sédimentation	h^{-1}
PHY	: biomasse fonctionnelle phytoplanctonique	mgC/l

Disparition du phytoplancton

Le terme de disparition (Disp) du phytoplancton s'applique à l'ensemble de la cellule. C'est une fonction de l'autolyse, de la sédimentation et du broutage (Brout) par le zooplancton (cf. sous modèle zooplancton).

$$\text{Disp} = \text{Brout} + (K_{df} + K_{psed}) \text{PHY}$$

avec		
Disp	: terme de disparition du phytoplancton	h^{-1}
K_{df}	: taux de lyse	h^{-1}
K_{psed}	: taux de sédimentation	h^{-1}
PHY	: biomasse fonctionnelle phytoplanctonique	mgC/l
Brout	: terme de broutage par le zooplancton	

Incorporation de l'ammonium ($I_{nc}NH_4$) (9), des nitrates ($I_{nc}NO_3$) (10) orthophosphates ($I_{nc}PO_4$) (11)

$$I_{nc}NH_4 = \frac{a}{c/n} \left(\frac{NH_4}{NH_4 + NO_3} \right)$$

$$I_{nc}NO_3 = \frac{a}{c/n} \left(\frac{NO_3}{NH_4 + NO_3} \right)$$

$$I_{nc}PO_4 = \frac{a}{c/p}$$

avec		
$I_{nc}NH_4$: terme d'incorporation de l'ammonium	
$I_{nc}NO_3$: terme d'incorporation des nitrates	
$I_{nc}PO_4$: terme d'incorporation des phosphates	
a	: biomasse fonctionnelle phytoplanctonique	mgC/l
NH_4	: concentration en azote ammoniacal	mg-N/l
NO_3	: concentration en nitrates	mg-N/l
PO_4	: concentration en phosphates	mg-P/l

c/n	:	rapport C sur N	gC/gN
c/p	:	rapport C sur P	gC/gP

B. Le sous modèle zooplanctonique

Le zooplancton exerce sur le phytoplancton une activité de broutage pour son fonctionnement interne et sa croissance.

Le broutage (12)

$$Brout = B_{\max} \frac{(PHY - Phy0)}{(PHY - Phy0) + K_{phy}} ZOO$$

avec			
Brout	:	terme de broutage du phytoplancton	
PHY	:	biomasse fonctionnelle phytoplanctonique	mgC/l
Phy0	:	Seuil de concentration permettant une croissance zooplanctonique	mgC/l
K _{phy}	:	constante de demi-saturation du zooplancton	mgC/l
ZOO	:	biomasse zooplanctonique	mgC/l
B _{max}	:	taux de broutage maximal du zooplancton	h ⁻¹

La croissance zooplanctonique (Crzoo) (13)

$$Crzoo = \mu_{z\max} \frac{(PHY - Phy0)}{(PHY - Phy0) + K_{phy}} ZOO$$

avec			
Crzoo	:	terme de croissance du zooplancton	
PHY	:	biomasse fonctionnelle phytoplanctonique	mgC/l
Phy0	:	Seuil de concentration permettant une croissance zooplanctonique	mgC/l
K _{phy}	:	constante de demi-saturation du zooplancton	mgC/l
ZOO	:	biomasse zooplanctonique	mgC/l
μ _{zmax}	:	taux de croissance maximal du zooplancton	h ⁻¹

La respiration zooplanctonique (Zooresp) (14)

$$Zooresp = Brout - Crzoo$$

avec			
Zooresp	:	terme de respiration du zooplancton	
Brout	:	terme de broutage du phytoplancton	
Crzoo	:	terme de croissance du zooplancton	

La libération de NH₄(lib NH₄) (15)

$$lib\ NH_4 = Zooresp / c/n$$

avec			
lib NH ₄	:	terme de libération du NH ₄	
Zooresp	:	terme de respiration du zooplancton	
c/n	:	rapport C sur N	gC/gN
c/p	:	rapport C sur P	gC/gP

La libération de PO₄(lib PO₄)(16)

$$lib\ PO_4 = Zooresp / c/p$$

avec			
lib PO ₄	:	terme de libération du PO ₄	
Zooresp	:	terme de respiration du zooplancton	
c/n	:	rapport C sur N	gC/gN
c/p	:	rapport C sur P	gC/gP

La mortalité du zooplancton (Zoomort) (17)

$$\text{Zoomort} = K_{dz} * \text{ZOO}$$

avec

Zoomort :	terme de mortalité du zooplancton	
ZOO :	biomasse zooplanctonique	mgC/l
K_{dz} :	taux constant de mortalité	h^{-1}

C. Sous modèle bactérien et la dégradation de la matière organique

Il s'agit du modèle HSB de Billen et Servais (Billen et Allardi, 1994). Il simule la dégradation de la matière organique d'après une analyse détaillée de la physiologie des bactéries. Les bactéries (BAC) assimilent les substances constituées de petites molécules organiques reconnues par les perméases (S). Deux types de populations bactériennes sont pris en comptes : Les petites bactéries (taille < 1µm) autochtones (BACp), les grosses bactéries (taille > 1µm) allochtones (BACg). La matière organique particulaire (HP_{1,2}) est dissoute. La transformation suit une cinétique de premier ordre. La matière dissoute (HD_{1,2}) constituée de grosses molécules sert de substrat primaire. Elle est dégradée par hydrolyse exoenzymatique (équation 19) afin de produire le substrat direct (DS). Cette matière organique (H) ayant pour origine la production endogène (équations 18 et 20) ou les différents apports est classée en matière organique facilement (HD₁), non hydrolysable (HD₂) et réfractaire. Le substrat (DS) directement assimilé sert à la croissance des bactéries (BAC) (équation 21) ou au fonctionnement interne avec production de CO₂. Les bactéries disparaissent par broutages ou lyses. Un recyclage de la MO est alors possible.

Transformation de la matière organique particulaire (18)

$$\frac{dHP_1}{dt} = -(Kip_1 + Kpsed_1)[HP_1] + \varepsilon_{p,1} Mort$$

$$\frac{dHP_2}{dt} = -(Kip_2 + Kpsed_2)[HP_2] + \varepsilon_{p,2} Mort$$

avec

HP ₁ et HP ₂ :	matière organique particulaire facilement (1) difficilement (2) hydrolysable	mgC/l
HD ₁ et HD ₂ :	matière organique dissoute facilement (1) difficilement (2) hydrolysable	mgC/l
Kip_1 :	vitesse maximale de transformation de HP ₁	h^{-1}
$Kpsed_1$:	vitesse de sédimentation de HP ₁	h^{-1}
Kip_2 :	vitesse maximale de transformation de HP ₂	h^{-1}
$Kpsed_2$:	vitesse de sédimentation de HP ₂	h^{-1}
Mort :	somme des termes de mortalité (lyse du phyto du zoo et des bactéries)	
$\varepsilon_{p,1}$:	fraction de HP ₁ autochtone	
$\varepsilon_{p,2}$:	fraction de HP ₂ autochtone	

Hydrolyse exoenzymatique de la matière organique dissoute (19)

avec

$$\frac{dHP_1}{dt} = -hydr_1 + (Kip_1)[HP_1] + \varepsilon_{p,1} Mort$$

$$\frac{dHP_2}{dt} = -hydr_2 + (Kip_2)[HP_2] + \varepsilon_{p,2} Mort$$

avec

$$hydr_1 = -H_{1max} \frac{[HD_1]}{[HD_1] + Kh_1} (BAC_p + BAC_g)$$

$$hydr_2 = -H_{2max} \frac{[HD_2]}{[HD_2] + Kh_2} (BAC_p + BAC_g)$$

et

BAC	:	biomasse bactérienne(p: petite g: grande)	mgC/l
HP ₁ et HP ₂	:	matière organique particulaire facilement (1) difficilement (2) hydrolysable	mgC/l
HD ₁ et HD ₂	:	matière organique dissoute facilement (1) difficilement (2) hydrolysable	mgC/l
Kip ₁	:	vitesse maximale de transformation de HP ₁	h ⁻¹
Kip ₂	:	vitesse maximale de transformation de HP ₂	h ⁻¹
H1max	:	vitesse maximale d'hydrolyse de HD1	h ⁻¹
H2max	:	vitesse maximale d'hydrolyse de HD2	h ⁻¹
Kh1	:	constante de demi-saturation pour l'hydrolyse de HD1	mgC/l
Kh2	:	constante de demi-saturation pour l'hydrolyse de HD2	mgC/l
Mort	:	somme des termes de mortalité (lyse du phyto du zoo et des bactéries)	
ε _{p,1}	:	fraction de HP ₁ autochtone	
ε _{p,2}	:	fraction de HP ₂ autochtone	
ε _{d,1}	:	fraction de HD ₁ autochtone	
ε _{d,2}	:	fraction de HD ₂ autochtone	
hydr1	:	terme d'hydrolyse de la matière organique HD1	
hydr2	:	terme d'hydrolyse de la matière organique dissoute HD2	

Variation du stock de Substrats directs (DS) (20)

$$\frac{dDS}{dt} = hydr_1 + hydr_2 - \mu g_{max} \frac{[DS]}{[DS] + Ks_g} BAC_g - \mu p_{max} \frac{[DS]}{[DS] + Ks_p} BAC_p$$

avec

BAC	:	biomasse bactérienne(p: petite g: grande)	mgC/l
DS	:	substrats directs	mgC/l
μg _{max}	:	taux maximal de croissance des BACg	h ⁻¹
μp _{max}	:	taux maximal de croissance des BACp	h ⁻¹
hydr1	:	terme d'hydrolyse de la matière organique HD1	
hydr2	:	terme d'hydrolyse de la matière organique dissoute HD2	
Ksg	:	constante de demi-saturation des BACg	mgC/l
Kpp	:	constante de demi-saturation des BACp	mgC/l

Accroissement de la biomasse bactérienne (21)

$$\frac{dBAC_g}{dt} = \left(Y\mu g_{max} \frac{[DS]}{[DS] + Ks_g} - Kdb_g - Kdsed_g \right) [BAC_g]$$

$$\frac{dBAC_p}{dt} = \left(Y\mu p_{max} \frac{[DS]}{[DS] + Ks_p} - Kdb_p - Kdsed_p \right) [BAC_p]$$

avec

BAC	:	biomasse bactérienne(p: petite g: grande)	mgC/l
DS	:	substrats directs	mgC/l
Y	:	fraction de substrat direct utile à la croissance	
kdbg	:	taux de mortalité des BACg	h ⁻¹
kdbp	:	taux de mortalité des BACp	h ⁻¹
Kdsedg	:	vitesse de sédimentation des BACg	h ⁻¹
Kdsedp	:	vitesse de sédimentation des BACp	h ⁻¹
Ksg	:	constante de demi-saturation des BACg	mgC/l
Kpp	:	constante de demi-saturation des BACp	mgC/l
μg _{max}	:	taux maximal de croissance des BACg	h ⁻¹
μp _{max}	:	taux maximal de croissance des BACp	h ⁻¹

D. Le sous modèle des nutriments

Les concentrations en ammoniacque (NH_4), nitrates (NO_3) et orthophosphates (PO_4) ainsi que la biomasse en bactéries nitrifiantes (BN) sont les variables prises en compte dans le modèle RIVE

Nitrification

$$\frac{d[NH_4^+]}{dt} = AE_{NH_4^+} + \left(\left[\frac{N}{C} \right]_{bac} - \left[\frac{N}{C} \right]_{mo} \right) BAC + \left[\frac{N}{C} \right]_{bac} \left(\frac{(1-Y)}{Y} BAC \right) + Fl_{NH_4^+} - \left[\frac{N}{C} \right]_{phy} PHY - \varepsilon \mu'_{max} \frac{[NH_4^+]}{[NH_4^+] + K'_{NH_4^+}} BN$$

avec

NH_4^+	:	concentration en azote NH_4^+	mg-N/l
BAC	:	biomasse bactérienne (p: petite g: grande)	mgC/l
BN	:	biomasse des bactéries nitrifiantes	mgC/l
PHY	:	biomasse fonctionnelle phytoplanctonique	mgC/l
Y	:	fraction de substrat direct utile à la croissance	
$AENH_4^+$:	apports extérieurs en NH_4^+	mg-N/l
N/C _{bac}	:	fraction de l'azote dans la biomasse bactérienne	mg-N/mg-C
N/C _{mo}	:	fraction de l'azote dans la biomasse de matière organique	mg-N/mg-C
N/C _{phy}	:	fraction de l'azote dans la biomasse phytoplanctonique	mg-N/mg-C
ε	:	taux d'utilisation de NH_4^+ pour l'activité des bactéries nitrifiantes	mg-N/mg-C
μ'_{max}	:	taux de croissance maximale des bactéries nitrifiantes	h^{-1}
$Fl_{NH_4^+}$:	flux benthique d'ammoniacque	mg-N/l
$K'_{NH_4^+}$:	constante de demi-saturation en NH_4^+	mg-N/l

Évolution des nitrates

$$\frac{d[NO_3^-]}{dt} = AE_{NO_3^-} + \varepsilon \mu'_{max} \frac{[NH_4^+]}{[NH_4^+] + K'_{NH_4^+}} BN - Fl_{NO_3^-} \left(\frac{(1-Y)}{Y} BAC \right)_{si O_2 \leq O_2^{lim}}$$

avec

NH_4^+	:	concentration en azote NH_4^+	mg-N/l
BAC	:	biomasse bactérienne (p: petite g: grande)	mgC/l
BN	:	biomasse des bactéries nitrifiantes	mgC/l
PHY	:	biomasse fonctionnelle phytoplanctonique	mgC/l
Y	:	fraction de substrat direct utile à la croissance	
$AENO_3$:	Apports extérieurs en NO_3^-	mg-N/l
N/C _{bac}	:	fraction de l'azote dans la biomasse bactérienne	mg-N/mg-C
N/C _{mo}	:	fraction de l'azote dans la biomasse de matière organique	mg-N/mg-C
N/C _{phy}	:	fraction de l'azote dans la biomasse phytoplanctonique	mg-N/mg-C
ε	:	taux d'utilisation de NH_4^+ pour l'activité des bactéries nitrifiantes	mg-N/mg-C
μ'_{max}	:	taux de croissance maximale des bactéries nitrifiantes	h^{-1}
$AENO_3$:	flux benthique de nitrates	mg-N/l
$K'_{NH_4^+}$:	constante de demi-saturation en NH_4^+	mg-N/l
O_2	:	concentration limite en O_2 au dessous de laquelle il y a dénitrification	mg- O_2 /l

Croissance des bactéries nitrifiantes

$$\frac{d[BN]}{dt} = \left(\varepsilon \mu'_{max} \frac{[NH_4^+]}{[NH_4^+] + K'_{NH_4^+}} \right) BN$$

avec

NH_4^+	:	concentration en azote NH_4^+	mg-N/l
BN	:	biomasse des bactéries nitrifiantes	mgC/l
μ'_{max}	:	taux de croissance maximale des bactéries nitrifiantes	h^{-1}
$K'_{NH_4^+}$:	constante de demi-saturation en NH_4^+	mg-N/l

Cycle du phosphore

$$\frac{d[PO_4^{3-}]}{dt} = AE_{PO_4^{3-}} - \left[\frac{P}{C} \right]_{PHY} PHY \left[\frac{P}{C} \right]_{BACT} BAC + Fl_{PO_4^{3-}}$$

avec

PO_4^{3-}	:	concentration en phosphates (ortho)	mg-P/l
BAC	:	biomasse bactérienne(p: petite g: grande)	mgC/l
PHY	:	biomasse fonctionnelle phytoplanctonique	mgC/l
Y	:	fraction de substrat direct utile à la croissance	
$AE_{PO_4^{3-}}$:	Apports extérieurs en PO_4^{3-}	mg-p/l
P/Cbact	:	fraction de phosphore dans la biomasse bactérienne	mg-P/mg-C
P/Cphy	:	fraction de phosphore dans la biomasse phytoplanctonique	mg- P/mg-C
Fl PO_4^{3-}	:	flux benthique du phosphore	mg-P/l

E. Bilan en oxygène

Dans le modèle RIVE la teneur en oxygène résulte des bilans de :

- production, consommation par la photosynthèse et la respiration algale;
- consommation par l'activité des bactéries hétérotrophes et des bactéries nitrifiantes;
- échange avec l'atmosphère

$$\frac{d[O_2]}{dt} = (\alpha P - \beta_{resp}) - Y \left(\frac{1-Y}{Y} BAC \right) - Fl_{O_2} - NIT + k_2(O_2^{sat} - O_2)$$

avec

O_2	:	concentration en O_2 dissous	mg- O_2 /l
O_{sat}	:	concentration en O_2 dissous à saturation	mg- O_2 /l
k_2	:	coefficient de réaération	
α	:	taux de production d'oxygène par photosynthèse	mg- O_2 /mg-C
β	:	taux de consommation d'oxygène par respiration algale	mg- O_2 /mg-C
Y	:	taux de consommation d' O_2 par respiration des bactéries hétérotrophes	mg- O_2 /mg-C
BAC	:	biomasse bactérienne(p: petite g: grande)	mgC/l
PHY	:	biomasse fonctionnelle phytoplanctonique	mgC/l
Y	:	fraction de substrat direct utile à la croissance	
Fl O_2	:	flux benthique en oxygène	
NIT	:	consommation d'oxygène par les bactéries nitrifiantes	mg- O_2 /l/h

B.2.2.8 valeurs des paramètres des cinétiques impliquées dans les processus bio-chimiques du modèle RIVE

Le Tableau ci-joint est tiré (Billen *et al.*, 1994)

Tableau B.4 Valeurs des paramètres des cinétiques des processus bio-chimiques impliqués dans pompadour

Rate parameter		Value	Unit	Reference
Phytoplankton submodel				
kmax	maximum photosynthesis rate	0.2	h ⁻¹	Garnier, 89
α	initial slope of P/1 curve	6 10 ⁻⁴	h ⁻¹ (μE/ m ² s ⁻¹)	Garnier, 89
smax	max. rate of reserve synthesis	0.13	h ⁻¹	Garnier <i>et al.</i> , 90
Ks	1/2 sat. cst of intracell. S uptake	0.5	dimless	Garnier <i>et al.</i> , 90
kcr	rate cst of reserve catabolism	0.2	h ⁻¹	Garnier <i>et al.</i> , 90
mufmax	max. growth rate	0.09	h ⁻¹	Garnier <i>et al.</i> , 90
Kpp	1/2 sat. cst of PO4 uptake	6	μP l ⁻¹	Dauta, 82
Kpn	1/2 sat. cst of N uptake	35	μgN l ⁻¹	Dauta, 82
maint	maintenance respiration	0.0015	h ⁻¹	Garnier <i>et al.</i> , 90
cesp	energy cost of protein synthesis	0.3		Garnier <i>et al.</i> , 90
kdf	lysis rate cst	0.0015	h ⁻¹	Van Boekel <i>et al.</i> , 92
kpsed	sedimentation cst	0.001	h ⁻¹	Reynolds <i>et al.</i> , 82
cn	C/N ratio	7	gC/gN	Redfield <i>et al.</i> , 63
cp	C/P ratio	40	gC/gP	Redfield <i>et al.</i> , 63
Zooplankton submodel				
grmax	max. grazing rate	0.046	h ⁻¹	Garnier & Mourelatos, 93
Kphy	1/2 sat. cst of grazing	0.5	mgC l ⁻¹	Garnier & Mourelatos, 93
phyO	phyto. conc. threshold for grazing	0.1	mgC l ⁻¹	Garnier & Mourelatos, 93
muzoo	max. growth rate	0.022	h ⁻¹	Garnier & Mourelatos, 93
kdz	mortality rate cst	0.004	h ⁻¹	Garnier & Mourelatos, 93
Bacterioplankton - organic matter submodel				
k1b	degradation rate of H1P	0.005	h ⁻¹	Billen <i>et al.</i> , 89
k2b	degradation rate of H2P	0.00025	h ⁻¹	Billen <i>et al.</i> , 89
e1max	max. rate of H1D hydrolysis	0.75	h ⁻¹	Billen, 1991
e2max	max. rate of H2D hydrolysis	0.25	h ⁻¹	Billen, 1991
KH1	1/2 sat. cst of H1D hydrolysis	0.25	mgC l ⁻¹	Billen, 1991
KH2	1/2 sat. cst of H2D hydrolysis	2.5	mgC l ⁻¹	Billen, 1991
Y	growth yield	0.35	dimless	Barillier & Garnier, 93
kdb	mortality rate cst	0.02	h ⁻¹	Billen <i>et al.</i> , 88
εd1	fraction recycled as H1D	0.4	dimless	Billen, 1991
εd2	fraction recycled as H2D	0.1	dimless	Billen, 1991
εpl	fraction recycled as H1P	0.4	dimless	Billen, 1991
εp2	fraction recycled as H2P	0.1	dimless	Billen, 1991
Nutrient chemistry submodel				
nitmax	max. nitrification rate	0.007	mgN l ⁻¹ h ⁻¹	Chesterikoff <i>et al.</i> , 92
kmsed	susp. matter sedim. rate	0.0025	h ⁻¹	Billen <i>et al.</i> , 89
Pac	PO4 adsorption capacity	0.5	μgP mgmes ⁻¹	Froelich, 1988
Kpads	1/2 sat. cst for PO4 adsorption	15	μgP l ⁻¹	Froelich, 1988
Benthos nutrient regeneration				
Di	mixing coeff. interstitial space	2 10 ⁻⁵	m ² s ⁻¹	Billen <i>et al.</i> , 89
Ds	mixing coeff. solid phase	2 10 ⁻⁵	m ² s ⁻¹	Billen <i>et al.</i> , 89
k1p	labile org. P degradation rate cst	0.05	h ⁻¹	Ingall <i>et al.</i> , 90
k2p	refr. org. P degradation rate cst	0.0025	h ⁻¹	Ingall <i>et al.</i> , 90
v	fraction of ammonification nitrified in oxic layer	0.8	dimless	Billen <i>et al.</i> , 89
Kam	NH4 adsorption cst	6	dimless	Billen <i>et al.</i> , 89
Kpa	PO4 adsorpt. cst in oxic layer	50	dimless	Berner, 1980
Kpe	PO4 adsorpt. cst in anoxic layer	1	dimless	Krom & Berner, 80

B.2.3 PEGASE

B.2.3.1 Présentation du modèle

Le modèle PEGASE² est un outil de gestion des eaux de surface. Il permet d'obtenir une vision globale de la qualité des eaux de surface à l'échelle d'une région. Les processus bio-chimiques modélisés sont voisins de ceux du modèle RIVE (Figure B.5).

B.2.3.2 Essais d'application au Québec

Le modèle PEGASE a été testé au Québec sur le bassin versant de la rivière Nicolet (Everbecq et Deliege, 1994). Le travail réalisé dans le cadre de ce test a consisté en (1) une modification et vérification de certaines données d'entrée fournies par le MEF du Québec pour les utiliser dans PEGASE ; (2) une adaptation³ pour le Québec de certaines paramétrisations utilisées par PEGASE en Belgique; (3) une simulation de la qualité de l'eau dans le bassin de la rivière Nicolet et une interprétation des résultats.

B.2.3.3 Données d'entrée et résultats de la simulation

Tableau B.5 Principales caractéristiques du modèle PEGASE

Description	- Modèle d'évaluation de la qualité des eaux de surface en fonction des rejets, des débits et de l'autoépuration des rivières : approche écosystémique, approche intégrée rivière/bassin.
Caractéristiques majeures	- Approche globale à l'échelle de la région - Utilisation de données quantitatives et qualitatives disponibles - Utilisation des connaissances disponibles pour représenter - L'écosystème sans entreprendre de nouvelles études
Données d'entrés (input)	- Identification du réseau hydrographique et des bassins versants - Données hydrauliques relatives au modèle hydraulique utilisé - Données météorologiques (T [°] , rayonnement,) - Apports externes (sols et rejets) en MO carbonée, azotée et phosphore organique en nitrates, phosphates - Coefficients de réactions - Intensité de la lumière incidente pour calcul de la biomasse végétale

² Le modèle mathématique de qualité des eaux PEGASE a été développé dans le cadre du programme Belge PEGASE. Ce programme a deux grands objectifs: 1) de développer une méthodologie (analyse de la qualité physico chimique des eaux et développement d'indice de qualité générale de l'eau en rivière) permettant d'obtenir une vision globale de la qualité des eaux de surface en Wallonie, 2) de développer un outils de calcul permettant d'estimer la qualité des eaux de surfaces en fonction des rejets, des débits, et du pouvoir auto-épuration des cours d'eaux. Le Programme PEGASE est en phase d'installation à l'Administration de la Région Wallonne qui pourra l'utiliser une fois les données d'entrée validées

³ Ces modifications ont été faites de manière approchées, là où elles étaient absolument nécessaires. Pour une utilisation courantes de PEGASE au Québec elles devraient être complétées et ajustées.

Résultats de simulation (output)	<ul style="list-style-type: none">- Transport par le courant des constituants- Apport et effet de dilution éventuel par les affluents- Apport par les sols- Processus internes de production et de disparition- Calcul des concentrations des constituants (MO, NH⁴⁺, NO³⁻, PO⁴³⁻, éléments dissous...) dans la colonne d'eau en combinant les processus précédents
----------------------------------	---

B.2.3.4 Critères d'utilisation

Suite à l'essai de l'application de la méthodologie PEGASE au bassin de la Nicolet (Everbecq et Deliege, 1994), il apparaît que l'utilisation opérationnelle de PEGASE pour le Québec nécessiterait des travaux complémentaires. Ces travaux devraient porter (1) sur la manière de structurer les données d'entrées; (2) sur la quantification de certains apports (équivalent-habitant, apports diffus); (3) sur certains paramètres écologiques tels que les développements des macrophytes et autres algues fixées (Everbecq et Deliege, 1994).

B.3 Références de l'annexe B

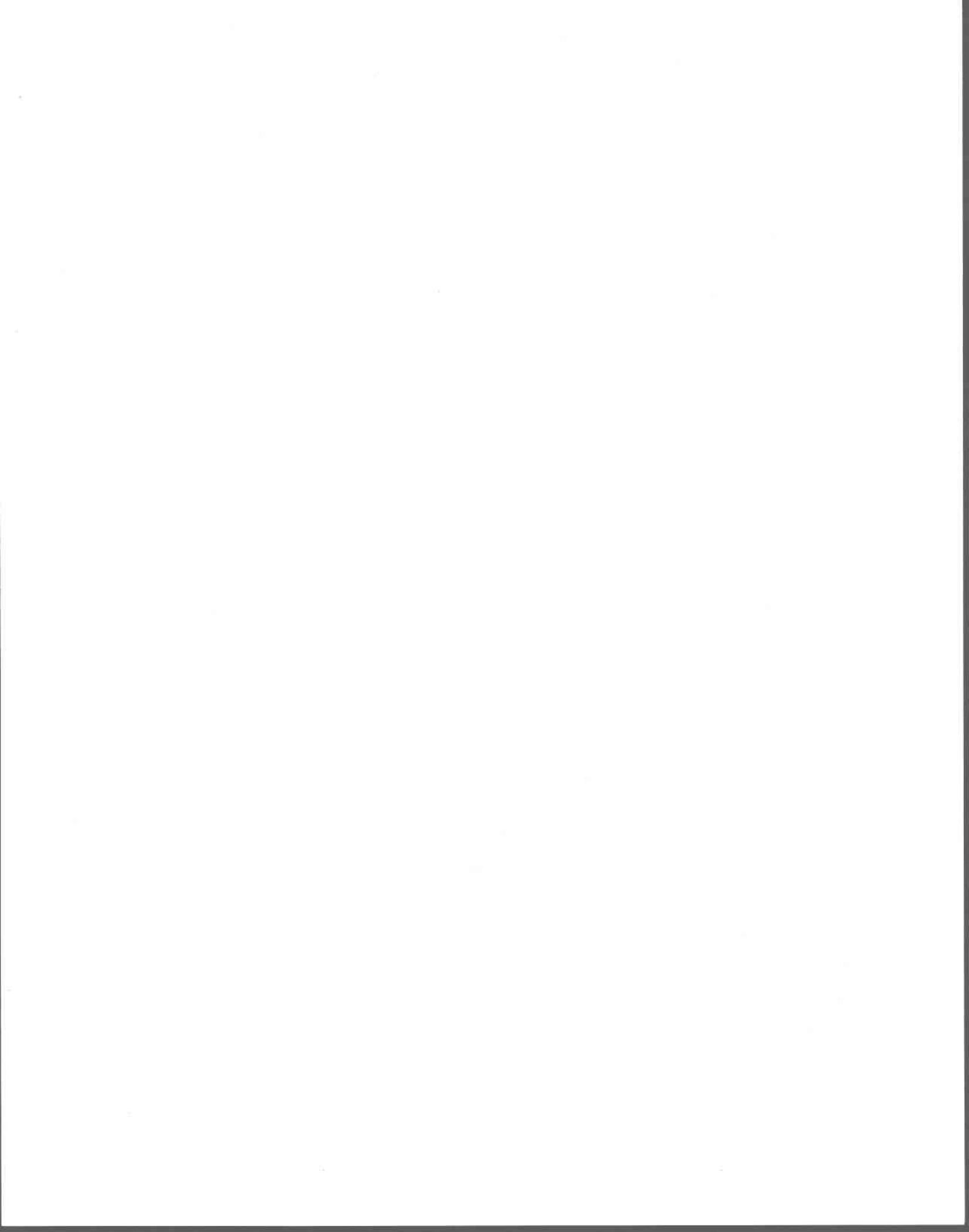
- Billen, G. et J. Allardi (1993), Rapport de synthèse 1989-1992 Vol. I : Le fonctionnement de l'écosystème : analyse des processus et modélisation, Direction et Secrétariat du PIREN-Seine, Université P. et M. Curie, Lab. de Géologie Appliquée, PIREN-Seine - CNRS (ed.), Paris.
- Billen, G., J. Garnier, et P. Hanset (1994), Modelling phytoplankton development in the whole drainage networks : the RIVERSTRHALER Model applied to the Seine river system, *Hydrobiologia* 289, 119-137.
- Brown, L. C., et T. O. Barnwell (1987), The Enhanced Stream Water Quality Model QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual, EPA-600/3-87/007 U.S. EPA, Athens, GA, 30605.
- Canter, L. W., et B. E. Vieux (1993), Environmental impact assessment in transboundary rivers, Contribution to the symposium on transboundary river basin management and sustainable development, Lunstrum Delft University of technology, proceedings volume 2.
- Cheng, H. et D. Lockerbie (1994), Modélisation de la qualité des eaux du cours supérieur de la rivière Saint-Jean : étude comparative, série scientifique Étude 196, Environnement Canada.
- Crabtree, R.W., I. D. Cluckie, C. F. Forster, et C. P. Crockett (1986), A comparison of two river quality models, *Water research* 20 (1), 53-61
- Descy, J.P., H. Halen, C. Willems, E. Becker, J.-P. Vanderborght, R. Wallast, E. Everbecq, B. Lorea, J. C. Philippart, J. Smits, et P. Thibaut (1991), PEGASE planification et gestion de l'assainissement des eaux, Rapport de synthèse Ministère de la région Wallonne, ULG / ULB / FUNDPN, Belgique.
- Even, S., et M. Poulin (1990), Modèle de simulation de l'écosystème Seine : Schéma conceptuel, Rapport PIREN-Seine I/90/05.
- Even, S., et M. Poulin (1993), Modélisation de l'écosystème Seine entre Montereau et Poses : Modèle Prose, in: Billen, G. et Allardi, J. Rapport de synthèse 1989-1992 Vol. I : Le fonctionnement de l'écosystème : analyse des processus et modélisation, Direction et Secrétariat du PIREN-Seine, Université P. et M. Curie. Lab. de Géologie Appliquée ed.; Paris. France: PIREN-Seine - CNRS.
- Everbecq, E. et J.-F. Deliege (1994), Essais de l'application de la méthodologie PEGASE au Bassin de la Nicolet (Québec), Centre Environnement Université de Liège.
- Lancelot, C., C. Veth, et S. Mathot (1991), Modelling ice-edge phytoplankton bloom in the Scotia Weddell Sea sector of the Southern Ocean during spring 1988, *J. Mar. Syst.* 2, 19-33.
- Laramie, S.A., J. Marivoet, et P. Vanouplines (1990), Application of Qual2e and Qual2e-Uncas models to the Densu River in Ghana, River Basin management-V.

- (Proceedings of an IAWPRC conference held in Rovaniemi, Finland 31 July - 4 August 1989), Laikari (ed), 133-146.
- Liu, C.C.K., J. T. Kuo, et H. H. Cheng (1990), Water Quality Modelling of Anaerobic Rivers Reaches : Waste load and allocation for Keelung River in Northern Taiwan, River Basin management-V. (Proceedings of an IAWPRC conference held in Rovaniemi, Finland 31 July - 4 August 1989), Laikari (ed), 133-146.
- Louks, D. P. (1981), Water Quality Models for River Systems, Ch 1 in Models for Water quality management, A.K. Biswas (ed), McGraw-Hill Inc., New York, 17-25.
- Mouchel, J.-M. (1994), Impact des rejets urbains des temps de pluie de l'agglomération parisienne sur les concentrations d'ammonium et d'oxygène à Chatou, (Actes du Colloque sur la Seine et son bassin : de la Recherche à la Gestion 29 et 30 avril 1993), Fustec, E. de Marsily, G (ed.), Paris.
- Ongley, E.D., S. Belthaus, D. C. L. Lam, J. et Marsalek (1988), Models for River Basin Management, Water for World development, (Proceedings of the VIth IWRA Congress on Water Resources May 29 Urbana Illinois USA), vol 2, 378-387.
- Orden (Van), G. N. (1993), The study of dissolved oxygen dynamics in the Whippany River New Jersey using the QUAL2E model, Ecological Modelling 70, 1-17.
- Walton, R., et M. Webb (1994), Qual 2E Simulation of Pulse Loads, Journal of Environmental Engineering 120(5), 1017-1031.

ANNEXE C: PARAMÈTRES DE LA FONCTION DE PRODUCTION ET DE TRANSFERT DE CEQUEAU

Cette annexe est tirée de (Morin *et al.*, 1995).

Morin, G., Paquet, P., Sochanska, W. (1995). Guide d'utilisation du modèle CEQUEAU pour Windows. INRS-Eau, Québec, Canada.



C.1 La fonction de production

La fonction de production a pour but de représenter les différentes voies que suit l'eau atmosphérique entre le moment où elle atteint le sol et celui où elle rejoint la rivière.

L'origine de l'alimentation en eau atmosphérique du bassin versant est la pluie ou la neige. L'eau provenant des pluies est en principe immédiatement disponible pour les opérations de transformation conduisant aux débits. Pour la neige, il est nécessaire de définir un modèle de fonte.

Quelle que soit l'origine de l'eau atmosphérique entrant dans un carreau, avant sa mise en disponibilité pour l'écoulement vers l'exutoire, elle est soumise à divers processus qui auront une influence directe sur la formation de l'onde d'écoulement. Ces processus sont schématisés dans CEQUEAU par la présentation du sol sous forme de réservoirs communiquant entre eux à l'aide de relations mathématiques reproduisant, à l'échelle journalière, les différents transferts de masse. Ces relations mathématiques ont pour but de reproduire les différentes composantes du bilan hydrologique qui sont :

- Formation et fonte du stock de neige;
- Évaporation et évapotranspiration;
- Eau dans la zone non saturée;
- Eau dans la zone saturée;
- Eau dans les lacs et marécages.

Le bilan hydrologique est effectué sur chaque carreau entier et à chaque jour.

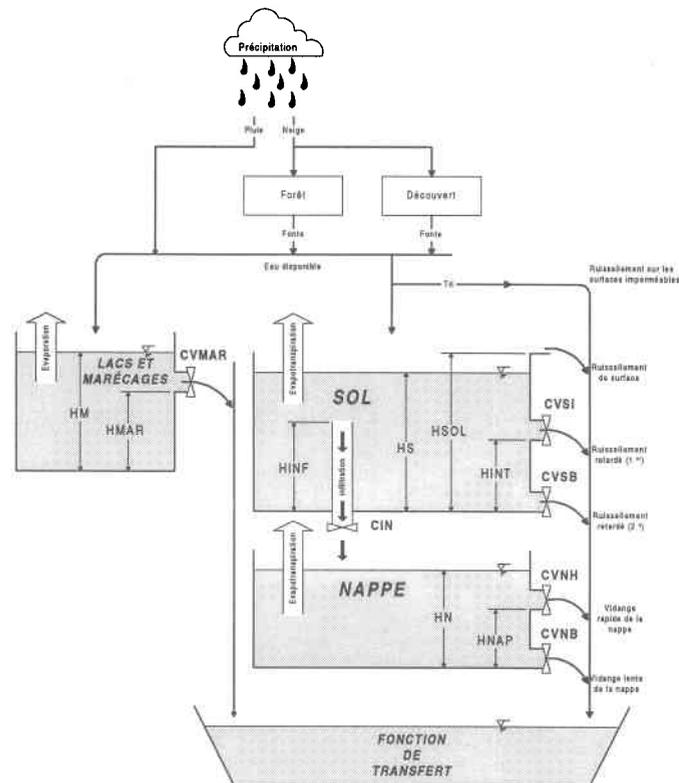
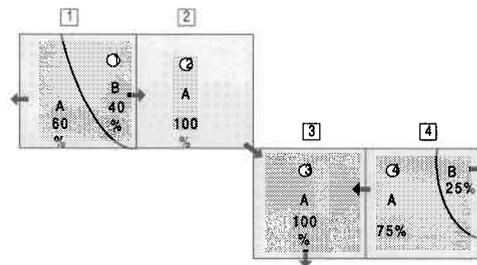


Figure C.1 Paramètres de la fonction de production de CEQUEAU

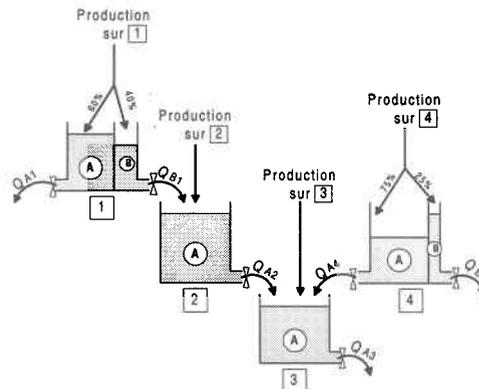
C.2 La fonction de transfert

Le schéma de production aboutit à l'obtention d'un volume d'eau, sur chaque carreau entier, disponible pour le transfert en rivière et dont l'origine (ruissellement direct ou retardé, vidange de la nappe, des lacs et des marais) n'a plus à être connue pour le transfert de l'eau en rivière. Ce transfert est effectué de carreau partiel à carreau partiel.

Le volume d'eau disponible sur un carreau partiel est obtenu en multipliant le volume produit sur le carreau entier par le pourcentage de superficie du carreau partiel considéré. Ce volume est ajouté aux volumes entrant dans ce carreau depuis le ou les carreaux partiels directement en amont. Le volume résultant devient le volume disponible pour le transfert vers le carreau immédiatement en aval. Ce processus est répété de carreau en carreau jusqu'à l'exutoire. La Figure C.2 montre la schématisation de la fonction de transfert.



A) Vue en plan d'une partie du bassin



B) Schéma du transfert en rivière

Figure C.2 Fonction de transfert de CEQUEAU. Le carreau partiel A du carreau entier [2], par exemple, reçoit la partie QB1 de l'écoulement de la partie B du carreau en amont [1], à laquelle s'ajoute sa production, avant de s'écouler dans le carreau partiel A du carreau en aval [3]. Le volume d'écoulement d'un carreau à un autre, pour un pas de temps donné, dépend de l'eau disponible dans les réserves et des caractéristiques physiques de la rivière sur le carreau partiel considéré. Le modèle CEQUEAU calcule ce volume à l'aide d'un coefficient de transfert propre à chaque carreau partiel et de la quantité d'eau disponible sur chacun de ces carreaux.

**ANNEXE D: FONCTION DE PRODUCTION
MODIFIÉE DE CEQUEAU EN MILIEU URBAIN**



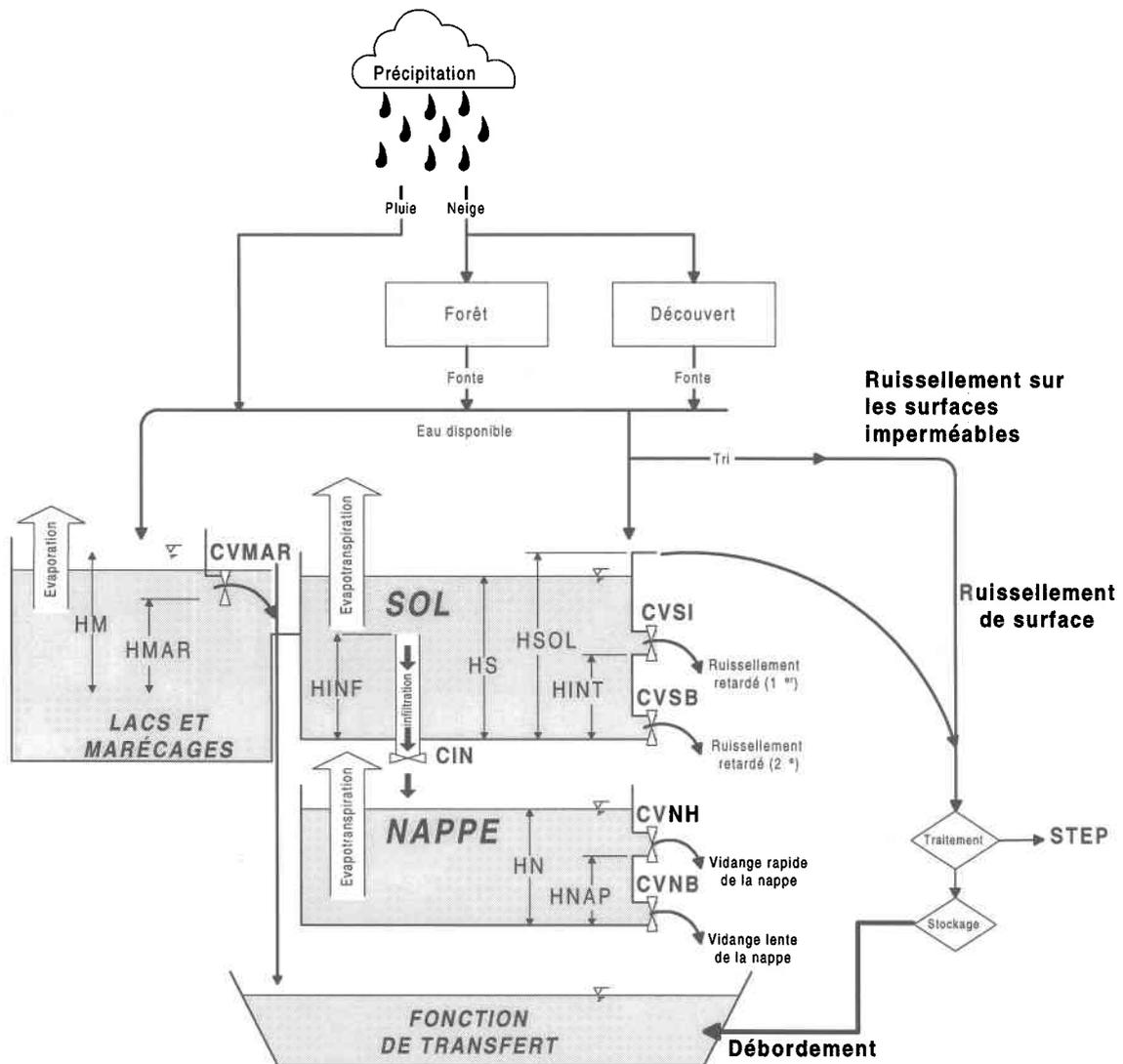
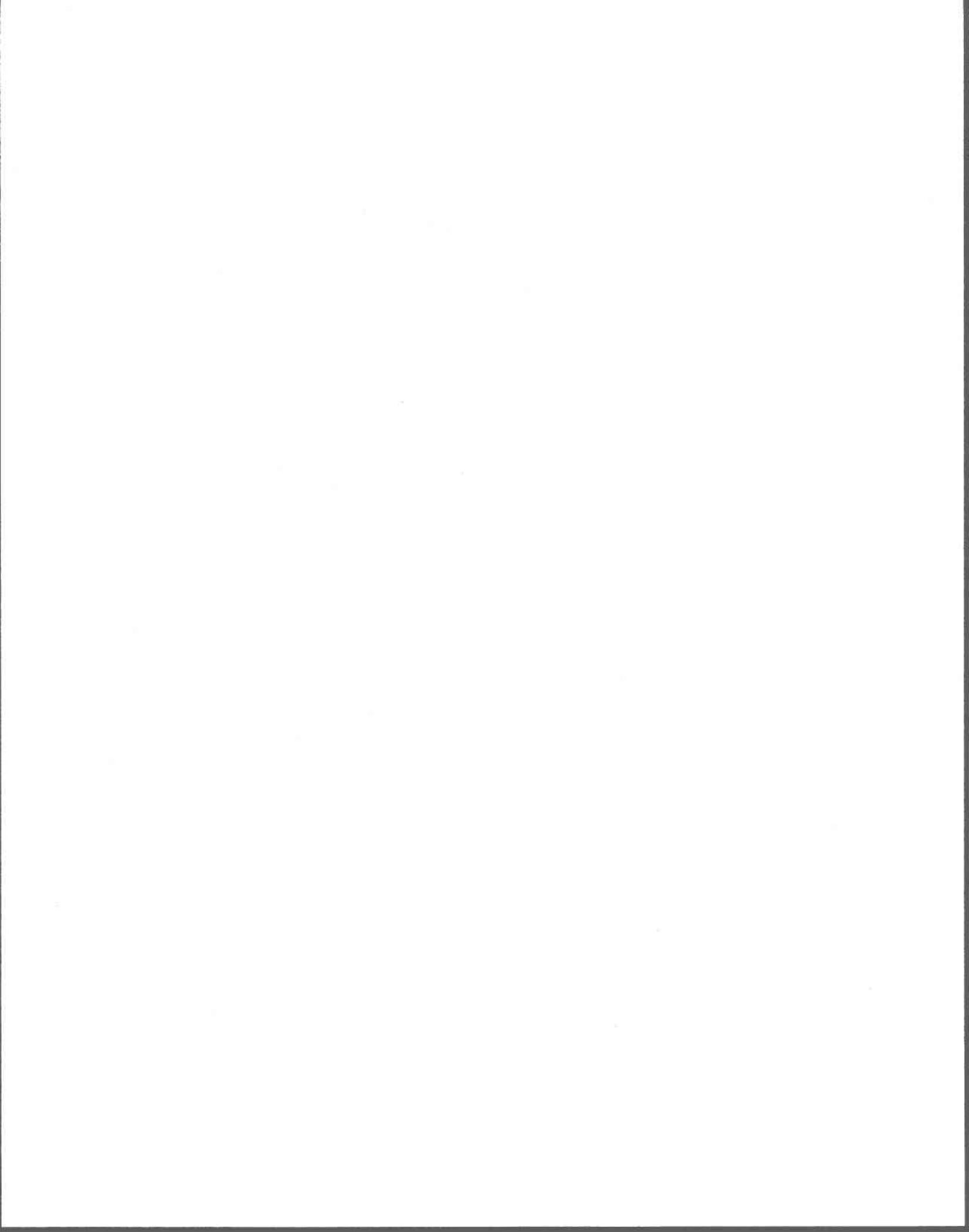


Figure D.1 Fonction de production modifiée de CEQUEAU en milieu urbain



ANNEXE E: PROCESSUS HYDROLOGIQUES DU MODULE IMPLND DU MODÈLE HSPF

Cette annexe est tirée de (Johanson *et al.*, 1984).

Johanson, R. C., Imhoff, J. C., Kittel, J. L., Donigian A. S. (1984). User's Manual for the Hydrological simulation Simulation Program Fortran (HSPF). U.S. Environmental Protection agency, Athens, Georgia, USA



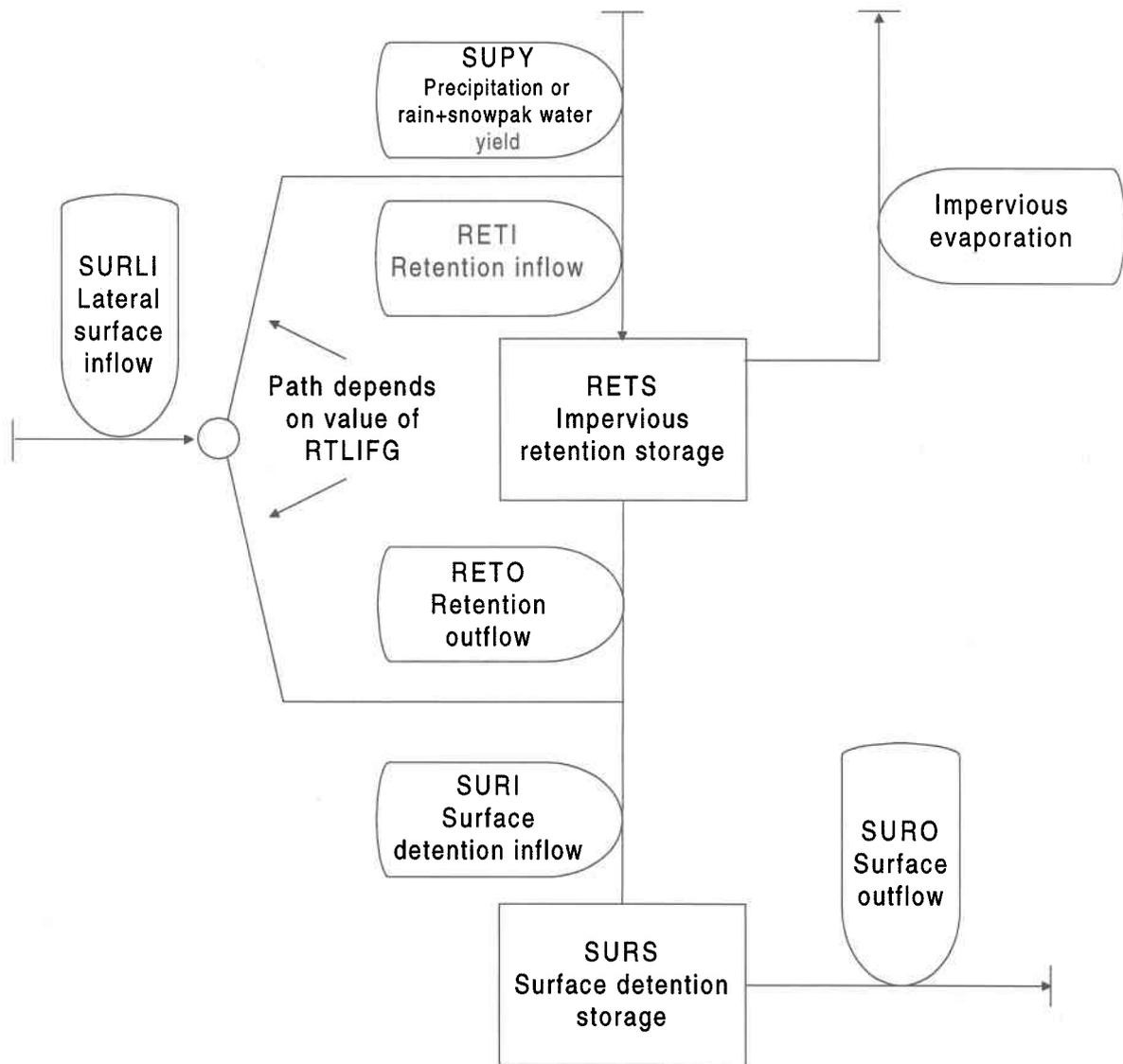
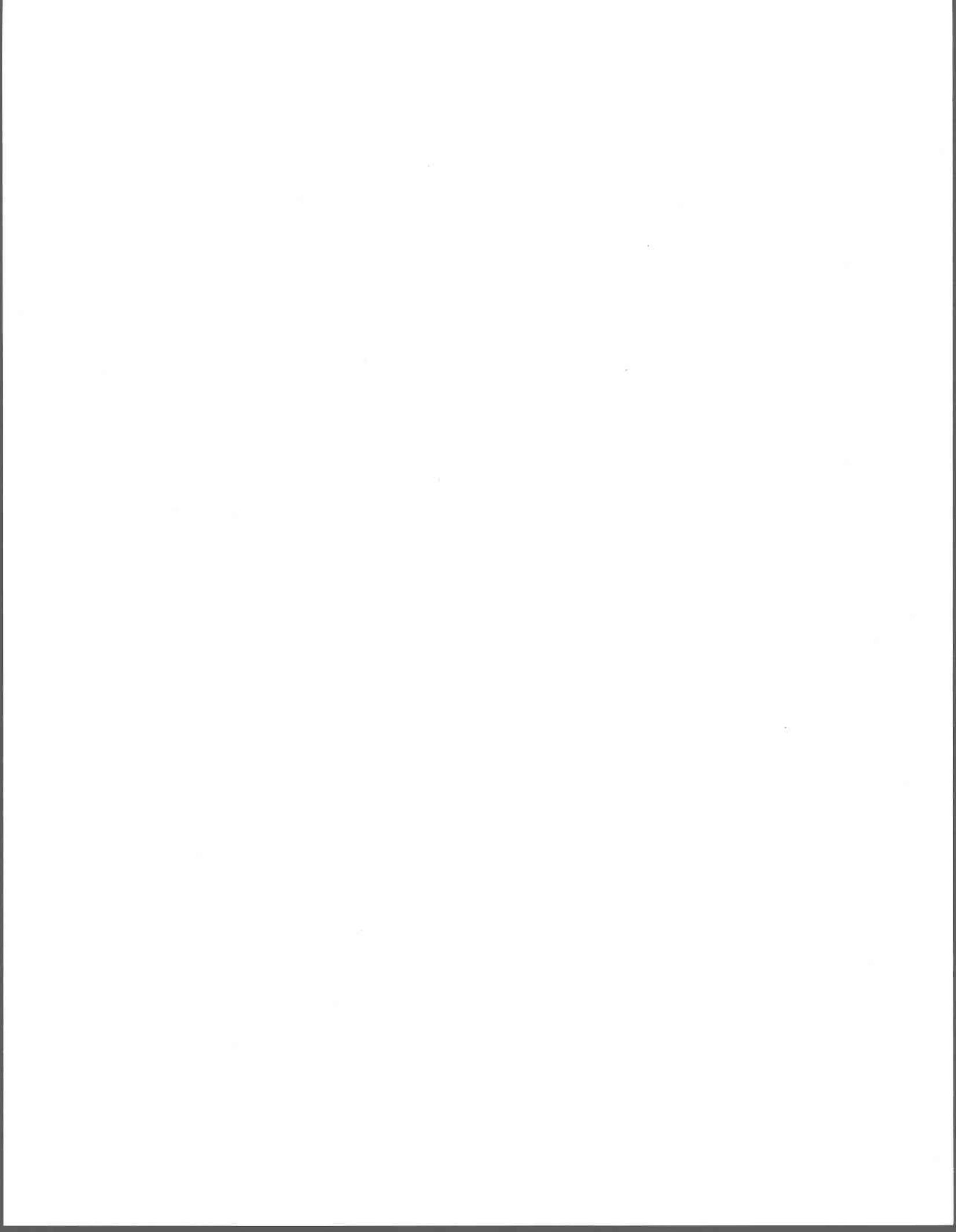
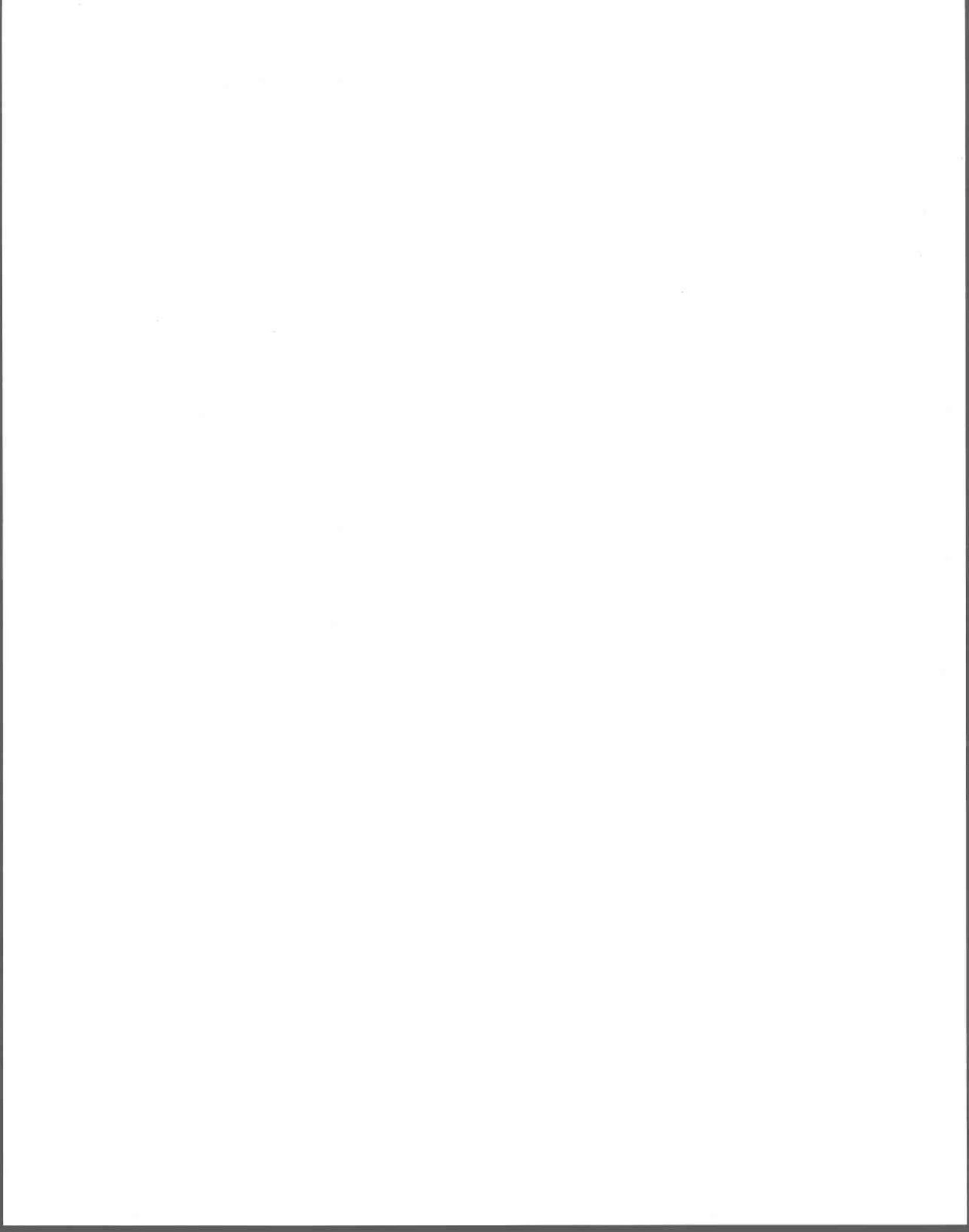


Figure E.1 Processus hydrologiques du module IMPLND du modèle HSPF



ANNEXE F: RÉSULTATS DES SIMULATIONS DU DÉBIT AVEC QUAL2E



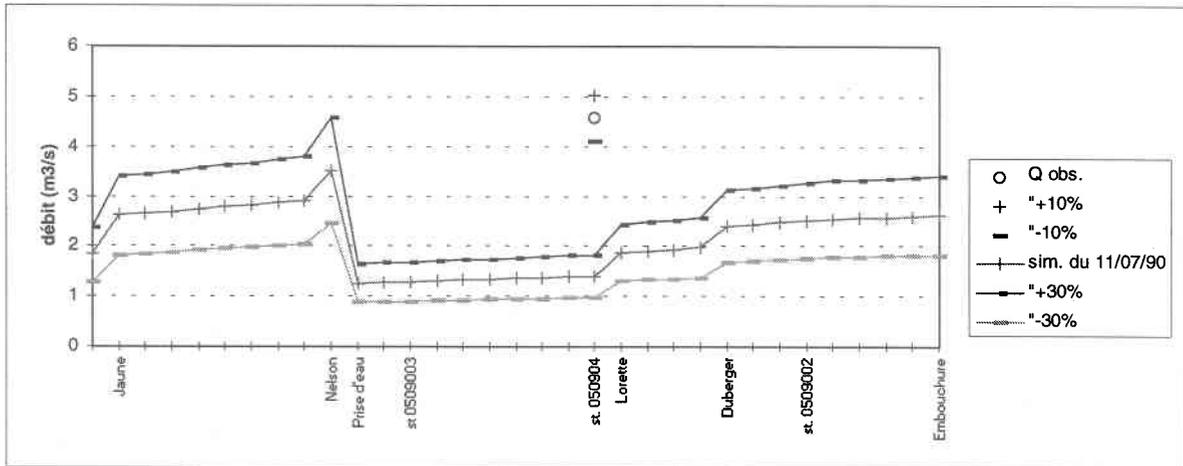


Figure F.1 Débit simulé avec Qual2e (sim.) le long de la rivière Saint-Charles en date du 11/07/90 à plus ou moins 30%. Comparaison avec la valeur observée à la station 050904 à plus ou moins dix %

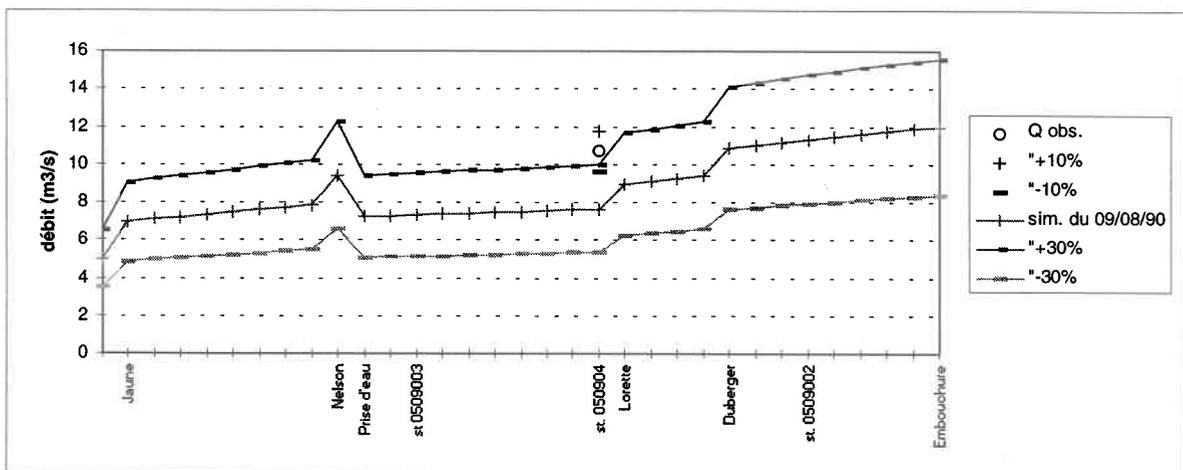


Figure F.2 Débit simulé avec Qual2e (sim.) le long de la rivière Saint-Charles en date du 09/08/90 à plus ou moins 30%. Comparaison avec la valeur observée à la station 050904 à plus ou moins dix %

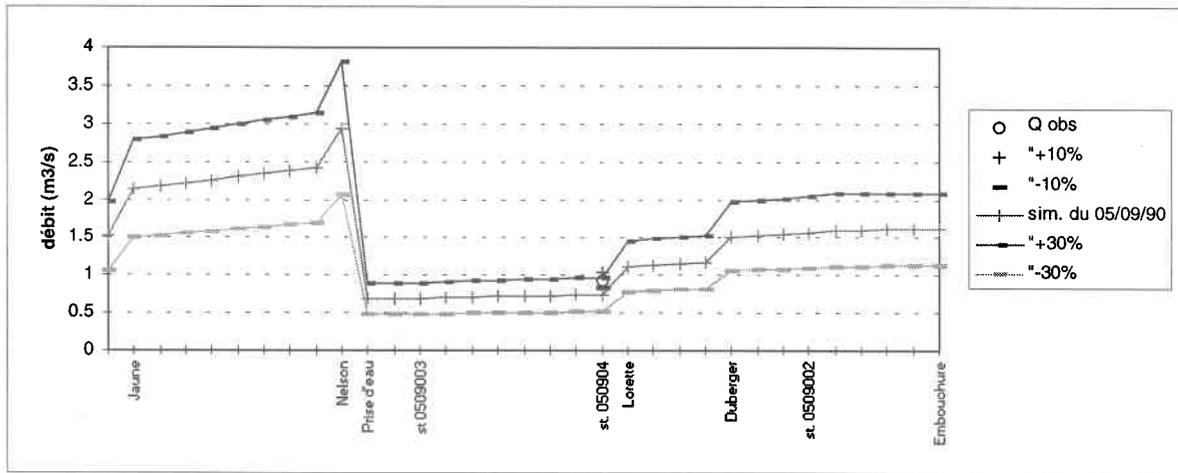


Figure F.3 Débit simulé avec Qual2e (sim.) le long de la rivière Saint-Charles en date du 05/09/90 à plus ou moins 30%. Comparaison avec la valeur observée à la station 050904 à plus ou moins dix %

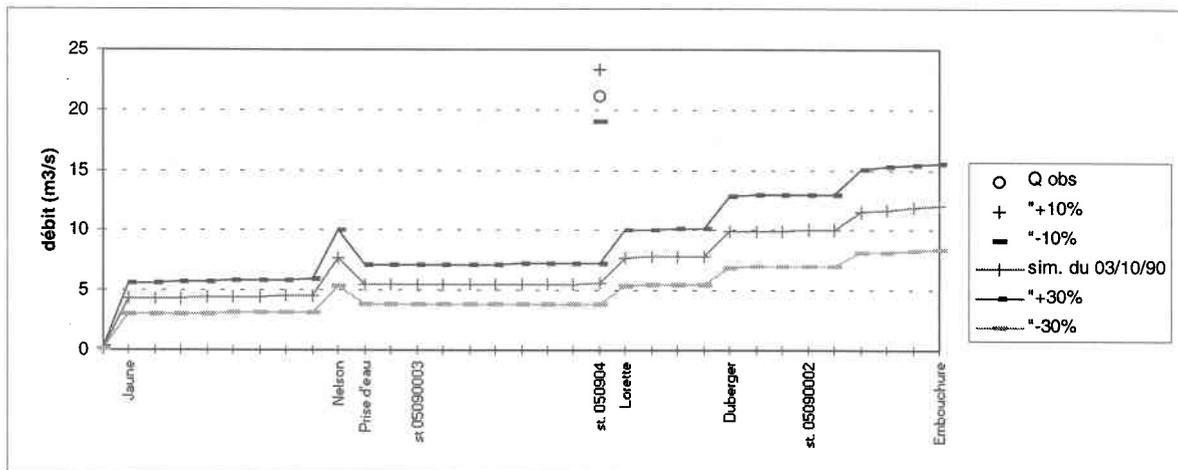


Figure F.4 Débit simulé avec Qual2e (sim.) le long de la rivière Saint-Charles en date du 03/10/90 à plus ou moins 30%. Comparaison avec la valeur observée à la station 050904 à plus ou moins dix %

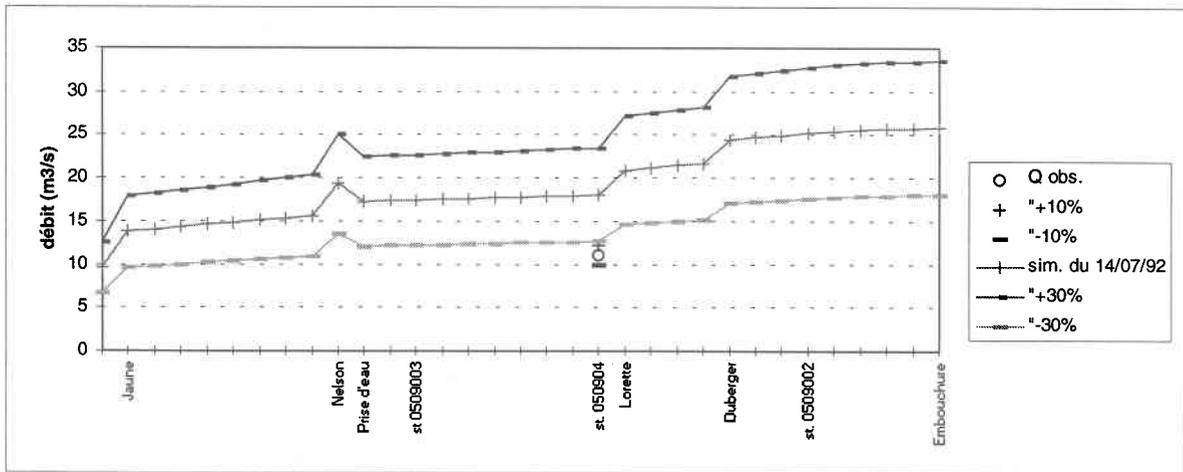


Figure F.5 Débit simulé avec Qual2e (sim.) le long de la rivière Saint-Charles en date du 14/07/92 à plus ou moins 30%. Comparaison avec la valeur observée à la station 050904 à plus ou moins dix %

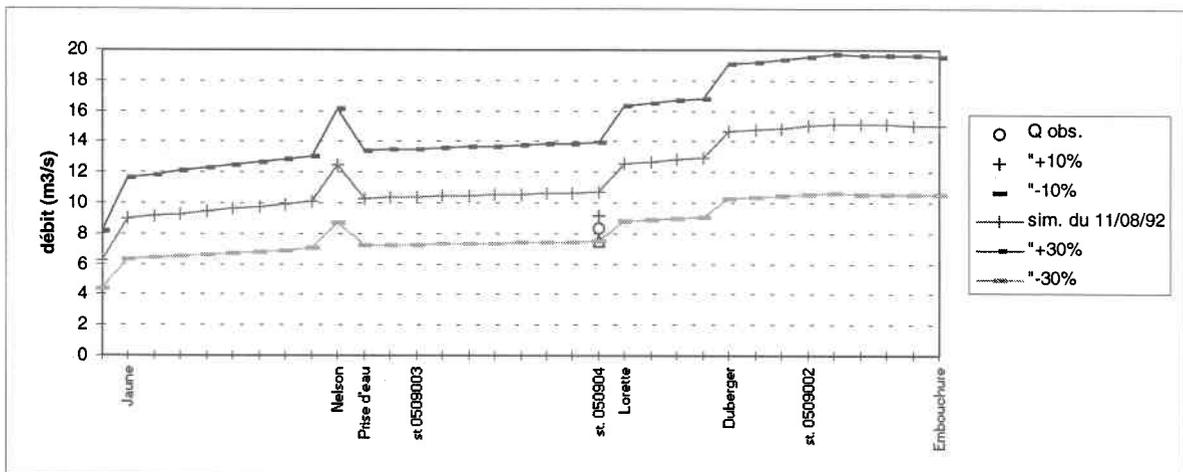


Figure F.6 Débit simulé avec Qual2e (sim.) le long de la rivière Saint-Charles en date du 11/08/92 à plus ou moins 30%. Comparaison avec la valeur observée à la station 050904 à plus ou moins dix %

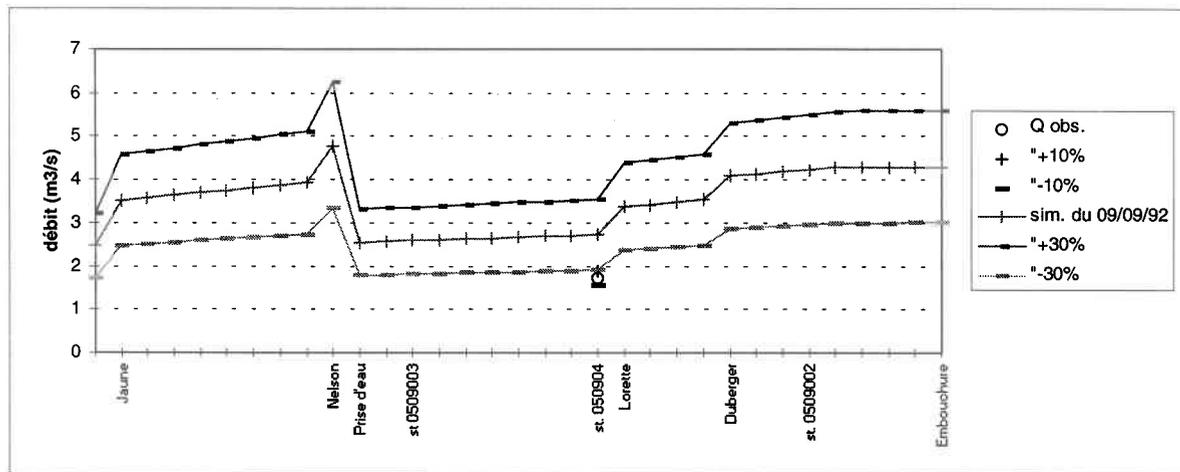


Figure F.7 Débit simulé avec Qual2e (sim.) le long de la rivière Saint-Charles en date du 09/09/92 à plus ou moins 30%. Comparaison avec la valeur observée à la station 050904 à plus ou moins dix %

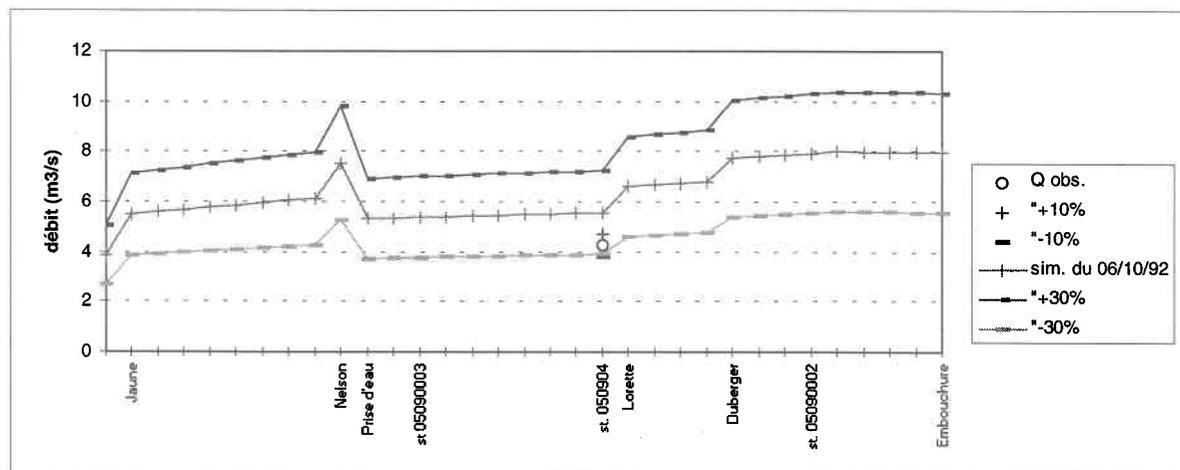


Figure F.8 Débit simulé avec Qual2e (sim.) le long de la rivière Saint-Charles en date du 6/06/92 à plus ou moins 30%. Comparaison avec la valeur observée à la station 050904 à plus ou moins dix %

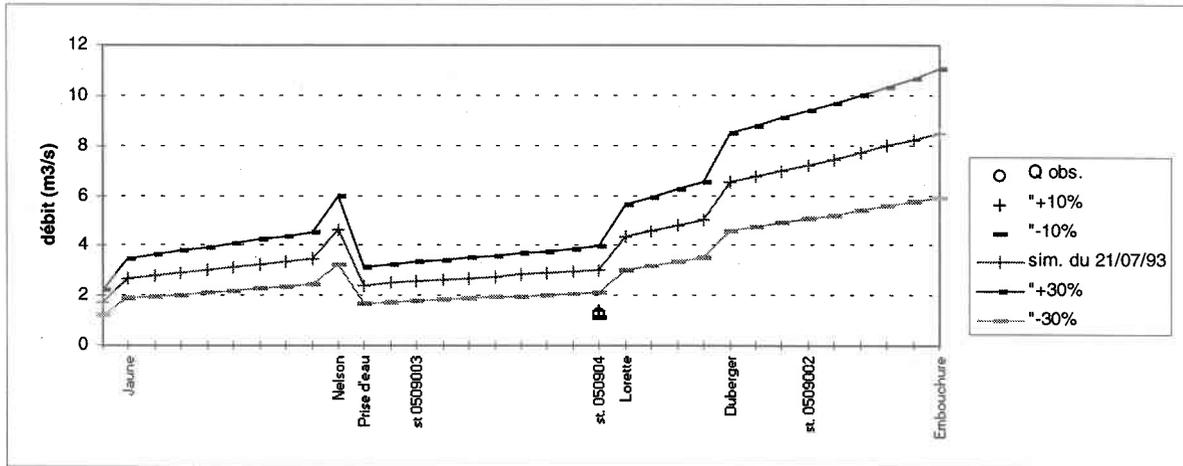


Figure F.9 Débit simulé avec Qual2e (sim.) le long de la rivière Saint-Charles en date du 21/07/93 à plus ou moins 30%. Comparaison avec la valeur observée à la station 050904 à plus ou moins dix %

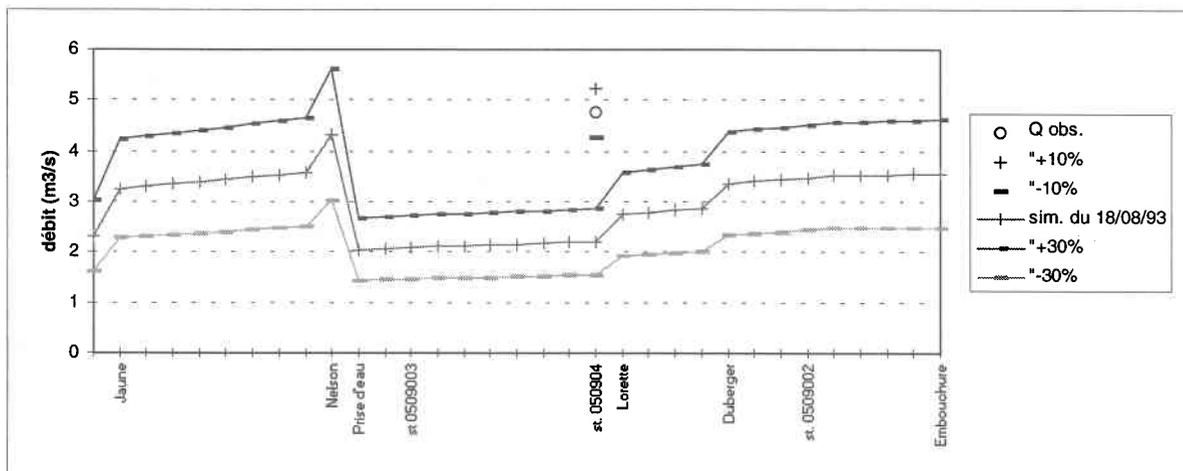


Figure F.10 Débit simulé avec Qual2e (sim.) le long de la rivière Saint-Charles en date du 18/08/93 à plus ou moins 30%. Comparaison avec la valeur observée à la station 050904 à plus ou moins dix %

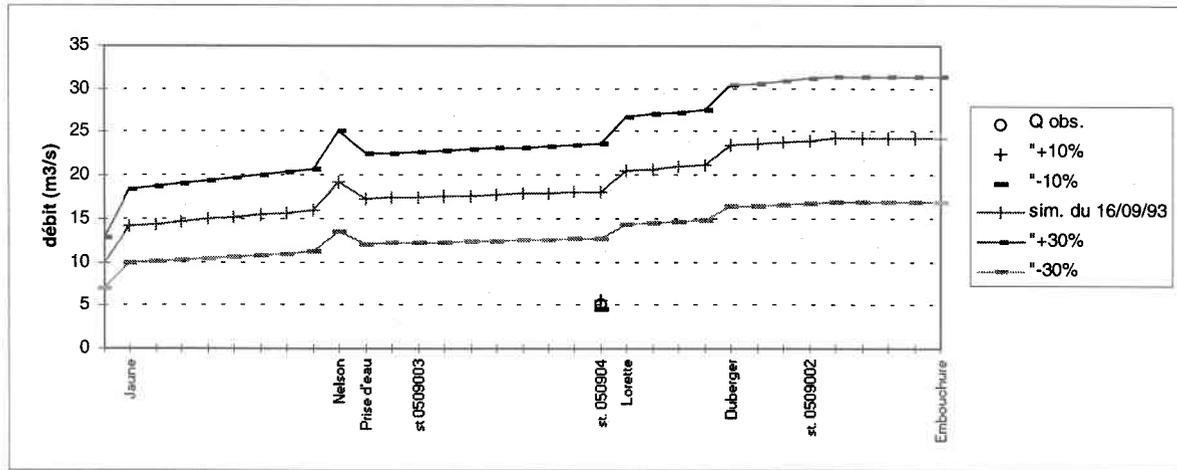


Figure F.11 Débit simulé avec Qual2e (sim.) le long de la rivière Saint-Charles en date du 16/09/93 à plus ou moins 30%. Comparaison avec la valeur observée à la station 050904 à plus ou moins dix %

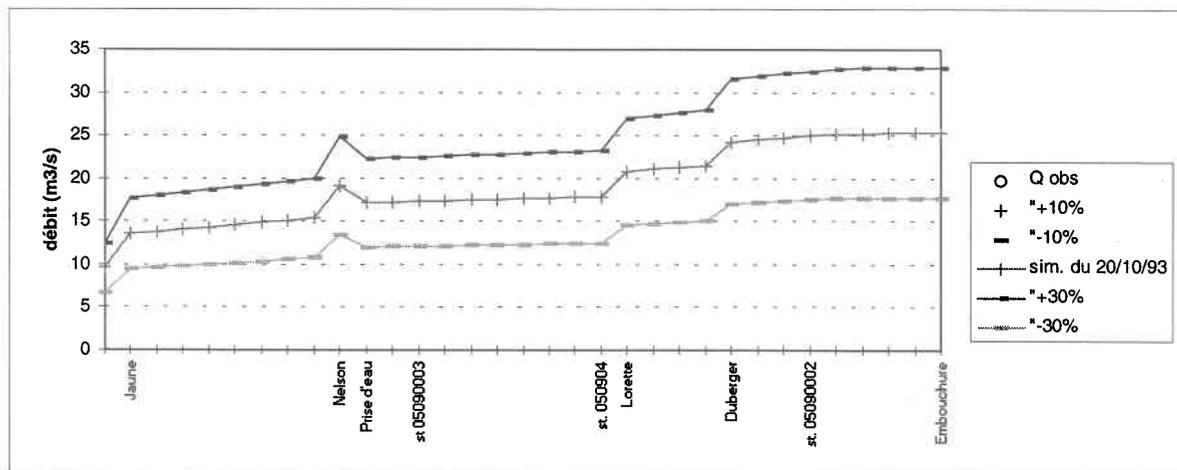
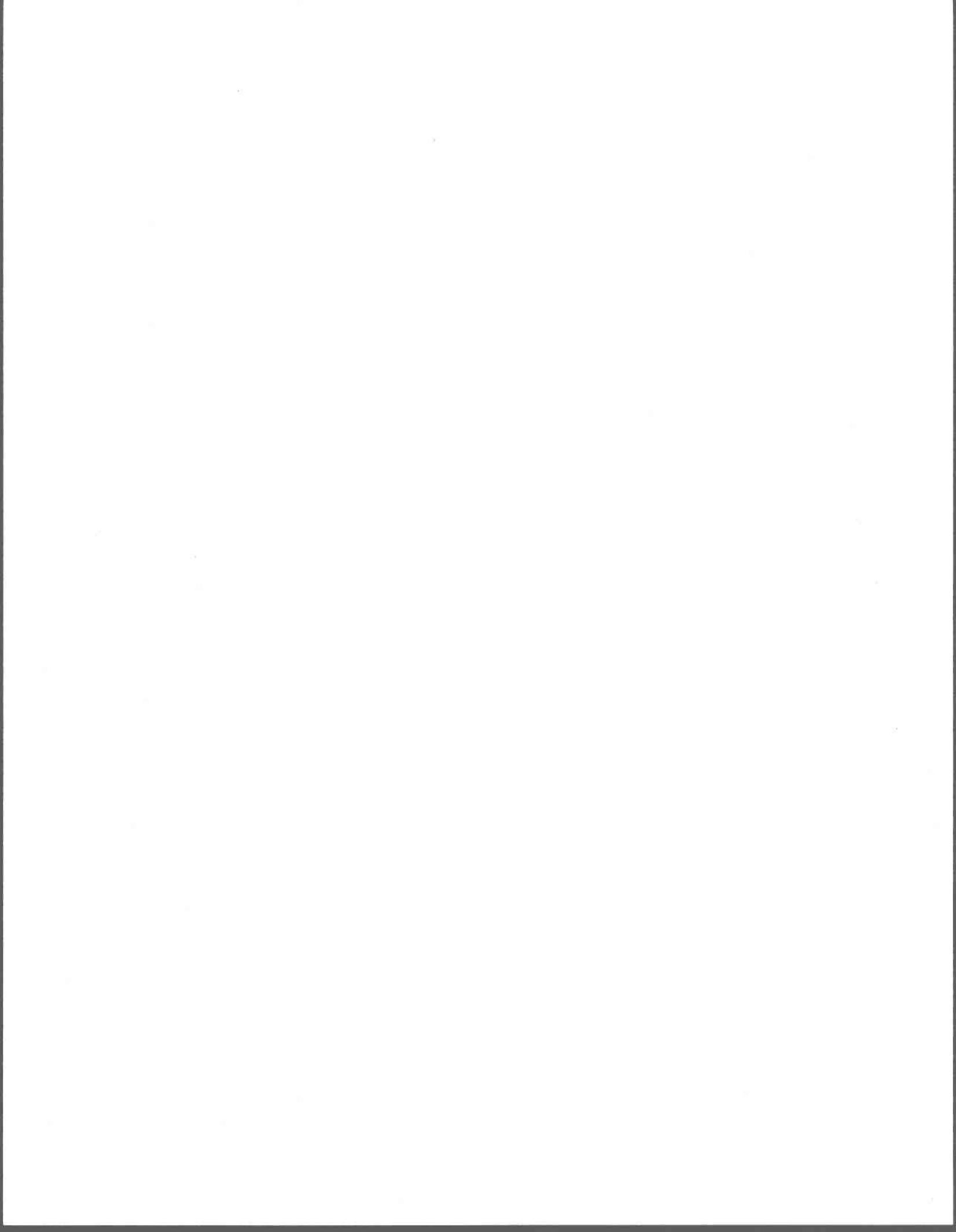


Figure F.12 Débit simulé avec Qual2e (sim.) le long de la rivière Saint-Charles en date du 20/10/93 à plus ou moins 30%. Comparaison avec la valeur observée à la station 050904 à plus ou moins dix %

**ANNEXE G: RÉSULTATS DES SIMULATIONS DES
COLIFORMES FÉCAUX ET LA DBO AVEC QUAL2E**



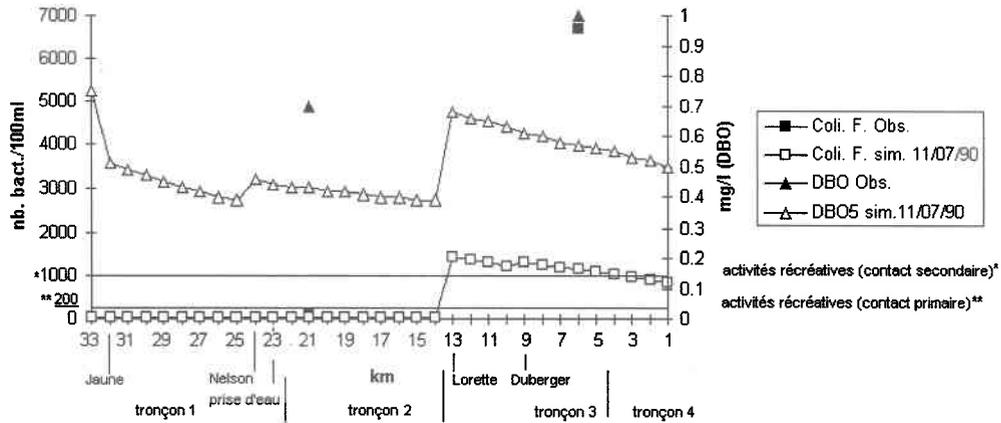


Figure G.1 Résultats des simulations (sim.) des coliformes fécaux (Coli. F.), de la demande biochimique en oxygène (DBO) du 11/07/1990 et comparaison avec les valeurs observées (obs.) ainsi que les normes de qualité.

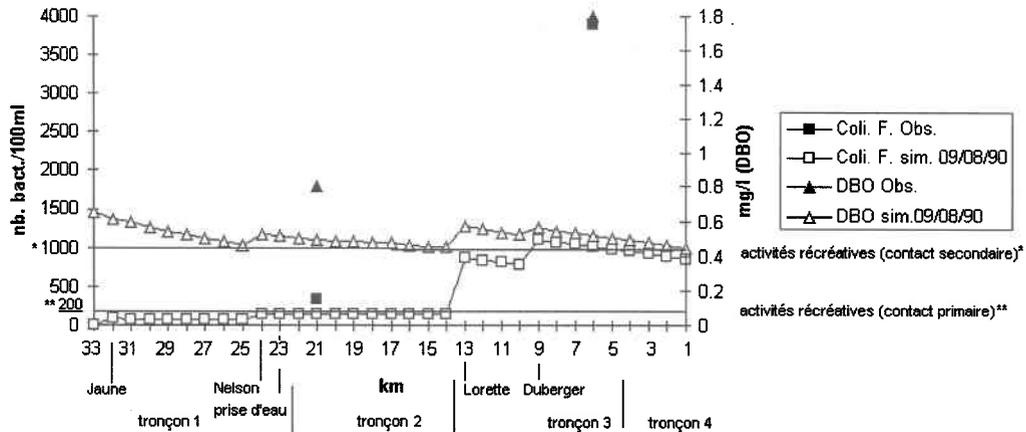


Figure G.2 Résultats des simulations (sim.) des coliformes fécaux (Coli. F.), de la demande biochimique en oxygène (DBO) du 09/08/1990 et comparaison avec les valeurs observées (obs.) ainsi que les normes de qualité.

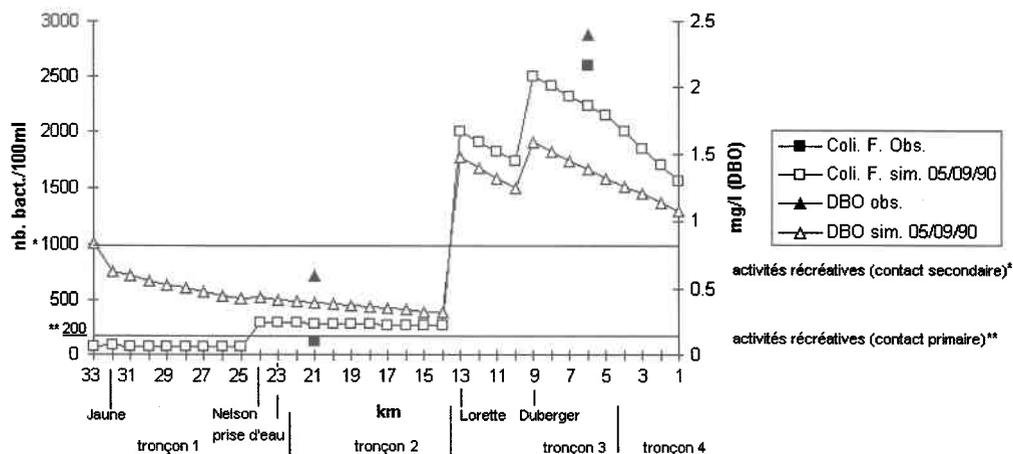


Figure G.3 Résultats des simulations (sim.) des coliformes fécaux (Coli. F.), de la demande biochimique en oxygène (DBO) du 05/09/1993 et comparaison avec les valeurs observées (obs.) ainsi que les normes de qualité.

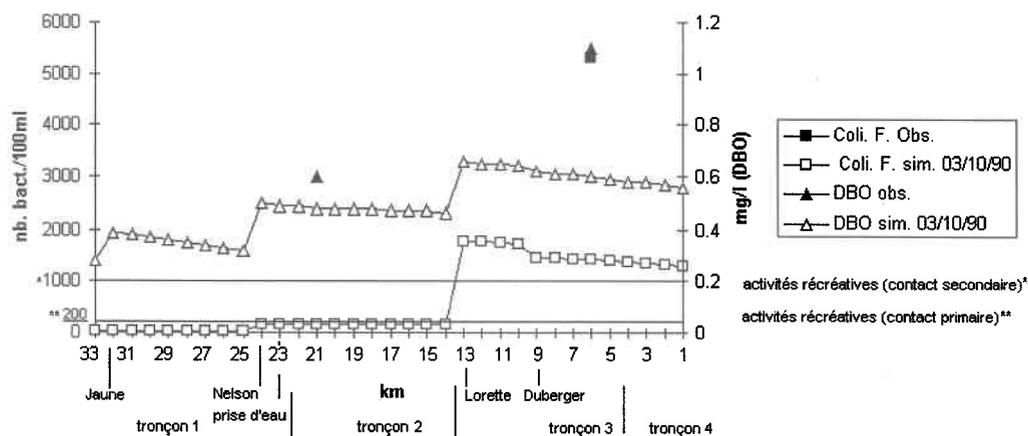


Figure G.4 Résultats des simulations (sim.) des coliformes fécaux (Coli. F.), de la demande biochimique en oxygène (DBO) du 03/10/1993 et comparaison avec les valeurs observées (obs.) ainsi que les normes de qualité.

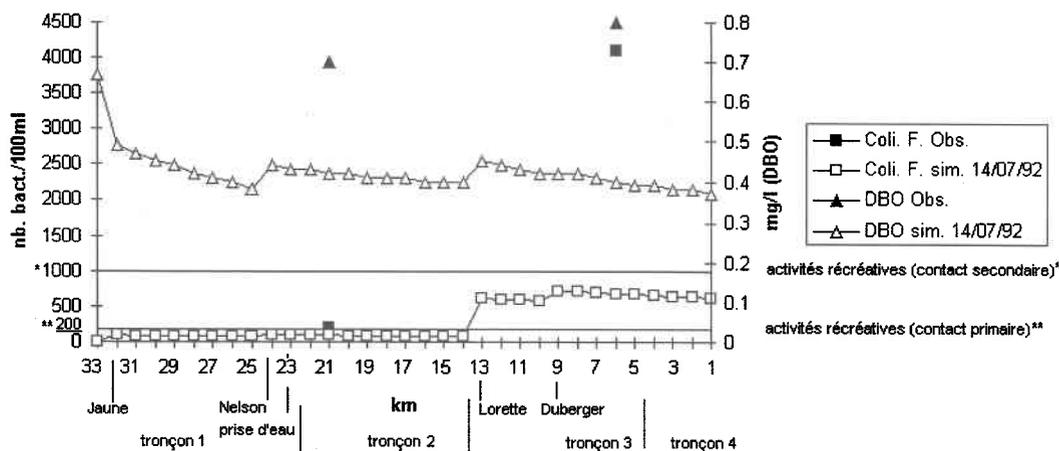


Figure G.5 Résultats des simulations (sim.) des coliformes fécaux (Coli. F.), de la demande biochimique en oxygène (DBO) du 14/07/1992 et comparaison avec les valeurs observées (obs.) ainsi que les normes de qualité.

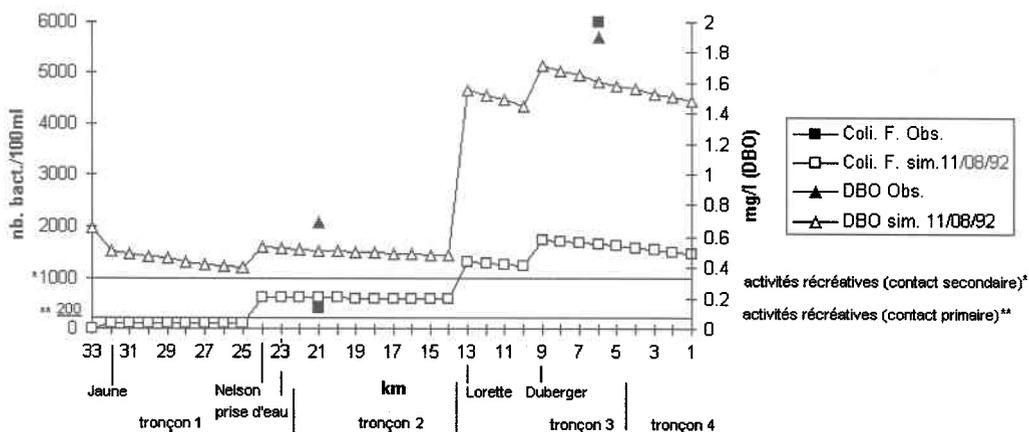


Figure G.6 Résultats des simulations (sim.) des coliformes fécaux (Coli. F.), de la demande biochimique en oxygène (DBO) du 11/08/1992 et comparaison avec les valeurs observées (obs.) ainsi que les normes de qualité.

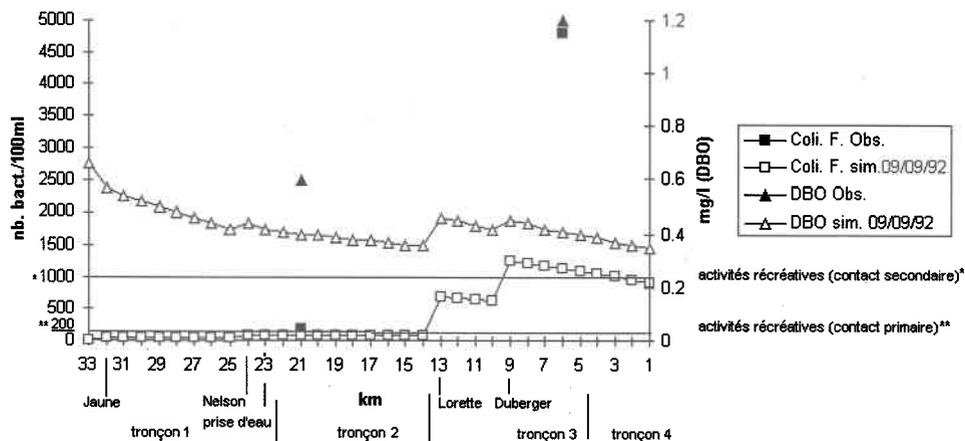


Figure G.7 Résultats des simulations (sim.) des coliformes fécaux (Coli. F.), de la demande biochimique en oxygène (DBO) du 09/09/1992 et comparaison avec les valeurs observées (obs.) ainsi que les normes de qualité.

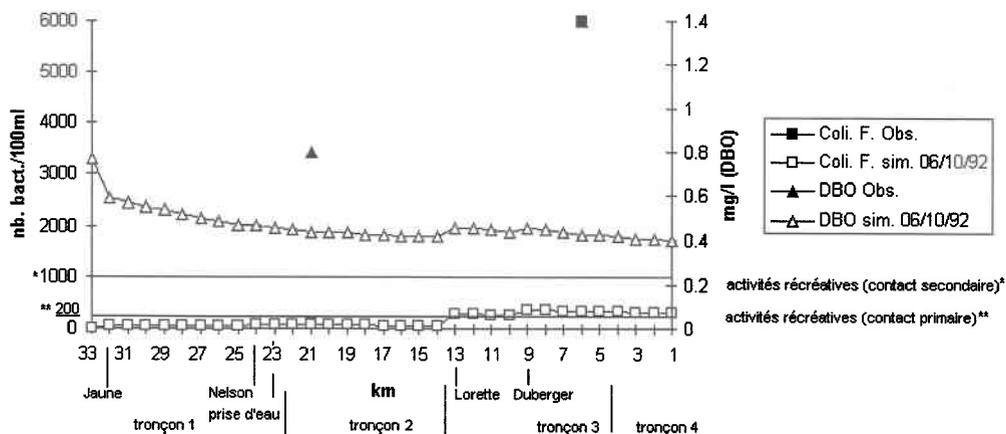


Figure G.8 Résultats des simulations (sim.) des coliformes fécaux (Coli. F.), de la demande biochimique en oxygène (DBO) du 06/10/1993 et comparaison avec les valeurs observées (obs.) ainsi que les normes de qualité.

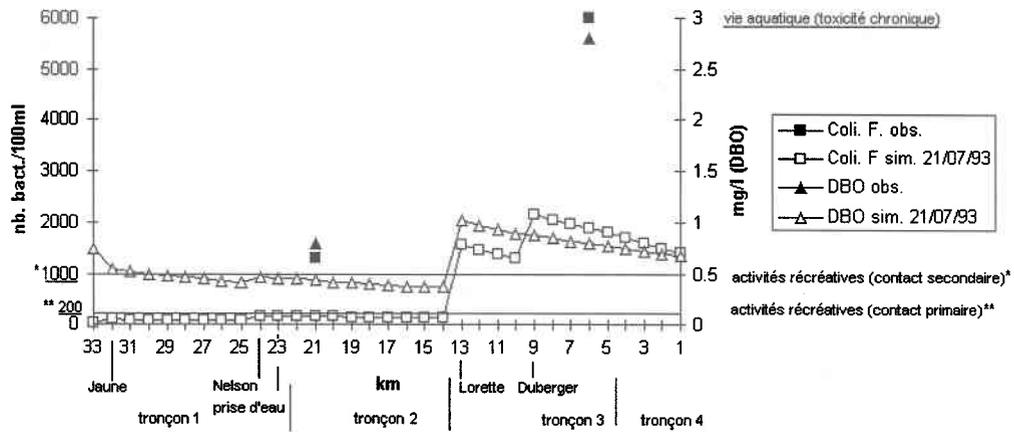


Figure G.9 Résultats des simulations (sim.) des coliformes fécaux (Coli. F.), de la demande biochimique en oxygène (DBO) du 21/07/1993 et comparaison avec les valeurs observées (obs.) ainsi que les normes de qualité.

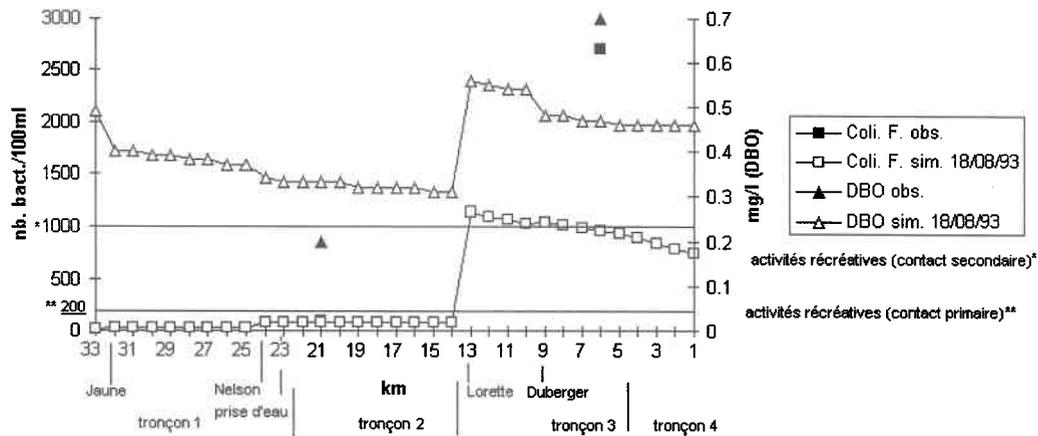


Figure G.10 Résultats des simulations (sim.) des coliformes fécaux (Coli. F.), de la demande biochimique en oxygène (DBO) du 18/08/1993 et comparaison avec les valeurs observées (obs.) ainsi que les normes de qualité.

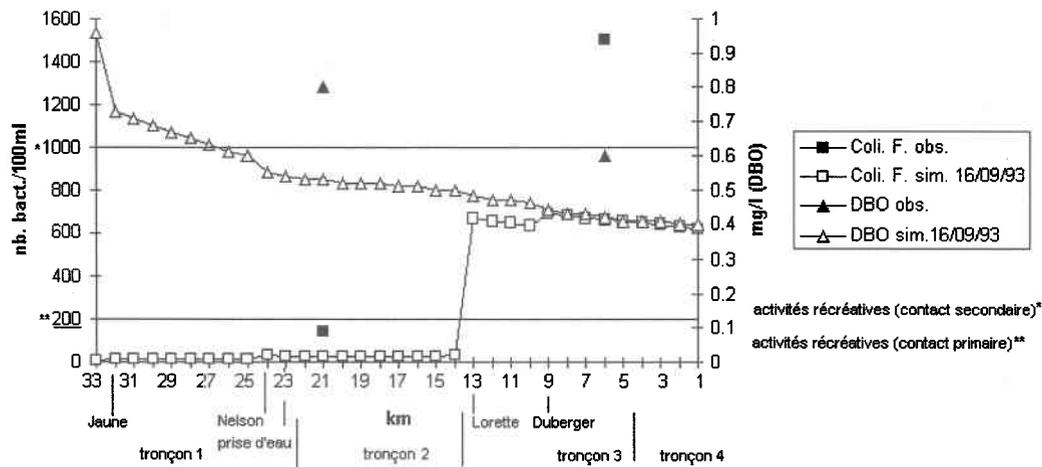


Figure G.11 Résultats des simulations (sim.) des coliformes fécaux (Coli. F.), de la demande biochimique en oxygène (DBO) du 15/09/1993 et comparaison avec les valeurs observées (obs.) ainsi que les normes de qualité.

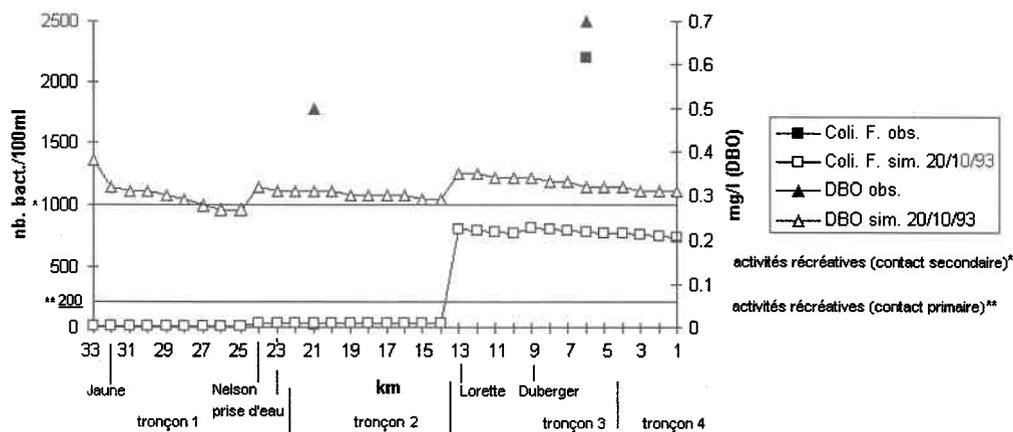


Figure G.12 Résultats des simulations (sim.) des coliformes fécaux (Coli. F.), de la demande biochimique en oxygène (DBO) du 20/10/1993 et comparaison avec les valeurs observées (obs.) ainsi que les normes de qualité.

**ANNEXE H: CALCULS DES CHARGES
POLLUANTES (COLIFORMES FÉCAUX ET DBO)
AUX AJOUTS 1 ET 2 ÉFFECTUÉS À PARTIR DE LA
CAMPAGNE FAITE PAR BPR EN 1982.**

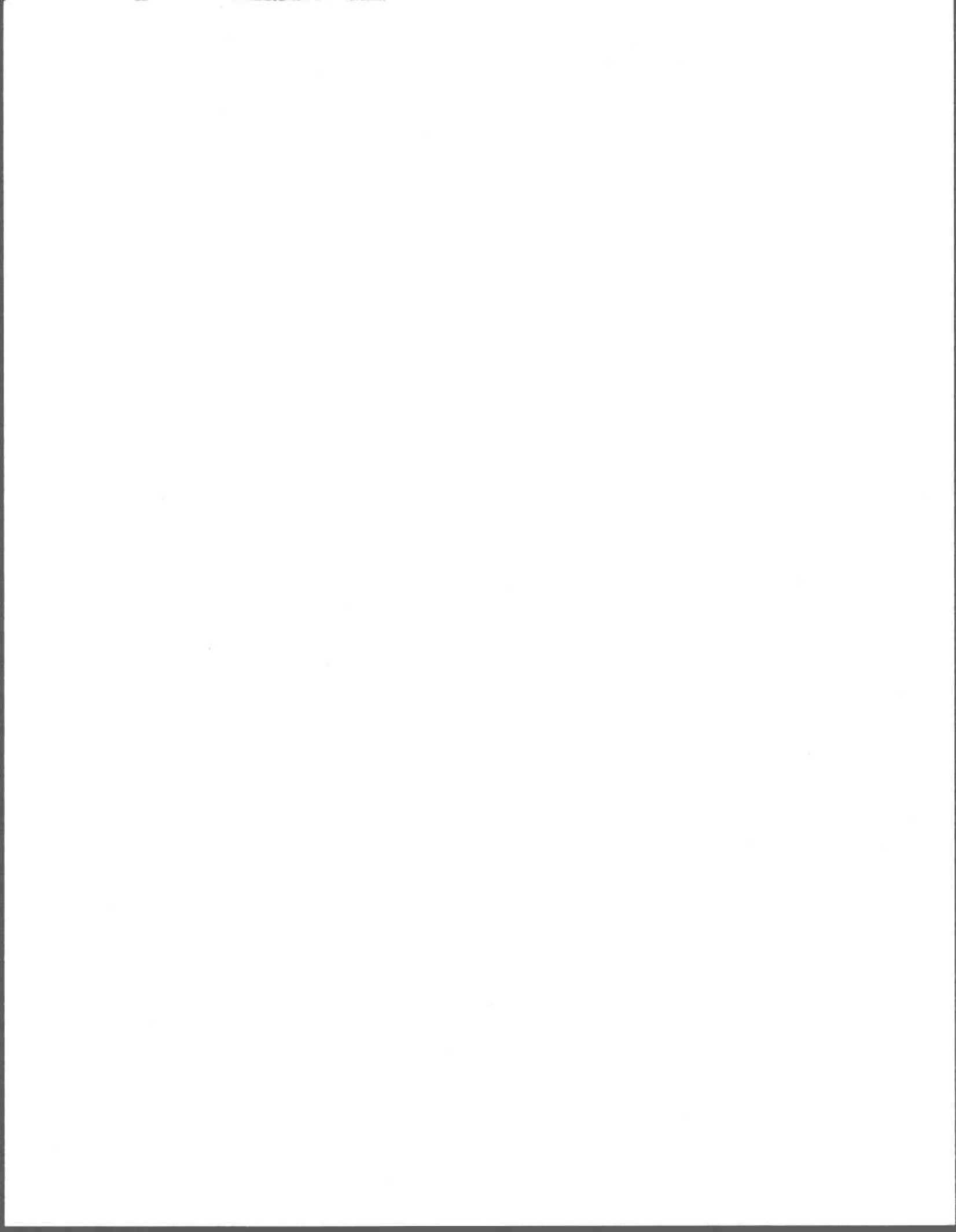


Tableau H.1. Débit et concentrations (Coliformes et DBO) avant précipitation dans le réseau d'égout de cinq bassins de la CUQ. La DBO a été estimée à partir de la DCO suivant le rapport DBO/DCO=0.66 souvent observée dans des eaux usées urbaine facilement dégradables (Degremont 1989).

# bassin		16/06/82	21/06/82	22/06/82	29/06/82	7/07/82	28/07/82	25/08/82	Moyenne
2	Q (m3/s)	0.03	0.10	0.03	0.14	0.61	1.09	0.03	0.29
	Coli. F.	250000	10300000	2000000	86000	21000	500000	33400000	6651000
	DCO	64.00	217.00	706.00	55.00	474.00	60.00	319.00	270.71
7	DBO (DCO*2/3)	42.67	144.67	470.67	36.67	316.00	40.00	212.67	180.48
	Q (m3/s)	0.10	0.24	0.08	0.22	0.40	0.10	0.09	0.17
	Coli. F.	440000	4300000	2600000	2260000	81000	450000	38600000	6961571.43
11	DCO	82.00	205.00	528.00	52.00	291.00	292.00	267.00	245.29
	DBO (DCO*2/3)	54.67	136.67	352.00	34.67	194.00	194.67	178.00	163.52
	Q (m3/s)	0.09	0.21	0.06	0.06	0.02	1.44	0.07	0.28
12	Coli. F.	93000	3200000	680000	93000	9200	640000	9500000	2030742.86
	DCO	43.00	123.00	93.00	95.00	59.00	133.00	196.00	106.00
	DBO (DCO*2/3)	28.67	82.00	62.00	63.33	39.33	88.67	130.67	70.67
14	Q (m3/s)	0.16	0.48	0.07	0.27	0.24	0.20	0.15	0.22
	Coli. F.	56000	3800000	2700000	8300000	99000	18000	28000000	6139000
	DCO	71.00	245.00	274.00	74.00	474.00	66.00	313.00	216.71
14	DBO (DCO*2/3)	47.33	163.33	182.67	49.33	316.00	44.00	208.67	144.48
	Q (m3/s)	0.03	0.12	0.06	0.05	0.08	0.11	0.03	0.07
	Coli. F.	17000	1140000	990000	210000	85000	12000	6400000	1264857.14
	DCO	54.00	249.00	290.00	75.00	854.00	105.00	314.00	277.29
	DBO (DCO*2/3)	36.00	166.00	193.33	50.00	569.33	70.00	209.33	184.86

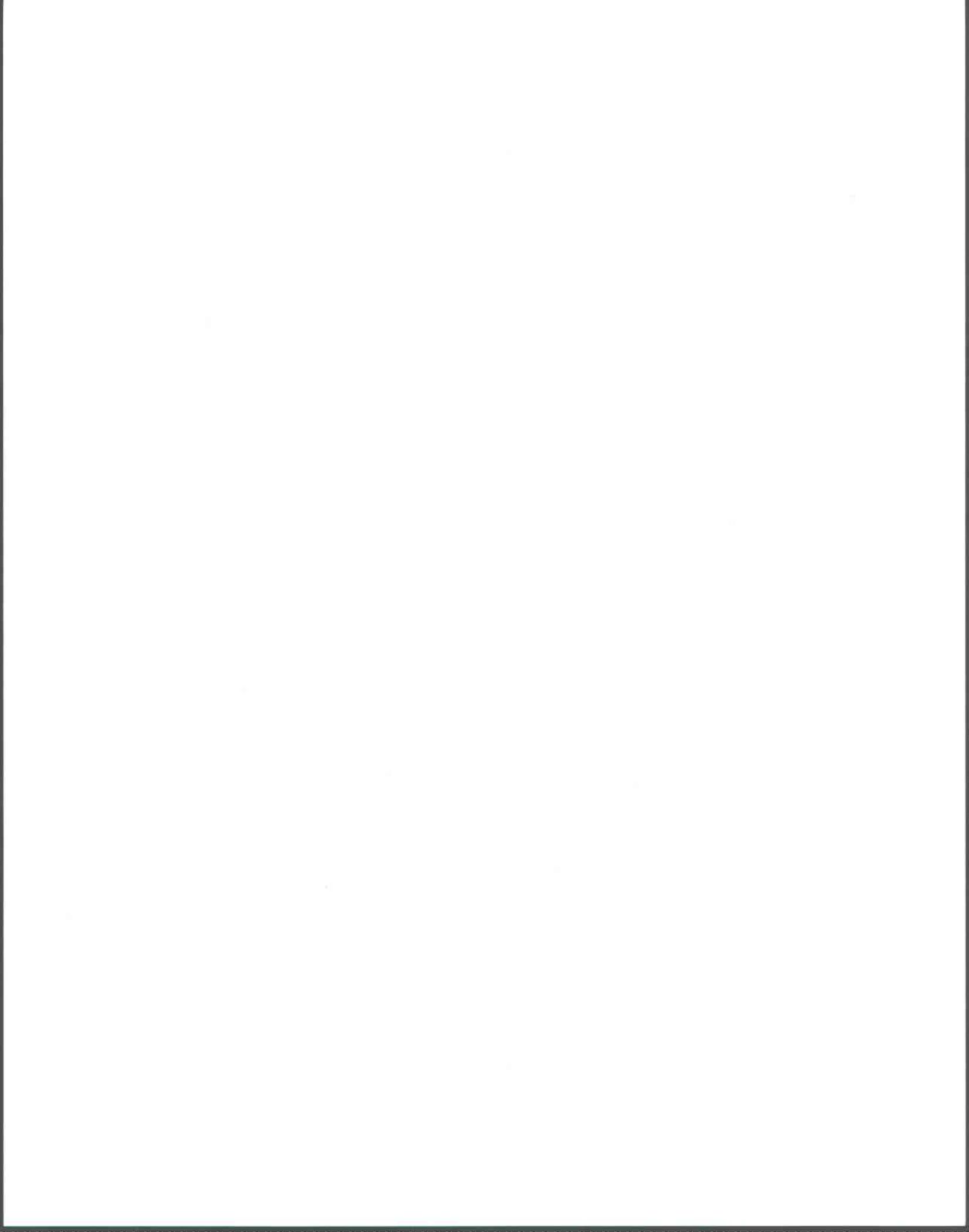
Tableau H.2 Calcul du débit et des concentrations (Coliformes fécaux et DBO) de temps sec pour les ajouts 1 et 2.

	bassin 2	bassin 7	bassin 11	bassin 12	bassin 14	Moyenne
Qmoy (m3/s)	0.29	0.17	0.28	0.22	0.07	0.21
Coli. F.moy	6651000.00	6961571.43	2030742.86	6139000.00	1264857.14	4609434.29
DCOmoy	270.71	245.29	106.00	216.71	277.29	223.20
DBOmoy	180.48	163.52	70.67	144.48	184.86	148.80

Référence de l'annexe H

Degrémont (1989). Memento technique de l'eau. Édition du cinquantenaire, 9^{ème} édition, Tome 1. 592 pages.

**ANNEXE I: RÉSULTATS DES SIMULATIONS ISSUS
DES CINQ SCÉNARIOS POUR LES COLIFORMES
FÉCAUX AVEC QUAL2E**



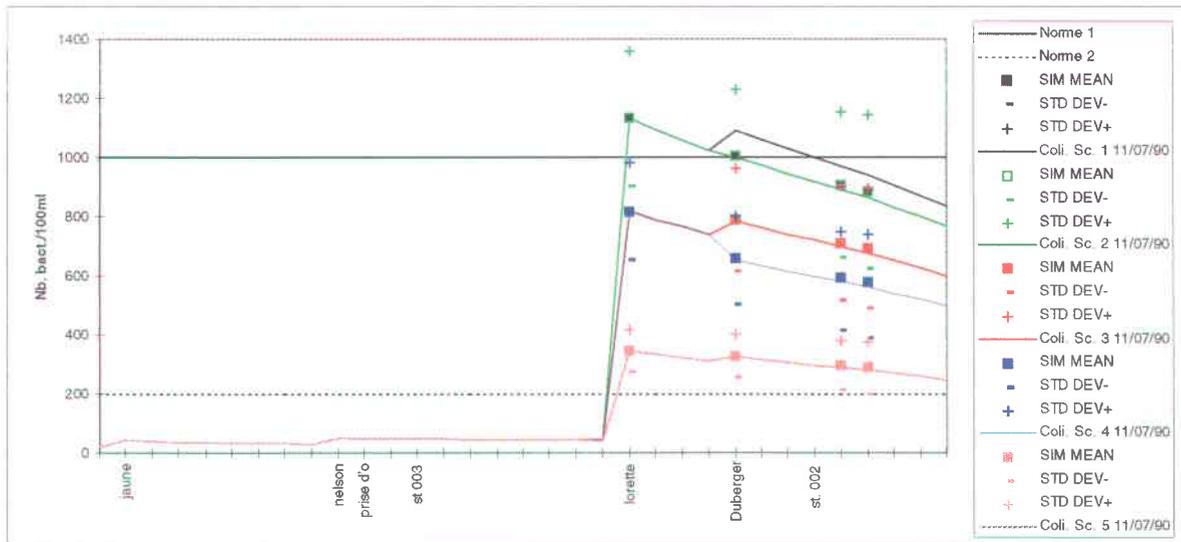


Figure I.1 Résultats des cinq scénarios simulés pour les coliformes fécaux (Coli. Sc 1 pour scénario 1 etc.) du 11/07/1990 et comparaison avec les normes de qualité (norme 1 concerne celle de 1000 col./100ml pour les activités récréatives secondaires et norme 2 celle de 200 col./100ml pour les activités récréatives primaires). Sim mean est la moyenne des simulations issues de l'analyse de sensibilité. Cette valeur moyenne plus ou moins une fois l'écart type (STD DEV+ et STD DEV-), issus des 3000 simulations Monte Carlo, donne un intervalle de confiance à 75% près pour 4 segments en aval.

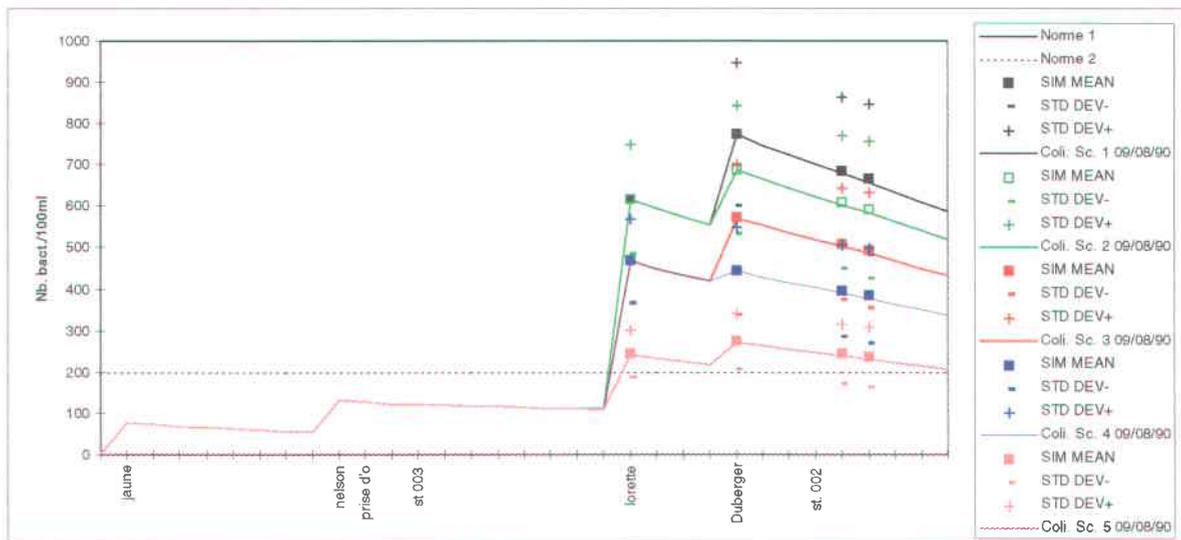


Figure I.2 Résultats des cinq scénarios simulés pour les coliformes fécaux (Coli. Sc 1 pour scénario 1 etc.) du 08/09/1990 et comparaison avec les normes de qualité (norme 1 concerne celle de 1000 col./100ml pour les activités récréatives secondaires et norme 2 celle de 200 col./100ml pour les activités récréatives primaires). Sim mean est la moyenne des simulations issues de l'analyse de sensibilité. Cette valeur moyenne plus ou moins une fois l'écart type (STD DEV+ et STD DEV-), issus des 3000 simulations Monte Carlo, donne un intervalle de confiance à 75% près pour 4 segments en aval.

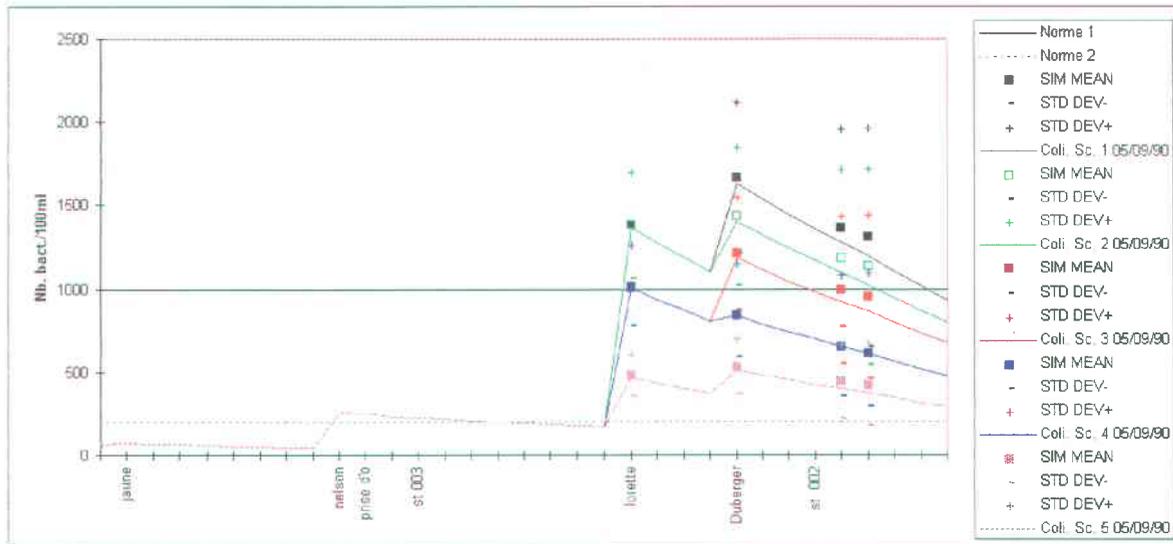


Figure I.3 Résultats des cinq scénarios simulés pour les coliformes fécaux (Coli. Sc 1 pour scénario 1 etc.) du 05/09/1990 et comparaison avec les normes de qualité (norme 1 concerne celle de 1000 col./100ml pour les activités récréatives secondaires et norme 2 celle de 200 col./100ml pour les activités récréatives primaires). Sim mean est la moyenne des simulations issues de l'analyse de sensibilité. Cette valeur moyenne plus ou moins une fois l'écart type (STD DEV+ et STD DEV-), issus des 3000 simulations Monte Carlo, donne un intervalle de confiance à 75% près pour 4 segments en aval.

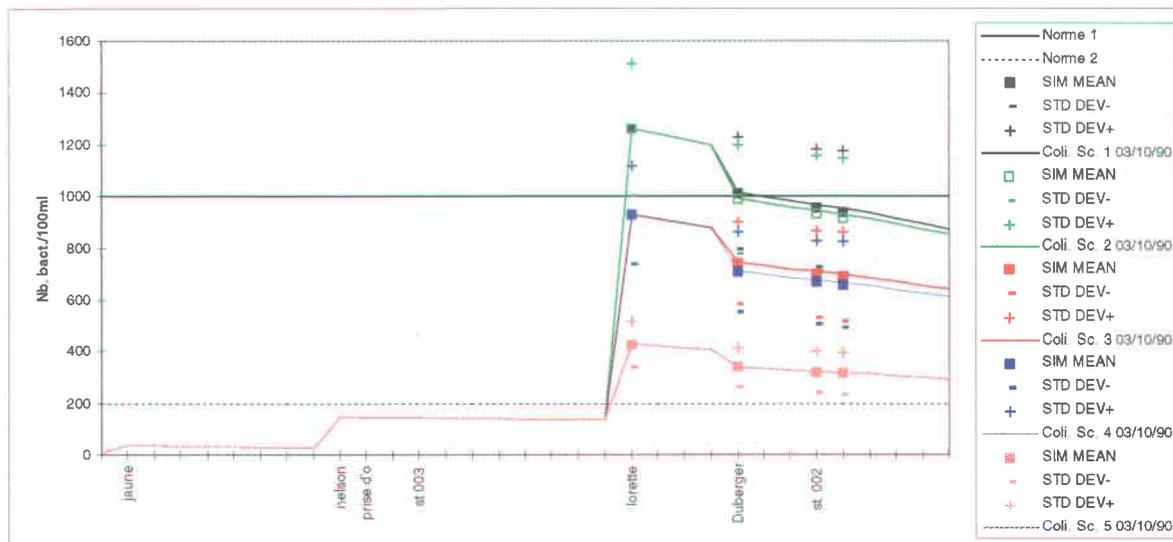


Figure I.4 Résultats des cinq scénarios simulés pour les coliformes fécaux (Coli. Sc 1 pour scénario 1 etc.) du 03/10/1990 et comparaison avec les normes de qualité (norme 1 concerne celle de 1000 col./100ml pour les activités récréatives secondaires et norme 2 celle de 200 col./100ml pour les activités récréatives primaires). Sim mean est la moyenne des simulations issues de l'analyse de sensibilité. Cette valeur moyenne plus ou moins une fois l'écart type (STD DEV+ et STD DEV-), issus des 3000 simulations Monte Carlo, donne un intervalle de confiance à 75% près pour 4 segments en aval.

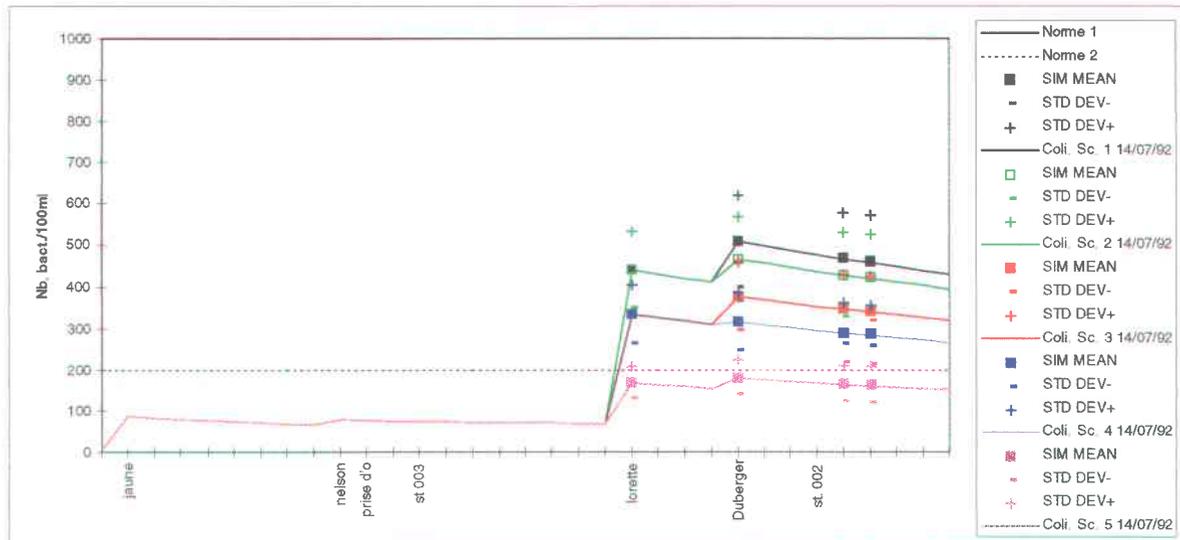


Figure I.5 Résultats des cinq scénarios simulés pour les coliformes fécaux (Coli. Sc 1 pour scénario 1 etc.) du 14/07/1992 et comparaison avec les normes de qualité (norme 1 concerne celle de 1000 col./100ml pour les activités récréatives secondaires et norme 2 celle de 200 col./100ml pour les activités récréatives primaires). Sim mean est la moyenne des simulations issues de l'analyse de sensibilité. Cette valeur moyenne plus ou moins une fois l'écart type (STD DEV+ et STD DEV-), issus des 3000 simulations Monte Carlo, donne un intervalle de confiance à 75% près pour 4 segments en aval.

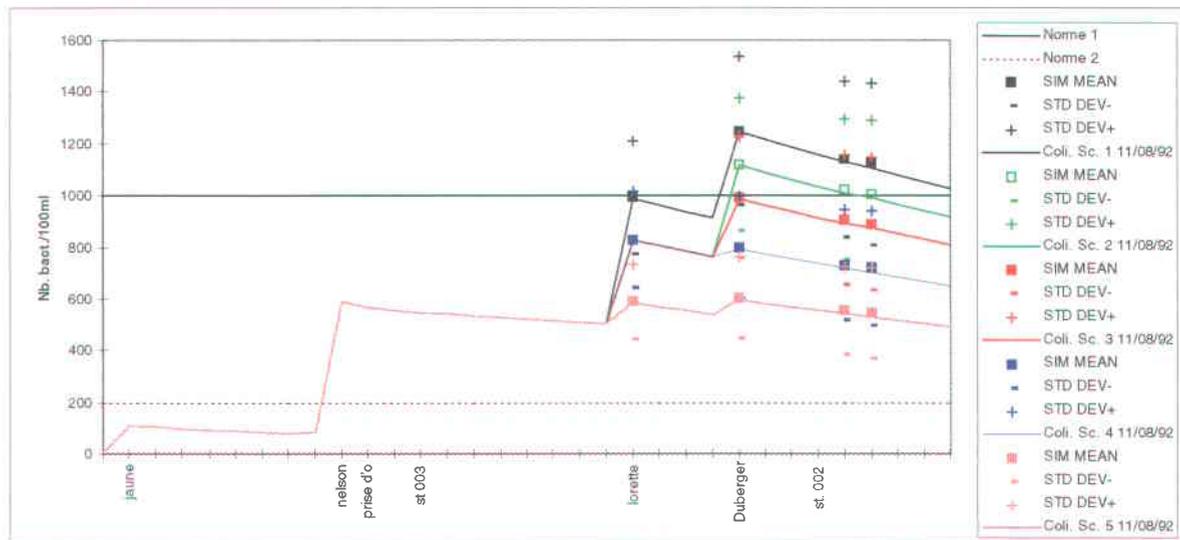


Figure I.6 Résultats des cinq scénarios simulés pour les coliformes fécaux (Coli. Sc 1 pour scénario 1 etc.) du 11/08/1992 et comparaison avec les normes de qualité (norme 1 concerne celle de 1000 col./100ml pour les activités récréatives secondaires et norme 2 celle de 200 col./100ml pour les activités récréatives primaires). Sim mean est la moyenne des simulations issues de l'analyse de sensibilité. Cette valeur moyenne plus ou moins une fois l'écart type (STD DEV+ et STD DEV-), issus des 3000 simulations Monte Carlo, donne un intervalle de confiance à 75% près pour 4 segments en aval.

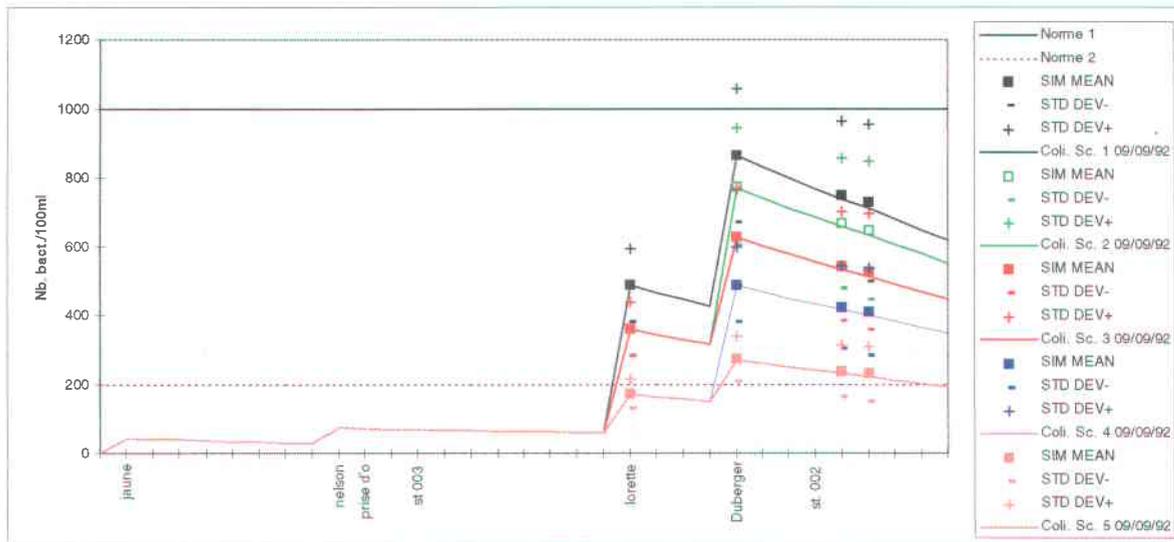


Figure I.7 Résultats des cinq scénarios simulés pour les coliformes fécaux (Coli. Sc 1 pour scénario 1 etc.) du 09/09/1992 et comparaison avec les normes de qualité (norme 1 concerne celle de 1000 col./100ml pour les activités récréatives secondaires et norme 2 celle de 200 col./100ml pour les activités récréatives primaires). Sim mean est la moyenne des simulations issues de l'analyse de sensibilité. Cette valeur moyenne plus ou moins une fois l'écart type (STD DEV+ et STD DEV-), issus des 3000 simulations Monte Carlo, donne un intervalle de confiance à 75% près pour 4 segments en aval.

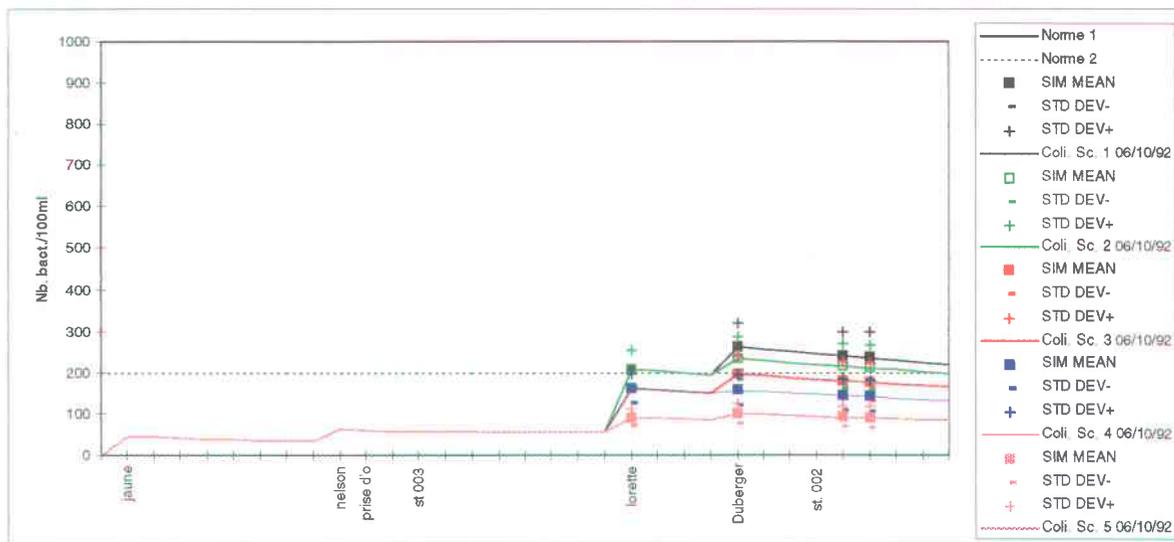


Figure I.8 Résultats des cinq scénarios simulés pour les coliformes fécaux (Coli. Sc 1 pour scénario 1 etc.) du 06/10/1992 et comparaison avec les normes de qualité (norme 1 concerne celle de 1000 col./100ml pour les activités récréatives secondaires et norme 2 celle de 200 col./100ml pour les activités récréatives primaires). Sim mean est la moyenne des simulations issues de l'analyse de sensibilité. Cette valeur moyenne plus ou moins une fois l'écart type (STD DEV+ et STD DEV-), issus des 3000 simulations Monte Carlo, donne un intervalle de confiance à 75% près pour 4 segments en aval.

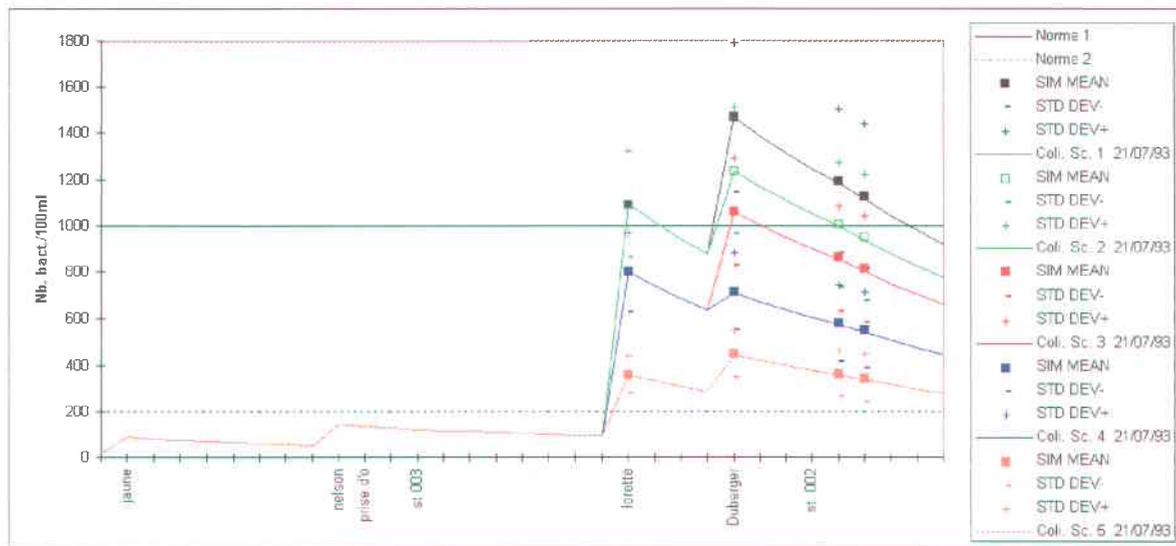


Figure I.9 Résultats des cinq scénarios simulés pour les coliformes fécaux (Coli. Sc 1 pour scénario 1 etc.) du 21/07/1993 et comparaison avec les normes de qualité (norme 1 concerne celle de 1000 col./100ml pour les activités récréatives secondaires et norme 2 celle de 200 col./100ml pour les activités récréatives primaires). Sim mean est la moyenne des simulations issues de l'analyse de sensibilité. Cette valeur moyenne plus ou moins une fois l'écart type (STD DEV+ et STD DEV-), issus des 3000 simulations Monte Carlo, donne un intervalle de confiance à 75% près pour 4 segments en aval.

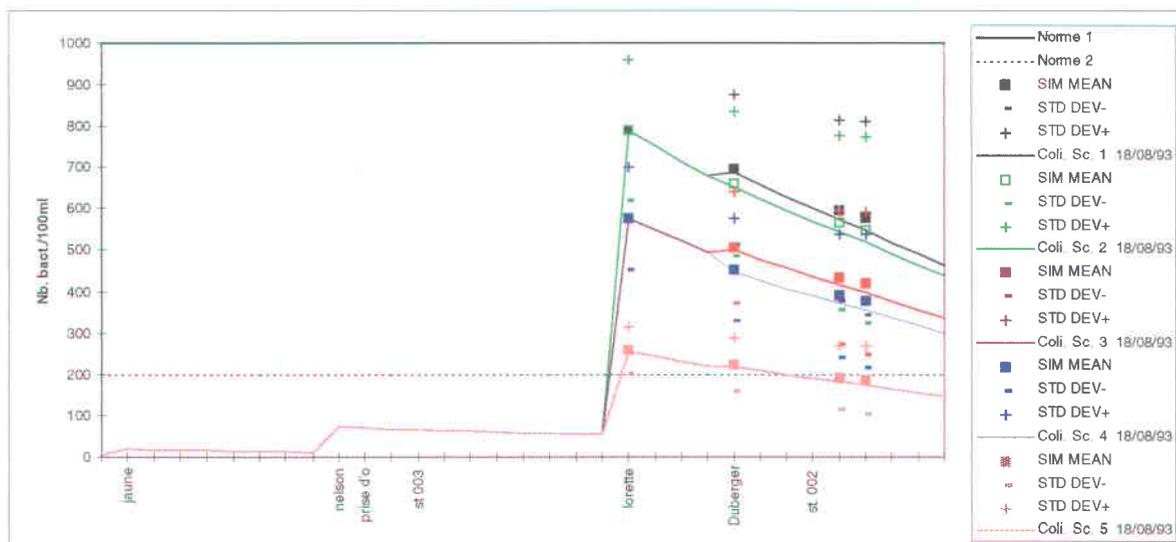


Figure I.10 Résultats des cinq scénarios simulés pour les coliformes fécaux (Coli. Sc 1 pour scénario 1 etc.) du 18/08/1993 et comparaison avec les normes de qualité (norme 1 concerne celle de 1000 col./100ml pour les activités récréatives secondaires et norme 2 celle de 200 col./100ml pour les activités récréatives primaires). Sim mean est la moyenne des simulations issues de l'analyse de sensibilité. Cette valeur moyenne plus ou moins une fois l'écart type (STD DEV+ et STD DEV-), issus des 3000 simulations Monte Carlo, donne un intervalle de confiance à 75% près pour 4 segments en aval.

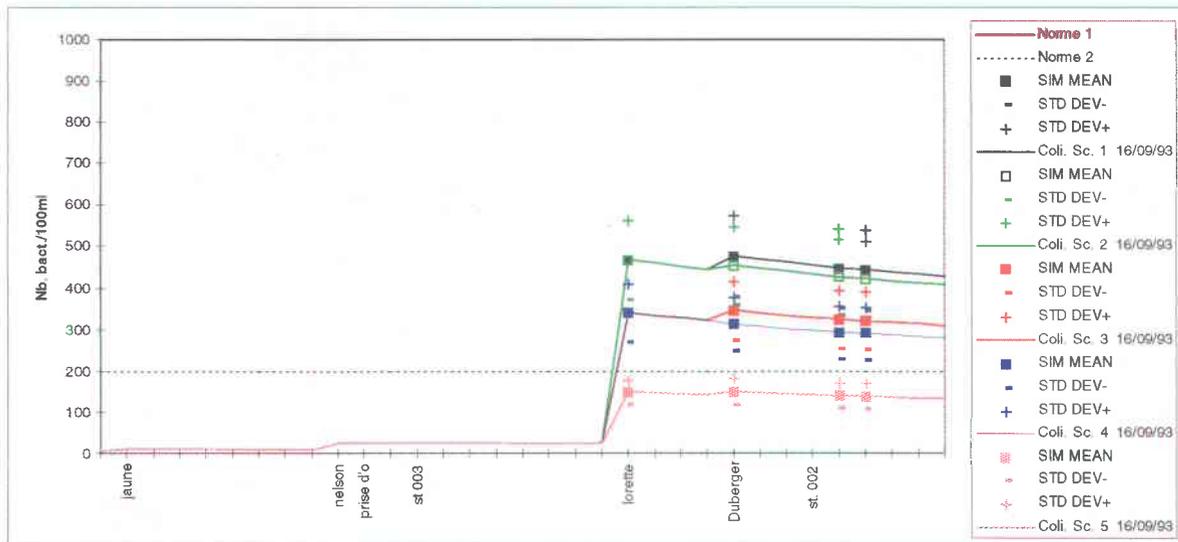


Figure I.11 Résultats des cinq scénarios simulés pour les coliformes fécaux (Coli. Sc 1 pour scénario 1 etc.) du 16/09/1993 et comparaison avec les normes de qualité (norme 1 concerne celle de 1000 col./100ml pour les activités récréatives secondaires et norme 2 celle de 200 col./100ml pour les activités récréatives primaires). Sim mean est la moyenne des simulations issues de l'analyse de sensibilité. Cette valeur moyenne plus ou moins une fois l'écart type (STD DEV+ et STD DEV-), issus des 3000 simulations Monte Carlo, donne un intervalle de confiance à 75% près pour 4 segments en aval.

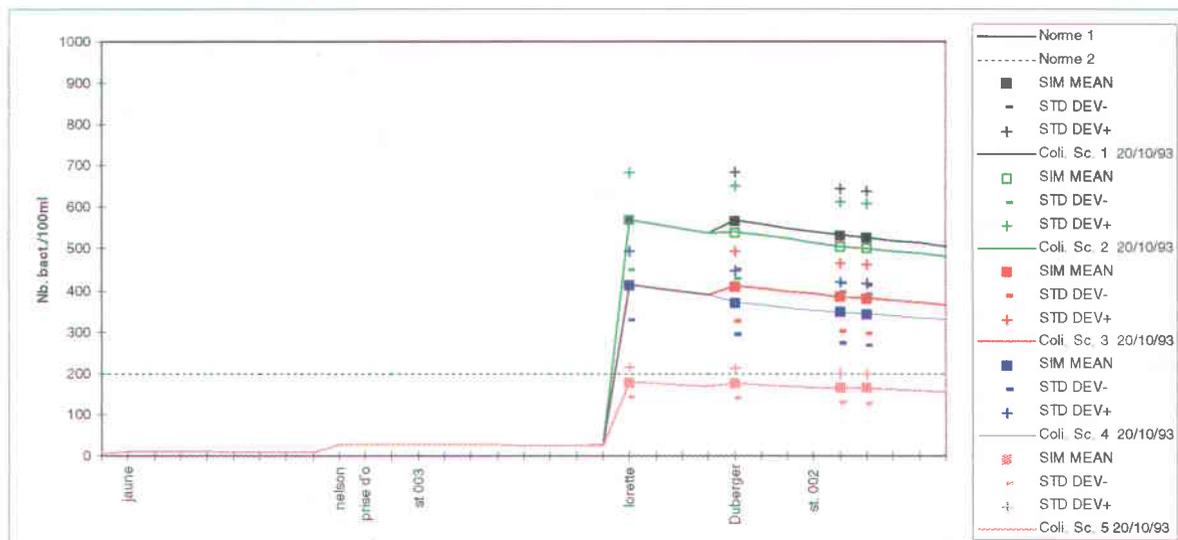


Figure I.12 Résultats des cinq scénarios simulés pour les coliformes fécaux (Coli. Sc 1 pour scénario 1 etc.) du 20/10/1993 et comparaison avec les normes de qualité (norme 1 concerne celle de 1000 col./100ml pour les activités récréatives secondaires et norme 2 celle de 200 col./100ml pour les activités récréatives primaires). Sim mean est la moyenne des simulations issues de l'analyse de sensibilité. Cette valeur moyenne plus ou moins une fois l'écart type (STD DEV+ et STD DEV-), issus des 3000 simulations Monte Carlo, donne un intervalle de confiance à 75% près pour 4 segments en aval.