

Article

« Méthodologie d'analyse détaillée de la contamination par tronçon du fleuve Saint-Laurent par modélisation numérique : le cas du lac Saint-Pierre »

M. Leclerc et P. Boudreault

Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 6, n° 4, 1993, p. 427-452.

Pour citer cet article, utiliser l'information suivante :

URI: <http://id.erudit.org/iderudit/705184ar>

DOI: 10.7202/705184ar

Note : les règles d'écriture des références bibliographiques peuvent varier selon les différents domaines du savoir.

Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter à l'URI <https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/>

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche. Érudit offre des services d'édition numérique de documents scientifiques depuis 1998.

Pour communiquer avec les responsables d'Érudit : info@erudit.org

Méthodologie d'analyse détaillée de la contamination par tronçon du fleuve Saint-Laurent par modélisation numérique : le cas du lac Saint-Pierre

Lagrangian modeling of water quality and contamination analysis of a St. Lawrence River reach : Lake St. Pierre (Canada)

M. LECLERC¹, P. BOUDREAU²

Reçu le 14 décembre 1992, accepté pour publication le 27 septembre 1993*.

SUMMARY

Context

The St-Lawrence Center, part of Environment Canada, undertook a few years ago the very ambitious project of studying the toxic contamination of the St-Lawrence River. In collaboration with the Institut National de la Recherche Scientifique - Eau, a sub-project based on numerical modeling was defined in order to analyze contaminant propagation from industrial and municipal effluents into the river system.

Goals

The specific goals of the project were the following :

- 1) to provide a precise quantification of contaminant concentrations in the effluent plume at a convenient scale ;
- 2) to analyze areas influenced by main tributaries and different water masses entering the river reach ;
- 3) to map and quantify areas as compared to water quality criteria ;
- 4) to provide a method to select relevant hydrological events as a significant part of the analysis framework

1. Institut national de la Recherche scientifique - Eau, 2800 Einstein, bureau 105, Québec, (Qc), G1X 4N8.

2. Centre Saint-Laurent, Protection et Conservation, Environnement Canada, C.P. 10100, 1141 route de l'Eglise, Sainte-Foy, QC, G1V 4H5.

* Les commentaires seront reçus jusqu'au 29 juin 1994.

Methodology

Some basic choices were made at the beginning of the project :

- 1) the analysis framework emphasizes the instream water quality instead of the effluent water quality ;
- 2) numerical modelling was the main tool used to evaluate the water quality ;
- 3) as far as possible references to public regulations were incorporated ;
- 4) a strong complementarity of different computer tools was favoured : Geographical Information Systems, Database management systems, simulation models ;
- 5) the numerical solution method for the transport diffusion model is typically Lagrangian : the Random Walk Method ;
- 6) the contamination analysis uses the so-called « Weighted Unusable Area » method to quantify areas that do not respect some water quality criteria.

A typical contamination analysis project based on numerical modelling includes the following steps (fig. 2) :

- 1) a *preliminary study* to determine the main characteristics of the problem and to choose the best strategy to analyze it ;
- 2) *field measurements* essential to the calibration and validation of the computer model ;
- 3) *hydrodynamic modelling* provides the basic data on the flow field ; this step includes the calibration and the validation of the model, as well as the prediction of the flow fields corresponding to well-defined and contamination relevant hydrological events ;
- 4) *hydrological analysis* identifies the relevant flow events that will further be used in the model prediction ; this approach allows standardization of this very important input data set and avoids arbitrary choices of flow field ;
- 5) *transport-diffusion* modelling constitutes the main step ; it provides the chemical species concentrations downstream from the effluent discharge and affords an estimate of the overall water quality of the reach, as influenced by the main tributaries. This step includes the calibration and the validation of the model which precedes the prediction exercise ;
- 6) *contamination analysis* necessitates the choice of appropriate and relevant water quality criteria ; we propose a new approach, inspired by the Instream Flow Incremental Methodology often used to define the quality and availability of fish habitat in river reaches, to implement this step.

Numerical methods

As previously mentioned, the project included the development of a Lagrangian model to simulate the transport of solutes in a two-dimensional steady-state river flow. We will emphasize this point. The main objective of the software development was to provide an efficient and user-friendly management tool for the public agencies. Many analytical test cases helped in the choice of the best numerical algorithms, non-physical related parameters, and in the validation of the computer code. Furthermore, the results of two dye tracing experiments performed in conjunction with airborne remote sensing techniques provided data to validate the model on the St-Lawrence River (figs 5, 6, 7 and 8 illustrate different simulation results corresponding to the different tasks mentioned previously). In the next paragraphs, we will summarize the basic mathematical and numerical concepts implemented in the simulations.

To simulate solute transport in water media (porous or free surface), one usually uses eulerian methods which lead directly to concentration values. The solution algorithm presented here is rather based on a Lagrangian method which offers an explicit control over the additional numerical diffusion associated with every discretization method. This approach, also called the Random Walk Method (illustrated in fig. 3), or Particle Tracking Method, is more and more often used to solve hyperbolic equations. So far, the literature does not provide many applications of this method to solute transport in free

surface flow. Oil spill modeling is a domain where many applications have been reported.

The propagation of solute matter in free surface flow is mathematically described with momentum, mass and solute conservation equations. Since the Random Walk solution method of the transport-diffusion equation (*equ. 1*) requires hydrodynamic data to calculate the mean transport on streamlines along with dispersion, independent simulations providing the necessary flow field data (velocities, diffusivities, depths) have to be performed before undertaking the transport-diffusion tasks. For this purpose, the Navier-Stokes shallow water equations have become a well known tool to represent flow field in shallow waters. However, one should be aware of some often neglected but important aspects of such models, such as moving boundaries and turbulence closure.

Solution techniques

Two main goals were kept in mind during the implementation of the various algorithms : precision of results and fast computation. The following choices were made to achieve these objectives :

- 1) A finite element discretization and solution method provides and carries hydrodynamic information, but particles are tracked on a finite-difference grid (*mixed discretization principle*).
- 2) The convective component of the movement is realized by moving the grid instead of the particles (*shifted grid principle*).
- 3) Computation of concentrations optimizes smoothing while minimizing artificial diffusion (*controlled diffusive smoothing principle*).
- 4) When a section of the plume is described in a steady state « regime », it is not necessary to continue the simulation on that section to proceed downstream ; the simulation is divided in almost independent sections (*convolution principle*).
- 5) The particles have an *a priori* nondimensional weight and a unit concentration is calculated from these (*unit plume principle*).
- 6) The real concentration is linearly dependent on the pollutant loads introduced into the milieu (*linearity principle*).

The Weighted Unusable Area Method

The Weighted Unusable Area method provides a convenient means to compare effluent plume water quality to water quality criteria as well as to quantify areas that do not comply to them. A comparable method is widely used to define the quality and availability of fish habitat downstream from regulation reservoirs, with the purpose of establishing minimum guaranteed flow discharge to protect target species (the Instream Flow Incremental Methodology : IFIM). The method consists essentially of computing areas within the analysis domain weighted by a certain factor that represents the exceedence of certain water quality criteria. Among different options to define the weighting factor, all incorporating the effective contaminant concentration, we defined the following :

- 1) the ratio of the concentration to the water quality criterion without consideration of exceedence or compliance ;
- 2) weighting factor equal to 1 only if the concentration exceeds the criterion (non-compliance) ;
- 3) option #1, but using the concentration results corresponding only to the effluent plumes excluding the ambient water quality of the reach ; this emphasizes individual corporate responsibility (proposed for implementation) ;
- 4) option #1, but with the ratio increased by a power « n », a procedure that emphasizes the non-linear increase of toxicity related to the exceedence of the criterion (could be useful for academic purposes).

We also propose a Global Weighted Unusable Area concept to combine all the different chemical species present in an effluent plume. The combination is

made possible using the specific criterion corresponding to each species. This procedure leads to a new state variable that represents Contamination Standard Units.

Key-words : *water quality, hydrodynamic model, industrial contamination, spatial analysis, numerical modelling, Random Walk Method, Weighted Unusable Area, Saint-Lawrence River, Lake Saint-Pierre.*

RÉSUMÉ

Dans le cadre du Plan d'Action Saint-Laurent, une méthodologie détaillée d'analyse de la contamination par tronçon faisant appel à la modélisation numérique a été développée. Une méthode de simulation utilisant le mouvement aléatoire de particules a servi à élaborer le logiciel PANACHE. Les concentrations sont obtenues en post-traitement en attribuant une masse de contaminant aux particules du modèle. Les champs de vitesses servant à calculer leurs mouvements sont produits à l'aide d'un modèle bidimensionnel aux éléments finis. Une nouvelle approche pour l'analyse de la contamination est proposée. Celle-ci s'inspire de la méthodologie de *modélisation des micro-habitats* populaire dans le domaine de l'hydrobiologie. Le résultat apparaît sous la forme d'*Aires Pondérées Inutilisables (API)*, c'est-à-dire, des surfaces où certains critères de qualité de l'eau ne sont pas respectés dans les zones de mélange. Ce système informatisé a été élaboré sur une plate-forme INTEL/386-486 - OS2/PM.

Mots clés : *qualité de l'eau, modèle hydrodynamique, contamination industrielle, analyse spatiale, modélisation numérique, marche au hasard, aires pondérées inutilisables (API), fleuve Saint-Laurent, lac Saint-Pierre.*

INTRODUCTION

Les présents développements sont le fruit d'une entente institutionnelle entre le Centre Saint-Laurent (Protection et Conservation, Environnement Canada) et l'Institut national de la Recherche scientifique (INRS-Eau). Ils s'intègrent dans le plan fédéral canadien d'intervention pour la réduction des charges polluantes industrielles du fleuve Saint-Laurent (Plan d'action Saint-Laurent : PASL). Pour assister les fonctionnaires fédéraux dans leur mandat de gestion de la qualité du milieu aquatique du fleuve Saint-Laurent, un système informatisé d'aide au suivi des interventions d'assainissement a été développé.

Le projet a été réalisé en deux phases. Dans un premier temps, un ensemble constitué d'une base de données appelée *SOCOUS* et d'un système d'information géographique (*SPANSMD*) a été élaboré. Ce système informatisé, adapté à la problématique de la qualité de l'eau dans le fleuve Saint-Laurent (*fig. 1*), a nécessité entre autres la réalisation d'études environnementales spécialisées de cueillette et de validation des données pour

l'alimenter. La deuxième phase de développement informatique visait à analyser en détail les zones de mélange des effluents à l'échelle d'un tronçon fluvial à l'aide d'outils de modélisation numérique (hydrodynamique et transport-diffusion). Ce système se veut une approche intégrée du suivi des interventions d'assainissement du fleuve Saint-Laurent dans le cadre du PASL.

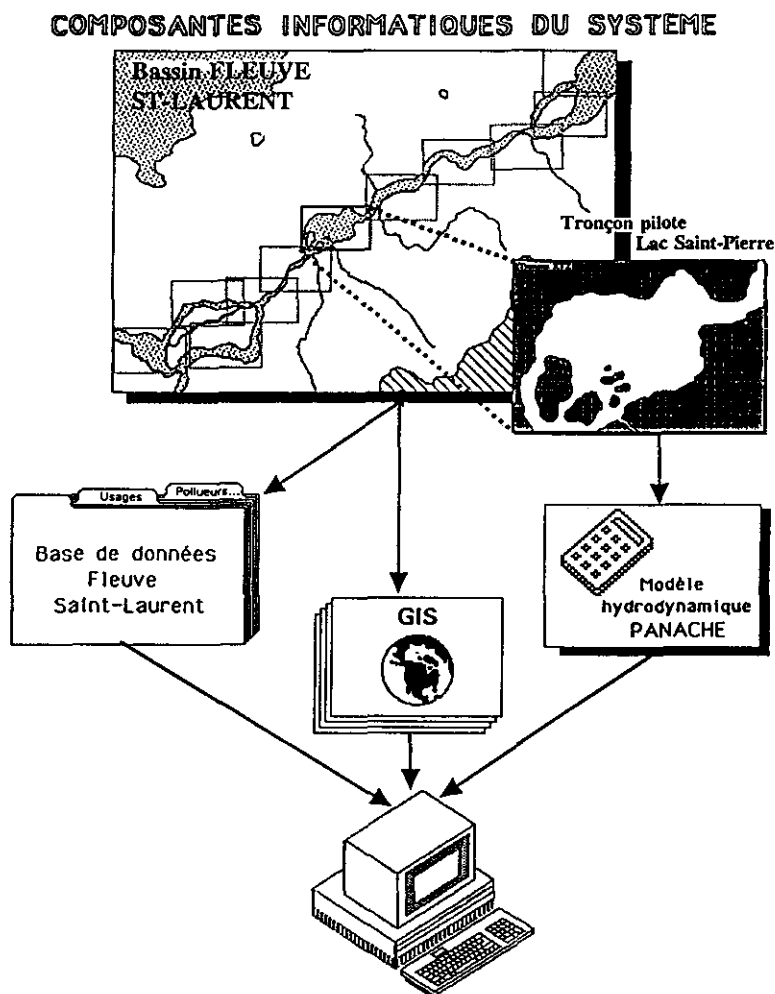


Figure 1 Illustration des composantes informatiques du système.
Illustration of the computer components of the system.

Dans ce qui suit, nous allons porter notre attention sur la méthodologie d'analyse détaillée des zones de mélange d'effluents à l'aide du logiciel *PANACHE*. Une emphase sera mise sur les aspects innovateurs, en particulier, sur la notion d'*Aires pondérées inutilisables (API)* qui permet de quantifier les surfaces excédant des critères de qualité de l'eau et ce, en tenant compte du degré de dépassement.

ANALYSE NUMÉRIQUE DE LA CONTAMINATION

L'analyse de la contamination par les effluents (industriels ou urbains) d'un tronçon fluvial est une tâche compliquée par la diversité de la provenance et de la nature des contaminants émis ainsi que par la variabilité des facteurs hydrologiques qui influencent la dispersion des contaminants. On doit de plus considérer non seulement les usages actuels affectés par la qualité de l'eau mais aussi les usages potentiellement récupérables. Enfin, les coûts importants qu'implique un plan d'intervention pour les industriels et les contribuables nécessitent que le choix et la définition des interventions d'assainissement soient des plus rigoureux pour ne pas prêter flanc à la contestation technique. C'est à cet effet qu'une approche basée sur la modélisation numérique des zones de mélange a été mise au point au cours de ce projet. Nous allons examiner ci-après les buts poursuivis par cette approche, les choix méthodologiques de base et les principaux éléments constitutifs.

Buts poursuivis

La méthodologie d'analyse a été conçue pour atteindre les buts suivants à l'échelle d'un tronçon fluvial :

- caractériser et quantifier de manière précise les concentrations de contaminants dans les zones de mélange des effluents ;
- préciser les aires influencées par les principaux tributaires et les masses d'eau en provenance de l'amont ;
- cartographier et comptabiliser les aires contaminées en fonction de critères appropriés aux usages ;
- identifier les événements hydrologiques représentatifs et significatifs pour la problématique de la contamination ;
- vérifier l'adéquation et la pertinence d'interventions d'assainissement ;
- supporter les activités d'inventaires, de bilan en contaminants et de caractérisation des masses d'eau.

Hypothèses et choix méthodologiques

Certains choix méthodologiques ont été effectués dès le départ :

- l'approche est centrée sur la qualité du milieu aquatique plutôt que sur la qualité à l'émissaire uniquement ;

- le système de gestion fait appel aux modèles numériques prédictifs ;
- le choix des paramètres et des conditions de simulation doit être le fruit d'un consensus des intervenants (événements hydrologiques de référence, normes officielles de contamination, charges industrielles validées et représentatives) ;
- les outils numériques utilisés sont complémentaires (Systèmes de gestion de base de données, Systèmes d'information géographique, modèles de simulations) ;
- la méthode de simulation des concentrations dans les zones de mélange est de type lagrangien bidimensionnel (marche au hasard) ;
- l'analyse de la contamination par les émissions industrielles s'effectue à l'aide de la méthode des Aires Pondérées Inutilisables.

Présentation de la méthodologie d'analyse numérique

La figure 2 représente les principales étapes de la méthodologie numérique proposée, telle qu'appliquée au lac Saint-Pierre (fleuve Saint-Laurent). Nous allons ensuite décrire brièvement chacune des étapes en évoquant parfois les implications correspondantes pour le cas étudié.

Au départ, la phase d'*analyse préliminaire* d'un projet d'analyse numérique de tronçon est essentielle pour comprendre les caractéristiques naturelles du milieu pertinentes à l'analyse, énoncer clairement les objectifs et planifier les diverses activités de terrain et de bureau. On cherche également la meilleure stratégie de modélisation compte tenu des objectifs visés. Dans le cas présent, cette étape a été déterminante dans le choix d'une méthode lagrangienne pour résoudre l'équation de transport-diffusion.

La *caractérisation sur le terrain* permet de compléter les ensembles de données requis par les différentes phases de modélisation. C'est surtout la propagation des contaminants dans les zones de mélange qui est ciblée plus particulièrement, la diffusivité des écoulements et la courantométrie. Au lac Saint-Pierre, ces aspects ont donné lieu à une vaste opération de caractérisation par le traçage à la rhodamine WT et la télédétection aéroportée ; ces activités sont rapportées en détail dans LECLERC *et al.* (1991b) et DUPONT *et al.* (1991).

Pour modéliser les courants, on doit d'abord collecter les données sur la bathymétrie, les niveaux d'eau, l'hydrologie du tronçon ainsi que sur la distribution et la granulométrie des sédiments. Au lac Saint-Pierre, les plantes aquatiques sont si denses qu'elles déterminent la distribution estivale des courants. Une campagne de terrain utilisant les sondages acoustiques (FORTIN *et al.*, 1991) a permis de définir la distribution des macrophytes, leur densité et même leur nature. Cette donnée de base a été intégrée dans la modélisation hydrodynamique.

La *modélisation hydrodynamique* est l'opération la plus cruciale de la démarche proposée car c'est par elle que sont obtenues les données courantométriques nécessaires pour simuler la propagation des contaminants. Les valeurs des vitesses, de la fonction-courant (stratification latérale des débits) et de diffusivités sont produites par cette activité. Pour le lac Saint-

Pierre, nous avons opté pour une modélisation bidimensionnelle horizontale en régime permanent. Cette modélisation est constituée de quatre étapes : l'intégration des données de base au sein d'un *modèle numérique de terrain*, l'*étalonnage des paramètres* (calibration), la *validation du modèle* avec des mesures et la *simulation des événements hydrologiques pertinents* à l'étude.

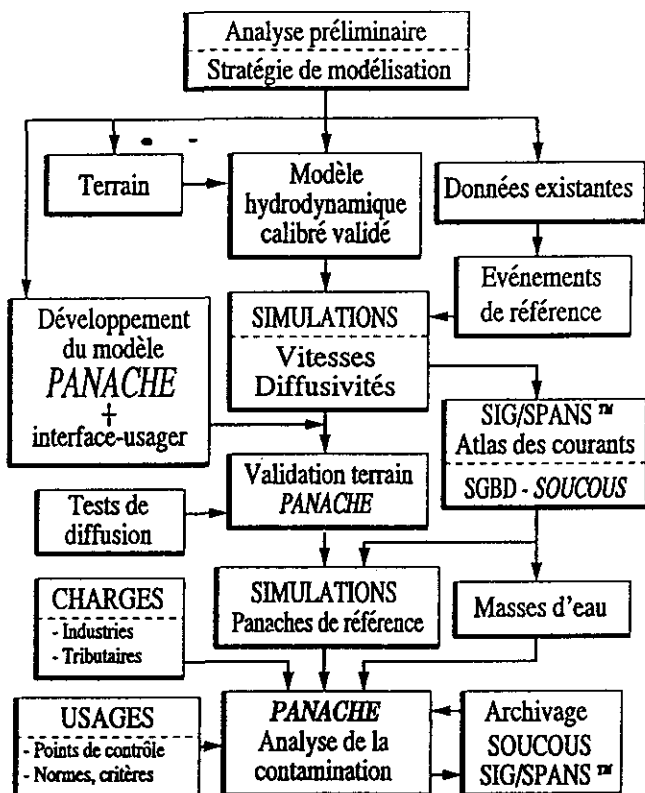


Figure 2 Méthodologie d'analyse numérique de la contamination appliquée au lac Saint-Pierre.

Methodology of the numerical analysis of the water quality contamination of the Lake Saint-Pierre (Canada).

Les événements dits « de référence » sont choisis pour représenter la variabilité des écoulements et, pour ce faire, on doit d'abord en établir la probabilité d'occurrence. Cette propriété statistique est utile pour connaître la persistance des conditions physiques qui affectent les zones de mélange. Les facteurs déterminant les événements sont définis en termes de sollicitations et de résistances et ils varient en fonction du temps. Au lac Saint-Pierre, les sollicitations retenues comprennent le vent et le régime hydrologique du fleuve et des tributaires. Les plantes aquatiques forment la principale résistance à l'écoulement en été ; à cause de sa variabilité temporelle, ce facteur a dû être intégré dans la définition des événements de référence.

Le développement d'un *modèle de zone de mélange* de type particulière (ou lagrangien) découle ici d'un choix *a priori*. Les arguments justifiant ce choix seront donnés plus loin. Dans le cas du logiciel *PANACHE*, l'élaboration d'algorithmes précis et économes en temps de calcul a été la phase la plus cruciale du développement informatique. Les phases de validation analytique et de tests de fonctionnalité ont permis de définir les limites d'applicabilité du modèle. La mise en place d'une interface-usager hautement interactive, ergonomique et conviviale associée à des moyens de visualisation graphiques appropriés et à une fonction d'aide contextuelle ont représenté la phase finale de l'implantation informatique (LECLERC *et al.*, 1991e).

Dans un modèle lagrangien-particulaire, les panaches apparaissent d'abord sous la forme de nuages de points (appelés aussi particules) qui sont par la suite convertis en concentrations dites « *unitaires* » que l'on peut considérer comme des patrons de dilution des contaminants.

A l'instar de la modélisation hydrodynamique, l'application de *PANACHE* requiert un *ajustement des paramètres* utilisés (calibration) et une *validation* à partir de résultats de terrain. Les données requises sont obtenues lors de tests de traçage *in situ*. Les coefficients de dispersion calculés à partir du champ de vitesses numériques sont ajustés lors de cette phase de calibration. Cette activité complétée, on dispose alors d'un outil de simulation des panaches qui peut être considéré comme représentatif du milieu.

La *simulation des zones de mélange en conditions de référence* est la phase prédictive de l'analyse de la contamination. A partir des fichiers de courants et à l'aide du modèle de panaches calibré et validé, on procède à la simulation des zones de mélange caractéristiques des divers émissaires. Déjà à ce stade, on a acquis les données de base sur le potentiel de dilution des contaminants dans le milieu.

L'*analyse de la contamination* proprement dite est la phase ultime de la démarche proposée. On doit disposer d'une caractérisation appropriée des usages du milieu et des sources de contamination. Au lac Saint-Pierre, seul l'usage « *vie aquatique* » a retenu notre attention et le milieu a été considéré comme potentiellement utilisable partout dans le tronçon et ce, à tout moment. Quant aux sources de contaminants, on se réfère aux événements de rejet répertoriés dans la base de données *SOCOUS*, ceux-ci décrivant les débits massiques et la nature des contaminants émis. A l'aide des données sur le potentiel de dilution, les charges sont converties en concentrations effectives qui seront examinées en fonction du respect ou du dépassement de normes de contamination.

Nous avons opté pour une démarche consistant à délimiter et à comptabiliser les aires où des critères de qualité de l'eau ne sont pas respectés. Cette méthode est celle des « *Aires Pondérées Inutilisables (API)* ». A l'aide de cette technique, il est possible de désigner les périodes (ou événements) et les paramètres les plus importants pour la compréhension du problème, en plus d'indiquer précisément l'extension des zones les plus contaminées. Dans les prochaines sections, nous allons concentrer notre attention sur cet aspect.

Les systèmes d'information géographique (*SIG*) jouent un rôle croissant dans l'univers de la modélisation numérique. Dans le cadre de ce projet, les

résultats du lac Saint-Pierre ont été produits sous le format *quadtree* utilisé dans *SPANSM^D*. Ainsi, les données numériques sont non seulement rendues accessibles par les divers intervenants, mais elles peuvent être utilisées dans le cadre d'études variées (ex. : la stabilité des sédiments, la modélisation des micro-habitats).

Enfin, rappelons le rôle complémentaire de *SOCOUS*. Un pont informatique direct a été établi entre cette base de données et *PANACHE* de sorte que toutes les données pertinentes à la modélisation sont fournies au besoin à l'utilisateur.

LE MODÈLE NUMÉRIQUE

Modèle hydrodynamique bidimensionnel de Saint-Venant

De nombreuses applications antérieures supportent la valeur et l'utilité de la modélisation hydrodynamique bidimensionnelle comme outil d'analyse. Ce sont les équations de Saint-Venant qui sont le plus souvent résolues par les logiciels de modélisation hydrodynamique. Le modèle mathématique satisfait deux principes de conservation : celui de la *quantité de mouvement* et celui de la *masse*. On peut en attendre une précision moyenne de 10 % sur les vitesses intégrées verticalement. Cette méthode est devenue au cours de la dernière décennie un outil reconnu scientifiquement pour la simulation des écoulements dans les rivières, les fleuves et les estuaires (voir entre autres HERRLING, 1982 ; KAWAHARA et UMETSU, 1986 ; LECLERC *et al.*, 1987, 1990b, c).

Les modèles numériques servent de plus en plus aux études environnementales (DE BROISSA, 1987), ce qui a été le cas depuis 1986 avec le modèle hydrodynamique utilisé pour le présent travail (Leclerc *et al.*, 1987, 1990a, b, c, 1991f et BOUDREAU A. *et al.*, 1988, 1989, 1990). Dans la plupart des cas, nos applications s'intégraient dans des analyses d'impacts de projets hydroélectriques sur divers habitats à poissons (saumon et poulamon atlantiques). Certaines ont servi à définir un programme de gestion des ouvrages prévoyant des débits réservés à des fins piscicoles. La méthode de *modélisation des microhabitats* (Instream Flow Incremental Methodologies : IFIM ; MORHARDT, 1986) a été mise à profit pour ce faire.

Parmi les résultats livrés par la modélisation hydrodynamique, on compte les *vitesses de courants*, les *profondeurs* et les *diffusivités* qui servent à alimenter la modélisation lagrangienne des panaches ; les « *couloirs de débit* », définis en post-traitement, représentent une donnée directement utilisable dans l'analyse de la contamination d'un tronçon. En effet, l'identification globale et le suivi des masses d'eau sont utiles dans l'analyse de l'insertion des tributaires dans le cours principal du fleuve.

C'est à travers la *fonction-courant* (streamline function) qu'il est possible de cartographier les couloirs de débit. La valeur de la fonction-courant donne le

débit transitant entre un point quelconque du milieu et le littoral le plus proche, habituellement la rive droite du cours d'eau. La méthode générale pour calculer la fonction-courant tient compte du débit spécifique local lequel est fonction de la vitesse moyenne du courant et de la profondeur. A la limite de chacun de ces couloirs, il n'y aurait pas de transfert de masse d'eau si la diffusion était négligeable. Tel n'est pas le cas sur de longues distances mais à courte distance, l'hypothèse est raisonnable à l'échelle de grandes masses d'eau. En ce sens, les couloirs de débit définissent le transport moyen au sein de l'écoulement.

Modèle de propagation d'un soluté : le logiciel PANACHE

Nécessitant une modélisation hydrodynamique préalable, le modèle mathématique de propagation d'un soluté permet de simuler les panaches d'effluents. Après avoir rappelé la forme bidimensionnelle de base du modèle, nous allons exposer les raisons qui ont motivé le choix d'une méthode lagrangienne pour le résoudre. Le choix des paramètres de diffusivité est le problème le plus crucial de la représentativité du modèle en regard de la dispersion ; cette section exposera brièvement la méthode utilisée pour les quantifier.

Équation de base

Le modèle mathématique qui suit est l'équivalent du modèle de Saint-Venant pour la propagation d'un soluté dans un écoulement bien mélangé dans la verticale. Il représente mathématiquement le principe de conservation d'un soluté dans le milieu aquatique. La variable d'état du modèle est la concentration du soluté et le modèle fait intervenir comme paramètres, les vitesses d'écoulement, la profondeur locale et les coefficients de diffusion turbulente et de dispersion, et éventuellement, les pertes par dégradation ou les apports locaux. L'équation 1 est la forme la plus classique de ce modèle.

$$\frac{\partial HC}{\partial t} + \frac{\partial HC u_j}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left[HD_j \frac{\partial C}{\partial x_j} \right] \pm S ; j = 1, 2 \quad (1)$$

- C : la concentration du soluté ;
- H : la profondeur locale ;
- u_j : les composantes de la vitesse d'écoulement intégrées dans la verticale $j = 1, 2$ (notation d'Einstein) ;
- D_j : le coefficient de dispersion dans la direction j ;
- S : les processus de dégradation.

En termes de conditions aux limites, ce sont les conditions de flux qui conviennent le mieux aux modèles lagrangiens, en particulier pour la représentation de sources ponctuelles.

Stratégie de résolution : approches eulériennes – vs – lagrangiennes

Deux grandes classes de méthodes de résolution existent pour résoudre ce modèle numériquement : *eulérienne* et *lagrangienne*. L'approche eulérienne consiste à résoudre l'équation différentielle directement en valeurs de concentration. La méthode lagrangienne fournit une solution indirecte par l'usage de points¹ qui se déplacent (numériquement) dans l'écoulement, ceux-ci représentant le contaminant ; la concentration est obtenue en post-traitement.

Les équations différentielles de mouvement (hydrodynamique) peuvent être aisément résolues par une des méthodes numériques eulériennes (différences finies ou éléments finis). Nous avons choisi la méthode des éléments finis (DHATT et TOUZOT, 1981) à cause principalement de sa souplesse géométrique. En effet, cette forme de discrétisation permet d'ajuster localement la forme et la précision du modèle, ce qui est particulièrement utile pour préciser les écoulements dans certaines régions comme dans les zones immédiates de mélange des effluents industriels ou, au confluent des tributaires avec le fleuve.

À l'opposé et à l'instar de nombreux auteurs (HEEMINK, 1990 ; TOMPSON et GELHAR, 1990 ; TOMPSON et DOUGHERTY, 1988 ; KINZELBACH, 1987 ; AHLSTROM et FOOTE, 1976), l'équation différentielle du transport d'un soluté a été résolue par une méthode lagrangienne. Connue également sous le nom de méthode de « *déplacement aléatoire de particules de référence* » ou « *marche au hasard* », ce procédé de calcul considère la diffusion-dispersion comme un phénomène aléatoire. Le déplacement d'une particule ou point de référence peut donc être décrit par deux mouvements indépendants (*fig. 3*) : le premier résulte du courant moyen et le second est généré par la dispersion des particules autour de leur position moyenne, mouvement aléatoire résultant de la turbulence au sein de l'écoulement.

Le contaminant est porté numériquement par les particules, chacune occupant une emprise dite de « *lissage* ». Cette emprise est représentée à l'aide d'une fonction de distribution unitaire gaussienne. La concentration en différents points d'une zone de calcul est obtenue par la somme des influences locales des particules au voisinage de ces points.

Pour le calcul des concentrations, cette technique présente sur les méthodes numériques eulériennes les principaux avantages suivants (PRICKETT *et al.*, 1981 ; KINZELBACH, 1987) :

- la masse de soluté est conservée intégralement ;
- la dispersion numérique parasite (propre aux méthodes eulériennes) est quasi-absente ;
- la mobilisation du modèle est rapide et ne requiert pas de maillage adaptatif ;

1. Appelés parfois *particules* dans le texte ; cette appellation est donnée aux points à l'instar de la littérature anglophone qui désigne les méthodes lagrangiennes par l'expression « *particle tracking* ». Il ne faut donc pas attribuer aux « *particules* » numériques utilisées le rôle physique d'adsorption-désorption que les vrais particules peuvent avoir dans le milieu.

- le mouvement des particules est continu dans l'espace ce qui permet le suivi-traçage de la contamination ;
- les solutions sont additives ;
- le temps de parcours des particules est connu et peut servir à introduire d'autres formes de cinétiques (ex. : dégradation) ; et,
- le traitement infographique est rapide et facile.

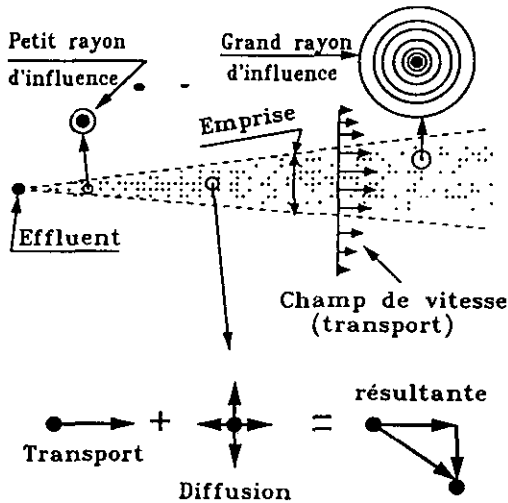


Figure 3 Principe du calcul lagrangien des concentrations à l'aide de particules en mouvement.

Principle of the Lagrangian calculation of the concentration with moving particles.

Diverses expériences pratiques

Du fait de ses avantages sur les méthodes numériques eulériennes, la méthode de marche au hasard est de plus en plus utilisée pour la résolution des équations de transport-diffusion. C'est dans le domaine des eaux souterraines que l'on rencontre le plus d'applications (WALTON, 1989 ; KINZELBACH, 1987 ; KINZELBACH et ACKERER, 1986 ; PRICKETT *et al.*, 1981 ; SCHWARTZ et CROWE, 1980 ; KONIKOW et BREDEHOEFT, 1978). Dans le domaine des eaux de surface, l'application de cette méthode a été jusqu'à présent limitée à quelques cas spécifiques, dont VAN DAM (1981) et DYKES et ROBERTSON (1985) pour le milieu marin et HEEMINK (1990) en estuaire.

Des cinétiques particulières (dégradation, adsorption-désorption, sédimentation, évaporation et étalement en surface d'hydrocarbures) peuvent être appliquées aux particules en mouvement. Cette approche a été utilisée par certains auteurs (ANDRICEVIC et FOULOULA-GEORGIU, 1990, TOMPSON et DOUGHERTY, 1990, DOUGHERTY *et al.*, 1989) pour simuler le transport des

solutés réactifs (adsorption) et non-conservatifs (dégradation). On compte également de nombreuses applications dans le domaine du suivi de nappes flottantes d'hydrocarbures déversées accidentellement dans le milieu (ex. : SYDOR, 1978 ; MACKAY et PATERSON, 1978).

Estimation des paramètres de diffusivité

La diffusivité du milieu fluvial est sa capacité de diluer un soluté dans sa propre masse liquide. Produite par la turbulence et les mouvements différentiels de l'eau, il s'agit d'une propriété de l'écoulement plutôt que du fluide lui-même. Une bonne simulation hydrodynamique doit donc permettre de l'estimer. Un traitement élaboré de cette question a été effectué dans LECLERC *et al.* (1991d). La diffusivité est reliée à deux classes particulières de phénomènes (fig. 4) : les résistances locales de type Manning (a) ; les cisaillements latéraux associés aux variations spatiales du champ de vitesses (b).

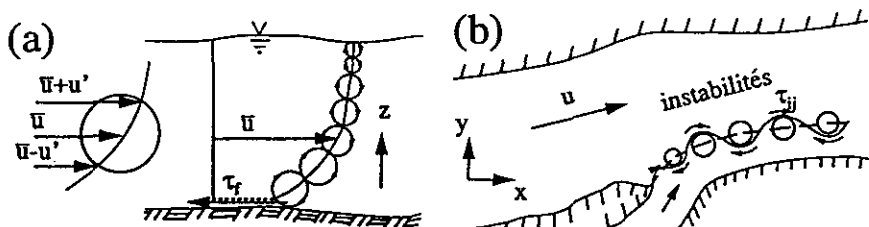


Figure 4 Macro-structures turbulentes dans un écoulement fluvial.

Macro turbulent structures in a river flow.

(a) couche limite verticale
vertical boundary layer

b) cisaillements latéraux
lateral shear stresses

Le mélange associé à la turbulence de fond (couche limite turbulente) a fait l'objet de nombreuses recherches empiriques (FISCHER *et al.*, 1979). Ayant souvent comme objet des écoulements quasi-uniformes en canal, ces travaux ont permis d'identifier la relation suivante entre un coefficient de diffusivité isotrope de fond D_f et le cisaillement au bas de la couche limite turbulente de tels milieux. Essentiellement, il est établi que :

$$D_f \approx KHu. \quad (2)$$

où :

H : la profondeur locale ;

K : une constante entre 0,14 et 0,17 ;

u. : une vitesse dite « de cisaillement ».

La vitesse de cisaillement est fournie par le modèle hydrodynamique. Par analogie avec ce résultat majeur, les processus de résistance macrophytique, significatifs au lac Saint-Pierre, ont été inclus dans le calcul de cette forme de diffusivité (LECLERC *et al.*, 1991a pour plus de détails).

Dans les cours d'eau naturel, la diffusivité transversale D_N associée aux contraintes latérales de cisaillement est globalement proportionnelle à la vitesse de cisaillement et joue un rôle plus important que la diffusivité de fond. Dans les cours d'eau légèrement méandrés et de section normale, la valeur du coefficient D (qui incorpore cependant la diffusivité de type Manning) varie ainsi selon FISCHER *et al.* (1979) :

$$D \approx (0,6 \pm 50 \%) HU. \quad (3)$$

Des variations assez considérables dues à la valeur des gradients de vitesse produits par les singularités et la morphologie transversale du lit doivent cependant être prises en considération. La notion de *longueur de mélange* (RODI, 1981 ; OUELLET, 1986) nous permet de construire un bon indicateur de ces variations et de préciser localement la valeur du coefficient.

Exemples de calcul au lac Saint-Pierre

La figure 5 montre un champ de vitesses simulé à la hauteur du delta en amont du lac Saint-Pierre lors du test de diffusion rapporté dans LECLERC *et al.* (1991b, c) et DUPONT *et al.* (1991). La figure 6 montre les couloirs de débit correspondants. On notera la possibilité d'effectuer le suivi des eaux du principal affluent du tronçon, la rivière Richelieu (transport moyen). La figure 7 montre le résultat de la simulation particulière ayant servi à valider le modèle sur le terrain à l'aide du même test.

Méthode des Aires pondérées inutilisables

La méthode proposée ici est inspirée directement de l'approche désignée par l'expression « *modélisation de micro-habitats* » présentée dans MORHARDT (1986) et appliquée par LECLERC *et al.* (1991f) et BOUDREAU A. *et al.* (1988, 1989, 1990). Dans le milieu anglophone, on la désigne sous l'appellation *Instream Flow Incremental Methodologies (IFIM)*. Cette méthode fait appel à une caractérisation poussée de la courantométrie, le plus souvent numérique, et à un ensemble de critères de sélectivité qui permettent de quantifier (en *Aires Pondérées Utilisables : APU*) le milieu en tant qu'habitat pour les poissons. Cette approche sert à la gestion piscicoles et, en particulier en aval des réservoirs, pour la définition des *débâts réservés*.

De la même manière, la méthode des *Aires Pondérées Inutilisables (API)* consiste à cumuler, par parcelle de calcul, la superficie constituée par une zone-cible en affectant à chaque parcelle une pondération liée à la qualité de l'eau. La concentration du milieu récepteur et celle résultant du rejet à l'émissaire peuvent être prises en compte simultanément ou distinctement. De même, les divers contaminants peuvent être traités individuellement ou en conjonction en faisant intervenir le concept d'*unités standardisées de contamination (USC)* (introduit plus loin). La valeur de la pondération dépend du degré de dépassement de critères de qualité applicables au(x) paramètre(s). Les *API* se calculent ainsi :

$$API_k = \sum_{i=1}^M W_{ik} A_i \quad (4)$$

où :

- A_i : l'aire de la parcelle de calcul i ;
- k : l'indice du paramètre de qualité ;
- M : le nombre de parcelles constituant une zone de simulation ;
- W_{ik} : une pondération reliée au degré de contamination de la parcelle i par le paramètre k .

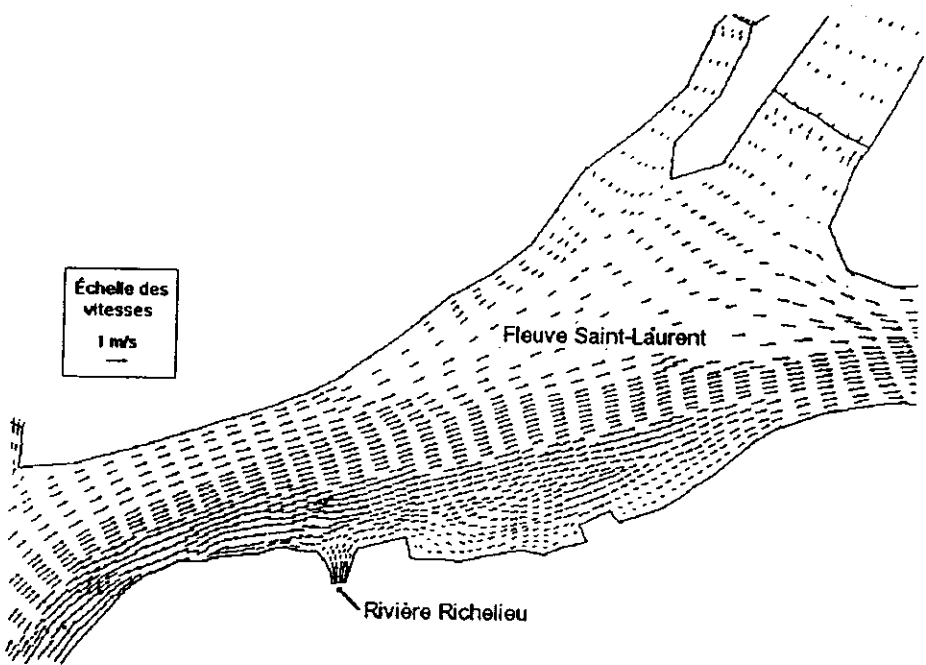


Figure 5 Champ de vitesse lors du test de traçage dans la région du delta de Sorel d'après le modèle numérique.

Predicted velocity field during the dye tracing experiment in the Sorel's Delta region.

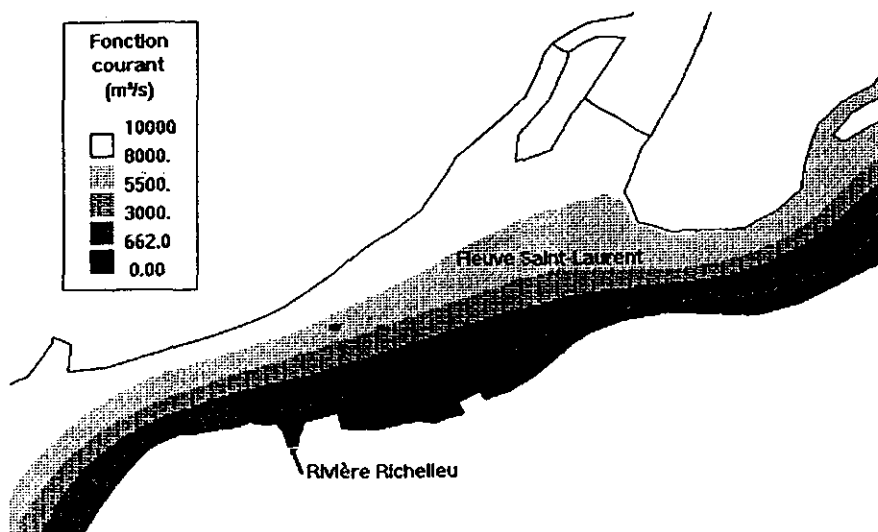


Figure 6 Couloirs de débit lors du test de traçage dans la région du delta de Sorel (classes arbitraires).

Predicted flow corridors (current function) during the dye tracing experiment in the Sorel's Delta region (arbitrary classes).

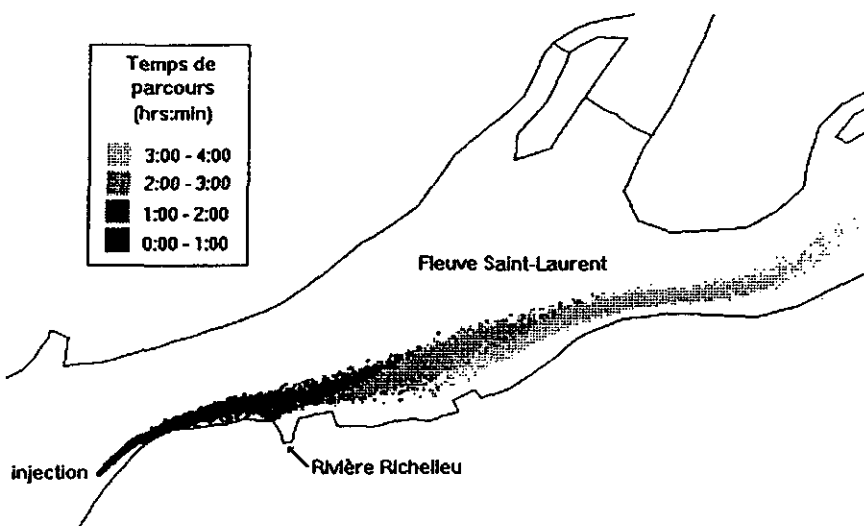


Figure 7 Simulation particulière (PANACHE) représentant un test de traçage dans la région du delta de Sorel.

Simulation with particles (PANACHE software) representing the dye tracing experiment in the Sorel's Delta region.

Calcul de la pondération W_{ik}

La pondération W_{ik} peut se calculer de diverses manières, toutes faisant appel à la concentration effective du contaminant C_{ik} dans la zone de mélange. Les relations suivantes traduisent diverses approches possibles :

$$1. \quad W_{ik} = \frac{C_{ik}}{N_k}$$

$$2. \quad W_{ik} = 1,0 \text{ si } \frac{C_{ik}}{N_k} \geq 1,0$$

$$= 0,0 \text{ autrement}$$

$$3. \quad W_{ik} = \frac{C_{ik}}{N_k} \text{ si } \frac{C_{ik} - C_{RK}}{N_k} \geq 1,0$$

$$= 0 \text{ autrement}$$

$$4. \quad W_{ik} = \left[\frac{C_{ik}}{N_k} \right]^n \text{ si } \frac{C_{ik} - C_{RK}}{N_k} \geq 1,0$$

$$= 0 \text{ autrement}$$

où,

C_{RK} : la concentration préalable du paramètre k dans le milieu récepteur (à l'amont de l'émissaire) ;

C_{ik} : la concentration effective du paramètre k sur la parcelle i (le total du rejet et de la concentration préalable du milieu) ;

n : une puissance quelconque ; si $n = 0$ formule 2 ; si $n = 1$ formule 3 ; si $n = 2$ progression quadratique ;

N_k : la norme (ou critère) applicable du paramètre k .

Comme on le voit, la première relation rend la pondération proportionnelle à la concentration du paramètre k quel que soit le degré de contamination, même si la norme est respectée. Cette approche se heurte à des difficultés d'application insurmontables. En effet, comme la contamination par un paramètre est toujours comptabilisée dans ce calcul même à un niveau très faible, il n'est pas possible de borner spatialement la zone de calcul. D'autre part, le principe du respect d'un critère requis par toute gestion normative n'est pas pris en compte.

Dans la deuxième formule, le principe du respect d'un critère est pris en compte puisque les parcelles qui présentent des concentrations inférieures à celui-ci (i.e., $C_{ik} \leq N_k$) ne sont pas comptées. Cette approche permet également de borner la zone d'analyse en limitant les calculs aux aires où le critère est dépassé. Cependant, cette formule ne permet pas de tenir compte du degré de non-respect de la norme et la responsabilité spécifique du pollueur n'est pas mise en évidence dans le test. De plus, le milieu récepteur peut lui-même dépasser les critères sur l'ensemble de son cours, ce qui laisse potentiellement non-bornée la zone de calcul.

La troisième formule combine les avantages des deux premières, et permet en plus de tenir compte du degré de dépassement effectif de la norme applicable. De plus, la responsabilité spécifique du pollueur est mise en évidence en déduisant la contribution du milieu récepteur lors du test (i. e. $(C_{ik} - C_{Rk})/N_k \leq 1,0$). Il est donc plus simple de borner la zone de dépassement. C'est l'approche que nous proposons.

En poussant un peu plus loin la logique de cette formule, il est possible de d'utiliser une relation non-linéaire entre la pondération W_{ik} et le rapport C_{ik}/N_k (formule 4). Une telle approche peut se fonder sur les connaissances écotoxicologiques existantes sur le paramètre. Des fonctions logarithmiques, quadratiques ou d'un ordre quelconque peuvent être utilisées pour traduire la progressivité de la toxicité au-delà du critère de base. Cette approche aurait cependant une utilité plutôt académique.

La prise en compte d'une parcelle peut également dépendre de sa distance en aval de l'émissaire. Celle-ci traduit le concept de tolérance dans une zone finie de dilution applicable aux rejets de contaminants. Par exemple, le critère de « *toxicité chronique* » appliquée par le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ, 1990) aux rejets industriels prend force à compter d'une distance de dilution de 300 mètres en aval de l'émissaire.

Calcul des concentrations

Le calcul des concentrations s'effectue conformément à la théorie exposée précédemment et exposée en détail dans LECLERC *et al.* (1991d). Lorsqu'une simulation lagrangienne est effectuée, le post-traitement des particules fournit les concentrations en deux phases distinctes :

1. on évalue d'abord la dilution (formellement la concentration « *unitaire* », c'est-à-dire, la concentration obtenue avec un débit nominal de 1/j) pendant la durée de la simulation ; les unités du débit nominal sont adimensionnelles vis-à-vis de la masse ;
2. le débit massique de contaminant [en kg/j] est ensuite introduit dans le calcul pour donner la concentration effective.

De la sorte, le traitement de la dilution, qui est une propriété de l'écoulement, est dissocié dans un premier temps de la quantité de contaminant émise. La figure 8 donne un exemple de calcul de concentration correspondant au test de rhodamine mentionné précédemment.

La concentration effective doit également prendre en compte celle du milieu récepteur (C_{Rk}). En conciliant les unités de masse et de volume utilisées dans cette formule, le calcul formel s'effectue ainsi sur chaque parcelle :

$$C_{ik} = C_{Rk} + Q_{Mk} TC'_i \quad (5)$$

où :

- C'_i : la concentration unitaire (ou dilution) de la parcelle i ;
 Q_{Mk} : le débit massique journalier du contaminant k ;
 T : la période de simulation.

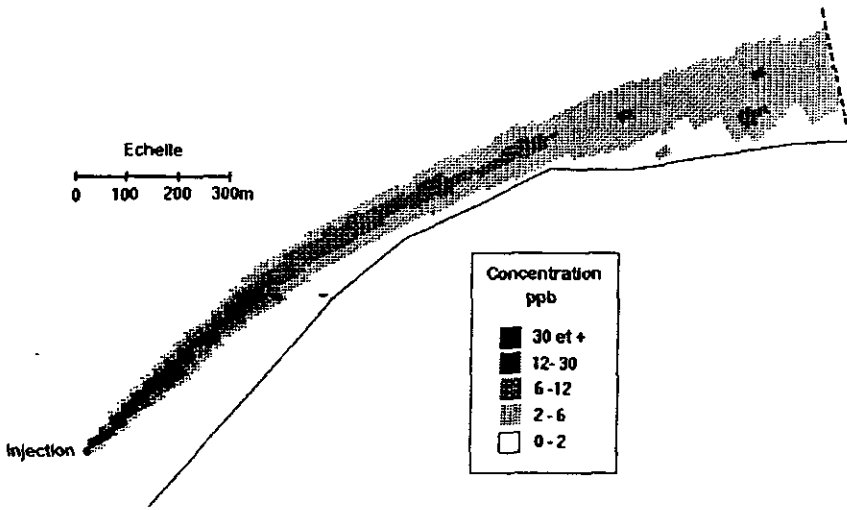


Figure 8 Concentrations de rhodamine WT simulant un test de diffusion réalisé dans la région du delta de Sorel.

Rhodamine WT concentration results representing the dye tracing experiment in the Sorel's Delta region.

En associant la norme N_k à ce calcul, on fait apparaître le concept d'*Unité Standardisée de contaminant (USC)*, similaire à la notion d'*unité toxique* très répandue dans le domaine de la gestion des contaminants. Les *USC* se définissent comme suit :

$$\text{USC}_k = \text{unités standardisées de contamination du paramètre } k = \frac{Q_{MK}}{N_k} \quad (6)$$

Si des *USC* sont injectées au lieu de la masse brute du contaminant, et que la concentration de base du milieu récepteur est divisée par la norme du contaminant, on obtient directement comme résultat la pondération des *API* pour le paramètre k . La relation suivante illustre cet énoncé :

$$\begin{aligned} W_{ik} &= \frac{C_{ik}}{N_k} \\ &= \frac{C_{RK}}{N_k} + \frac{(Q_{MK}T)}{N_k} C'_k \\ &= W_{RK} + \text{USC}_k C'_k \end{aligned} \quad (7)$$

où :

W_{RK} : la pondération de base du milieu récepteur pour le paramètre k .

Telle que définie précédemment, la pondération est nulle si la norme est respectée par l'émission de l'industrie en aval de la zone de tolérance.

Le calcul des aires pondérées inutilisables reliées au paramètre k d'un effluent donné s'effectue simplement ainsi :

$$API_k = \sum_{i=1}^M A_i (W_{Rk} + (USC_k C'_i)) \quad \text{si la norme est dépassée} \quad (8)$$

On remarque alors qu'il suffit pour simuler un paramètre k d'ajuster la pondération de base du milieu récepteur et de changer la valeur des unités standardisées de contaminant tout en conservant le même champ de concentration unitaire pour obtenir les API_k correspondantes.

Aires pondérées inutilisables globales APIG

En combinant sur le même pied tous les contaminants présents dans un effluent sur la base des *unités standardisées de contamination (USC)* émises pour chacun, on définit un concept d'*Aires pondérées inutilisables globales (APIG)* qui se calcule ainsi :

$$APIG = \sum_{i=1}^M A_i (W_{RG} + (USG \times C'_i)) \quad \text{si la norme composite est dépassée} \quad (9)$$

avec :

$$USG = \sum_{k=1}^P \frac{Q_{Mk} T}{N_k}$$

où :

P : le nombre de paramètres considérés.

et,

$$W_{Rk} = \sum_{k=1}^P \frac{C_{Rk}}{N_k} \quad (10)$$

Définition de la zone de simulation

La zone de simulation doit être assez grande pour tenir compte de l'ensemble des parcelles susceptibles de présenter des dépassements de norme qu'il s'agisse de la norme d'un paramètre en particulier ou de la norme globale définie par la notion d'*USC*. Le choix de la taille de la parcelle découle d'une approche similaire. La parcelle doit être suffisamment petite pour assurer une précision satisfaisante ; dans la partie aval de la zone de mélange, la taille de la parcelle peut être agrandie progressivement. Le logiciel PANACHE comprend un module qui permet d'ajuster automatiquement la densité des parcelles de calcul en fonction de l'emprise locale de la zone de mélange. La durée de la simulation doit être suffisamment grande pour obtenir des conditions de mélange en régime permanent.

CONCLUSION

Une méthodologie détaillée d'analyse de la contamination par tronçon faisant appel à la modélisation numérique (logiciel PANACHE) a été proposée. Pour simuler les concentrations de contaminants en aval des émissaires, une méthode lagrangienne de simulation (mouvement de particules) a été choisie. Les concentrations sont obtenues en post-traitement en attribuant une masse de contaminant aux particules du modèle. Cette modélisation a fait l'objet de validations intensives tant au niveau analytique que sur le terrain à l'aide de tests de rhodamine et de la télédétection aéroportée.

Une nouvelle approche d'analyse de la contamination inspirée de la méthodologie de modélisation des micro-habitats est mise de l'avant. Elle permet de quantifier la contamination sous la forme d'Aires Pondérées Inutilisables (API), c'est-à-dire, des surfaces où les normes de contamination ne sont pas respectées dans les panaches d'effluents. Une étude de faisabilité de cette approche est en voie de réalisation au lac Saint-Pierre sur le fleuve Saint-Laurent.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier les autorités d'Environnement Canada, Protection et Conservation, en particulier, M. Michel LAMONTAGNE, directeur et Mme LYNN Cleary déléguée scientifique qui ont appuyé ce projet. Nous exprimons également notre gratitude aux instances de l'Institut national de la Recherche scientifique qui, dans le cadre d'une entente institutionnelle avec Environnement Canada, ont facilité la réalisation de ce projet.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AHLSTROM S.W., FOOTE H.P., 1976. Transport Modeling in the Environment Using the Discrete-Parcel-Random-Walk Approach. Proc. of the Conf. *Env. Modeling Simulation*, Ott., EPA 600/19-76-016., 833-837.
- ANDRICEVIC R., FOUFOULA-GEORGIU E., 1990. A Particle Tracking Method of Kinetically Adsorbing Solute in Heterogeneous Porous Media. In *Computational Methods in Subsurface Hydrology*. Proceeding of the Eighth International Conference on Computational Methods in Water Resources, Venice, Italy. Editeurs : GAMBOLATI G., RINALDO A., BREBBIA C.A., GRAY W.G., PINDER G.F.

- BOUDREAU A., BELLEMARE J.F., LECLERC M., SHOONER G., 1988. Projet Sainte-Marguerite. Avant-projet - Phase 1. Etude des répercussions du détournement de la rivière Aux Pékans sur le saumon de la Moisie. Rapport sectoriel II présenté à la Direction Environnement d'Hydro-Québec par Gilles SHOONER & Ass., 238 p. et annexes, (mai).
- BOUDREAU A., BELLEMARE J.F., LECLERC M., BELZILE L., SHOONER G., 1989. Projet Sainte-Marguerite. Avant-projet phase I. Étude des répercussions du détournement de la rivière Aux Pékans sur les habitats Salmonicoles de la rivière Moisie. Rapport présenté à la Vice-Prés. Environnement Hydro-Québec par G. SHOONER et Associés en collaboration avec INRS-Eau et TAO Simulations, 120 p. + 4 annexes.
- BOUDREAU A., LECLERC M., SHOONER G. *et al.*, 1990. Projet Sainte-Marguerite - Etude des répercussions du détournement de la rivière Aux Pékans sur le saumon et les utilisateurs de la rivière Moisie. Rapport synthèse à la Vice-présidence Environnement, Hydro-Québec, octobre 1990, 149 p., 5 annexes.
- BRIOSSIA (De) M., 1987. Modèles mathématiques utilisés pour l'évaluation des incidences environnementales au Canada. Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale, 36 p.
- DHATT G., TOUZOT G., 1981. Une présentation de la méthode des éléments finis. Maloine, Paris, Presses de l'université Laval, Québec.
- DOUGHERTY D.E., BAGTZOGLU A., TOMPSON A.F.B., 1989. Particle Methods for Reactive Transport: Review and Consistent Formulation. EOS, *Trans. of the Amer. Geophys. Un.*, 70 (43), 1078.
- DUPONT P., LECLERC M., FORTIN J.P., 1991. Caractérisation de la diffusivité du tronçon Tracy Lac Saint-Pierre par tests de rhodamine et télédétection aéroportée. *J. Can. Téléd.* Accepté pour publication.
- DYKES P.P.G., ROBERTSON T., 1985. The simulation of offshore turbulent dispersion using seeded eddies. *Appl. Mat. Mod.*, 9, 429-433.
- FISCHER H.B., LIST E.J., KOH R.C.Y., IMBERGER J., BROOKS N.H., 1979. Mixing in Inland and coastal Waters. Academic Press, Montréal. 483 p.
- FORTIN G., LECLERC M., 1991. Distribution of Submerged Aquatic Vegetation by Echo-Sounder Tracings in Lake Saint-Pierre, Québec. *Can. J. Aqu. Hal. Sc.* (octobre 1991).
- HEEMINK A.W., 1990. Stochastic modelling of dispersion in shallow water. *Stoch. Hydrology and Hydraulics*, 4 (1990), 161-174.
- HERRLING B., 1982. Coupling of one and two-dimensional finite elements for the computation of tidal flow in estuaries. *Adv. Wat. Res.*, V5.
- KAWAHARA M., UMETSU T., 1986. Finite elements methods for moving boundary problems in river flows. *Int. J. Num. Meth. Fluids*, 6 (6), 365-386.
- KINZELBACH W., 1987. Methods for the Simulation of Pollutant Transport in Ground Water - A Model Comparison. Proceeding of the Solving Ground water Problems with Models, Conference and Exposition, Volume 1. Denver Colorado. pp. 656-675.
- KINZELBACH W., ACKERER P., 1986. Modélisation de la propagation d'un contaminant dans un champ d'écoulement stationnaire. *Hydrogéologie*, n° 2, 197-206.
- KONIKOW L.F., BREDEHOEFT T.D., 1978. Computer model of two-dimensional solute transport and dispersion in ground water. Techniques of Water-Resources Investigation of the USGS, Book 7, Chap. C2, US Gov. Print. Off., Wash. 90p.
- LECLERC M., DHATT G., ROBERT J.L., TESSIER J.C., SOULAIMANI A., DUPUIS P., MATTE Y., 1987. Modélisation des écoulements de l'Archipel de Montréal par éléments finis: aspects divers de l'application. *Rev. Int. des Sciences de l'eau*, 3 (2), 41-56.
- LECLERC M., BOUDREAU P., BELZILE L., 1990a. Etude d'impact d'avant-projet, phase 1, projet Ashuapmushuan - Modélisation numérique des habitats à ouaniche d'un tronçon représentatif (km 68) de la rivière Ashuapmushuan. Pour le consultant principal Groupe Environnement Shooner Inc. et la Vice-présidence Environnement d'Hydro-Québec. Rapport scientifique INRS-Eau #RS-316. 65 p., 4 annexes.
- LECLERC M., BELLEMARE J.F., TRUSSARD S., 1990b. Simulation hydrodynamique de l'estuaire supérieur du fleuve Saint-Laurent (Canada) avec un modèle aux éléments

- finis couvrant-découvrant. *Rev. Can. Gén. Civ.*, 17 (5), 739-751.
- LECLERC M., DUMAS G., BELLEMARE J.F., DHATT G., 1990c. A finite element model of estuarine and river flows with moving boundaries. *Adv. Wat. Res.* 4 (13), 158-168.
- LECLERC M., BOUDREAU P. (Ing.), BOUDREAU P. (Bio.), BOUCHARD J., FORTIN G.R., CLEARY L., 1991a. Rapport 1. Modélisation intégrée du suivi de la qualité de l'eau du tronçon Tracy - Lac Saint-Pierre. En collaboration avec la firme ASSEAU Inc. dans le cadre d'une entente institutionnelle entre l'INRS-Eau et le Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. Rapport #1. Vol. 1 : Simulation des écoulements en eau libre du tronçon. Rapport scientifique INRS-Eau No. RS#318, 187p. + une annexe infographique.
- LECLERC M., DUPONT P., BOUDREAU P. (BIOL.), FORTIN J.P., CLEARY L., 1991b. Même projet que LECLERC *et al.*, 1991a. Rapport #1. Vol. 2 : Caractérisation de la diffusivité des écoulements du tronçon Tracy - Lac Saint-Pierre par tests de rhodamine et télédétection aéroportée. Rapport scientifique INRS-Eau No. RS#318, 66 p.
- LECLERC M., BOUDREAU P. (BIO.), MONTMINY M., PERREAU L., CLEARY L., 1991c. Même projet que Leclerc *et al.*, 1991a. Rapport #1. Vol. 3 : Analyse numérique de la contamination du tronçon Tracy - Lac Saint-Pierre par les effluents industriels et les tributaires majeurs : validation terrain du modèle. Rapport scientifique INRS-Eau No. RS#319 (en préparation).
- LECLERC M., BOUDREAU P., MONTMINY M., MARTIN G., BENOIT J., CLEARY L., 1991d. Même projet que LECLERC *et al.*, 1991a. Rapport #2 : Développement et validation analytique d'un modèle de simulation lagrangien de panaches d'effluents. Rapport scientifique INRS-Eau No. RS#321, 158 p.
- LECLERC M., BOUDREAU P., MONTMINY M., MARTIN G., BENOIT J., CLEARY L., 1991e. Même projet que LECLERC *et al.*, 1991a. Rapport #3. Le logiciel PANACHE : manuel de l'utilisateur. Rapport scientifique INRS-Eau No. RS#322.
- LECLERC M., BOUDREAU A., CORFA G., BOBÉE B., 1991f. Instream flow incremental methodology and 2-D hydrodynamic modeling : efficient tools to determine guaranteed minimum flow for biological purposes. 2nd International Conference on Computer Methods and Water Resources - CMWR 91, Rabbat, Morocco, octobre 1991.
- MACKAY D., PATERSON S., 1978. Oil Spill Modelling, Proceedings of a Workshop held in Toronto, Canada, Nov., 7-8, 1978. Published by : Inst. for Env. Stud., Univ. of Toronto, Pub. #EE-12, 199 p.
- MENVIQ, 1990. Critères de qualité d'eau douce. Ministère de l'Environnement du Québec, Rapport préliminaire #EMA-88-09, 371 p.
- MORHARDT J.E., 1986. Instream Flow Methodologies. Par : E.A. Engineering, Science and Technologies Inc., pour Electric Power Inst., Palo Alto, CA.
- OUELLET Y., DUPUIS P., SOULAIMANI A., 1986. Modélisation d'un écoulement tourbillonnaire en régime permanent. *J. Can. Gén. Civ.* (13), 310-318.
- PRICKETT T.A., NAYMIK T.G., LONNQUIST C.G., 1981. A Random-Walk Solute Transport Model for Selected Groundwater Quality Evaluations. Illinois State Water Survey, Champaign, Bulletin 65, 101 p.
- RODI, WOLFGANG, 1980. Turbulence models and their application in hydraulics - a state of the art review. Ed. AIRH-IAHR, Delft, The Netherlands. 104 p.
- SCHWARTZ F.W., CROWE A., 1980. A deterministic-probabilistic model for contaminant transport - User manual, 158 p., Rep. NUREG/CR-1609, US Nucl. Reg. Comm., Washington, D.C.
- SYDOR M., 1978. Study of the two-Dimensional model of the Saint Lawrence River. Rapport Techn. #16 soumis au Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent par Water Planning and Management Branch, Environnement Canada. Présenté dans : Oil Spill Modelling, Proceedings of a Workshop held in Toronto, Canada, Nov., 7-8, 1978. Published by : Inst. for Env. Stud., Univ. of Toronto, Pub. #EE-12, 199 p.
- TOMPSON A.F.B., GELHAR L.W., 1990. Numerical simulation of Solute Transport in Three-Dimensional, Randomly Heterogeneous Porous Media. *Wat. Res. Res.*, 26 (10), 2541-2562.

- TOMPSON A.F.B., DOUGHERTY D.E. , 1988. On the Use of Particle Tracking Methods for Solute Transport in Porous Media. In *Computational Methods in Water Resources*, Vol. 2, Numerical Methods for Transport and Hydrologic Process. Editeurs : CELIA M., FERRAND L., BREBBIA C., GRAY W.G., PINDER G., Elsevier, 227-232.
- TOMPSON A.F.B., DOUGHERTY D.E., 1990. Particle-Grid Methods for Reacting Flows in Porous Media : Application to Fisher's equation. In *Computational Methods in Subsurface Hydrology. Proceeding of the Eighth International Conference on Computational Methods in Water Resources*, Venice, Italy. Editeurs : GAMBOLATI G., RINALDO A., BREBBIA C.A., GRAY W.G., PINDER G.F.
- VAN DAM G.C., 1981. Models of dispersion. In : *Pollutant transfer in the sea*. Vol. 1. KULLENBERG G. (ed.) CRC press, Boca Raton, Florida. pp. 91-160.
- WALTERS R.A., CHENG R.T., 1980. Accuracy of an estuarine hydrodynamic model using smooth elements. *Wat. Res. Res.*, 16 (1), 187-195. Feb.
- WALTON W.C., 1989. Numerical Groundwater Modeling : Flow and Contaminant Migration. Lewis Publishers, Inc., NWWA, 272 p.