

**MEMOIRE DE MAITRISE**

**INRS-EAU**

**"ANALYSES D'INCERTITUDES DANS LE PROCESSUS  
DE MODELISATION DE LA QUALITE  
DE L'EAU EN RIVIERE"**

par

Nathalie Rondeau

Directeur

Jean-Pierre Villeneuve

UNIVERSITE DU QUEBEC

2800, rue Einstein

Suite 105

Québec (Québec)

G1X 4N8

Décembre 1990

## RESUME

Actuellement, l'un des champs de recherche des plus actifs en modélisation de la qualité de l'eau consiste à évaluer le niveau de fiabilité des prédictions. Ce niveau de fiabilité dépend directement des incertitudes associées aux entrées du modèle ainsi que de la structure du modèle lui-même. L'étude de ces incertitudes est essentielle si l'on désire utiliser les modèles à des fins de gestion car elles peuvent être assez larges pour rendre les prédictions du modèle sans valeur. La présente étude vise à démontrer l'utilité et la signification des méthodes d'analyse des incertitudes dans un but de gestion des ressources en eau au Québec.

Le logiciel QUAL2E-UNCAS est choisi car il intègre un modèle de qualité et des fonctions statistiques. Les trois méthodes d'analyse des incertitudes disponibles sont: analyse de sensibilité, analyse de l'erreur de premier ordre et méthode de Monte Carlo.

Le modèle QUAL2E est appliqué à un cas hypothétique. Les données proviennent d'essais de calibration et de validation non représentatifs réalisés sur la rivière Petite Décharge à Alma. Les processus modélisés pour décrire l'évolution de l'oxygène dissous sont ceux reliés à l'évolution de la demande biochimique en oxygène (DBO), de la demande benthique, de la nitrification et de la réaération.

Les analyses d'incertitudes réalisées concernent dix entrées du modèle soit:

- concentration en oxygène dissous à l'amont;
- concentration en DBO à l'amont;
- concentration en azote total Kjeldahl (Ntk) à l'amont;
- paramètre de dégradation de la DBO;
- paramètre de demande benthique;
- paramètre d'oxydation du Ntk;

- paramètre de réaération;
- variables hydrauliques (débit, vitesse, profondeur).

Les différentes analyses effectuées ont permis de déterminer quels sont les entrées les plus importantes sur la concentration en oxygène dissous du système modélisé. De plus, ces tests ont permis de démontrer laquelle des trois méthodes étudiées est la plus efficace, en se basant sur une approche quantitative de la mesure de l'incertitude et sur les performances de calcul.

Les principales conclusions de la présente étude sont les suivantes:

- les analyses d'incertitudes aident à réaliser les plans d'échantillonnage en guidant les modélisateurs vers les entrées les plus importantes à mesurer;
- les analyses d'incertitudes permettent d'optimiser l'acquisition des données nécessaires car seuls les entrées sensibles doivent être mesurées précisément;
- il convient de recueillir le plus de données possibles sur les entrées sensibles car la calibration et la validation du modèle seront facilitées;
- les analyses d'incertitudes renseignent sur la fiabilité des prédictions du modèle en déterminant l'erreur totale associée à la sortie du modèle;
- lorsque la sortie du modèle n'est pas affectée par les non linéarités, la méthode d'analyse de l'erreur de premier ordre s'avère la plus rapide et la plus complète. La sortie est affectée par les non linéarités lorsque, dans une analyse de sensibilité, celle-ci présente deux résultats différents pour une perturbation de même grandeur mais de signe opposé de l'une des entrées (-20% et +20%).

En raison du caractère théorique de l'étude, les conclusions et la démarche de modélisation recommandée devrait être vérifiées par de plus amples investigations. La démarche recommandée, qui intègre les analyses d'incertitudes, vise à aider les gestionnaires à rentabiliser l'utilisation de modèles mathématiques à des fins de contrôle de la pollution des eaux de surface.

## REMERCIEMENTS

Je remercie le Dr Jean-Pierre Villeneuve de m'avoir acceptée parmi son équipe de recherche, ainsi que mon correcteur interne le Dr Daniel Cluis.

Je tiens également à exprimer ma gratitude à M. Paul Boudreault dont les conseils m'ont été d'une grande aide ainsi qu'à MM. André Thibault et Pierre Lachance pour leur précieux soutien technique.

## CITATION

Heureux l'homme qui a trouvé la sagesse, et l'homme qui acquiert le discernement, car la posséder comme gain vaut mieux que posséder comme gain l'argent, et la posséder comme produit vaut mieux que l'or. Ses voies sont des voies pleines de charme, et toutes ses routes sont paix. Elle est un arbre de vie pour ceux qui la saisissent, et ceux qui la tiennent ferme doivent être proclamés heureux.

Proverbes 3:13,14,17,18

## TABLE DES MATIERES

	page
RESUME .....	i
REMERCIEMENTS.....	iv
CITATION.....	v
TABLE DES MATIERES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
LISTE DES FIGURES.....	ix
PROBLEMATIQUE .....	1
INTRODUCTION.....	3
1. METHODOLOGIE D'ANALYSE DES INCERTITUDES.....	5
1.1 Revue de la littérature.....	5
1.2 Nature des incertitudes .....	6
1.2.1 Incertitudes de type I - Structure du modèle.....	6
1.2.2 Incertitudes de type II - Entrées du modèle .....	8
1.3 Méthodes d'analyse des incertitudes .....	10
1.3.1 Analyse de sensibilité .....	10
1.3.2 Analyse de l'erreur de premier ordre.....	11
1.3.3 Analyse de Monte Carlo .....	14
2. LE MODELE QUAL2E .....	16
3. APPLICATION DES METHODES D'ANALYSE DES INCERTITUDES .....	20
3.1 Données du modèle QUAL2E utilisées pour les analyses d'incertitudes.....	20
3.2 Choix des incertitudes.....	21
3.3 Méthodes de traitement des résultats .....	22
3.4 Résultats des analyses d'incertitudes.....	24
3.4.1 Résultats des applications avec la série d'incertitudes de valeurs moyennes .....	24
3.4.2 Résultats des applications avec la série d'incertitudes de valeurs élevées.....	27
3.4.3 Linéarité des entrées du modèle .....	30

	page
4. DISCUSSION .....	33
4.1 Utilité des analyses d'incertitudes.....	33
4.2 Sensibilité des entrées.....	34
4.3 Meilleure méthode d'analyse des incertitudes.....	38
5. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	41
5.1 Recommandations .....	43
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	45
ANNEXE A: ANALYSES DES INCERTITUDES .....	A.1
ANNEXE B: APPLICATION DE QUAL2E A LA RIVIERE PETITE DECHARGE .....	B.1
ANNEXE C: CARTES.....	C.1

## LISTE DES TABLEAUX

	page
3.1 Entrées du modèle QUAL2E utilisées dans les analyses d'incertitudes .....	20
3.2 Comparaison des résultats des trois méthodes pour une variation moyenne.....	25
3.3 Sensibilité des entrées pour une variation moyenne à partir de la compilation des résultats des trois méthodes d'analyses.....	26
3.4 Comparaison des résultats des méthodes d'analyse de sensibilité et de l'erreur de premier ordre pour une variation élevée .....	27
3.5 Sensibilité des entrées pour une variation élevée à partir de la compilation des résultats de deux méthodes d'analyses.....	29
3.6 Coefficients de sensibilité normalisés pour différentes valeurs de perturbation au tronçon 3.....	31
3.7 Ecart types calculés par les méthodes d'analyse de l'erreur de premier ordre et de Monte Carlo pour une variation moyenne des entrées .....	32
4.1 Efforts requis pour appliquer les trois méthodes d'analyses des incertitudes aux dix entrées.....	39

## LISTE DES FIGURES

	page
2.1 Représentation schématique de la modélisation de l'oxygène dissous par QUAL2E .....	17

## PROBLEMATIQUE

Au Québec, les rejets d'effluent des industries de pâtes et papiers sont assujettis au Règlement sur les fabriques de pâtes et papiers de la Loi sur la Qualité de l'Environnement. Actuellement, les seuls paramètres de qualité faisant l'objet d'une norme sont la demande biochimique en oxygène ( $DBO_5$ ) et les matières en suspension (MES).

Une DBO élevée peut signifier une menace pour le milieu aquatique parce qu'elle indique que les concentrations en oxygène dissous du milieu peuvent être réduites à un niveau qui occasionne des effets nuisibles sur les biocénoses. En effet, un grand nombre d'organismes aérobies ne peuvent survivre si la valeur de l'oxygène dissous descend au-dessous d'un certain seuil. Bien qu'il n'ait pas été établi de valeur minimum admissible pour l'oxygène dissous, il a été montré que les concentrations inférieures à 4 mg/l ont des répercussions néfastes sur la plupart des organismes aquatiques (Environnement Canada, 1980).

La Direction de la Qualité du Milieu Aquatique (DQMA) du ministère de l'Environnement du Québec a pour tâche de fixer les objectifs de traitement aux différentes sources polluantes pour assurer le respect de ces valeurs seuils. La quantification des objectifs peut se faire par différentes méthodes qui requièrent l'emploi de différents modèles plus ou moins informatisés.

On dispose présentement de modèles suffisamment représentatifs des phénomènes physiques, chimiques et biologiques, pour permettre l'évaluation, par simulation, des effets des sources de contamination sur l'évolution de la qualité de l'eau en rivière. Ces outils d'analyse, disponibles sous forme de logiciels, sont couramment utilisés par certains intervenants de l'environnement dans les autres provinces du Canada et dans d'autres pays.

Comme les modèles de qualité existants sont généralement perçus comme étant utiles et valides, la recherche en modélisation s'intéresse maintenant à préciser la confiance que l'on peut apporter aux résultats du modèle.

Les modélisateurs ont démontré que l'exactitude des prédictions du modèle est fortement liée à la démarche même de modélisation. Cette démarche est rarement respectée puisque les logiciels sont souvent utilisés par des personnes ayant peu de connaissances des contraintes liées à leur application. Les résultats obtenus sont alors de piètre qualité. Il est donc essentiel que l'on puisse définir le niveau de fiabilité associé aux prédictions pour les interpréter correctement.

Actuellement, deux aspects de la modélisation sont souvent négligés. Le premier touche à la structure même du modèle, qui, par sa représentation simplifiée de la réalité, engendre des erreurs dans la sortie du modèle. Ce type d'erreurs est très peu étudié car ces dernières sont très difficilement quantifiables.

Le deuxième aspect touche à l'évaluation de la portée des prédictions de chaque application qui est fonction des incertitudes associées aux entrées du modèle. En effet, les chercheurs se sont rendus compte que les résultats du modèle sont entachés d'une certaine erreur qu'il est essentiel de connaître si l'on désire utiliser ces résultats pour fixer des objectifs de traitement. Des études récentes indiquent que les erreurs résultant des incertitudes peuvent être assez larges pour rendre les prédictions du modèle sans valeur (Dilks, 1987). L'utilisateur d'un modèle de simulation environnementale devrait donc toujours considérer l'erreur dans les sorties du modèle, particulièrement en vue de l'importance des décisions qui seront basées sur les prédictions du modèle.

La littérature présente différentes méthodes permettant de traiter cet aspect important de la démarche de simulation et ainsi permettre l'interprétation cohérente des prédictions du modèle utilisé. De façon générale toutefois, les analyses d'incertitudes ont été ignorées dans les applications des modèles de qualité des eaux pour fins de gestion (Dilks, 1987; Beck, 1987).

La présente étude vise à évaluer l'utilité et la signification de ces méthodes d'analyse des incertitudes dans un but de gestion des ressources en eau au Québec.

## INTRODUCTION

La plupart des modèles couramment utilisés en qualité de l'eau sont basés sur une approche déterministe où l'information sur la connaissance des caractéristiques de la rivière est assumée complète (NCASI, 1985a). Citons par exemple, les modèles DOSAG, QUAL2, SNSIM, etc. Un modèle déterministe prédit un résultat unique à partir d'une série spécifique de conditions d'entrée. Toute la validité de cette approche déterministe résulte d'une analyse adéquate et d'une compréhension exhaustive des effets des incertitudes reliées à l'entrée sur la réponse du modèle (NCASI, 1985a).

Il ne suffit pas seulement que la concentration simulée par le modèle corresponde à celle mesurée dans la rivière. Il faut également connaître la fiabilité de cette sortie. Il serait inutile de connaître la concentration en oxygène dissous si l'écart type résultant des incertitudes est plus grand que la concentration simulée. Les résultats n'auraient alors aucune valeur pratique pour le contrôle de la pollution.

Dans le présent projet, le logiciel QUAL2E-UNCAS sera utilisé. Ce modèle permet de coupler les principales méthodes d'analyse des incertitudes à un modèle d'évaluation environnementale (QUAL2E). Les trois techniques suivantes d'étude des incertitudes, analyse de sensibilité, analyse de l'erreur de premier ordre et simulation de Monte Carlo sont étudiées. L'utilité de chacune de ces méthodes est définie en fonction de leurs aptitudes à cerner la portée des prédictions du modèle et à améliorer les connaissances sur les intrants du modèle et leur importance relative.

Les objectifs spécifiques de ce travail sont:

- intégrer les analyses d'incertitudes dans la démarche de modélisation;

- déterminer laquelle des trois méthodes est la plus efficace en se basant sur une approche quantitative de la mesure de l'incertitude et sur les performances de calcul.

De plus, l'utilisation des analyses permettra d'optimiser les ressources disponibles car elles guident le modélisateur d'une façon des plus efficaces pour le choix et la collecte des données. De plus, cette procédure permet au modélisateur d'évaluer la valeur prédictive des résultats et le cas échéant pourra l'amener à recommander des mesures supplémentaires pour réduire la grandeur des imprécisions (Brown et Barnwell, 1987).

Afin de réaliser ces objectifs, les analyses d'incertitudes sont appliquées à un cas hypothétique. Les données proviennent d'essais de calibration et de validation réalisés sur la rivière Petite Décharge à Alma. Les résultats de ces essais n'étant pas représentatifs du système réel de la Petite Décharge, les données doivent être considérées comme celles d'une rivière hypothétique. Les différentes étapes de modélisation tels les essais de calibration et de validation sont discutées en annexe de ce mémoire.

Le premier chapitre du mémoire contient une revue de littérature, ainsi qu'une description de la nature des incertitudes et des trois méthodes d'analyse des incertitudes utilisées. Une brève présentation du modèle QUAL2E constitue le deuxième chapitre. L'application des analyses d'incertitudes et des résultats obtenus se retrouvent au chapitre 3. Suit ensuite la discussion au chapitre 4, puis finalement la conclusion et les recommandations.

## 1. METHODOLOGIE D'ANALYSE DES INCERTITUDES

### 1.1 Revue de la littérature

La prise en compte des incertitudes dans la démarche de modélisation n'a pas suscité d'intérêt avant la fin des années 60. Durant les années 60 et le début des années 70, on a pu noter une quasi absence de considération pour les incertitudes.

Toutefois, quelques chercheurs s'intéressaient déjà à la question. Par exemple, Bellman et al. (1966) sont parmi les premiers à mentionner les problèmes de calibration dans le domaine de l'écologie. D'autres contributions ont été faites par Koivo et Phillips (1971), Parker (1972) et Shastry et al. (1973). La notion d'analyse d'incertitudes et d'erreurs semble attribuée à O'Neill qui en fit mention pour la première fois en 1973. Argentesi et Olivi (1976) ont aussi contribué à amener le terme analyse d'incertitudes de l'avant.

Depuis, la recherche en modélisation a contribué à la réalisation de plusieurs méthodes d'analyse des incertitudes. Actuellement, la littérature scientifique contient plusieurs articles traitant de l'aspect théorique des incertitudes et des méthodes d'analyse (Beck, 1984; Beck, 1987; Dewey, 1984; Jaffe et Parker, 1984; Ward et Loftis, 1983; Wen et al., 1982). Ces méthodes ont été appliquées à toutes sortes de domaines en écologie telles l'eutrophisation des lacs, les relations proies-prédateurs, etc. Les applications touchant la qualité de l'eau en rivière sont toutefois assez rares.

L'analyse de sensibilité a été la première technique d'analyse d'incertitudes à être largement utilisée dans la modélisation en rivière. Certains auteurs se limitent à des applications théoriques (Wen et al., 1980) tandis que d'autres utilisent cette technique sur des rivières réelles (Boudreault, 1986; Kinnunen et al., 1982; NCASI, 1982; Tischler et al., 1984; Van Benschoten et Walker, 1984).

Les méthodes d'analyse de l'erreur de premier ordre et de simulation de Monte Carlo ne sont pas encore très répandues auprès des modélisateurs de la qualité de l'eau en rivière. Le plus souvent, ces techniques sont appliquées à des cas hypothétiques (Chadderton *et al.*, 1982; NCASI, 1985a; Warwick et Cale, 1986). Ces méthodes ont été appliquées par Brown à la rivière Ouachita (1986) et par Brown et Barnwell à la rivière Withlacoochee (1987). L'objectif de ces deux dernières applications était de démontrer l'utilité des analyses d'incertitudes plutôt que de fournir une analyse définitive des deux systèmes rivière.

## 1.2 Nature des incertitudes

L'incertitude est la différence entre les propriétés de la population et les estimations calculées à partir des données d'échantillonnage. L'incertitude a été habituellement attribuée au caractère aléatoire inhérent aux processus biophysico-chimiques du milieu naturel (Dewey, 1984).

Les incertitudes peuvent être regroupées en deux grands types. Le premier touche la structure du modèle (incertitudes de type I) tandis que le deuxième est relié aux entrées du modèle (incertitudes de type II).

### 1.2.1 Incertitudes de type I - Structure du modèle

Un modèle mathématique ne peut représenter les processus réels parfaitement: soit qu'il y ait quelques processus inconnus impliqués ou qu'une partie de la représentation ne puisse être calculée à cause de sa complexité ou des ressources financières disponibles.

Les modèles de qualité sont simplement des représentations simplifiées du monde réel. Des incertitudes peuvent être introduites en utilisant une charpente de modèle qui décrit incomplètement le système environnemental (NCASI, 1985a; Dandy et Moore, 1979). Les modèles compensent pour la complexité du système naturel en agrégeant plusieurs compartiments similaires

ou processus qui se produisent dans le monde réel en un nombre plus petit de variables d'état ou de processus. Par exemple, des incertitudes provenant de l'agrégation résultent de l'approximation du continuum spatial tri-dimensionnel par une représentation en une ou deux dimensions du modèle (Beck, 1987). En plus, plusieurs comportements ou processus qui se produisent dans le monde réel sont jugés non significatifs et sont omis entièrement du modèle (Warwick et Cale, 1986).

La variabilité naturelle environnementale cause également des incertitudes car le caractère dynamique des processus est difficile à représenter mathématiquement. Par conséquent, la plupart des modèles de qualité des eaux fonctionnent en mode d'écoulement permanent, c'est-à-dire que les conditions initiales du système et tous les processus sont stables durant le temps de la simulation. Seules les variations journalières de la température et de la photosynthèse peuvent être simulées de façon dynamique par certains modèles.

Les conditions environnementales changent continuellement avec le temps. Pour minimiser les exigences associées aux données de base, on utilise généralement des valeurs statistiques telles des moyennes journalières ou saisonnières. Cette approche introduit des erreurs dans les prédictions du modèle.

Des incertitudes peuvent également être introduites par la variabilité spatiale des processus. Tous les modèles assument que les tronçons de rivière sont homogènes. Evidemment cette homogénéité parfaite se rencontre rarement, sinon jamais. La grandeur de cette incertitude peut être réduite en augmentant la résolution spatiale du modèle mais cela se traduit par une augmentation des coûts de calcul et des efforts de caractérisation du milieu (Dilks, 1987).

Le choix inapproprié du modèle peut aussi être inclus dans les incertitudes de type I. Cette incertitude peut résulter d'une mauvaise interprétation du système environnemental. L'utilisation d'un modèle dans un contexte inadéquat rend difficiles les étapes de calibration et de validation. Dans une étude comparative du NCASI (1982) sur quatre modèles de qualité des eaux, les

auteurs ont démontré que la sélection incorrecte d'un modèle entraîne un faible potentiel de calibration.

Les incertitudes relatives à la structure du modèle ont été largement ignorées par les modélisateurs, par la croyance largement répandue que les modèles peuvent être faits aussi exacts que désiré en augmentant le détail et la complexité des équations principales (McLaughlin, 1983). O'Neill a effectivement démontré que l'augmentation de la complexité du modèle peut diminuer la contribution des incertitudes provenant de la structure du modèle (Dilks, 1987). L'augmentation de la taille de l'échantillonnage ne peut toutefois pas réduire l'incertitude de type I associée à l'utilisation d'un modèle inapproprié. Afin de minimiser les incertitudes de type I, il est important de structurer un modèle dans lequel tous les processus physiques, chimiques et biologiques majeurs actifs sont considérés durant les régimes temporel et spatial d'intérêt.

Ce type d'incertitude est le plus difficile à quantifier car il nécessite une connaissance des processus exacts se produisant en nature (Dilks, 1987; Dandy et Moore, 1979). Cette connaissance est rarement, sinon jamais, disponible pour les problèmes de qualité des eaux. Peu de connaissances sur cette incertitude sont répertoriées à cause de la difficulté à en mesurer la grandeur.

### 1.2.2 Incertitudes de type II - Entrées du modèle

A partir de l'hypothèse d'un modèle conceptuellement parfait sans incertitude de type I, il existe un autre type d'incertitudes qui provient de l'utilisation d'entrées entachées d'un certain degré d'imprécision.

Les entrées du modèle peuvent être classifiées en variables, ainsi qu'en paramètres de système. Les variables décrivent l'état du système. Elles peuvent inclure la concentration de divers constituants de la qualité de l'eau, le débit, la vitesse, la profondeur, etc. Les paramètres de système regroupent les constantes et les coefficients stoechiométriques qui sont utilisés au niveau des processus.

Les incertitudes de type II peuvent provenir des sources suivantes:

- des erreurs de mesures associées à l'échantillonnage et aux techniques d'analyse pour les données d'entrée (conditions à l'amont et aux tributaires, sources ponctuelles et diffuses) et celles utilisées pour l'estimation des paramètres du modèle (Jaffe et Parker, 1984; Dilks, 1987);
- une mauvaise sélection des valeurs puisées dans la littérature pour les paramètres du modèle (NCASI, 1985a; Beck, 1987).

Les paramètres et les variables d'entrée ne peuvent donc pas être déterminés exactement et deviennent alors une source d'incertitudes. Ce type d'incertitudes a été le plus étudié depuis qu'il a été démontré que des petites incertitudes sur les entrées peuvent se propager en erreurs beaucoup plus grandes dans les résultats du modèle. L'erreur associée aux résultats du modèle causée par des entrées incertaines est souvent assez grande pour rendre inutiles les capacités prédictives du modèle (Dilks, 1987).

Les incertitudes de type II peuvent être réduites en augmentant la taille de l'échantillonnage pour les entrées. Il en résulte une meilleure assurance non seulement de la moyenne prédite mais aussi de la vraisemblance de la variabilité de cette moyenne (Warwick et Cale, 1986). Les modélisateurs peuvent traiter ces incertitudes par une calibration appropriée du modèle, la réplication des analyses de laboratoire et l'amélioration du plan statistique d'échantillonnage (Jaffe et Parker, 1984). L'incertitude peut être diminuée en collectant plus ou de meilleures données et en utilisant des meilleures techniques statistiques.

Ces incertitudes peuvent être étudiées à l'aide de méthodes d'analyse des incertitudes. Ces méthodes ne permettent pas de réduire directement ces incertitudes. Elles sont utiles pour les quantifier et pour aider le modélisateur à déterminer quelles sont les entrées qui doivent être mesurés avec plus de précision.

### 1.3 Méthodes d'analyse des incertitudes

Dans cette étude, les effets des incertitudes de type I ne sont pas examinés car il s'agit d'un cas d'application théorique. Les incertitudes de type II sont étudiées à l'aide de trois méthodes d'analyse des incertitudes.

Chacune des techniques contient des limites significatives tant théoriques que pratiques qui restreignent leur applicabilité dans la détermination des incertitudes du modèle.

#### 1.3.1 Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité peut déterminer les effets de l'incertitude de n'importe quelle entrée sur les résultats du modèle. Pour ce faire, il suffit d'exécuter une simulation avec les entrées d'intérêt modifiées par une valeur représentative de leur incertitude (Dilks, 1987). La valeur de la variation utilisée représente habituellement l'incertitude associée à la mesure de l'entrée (Brown et Barnwell, 1987). Cette méthode approxime seulement la contribution de chaque entrée à l'erreur totale.

L'analyse de sensibilité permet d'évaluer dans quelle mesure la réponse, dans ce cas l'oxygène dissous, est influencée par les divers paramètres et variables du modèle. En modifiant la valeur d'une des variables d'entrée ou d'un paramètre d'une relation biochimique ou hydraulique, on vérifie de quelle façon l'oxygène dissous est à son tour modifié.

Les analyses de sensibilité habituelles sont réalisées en faisant varier les entrées une à une. Étudier la sensibilité de plus d'une entrée à la fois est une méthode attrayante pour estimer l'effet de leurs interactions sur la variable de sortie. Toutefois, lorsque le nombre de combinaisons à être examinées devient trop grand, l'interprétation des résultats se complique.

L'analyse de sensibilité tend à surestimer l'incertitude globale du modèle en ignorant les interactions entre les entrées incertaines dans le modèle (DiToro and van Straten, 1979 dans Dilks, 1987).

Dans le modèle QUAL2E-UNCAS, la sortie de chaque analyse de sensibilité correspond au changement dans la valeur de chaque variable de sortie résultant d'une modification dans la valeur des entrées (Brown et Barnwell, 1987).

### 1.3.2 Analyse de l'erreur de premier ordre

L'analyse de l'erreur de premier ordre, tout comme l'analyse de sensibilité, permet d'évaluer l'importance relative des divers processus considérés dans l'étude d'un système donné. La méthode de l'analyse de l'erreur de premier ordre est supérieure à l'analyse de sensibilité car elle peut tenir compte des erreurs simultanées causées par l'incertitude d'entrées multiples (Dilks, 1987).

Cette procédure est basée sur les termes de premier ordre du développement en série de Taylor de la variable dépendante autour de sa moyenne en rapport avec une ou plusieurs variables indépendantes (NCASI, 1985a; Dilks, 1987). Cette analyse est possible lorsque la solution du modèle est analytique et que ses dérivées sont définies (Jaffe et Parker, 1984).

Cette méthode peut être utilisée pour estimer la quantité ou la variation de la variable dépendante due à l'incertitude des variables indépendantes incluses dans une relation fonctionnelle. La méthode est appliquée avec l'hypothèse que toutes les covariances parmi les variables sont nulles.

Cette analyse fournit une estimation de la moyenne et de l'écart type de la variable dépendante en fonction de la moyenne et de l'écart type associés à chaque variable indépendante aléatoire. Cette description de la distribution des sorties est exacte seulement dans le cas où la distribution est normale. De plus, l'exactitude de l'approximation se détériore lorsque le coefficient de variation (écart type divisé par la moyenne) augmente pour les variables indépendantes (Warwick et Cale, 1986).

Un avantage de l'analyse de l'erreur de premier ordre est qu'elle fournit les composants de l'erreur totale dans les sorties du modèle résultant de l'incertitude de chaque paramètre et variable d'entrée. Les composantes de l'incertitude peuvent alors être combinées pour donner l'erreur totale provenant des incertitudes de type II (NCASI, 1985a).

L'analyse de l'erreur de premier ordre est une procédure de linéarisation qui se définit en fonction des deux premiers moments statistiques de la variable: la moyenne et l'écart type. Ainsi la précision ou l'acceptabilité de cette méthode est restreinte par les facteurs suivants (NCASI, 1985a):

- le degré de linéarité. Cette méthode est exacte pour des modèles linéaires. Quand le degré de linéarité du modèle diminue, les termes tronqués d'ordre supérieur dans les séries de Taylor deviennent plus importants et la précision de la méthode est réduite. Dans les cas de non linéarité, la méthode peut être appliquée sélectivement à des entrées linéaires ou presque linéaires car la linéarité dépend de la relation de la variable dépendante avec chaque variable indépendante;

- la grandeur de chaque terme d'incertitude. Même si une entrée est hautement non linéaire, l'effet total de non linéarité peut être insignifiant si la grandeur de l'incertitude associée à cette entrée est relativement petite. Donc pour des entrées qui sont supposées non linéaires, il est préférable de vérifier les résultats de l'analyse de l'erreur de premier ordre par des méthodes de second ou troisième ordre;

- l'erreur de distribution. Cette méthode repose sur l'hypothèse que toutes les variables, dépendantes et indépendantes, sont des variables de second moment. Ceci signifie que la distribution de probabilité de chaque entrée est adéquatement décrite en utilisant seulement sa moyenne et sa variance comme c'est le cas pour la distribution normale. Heureusement, plusieurs méthodes statistiques dérivées de cette hypothèse demeurent approximativement valides même si des écarts modérés de la normalité existent;

- les entrées positives (bornées par zéro) ne peuvent strictement pas être distribuées normalement. Toutefois, si la moyenne d'une variable aléatoire est trois ou quatre fois plus grande que son écart type, la probabilité qu'une variable aléatoire normale soit moins que zéro est très petite et peut être négligée sans danger;

- les résultats sont exprimés en variance autour de la valeur obtenue par la solution déterministe (mesure de la variabilité) (Dilks, 1987);

- il est nécessaire que la variabilité des entrées soit précisée.

Dans QUAL2E-UNCAS, l'analyse de l'erreur de premier ordre utilise la première approximation de la relation de Taylor pour calculer les variances. Les entrées sont supposées agir indépendamment (les covariances sont ignorées) et le modèle est réputé linéaire (les termes du développement de la série de Taylor d'ordre supérieur sont omis). Dans les applications normales, toutes les entrées sont perturbées. De cette manière, les contributions à la variance de la sortie du modèle, provenant de toutes les entrées, sont calculées.

Les sorties de cette méthode d'analyse des incertitudes sont présentées sous la forme de coefficients de sensibilité normalisés et de composants à la variance. Les coefficients de sensibilité normalisés représentent le pourcentage de changement dans la variable de sortie résultant d'un changement fixe attribué à chaque entrée. Habituellement, la valeur de 1% est choisie pour le changement. Dans ce cas, le terme de l'équation 1 concernant la variable X est égal à 1%. Les coefficients sont calculés ainsi:

$$CSN_{ij} = (\Delta Y_j / Y_j) / (\Delta X_i / X_i) \quad (1)$$

où

- $CSN_{ij}$  : coefficient de sensibilité normalisé de la sortie  $Y_j$  pour l'entrée  $X_i$ ;  
 $X_i$  : valeur de base de l'entrée;  
 $\Delta X_i$  : grandeur de la perturbation;

$Y_j$  : valeur de base de la variable de sortie;  
 $\Delta Y_j$  : sensibilité de la variable de sortie.

Les composants de la variance correspondent aux pourcentages de la variance de la sortie Y qui sont attribuables à chaque entrée X. Ces composants sont calculés de la façon suivante:

$$\text{Var}(Y_j) = \sum_i \text{Var}(X_i) (\Delta Y_j / \Delta X_i)^2 \quad (2)$$

où

$\Sigma$  : sommation;  
 $\text{Var}(Y_j)$  : variance de la variable de sortie  $Y_j$ ;  
 $\text{Var}(X_i)$  : variance de l'entrée  $X_i$ ;  
 $Y_j$  et  $X_i$  sont définis à l'équation précédente.

Les exigences d'entrée pour cette technique consiste en (a) la grandeur de la perturbation et (b) la valeur de la variance des entrées (Brown et Barnwell, 1987).

### 1.3.3 Analyse de Monte Carlo

Cette technique détermine les incertitudes dans les prédictions sans l'hypothèse limitante de linéarité inhérente à l'analyse de l'erreur de premier ordre (Brown et Barnwell, 1987; NCASI, 1985a). Tandis que l'analyse de l'erreur de premier ordre utilise les deux premiers moments statistiques, qui est adéquate seulement pour la distribution normale, la méthode de Monte Carlo n'est restreinte à aucune distribution.

La technique de Monte Carlo implique des simulations répétées d'un seul modèle, chaque simulation étant caractérisée par la sélection aléatoire de chaque valeur des entrées indépendantes d'après leur distribution statistique respective. Le processus prend fin lorsque des sorties suffisantes ont été obtenues pour produire une description statistique claire de la variable dépendante (Warwick et Cale, 1986). Les incertitudes des entrées du modèle sont décrites par des distributions statistiques.

Ce type d'analyse nécessite la connaissance de la distribution statistique de chaque variable indépendante ainsi que leur moyenne et écart type.

La méthode de Monte Carlo est elle aussi soumise à certaines limites qui sont les suivantes:

- un manque d'information disponible pour déterminer les distributions des entrées du modèle. Les distributions doivent être estimées dans la plupart des cas. Cette inaptitude à définir adéquatement la distribution statistique des entrées ajoute à l'incertitude;

- la technique de Monte Carlo standard ne considère habituellement pas les corrélations qui peuvent exister entre certaines entrées du modèle (Dilks, 1987).

La méthode de Monte Carlo de QUAL2E-UNCAS nécessite comme exigences d'entrée: (a) la variance des entrées, (b) la probabilité de distribution des entrées et (c) le nombre de simulations à être exécutées. Le choix de la distribution est restreint aux distributions normales ou log-normales. Le modèle suppose que toutes les entrées se comportent indépendamment (Brown et Barnwell, 1987). Les sorties de cette méthode d'analyse sont présentées sous forme d'écarts type qui correspondent à la variation de la variable de sortie.

## 2. LE MODELE QUAL2E

Le modèle QUAL2E a été développé initialement pour simuler les conditions d'oxygène dissous qui prévalent dans un cours d'eau suite à l'introduction de charges organiques. La première version, QUAL-1, a été élaborée à la fin des années 1970 par F.D. Masch et associés et le Texas Water Development Board. Depuis, plusieurs autres versions ont vu le jour. Le dernier modèle actuellement disponible (QUAL2E, version 3.0) a été perfectionné conjointement par l'université de Tufts et le EPA Center for Water Quality Modeling.

QUAL2E est un modèle déterministe puisqu'il est basé sur la description mathématique des processus biophysico-chimiques principaux qui régissent le bilan de l'oxygène dissous. Au niveau des gains en oxygène, on note la photosynthèse et la réaération atmosphérique. Les pertes sont occasionnées par la respiration algale, la demande biochimique en oxygène (DBO), la nitrification et la demande benthique (figure 2.1). Ce logiciel permet de simuler les paramètres de qualité suivants en rivière:

- oxygène dissous;
- demande biochimique en oxygène;
- température;
- algues (sous forme de chlorophylle a);
- azote organique / azote ammoniacal;
- nitrites / nitrates;
- phosphore organique / phosphore dissous;
- coliformes;
- une substance non conservative;
- trois substances conservatives.

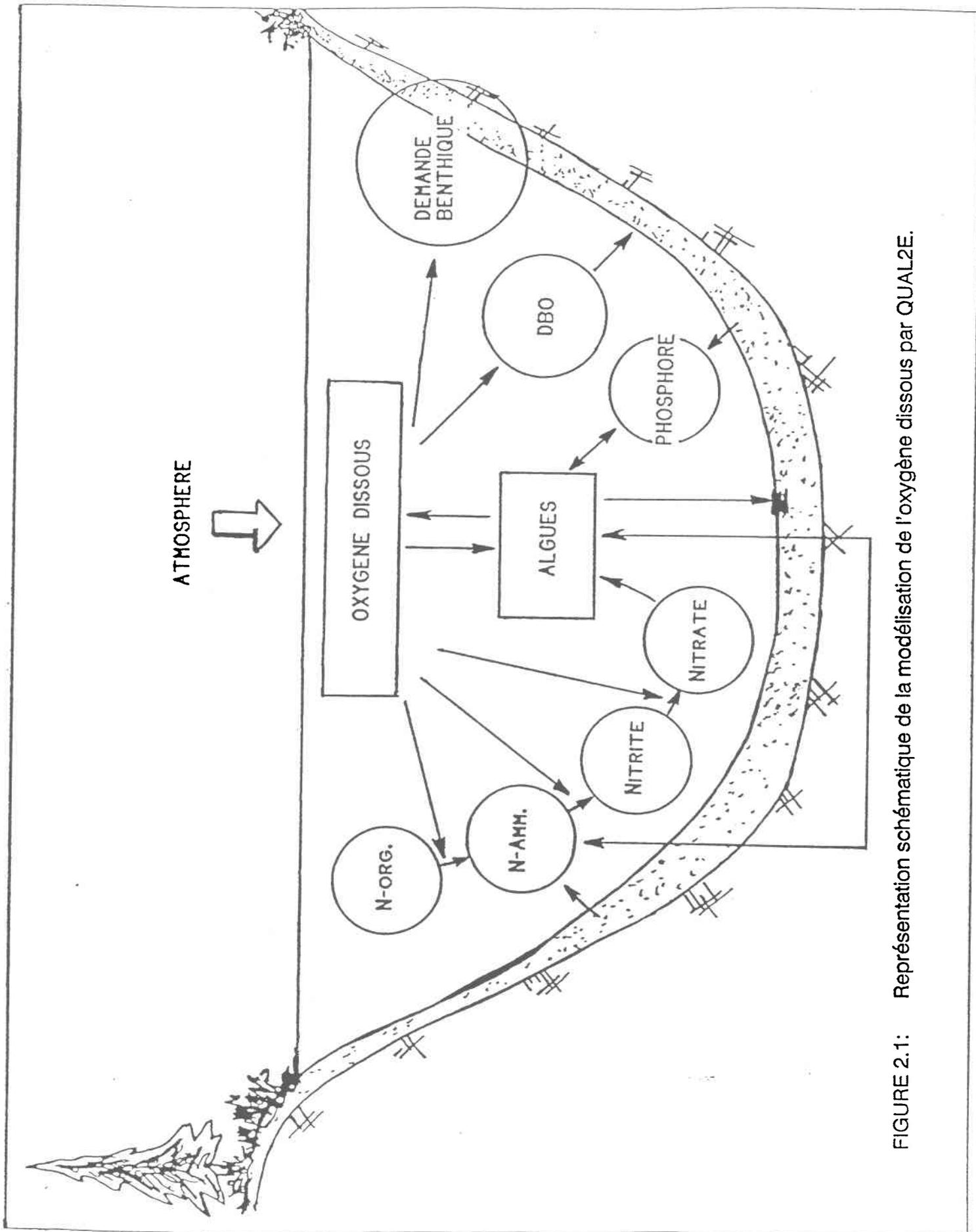


FIGURE 2.1: Représentation schématique de la modélisation de l'oxygène dissous par QUAL2E.

Le modèle QUAL2E est applicable à des cours d'eau ramifiés et assume une répartition instantanée et homogène des charges. Il peut tenir compte de sources ponctuelles multiples, de prises d'eau, de tronçons convergents et de sources diffuses. Il a aussi la capacité de calculer le débit de dilution requis pour atteindre un niveau d'oxygène dissous donné. QUAL2E est facilement adaptable à une grande variété de situations de modélisation et le temps nécessaire pour l'appliquer diminue rapidement avec la pratique.

Le modèle QUAL2E fonctionne sur micro-ordinateur et utilise une solution numérique par différences finies. Le cours d'eau doit être divisé en tronçons, puis est subdivisé automatiquement en un certain nombre de sous-tronçons ou éléments de calcul équivalents pour les différences finies. Pour chaque élément de calcul, un bilan hydraulique en terme de débit, un bilan thermique en terme de température, et un bilan massique en terme de concentration sont écrits. Les mécanismes majeurs du transport, soit l'advection et la dispersion, sont considérés dans les bilans massiques. La masse d'une variable peut être perdue ou gagnée de l'élément par des processus de transport, par des sources ou des pertes extérieures (rejets d'eaux usées ou prise d'eau) ou par des sources ou des pertes internes (sources benthiques ou transformations biologiques). L'équation est résolue par une méthode classique de différences par en arrière. Les équations spécifiques et la solution technique sont décrites en détail dans le manuel de l'utilisateur fourni par Brown et Barnwell (1987). Quelques équations sont présentées à l'annexe B.

Le modèle QUAL2E fait l'hypothèse que les mécanismes majeurs du transport sont significatifs seulement selon la direction principale de l'écoulement (axe longitudinal du cours d'eau). Hydrauliquement, QUAL2E est limité à des simulations pour des périodes de temps durant lesquelles le débit de la rivière et les charges d'effluent sont essentiellement constants.

Le modèle de type QUAL a été largement utilisé depuis sa sortie dans les années '70. Plusieurs applications du modèle à des situations diverses sont disponibles dans la littérature.

Cette dernière version du modèle est accompagnée d'un nouveau logiciel (QUAL2E-UNCAS) qui permet d'effectuer des études d'incertitudes telles analyse de sensibilité, analyse de l'erreur de premier ordre et simulation de Monte Carlo.

### 3. APPLICATION DES METHODES D'ANALYSE DES INCERTITUDES

#### 3.1 Données du modèle QUAL2E pour les analyses d'incertitudes

Les données utilisées pour les analyses d'incertitudes proviennent des résultats de la simulation no 2 effectuée lors de l'étape de calibration décrite à l'annexe B. Un résumé des données est fourni au tableau A-1 de l'annexe A.

Dans cette étude, seulement quatre processus affectant le bilan en oxygène dissous d'un cours d'eau sont utilisés. Il s'agit de la demande biochimique en oxygène, la nitrification, la demande benthique et la réaération. Les analyses d'incertitudes sont appliquées à dix entrées du modèle (tableau 3.1). Les résultats étudiés sont ceux de l'oxygène dissous à trois emplacements de la rivière, c'est-à-dire, à la sortie des tronçons 2, 3 et 4.

TABLEAU 3.1: Entrées du modèle QUAL2E utilisées dans les analyses d'incertitudes.

VARIABLES HYDRAULIQUES	VARIABLES BIOPHYSICO- CHIMIQUES	PARAMETRES DE REACTION
Débit	OD	K1
Vitesse	DBO	K2
Profondeur	Ntk	K4
		K6

#### LEGENDE

DBO : concentration en DBO (demande biochimique en oxygène);

Ntk : concentration en azote total Kjeldahl;

OD : concentration en oxygène dissous.

K1 : paramètre pour la DBO;

- K2 : paramètre pour la réaération;
- K4 : paramètre pour la demande benthique;
- K6 : paramètre pour le Ntk;

### 3.2 Choix des incertitudes

En raison des coûts élevés d'échantillonnage, il existe très peu de connaissances sur les valeurs réelles des incertitudes en milieu naturel. La plupart des modélisateurs utilisent donc des valeurs d'incertitudes théoriques.

Pour les analyses de sensibilité, certains auteurs fixent les paramètres des réactions à zéro (Van Benschoten et Walker, 1984; Kinnunen et al., 1982). Par contre, la majorité des auteurs utilisent plutôt des variations fixes telles que 20% pour les variables hydrauliques, 50% pour les charges et les paramètres de cinétique et 1% pour la température (Boudreault, 1986; NCASI, 1982; Tischler et al., 1984). L'application des méthodes de l'analyse de l'erreur de premier ordre et de simulation de Monte Carlo nécessite l'estimation des valeurs moyennes et de la variance des entrées.

Le choix des incertitudes pour ce projet est basé sur le document de Brown et Barnwell (1987). Leurs estimations des variances sont déterminées à partir d'un examen de la littérature.

Deux séries de valeurs d'incertitudes ont été choisies pour les méthodes d'analyse. La première série est composée de valeurs d'incertitudes moyennes: 15% pour les variables hydrauliques, 25% pour les paramètres cinétiques et de 10 à 30% pour les charges. La deuxième série d'incertitudes comprend des valeurs élevées telles 50% pour les variables hydrauliques, 100% pour les paramètres cinétiques et de 15 à 75% pour les charges.

### 3.3 Méthode de traitement des résultats

Ces méthodes ont d'abord été appliquées aux données de la rivière avec la série d'incertitudes de valeur moyenne. Pour l'analyse de sensibilité, chaque entrée est étudiée pour une modification positive et négative de sa valeur de base. Cette modification correspond à la valeur de l'incertitude (tableau A-3 - annexe A). La variation totale de l'oxygène dissous est ensuite déterminée pour chaque entrée. Cette variation totale est calculée en additionnant les deux résultats provenant des modifications positive et négative de l'entrée. Par exemple, une variation du débit de -15% à +15% fait varier l'oxygène dissous de -4.02 à 2.73% au tronçon 2 (tableau A-3 - annexe A). L'intervalle de variation est alors égal à 6.75%. Ces variations totales sont présentées au tableau A-5 à l'annexe A.

Pour l'analyse de l'erreur de premier ordre, la perturbation des entrées est fixée à 1% (équation 2 et tableau A-7 - annexe A).

Le nombre de simulations pour la méthode de Monte Carlo a été fixé à 500. Il est nécessaire de réaliser une application comprenant les 500 simulations pour chaque entrée si l'on désire obtenir l'effet de chaque entrée sur la réponse du modèle (tableau A-9 - annexe A). Les distributions de fréquence de toutes les entrées sont considérées normales. La méthode de Monte Carlo a également été appliquée en faisant varier toutes les entrées à la fois afin de calculer l'écart type sur l'oxygène dissous de la rivière qui résulte de l'incertitude de toutes les entrées (tableau 3.7).

La série d'incertitudes élevées n'a pu être appliquée à la méthode de Monte Carlo car elle occasionnait des valeurs négatives du débit qui étaient rejetées par le modèle. Cette série d'incertitudes a seulement été utilisée pour les deux premières méthodes (tableaux A-4, A-6 et A-8 - annexe A).

Les entrées sont ensuite classées selon leur degré de sensibilité pour chaque application des méthodes. La sensibilité se mesure d'après l'effet de

l'entrée sur la sortie du modèle. L'entrée la plus sensible est celle qui cause la plus grande variation de la concentration en oxygène dissous dans le cours d'eau.

L'entrée la plus sensible pour l'analyse de sensibilité est celle qui démontre la plus grande variation totale de l'oxygène dissous d'après les tableaux A-5 et A-6 à l'annexe A. Pour la méthode de l'analyse de l'erreur de premier ordre, les entrées sont classées d'après leur contribution à la variance de l'oxygène dissous. Le composant qui contribue le plus à la variance correspond à l'entrée la plus sensible (tableaux A-7 et A-8 - annexe A). Selon la méthode de Monte Carlo, l'entrée la plus sensible est celle qui produit le plus grand écart type de l'oxygène dissous (tableau A-9 - annexe A). Le classement des entrées selon leur rang de sensibilité pour les différentes méthodes est présenté dans la partie suivante aux tableaux 3.2 et 3.4.

Les résultats des différentes méthodes sont ensuite compilés séparément pour les deux séries d'incertitudes afin de déterminer quelles sont les entrées les plus sensibles pour l'oxygène dissous. Pour ce faire, l'entrée la plus sensible se voit attribuer la cote 1 tandis que la moins sensible reçoit la cote 10. Il s'agit ensuite d'additionner les cotes obtenues par les différentes méthodes. L'entrée qui possède le plus grand nombre de points total correspond à l'entrée la moins sensible et vice versa (tableaux A-10 à A-15 - annexe A). Une compilation de ces résultats est fournie aux tableaux 3.3 et 3.5 présentés dans la section résultats.

La linéarité des entrées a été analysée à l'aide de l'analyse de l'erreur de premier ordre en calculant les coefficients de sensibilité normalisés pour différentes valeurs de perturbation (voir équation 1). De petits changements dans les coefficients de sensibilité normalisés indiquent une presque linéarité de l'entrée autour de l'intervalle des valeurs perturbées. De grands changements des coefficients reflètent des effets importants de non linéarité. Afin de quantifier les effets de non linéarité d'une entrée, il suffit de calculer le changement relatif entre le plus grand et le plus petit coefficient de sensibilité associés à cette entrée (tableau 3.6).

### 3.4 Résultats des analyses d'incertitudes

#### 3.4.1 Résultats des applications avec la série d'incertitudes de valeurs moyennes

Les trois méthodes d'analyse appliquées à la série d'incertitudes moyennes donnent des résultats relativement semblables (tableau 3.2). L'ordre de sensibilité des entrées est presque identique pour les trois méthodes à l'exception de la vitesse et de la demande benthique qui se disputent le troisième rang, ainsi que la profondeur et le paramètre pour l'azote total Kjeldahl qui se retrouvent au sixième ou au septième rang.

La classification des entrées déterminée à l'aide de la compilation des résultats des trois méthodes d'analyse appliquées à la série d'incertitudes moyennes est présentée au tableau 3.3. La classification des entrées selon leur sensibilité est relativement semblable pour les trois tronçons étudiés (tableau 3.3). Au tronçon 3 par contre, la vitesse devient aussi sensible que la demande benthique. Le tableau 3.3 montre également qu'il y a une inversion de sensibilité d'amont en aval entre la profondeur et le paramètre pour l'azote total Kjeldahl (K6).

L'entrée la plus sensible pour tout le système est la concentration en oxygène dissous à l'amont. Cette entrée est suivie en ordre décroissant de sensibilité par la valeur du débit à l'amont, la demande benthique, la vitesse, la concentration en azote total Kjeldahl (Ntk) à l'amont, le paramètre pour le Ntk ou la profondeur, le paramètre pour la DBO, la concentration en DBO à l'amont et finalement, la réaération (tableau 3.3).

TABLEAU 3.2: Comparaison des résultats des trois méthodes pour une variation moyenne (degré de sensibilité en ordre décroissant).

R A N G	ANALYSE DE SENSIBILITE			ERREUR DE 1er ORDRE			MONTE CARLO		
	TRONÇON NO			TRONÇON NO			TRONÇON NO		
	2	3	4	2	3	4	2	3	4
1	[OD]	[OD]	[OD]	[OD]	[OD]	[OD]	[OD]	[OD]	[OD]
2	Débit	Débit	Débit	Débit	Débit	Débit	Débit	Débit	Débit
3	Vit. DB	DB	Vit. DB	DB	DB	DB	Vit. DB	Vit. DB	Vit.
4	---	Vit.	---	Vit.	Vit.	Vit.	---	---	DB
5	[Ntk]	[Ntk]	[Ntk]	[Ntk]	[Ntk]	[Ntk]	[Ntk]	[Ntk]	[Ntk]
6	Prof.	Prof. K6	K6	K6 Prof.	K6	K6	Prof.	Prof.	K6
7	K6	---	Prof.	---	Prof.	Prof.	K6	K6	Prof.
8	K1	K1	K1	K1	K1	K1	K1	K1	K1
9	[DBO]	[DBO]	[DBO]	[DBO]	[DBO]	[DBO]	[DBO]	[DBO]	[DBO]
10	Réaér.	Réaér.	Réaér.	Réaér.	Réaér.	Réaér.	Réaér.	Réaér.	Réaér.

## LEGENDE

- DB : demande benthique;  
 K1 : paramètre pour la DBO;  
 K6 : paramètre pour le Ntk;  
 [DBO] : concentration initiale en DBO (demande biochimique en oxygène);  
 [Ntk] : concentration initiale en azote total Kjeldahl;  
 [OD] : concentration initiale en oxygène dissous;  
 Débit : débit initial;  
 Prof. : profondeur de la rivière;  
 Vit. : vitesse du courant;  
 Réaér. : réaération.

**TABLEAU 3.3:** Sensibilité des entrées pour une variation moyenne à partir de la compilation des résultats des trois méthodes d'analyses (ordre décroissant)

R A N G	LOCALISATION SUR LE COURS D'EAU		
	Tronçon 2 Elément 4	Tronçon 3 Elément 3	Tronçon 4 Elément 8
1	[OD]	[OD]	[OD]
2	Débit	Débit	Débit
3	DB	DB	DB Vitesse
4	Vitesse	Vitesse	-----
5	[Ntk]	[Ntk]	[Ntk]
6	Profondeur	Profondeur K6 (Ntk)	K6 (Ntk)
7	K6 (Ntk)	-----	Profondeur
8	K1 (DBO)	K1 (DBO)	K1 (DBO)
9	[DBO]	[DBO]	[DBO]
10	Réaération	Réaération	Réaération

### LEGENDE

- DB : demande benthique;  
 K1 : paramètre pour la DBO;  
 K6 : paramètre pour le Ntk;  
 [DBO] : concentration initiale en DBO (demande biochimique en oxygène);  
 [Ntk] : concentration initiale en azote total Kjeldahl;  
 [OD] : concentration initiale en oxygène dissous.  
 Débit : débit initial;

### 3.4.2 Résultats des applications avec la série d'incertitudes de valeurs élevées

Les résultats des méthodes d'analyse de sensibilité et d'analyse de l'erreur de premier ordre appliquées à la série d'incertitudes élevées sont quelque peu différents. Seuls les rangs de sensibilité de certaines entrées sont inversés suivant la méthode utilisée. Au tronçon 2 par exemple, les résultats de l'analyse de sensibilité indiquent que le débit à l'amont occupe le premier rang devant la concentration en oxygène dissous à l'amont (tableau 3.4). D'après l'analyse de l'erreur de premier ordre, les résultats donnent l'inverse puisque le débit à l'amont se retrouve au deuxième rang derrière la concentration en oxygène dissous à l'amont. Également, les rangs de sensibilité de la vitesse et de la demande benthique sont inversés ainsi que ceux de la profondeur et du paramètre pour l'azote Kjeldahl.

TABLEAU 3.4: Comparaison des résultats des méthodes d'analyse de sensibilité et de l'erreur de premier ordre pour une variation élevée (degré de sensibilité en ordre décroissant).

R A N G	ANALYSE DE SENSIBILITE			ERREUR DE 1er ORDRE		
	TRONÇON NO			TRONÇON NO		
	2	3	4	2	3	4
1	Débit	Débit	Débit	[OD]	Débit	Débit
2	[OD]	[OD]	Vit.	Débit	[OD]	DB
3	Vit.	Vit.	DB	DB	DB	Vit.
4	DB	DB	[OD]	Vit.	Vit.	[OD]
5	Prof.	Prof.	K6	K6	K6	K6
6	K6	K6	Prof.	Prof.	Prof.	[Ntk]
7	[Ntk]	[Ntk]	[Ntk]	[Ntk]	[Ntk]	Prof.
8	K1	K1	K1	K1	K1	K1
9	[DBO]	[DBO]	[DBO]	---	---	---
10	Réaér.	Réaér.	Réaér.	---	---	---

## LEGENDE

- DB : demande benthique;
- K1 : paramètre pour la DBO;
- K6 : paramètre pour le Ntk;
- [DBO] : concentration initiale en DBO (demande biochimique en oxygène);
- [Ntk] : concentration initiale en azote total Kjeldahl;
- [OD] : concentration initiale en oxygène dissous;
- Débit : débit initial;
- Prof. : profondeur de la rivière;
- Vit. : vitesse du courant;
- Réaér. : réaération.

La compilation des résultats de la série d'incertitudes élevées appliquées aux méthodes d'analyse de sensibilité et de l'erreur de premier ordre est présentée au tableau 3.5. La classification des entrées selon leur degré de sensibilité est différente pour les trois tronçons étudiés. Le débit à l'amont est la variable la plus sensible tout le long du cours d'eau (tableau 3.5). A l'amont du système toutefois, la concentration en oxygène dissous à l'amont occupe aussi le premier rang. La sensibilité de la concentration en oxygène dissous à l'amont diminue vers l'aval car cette variable passe au deuxième rang au tronçon 3 et se retrouve au quatrième rang en aval du système.

La sensibilité de la demande benthique et la vitesse augmente d'amont en aval car ces entrées passent du troisième rang aux tronçons 2 et 3 pour se retrouver à la deuxième place en aval devant la concentration en oxygène à l'amont. Le paramètre pour l'azote Kjeldahl reste au cinquième rang tout le long de la rivière. La profondeur occupe aussi le cinquième rang aux tronçons 2 et 3 mais elle perd de sa sensibilité pour se retrouver au sixième rang en aval. La sensibilité de la concentration en azote Kjeldahl à l'amont augmente en aval car cette variable passe du septième au sixième rang au tronçon 4. Viennent ensuite le paramètre pour la DBO au huitième rang, la concentration de DBO à l'amont au neuvième rang et la réaération au dixième rang.

TABLEAU 3.5: Sensibilité des entrées pour une variation élevée à partir de la compilation des résultats des deux méthodes d'analyses (ordre décroissant).

RANG	LOCALISATION SUR LE COURS D'EAU		
	Tronçon 2 Elément 4	Tronçon 3 Elément 3	Tronçon 4 Elément 8
1	[OD] Débit	Débit	Débit
2	-----	[OD]	DB Vitesse
3	DB Vitesse	DB Vitesse	-----
4	-----	-----	[OD]
5	K6 (Ntk) Profondeur	K6 (Ntk) Profondeur	K6 (Ntk)
6	-----	-----	Profondeur [Ntk]
7	[Ntk]	[Ntk]	-----
8	K1 (DBO)	K1 (DBO)	K1 (DBO)
9	[DBO]	[DBO]	[DBO]
10	Réaération	Réaération	Réaération

#### LEGENDE

- DB : demande benthique;  
 K1 : paramètre pour la DBO;  
 K6 : paramètre pour le Ntk;  
 [DBO] : concentration initiale en DBO (demande biochimique en oxygène);  
 [Ntk] : concentration initiale en azote total Kjeldahl;  
 [OD] : concentration initiale en oxygène dissous.  
 Débit : débit initial;

### 3.4.3 Linéarité des entrées

Le débit amont, la vitesse et la profondeur sont les variables qui démontrent les plus grands changements relatifs de sensibilité (tableau 3.6). Plus le changement relatif est grand, plus l'entrée produit des effets non linéaires sur l'oxygène dissous de la rivière. Les variables hydrauliques sont donc les variables les moins linéaires du système étudié. Le paramètre pour l'azote Kjeldahl démontre également une légère non linéarité. Les autres entrées ont des coefficients de sensibilité normalisés qui sont essentiellement constants.

Les non linéarités des entrées du modèle se reflètent sur la sortie du modèle car l'estimation de l'écart type associé à l'oxygène dissous dans la rivière varie de 12.7% pour les incertitudes moyennes et de 21.7% pour les incertitudes élevées. Noter que dans les deux cas, l'écart type estimé diminue comme la grandeur de la perturbation augmente de -20 à +20%.

Une comparaison des écarts type calculés à l'aide de la méthode de Monte Carlo et ceux déterminés par l'analyse de l'erreur de premier ordre permet d'obtenir des informations sur la linéarité de la sortie du modèle car la méthode de Monte Carlo n'est pas affectée par les non linéarités du modèle.

D'après le tableau 3.7, les deux estimés diffèrent de 7% pour le tronçon 2 et de 14% pour le dernier tronçon. Les différences entre les écarts type peuvent toutefois être considérées comme mineures puisqu'une variation de 0.2 mg/l sur l'oxygène dissous n'est pas significative.

TABLEAU 3.6: Coefficients de sensibilité normalisés pour différentes valeurs de perturbation au tronçon 3 (variations moyenne et élevée).

ENTREE	GRANDEUR DE LA PERTURBATION (%)				CHANGEMENT RELATIF (%) <sup>*</sup>
	-20	- 1	+ 1	+20	
Para. vitesse	0.358	0.292	0.286	0.242	32.4
Para. prof.	0.185	0.146	0.142	0.117	36.8
K2 (réaérat.)	0	0	0	0	0
K1 (DBO)	0	0	0	0	0
K4 (DB)	-0.184	-0.184	-0.184	-0.184	0
K6 (Ntk)	-0.090	-0.089	-0.089	-0.088	2.2
Débit (amont)	0.613	0.459	0.447	0.356	41.9
DBO (amont)	0	0	0	0	0
OD (amont)	1.284	1.284	1.284	1.284	0
Ntk (amont)	-0.096	-0.096	-0.096	-0.096	0
Ecart type moyen (mg/l)	1.091	1.000	0.996	0.952	12.7
Ecart type élevé (mg/l)	2.854	2.468	2.440	2.235	21.7

$$* CR = \frac{|CSN(-20) - CSN(+20)|}{CSN(-20)} \times 100$$

- CR : changement relatif;  
 CSN : coefficient de sensibilité normalisé;  
 ±20 : valeur de la perturbation.

TABLEAU 3.7: Ecarts type calculés par les méthodes d'analyse de l'erreur de premier ordre et de Monte Carlo pour une variation moyenne des entrées.

STATISTIQUES	OXYGENE DISSOUS (mg/l)		
	Tronçon 2 Elément 4	Tronçon 3 Elément 3	Tronçon 4 Elément 8
Ecart type Monte Carlo	0.920 (13.20%)	1.140 (18.75%)	1.362 (26.36%)
Ecart type Erreur 1er ordre	0.855 (12.27%)	0.996 (16.38%)	1.164 (22.56%)
Différence entre les écarts type	0.065 (7.07%)	0.144 (12.63%)	0.198 (14.57%)

## 4. DISCUSSION

### 4.1 Utilité des analyses d'incertitudes

Les modélisateurs font face à de nombreux problèmes lors de l'application d'un modèle à un système rivière donné. Le problème majeur rencontré par les utilisateurs travaillant avec un modèle complexe comme QUAL2E est la calibration du modèle et la détermination du plan d'échantillonnage suffisant pour collecter des données de calibration valables (Brown et Barnwell, 1987). Ces deux problèmes peuvent être résolus dans la plupart des cas en recueillant plus de données sur le terrain mais l'ampleur des échantillonnages est restreinte par les ressources financières disponibles.

Compte tenu de la multitude des problèmes environnementaux et des budgets départis, les services gouvernementaux ne peuvent se permettre d'investir des sommes élevées sur une rivière en particulier. Il en résulte donc que les modélisateurs sont souvent aux prises avec des données insuffisantes pour la calibration et la validation du modèle utilisé (Van Benschoten et Walker, 1984). De plus, les données mesurées in situ sont très incertaines en raison des variabilités temporelle et spatiale rencontrées en milieu naturel (Rickert *et al.*, 1975).

Certains modélisateurs pourraient alors être tentés d'utiliser des valeurs tirées de la littérature plutôt que d'investir dans une série d'échantillonnages coûteux. Cette alternative est-elle la solution au problème des données? Non, car Beck (1987) a démontré que les données de terrain influencent clairement l'habilité du modèle à prédire le comportement futur et la confiance à être attachée à ces prédictions.

Les modélisateurs font alors face à de sérieux problèmes qui les amènent à se questionner sur l'utilité des modèles dans le contrôle de la pollution en rivière. Ces difficultés de modélisation justifient davantage l'importance des analyses d'incertitudes puisque ces dernières aident le modélisateur à optimiser l'argent disponible et à planifier les campagnes d'échantillonnage. En effet, la

sensibilité d'une entrée sur l'oxygène dissous renseigne sur la précision avec laquelle cette entrée doit être estimée quand le modèle est utilisé à des fins prédictives. Lorsque la sortie du modèle est très sensible à l'entrée perturbée, cette dernière doit être estimée précisément. Par contre, lorsque le système est insensible, l'entrée n'a pas besoin d'être estimée précisément. Elle peut même être non significative et pourrait être éliminée du modèle (Bathala et al., 1979).

Les analyses d'incertitudes aident également à la calibration du modèle. D'après une étude de NCASI (1982), les étapes de calibration et de validation peuvent échouer lorsque les valeurs des entrées sont traitées comme des nombres absolus. Cette rigidité dans la spécification des entrées ne reconnaît pas que toutes les mesures comportent une incertitude inhérente. Le défaut de ne pas reconnaître et quantifier cette incertitude peut être partiellement responsable des piètres prédictions du modèle.

La procédure d'estimation des entrées la plus appropriée devrait impliquer des mesures de terrain et de laboratoire des processus environnementaux importants afin d'établir les estimations de l'incertitude dans la valeur des entrées. Si le choix du modèle est approprié pour le système naturel étant représenté, alors des valeurs des entrées hors de l'intervalle déterminé expérimentalement ou théoriquement ne devraient jamais être nécessaires (NCASI, 1982; Thomann, 1982). Les analyses d'incertitudes sont une approche utile pour illustrer quelles entrées mesurées doivent être raffinées.

#### 4.2 Sensibilité des entrées

Les résultats des analyses d'incertitudes mettent bien en évidence qu'à l'amont du système modélisé, la concentration initiale en oxygène dissous est la variable qui contribue le plus à la variabilité de l'oxygène dissous dans la rivière (tableaux 3.3 et 3.5). Le débit à l'amont est également une variable très sensible puisqu'elle se retrouve au premier ou au deuxième rang. Viennent ensuite la demande benthique et la vitesse moyenne de la rivière qui ont un effet semblable sur l'oxygène dissous de la rivière. Ces variables sont suivies par le paramètre

pour l'azote Kjeldahl (K6), la profondeur et la concentration en azote Kjeldahl à l'amont. La sensibilité du paramètre K6 et de la profondeur est presque égale d'après les trois méthodes employées. Le paramètre pour la DBO, la concentration en DBO à l'amont et la réaération se retrouvent dans les derniers rangs. Il est important de noter que cette approche est basée sur une classification de l'importance relative des différents processus et non sur une quantification de l'effet de chaque entrée sur la sortie du modèle.

En allant vers l'aval du cours d'eau, les résultats diffèrent quelque peu dépendamment de la grandeur des incertitudes utilisées lors de l'application des analyses d'incertitudes. Dans le cas des incertitudes moyennes, la sensibilité des entrées reste semblable à celle à l'amont (tableau 3.3). Les résultats des incertitudes élevées démontrent que la sensibilité de la concentration initiale en oxygène dissous diminue vers l'aval (tableau 3.5). Le débit à l'amont devient alors la variable la plus sensible suivie de la demande benthique et de la vitesse. Les autres entrées occupent à peu près les mêmes rangs de sensibilité d'amont en aval.

Les résultats de ces deux séries d'incertitudes sont donc relativement semblables à l'exception de la sensibilité de la concentration en oxygène dissous à l'amont. Dans le cas des incertitudes moyennes, la concentration en oxygène dissous à l'amont reste la variable la plus sensible tout le long du cours d'eau (tableau 3.3). Toutefois, lorsque les incertitudes sont élevées, la concentration en oxygène dissous au bassin de tête passe du premier rang en amont au quatrième rang en aval (tableau 3.5).

Les résultats semblent donc indiquer que la sensibilité de la concentration initiale en oxygène dissous reste stable lorsque les autres entrées varient peu tandis qu'elle diminue lorsque les entrées varient beaucoup. Un examen des résultats bruts permet d'affirmer qu'il n'en est pas ainsi. Les résultats des méthodes de Monte Carlo et d'analyse de l'erreur de premier ordre démontrent que la contribution de la concentration initiale en oxygène dissous à la variation de l'oxygène de la rivière diminue, peu importe la grandeur des incertitudes alors que celle des autres entrées augmente (tableaux A-7, A-8 et A-9 - annexe A). La

sensibilité du modèle devient plus grande d'amont en aval car l'effet des incertitudes sur l'oxygène dissous est cumulatif (Crabtree *et al.*, 1986). D'après la méthode de l'analyse de sensibilité, la contribution de l'oxygène dissous à l'amont augmente d'amont en aval mais cette hausse est beaucoup moins prononcée que celle des autres entrées (tableaux A-5 et A-6 - annexe A).

Comment expliquer alors que la concentration initiale en oxygène reste au premier rang de sensibilité pour les incertitudes moyennes? Tout simplement par le fait que l'augmentation de la sensibilité des autres entrées n'est pas assez grande pour dépasser celle de la concentration en oxygène dissous au bassin de tête. Lorsque les entrées du modèle varient très peu, il est tout à fait normal que la concentration initiale en oxygène dissous soit la variable la plus sensible tout le long du cours d'eau parce que c'est à partir de cette variable que sont calculés les différents termes de gains et de pertes d'oxygène. Lorsque les entrées varient beaucoup, leurs effets sur l'oxygène de la rivière deviennent rapidement plus importants et ont pour résultat de masquer celui de la concentration en oxygène dissous à l'amont.

Dans un cours d'eau, habituellement, la sensibilité de la concentration initiale en oxygène dissous devrait diminuer d'amont en aval lorsque la charge en oxygène dissous diminue, peu importe la grandeur des incertitudes. Quand les incertitudes sont faibles, la sensibilité des entrées varie beaucoup plus lentement d'amont en aval. Il faudra alors une plus grande distance sur la rivière pour que la sensibilité des autres entrées surpasse celle de la concentration en oxygène dissous à l'amont. La distance modélisée étant très courte (1.7 km), il n'est pas possible d'observer une diminution suffisante de la sensibilité de la concentration en oxygène dissous au bassin de tête pour qu'elle se retrouve à un rang inférieur comme il est possible de l'observer pour les résultats des incertitudes élevées.

Il est difficile de comparer les résultats obtenus lors de cet étude avec ceux de la littérature car la sensibilité des entrées est dépendante du modèle et de la situation du cours d'eau (NCASI, 1982). Plus particulièrement, la sensibilité est fonction du kilométrage de la rivière, de la température, des charges en polluants et de leur paramètre de dégradation respectif (NCASI, 1985a).

Les résultats des analyses d'incertitudes indiquent que la concentration en oxygène dissous à l'amont et les variables hydrauliques jouent un rôle plus important que les variables biochimiques. Dans les cours d'eau lents, le déficit initial en oxygène dissous est effectivement le contribuant majeur à l'erreur sur de l'oxygène dissous (Chadderton et al., 1982). Brown (1986) et Brown et Barnwell (1987) ont également obtenu des résultats semblables dans des conditions similaires d'application sur les rivières Ouachita et Withlacoochee.

Une bonne estimation du débit et des variables hydrauliques (surtout la vitesse) est donc importante afin d'augmenter les capacités de prédiction du modèle. Il est important de déterminer les variables hydrauliques de vitesse et de profondeur avec précision car elles influencent la sensibilité des entrées du modèle tels la demande benthique et le taux de réaération à cause de leur interdépendance dans le calcul de l'oxygène dissous (NCASI, 1982).

Dans le cas étudié, la demande benthique est le processus biochimique le plus important à mesurer avec précision. Une estimation adéquate de la demande benthique nécessite de nombreuses mesures en raison de la grande variabilité spatiale de cette entrée (NCASI, 1985a). La nitrification est un processus plus important sur le bilan de l'oxygène dissous que la dégradation de la DBO. L'oxygène dissous de la rivière s'avère peu sensible à la réaction de DBO et à la réaération en raison de la valeur très faible de leur paramètre (tableau A-1 - annexe A).

Dans le système à l'étude, la concentration en oxygène dissous à l'amont, le débit à l'amont, la vitesse et la demande benthique sont les entrées qui devraient être mesurées avec la plus grande précision possible. Le choix des valeurs de ces entrées est critique mais il ne l'est pas pour les paramètres touchant la DBO et la réaération.

### 4.3 Meilleure méthode d'analyse des incertitudes

Les méthodes d'analyse de sensibilité et d'analyse de l'erreur de premier ordre sont limitées par la non linéarité des entrées. Une étude sur la linéarité des entrées permettra de déterminer si ces deux méthodes sont efficaces pour la rivière hypothétique.

Les résultats du tableau 3.6 démontrent que les variables hydrauliques présentent de grandes non linéarités. Lorsque ces variables sont aussi parmi les plus sensibles, un examen complet du régime hydraulique de la rivière serait nécessaire afin de poursuivre la modélisation. Ce faisant, la difficulté majeure d'application du modèle QUAL2 serait résolue à savoir: la disponibilité de données hydrauliques suffisantes, particulièrement les temps de parcours, car les paramètres des équations en sont dépendants (Crabtree *et al.*, 1986).

La non linéarité des variables hydrauliques ne semblent pas affecter la sortie du modèle puisque l'écart type sur l'oxygène dissous résultant des incertitudes moyennes ne varient pas de plus de 0.14 mg/l ou 12.7% (tableau 3.6). L'écart type provenant des incertitudes élevées est toutefois moins linéaire car il varie de 0.62 mg/l ou 21.7%.

La comparaison des écarts type, déterminés par les méthodes de l'analyse de l'erreur de premier ordre et de Monte Carlo avec des incertitudes moyennes, démontrent une assez bonne similitude (tableau 3.7). Cette similitude indique que l'oxygène dissous du système rivière n'est pas particulièrement non linéaire dans l'intervalle de l'incertitude assumé pour les simulations (Brown, 1986). Les méthodes d'analyse de sensibilité et d'analyse de l'erreur de premier ordre ne seraient donc pas limitées par la non linéarité des entrées lorsque des incertitudes moyennes sont utilisées.

Lorsque les résultats des trois méthodes fournissent des résultats semblables, comme c'est le cas ici, la meilleure méthode est celle qui fournit le plus d'information pour le moindre effort dans le moins de temps possible.

Le tableau 4.1 présente les exigences et les sorties des trois méthodes d'analyse des incertitudes pour le système rivière à l'étude. Le plus grand désavantage de la méthode de Monte Carlo réside dans son énorme temps d'exécution des analyses d'incertitudes comparativement aux deux autres techniques. Cette méthode nécessite également un plus grand nombre de fichiers d'entrée, ce qui demande plus de temps de préparation. De plus, la sortie du modèle la plus intéressante soit l'écart type, peut aisément être calculé par la technique de l'analyse de l'erreur de premier ordre. Lorsque l'oxygène dissous de la rivière n'est pas affecté par la non linéarité, l'application de la méthode de Monte Carlo n'est pas nécessaire.

TABLEAU 4.1: Efforts requis pour appliquer les trois méthodes d'analyse des incertitudes aux dix entrées.

	Analyse de sensibilité	Erreur de premier ordre	Monte Carlo
Nb fichiers d'entrée	1	2	11
Exigences d'entrée	variation ou variance	variance perturbation	variance distribution Nb simulations
Temps d'exécution	7 minutes	4 minutes	1084 minutes (18 heures)
Sorties	variation OD	CSN CPV écart type	écart type CV distribution de l'OD

#### LEGENDE

- CPV : composant de la variance;
- CSN : coefficient de sensibilité normalisé;
- CV : coefficient de variation;
- Nb : nombre;
- OD : oxygène dissous.

Les deux autres méthodes requièrent des efforts relativement semblables au niveau des fichiers et des exigences d'entrée. Le temps d'exécution des analyses est également semblable quoique légèrement plus court pour l'analyse de l'erreur de premier ordre. L'analyse de sensibilité fournit une sortie unique tandis que la deuxième méthode calcule trois types de sorties différentes.

L'analyse de sensibilité est utile pour déterminer la sensibilité relative des différentes entrées du modèle tout comme l'analyse de l'erreur de premier ordre. Par contre, cette dernière technique permet d'examiner facilement la linéarité des entrées et de la sortie du modèle soit l'oxygène dissous dans la rivière. Par-dessus tout, l'analyse de l'erreur de premier ordre permet de calculer l'erreur totale associée à la sortie du modèle. Cette erreur totale, présentée sous forme d'écart type, permet de connaître la précision des prédictions du modèle.

La méthode de l'analyse de l'erreur de premier ordre constitue donc la méthode d'analyse des incertitudes la plus complète pour un minimum d'efforts fournis. Toutefois, lorsque la sortie du modèle est très affectée par les non linéarités, la méthode de Monte Carlo se montrerait la technique la plus efficace même si elle demande beaucoup de temps et d'énergie.

## 5. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Les modèles de qualité des eaux ne peuvent être utilisés à des fins de contrôle de la pollution que lorsqu'ils fournissent des résultats prédictifs valables. Pour obtenir de tels résultats, la collecte de données sur le terrain est une étape primordiale. Il serait impensable de vouloir réaliser une application d'un modèle à une rivière sans utiliser les données de base minimales requises. Un scientifique des ressources a besoin de visiter et d'examiner un bassin de rivière en détail pour comprendre adéquatement les conditions environnementales, les problèmes et les besoins en données (Rickert et al., 1975).

Les analyses d'incertitudes sont utiles dans un but de gestion des ressources en eau pour les raisons suivantes:

- elles aident à réaliser les plans d'échantillonnage en guidant les modélisateurs vers les entrées les plus importantes à mesurer;
- elles permettent d'optimiser les budgets investis car les entrées non sensibles peuvent être éliminées de la modélisation;
- elles renseignent sur la fiabilité des prédictions du modèle;
- elles s'intègrent facilement dans la démarche de modélisation de la qualité de l'eau en rivière.

L'utilisation de valeurs de la littérature pour des fins de modélisation doit donc être faite avec prudence car la calibration des paramètres à partir de valeurs de la littérature produit les prédictions les moins exactes des conditions observées (NCASI, 1982). Elle ne peut être justifiée que pour des paramètres peu sensibles.

D'autre part, les paramètres les plus sensibles doivent être mesurés précisément. Il convient donc de recueillir le plus de données possibles sur ces paramètres. Cette abondance de données permet au modèle de prédire plus sûrement les conditions futures de qualité de la rivière car elle aide à calibrer et valider le modèle. Ces données de terrain permettent aussi de déterminer les incertitudes réelles du système étudié ce qui rehausse la fiabilité des analyses d'incertitudes et des prédictions du modèle.

Pour le cas hypothétique utilisé, les entrées qui demanderaient plus d'investigation sont la concentration en oxygène dissous à l'amont, le débit à l'amont, la vitesse et la demande benthique. L'analyse de l'hydraulique de la rivière est un prérequis essentiel pour débiter l'évaluation de la qualité en rivière (Rickert et al., 1975).

Lorsque la sortie du modèle n'est pas affectée par les non linéarités, la méthode d'analyse de l'erreur de premier ordre s'avère la plus efficace. Celle-ci est beaucoup plus rapide que la méthode de Monte Carlo et elle fournit plus de résultats que l'analyse de sensibilité. Dans le cas où les non linéarités des entrées ont un grand effet sur la sortie du modèle, l'utilisation de la méthode de Monte Carlo est recommandée.

Les analyses d'incertitudes peuvent aider les gestionnaires à rentabiliser l'utilisation de modèles mathématiques à des fins de gestion des ressources en eau.

Une meilleure compréhension de la non linéarité du modèle ainsi que de la variance, des fonctions de distribution et des corrélations des entrées est nécessaire pour une application plus confiante de ces techniques (Crabtree et al., 1986). Ces nouvelles connaissances amélioreront les capacités de prédiction des modèles et les rendront plus efficaces pour contrôler la pollution en rivière.

## 5.1 **Recommandations**

Afin de faciliter l'intégration des analyses d'incertitudes dans le processus de modélisation de la qualité de l'eau en rivière, une démarche de modélisation est proposée. Compte tenu des difficultés techniques rencontrées dans cette étude, la pertinence de cette démarche devrait être vérifiée par de plus amples investigations.

### 1. **Echantillonnage préliminaire**

Cette campagne vise à obtenir un premier aperçu des conditions environnementales de la rivière. Tous les processus agissant sur l'oxygène dissous devront être mesurés. Cet échantillonnage aidera pour la sélection d'un modèle approprié au milieu. Les données recueillies devraient être toutefois assez nombreuses pour permettre la réalisation d'une calibration et d'analyses d'incertitudes préliminaires.

### 2. **Choix du modèle**

Le choix du modèle pourra être appelé à être modifié en cours de modélisation car d'après le NCASI (1982), une seule campagne d'échantillonnage n'est pas suffisante pour définir les processus majeurs affectant la qualité de l'eau.

### 3. **Calibration et analyses d'incertitudes préliminaires**

Cette étape vise à déterminer les processus importants sur le bilan de l'oxygène qui nécessiteront un échantillonnage plus poussé. Les processus jugés non significatifs peuvent être omis de la modélisation et ne nécessiteront pas de plus amples renseignements.

### 4. **Campagnes d'échantillonnage de la calibration et de la validation**

L'importance de la précision des mesures prises lors des campagnes d'échantillonnage de la calibration et de la validation est primordiale car les

données serviront à calibrer et à valider le modèle et à déterminer les incertitudes. La variance de toutes les entrées devrait être connue pour chaque tronçon de la rivière. En pratique, cette information est probablement difficile et peut même être impossible à obtenir sans un échantillonnage approfondi (Chadderton *et al.*, 1982). Toutefois cet échantillonnage peut se limiter aux entrées les plus importantes déterminées à l'aide des analyses d'incertitudes.

Les processus biochimiques jugés importants devraient subir un échantillonnage complet qui tient compte de la variabilité diurne à tous les transects. Des analyses de tous les paramètres devront être faites sur les prélèvements effectués durant une journée à intervalle de quatre heures. Les profils de l'oxygène dissous et la température devront également être établis à partir de mesures *in situ* prises selon la même fréquence que les prélèvements.

#### 5. Calibration et validation

Le succès de ces étapes devrait être vérifié à l'aide des tests statistiques tels la comparaison des moyennes à l'aide de la distribution de Student, la régression linéaire, l'erreur quadratique moyenne, l'erreur relative médiane, etc.. Plus de détails sur ces tests sont fournis à l'annexe B.

#### 6. Analyses d'incertitudes

Il faut d'abord vérifier si la sortie du modèle est affectée par les non linéarités des entrées. Ceci se démontre en calculant les coefficients de sensibilité normalisés pour différentes valeurs de perturbation à l'aide de l'analyse de l'erreur de premier ordre. Une grande variabilité des coefficients indiquent la présence de non linéarités. Lorsque la sortie du modèle n'est pas affectée par les non linéarités, les tests peuvent être poursuivis avec l'analyse de l'erreur de premier ordre. Sinon, l'utilisation de la méthode de Monte Carlo serait préférable. Le calcul de l'erreur totale de la sortie du modèle déterminera les capacités de prédiction du modèle.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Argentesi, F. et Olivi, L. (1976).

"Statistical sensitivity analysis of a simulation model for the biomass-nutrient dynamics in aquatic ecosystems". Proc., 4th Summer Computer Simulation Conference, California, pp. 389-393.

Bathala, C.T., Das, K.C. et Jones, W.D. (1979).

"Assimilative capacity of small streams". Proc. Amer. Soc. Civil Eng., J. Env. Eng. Div., 105 (EE6): 1049-1061.

Beak Inc. (Les Conseillers IEC) (1985).

"Etude de l'impact sur l'environnement de différents procédés de mise en pâte et de différentes localisations de l'exutoire. - La Cie Abitibi-Price Ltée-Alma, Québec". Projet 1040.5, 42 p.

Beck, M.B. (1984).

"On the development and application of models for water quality management". Water Sci. Technol., 16 (5-7): 541-560.

Beck, M.B. (1987).

"Water quality modeling: a review of the analysis of uncertainty". Water Resour. Res., 23 (8): 1393-1442.

Bellman, R.E., Kagiwada, H. et Kalaba, R.E. (1966).

"Inverse problems in ecology". J. Theor. Biol., 11: 164-167.

Boudreault, P. (1986).

"Utilité des modèles mathématiques de qualité en rivière: cas d'application du modèle d'oxygène dissous QUAL-2 à la rivière Yamaska-Nord". Mémoire de maîtrise, INRS-Eau, 94 p.

Bowie, G.L., Mills, W.B., Porcella, D.B., Campbell, C.L., Pagenkopf, J.R., Rupp, G.L., Johnson, K.M., Chan, P.W.H., Gherini, S.A., Chamberlin, C.E. (1985).

"Rates constants and kinetics formulations in surface water quality modeling (Second Edition)". Environmental Research Laboratory Office or Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 455 p.

Brown, L.C. et Barwell, T.O. Jr. (1985).

"Computer program documentation for the enhanced stream quality model QUAL2E". Environmental Research Laboratory Office or Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 181 p.

Brown, C.L. (1986).

"Uncertainty analysis using QUAL2E". Environmental Research Laboratory Office or Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 16 p.

Brown, C.L. et Barnwell, T.O. Jr. (1987).

"The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS documentation and user manual". Environmental Research Laboratory Office or Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 189 p.

Byrd, J.F., Ehrke, M.D. et Whitfield, J.I. (1984).

"New bleached kraft pulp plant in Georgia - state of the art environmental control". J. Water Pollut. Contr. Fed., 56 (4): 378-385.

Chadderton, R.A., Miller, A.C. et McDonnell, A.J. (1982).

"Uncertainty analysis of dissolved oxygen model". Proc. Amer. Soc. Civil Eng., J. Env. Eng. Div., 108 (EE5): 1003-1013.

- Crabtree, R.W., Cluckie, I.D., Forster, C.F. et Crockett, C.P. (1986).  
"Comparison of two river quality models". *Water Res.*, 20 (1): 53-61.
- Dandy, G.C. et Moore S.F. (1979).  
"Water quality sampling programs in rivers". *Proc. Am. Soc. Civ. Eng., J. Env. Eng. Div.*, 105 (EE4): 695-712.
- Dewey, R.J. (1984).  
"Application of stochastic dissolved oxygen model". *Proc. Amer. Soc. Civil Eng., J. Env. Eng. Div.*, 110 (2): 412-429.
- Dilks, D.W. (1987).  
"Analysis of water quality model uncertainty using a bayesian Monte Carlo method". Thèse de doctorat à l'Université du Michigan, Ann Arbor, Mi, USA, 187 p.
- DiToro, D.M. et van Straten, G. (1979).  
"Uncertainty in the parameter and predictions of phytoplankton models". WP-79. International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria, 27 p.
- Environnement Canada (McNeely, R.N., Neimanis, V.P., Dwyer, L.) (1980).  
"Références sur la qualité des eaux; guide des paramètres de la qualité des eaux". Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Ottawa, Canada, 100 p.
- Jaffe, P.R et Parker, F.L. (1984).  
"Uncertainty analysis of first order decay model". *Proc. Amer. Soc. Civil Eng., J. Env. Eng. Div.*, 110 (1): 131-140.
- Kinnunen, K., Nyholm, B., Niemi, J., Frisk, T., Kylä-Harakka, T. et Kauranne, T. (1982).  
"Water quality modeling of finnish water bodies". Vesihallitus-National Board of Waters, Finlande. 99 p.

Koivo, A.J. et Phillips, G.R. (1971).

"Identification of mathematical models for DO and BOD concentrations in polluted streams from noise corrupted measurements". *Water. Res. Res.*, 7 (4): 853-862.

McLaughlin, D.B. (1983).

"Statistical analysis of uncertainty propagation and model accuracy, in *Uncertainty and Forecasting of Water Quality*, edited by M.B. Beck and G. van Straten, New York, pp. 305-319.

MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec) (1985).

"Le bassin versant du lac St-Jean. Une ressource à préserver". Direction Générale de l'Assainissement des Eaux, Direction des Etudes du Milieu Aquatique, 32 p.

NCASI (1982).

"A study of the selection, calibration and verification of mathematical water quality models". National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement, Inc., Technical Bulletin No 367, 89 p.

NCASI (1985a).

"A study of uncertainty analysis techniques and their application to the mathematical water quality model SNSIME". National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement, Technical Bulletin No 473, 40 p.

NCASI (1985b).

"A compilation of surface water quality modeling formulations, rate constants and kinetic coefficients". National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement, Technical Bulletin No 473, 230 p.

O'Neill, R.V. (1973).

"Error analysis of ecological models, Radionuclides in Ecosystems". Conf. 710501, Natl. Tech. Inf. Serv., Springfield, Va., pp. 898-908.

- Parker, R.A. (1972).  
"Estimation of aquatic ecosystem parameters". Verh, Int. Ver. Limnol.,  
18: 257-263.
- Rickert, D.A., Hines, W.G. et McKenzie, S.W. (1975).  
"Methods and data requirements for river-quality assessment". Water  
Resour. Bull., 11 (5): 1013-1039.
- Shastri J.S., Fan, L.T. et Erickson, L.E. (1973).  
"Non-linear parameter estimation in water quality modelling". Proc. Amer.  
Soc. Civil Eng., J. Env. Eng. Div., 99 (EE3): 315-331.
- Tétreault, R., Desjardins, R., Bédard Y. et Brière, F. (1983).  
"Evaluation de la constante d'utilisation de la DBO et du coefficient de  
température: comparaison des deux méthodes". Sci. Tech. Eau, 16 (3):  
255-259.
- Tischler, L.F., Bradley, R.M., Park, S.J. et Rhee, D.G. (1984).  
"Water quality modeling of the lower Han river, Korea". Wat. Sci. Technol.,  
17: 979-990.
- Thomann, R. (1982).  
"Verification of water quality models". Proc. Amer. Soc. Civil Eng., J. Env.  
Eng. Div., 108 (EE5): 923-940.
- Van Benschoten, J. et Walker, W.W. Jr. (1984).  
"Calibration and application of QUAL-II to the Lower Winooski river". Water  
Resour. Bull., 20 (1): 109-117.
- Ward, R.C. et Loftis, J.C. (1983).  
"Incorporating the stochastic nature of water quality into management". J.  
Water Pollut. Contr. Fed., 55 (4): 408-414.

Warwick, J.J. et Cale, W.G. (1986).

"Effects of parameter uncertainty in stream modeling". Proc. Amer. Soc. Civil Eng., J. Env. Eng. Div., 112 (3): 479-489.

Wen, C.-G., Kao, J.-F., Wang, L.K. et Wang, M.H. (1982).

"Determination of sensitivity water quality parameters for stream pollution control". J. Environ. Manag., 14: 17-34.

Wen, C.-G., Kao, J.-F., Wang, L.K. et Wang, M.H. (1980).

"Practical application of sensitivities of stream water quality parameters". Tech. Rept., Stevens Inst. of Tech. and Cheng Kung Univ., Tainan, Taiwan, 61 p.

Zison, S.W., Mills, W.B., Deimer, D. et Chen, C.W. (1978).

"Rates constants and kinetics formulations in surface water quality modeling". Environmental Research Laboratory Office of Research and Development. U.S. Environment Protection Agency. Athens, Georgia, 317 p.

## **ANNEXE A**

### **ANALYSES DES INCERTITUDES**

TABLEAU A-1: Résumé des entrées du modèle.

ENTREES	UNITE	AMONT (23°C)	TR. 1 (20°C)	TR. 2 (20°C)	TR. 3 (20°C)	TR. 4 (20°C)
Débit	(m <sup>3</sup> /s)	12.900	--	--	--	--
Vitesse	(m/s)	--	0.124	0.050	0.048	0.083
Profondeur	(m)	--	3.200	3.700	4.200	4.800
Temps parcours	(jour)	--	0.017	0.023	0.024	0.014
OD	(mg/l)	8.000	--	--	--	--
DBO	(mg/l)	24.000	--	--	--	--
K1 (DBO)	(jour <sup>-1</sup> )	--	0.050	0.050	0.050	0.050
K2 (réaér.)	(jour <sup>-1</sup> )	--	0.238	0.125	0.105	0.106
K4 (DB)	(g/m <sup>2</sup> /j)	--	5.560	16.890	22.550	11.790
Ntk	(mg/l)	1.100	--	--	--	--
K6 (Ntk)	(jour <sup>-1</sup> )	--	0.000	0.610	0.652	0.610
NO <sub>2</sub>	(mg/l)	0.050	--	--	--	--
K7 (NO <sub>2</sub> )	(jour <sup>-1</sup> )	--	50.000	50.000	50.000	50.000

## LEGENDE

- DBO : concentration en DBO (demande biochimique en oxygène);  
 Ntk : concentration en azote total Kjeldahl;  
 NO<sub>2</sub> : concentration en nitrites;  
 OD : concentration en oxygène dissous.  
 K1 : paramètre pour la DBO;  
 K2 : paramètre pour la réaération;  
 K4 : paramètre pour la demande benthique;  
 K6 : paramètre pour le Ntk;  
 K7 : paramètre pour les nitrites;

TABLEAU A-2: Composants du bilan massique de l'oxygène dissous.

ENTREES	OXYGENE DISSOUS (mg/l-jour)		
	TRONÇON 2 ELEMENT 4	TRONÇON 3 ELEMENT 3	TRONÇON 4 ELEMENT 8
K1 (DBO)	-1.36	-1.37	-1.33
K4 (DB)	-5.44	-6.42	-2.87
K6 (Ntk)	-2.76	-2.84	-2.33
K2 (réaér.)	0.21	0.27	0.38

TABLEAU A-3: Analyse de sensibilité sur l'oxygène dissous avec une variation moyenne.

ENTREES unités par jour	VALEUR INITIALE MIN/MAX	VALEUR MODIFIÉE MIN/MAX	VARIATION DE L'ENTREE (%)	VARIATION DE L'OXYGENE DISSOUS (%)		
				Tronçon 2 Elément 4	Tronçon 3 Elément 3	Tronçon 4 Elément 8
Paramètre de vitesse	0.0003/0.0009	0.0003/0.0008 0.0004/0.0010	- 15 + 15	- 2.44 1.87	- 5.10 3.78	- 8.30 6.40
Paramètre de profondeur	0.0232/0.0344	0.0197/0.0292 0.0267/0.0395	- 15 + 15	- 1.29 0.86	- 2.63 1.81	- 3.88 2.71
K2 (réaération)	0.1020/0.2400	0.0765/0.1800 0.1312/0.2975	- 25 + 25	0 0	- 0.16 0.16	- 0.39 0.39
K1 (DBO)	0.0500	0.0375 0.0625	- 25 + 25	0.57 - 0.57	0.99 - 0.99	1.94 - 1.94
K4 (DB)	0.5166/2.0950	0.3874/1.5713 0.6457/2.6188	- 25 + 25	2.15 - 2.15	4.61 - 4.61	7.36 - 7.36
K6 (Ntk)	0.6100/0.6520	0.4575/0.4890 0.7625/0.8150	- 25 + 25	1.00 - 1.00	2.30 - 2.14	4.26 - 4.07
Débit (amont)	455.54	387.21 523.87	- 15 + 15	- 4.02 2.73	- 8.39 5.59	-13.57 9.11
DBO (amont)	24.00	19.20 28.00	- 15 + 15	0.43 - 0.43	0.82 - 0.82	1.55 - 1.55
Oxygène dis- sous (amont)	8.00	7.20 8.80	- 10 + 10	-11.33 11.33	-12.83 12.83	-14.92 14.92
Ntk (amont)	1.10	0.77 1.43	- 30 + 30	1.29 - 1.29	2.80 - 2.80	5.62 - 5.62

TABLEAU A-4: Analyse de sensibilité sur l'oxygène dissous avec une variation élevée.

ENTREES unités par jour	VALEUR INITIALE MIN/MAX	VALEUR MODIFIÉE MIN/MAX	VARIATION DE L'ENTREE (%)	VARIATION DE L'OXYGENE DISSOUS (%)		
				Tronçon 2 Elément 4	Tronçon 3 Elément 3	Tronçon 4 Elément 8
Paramètre de vitesse	0.0003/0.0009	0.0002/0.0004 0.0005/0.0013	- 50 + 50	-13.63 4.59	-27.96 9.70	-45.35 16.28
Paramètre de profondeur	0.0232/0.0344	0.0116/0.0172 0.0348/0.0516	- 50 + 50	- 7.32 2.15	-15.44 4.44	-23.26 6.40
K2 (réaération)	0.1050/0.2380	0/0 0.2100/0.4760	-100 +100	- 0.29 0.29	- 0.66 0.66	- 1.55 1.36
K1 (DBO)	0.0500	0 0.1000	-100 +100	2.00 - 2.01	3.95 - 3.95	7.56 - 7.33
K4 (DB)	0.5166/2.0950	0/0 1.0331/4.1900	-100 +100	8.60 - 8.61	18.42 -18.42	29.26 -29.26
K6 (Ntk)	0.6100/0.6520	0/0 1.2200/1.3040	-100 +100	4.45 - 4.02	9.54 - 8.39	18.60 -14.73
Débit (amont)	455.540	227.770 683.310	- 50 + 50	-28.84 6.31	-60.36 13.32	-94.96 22.09
DBO (amont)	24.000	14.400 33.600	- 40 + 40	0.86 - 0.86	1.64 - 1.64	3.10 - 3.10
Oxygène dis- sous (amont)	8.000	6.800 9.200	- 15 + 15	-16.93 16.93	-19.24 19.24	-22.48 22.48
Ntk (amont)	1.100	0.275 1.925	- 75 + 75	3.30 - 3.30	7.24 - 7.24	13.95 -13.95

TABLEAU A-5: Compilation des résultats de l'analyse de sensibilité avec une variation moyenne.

ENTREE	VARIATION DE L'ENTREE (%)	VARIATION TOTALE DE L'OD (%)		
		Tronçon 2 Elément 4	Tronçon 3 Elément 3	Tronçon 4 Elément 8
Para. vitesse	15	4.31	8.88	14.70
Para. prof.	15	2.15	4.44	6.59
K2 (réaérat.)	25	0.00	0.32	0.78
K1 (DBO)	25	1.14	1.98	3.88
K4 (DB)	25	4.30	9.22	14.72
K6 (Ntk)	25	2.00	4.44	8.33
Débit (amont)	15	6.75	13.98	22.68
DBO (amont)	20	0.86	1.64	3.10
OD (amont)	10	22.66	25.66	29.84
Ntk (amont)	30	2.58	4.60	11.24

TABLEAU A-6: Compilation des résultats de l'analyse de sensibilité avec une variation élevée.

ENTREE	VARIATION DE L'ENTREE (%)	VARIATION TOTALE DE L'OD (%)		
		Tronçon 2 Elément 4	Tronçon 3 Elément 3	Tronçon 4 Elément 8
Para. vitesse	15	18.22	37.66	61.63
Para. prof.	15	9.47	19.88	29.66
K2 (réaérat.)	25	0.58	1.32	2.91
K1 (DBO)	25	4.01	7.90	14.89
K4 (DB)	25	17.21	36.84	58.52
K6 (Ntk)	25	8.47	17.93	33.33
Débit (amont)	15	35.15	73.68	117.05
DBO (amont)	20	1.72	3.28	6.20
OD (amont)	10	33.86	38.48	44.96
Ntk (amont)	30	6.60	14.48	27.90

TABLEAU A-7: Analyse de l'erreur de premier ordre sur l'oxygène dissous avec un écart type moyen et une perturbation de + 1%.

ENTREE	ECART TYPE RELATIF (%)	COEFF. SENSIBILITE NORMALISES			COMPOSANTS DE LA VARIANCE (%)		
		Tronçon 2 Elément 4	Tronçon 3 Elément 3	Tronçon 4 Elément 8	Tronçon 2 Elément 4	Tronçon 3 Elément 3	Tronçon 4 Elément 8
Para. vitesse	15	0.137	0.286	0.476	2.81	6.85	10.02
Para. prof.	15	0.067	0.142	0.209	0.68	1.70	1.93
K2 (réaérat.)	25	0	0	0	0	0	0
K1 (DBO)	25	0	0	0	0	0	0
K4 (DB)	25	-0.086	-0.184	-0.293	3.03	7.86	10.58
K6 (Ntk)	25	-0.042	-0.089	-0.165	0.74	1.84	3.34
Débit (amont)	15	0.213	0.447	0.723	6.74	16.72	23.15
DBO (amont)	20	0	0	0	0	0	0
OD (amont)	10	1.129	1.284	1.492	84.56	61.37	43.75
Ntk (amont)	30	-0.044	-0.096	-0.185	1.15	3.07	6.07
ECART TYPE SIMULE (mg/l)					0.86	1.00	1.16
ECART TYPE SIMULE (%) *					12.27	16.38	22.56

$$* Sx(\%) = \frac{Sx \times 100}{[OD]}$$

Sx : écart type simulé en mg/l ;

Sx(%) : écart type simulé en pourcentage ;

[OD] : concentration en oxygène dissous.

TABLEAU A-8: Analyse de l'erreur de premier ordre sur l'oxygène dissous avec un écart type élevé et une perturbation de +1%.

ENTREE	ECART TYPE RELATIF (%)	COEFF. SENSIBILITE NORMALISES			COMPOSANTS DE LA VARIANCE (%)		
		Tronçon 2 Elément 4	Tronçon 3 Elément 3	Tronçon 4 Elément 8	Tronçon 2 Elément 4	Tronçon 3 Elément 3	Tronçon 4 Elément 8
Para. vitesse	50	0.137	0.286	0.476	8.33	12.69	14.60
Para. prof.	50	0.067	0.142	0.209	2.01	3.15	2.81
K2 (réaérat.)	100	0	0	0	0	0	0
K1 (DBO)	100	0	0	0	0.72	0.94	1.45
K4 (DB)	100	-0.086	-0.184	-0.293	12.95	20.96	22.21
K6 (Ntk)	100	-0.042	-0.089	-0.165	3.15	4.92	7.01
Débit (amont)	50	0.213	0.447	0.723	20.00	30.96	33.74
DBO (amont)	40	0	0	0	0	0	0
OD (amont)	15	1.129	1.284	1.492	50.70	23.01	12.91
Ntk (amont)	75	-0.044	-0.096	-0.185	1.92	3.20	4.97
ECART TYPE SIMULE (mg/l)					1.66	2.44	3.22
ECART TYPE SIMULE (%) *					23.76	40.13	62.31

$$* Sx(\%) = \frac{Sx \times 100}{[OD]}$$

Sx : écart type simulé en mg/l;

Sx(%) : écart type simulé en pourcentage;

[OD] : concentration en oxygène dissous.

TABLEAU A-9: Technique de Monte Carlo sur l'oxygène dissous avec un écart type moyen.

ENTREE	ECART TYPE RELATIF (%)	ECART TYPE SUR OD (mg/l)		
		Tronçon 2 Elément 4	Tronçon 3 Elément 3	Tronçon 4 Elément 8
Para. vitesse	15	0.156	0.283	0.398
Para. prof.	15	0.084	0.155	0.195
K2 (réaérat.)	25	0.005	0.009	0.019
K1 (DBO)	25	0.036	0.060	0.098
K4 (DB)	25	0.152	0.284	0.386
K6 (Ntk)	25	0.073	0.135	0.212
Débit (amont)	15	0.295	0.540	0.735
DBO (amont)	20	0.029	0.050	0.081
OD (amont)	10	0.790	0.783	0.773
Ntk (amont)	30	0.091	0.173	0.284

TABLEAU A-10: Sensibilité des entrées d'après les trois méthodes d'analyse des incertitudes appliquées au tronçon 2 avec une variation moyenne.

ENTREE	ANALYSE DE SENSIBILITE	ERREUR DE 1er ORDRE	MONTE CARLO	TOTAL	RANG
Para. vitesse	3	4	3	10	4
Para. prof.	5	7	5	17	6
K1 (DBO)	7	8	7	22	8
K2 (réaérat.)	9	8	9	26	10
K4 (DB)	3	3	3	9	3
K6 (Ntk)	6	6	6	18	7
DBO (amont)	8	8	8	24	9
Débit (amont)	2	2	2	6	2
Ntk (amont)	4	5	4	13	5
OD (amont)	1	1	1	3	1

TABLEAU A-11: Sensibilité des entrées d'après les trois méthodes d'analyse des incertitudes appliquées au tronçon 3 avec une variation moyenne.

ENTREE	ANALYSE DE SENSIBILITE	ERREUR DE 1er ORDRE	MONTE CARLO	TOTAL	RANG
Para. vitesse	4	4	3	11	4
Para. prof.	6	7	5	18	6
K1 (DBO)	7	8	7	22	7
K2 (réaérat.)	9	8	9	26	9
K4 (DB)	3	3	3	9	3
K6 (Ntk)	6	6	6	18	6
DBO (amont)	8	8	8	24	8
Débit (amont)	2	2	2	6	2
Ntk (amont)	5	5	4	14	5
OD (amont)	1	1	1	3	1

TABLEAU A-12: Sensibilité des entrées d'après les trois méthodes d'analyse des incertitudes appliquées au tronçon 4 avec une variation moyenne.

ENTREE	ANALYSE DE SENSIBILITE	ERREUR DE 1er ORDRE	MONTE CARLO	TOTAL	RANG
Para. vitesse	3	4	3	10	3
Para. prof.	6	7	7	20	6
K1 (DBO)	7	8	8	23	7
K2 (réaérat.)	9	8	10	27	9
K4 (DB)	3	3	4	10	3
K6 (Ntk)	5	6	6	17	5
DBO (amont)	8	8	9	25	8
Débit (amont)	2	2	2	6	2
Ntk (amont)	4	5	5	14	4
OD (amont)	1	1	1	3	1

TABLEAU A-13: Sensibilité des entrées d'après les deux méthodes d'analyse des incertitudes appliquées au tronçon 2 avec une variation élevée.

ENTREE	ANALYSE DE SENSIBILITE	ERREUR DE 1er ORDRE	TOTAL	RANG
Para. vitesse	3	4	7	2
Para. prof.	5	6	11	3
K1 (DBO)	8	8	16	5
K2 (réaérat.)	10	9	19	7
K4 (DB)	4	3	7	2
K6 (Ntk)	6	5	11	3
DBO (amont)	9	9	18	6
Débit (amont)	1	2	3	1
Ntk (amont)	7	7	14	4
OD (amont)	2	1	3	1

TABLEAU A-14: Sensibilité des entrées d'après les deux méthodes d'analyse des incertitudes appliquées au tronçon 3 avec une variation élevée.

ENTREE	ANALYSE DE SENSIBILITE	ERREUR DE 1er ORDRE	TOTAL	RANG
Para. vitesse	3	4	7	3
Para. prof.	5	6	11	4
K1 (DBO)	8	8	16	6
K2 (réaérat.)	10	9	19	8
K4 (DB)	4	3	7	3
K6 (Ntk)	6	5	11	4
DBO (amont)	9	9	18	7
Débit (amont)	1	1	2	1
Ntk (amont)	7	7	14	5
OD (amont)	2	2	4	2

TABLEAU A-15: Sensibilité des entrées d'après les deux méthodes d'analyse des incertitudes appliquées au tronçon 4 avec une variation élevée.

ENTREE	ANALYSE DE SENSIBILITE	ERREUR DE 1er ORDRE	TOTAL	RANG
Para. vitesse	2	3	5	2
Para. prof.	6	7	13	5
K1 (DBO)	8	8	16	6
K2 (réaérat.)	10	9	19	8
K4 (DB)	3	2	5	2
K6 (Ntk)	5	5	10	4
DBO (amont)	9	9	18	7
Débit (amont)	1	1	2	1
Ntk (amont)	7	6	13	5
OD (amont)	4	4	8	3

**ANNEXE B**

**APPLICATION DE QUAL2E A LA RIVIERE PETITE DECHARGE**

## **B.1 Choix du site**

Ce projet a été réalisé grâce à la collaboration de l'INRS-Eau et de la Direction de la Qualité du Milieu Aquatique du Ministère de l'Environnement du Québec (DQMA). Le choix du site à modéliser a donc été imposé par la DQMA en fonction des dossiers en cours à ce moment.

La rivière Petite Décharge à Alma a été choisie en raison de la présence de rejets provenant d'une usine de pâtes et papiers, ainsi que du faible débit du cours d'eau. De plus, une première série d'applications avait déjà été réalisée par la firme de consultants Beak Inc..

## **B.2 Description du milieu**

L'exutoire du lac St-Jean est constitué de deux cours d'eau: la Petite Décharge et la Grande Décharge. Le débit de la Grande Décharge varie de 600 à 6000 m<sup>3</sup>/s. La Petite Décharge a un débit régularisé en moyenne à 9.9 m<sup>3</sup>/s par le barrage de l'Alcan à la sortie du lac St-Jean qui favorise l'évacuation des eaux vers la Grande Décharge où se situe la centrale hydro-électrique de cette compagnie. (MENVIQ, 1985). Le débit de la Petite Décharge peut atteindre jusqu'à 900 m<sup>3</sup>/s en période de crue.

La rivière Petite Décharge traverse la ville d'Alma où est située l'usine de Pâtes et Papiers Abitibi-Price. Immédiatement en aval de l'usine, la rivière se sépare en deux branches appelées le Petit et le Grand Bras. Le débit du Petit Bras est contrôlé par un barrage situé sur le Grand Bras et appartenant à la compagnie Price. Ce barrage facilite le transport du bois et maintient une réserve d'eau stable pour le procédé de l'usine. Environ un tiers du débit de la Petite Décharge passe par le Petit Bras.

Le Petit Bras reçoit à environ cent mètres en aval de sa tête, les rejets de l'usine Abitibi-Price. Cette section courte et turbulente permet un bon mélange

entre l'effluent et les eaux de la rivière. Les deux branches se rejoignent à 300 mètres en aval de l'exutoire de l'usine dans le Petit Bras. Le mélange des eaux des deux Bras est beaucoup plus lent. La rivière passe ensuite au centre ville d'Alma sur une distance de 900 mètres où quatre seuils espacés d'une centaine de mètres maintiennent artificiellement le niveau d'eau à environ deux mètres. Le secteur urbain se termine par les rapides du Pont Carcajou.

En aval du Pont Carcajou, la rivière devient plus large et plus profonde. A deux kilomètres du pied des rapides, la Petite Décharge conflue avec la Grande Décharge pour former le Saguenay. Le niveau de cette dernière section dépend de l'opération des centrales hydro-électriques situées en aval (centrale de Shipshaw et Chute à Caron situées à Jonquière), du débit de la Grande Décharge et à un degré moindre du débit de la Petite Décharge (Beak Inc., 1985).

### **B.3 Campagnes d'échantillonnage**

Quatre inspections ont été réalisées sur la rivière Petite Décharge dans le but de recueillir des données pour la discrétisation du cours d'eau, la calibration et la validation du modèle. Un aperçu des mesures et des analyses effectuées pour ces quatre campagnes est fourni au tableau suivant. La localisation des stations d'échantillonnage est fournie à l'annexe C.

La première visite a eu lieu les 7 et 8 juillet 1987. Cette campagne avait pour but de compléter la discrétisation de la rivière effectuée à partir de photographies aériennes. L'inspection des rives du cours d'eau permet de visualiser certains détails qui peuvent passer inaperçus sur les photographies tels des petits tributaires, d'autres sources ponctuelles, etc.

TABLEAU B-1: Résumé des campagnes d'échantillonnage sur la rivière Petite Décharge (Alma).

DISTANCE DE L'AVAL (m)	6-8 JUIL. 1987	14 JUIL. 1987	17 AOÛT 1987	6-8 OCTOB. 1987
3050	H, R	---	A, D, H, M	A, D, H, N
2900 (effluent)	H	---	A, D, H	A, D, H, N
2600 (Petit Bras)	H, M	M	A, H	A, H, N
2600 (Grand Bras)	H, M	---	A, H	A, H, N
2300	H	---	A, D, H	A, D, H, N
1700	H	---	A, H	A, H, N
1600	---	M	---	---
1500	H, M	---	A, H	A, C, H, N
1350	H, M, R	M	---	C
1100	H, M, R	M	A, H, P	A, C, H, N, P
825	---	---	A, H, P	A, C, H, N, P
550	H, M, R	---	---	---
300	---	---	A, H	C
0	H	---	---	---

### LEGENDE

- A : DCO filtrée, DCO totale, azote Kjeldahl, nitrites et nitrates;
- C : vitesse et direction du courant avec un courantomètre;
- D : DBO 5 jours;
- H : oxygène dissous, température, turbidité, pH, conductivité;
- M : vitesse du courant avec un moulinet Gurley;
- N : sodium;
- P : chlorophylle a;
- R : demande benthique avec un respiromètre.

Lors de cette campagne, des mesures in situ pour quelques paramètres de qualité de l'eau ont été prises à l'aide une sonde Horiba. Les profils verticaux de l'oxygène dissous, de la température, de la turbidité, du pH et de la conductivité ont été établis à toutes les stations répertoriées sur la carte no 1 (annexe C).

La demande benthique a été mesurée avec un respiromètre du MENVIQ aux stations 1A, 15A, 17A, 18A, 19A et 20A. Une seule mesure a été réalisée à chaque station.

Des relevés de vitesse au moulinet Gurley ont été effectués à quelques stations afin d'obtenir un premier aperçu des conditions hydrauliques de la Petite Décharge.

La deuxième campagne a été réalisée le 14 juillet 1987 par la Direction des Relevés Aquatiques du MENVIQ. Cette campagne avait pour but de déterminer les caractéristiques hydrauliques de chaque tronçon tels le débit, la vitesse du courant, le temps de parcours, etc. Les mesures effectuées se limitent donc à des mesures de jaugeage (tableau B-1).

La troisième campagne d'échantillonnage a été réalisée le 17 août 1987 afin de recueillir les données nécessaires à la calibration du modèle. Durant cet échantillonnage, le débit au barrage de l'Alcan à la sortie du lac St-Jean est maintenu constant à 12 m<sup>3</sup>/s. Toutes les mesures in situ et les prélèvements sont réalisés en tenant compte du temps de parcours de la rivière. Plus précisément, les échantillons sont prélevés dans une certaine masse d'eau qui est suivie de l'amont du système vers l'aval à l'aide de flotteurs à drague munis de dérives de 1 ou 2 mètres. Cette méthode permet également d'obtenir les temps de parcours pour chaque tronçon et d'en déduire les vitesses moyennes.

Des mesures in situ de l'oxygène dissous, la température, la conductivité et le pH sont prises avec une sonde Horiba à 0.2/0.6/0.8 de la profondeur totale aux stations indiquées à la carte no 2 de l'annexe C. Un prélèvement d'eau à mi-

profondeur est également fait à toutes les stations avec un échantillonneur Van Dorn. Les test réalisés au laboratoire d'Environnement Québec sont énumérés au tableau B-1.

La quatrième campagne d'échantillonnage a été réalisée les 7 et 8 octobre 1987 afin de recueillir les données nécessaires à la validation du modèle. Les mesures ont été faites en suivant le même protocole que la troisième campagne. Des mesures des vitesses et de la direction du courant ont également été ajoutées ainsi que des analyses de sodium (tableau B-1). Le sodium étant une substance faiblement dégradable, les concentrations mesurées le long du cours d'eau permettent de déterminer la dilution de l'effluent dans la rivière. En connaissant le débit de l'effluent, il est alors possible d'estimer le débit de la rivière.

#### **B.4 Discrétisation du cours d'eau**

La rivière Petite Décharge devait être initialement modélisée dans le secteur de la ville d'Alma allant de l'usine Abitibi-Price au Saguenay. A cause d'un manque de données, la modélisation a dû être réduite dans la partie en aval du Pont Carcajou.

La discrétisation consiste à subdiviser la rivière en sections homogènes en termes de géométrie, d'hydraulique et de caractéristiques biophysico-chimiques. Ces sections portent le nom de tronçons. La Petite Décharge, du Pont Carcajou au Saguenay, est divisée en quatre tronçons. La longueur de chacun est mesurée sur une photographie 1:15000 avec un curvimètre. La longueur d'un élément de calcul est fixée à 100m en raison des courtes distances du système à modéliser. Il y a un seul bassin de tête qui commence au Pont Carcajou et qui correspond au kilométrage 1.7. Les données de qualité mesurées au Pont Carcajou servent de variables d'entrée pour le bassin de tête. Il n'y a pas de source ponctuelle dans le système car l'usine est située en amont. La discrétisation du cours d'eau est présentée à la carte no 3 de l'annexe C.

## B.5 Calibration

La calibration consiste à déterminer, pour le système rivière étudié, les paramètres de chacune des équations mathématiques représentant les différents processus du modèle afin que les sorties reproduisent le plus fidèlement possible une série de données observées de qualité de la rivière (Rickert et al., 1975).

Lors d'une calibration, les entrées du modèle peuvent être estimées à partir d'une combinaison des méthodes suivantes (Van Benschoten et Walker, 1984):

- données mesurées;
- calibration à des profils observés de qualité;
- valeurs de la littérature;
- suppositions ou hypothèses.

Les variables peuvent être mesurées directement ou estimées indépendamment. Les paramètres de système, quant à eux, sont habituellement difficiles à mesurer directement (Van Benschoten et Walker, 1984). Des valeurs de base pour les constantes et les paramètres de QUAL2 sont recommandées par Zison et al. (1978) et peuvent être sélectionnées en fonction de la similarité des conditions d'application (Crabtree et al., 1986).

Seuls les principaux processus dans le bilan de l'oxygène dissous de la Petite Décharge sont simulés soit la DBO, la nitrification, la demande benthique, la réaération et l'oxygène dissous. Plusieurs procédures graphiques et statistiques ainsi que des relations empiriques sont utilisées pour estimer les différents paramètres des réactions. Deux simulations ont dû être réalisées à cette étape. Ces simulations sont discutées en détail dans les sections suivantes.

## B.5.1 Simulation no 1

### B.5.1.1 Paramètres hydrauliques

Expressions mathématiques:

$$V = a Q^b \quad (B.1)$$

$$H = \alpha Q^\beta \quad (B.2)$$

- V : vitesse;  
H : profondeur;  
Q : débit;  
a,b, $\alpha$ , $\beta$  : constantes empiriques.

(tirées de Brown et Barnwell, 1985)

Les valeurs des constantes empiriques doivent être précisées pour chaque tronçon du système rivière. Ces constantes sont déterminées à partir des mesures de jaugeage en effectuant une régression linéaire du logarithme de la vitesse ou de la profondeur en fonction du logarithme du débit. La pente représente l'exposant b ou  $\beta$  et l'antilogarithme de l'ordonnée à l'origine représente le paramètre a ou  $\alpha$ .

En raison de la grande régularisation du débit de la Petite Décharge par le barrage de la compagnie Alcan, le débit est considéré comme étant constant. La vitesse et la profondeur peuvent donc aussi être considérées constantes. La valeur des exposants b et  $\beta$  des relations hydrauliques est fixée à 1 afin de donner des valeurs fixes à la vitesse et à la profondeur. Les paramètres a et  $\alpha$  sont calculés comme suit:

$$V = a Q^1$$

$$H = \alpha Q^1$$

$$a = V/Q$$

$$\alpha = H/Q$$

Les mesures de débit effectuées lors des campagnes de juillet et d'octobre ne peuvent être utilisées pour la calibration car elles comportent visiblement des erreurs d'estimation. Les débits mesurés lors de ces deux événements augmentent et diminuent sur de très courtes distances sans qu'il y ait d'apport ou de prise d'eau (tableau B-2).

Ces erreurs sont possiblement causées par les très faibles vitesses du courant dans cette partie de la rivière ( $< 0.1$  m/s). Les appareils utilisés, un moulinet Gurley et un courantomètre de modèle DCN-3, ne sont pas adaptés pour mesurer de telles vitesses. Le pourcentage d'incertitude sur les mesures devient alors très élevé. De plus, la valeur du débit peut être faussée par la présence de tourbillons au tronçon 2 et d'une remontée d'eau provenant de la Grande Décharge. Ces caractéristiques particulières ont été détectées à partir des mesures sur la direction du courant.

Une troisième méthode a également été utilisée afin de déterminer le débit de la Petite Décharge. Cette méthode permet de calculer le débit à partir de la dilution d'une substance conservative rejetée dans le cours d'eau. Le débit peut être déduit lorsque l'on connaît les concentrations de la substance (Na) dans la rivière et dans l'effluent, ainsi que le débit de cet effluent. Ces résultats semblent peu concluants car le débit mesuré diminue jusqu'à  $6.5$  m<sup>3</sup>/s alors qu'en réalité, il atteignait de  $12$  à  $13$  m<sup>3</sup>/s à la sortie du lac St-Jean durant toute la semaine précédant l'échantillonnage (données de l'Alcan).

TABLEAU B-2: Valeurs du débit de la rivière Petite Décharge déterminées à partir de trois méthodes de mesure.

DISTANCE DE L'AVAL (m)	DEBIT (m <sup>3</sup> /s)		
	MOULINET GURLEY	COURANTO- METRE	DILUTION (Na)
1600	23.0	---	9.5
1500	---	8.0	7.8
1300	39.0	43.0	---
1100	27.0	37.0	7.2
800	---	18.0	6.6
0	62.0	46.0	12.4

Les mesures de jaugeage n'étant pas valables, les données utilisées pour déterminer les paramètres hydrauliques sont:

- un débit de 12.9 m<sup>3</sup>/s qui provient du débit à l'usine (0.9 m<sup>3</sup>/s) additionné à celui du barrage à la sortie du lac St-Jean (12 m<sup>3</sup>/s);
- les vitesses calculées à partir des temps de parcours mesurés lors de l'échantillonnage du 17 août;
- la profondeur moyenne mesurée durant les échantillonnages de juillet et d'octobre.

Les valeurs des paramètres hydrauliques sont indiquées au tableau B-3.

TABLEAU B-3: Détermination des paramètres hydrauliques avec un débit de 12.9 m<sup>3</sup>/s.

VARIABLES ET PARAMETRES	TRONÇON			
	1	2	3	4
Temps de par - cours (min)	27	124	104	166
Distance (m)	200	375	300	825
Vitesse (m/s)	0.123	0.050	0.048	0.083
Profondeur (m)	3.22	3.66	4.20	4.76
Paramètre a	0.0096	0.0039	0.0037	0.0064
Paramètre b	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000
Paramètre $\alpha$	0.2500	0.2840	0.3260	0.3700
Paramètre $\beta$	1.0000	1.0000	1.0000	0.0000

#### B.5.1.2 Effet de la température - correction des paramètres à 20°C

La majorité des paramètres des réactions biophysico-chimiques sont calculés pour la température du milieu lors de l'expérimentation. Le modèle QUAL2E exige que ces paramètres soient entrés pour une température de 20°C. La correction se fait par la formule suivante:

$$K_{(20^{\circ}\text{C})} = \frac{K_{(T)}}{\tau^{(T-20^{\circ}\text{C})}} \quad (\text{B.3})$$

- $K_{(20^{\circ}\text{C})}$  : paramètre de vitesse de réaction à 20°C;
- $K_{(T)}$  : paramètre de vitesse de réaction à la température T;
- $\tau$  : paramètre de correction pour la température;
- T : température du milieu.

### B.5.1.3 La réaération atmosphérique

Le modèle QUAL2E offre plusieurs options pour la détermination du paramètre de réaération K2. Dans le cas de la Petite Décharge, ce paramètre est estimé par la formule empirique d'O'Connor et Dobbins (option 3) pour les quatre tronçons. Le choix de la formule est basé sur les caractéristiques géométriques (profondeur) et hydrauliques (vitesse) du cours d'eau à l'aide des travaux du NCASI (1985b).

### B.5.1.4 La demande benthique (DB)

L'équation de la perte en oxygène causée par la demande benthique est:

$$\frac{dO_{(DB)}}{dt} = - K4 \quad (B.4)$$

(tirée de Brown et Barnwell, 1985)

Le terme de gauche représente la variation de la concentration en oxygène dissous due à la demande benthique. Le terme K4 est le paramètre pour la demande benthique.

Le paramètre K4 de la demande benthique est calculé à partir des mesures de respiromètre effectuées le 8 juillet 1987. Ce paramètre doit être corrigé pour la température à l'aide de l'équation B.3. La demande benthique n'a pas été mesurée au tronçon 1. La valeur du paramètre K4 pour ce tronçon est fixée à la demande benthique mesurée à l'amont de l'usine. Le paramètre K4 du tronçon 2 est égal à la moyenne des valeurs aux stations 15A et 17A tandis que le paramètre du tronçon 3 provient de la moyenne des valeurs aux stations 18A et 19A. Le tronçon 4 s'est vu attribuer la valeur de la demande benthique à la station 20A (tableau B-4).

TABLEAU B-4: Demande benthique (DB).

STATION	DB (g/m <sup>2</sup> /j)	DB corrigée à (20°C) (g/m <sup>2</sup> /j)
1A	6.03	5.56
15A	20.20	17.36
17A	20.12	16.41
18A	19.17	19.37
19A	27.76	25.73
20A	12.79	11.79

Les valeurs de la demande benthique mesurées dans la Petite Décharge semblent élevées (5 à 22 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) car les valeurs proposées par Zison *et al.* (1978) s'échelonnent de 4 à 10 (g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) pour des boues composées de fibres cellulosiques. Les mesures *in situ* sont toutefois appliquées à la modélisation.

#### B.5.1.5 Demande biochimique en oxygène (DBO)

L'expression mathématique qui représente la DBO est la suivante:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L - K_3 L \quad (B.5)$$

$\frac{dL}{dt}$  : variation de la DBO due à l'oxydation et la perte par sédimentation;

K<sub>1</sub> : paramètre pour la DBO;

K<sub>3</sub> : paramètre pour la sédimentation;

L : DBO carbonée instantanée.

(tirée de Brown et Barnwell, 1985)

La DBO qui sédimente ( $K_3L$ ) s'exprime par l'intermédiaire de la demande benthique. (Bowie *et al.*, 1985).

La première simulation présente la dégradation de la matière organique carbonée par la demande chimique en oxygène (DCO) plutôt que par la demande biochimique en oxygène (DBO) habituellement utilisée. La DCO est préférée car les valeurs obtenues sont plus précises, c'est-à-dire que le pourcentage d'incertitude sur la mesure est moins élevé ce qui entraîne une meilleure reproductibilité et une plus grande exactitude sur le bilan de l'oxygène dissous. De plus, la DCO n'inclut pas les effets de la nitrification et elle n'est pas sensible à la toxicité de l'échantillon analysé. Les équations demeurent inchangées. Les paramètres  $K_1$  et  $K_3$  sont peu affectés par la substitution car les phénomènes de dégradation et sédimentation sont semblables qu'il s'agisse de DBO ou de DCO. On doit toutefois poser l'hypothèse que seule la DCO soluble (filtrée) est oxydée. Dans les entrées du modèle, la concentration en DBO à l'amont est remplacée par la concentration moyenne en DCO au Pont Carcajou.

L'estimation des paramètres, à partir de mesures en différents points de la rivière, se fait par une régression linéaire du logarithme népérien de la concentration en DBO ou DCO mesurée et du temps de parcours. La régression donne généralement une ligne droite de pente égale à  $-K/U$  où  $U$  est la vitesse d'écoulement en mètres par jour. Les paramètres doivent être estimés pour chaque tronçon.

Ne possédant que deux valeurs moyennes de DCO totale et filtrée par tronçon, une à l'entrée et une à la sortie, l'application graphique a été ramenée à la forme suivante:

$$L_t = L_o e^{-Kt} \quad (B.6)$$

(tirée de Bathala *et al.*, 1979)

d'où

$$K = \frac{-1}{t} \ln \frac{L_t}{L_o}$$

- K : paramètre pour réaction;  
L<sub>o</sub> : DBO amont;  
L<sub>t</sub> : DBO aval;  
t : temps de parcours entre les 2 points (jour).

Cette relation est appliquée à partir des données de la DCO, déterminées en laboratoire et du temps de parcours pour le tronçon. On doit toutefois respecter les conditions suivantes: le tronçon possède une aire transversale relativement constante, l'écoulement est permanent varié, la source de DCO est localisée à un point x=0 et tout apport non connu de DCO dans le cours d'eau ne conduit pas à une augmentation de la concentration en DCO de l'amont vers l'aval. Les paramètres doivent être estimés pour chaque tronçon.

Les formules suivantes sont employées pour déterminer les paramètres K1 et K3:

#### Paramètre pour la DCO (K1)

- quantité de DCO éliminée (oxydée + sédimentée)

$$DCO_{\text{dég}} = DCO_{\text{totale amont}} - DCO_{\text{totale aval}} \quad (\text{B.7})$$

- quantité de DCO oxydée

$$DCO_{\text{oxy}} = DCO_{\text{filtrée amont}} - DCO_{\text{filtrée aval}} \quad (\text{B.8})$$

$$K1 = \frac{-1}{t} \frac{(DCO_{\text{tot amont}} - DCO_{\text{oxy}})}{DCO_{\text{tot amont}}} \quad (\text{B.9})$$

### Paramètre de sédimentation de la DCO (K3)

- quantité de DCO sédimentée

$$DCO_{séd} = DCO_{dég} - DCO_{oxy} \quad (B.10)$$

$$K3 = \frac{-1}{t} \frac{(DCO_{tot\ amont} - DCO_{séd})}{DCO_{tot\ amont}} \quad (B.11)$$

Les paramètres obtenus doivent également être corrigés à 20°C selon l'équation B.3 (tableau B-5).

TABLEAU B-5: Détermination des paramètres K1 et K3.

VARIABLES ET PARAMETRES	UNITES	TRONÇON			
		1	2	3	4
Température	(°C)	23.09	22.85	23.09	22.56
Temps de Parcours	(jour)	0.0188	0.0860	0.0720	0.0854
DCO totale amont	(mg/l)	105.5	98.5	77.3	59.0
DCO totale aval	(mg/l)	98.5	77.3	59.0	57.7
DCO dégradée	(mg/l)	7.0	21.2	18.3	1.3
DCO filtrée amont	(mg/l)	85.0	79.5	66.3	53.0
DCO filtrée aval	(mg/l)	79.5	66.3	53.0	51.7
DCO oxydée	(mg/l)	5.5	13.2	15.3	1.3
K1	(jour <sup>-1</sup> )	2.85	1.67	2.62	0.194
K1 (20°C)	(jour <sup>-1</sup> )	2.47	1.47	2.28	0.170
DCO sédimentée	(mg/l)	1.5	8.0	5.0	0.0
K3	(jour <sup>-1</sup> )	0.760	0.985	0.930	0.0
K3 (20°C)	(jour <sup>-1</sup> )	0.710	0.920	0.860	0.0

Les paramètres pour la DCO (K1) dans la Petite Décharge démontrent une grande variabilité sans toutefois dépasser les limites établies par la littérature qui s'échelonne de 0.02 à 3.37 jour<sup>-1</sup> d'après Zison et al. (1978). Les paramètres des tronçons no 1 et 3 sont supérieurs à 2.0 jour<sup>-1</sup> tandis que celui du tronçon no 4 n'atteint que 0.17 jour<sup>-1</sup> (tableau B-5).

#### B.5.1.6 La nitrification

Le modèle QUAL2E permet de simuler l'azote organique, l'azote ammoniacal, les nitrites et les nitrates. La photosynthèse n'étant pas simulée, les paramètres touchant les algues sont retranchés des équations.

Expression mathématique:

##### Azote organique

$$\frac{d N_4}{dt} = -K_5 N_4 - \sigma_4 N_4 \quad (B.12)$$

- $\frac{d N_4}{dt}$  : variation de la concentration de l'azote organique;  
 $N_4$  : concentration d'azote organique;  
 $K_5$  : paramètre pour l'azote ammoniacal;  
 $\sigma_4$  : paramètre pour la sédimentation de l'azote organique.

##### Azote ammoniacal

$$\frac{d N_1}{dt} = K_5 N_4 - K_6 N_1 + \sigma_3/d \quad (B.13)$$

- $\frac{d N1}{dt}$  : variation de la concentration de l'azote ammoniacal;  
 N1 : concentration d'azote ammoniacal;  
 K6 : paramètre pour l'azote ammoniacal;  
 $\sigma_3$  : paramètre de source benthique pour l'azote ammoniacal;  
 d : profondeur moyenne.

### Nitrites

$$\frac{d N2}{dt} = K6 N1 - K7 N2 \quad (B. 14)$$

- $\frac{d N2}{dt}$  : variation de la concentration des nitrites;  
 N2 : concentration des nitrites;  
 K7 : paramètre pour l'oxydation des nitrites en nitrates.

### Nitrates

$$\frac{d N3}{dt} = K7 N2 \quad (B. 15)$$

- $\frac{d N3}{dt}$  : variation de la concentration des nitrates.

(tirées de Brown et Barnwell, 1985)

La consommation d'oxygène due à la nitrification s'exprime lors de l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrites puis en nitrates.

Comme pour la réaction de DBO, l'estimation des paramètres K5 à K7 peut se faire par une application graphique à partir des concentrations mesurées dans la rivière et du temps de parcours. Les mêmes conditions d'application mentionnées précédemment sont exigées.

L'équation utilisée est celle proposée par Bathala et al. (1979):

$$N_t = N_o e^{-Knt} \quad (B.16)$$

d'où

$$Kn = \frac{-1}{t} \ln \frac{N_t}{N_o}$$

- Kn : paramètre pour la réaction;  
N<sub>o</sub> : concentration d'azote en amont;  
N<sub>t</sub> : concentration d'azote en aval;  
t : temps de parcours.

Dans cette simulation, l'azote organique et l'azote ammoniacal sont remplacés par l'azote total Kjeldahl qui intègre ces deux formes d'azote. La réaction est la même sauf que sa représentation est simplifiée. Les modifications suivantes sont apportées aux entrées et aux sorties du modèle:

- l'azote organique n'est pas simulé; le paramètre K5 et la concentration en azote organique en amont sont fixés à zéro;
- le paramètre d'oxydation des nitrites en nitrates (K7) est fixé à zéro;
- la valeur du paramètre pour l'azote ammoniacal (K6) est remplacé par celle du paramètre pour l'azote total Kjeldahl (Ntk);
- la concentration en NH<sub>3</sub> à l'amont est remplacée par celle en Ntk;
- dans les sorties du modèle, il faudra lire: concentration en Ntk plutôt que concentration en NH<sub>3</sub>.

L'équation de Bathala et al. (1979) pour la détermination du paramètre pour le Ntk n'est pas applicable au tronçon no 1 car la concentration moyenne en Ntk augmente du Pont Carcajou à la sortie de ce premier tronçon. L'augmentation n'étant pas considérée significative, le paramètre est alors fixé à zéro. Les paramètres sont regroupés au tableau B-6.

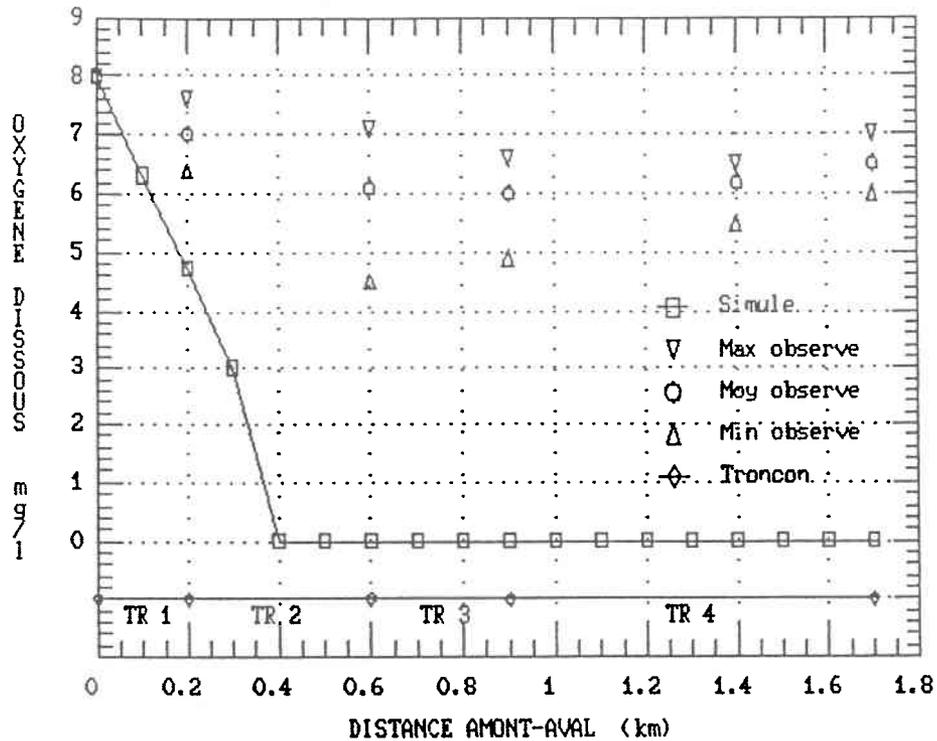
TABLEAU B-6: Détermination du paramètre pour l'azote total Kjeldahl (K6).

PARAMETRE	TRONÇON			
	1	2	3	4
Température (°C)	23.09	22.85	23.09	22.56
Temps de parcours (jour)	0.0188	0.0860	0.0720	0.0854
Ntk amont (mg/l)	1.100	1.100	1.030	0.970
Ntk aval (mg/l)	1.300	1.030	0.970	0.730
K6 (jour <sup>-1</sup> )	0.0	0.760	0.834	3.328
K6 (20°C) (jour <sup>-1</sup> )	0.0	0.610	0.652	2.600

#### B.5.1.7 Résultats de la simulation no 1

Un simple examen visuel des résultats permet de conclure que ceux-ci ne sont pas satisfaisants (figure B.1). En effet, la concentration en oxygène dissous prédite par le modèle ne correspond pas à celle mesurée lors de l'échantillonnage. Le niveau d'oxygène simulé atteint une concentration nulle à la sortie du tronçon no 2 et se maintient ainsi jusqu'en aval.

FIGURE B.1: CALIBRATION NO 1 - Evolution longitudinale de l'oxygene dissous



### B.5.2 Simulation no 2

Un ajustement des paramètres est donc nécessaire. Un examen de la littérature a permis de déterminer que les valeurs du paramètre de la DCO (K1) peuvent être surestimées. Byrd et al. (1984) ainsi que Kinnunen et al. (1982) trouvent une valeur de K1 égale à 0.05 jour<sup>-1</sup> pour un effluent de pâtes et papiers. Pour ce type d'effluent, la valeur du paramètre est faible car les matières rejetées par ces effluents sont difficilement dégradables. Les valeurs mesurées de K1 sont beaucoup plus élevées, variant de 0.2 à 2.27 jour<sup>-1</sup>.

### B.5.2.1 Demande biochimique en oxygène (DBO)

Une autre méthode est donc employée pour déterminer le paramètre K1. Il s'agit de la méthode de Thomas appliquée à des résultats de DBO 20 jours déterminée en laboratoire. La méthode est appliquée aux résultats des stations 5, 6 et 7 des échantillonnages d'août et d'octobre.

Cette méthode suppose que la DBO s'exerce suivant une réaction de premier ordre. Cette technique permet de calculer le paramètre de laboratoire  $K_e$  qui devra ensuite être modifié afin d'obtenir le paramètre K1. Le paramètre est évalué en traçant la droite de  $(t^{1/3}/y)$  en fonction de t où t représente le temps d'incubation et y correspond à la DBO exercée. La valeur de  $K_e$  est égale au rapport de la pente sur l'ordonnée à l'origine (Tétreault *et al.*, 1983). Afin de ne pas inclure l'effet de la nitrification, la méthode est appliquée aux résultats des 10 premiers jours du test de DBO ultime.

TABLEAU B-7: Détermination du paramètre de laboratoire  $K_e$  d'après la méthode de Thomas.

STATION	PARAMETRE $K_e$ (jour <sup>-1</sup> )
5B	0.0458
5C	0.0420
6B	0.0466
6C	0.0415
7B	0.0498
7C	0.0430

La moyenne des valeurs de  $K_e$  au tableau B-7 donne 0.045 jour<sup>-1</sup>. Cette moyenne est choisie comme valeur du paramètre  $K_e$  pour les quatre tronçons de la Petite Décharge.

Le paramètre de laboratoire  $K_e$  est ensuite modifié par la relation suivante:

$$K_1 = K_e + n (V/D) \quad (B.17)$$

$K_1$  : paramètre en rivière;

$K_e$  : paramètre en laboratoire;

$H$  : profondeur;

$V$  : vitesse;

$n$  : paramètre d'activation du lit.

(tirée du NCASI, 1985b)

TABLEAU B-8: Détermination du paramètre  $K_1$ .

PARAMETRE	TRONÇON			
	1	2	3	4
Para. $K_e$ (jour <sup>-1</sup> )	0.045	0.045	0.045	0.045
Vitesse (jour)	0.123	0.050	0.048	0.083
Profondeur (m)	3.200	3.600	4.200	4.800
Para. $n$	0.100	0.100	0.100	0.100
Para. $K_1$ (jour <sup>-1</sup> )	0.049	0.046	0.046	0.046

Les paramètres  $K_1$  n'ont pas besoin d'être corrigés à 20°C car les analyses de laboratoire ont été réalisées à cette température.

Les paramètres de la DBO déterminés en laboratoire sont semblables à ceux de la littérature car ils varient de 0.046 à 0.049 jour<sup>-1</sup>. Les valeurs du

paramètre étant semblables pour les six analyses, la valeur de  $0.05 \text{ jour}^{-1}$  est alors fixée pour tous les tronçons.

La concentration en DBO à l'amont n'ayant pas été mesurée, elle est estimée par un calcul théorique de dilution de la DBO à l'usine dans le débit de la Petite Décharge ( $12 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Les concentrations à l'amont en azote total Kjeldahl (Ntk), en nitrites et en nitrates ( $\text{NO}_2\text{-NO}_3$ ) sont également déterminées par cette méthode.

#### B.5.2.2 La nitrification

Le paramètre pour l'azote total Kjeldahl du tronçon 4 démontre une valeur élevée possiblement surestimée par l'effet du mélange incomplet (tableau B-6). Sa valeur est donc abaissée à une valeur semblable à celles des tronçons no 2 et 3, c'est-à-dire, à  $0.61 \text{ jour}^{-1}$ .

La réaction complète de nitrification est contrôlée par le passage du  $\text{NH}_3$  en  $\text{NO}_2$ , qui est plus lent que le passage du  $\text{NO}_2$  en  $\text{NO}_3$  (Zison *et al.*, 1978). Le paramètre d'oxydation des nitrites en nitrates est surestimé volontairement à une valeur de  $50 \text{ jour}^{-1}$  pour permettre la transformation complète des nitrites en nitrates. Les nitrites devraient donc être absents dans le milieu.

#### B.5.2.3 Autres entrées

Les autres paramètres d'entrée sont jugés satisfaisants; ils conservent les valeurs déterminées lors de la première simulation. Les méthodes utilisées pour la simulation no 2 sont résumées au tableau B.9. Un résumé des données d'entrée est fourni au tableau A-1 à l'annexe A.

TABLEAU B.9: Méthodes utilisées pour déterminer les entrées du modèle.

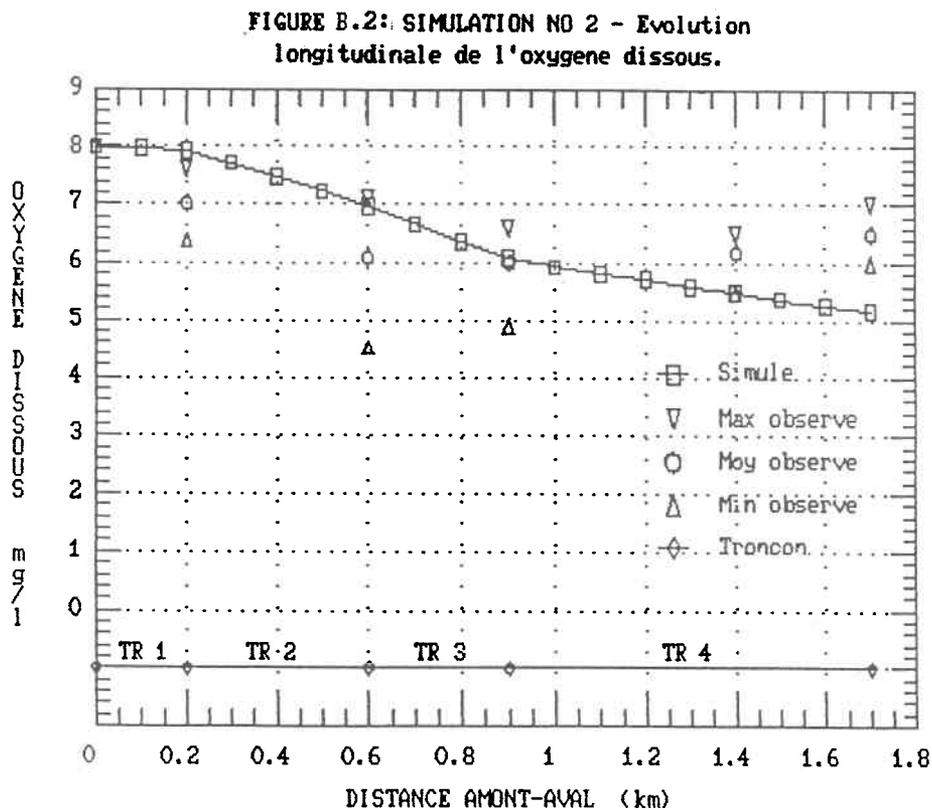
ENTREES	METHODE
Vitesses	Temps de parcours mesurés
Profondeur	Mesurée
K1 (DCO)	Application graphique
K1 (DBO)	Méthode de Thomas sur $DBO_{20}$
K2 (réaérat.)	Formule O'Connor & Dobbins
K4 (DB)	Respiromètre
K6 (Ntk)	Application graphique
Débit (amont)	$Débit_{barrage} + Débit_{effluent}$
Oxygène dis-sous (amont)	Mesurée
DCO (amont)	Mesurée
DBO (amont)	Méthode de dilution
Ntk, $NO_2$ (amont)	Méthode de dilution

#### LEGENDE

- DBO : demande biochimique en oxygène;  
 DCO : demande chimique en oxygène;  
 DB : demande benthique;  
 $NO_2$  : nitrites;  
 Ntk : azote total Kjeldahl;  
 K1 : paramètre pour la DBO ou la DCO;  
 K2 : paramètre pour la réaération;  
 K4 : paramètre pour la DB;  
 K6 : paramètre pour le Ntk.

#### B.5.2.4 Résultats de la simulation no 2

Cette deuxième simulation donne de meilleurs résultats. En effet, la courbe de l'oxygène dissous prédite par QUAL2E est beaucoup plus près des mesures d'oxygène mesurées *in situ* que la courbe de la simulation 1 (figure B.2). Dans les deux premiers tronçons, la concentration en oxygène prédite par le modèle est surestimée. A la sortie du tronçon no 3, la valeur prédite correspond exactement à la concentration moyenne observée. Le modèle semble sous-estimer l'oxygène dissous au dernier tronçon.



## B.6 Validation

La validation est l'étape essentielle qui confirme les capacités de prédiction du modèle. La procédure consiste à utiliser le modèle calibré (les mêmes valeurs des paramètres développés lors de la calibration) avec une nouvelle série de données observées. Généralement, cette série de données implique des conditions différentes de débit, de températures et/ou de charges (NCASI, 1982). Le modèle est considéré comme valide lorsque les simulations représentent correctement les nouvelles observations *in situ* (Rickert *et al.*, 1975).

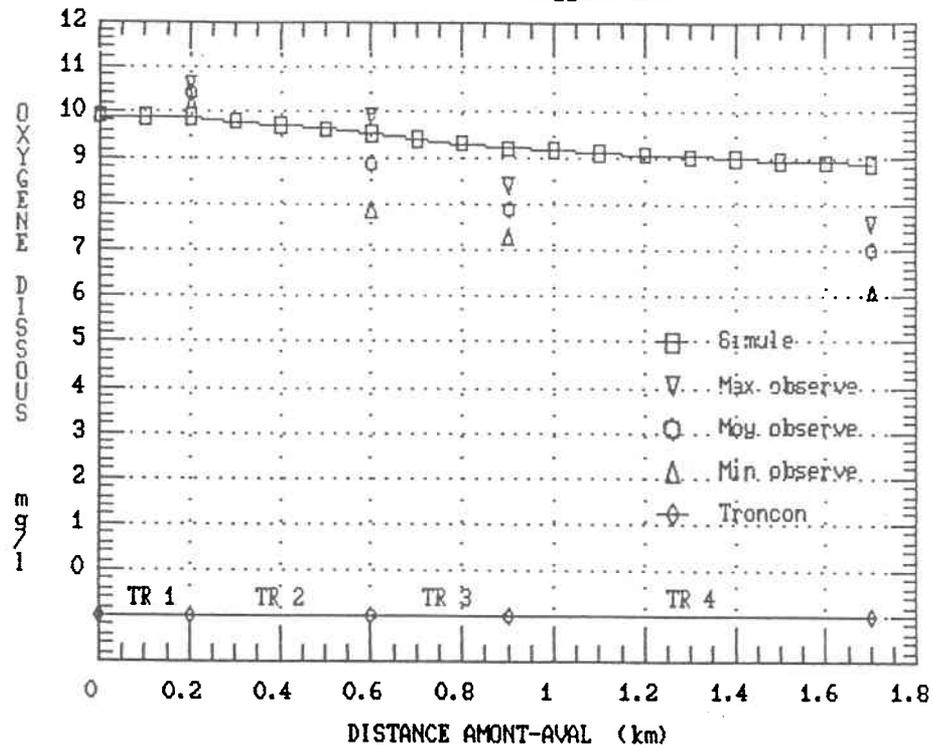
Les modèles de qualité des eaux basés sur les variables mesurées plutôt qu'estimées sont plus facilement validés et de là, fournissent plus de capacités prédictives (NCASI, 1982).

Les données de la campagne d'échantillonnage d'octobre sont utilisées pour la validation. Les conditions de température du milieu sont différentes de celles de la calibration. Les températures en août étaient autour de 23°C tandis qu'en octobre elles étaient de l'ordre de 10°C. Les variables d'entrée du modèle pour cette validation sont les suivantes:

- le débit est fixé à 13.9 m<sup>3</sup>/s de la même manière qu'à la calibration;
- les charges en DBO, Ntk et en NO<sub>2</sub>-NO<sub>3</sub> sont estimées par un calcul théorique de dilution des concentrations à l'usine diluées dans le débit de la Petite Décharge.

Les résultats de la validation semblent démontrer une tendance à surestimer l'oxygène dissous, à l'exception du premier tronçon où l'oxygène prédit est légèrement inférieur aux concentrations mesurées (figure B.3). Dans les deux derniers tronçons, les valeurs prédites sont supérieures aux valeurs maximales observées.

FIGURE B.3: VALIDATION - Evolution longitudinale de l'oxygene dissous.



## B.7 Vérification des hypothèses du modèle

Toutes les hypothèses fondamentales majeures du modèle doivent être vérifiées (Rickert et al., 1975). Les hypothèses de base de QUAL2E sont:

- le modèle est applicable à des cours d'eau bien mélangés. Ceci assume que les mécanismes majeurs du transport, l'advection et la dispersion, sont significatifs seulement selon la direction principale de l'écoulement (axe longitudinal du cours d'eau). Le mélange des apports de pollution avec les eaux de la rivière est considéré instantané;

- le modèle fonctionne en régime permanent. Ceci signifie qu'hydrauliquement, QUAL2E est limité à des simulations pour des périodes de temps durant lesquelles le débit de la rivière est essentiellement constant.

Les résultats d'analyses des échantillonnages d'août et d'octobre démontrent que la rivière n'est pas homogène transversalement. A la sortie du tronçon 2 par exemple, la concentration de DCO totale varie de 42 à 98 mg/l. De plus, les mesures *in situ* effectuées lors des campagnes A et B indiquent que le cours d'eau n'est pas homogène non plus verticalement. On a observé des variations de l'oxygène dissous allant jusqu'à 4 mg/l en juillet et à 2.5 mg/l en août sur une profondeur respective de 7.0 et 4.8 mètres. L'hypothèse de base du modèle qui suppose que le cours d'eau est bien mélangé, n'est pas respectée dans la Petite Décharge.

L'hypothèse d'écoulement permanent qu'assume QUAL2E n'est pas non plus respectée, car la Petite Décharge semble démontrer des caractéristiques hydrauliques complexes, tels des tourbillons et des remontées d'eau. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que le niveau de la Petite Décharge dépend surtout des barrages en aval et du débit de la Grande Décharge.

## **B.8 Critères de succès des étapes de calibration et de validation**

Les notions de calibration et de validation d'un modèles contiennent plusieurs caractéristiques subjectives et arbitraires. Premièrement, les méthodes d'estimation des paramètres repose partiellement sur le jugement de l'utilisateur car les gammes vraisemblables de la plupart des paramètres sont larges et plus d'une combinaison de paramètres peuvent généralement être sélectionnée pour s'ajuster à une série donnée de mesures de terrain (Van Benschoten et Walker, 1984). Le plus souvent, ce phénomène se produit lorsqu'il y a trop de paramètres et de variables à estimer à partir de trop peu de données (Beck, 1984). Deuxièmement, le modélisateur est confronté à poser un jugement sur le succès

de la calibration. Il doit déterminer quand la comparaison entre les sorties du modèle et les conditions observées est acceptable (NCASI, 1982).

La calibration et la validation de modèle ne devraient pas simplement être des exercices d'ajustement de courbe mais devraient refléter une démarche plus rigoureuse basée sur une compréhension des processus dans le milieu à l'étude. Le nombre de stations de mesure et leur localisation ne peuvent être fixés qu'après une première investigation du taux de variation des concentrations des différentes variables en fonction de la distance. Dans le cas présent d'application, le nombre de stations d'échantillonnage est restreint par les ressources financières disponibles ainsi que par la courte distance à modéliser. Par conséquent, la calibration et la validation du modèle sont rendues plus difficiles à cause du manque de données.

Dans la démarche de modélisation, il y a deux approches générales pour calibrer les données prédites aux données observées. La première approche est basée sur une inspection visuelle à partir de représentations graphiques (NCASI, 1982). Cette méthode est facilement comprise et clairement visuelle (Thomann, 1982). Une grande majorité des études de modélisation courantes tombe dans cette catégorie. La seconde approche compte sur des tests statistiques pour quantifier l'écart entre les données simulées et celles mesurées (NCASI, 1982). Le modèle devrait être considéré calibré lorsque la comparaison des valeurs calculées et observées satisfait un critère donné. Actuellement, la décision pour le choix du test statistique à utiliser est individuelle pour chaque modèle et chaque problème (Thomann, 1982).

Le NCASI (1982) propose quelques tests statistiques simples pour quantifier la condition de validation du modèle:

- comparaison des moyennes en utilisant la distribution de Student;

- régression linéaire qui comprend:
  - test de signification du coefficient de corrélation à l'aide du test de Fisher;
  - tests de signification sur la pente et l'ordonnée à l'origine avec les statistiques de Student.
- erreur quadratique moyenne (EQM):

$$EQM = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (\text{Observé} - \text{Prédit})_i^2}{N}}$$

- critère spécifique du NCASI:
  - le modèle est calibré ou validé lorsque les prédictions d'une variable de sortie (OD, DBO, etc.) tombent à l'intérieur des intervalles de confiance à 95% calculés à partir des données provenant de la campagne d'échantillonnage correspondante. Le nombre de stations servant à déterminer les intervalles est réduit de façon à élargir ces derniers afin de faciliter les étapes de calibration et de validation. Dans le premier cas, 5% des valeurs les plus près de la moyenne sont enlevées tandis que pour le deuxième, 40% des valeurs sont retranchées. Le critère de succès est fonction du nombre de fois où la concentration prédite tombe à l'intérieur d'un intervalle de confiance.

Un autre test est suggéré par Thomann (1982):

- erreur relative médiane (ERM):
  - l'erreur relative doit d'abord être calculée pour chaque point du cours d'eau suivant la formule suivante:

$$\text{ERM} = \frac{|\text{Observé} - \text{Prédit}|}{\text{Observé}}$$

- les erreurs relatives peuvent ensuite être réparties en classes de fréquence. Une fois la fréquence cumulative calculée, il est alors possible de déterminer l'erreur relative médiane.

Noter que ces tests par eux-mêmes ne déterminent pas si un modèle est considéré comme validé. Une telle détermination requiert la spécification d'un critère statistique donné.

Ces différentes méthodes ont été appliquées à la simulation no 2 de la calibration et à la validation. Les résultats sont présentés au tableau B.9.

Le test de comparaison des moyennes démontrent que les concentrations moyennes en oxygène dissous prédites lors de la calibration et de la validation ne sont pas significativement différentes de celles mesurées. Le test de l'erreur relative médiane donne également des résultats satisfaisants car ceux-ci se rapprochent de la valeur de 10% suggérée par Thomann (1982).

Par contre, les résultats des autres tests semblent contradictoires. D'après le test de l'erreur quadratique moyenne, la calibration démontre de meilleurs résultats que la validation car cette erreur passe à une valeur une fois et demie plus élevée d'une étape à l'autre (tableau B.9).

D'autre part, les tests sur le coefficient de corrélation et sur la pente indiquent que la validation obtient des meilleurs résultats que la calibration. En effet, les deux premiers tests démontrent qu'il y a une relation possible entre les concentrations mesurées et prédites de la validation, tandis qu'il n'y a pas de relation significative pour la calibration. De plus, les concentrations prédites lors de la validation passent par 50% des intervalles de confiance tandis que celles de la calibration ne couvrent que 20% des intervalles (figure B.4 et B.5)

TABLEAU B.9: Résultats des méthodes statistiques de la calibration et de la validation.

METHODE	CALIBRATION	VALIDATION
Test de Student sur les moyennes	pas différentes	pas différentes
Test de Fisher sur le coefficient de corrélation r	pas de relation ( $r^2 = 27.0\%$ )	relation possible ( $r^2 = 97.7\%$ )
Test de Student sur les pentes b	pas de relation	relation possible
Erreur relative médiane	12.1 %	12.8 %
Erreur quadratique moyenne	0.89	1.26
Critère du NCASI	1 sur 5 (20%)	2 sur 4 (50%)

FIGURE B.4: METHODE DU NCASI SUR LA CALIBRATION - Intervalles de confiance 95%

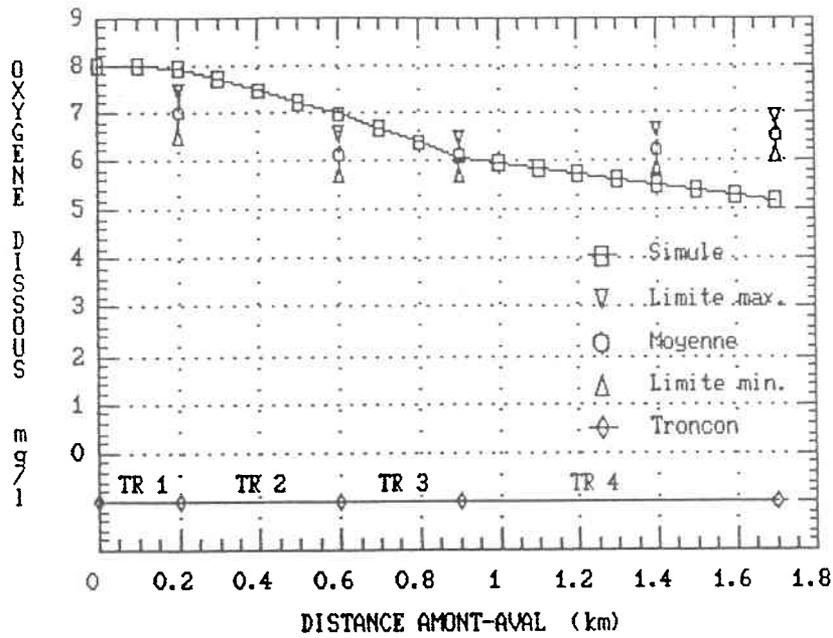
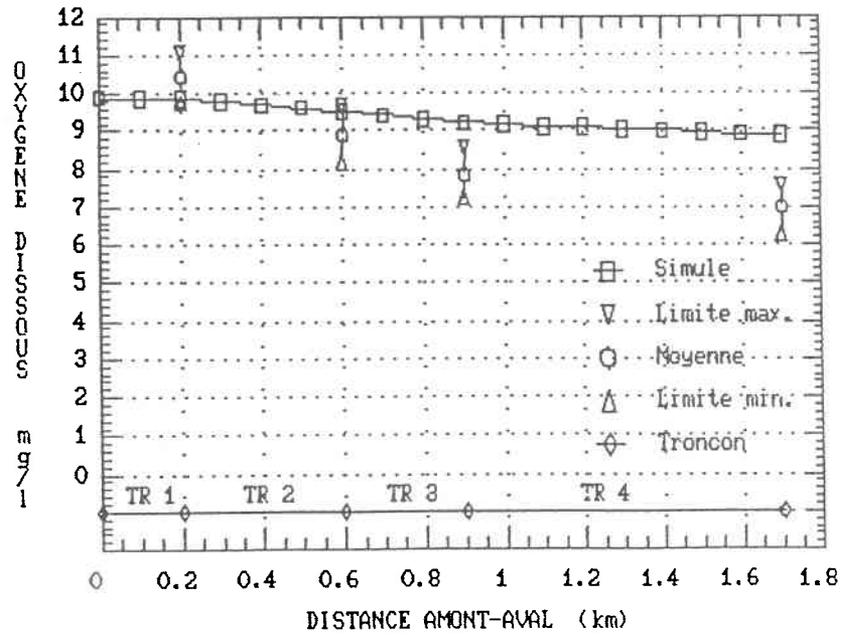


FIGURE B.5: METHODE DU NCASI SUR LA VALIDATION - Intervalles de confiance 95%



Ces résultats contradictoires ne peuvent être explicités à l'aide des mesures de l'oxygène dissous dans la rivière. Un examen des données recueillies sur le terrain permet de supposer que certaines d'entre elles pourraient ne pas être exactes et ainsi fausser les résultats.

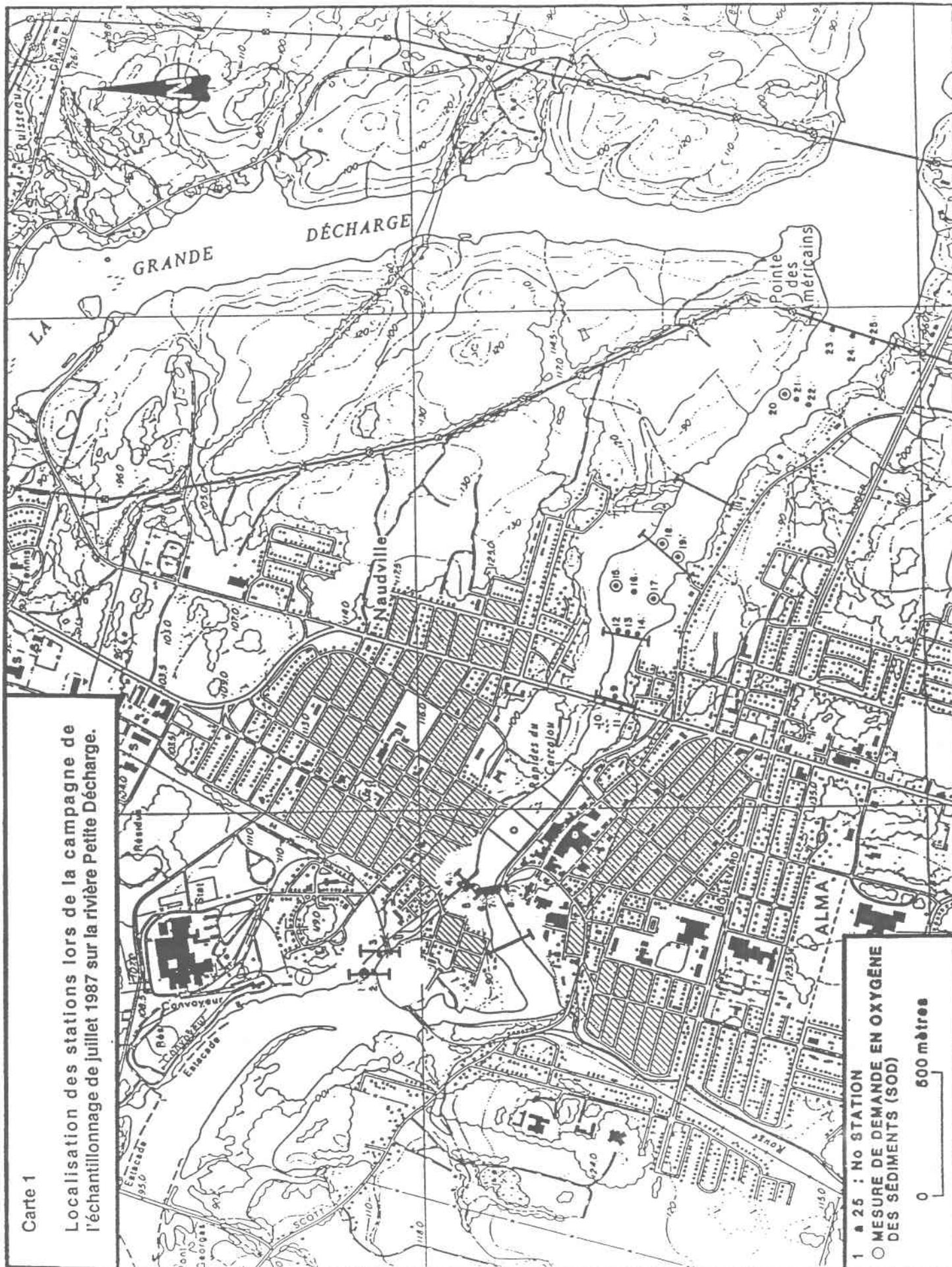
Les données d'oxygène dissous mesurées en août aux tronçons 3 et 4 semblent démontrer un comportement anormal puisque les conditions en oxygène s'améliorent rapidement dans le dernier tronçon (figure B.2). En octobre par contre, les conditions continuent de se dégrader vers l'aval (figure B.3). Les formes des courbes de l'oxygène dissous mesuré en août et en octobre sont donc différentes (figures B.2 et B.3). Il serait étonnant que la rivière puisse se réoxygéner sur une distance aussi courte que 1.7 km qui correspond à environ sept heures de temps de parcours. Cette augmentation de la concentration en oxygène en aval du système en août pourrait être causée par une remontée d'eau provenant de la Grande Décharge ayant pour effet de diluer les eaux de la Petite Décharge et d'en améliorer la qualité.

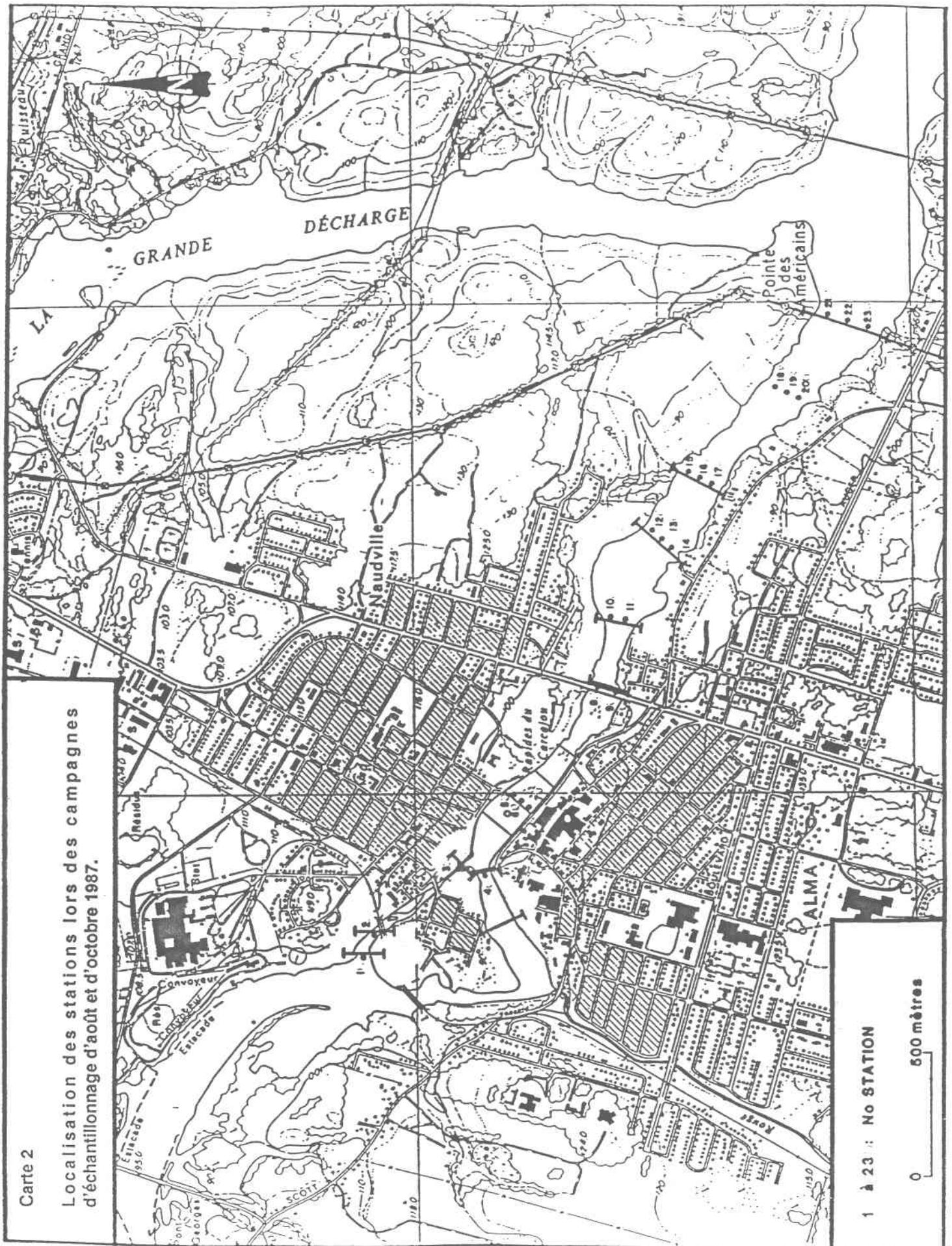
Il est donc tout à fait probable que le minimum de la courbe en sac de l'oxygène dissous ne soit pas atteint en raison des très courtes distances modélisées et du taux très faible de dégradation des rejets de type pâtes et papier. Le modèle QUAL2E est beaucoup plus performant lorsqu'il est utilisé sur de grandes distances et non sur un petit bassin comme la rivière Petite Décharge.

En raison des difficultés d'application du modèle, les étapes de calibration et de validation ne sont pas jugées acceptables. De plus, les hypothèses de base du modèle QUAL2E ne sont pas respectées dans le cas de la rivière Petite Décharge en raison de la situation physique du cours d'eau. Les simulations effectuées ne sont pas représentatives des conditions d'oxygène dissous prévalant dans la rivière Petite Décharge. Cette application du modèle QUAL2E ne peut en aucun cas être utilisée à des fins prédictives.

## ANNEXE C

### CARTES



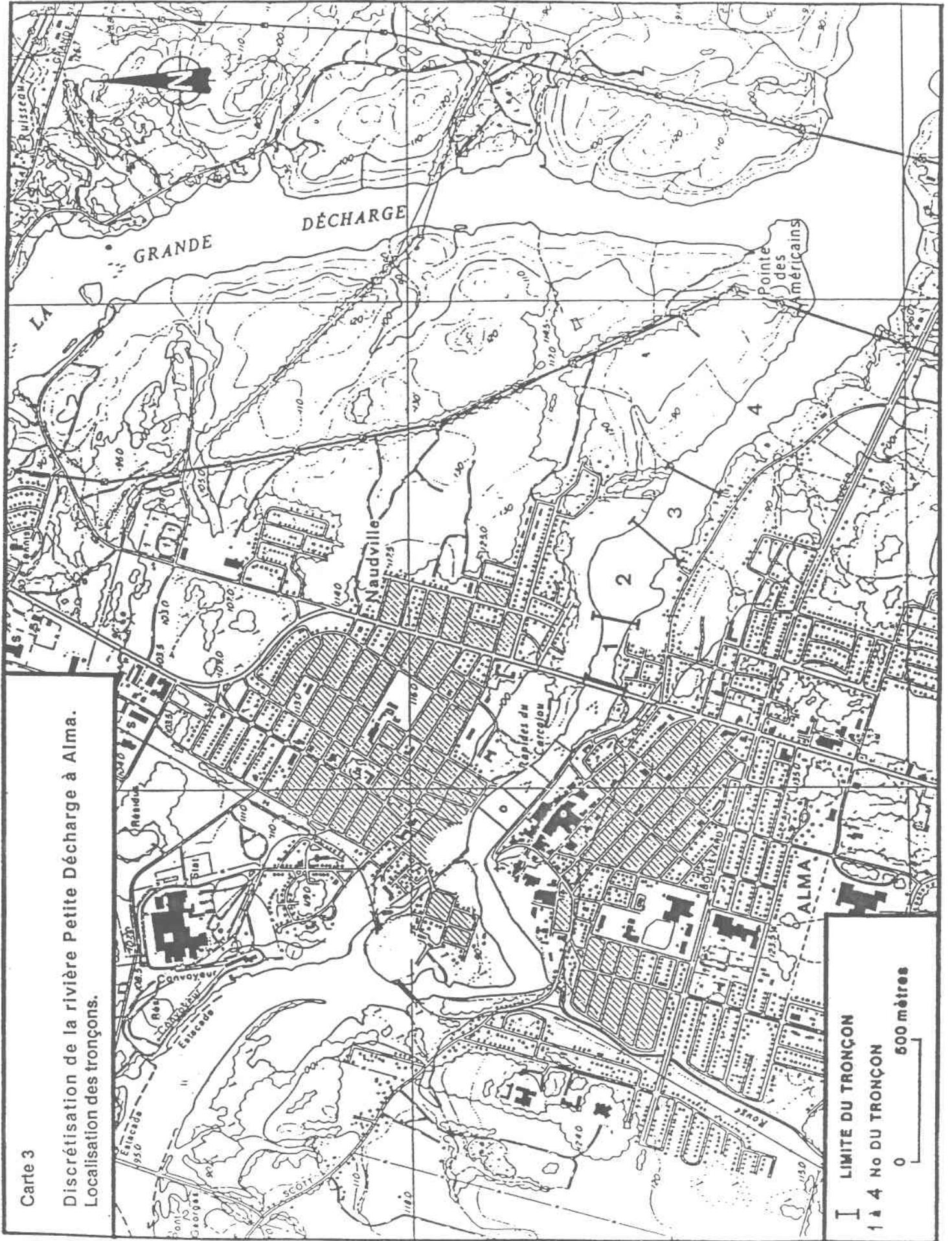


Carte 2

Localisation des stations lors des campagnes d'échantillonnage d'août et d'octobre 1987.

1 à 23 : No STATION

0 500 mètres



Carte 3

Discrétisation de la rivière Petite Décharge à Alma.  
Localisation des tronçons.

I LIMITE DU TRONÇON

1 à 4 No DU TRONÇON

0 600 mètres