

**MODÈLES MATHÉMATIQUES UTILISÉS POUR
L'ÉVALUATION DES INCIDENCES
ENVIRONNEMENTALES AU CANADA**

**Michel de Broissia
Département de génie chimique
Université de Sherbrooke**

Document d'information préparé pour le
Conseil canadien de la recherche
sur l'évaluation environnementale

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1987

N° de cat. En 107-3/9-1986 F

ISBN 0-662-94203-5

This publication is also available in English.

AVANT-PROPOS

Le Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale (CCREE) a été créé le 30 janvier 1984 par le ministre fédéral de l'Environnement pour conseiller le gouvernement, l'industrie et les universités sur les façons d'améliorer les fondements scientifiques, techniques et méthodologiques de l'évaluation des incidences environnementales au Canada.

Le CCREE vient de s'engager dans l'établissement de programmes de recherche visant à améliorer la pratique de l'évaluation environnementale. Il a déterminé que l'utilisation de modèles mathématiques et de modèles de simulation dans ce domaine constituait un sujet de recherche intéressant qu'il prévoit d'explorer à long terme.

L'objet du présent document et, de fait, de tous les autres documents d'information commandés par le CCREE est de fournir des renseignements utiles et de stimuler la discussion sur les sujets d'intérêt pour ceux qui s'occupent de l'évaluation des incidences environnementales. Toutefois les opinions exprimées sont strictement celles des auteurs et ne correspondent pas nécessairement à celles des membres du Conseil ou de son secrétariat.

Pour plus de renseignements sur les activités générales du Conseil et sur ses publications, on peut communiquer avec:

Elisabeth Marsollier,
Directeur, CCREE
13^e étage, Immeuble Fontaine
200, boul. Sacré-Coeur
HULL (Québec)
K1A 0H3

Tél.: (819) 997-1000

TABLE DES MATIÈRES

Préface	vii
1. MODÈLES MATHÉMATIQUES	1
De la boîte noire à la boîte blanche	2
Portée, vérification, étalonnage et validation des modèles	3
2. MODÈLES DE DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE	5
Modèles courte et moyenne distance	5
Modèles grande distance	8
Études de validation	9
Discussion	10
3. HYDROLOGIE ET HYDRODYNAMIQUE	12
Modélisation hydrologique	12
Modélisation hydrodynamique de l'écoulement horizontal	12
Autres modèles hydrodynamiques d'écoulements complexes	13
Conclusions	13
4. MODÉLISATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU	14
Modèles unidimensionnels	14
Modèles bidimensionnels	15
Modèles tridimensionnels	16
Modèles homogènes	16
Modèles hydrologiques	16
Échanges entre l'eau et les sédiments	16
Modèles divers	17
Conclusions	17
5. MODÈLES DE LA QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES	18
6. ÉROSION ET SÉDIMENTATION	19
Dans les cours d'eau	19
Dans les lacs ou les réservoirs	19
7. DÉVERSEMENTS D'HYDROCARBURES ET DE GAZ NATUREL LIQUÉFIÉ (GNL)	20
Modélisation des nappes d'hydrocarbures	20
Modélisation des nappes de gaz naturel liquéfié (GNL)	21

8. ANALYSE DU RISQUE ET DU CHEMINEMENT	22
Modèles de cheminement	22
Analyse du risque épidémiologique	22
Analyse du risque d'accident	22
9. MODÈLES BIOLOGIQUES	23
Variantes	23
Types de communautés	24
Problèmes concernant les données	24
Validation des modèles	24
Conclusions	25
10. CONCLUSIONS GÉNÉRALES	26
RÉFÉRENCES	27
ANNEXE A: Entrevues	31
ANNEXE B: Études de cas..	33

PRÉFACE

La présente étude a pour objet d'examiner les modèles mathématiques qui servent à évaluer et à prédire les effets que la réalisation des projets peut avoir sur l'environnement. Nous décrivons donc un certain nombre de modèles actuels, leur utilisation et l'existence de procédés qui en permettent la vérification ou la validation.

Le présent rapport est le fruit de deux mois d'entrevues et d'enquêtes. Comme le temps accordé et le budget étaient limités, la plus grande partie des renseignements portent sur ce qui se fait dans le centre du Canada.

Nous avons consulté, pour réaliser une étude bibliographique, les bases de données suivantes:

- BIOSIS;
- AQUALINE;
- ENVIROLINE;
- ENVIRONMENT (Environnement Canada)
- ENVIRODOC (Environnement Québec)

La documentation sur le sujet est volumineuse, et nous n'avons retenu que certaines références, qui sont citées dans le texte.

Dans la mesure du possible, nous nous sommes efforcés de rencontrer les rédacteurs de rapports sur l'évaluation des répercussions environnementales (firmes-conseils) et les constructeurs de modèles plus perfectionnés (organismes de recherche). Dans l'annexe A, nous énumérons les personnes rencontrées. À cause du peu de temps dont nous disposions, nous n'avons rencontré qu'un très petit nombre de chercheurs universitaires.

Les modèles mathématiques sont couramment appliqués au domaine de l'environnement, et leur classification n'est pas évidente. Aussi les présenterons-nous dans l'ordre suivant:

- les modèles de dispersion atmosphérique;
- les modèles hydrologiques et hydrodynamiques;
- les modèles de qualité de l'eau;
- les modèles de qualité des eaux souterraines;
- les modèles d'érosion et de sédimentation;
- les modèles de nappes d'hydrocarbures et de gaz naturel liquéfié;
- les modèles d'analyse du risque et du cheminement;
- les modèles biologiques.

Il est à noter que certains modèles tiennent plus d'une de ces caractéristiques.

Nous décrivons l'utilisation de ces modèles par les firmes-conseils et les universités qui oeuvrent dans chacun de ces domaines de l'évaluation des incidences environnementales.

La fréquence des citations de firmes-conseils ne constitue aucunement un jugement favorable à leur égard, mais traduit plutôt la quantité d'information dont nous disposons. Dans la même veine, le fait d'avoir passé sous silence une firme ne signifie pas que celle-ci n'est pas compétente en la matière. Nous nous sommes cependant efforcés de consulter la plupart des grandes firmes-conseils de l'Ontario et du Québec qui utilisent régulièrement des modèles informatisés.

Nous tenons à remercier les nombreuses personnes qui ont communiqué des renseignements, y compris les promoteurs de projets qui ont bien voulu nous faire parvenir des exemplaires d'énoncés des incidences environnementales. Certaines sont allées au-delà de nos désirs, et, sans leur aide, le présent rapport n'aurait pas vu le jour.

1. MODÈLES MATHÉMATIQUES

L'évaluation des incidences environnementales des projets suscite de nombreux problèmes, par exemple:

- la détermination des variables utiles;
- le choix de la méthode à suivre;
- le besoin d'informer le promoteur et les organismes de réglementation à chaque étape de l'évaluation et de présenter la meilleure évaluation possible pour une foule de solutions de rechange;
- la nécessité de vulgariser l'information à l'intention du public.

Ces problèmes sont aggravés du fait qu'on s'adresse à de nombreux spécialistes de différentes disciplines qui doivent se trouver un langage commun pour intégrer le résultat de leurs expériences en vue d'un même objectif: prévoir les incidences des travaux. La modélisation mathématique constitue une réponse uniformisée à ce besoin.

L'étude comporte deux volets: les modèles non biologiques et les modèles biologiques. Les premiers englobent ceux de la qualité de l'eau et ceux de l'aménagement des eaux. Les seconds tiennent compte des aspects biologiques qui ont servi à l'évaluation des incidences.

Notre enquête s'est fondée sur la visite à des groupes qui utilisent la modélisation (ou créent des modèles) ainsi que la simulation pour évaluer les incidences; elle s'appuie aussi sur des études bibliographiques.

L'utilité des modèles mathématiques pour l'évaluation des incidences environnementales est confirmée par le nombre d'études récentes sur le sujet (Beanlands et Duinker, 1983; Frenkiel et Goodall, 1978; Munn, 1977; Holling, 1978; ESSA, 1982; ERL, 1984). Ces modèles permettent de simuler le comportement des systèmes en vue de différentes stratégies.

Karplus (1983) affirme «*que toute décision repose implicitement (sinon explicitement) sur un modèle, car le décideur a toujours à l'esprit, lorsqu'il prend une décision, une relation de cause à effet. La modélisation mathématique peut donc être considérée comme l'expression formelle d'un processus de décisions.*

Comme le souligne Forrester (1971), les modèles mathématiques permettent d'étendre les modèles mentaux qu'on édifie naturellement de façon continue. Parfois, le modèle mathématique peut même apporter des réponses qui s'opposent à celles des modèles mentaux ordinaires (effet contre-intuitif).

De façon générale, la gestion de l'environnement englobe les étapes suivantes:

- perception des besoins;
- définition du problème et programme d'échantillonnage;
- analyse et modélisation du problème;

- simulation afin de tester les stratégies de rechange;
- évaluation des solutions de rechange;
- décision des gestionnaires;
- mise en oeuvre et programme de surveillance.

Tableau 1

Avantages et inconvénients de la simulation informatisée

(Source: Holling, 1978)

Inconvénients	Avantages
Exige des installations informatiques (*).	Favorise la communication entre es disciplines.
Exige des compétences spéciales et pas mal de temps.	L'utilisateur doit clarifier ses hypothèses et les relations de cause à effet.
Les décideurs peuvent faire excessivement confiance aux résultats.	Toute forme de relation, linéaire ou non, peut être prise en considération.
Les résultats sont habituellement complexes (si les variables sont nombreuses), ils sont difficiles à communiquer aux décideurs.	Permet d'identifier les variables déterminantes et les relations qui ont besoin d'être examinées ou qui sont stratégiques.
Les relations entre les variables sont habituellement supposées constantes dans le temps.	Peut comprendre des incertitudes de natures diverses.
	Permet de comparer facilement des plans d'aménagement différents.
	Peut utiliser des renseignements détaillés sur les processus naturels.
	La présentation des résultats sous forme graphique constitue une bonne façon de les communiquer.
	Peut utiliser des renseignements sur des processus connus qui n'ont pas été abordés dans le système particulier à l'étude, mais qui sont d'un certain caractère général (ex.: la prédation, l'accroissement de la population).

Le livre de Holling a été rédigé en 1978, immédiatement avant l'explosion informatique.

Dans ce contexte, la modélisation joue un rôle important dans la prise de décision. Cependant, les résultats sont incertains parce que:

- l'analyse conceptuelle (la sommation des évaluations mentales et des concepts physiques) est incomplète;
- les relations mathématiques utilisées sont déterminées par les connaissances actuelles;
- un fait imprévu ou qui échappe à toute intervention (ex.: une catastrophe naturelle) peut survenir.

Cette incertitude a amené les concepteurs de modèles à procéder par incrémentation (Holling, 1978). Le tableau 1 (tiré de Holling, 1978) donne la liste des avantages et des inconvénients de la modélisation mathématique.

DE LA BOÎTE NOIRE À LA BOÎTE BLANCHE

Les modèles mathématiques reposent sur les concepts fondamentaux des systèmes physiques. Un système physique se décrit par quelques variables mesurables et des limites bien précises. Pour modéliser le milieu naturel, il faut trouver les relations analytiques entre les variables, connaissant certaines réactions du système à divers stimulus. Il s'agit d'un problème posé à l'envers (Karplus, 1983), car il peut être résolu au moyen de diverses relations mathématiques. Une simple construction algébrique, dite boîte noire, permet de représenter la réaction d'un système dans des situations bien précises.

Si le modèle est destiné à servir dans une large gamme de situations différentes, il doit reposer le plus possible sur les principes des systèmes physiques (lois de conservation de la masse, de l'énergie et de la quantité de mouvement). La plupart du temps (Taft, 1965), à cause de nombreux facteurs (vitesse de calcul limitée, paramètres inconnus, complexité de la formulation, etc.), les modèles sont simplifiés et ne tiennent compte que de certaines équations fondamentales. Ainsi, en pollution atmosphérique, même dans le cas de la modélisation du champ de vent, on ne tient compte que de la loi de la conservation de la masse. En modélisation de l'eau, on utilise couramment les équations de masse et de quantité de mouvement, des hypothèses simplificatrices étant posées soit sur la représentation spatiale (ex.: omission d'une ou de deux dimensions), soit sur la nature transitoire du système. Cela dit, il semble que la valeur d'un modèle dépend des hypothèses de départ. La figure 1, tirée de Karplus (1983), représente cette situation. Il semble que la modélisation de la pollution atmosphérique et des processus écologiques restent à la limite entre les modèles mécanistes sans inconnue (boîtes blanches) et les modèles dont on connaît imparfaitement les facteurs (boîtes noires).

Cette incertitude des modèles doit être examinée avec prudence. Comme le déclare Karplus (1983), *il importe de reconnaître, dans l'évaluation et l'utilisation des modèles mathématiques, que chaque nuance de gris dans le spectre comporte un facteur de validité qui lui est intégré. L'utilisation finale du modèle doit se conformer à la validité attendue de ce dernier.*

Comme les modèles mathématiques sont destinés à aider le décideur, il est de la plus grande importance d'en analyser les limites.

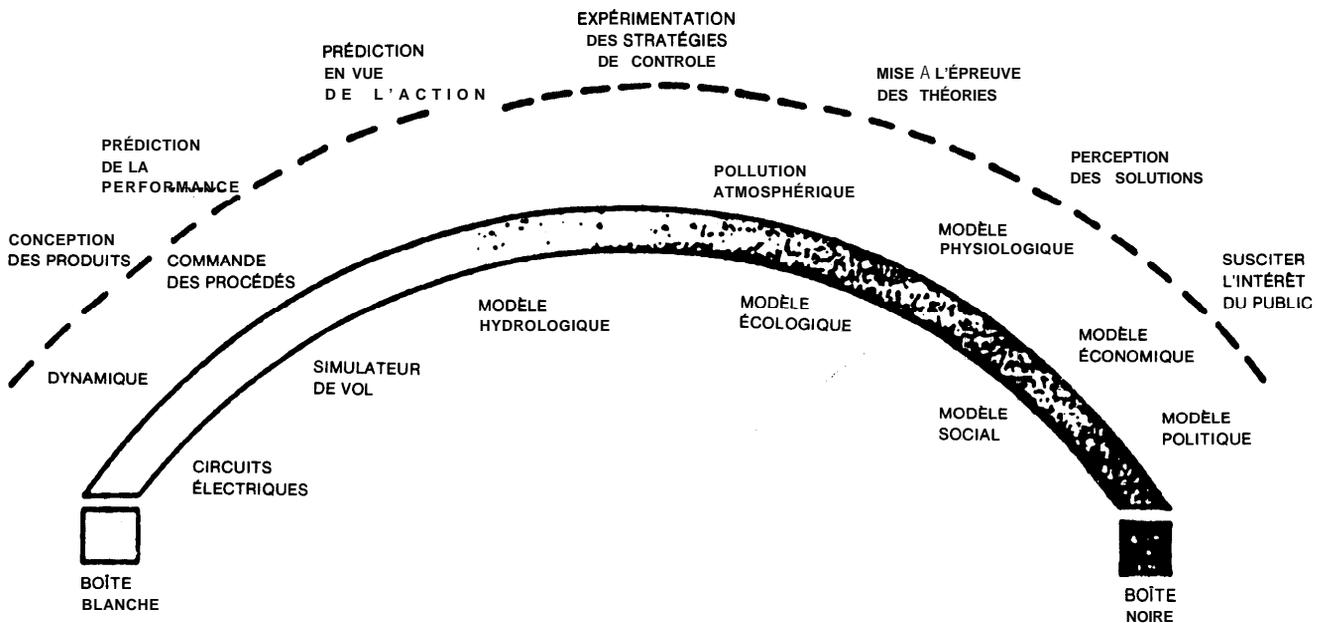


Figure 1. Éventail des modèles mathématiques

PORTÉE, VÉRIFICATION, ÉTALONNAGE ET VALIDATION DES MODÈLES

La précision exigée d'un modèle mathématique dépend des résultats qu'on espère en tirer. Les études qui font partie de l'évaluation des incidences environnementales peuvent être schématiquement réparties en deux catégories. La première, l'évaluation des stratégies, consiste à classer des scénarios déjà établis, par exemple plusieurs possibilités qui s'offrent. Devant la question «Est-il préférable de construire des centrales thermiques à charbon ou des centrales nucléaires?», le décideur ne s'interroge pas sur la valeur de sa politique énergétique; il recherche plutôt la façon optimale d'appliquer cette politique.

Dans ce cas, les modèles n'ont pas à prédire de façon précise les incidences possibles. Ils servent plutôt à classer les différentes stratégies qu'envisage le promoteur.

Le modèle doit être le plus simple possible et se prêter à une analyse comparative ou à une analyse de sensibilité afin de vérifier son efficacité et sa crédibilité.

La deuxième catégorie relève de la prédiction de la non-conformité aux normes. Certaines normes de respect de l'environnement ont en effet été **établies** par voie juridique et elles exigent l'évaluation de nouveaux travaux ou celle de modifications **proposées à** des usines. Dans ce cas, les modèles servent à évaluer les répercussions, compte tenu des données techniques fournies par les promoteurs. Ils peuvent concerner directement la conception de l'équipement (hauteur des cheminées, unité de traitement de l'eau, etc.), ce qui fait qu'une **prévision** précise est **souhaitée** par le promoteur. Malheureusement, la nature des systèmes à l'étude et l'imperfection inhérente aux modèles ne permettent habituellement pas d'en arriver à des prévisions exactes. L'imposition de normes de sécurité **très élevées**, par exemple dans le design des structures, peut rendre un projet irréalisable.

Habituellement, pour en arriver à une prédiction aussi précise et fiable que possible, il faut utiliser des modèles de complexité croissante, qui donnent des évaluations de moins en moins prudentes. Si à un niveau donné de complexité le projet respecte les normes, on met fin aux efforts de modélisation. La figure 2, adaptée de Fabrick et al. (1977), montre ce cheminement.

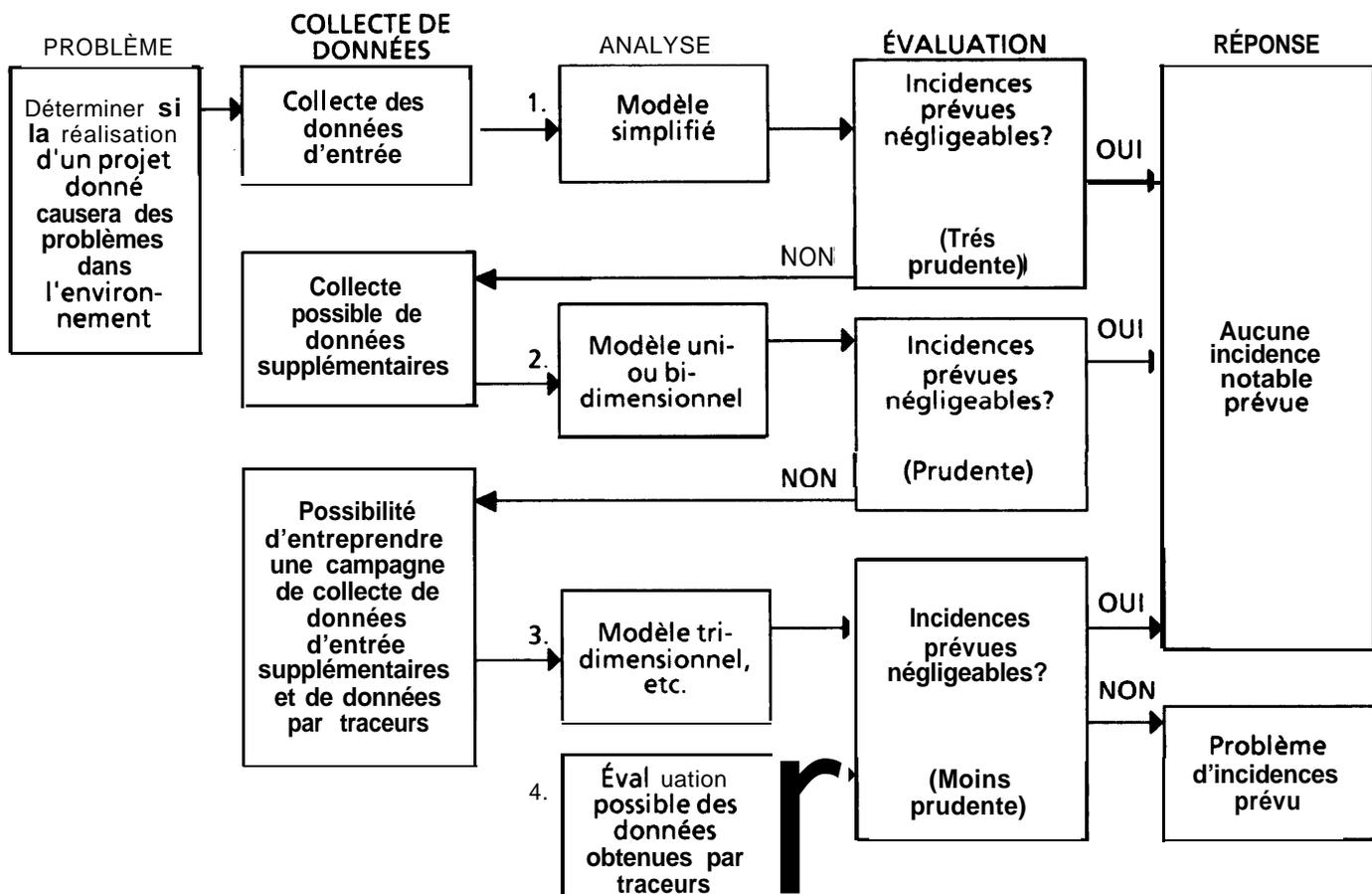


Figure 2. Analyse hiérarchique de l'évaluation des incidences en vue du respect des normes

Pour **établir** la fiabilité des modèles, il faut un concept permettant d'en mesurer l'exactitude. Comme nous l'avons vu plus haut, le modèle pourrait être plus fiable s'il reposait sur des lois physiques plutôt que sur des fonctions de transfert dont on a observé les paramètres dans des situations très précises. Le **degré** de confiance **dépend** aussi de la **vérification**, de l'étalonnage et de la validation (McLeod, 1982; Park, 1982).

Par **vérification**, nous entendons la vérification des équations fondamentales ainsi que des hypothèses implicites de base et du code de calcul, qui doivent être exempts d'erreur. Comme il est difficile d'obtenir des codes exempts d'erreur; il y aurait avantage à utiliser des techniques de programmation structurée dont les **procédures** seraient **contrôlées** de façon indépendante. Le promoteur et, de préférence, des spécialistes indépendants pourraient participer à la vérification des équations fondamentales et des hypothèses de base. Il est possible de vérifier la valeur du **modèle** par l'analyse de sensibilité de ses paramètres, après quoi on peut lui apporter certaines modifications.

Par **étalonnage**, on entend généralement le choix des paramètres du modèle. La gamme de ces paramètres peut être trouvée dans les publications. L'étalonnage est réalisé lorsque les paramètres du modèle, tout en respectant des intervalles définis, sont **réglés** de façon à donner, par le truchement du modèle, les résultats qui correspondent le mieux à la réalité, observée sur le terrain ou mesurée en laboratoire.

Par **validation**, nous entendons l'application du modèle (et de ses paramètres déjà définis) à une situation nouvelle et la comparaison de ses résultats aux résultats obtenus sur le terrain ou en laboratoire. Cette étape donne, dans une certaine mesure, une idée du degré de confiance que l'on peut accorder au modèle. Cette confiance se limite à des applications similaires. Si le système naturel est perturbé au point de s'écarter de son état actuel, le modèle ne peut, au mieux, que donner un aperçu général de son évolution.

2. MODÈLES DE DISPERSION ATMOSPHERIQUE

Les modèles de dispersion atmosphérique sont, de loin, le principal outil mathématique utilisé par les firmes-conseils dans le domaine de l'environnement. Ce choix est compréhensible car l'air, à l'instar de l'eau, est l'un des principaux milieux de dilution et de transport. Mentionnons aussi le fait qu'il existe plusieurs modèles mathématiques d'emploi facile (conçus surtout par l'EPA). Beaucoup d'entreprises et d'organismes gouvernementaux du Canada ont mis au point leurs propres modèles, mais la qualité de l'information diffusée sur ceux-ci varie **considérablement**. Ces modèles ont fait l'objet d'un certain étalonnage et d'une certaine validation; toutefois les résultats sont parfois difficiles à interpréter.

Le tableau 2 donne une classification des modèles utilisés. On peut trouver une description plus détaillée dans Hanna et *al.* (1982).

Tableau 2

Différents modèles de dispersion atmosphérique

Courte et moyenne distance:
— Gaussiens A l'équilibre, à libération continue, modèle de la bouffée, libération instantanée, champ de vent variable
— Statistiques Distribution non uniforme Simulation Monte-Carlo (modèle lagrangien)
— Modèle boîte — Modèle eulérien (équation de diffusion-advection)
Grande distance:
— Modèle lagrangien
— Modèle gaussien
— Modèle boîte
— Modèle eulérien

Les modèles courte distance (jusqu'à une dizaine de kilomètres) et moyenne distance (jusqu'à une trentaine de kilomètres) s'appliquent aux environs de la source. Quant aux modèles grande distance, ils servent à prévoir ce qu'il advient des polluants qui franchissent des centaines ou des milliers de kilomètres et ils doivent généralement tenir compte des processus physiques du dépôt sec et humide des polluants et des transformations chimiques de ces derniers.

Les modèles courte distance servent surtout à la détermination du danger en situations d'urgence ou à l'évaluation des incidences de nouvelles sources et de leur conformité aux normes de qualité de l'air. Les modèles grande distance servent à évaluer les incidences de sources éloignées, qui se trouvent souvent dans d'autres pays. Les incidences à un moment donné sont habituellement faibles, tandis que les effets cumulatifs peuvent être prononcés.

MODÈLES COURTE ET MOYENNE DISTANCE

Modèles gaussiens

La modélisation de la dispersion atmosphérique est largement dominée par le modèle gaussien construit il y a quelque 20 ans (équations de Pasquill-Gifford). Ce modèle repose sur l'hypothèse d'une distribution normale des polluants dans l'axe vertical et horizontal, perpendiculairement à la direction du vent. Il permet l'évaluation de la libération continue ou **instantanée** de polluants, avec ou sans vitesse linéaire de réaction ou de décomposition.

Dans sa version perfectionnée, le modèle comprend ces nouvelles caractéristiques spéciales:

- réflexion du polluant, au sol et au plafond d'inversion;
- diversification des sources (ponctuelles, linéaires, diffuses, volumiques, transitoires);
- vitesse linéaire de réaction ou de décomposition, entraînément par la pluie, dépôt des particules, absorption par la végétation ou prise en charge par l'eau;
- effets de la topographie;
- brises de lac ou de mer;
- variations spatio-temporelles des conditions météorologiques.

Le tableau 3 donne une liste de modèles courte ou moyenne distance actuellement utilisés et faciles à se procurer. Les modèles modifiés ou validés sont notés. Le tableau 4 donne une liste de modèles construits par des groupes canadiens (ou pour eux) dans tout le spectre des modèles courte ou moyenne distance (gaussiens ou statistiques) ainsi que leurs principales caractéristiques.

Parmi les modèles énumérés au tableau 3, les programmes UNAMAP construits aux États-Unis pour l'EPA se sont révélés, il y a quelques années, la norme en matière de modélisation de la pollution atmosphérique et restent fort utilisés. Il existe beaucoup de modèles différents adaptés à la plupart des situations (UNAMAP-4, par exemple, est constitué de 21 modèles différents). Plusieurs de ces programmes ont été validés au Canada, entre autres, les programmes CDM et VALLEY (Chambers et *al.*, 1983), BLP (André Marsan et Associés, 1982; MacLaren Plansearch, 1984) et CDM (Intera, 1980). Les modèles Ontario Regulation 308 et STACKS, imposés par les gouvernements provinciaux, traitent de situations simples mais répandues. Si le problème à l'étude exige un traitement plus poussé, on a recours à d'autres modèles.

Le modèle GEM/GEMGAR est un modèle gaussien classique mis au point aux États-Unis. Le modèle UDAD, aussi des États-Unis, permet en outre l'estimation de l'exposition

Tableau 3

Modèles actuels courte ou moyenne distance

SOCIÉTÉ	UNAMAP-4 (EPA) (utilisé plus fréquem- ment)	Autres modèles
Acres	MKPTR, PAL (M)	Ontario Regulation 308 (**)
BC Hydro		IMPACT
Beak		CDM
EAG	PTMAX, CDM (M)	Ontario Regulation 308
ESL	CDM (*), PAL	STACKS (*) (***)
Hydro-Québec		IMPACT (modifié et baptisé MAGIC pour les applications aux turbines à gaz) GEM/GEMGAR (modifié)
Intera	CDM (*)	
McLaren	ISC, PAL, RAM	UDAD
Marsan	BLP (*), VALLEY (M)	
ORF	ISC (*), CDM, PAL	
SENES	CDM, VALLEY (*)	Ontario Regulation 308 STACKS IMPACT (*)

Légende:

- (*) Comparaison ou validation faite
- (**) Règlement 308 établi en vertu de la loi ontarienne sur la protection de l'environnement
- (***) Services de la protection de l'environnement de l'Alberta
- (M) Modifications apportées aux codes d'origine

possible aux rayonnements dans les environs d'une usine de traitement d'uranium.

Tel que mentionné ci-dessus, le tableau 4 énumère les modèles construits au Canada ou pour des groupes canadiens. Les groupes Acres, Beak, Monserco et SENES ont construit des modèles d'émission par bouffée. Acres envisageait la modélisation d'une explosion dans une mine à ciel ouvert. Monserco a mis au point un code-machine, GAS-PROB, qui tient compte d'effets spéciaux comme la dénivellation du terrain, les brises de lac, les éruptions et les jets verticaux, l'effet de sillage des constructions et une option de gaz dense. Il a construit un modèle spécifique pour le rejet accidentel d'oxyde de tritium d'une installation expérimentale de fusion ou d'une usine d'élimination du tritium. Le groupe SENES a construit un modèle pour évaluer la libération accidentelle de gaz lourds et les déversements d'essence

d'avions. Il a proposé une méthode simplifiée (Hopper et Chambers, 1983) pour la modélisation des bouffées de gaz.

Le Service de l'environnement atmosphérique (SEA) d'Environnement Canada a élaboré un ensemble de programmes (AQPAC) à utiliser en situations d'urgence. Cet ensemble contient deux modèles de courte période applicables aux rejets continus ou instantanés et un modèle moyenne distance de trajectoire en surface. Ces programmes sont implantés dans plusieurs mini-ordinateurs (HP 1000) aux centres météorologiques régionaux du SEA et ils utilisent les données météorologiques en temps réel obtenues des stations d'observation les plus rapprochées. Ces données sont actualisées de façon continue, à chaque heure.

Le SEA a mis au point un second ensemble de programmes (AIMS) qui permettent d'évaluer la pollution qui pourrait survenir en plusieurs situations dans un court intervalle de temps. La programmation AIMS n'est pas encore complète. Elle donne accès à quelques modèles de dispersion mis en place chez Dataline Systems Ltd., à Toronto, par le SEA. Des lignes téléphoniques spéciales permettent l'accès à coût modique aux modèles, depuis la plupart des régions. Le SEA envisage d'inclure les programmes UNAMAP dans sa programmation, dans un proche avenir, mais jusqu'à ce jour aucun calendrier n'a été fixé. Il est intéressant de noter que la plupart des firmes-conseils ne connaissent pas ce service (ou ne s'y intéressent pas).

Hydro-Québec a conclu un marché pour la construction d'un modèle gaussien spécialisé, fondé sur le modèle GEM/GEM-CAR (Fabrick et al., 1977), destiné à évaluer le fonctionnement des turbines à gaz y compris plusieurs options pour la transformation de NO, en NO, NO₂ et O₃. Elle s'est aussi procuré un modèle mathématique pour la commande en temps réel d'une centrale thermique de pointe où on passerait d'un combustible à l'autre selon les conditions atmosphériques. Des comparaisons ont été faites avec les données recueillies sur le terrain.

Marsan a mis au point un programme pour évaluer les concentrations de fluorures gazeux à long terme. Ce modèle tient compte de l'absorption par les végétaux et les étendues d'eau. Marsan a aussi contribué à certaines modifications apportées au programme BLP (partie du modèle UNAMAP-4) avec son auteur, Environmental Research and Technology (ERT) de Concord (Massachusetts).

La société SENES a conçu un modèle pour prévoir l'englacement des rails du fait de la proximité d'une tour de refroidissement atmosphérique.

La société MEP a construit un modèle gaussien de courte ou moyenne distance, applicable aux panaches segmentés de sources multiples. Ce modèle est tridimensionnel, le champ du vent et les données météorologiques étant modifiés selon le temps et l'endroit. Le champ du vent peut être modifié par l'opérateur ou interpolé de données fragmentaires. Un modèle de l'ascension des panaches tient compte de la stratification atmosphérique et de la variation des vents selon la hauteur. Ce modèle (baptisé MUST) est élargi pour la commande en temps réel (SCS) et les sources complexes (WES). Un code spécial (CPT) permet de prédire le comportement des panaches humides dégagés de tours de refroidissement à tirage naturel

Tableau 4

Modèles courte et moyenne distance de la dispersion atmosphérique
(Modèles construits pour les usagers ou par eux)

Auteur	Description	Type	Vent	Polluant passif ou actif	Sources	TE	TR	Échelle de distance (CD-MD)
Acres	modèle de bouffée	MG	CVU	PP-D	SV	B	CCT	CD
SEA	AQPAC (appliqué en situations d'urgence)	MG MS	CVU CVV	RDC-EP-D RDC-EP-D	SP-SD-SV SP	B-RC RC	CCT CCT	CD MD
Beak	modèle de bouffée	MG	CVU	PP-D	sv	B	CCT	CD
ESL	libération de radon	MB	CVU	RDC	SD	RC	CCT	CD
Hydro-Québec	temps réel turbines à gaz	MG MG	CVU CVV	CTR RDC	SP SP	RC RC	CCT CCT	CD CD
Marsan	modèle statistique FLUOR	MS MG	CVU CVU	PP D	SL SL-SP	B RC	CCT CLT	CD CD
MEP	MUST	MG	CVV	PP	SP	RC	CCT	CD-MD
	SCS	MG	CVV	CTR	SP	RC	CCT	CD-MD
	WES	MG	CVV	PP	SC	RC	CCT	CD-MD
	vallée complexe	MG	CVV	PP	SC	RC	CCT	CD
	CPT	MG	CVU	PH	SC	RC	CCT	CD
ME0	fumigation qualité de l'air	MS MG	CVU CVV	PP RDC	SP SP-SD-SV	RC B-RC	CCT CCT	CD-MD CD-MD
Monserco	GASPROB	MG	CVU	GD	SP	B	CCT	CD
	libération de tritium	MG	CVV	RDC	SP	B	CCT	CD
SENES	modèle de bouffée libération de radon MB-MG	MG cvu	CVU RDC	GD SD-SP	SP RC	B CLT	CCT CD-MD	CD

Légende:

AVE: absorption par la végétation ou l'eau
B: bouffée
CCT: concentration à court terme
CLT: concentration à long terme
CTR: commande en temps réel
cvu: champ de vent uniforme
cvv: champ de vent variable
D: dépôt
EP: entraînement par la pluie
GD: gaz denses
MB: modèle boîte
MD: moyenne distance
MG: modèle gaussien
MS: modèle statistique

CD: courte distance
PH: panache humide, formation de glace
PP: polluant passif
RC: rejet continu
RDC: réaction ou décomposition chimiques
SC: sources complexes (effet de sillage dû à la présence d'immeubles)
SD: sources diffuses
SL: sources linéaires
SM: sources multiples
SP: sources ponctuelles
sv: sources volumiques
TE: type d'émission
TR: type de récepteur

ou mécanique. L'ascension des panaches tient compte de la présence de vapeur d'eau, y compris de la condensation et de l'évaporation.

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a mis au point un modèle de la qualité de l'air qui est une adaptation du modèle régionalisé, construit à l'origine pour le Connecticut (Hilst et

al., 1967). Les sources importantes sont traitées par la méthode gaussienne des panaches, tandis que les faibles sources disséminées sont traitées à rebours, du récepteur à la source. Le modèle permet la variation spatio-temporelle du vent, tandis que le modèle gaussien s'applique à sa trajectoire. Ce modèle a été utilisé pour évaluer différentes stratégies visant à abaisser les concentrations de SO₂, dans les régions

de Toronto et de Sarnia (Shenfeld et *al.*, 1977). Sa validité a été établie grâce à plusieurs mesures sur le terrain.

Trop peu de renseignements ont été obtenus des groupes Concord et *Intera* pour que leurs modèles puissent être présentés, Nous croyons qu'il s'agit là d'une lacune regrettable.

Modèles statistiques

Les modèles gaussiens ne sauraient constituer l'unique façon de modéliser l'atmosphère. Misra (1982 **a,b**) et Venkatram (1982) ont montré que les hypothèses gaussiennes des lois normales sont insuffisantes pour représenter une couche limite de **convection**. Dans cette situation, les panaches descendants et ascendants sont constitués de distributions statistiquement indépendantes, au comportement distinct. On fait appel à la loi normale pour modéliser l'étalement horizontal perpendiculaire à la direction du vent. Le produit des fonctions de distribution exprime la concentration d'une façon semblable à celle de la formulation gaussienne. Ce type de modèle a été validé en deux endroits, la centrale de Nanticoke (Misra, 1982 b) et la cheminée d'Inco (Venkatram, 1982), à Sudbury.

Dans un tout autre ordre, il est possible de construire des modèles statistiques à partir de la trajectoire des particules établie selon la méthode de Monte-Carlo. Reid (1979 b), du SEA, a appliqué cette technique pour estimer la dispersion verticale à partir d'une source au niveau du sol. À partir du travail réalisé par Picot à l'Université du Nouveau-Brunswick Marsan a construit un modèle pour évaluer la dispersion et la collision, sur le feuillage, des gouttelettes d'insecticide répandues par avion. Les résultats de ce modèle lagrangien courte distance ont été comparés aux résultats des mesures sur place.

Modèles boîte

Le modèle boîte, qui se fonde sur l'hypothèse d'une concentration constante dans un volume témoin, a servi à prédire les concentrations moyennes dans les villes où l'effet de serre n'est pas négligeable (Summers, 1967).

Ce modèle a été utilisé dans un contexte différent par ESL pour simuler la libération de radon dans une mine à ciel ouvert. Il est constitué de plusieurs boîtes adjacentes et donne la concentration moyenne dans le temps. On l'a vérifié et validé en le comparant avec un modèle en soufflerie.

Modèles eulériens

Les modèles eulériens se fondent sur l'équation de conservation au moyen d'un système de coordonnées fixées dans l'espace. Les modèles à fermeture d'ordre 1 traitent la turbulence comme un terme de diffusion; on les connaît sous l'appellation de modèles K ou de transport à gradient (les modèles de fermeture d'ordres supérieurs ne sont pas encore utilisés dans les études d'évaluation des incidences). Les modèles de transport à gradient restent d'utilisation peu fréquente, mais ils prennent mieux en compte la réalité que les modèles gaussiens. Le champ du vent peut varier dans l'espace, les paramètres de diffusion peuvent varier selon la hauteur et les propriétés cinétiques du polluant peuvent être aussi complexes qu'il est nécessaire. Ils présentent néanmoins

plusieurs inconvénients: les paramètres de diffusion sont mal connus, le champ du vent doit être calculé ou observé en partie sur place, et les calculs, complexes, mènent à des problèmes numériques. Le modèle IMPACT (tableau 3) associé aux modèles de transport à gradients est le plus connu (Fabrick et *al.*, 1977). Il comporte un sous-modèle (baptisé WEST) qui permet de calculer un champ du vent non divergent, certaines perturbations étant prises en considération pour traduire la stabilité atmosphérique et un nombre limité (habituellement une ou deux) de stations météorologiques étant exigé pour mesurer le vent.

BC Hydro, SENES et Hydro-Québec, qui utilisent le modèle MAGIC (version modifiée du modèle IMPACT), sont les seuls groupes ou organismes étatiques qui, parmi ceux que nous avons rencontrés, utilisent ce modèle. SENES l'a appliqué au cas d'une vallée où se trouvent deux mines à ciel ouvert. Le modèle a été validé pour les champs du vent grâce à des mesures faites à partir d'un hélicoptère ou de ballons, mais non pour le transport des polluants. BC Hydro a eu recours à une expérience de traçage pour valider le modèle IMPACT et a obtenu une concordance assez bonne. Les concentrations ont été calculées dans des compartiments de 0,5 km² sur 50 m.

MODÈLES GRANDE DISTANCE

Modèles lagrangiens

Les modèles lagrangiens se fondent sur le calcul des trajectoires entre les sources et les zones réceptrices. Leur utilité réside dans leur possibilité d'évaluer différentes stratégies de réduction de la pollution à long terme et à grande distance (ex.: les pluies acides).

Le modèle TGDPA est un modèle lagrangien construit en collaboration avec le ministère de l'Environnement du Québec et l'INRS-Eau (Institut national de la recherche scientifique) et fondé sur un modèle de transport à gradient. La diffusion turbulente est considérée comme uniforme selon la verticale. Il s'agit aussi d'un modèle statistique, car il fait emploi des moyennes selon le temps plutôt que de données météorologiques, sauf en ce qui concerne le champ du vent. Ce modèle tient compte de quatre formes différentes de soufre (SO₂ sous formes sèche et humide; SO, sous formes sèche et humide). Les polluants subissent des réactions chimiques et sont soumis au processus de dépôt sec et de dépôt humide ainsi qu'à la diffusion verticale. Le champ du vent est actualisé toutes les six heures, et l'intégration numérique se fait par pas de temps de trois heures. La précipitation est simulée en faisant l'hypothèse d'un processus de Markov. Les effets cumulatifs du dépôt sont calculés pour une saison ou une année.

Le modèle du ministère de l'Environnement de l'Ontario s'appuie sur les mêmes concepts. Les trajectoires sont évaluées toutes les trois à six heures. La comptabilité du polluant déposé se fait sur des récepteurs dispersés selon un quadrillage dont les éléments mesurent 127 km sur 127.

Le SEA et Monserco ont élaboré des codes sur les mêmes fondements: nous n'avons cependant pas obtenu suffisamment de renseignements pour les décrire.

Modèle gaussien

Le seul modèle gaussien grande distance que nous connaissons est le modèle MEP (code MEPTRANS). Il s'appuie sur, les mêmes concepts que ceux qui ont été décrits pour les modèles courte et moyenne distance (code MUST). Il s'agit d'un modèle gaussien compartimenté (dispersion gaussienne autour d'une trajectoire avec quatre couches atmosphériques et variation de la couche de mélange selon la saison). Il tient compte des caractéristiques chimiques de SO₂ et de SO, à l'état sec et à l'état humide ainsi que des NO_x. Le champ du vent est obtenu par observation de la pression en surface aux trois heures, et les polluants sont suivis pendant cinq jours. Une validation a été faite pour l'année 1978.

Modèle boîte

McMahon et al. (1976), en association avec Acres, ont eu recours au modèle boîte. Les hypothèses de concentration uniforme sont établies dans ce cas selon la verticale et un arc de cercle ayant son origine à la source et dont l'angle représente la variation angulaire de la trajectoire du panache. La concentration diminue selon la distance, à mesure que le panache se disperse dans ce compartiment qui va en s'élargissant. Le pas de temps est d'une journée, et on établit la moyenne des données météorologiques pour cette période. Les résultats peuvent être donnés pour un intervalle mensuel, saisonnier ou annuel. On suppose que la trajectoire du polluant est bornée par les côtés du compartiment en forme de secteur. Les données concernant le vent sont prélevées à la station la plus rapprochée du récepteur considéré.

Acres a appliqué ce modèle pour déterminer l'évolution chimique de SO₂, de SO, (sous formes sèche et humide), de NO, et de NO₃, pour le compte de la Nova Scotia Power Corporation et pour Ontario Hydro. Les apports de sulfates aux Grands Lacs, en l'an 2000, ont aussi été prévus à l'aide de ce modèle (Reid, 1979 a). Ce modèle a été en partie validé.

À partir du même concept, SENESLRT a élaboré un code qui permet de donner la concentration mensuelle du carbone 14 (en tant que ¹⁴CO₂) émis en continu d'une source ponctuelle. Les données météorologiques sont fournies mensuellement. Le modèle tient compte de l'absorption du ¹⁴CO₂ par différentes cultures végétales, du flux de ce même gaz dégagé par l'eau. Le modèle est suivi d'une étude des cheminements et montre que, pour l'homme, la dose inhalée est beaucoup plus petite que la dose ingérée.

Modèles eulériens

Le ME0 vient de conclure une entente avec MEP et ERT pour faire construire un modèle de transport à gradient pour les longues distances. MEP se charge du modèle météorologique, y compris du profil détaillé de la couche limite. ERT se charge du modèle proprement dit. Les caractéristiques chimiques prises en considération sont complexes et non linéaires. À l'origine, le modèle prenait en compte 114 réactions chimiques. Ce nombre a été réduit à 35, après quelques analyses de sensibilité. Le modèle, actuellement en construction, exige, pour une simulation d'une période de dix jours, 25 heures de calcul sur un ordinateur Cray.

ÉTUDES DE VALIDATION

Comme il a été mentionné précédemment, un modèle mathématique doit, avant d'être accepté, avoir été vérifié, étalonné et validé.

La vérification est chose assez facile. Elle peut être faite par comparaison des résultats donnés par différents modèles appliqués à la même situation relativement simple. Par exemple, on peut ainsi confronter un modèle eulérien à un modèle gaussien.

Quant à l'étalonnage, il est habituellement omis. On calcule l'ascension d'un panache ainsi que les écarts-types selon l'horizontale ou la verticale en sélectionnant parmi les formules connues. Cependant, il est intéressant de noter que ce choix n'est pas toujours bien adapté aux conditions canadiennes (Reid, 1979a). En outre, les mesures réalisées en différents endroits par le ME0 ou Hydro-Québec ont montré que la formule «BRIGGS 1975» pour la prévision de l'ascension d'un panache pêche par excès. Ainsi, à la centrale de Nanticoke (Misra, 1982b), le coefficient de 1,6 a dû être abaissé à 1, pour réduire la hauteur du panache de 37 %. BC Hydro a constaté un écart important entre la hauteur du panache donnée par la formule de Briggs et les mesures faites en hélicoptère. Ainsi que nous l'avons mentionné dans le texte et précisé au tableau 2, plusieurs études de validation ont été réalisées. Il est cependant difficile, pour plusieurs raisons, d'en tirer des conclusions générales.

- Selon Fabrick et al. (1977), le champ d'application des phénomènes de pollution atmosphérique est si étendu que toute étude de validation est limitée à des conditions bien précises, difficiles à généraliser. La validation d'un modèle dans une situation donnée ne garantit pas qu'il restera valide en d'autres situations.
- Le problème de la validation ne peut pas être dissocié du problème des mesures, rendu complexe, en ce qui concerne l'atmosphère, du fait de fluctuations turbulentes et de la précision des capteurs (Intera, 1980).
- Les tests statistiques peuvent mener à des interprétations erronées. Ainsi, Fabrick et al. (1977) ont montré qu'une erreur de 2° dans la direction du vent donne un coefficient de corrélation de 0,01, tandis qu'un modèle où le facteur de l'erreur entachant l'écart-type pour la dispersion horizontale est de 2 donne un coefficient de corrélation de 0,85.
- Le calcul de la moyenne sectorielle (8 directions au lieu de 16) peut donner lieu à des différences significatives dans les concentrations prévues (Intera, 1980).

Pour la modélisation courte et moyenne distance, plusieurs modèles UNAMAP ont été validés- pour diverses situations. Habituellement, ces modèles donnent des estimations prudentes de la concentration au niveau du sol (André Marsan et associés, 1982; MacLaren Plansearch, 1984; Intera, 1980) à l'intérieur d'un facteur de 2 à 3.

Intera a réalisé une étude approfondie de validation pour le programme de recherche environnementale sur les sables pétroliers de l'Alberta (Intera, 1980). La firme a comparé son

propre modèle au modèle CDM, au moyen de données mesurées. Comme nous l'avons déjà signalé, la comparaison au moyen de valeurs observées a donné des résultats très faibles. Le coefficient de corrélation du modèle d'Intera s'est révélé meilleur, mais les détails n'ont pas été présentés. Les résultats du modèle CDM avaient été tirés d'une étude réalisée par une autre firme-conseil au moyen d'une base de données météorologiques différente.

Marsan a mis en évidence les résultats insatisfaisants obtenus en conditions atmosphériques stables et par vent faible. La plupart des codes permettent le calcul de la concentration à 10 km de la source, lorsque la vitesse du vent est de 1 m/s (3,6 km/h), sur une période horaire. Ces situations donnent lieu à des estimations très médiocres, même sur une longue période.

SENEC a validé les modèles CDM et VALLEY (modifiés pour calculer les concentrations sur une longue période) afin d'évaluer les concentrations d'uranium dans les particules totales en suspension (Chambers et al., 1983) durant l'été de 1981. Il a été constaté que les prédictions du modèle CDM correspondaient bien à la réalité à proximité de l'usine émettrice, tandis que celles du modèle VALLEY se sont révélées plus fidèles loin de l'usine.

L'Ontario Research Foundation vient tout juste de terminer une étude du SO_2 , des NO, et des particules totales en suspension au moyen du modèle ISC dérivé d'UNAMAP-4. Elle a examiné leur concentration annuelle moyenne sur plusieurs superficies de 30 km de rayon associées à plusieurs centaines de sources. La validation des concentrations de SO, a été excellente et celle des NO, bonne; quant aux particules en suspension, les résultats ont été difficiles à interpréter (à cause des concentrations de fond). Malheureusement, ce travail réalisé pour une société d'Etat n'a pas été rendu public,

Pour ce qui est du modèle gaussien compartimenté de MEP, on nous affirme que les comparaisons, sur une base horaire, sont affectées d'un facteur bien meilleur que 2.

On a pu faire de bonnes prévisions des conditions météorologiques prévalant à Nanticoke et à Noranda (Misra, 1982b; Venkatram, 1982) grâce à de nouveaux modèles qui permettent de représenter la couche limite de convection. Le modèle ontarien de qualité de l'air, qui sert à évaluer la dispersion des polluants dans les zones urbaines, donnerait de bons résultats (Shenfeld et al., 1977).

Des modèles de transport à grande distance font l'objet d'une validation. Acres, par exemple, a constaté qu'un modèle relativement simple permettait de bonnes approximations de la réalité. MEP signale de bons résultats pour l'année 1978 grâce à un modèle gaussien compartimenté. Les modèles les plus récents du MEQ ou d'Environnement Québec ont été vérifiés. Ils permettraient la comparaison de différents scénarios pour le traitement des effluents gazeux des usines nord-américaines.

DISCUSSION

En ce qui concerne les émissions atmosphériques, il est généralement reconnu que les modèles de dispersion sont très

utiles pour déterminer la conduite à suivre plutôt que pour prévoir leur contrôle. (Venkatram, 1982). Si le modèle est conçu pour le contrôle en temps réel, il faut que les coefficients de dispersion et d'ascension du panache soient corrigés grâce à des données prélevées sur place. Cependant, les modèles de dispersions atmosphérique permettent d'évaluer différentes stratégies, tandis que la prédiction de la non-conformité aux normes (voir, dans la partie 1, «Portée, vérification, étalonnage et validation des modèles,») reste une tâche difficile. Ces modèles conviennent bien pour faire la sélection des usines, ce qui constitue un élément du choix de stratégie. Les bons résultats obtenus par Misra (1982b) dans des conditions de fumigation permettent certains espoirs pour l'amélioration des modèles dans des conditions précises.

On devrait particulièrement s'efforcer d'accroître la qualité de prédiction de ces modèles par rapport aux trois aspects suivants: la collecte des données, l'amélioration des modèles et la mise en place de tests statistiques qui serviraient pour les études de validation.

L'acquisition des données constitue une difficulté majeure. Les mesures sont souvent voisines du seuil de détection, et le champ du vent est souvent connu d'après les observations faites à un aéroport éloigné. Cependant, les stations automatiques de prélèvement des polluants et d'enregistrement des données météorologiques sont sans cesse perfectionnées. Il est à noter que le choix des récepteurs constitue lui aussi une difficulté.

Les modèles de l'EPA permettent de répondre à une large gamme de situations. Ils sont d'emploi facile. Cependant, il serait intéressant d'appliquer de nouveaux concepts à des situations précises (couche limite convective ou terrain accidenté). Maintenant que le temps et le coût des calculs ne sont plus des facteurs limitants, le recours accru aux modèles de transport à gradient présenterait un intérêt, notamment en terrain accidenté. La difficulté réside encore dans le choix des paramètres de diffusion turbulente dans le temps et selon la hauteur, pour des conditions de stabilité différentes.

La formule de Briggs, pour le calcul de l'ascension des panaches, pourrait être évaluée pour des usines typiques. Cette vérification est rendue plus simple grâce aux nouvelles techniques, telles que le LIDAR.

La difficulté de mettre au point de bons tests statistiques a été mentionnée. L'étude de validation réalisée par Intera en Alberta (Intera, 1980) présente plusieurs tests (corrélation linéaire, corrélation de rang, test du Chi-carré de Pearson, test de Kolmogorov-Smirnov). Un tableau de contingence pourrait aussi servir si le nombre d'observations est suffisant.

Il serait grandement utile d'entreprendre un certain nombre d'études de cas pour différentes conditions climatiques et différents types d'émissions et de reliefs. Des mesures précises pourraient être faites sur place et elles aideraient les entreprises privées ou les organismes gouvernementaux à valider un modèle.

La validation est une étape importante. Il est toutefois à noter que les modèles mathématiques donnent l'occasion d'évaluer des situations pour lesquelles on ne possède aucune donnée,

tout en fournissant un bon **aperçu** de ce qui pourrait survenir. Par exemple, nous pouvons citer les travaux de Munn (1983) qui a évalué la dispersion atmosphérique de déchets **nucléai-**

res enfouis sur une **période** d'un million d'années comprenant plusieurs périodes glaciaires.

3. MODÉLISATION HYDROLOGIQUE ET HYDRODYNAMIQUE

Il faut une bonne connaissance du champ d'écoulement de l'eau pour entreprendre toute modélisation de la qualité de l'eau. Les mesures directes sont rarement suffisantes pour donner un bon aperçu du déplacement de cet élément. Beaucoup de facteurs influencent le comportement d'une masse d'eau: conditions saisonnières, pluie, fonte de la neige ou de la glace, topographie du lit, caractéristiques de la surface de ce dernier, mouvements thermiques, vent à la surface, effets des marées, forces de Coriolis, etc. Il faut recourir à un modèle mathématique ou physique pour obtenir les conditions d'écoulement.

On peut trouver dans les comptes rendus d'un séminaire qui a eu lieu à Montréal en mars 1982 (Schneeberger et *al.*, 1982; Marche et Gaudette, 1982; Bilodeau, 1982; Cochet et *a.*, 1982; Morin, 1982) un état du degré de perfectionnement atteint en hydrologie et en hydrodynamique.

MODÉLISATION HYDROLOGIQUE

Beaucoup de modèles mathématiques permettent de calculer le débit des cours d'eau dans le temps; ils n'exigent que de quelques facteurs météorologiques. Un bon exemple, le modèle CEQUEAU de l'INRS-Eau, a d'abord servi à connaître les dimensions des structures des réservoirs de La Grande Rivière (de préférence aux modèles stochastiques, qui abondaient à l'époque). On fait appel à ce modèle pour les études de qualité de l'eau (rivière Sainte-Anne) et pour la gestion de la qualité de l'eau (rivière Yamaska). Le bassin est divisé en éléments carrés de surface égale. Certaines caractéristiques physiographiques sont obtenues pour chacun de ces carrés: altitude représentative, pourcentage de la superficie en forêts, en lacs et en marécages. Chaque carré est subdivisé selon la ligne de drainage, et on indique le sens de l'écoulement de l'eau. Les seules données météorologiques utilisées sont, à l'échelle journalière, les précipitations sous forme liquide ou solide ainsi que les températures minimales et maximales. Le modèle est étalonné pour tenir compte:

- de l'accumulation et de la fonte de la neige;
- de l'évaporation et de l'évapotranspiration;
- de l'accumulation et de l'écoulement des eaux souterraines;
- du passage de l'eau d'un carré à l'autre.

Plusieurs applications du modèle au Québec ont montré la validité de cette façon de procéder.

Beaucoup d'autres modèles servent à la modélisation hydrologique. Le modèle HSP-F est le programme bien connu de l'EPA qui est employé très souvent au Canada (ex.: chez Acres, Beak et Maclaren). Il s'agit d'un code polyvalent permettant de simuler les quantités d'eau et sa qualité sur des surfaces terrestres, dans des sections de cours d'eau ou dans des réservoirs. L'accumulation et la fonte de la neige sont

prises en considération. Le modèle CREAMS (construit par le ministère américain de l'Agriculture et utilisé par Maclaren) est axé sur le transport de sédiments et l'érosion. Le Centre canadien des eaux intérieures (CCEI) a construit son propre modèle pour les petits bassins (il s'applique à l'écoulement de surface, en l'absence ou non d'écoulement souterrain). La Société d'énergie de la Baie James (SEBJ) a confié à une entreprise privée la construction d'un modèle hydrologique pour les zones subarctiques y compris les îlots de pergélisol (Bertrand et *al.*, 1981; Leconte et *al.*, 1984). Hydro-Québec a construit, pour sa part, un modèle de l'écoulement de surface dit FEM (Marche et Gaudette, 1982).

MODÉLISATION HYDRODYNAMIQUE DE L'ÉCOULEMENT HORIZONTAL

Les équations mathématiques de l'écoulement général à surface libre constituent une application spéciale des équations de Navier-Stokes. Ces équations comprennent trois équations sur la quantité de mouvement (vitesse selon les trois directions) et une équation de continuité (habituellement exprimée selon la profondeur de l'eau). La résolution de ce problème tridimensionnel reste, la plupart du temps, très difficile et elle appelle des simplifications. À cette fin, l'écoulement est généralement réduit à un phénomène unidimensionnel (dans le sens de l'écoulement), dans le cas des cours d'eau étroits, et à un phénomène bidimensionnel, dans le cas des étendues d'eau (pour donner les équations dites pour eaux peu profondes). Dans les problèmes bidimensionnels, on suppose que la vitesse est la même dans toute la colonne d'eau. Dans les problèmes unidimensionnels, on pose comme hypothèse que la vitesse est la même en tout point, d'une section perpendiculaire à l'écoulement. Dans la plupart des cas, il faut ajouter un terme pour la pseudo-viscosité afin d'annuler la turbulence locale que les approximations nécessaires ne permettent pas de bien représenter, du fait des contraintes du processus numérique. Ces équations sont résolues numériquement, soit par la technique des différences finies, soit par la méthode des éléments finis (d'où le sigle anglo-saxon FEM). Plusieurs codes permettent de les résoudre:

- Le code MEFLU de l'Université Laval (Cochet et *a.*, 1982) est une solution à éléments finis qui peut servir pour les conditions à l'équilibre ou les conditions transitoires. Une façon simplifiée de traiter les problèmes tridimensionnels est à l'étude (par l'artifice des couches multiples). Le modèle a été vérifié dans plusieurs situations différentes.
- Sydor (1982), d'Environnement Canada, utilise une technique des différences finies pour l'intégration après l'opération de discrétisation selon Leenderste. Ce modèle a souvent été appliqué (et validé) au fleuve Saint-Laurent et au lac Saint-Louis.
- Simons (1982), du CCEI, a construit un modèle simplifié de la circulation dans les lacs et les réservoirs. Les équations

dites pour eaux peu profondes sont **linéarisées** et procurent une bonne approximation de la circulation moyennant un temps de calcul assez court. Ce modèle, souvent appliqué à l'évaluation du transport des polluants, a été valide.

AUTRES MODÈLES HYDRODYNAMIQUES D'ÉCOULEMENTS COMPLEXES

Dans certains cas, il est **préférable** d'évaluer le champ de l'écoulement selon un plan vertical, par exemple dans un estuaire où la marée influence sur la forme générale de ce champ. Les équations sont **intégrées**, d'après l'hypothèse d'une vitesse uniforme dans le sens perpendiculaire à l'écoulement. Hydro-Québec a construit et validé le code ESTUAR pour cette situation. Dans le cas d'un estuaire stratifié à configuration complexe, il serait **nécessaire d'intégrer** tout le modèle tridimensionnel.

Le CCEI a construit plusieurs modèles pour différentes situations. Le **modèle** clac **Érié** (Lam et *al.*, 1983) est un modèle à réservoirs (à trois, à six ou à neuf réservoirs) qui utilise la thermocline pour séparer les couches supérieure et inférieure en présence de six ou de neuf réservoirs. Il a aussi construit un **modèle** bidimensionnel, dans le sens vertical, et un modèle tridimensionnel. Tous ces modèles ont été validés dans le cas du lac Érié. Un modèle de turbulence (modèle K) a été construit pour **décrire** le brassage de l'eau sous la couverture de glace (Lau et Krishnappen, 1981 b).

Le modèle LARM sert souvent à l'analyse thermique d'un réservoir de forme allongée où la thermocline n'est pas

horizontale. Maclaren s'est servi de ce modèle pour des réservoirs de l'Alberta et de la Saskatchewan et pour l'étude d'estuaires au Nouveau-Brunswick.

Acres s'est servi des modèles RMA-2 et RMA-3 pour l'étude du chenal Keating. La distribution des vitesses dans le sens vertical était supposée et les deux composantes dans le sens horizontal étaient calculées pour la superficie examinée.

Le groupe MEP travaille à la construction d'un modèle bidimensionnel et bicouche pour simuler les courants océaniques. Ce modèle s'appliquera à la simulation du déplacement d'une nappe d'hydrocarbures.

CONCLUSIONS

Face à la plupart des problèmes, il est possible de définir le champ des écoulements avec une bonne précision et d'élargir la portée des modèles à la prédiction de nouvelles situations.

Il est intéressant de noter que, la plupart du temps, les **firmer-conseils** ne veulent pas modéliser la circulation en milieu fluide et demandent au promoteur ou aux organismes spécialisés de leur fournir les vitesses de départ. La construction de ces modèles est laborieuse et leur utilisation par les novices est souvent difficile. De plus, ils faut généralement les adapter aux cas nouveaux.

4. MODÉLISATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU

Comme nous l'avons précisé auparavant, cette modélisation est étroitement reliée au concept de champ d'écoulement. Une équation sert à exprimer la conservation de la masse et, s'il y a lieu, une autre exprime la conservation de l'énergie. Par la forme, ces équations se ressemblent. Dans le cas des cours d'eau, il y a intégration dans le sens de l'écoulement (unidimensionnel), étant posée l'hypothèse que les propriétés sont constantes dans la section mouillée. Dans le cas des lacs et des réservoirs, on considère souvent la concentration d'un polluant comme une constante selon la profondeur, ce qui mène à la construction de modèles bidimensionnels. La température, quant à elle, est considérée comme constante selon un plan horizontal, ce qui mène à des modèles unidimensionnels.

Souvent, le champ d'écoulement est négligé, d'où l'hypothèse d'une uniformité dans la masse de l'eau. C'est souvent le cas lorsqu'une évaluation rapide est nécessaire.

Dans le tableau 5, nous résumons les différents aspects de la modélisation de la qualité de l'eau.

MODÈLES UNIDIMENSIONNELS

Selon la verticale

Dans un lac ou un réservoir, on pose souvent l'hypothèse que la température est uniforme dans un plan horizontal et qu'elle

varie selon la profondeur. Cette hypothèse est confirmée dans le cas de nombreux lacs et réservoirs. La plupart des modèles utilisés s'inspirent des travaux de Ryan et Harleman, en 1971. Le concept repose sur le bilan énergétique entre l'atmosphère et l'eau, compte tenu des phénomènes de convection, d'évaporation, de précipitation et de rayonnement à courtes et grandes longueurs d'ondes. Les apports d'eau se font à la profondeur qui correspond à la même température. Les conclusions de Ryan et Harleman sont actuellement élargies pour englober la couverture de glace dans le temps et la profondeur de la zone mixte variable sous l'effet du cisaillement dû au vent. Ces modèles se sont révélés assez fidèles lorsqu'on les a appliqués à plusieurs lacs et réservoirs.

La prédiction de la teneur en oxygène dissous dans l'eau des lacs et des réservoirs se déduit directement du profil thermique. L'équation utilisée est tout à fait semblable à l'équation de la température. Il est cependant nécessaire de tenir compte d'un coefficient de réoxygénation à la surface. La difficulté est de préciser la consommation d'oxygène par les sédiments, facteur souvent négligé.

Des modèles unidimensionnels sont actuellement utilisés par Beak (projet Wreck Cove), le CCEI, EAG (Environmental Applications Group, Toronto) (modèle RESMOD), Hydro-Québec (Marcotte et al., 1977), Hydro-Ontario (Harris, 1982) et la SEBJ (Baldasano et al., 1981 a, b; De Broissia et al., 1981).

Tableau 5

Modélisation de la qualité de l'eau

MODÈLE	VARIANTES	PARAMÈTRES MODÉLISÉS OU REMARQUES
Unidimensionnel	selon la verticale dans le sens de l'écoulement	température dans les lacs et les réservoirs: oxygène dissous contaminant(s) passif(s) ou actif(s); température dans les cours d'eau
Bidimensionnel	selon un plan vertical; selon un plan horizontal	température dans les lacs et les réservoirs; salinité; contami- nant(s) passif(s) ou actif(s)
Tridimensionnel	variations dans toutes les direc- tions	aucune restriction, mais difficulté de prendre en considéra- tion les conditions aux limites et le champ des vitesses vraies
Homogène	homogène dans un compartiment déterminé	sert à des approximations rapides ou dans le cas d'équili- bres complexes à plusieurs paramètres
Hydrologique	pour un bassin	combinaison de modèles unidimensionnels ou de modèles homogènes
D'échange entre les sédi- ments et l'eau	selon la verticale	métaux lourds et éléments radioactifs

Dans le sens de l'écoulement

Les premiers modèles reposent sur l'hypothèse de l'**homogénéité** des paramètres dans la section **mouillée** perpendiculaire au sens de l'écoulement. Ces modèles tiennent compte de plusieurs facteurs.

Beak en a appliqué un à l'industrie des pâtes et papiers du Nouveau-Brunswick, de l'Ontario et du Québec. Il a permis la mise au point de méthodes de traitement des déchets et de politiques d'exploitation. Dans un autre domaine, on a évalué la désoxygénation hivernale de l'eau d'une rivière de l'Alberta sous l'effet de la décomposition des algues et des **macrophytes**; afin d'étudier la réoxygénation, on a calculé les effets qu'aurait une série de déversoirs.

Le **CENTREAU** a modélisé la modification du profil de la salinité consécutive à la réduction du débit des rivières **Eastmain** (Dupuis et Ouellet, 1981) et **Koksoak** (Ouellet et Ropars, 1979, 1980) due à l'aménagement hydro-électrique de la rivière La Grande. Le modèle a été validé après la dérivation de la rivière **Koksoak** (Ouellet et Robert, 1980).

Hydro-Québec a mis au point un modèle perfectionné du régime hivernal (température, formation ainsi que du déplacement de la glace dans les rivières, formation de frazil) (Marcotte et Duong, 1973; Marcotte et *al.*, 1977; Marcotte, 1981 a, b).

Norecol a appliqué le modèle **QUAL II** (modèle de l'EPA pour les cours d'eau: température, DBO, OD, ammoniac, nitrates, coliformes, phosphates et algues) à l'étude de quatre projets de mise en valeur du charbon.

MODÈLES BIDIMENSIONNELS

Selon un plan vertical

Plusieurs types de problèmes relèvent de la catégorie des modèles bidimensionnels où l'hypothèse de l'homogénéité latérale peut être retenue. Dans les lacs ou les réservoirs de forme allongée, le modèle **LARM** pose la variation de la température dans le sens vertical et dans celui de l'écoulement. **MacLaren** l'a utilisé pour simuler les apports d'eau chaude dans le réservoir de la rivière **Battle** et pour l'étude de l'évaporation dans le réservoir **Rafferty**.

Le **CCEI** a combiné un modèle bidimensionnel de la température et de l'oxygène dissous selon un plan vertical et un modèle bidimensionnel, selon le plan horizontal, dans le lac **Érié** (Lam et *al.*, 1983). Lam et *al.* (1981) ont cherché à évaluer, d'après les observations, les paramètres de diffusion turbulente.

Comme nous l'avons vu, la dérivation des cours d'eau pour la production d'électricité modifie fortement l'intrusion saline dans certains estuaires. Hydro-Québec a construit le modèle **ESTUAR** pour calculer l'isosalinité dans les estuaires modifiés, compte tenu des mouvements provoqués par la marée, des vents à la surface et de la couverture de glace.

Marsan a mis au point un code FEM bidimensionnel basé sur la méthode des éléments finis pour calculer le panache vertical de matières en suspension soulevées par le dragage (rivière des **Outaouais**). Le modèle permet d'évaluer le dépôt et la remise en suspension des sédiments sur le lit.

Selon un plan horizontal

Les modèles de ce type servent souvent dans le cas de vastes étendues d'eau (lacs, réservoirs, estuaires, etc.). Ils sont basés sur l'hypothèse que les concentrations de contaminants actifs ou passifs sont homogènes selon la verticale. Le transport résulte de la **convection** liée à l'écoulement et de la diffusion turbulente.

Acres a comparé les profils thermiques obtenus au moyen d'un code informatique (modèle **Koh-Fan**) à ceux d'un modèle physique. Le modèle mathématique n'a pas donné de bons résultats et il a donc été corrigé. Sous sa forme modifiée, il a été appliqué à la centrale nucléaire **Cayuga Lake**, aux **États-Unis**.

Acres a utilisé le modèle **RMA-3** pour prévoir les relations entre la source et le récepteur dans le cas de contaminants piégés dans les sédiments aux environs, du port de **Toronto**. Ce modèle a été largement utilisé aux **États-Unis**.

Le **CCEI** a construit un modèle du mélange transversal dans les cours d'eau où la vitesse et la profondeur ne sont pas uniformes et dont le chenal n'est pas rectiligne (Lau et **Krishnappen**, 1981 a). Un modèle de panache thermique transitoire a été construit et étalonné à **Pickering**, sur le lac **Ontario**. Un autre a porté sur le transport du phosphore total dans le lac **Érié** en tenant compte du phosphore remis en suspension par la turbulence provoquée par les vents. Un modèle de déversement du tritium porte sur les rejets accidentels de tritium mélangés avec les effluents d'eau chaude d'une centrale nucléaire. Ce modèle est valide sauf durant l'hiver (à cause de l'enfoncement du panache).

Le **CENTREAU** a construit un modèle pour évaluer l'emplacement de l'effluent réchauffé d'une centrale, dans des conditions à l'équilibre ou transitoires.

Les modèles d'**Hydro-Québec** portent sur la température, l'oxygène dissous (dont la concentration est supposée uniforme selon la profondeur), la **DBO₅** et les intrusions salines dans les estuaires à régime modifié. Le modèle **MEFLU** combiné à une équation de la température a servi à évaluer le panache d'eau chaude de la centrale **Gentilly III** (**Cochet** et *al.*, 1982). Des analyses de sensibilité ont aussi été réalisées.

Marsan pour sa part considère une méthode aux éléments finis pour estimer les conséquences d'un déversement de méthanol dans le bras **Kitimat**, en **Colombie-Britannique**. Le modèle tient compte du mouvement des marées. Un autre modèle FEM sert à estimer l'étalement d'une nappe d'hydrocarbures après un déversement accidentel.

Roche, enfin, a simulé le rejet d'eaux résiduelles d'un diffuseur. Le modèle a été étalonné au moyen de traceurs.

MODÈLES TRIDIMENSIONNELS

Les modèles de diffusion-convection tridimensionnels peuvent être résolus analytiquement dans des situations simples où le champ d'écoulement peut être considéré comme uniforme. Le traitement des conditions limites au moyen de la méthode iconique est laborieux. Le modèle peut fournir une estimation brute de la concentration selon le temps et le lieu. (Marsan l'a utilisé dans le bras Kitimat.)

Le CCEI a construit un modèle bidimensionnel multicouche de la répartition des chlorures dans l'épilimnion et l'hypolimnion d'un lac. Ce modèle, appliqué au lac Érié, coïncidait assez bien avec les observations (Lam et al., 1983). Le même modèle a été validé pour le lac Supérieur (Lam, 1978).

Beak travaille actuellement au développement d'un modèle tridimensionnel de la dispersion des effluents d'usines de pâtes et papiers (émissaire dans le lac Supérieur).

MODÈLES HOMOGENES

Parfois, un modèle homogène permet une estimation très rapide de la variation dans le temps de la concentration dans une masse d'eau. Il donne un aperçu de la concentration moyenne des espèces chimiques présentes. Très souvent, la masse d'eau peut être subdivisée en plusieurs réservoirs quand on dispose de certains renseignements sur les flux entre ces réservoirs.

Acres a étudié une succession de réservoirs et de chenaux du bassin des rivières Rideau et Cataractes.

Le CCEI a utilisé trois, six et neuf réservoirs communicants pour la simulation de la distribution de l'oxygène dissous, du phosphore réactif soluble et du phosphore total dans le lac Érié. Le modèle a été vérifié (Lam et al., 1983), puis validé pour le lac Ontario (Simons et Lam, 1980).

Marsan a étudié plusieurs stratégies (de Broissia et al., 1981) pour le complexe hydro-électrique Nottaway-Broadback-Rupert (NBR) au Québec. Certains réservoirs du complexe ont été subdivisés en éléments plus petits pour tenir compte des dimensions et des différents apports que reçoit un gros réservoir. Les variables retenues étaient: les matières totales en dissolution (MTD), le phosphore total, les nitrates, l'azote ammoniacal et l'azote organique. Dans une autre étude, on a évalué l'utilisation d'un lac naturel comme réservoir d'eau à Saint-Bruno (Québec). On a évalué les concentrations maximales de chlore et leurs effets sur les organismes vivants, en rapport avec le régime hydraulique de ce lac.

La SEBJ a utilisé un modèle homogène pour évaluer les effets de quatre scénarios d'exploitation du réservoir LG-2 (La Grande 2) sur la qualité de l'eau. Le réservoir a été subdivisé en zones et chacune de ces dernières a été subdivisée en épilimnion et en hypolimnion.

Le groupe SENES a utilisé un modèle semblable pour l'élimination, sous l'eau, des stériles d'une mine d'uranium à Elliot Lake (Halbert et al., 1982). Le lac a été subdivisé en deux compartiments (l'épilimnion et l'hypolimnion). Les conséquences de neuf scénarios ont été observées sur quatre variables de la qualité (pH, NH₃, MTD, radium-226).

MODÈLES HYDROLOGIQUES

Jusqu'ici, la modélisation de la qualité de l'eau a été appliquée aux cours d'eau, aux lacs ou aux réservoirs. De nombreux modèles, mieux intégrés, ont été construits. Ils se fondent sur la modélisation hydrologique, y compris celle des cours d'eau, des lacs et des réservoirs.

Acres a utilisé le programme HSP-F de l'EPA. Ce code souple peut servir dans des situations simples ou complexes et porter sur la DBO, le plancton, le pH, le phosphore et les nitrates. Appliqué à la rivière Humber, il s'est révélé fiable et flexible.

Beak a examiné l'élimination des stériles radioactifs. De nombreux scénarios ont été mis à l'essai (bassin du lac Elliot), et le transport des matières a été modélisé dans toutes les eaux de surface jusqu'à l'Atlantique.

L'INRS-Eau a construit plusieurs modèles de la qualité de l'eau fondés sur le modèle hydrologique CEQUEAU: matières totales en dissolution (MTD), température et matières en suspension (MS) (Morin et al., 1983 a, b, c). Pour la rivière Yamaska, une étude d'aménagement en cours porte sur le phosphore total, la DBO et les matières en suspension. Différentes stratégies d'implantation d'usines de traitement de l'eau sont évaluées compte tenu de diverses fonctions économiques (maximisation de la qualité de l'eau, réduction au minimum du volume des effluents et des coûts). Elles soulignent le besoin de constituer une banque de données la plus complète possible (Couillard et Cluis, 1980 a) afin de permettre une bonne gestion des ressources en eau (Couillard et Cluis, 1980 b; Cluis et Durocher, 1976).

MacLaren se sert du programme HSP-F à des fins générales et du modèle CREAMS pour le transport des sédiments et l'érosion dans les systèmes d'aménagement agricole.

Norecol s'est servi du modèle HSP-F pour le projet de charbonnage Quinsam.

Le groupe SENES a élaboré le modèle SERPENT pour l'étude de la qualité de l'eau du bassin de la rivière Serpent (Halbert et al., 1980). Ce modèle a servi à évaluer une gamme de situations, du traitement amélioré des effluents à l'agrandissement d'une mine. Les paramètres retenus étaient les MTD, le radium-226, l'ammoniac et le pH. Le modèle a été vérifié et étalonné dans les conditions actuelles d'exploitation.

ÉCHANGES ENTRE L'EAU ET LES SÉDIMENTS

Les métaux lourds et les radio-isotopes s'accumulent dans les sédiments sous l'influence de l'activité industrielle (le coefficient de partage de ces matières résiduelles sera discuté plus loin sous la section «Analyse du risque et du cheminement»). Avec le temps, ces matières sont libérées des sédiments dans l'eau et agissent comme sources diffuses.

Acres a simulé la quantité de métaux lourds qui pourraient être libérée des déblais versés au fond d'un lac. Des analyses ont tenu compte des limites de l'oxygénation, de la diffusion dans les sédiments, des équilibres thermodynamiques et des caractéristiques hydrologiques de la région. La solubilité des matières toxiques potentielles telles que le plomb, le zinc et l'arsenic a été évaluée dans une gamme de conditions de pH

et d'oxydation. Appliqué à un lac de l'intérieur de l'île Baffin, le modèle a montré que la libération de métaux dans la baie réceptrice n'aurait aucun effet significatif sur la concentration.

Beak a construit un modèle (Holloran, 1982) pour évaluer l'absorption et la libération des métaux lourds et des radio-isotopes. Les résultats portent à croire que les sédiments ont un effet minime sur les concentrations de ces matières dans le cours d'eau durant l'exploitation active de la mine et de son usine. D'après les prévisions, les sédiments devraient se comporter comme une source diffuse dans le cours d'eau après la fin de l'exploitation de l'usine. L'importance de cette source dépend de la quantité initiale d'effluents rejetés, du temps écoulé et des caractéristiques locales du cours d'eau.

Bukata et Bobba (1984), du CCEI, utilisent une équation unidimensionnelle du transport de masse pour déterminer la concentration générale de ^{210}Pb selon la profondeur dans les sédiments. Comparativement aux concentrations mesurées, une technique d'optimisation itérative par la méthode des moindres carrés donne les meilleurs coefficients de diffusion liés au transport de ^{210}Pb dans les sédiments.

Tessier et Campbell, de l'INRS-Eau, ont étudié l'interaction des métaux-traces entre les sédiments, l'eau et les organismes aquatiques (Tessier et al., 1980; 1983). Ils ont modélisé l'interface entre l'eau et les sédiments, en développant des analogies avec les réactions électrochimiques. Ils ont également examiné la formation de différents composés de métaux lourds (cinq fractions différentes) et ont appliqué leurs analyses à plusieurs cours d'eau et lacs du Québec.

Le groupe SENES a évalué les effets, sur la qualité de l'eau de l'élimination des déblais au fond d'un lac dans le bassin de la rivière Serpent (Halbert et al., 1982). Des expériences ont été réalisées sur le terrain et en laboratoire pour évaluer la vitesse de l'oxydation de la pyrite et de l'ammoniac ainsi que les relations avec le pH et l'alcalinité. Une équation unidimensionnelle à l'équilibre décrit la concentration de l'oxygène selon la profondeur dans les déblais.

MODÈLES DIVERS

Acres a construit un modèle de la consommation de l'eau consécutive à la mise en valeur des ressources énergétiques.

Ce modèle permet de prévoir la demande d'eau, d'évaluer les répercussions des débits d'étiage et de simplifier, par exemple, le choix entre le refroidissement atmosphérique ou le refroidissement à l'eau des centrales thermiques. Le modèle s'exécute sur un ordinateur IBM-PC et a été appliqué à plusieurs situations (lac Cold et régions à sables pétrolifères, rivière Saskatchewan-Sud).

Le CCEI a étudié la dispersion des déblais de dragage versés en masse en eau profonde (Krishnappan, 1983). Selon la théorie adimensionnelle (Ouellet et al., 1983), le modèle utilisé tient compte du mouvement apparent des fluides. Ce modèle peut servir à prédire la hauteur et la largeur du tas formé par le dépôt des déblais sur le fond.

CONCLUSIONS

Beaucoup de modèles s'appliquent à la qualité de l'eau. Les mécanismes de transport des contaminants passifs sont bien compris dans le cas des masses d'eau où les mécanismes de turbulence sont modérés.

Des modèles de complexité croissante peuvent être utilisés (Lam et al., 1983; Ouellet, 1983). À mesure que la complexité augmente (ex.: passer des modèles unidimensionnels à tridimensionnels), les conditions aux limites peuvent être fixées à partir de simulations antérieures et plus simples. Ainsi, les modèles tridimensionnels peuvent être appliqués à un secteur déterminé, les conditions aux limites étant données par la modélisation bidimensionnelle d'un secteur plus étendu (Ouellet et al., 1983).

La modélisation des contaminants présents dans les sédiments constitue toujours une tâche difficile, car les mécanismes de réaction sont complexes et imparfaitement connus.

La plupart du temps, un facteur déterminant est la disponibilité de données d'observation qui permettent d'étalonner et de valider ces modèles.

5. MODÈLES DE LA QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES

Les études de l'environnement s'attachent de plus en plus à la question de l'infiltration des polluants liquides dans le sol. Les polluants peuvent être solubles dans l'eau, s'adsorber partiellement et réagir. Les liquides (eau **contaminée** habituellement) percolent à travers les matériaux poreux et s'écoulent le long des fissures pour atteindre la nappe phréatique.

Acres a mis au point deux modèles bidimensionnels à éléments finis pour simuler le transport des eaux souterraines dans les matériaux poreux et les roches fissurées. L'un des modèles opère une intégration sur le plan vertical pour représenter l'écoulement vertical et la diffusion latérale. L'autre modèle, horizontal, simule le transport dans la nappe phréatique. Ces modèles ont été appliqués à la percolation des décharges de déchets chimiques et radioactifs.

Beak a modélisé le transport des radionucléides et des métaux lourds qui leur sont associés dans un réseau souterrain régional pour le compte de Canada Wide Mines et élaboré un modèle pour le compte d'Esso Minerals afin d'évaluer l'infiltration des contaminants par la paroi des puits profonds servant à l'élimination des déblais radioactifs. A La Tuque, il a calculé le transport souterrain et la réapparition en surface des ((liqueurs noires» de la CIP.

En collaboration avec la société Geos, Hydro-Québec a mis au point un modèle transitoire unidimensionnel pour évaluer le transport souterrain des radionucléides (GEOSPR). Ce modèle tient compte de la dissolution dans l'eau et de l'adsorption des contaminants.

Dans un autre modèle unidimensionnel, on évalue l'infiltration des hydrocarbures dans le sol sec après un déversement accidentel à la surface. La conductivité hydraulique a été étalonnée d'après un modèle physique.

Le groupe SENES a utilisé plusieurs modèles bidimensionnels de l'écoulement souterrain et du transport des contaminants qui avaient été mis au point aux Etats-Unis y compris les modèles FEMWATER, FEMWASTE et AT123D. Il a aussi mis au point le modèle SGWT, version micro-informatisée d'un modèle TVA.

La modélisation de la qualité des eaux souterraines est un secteur en développement qui pourrait jouer un rôle important en raison du coût élevé et des effets secondaires possibles de la cueillette des données. En effet, les nombreux forages nécessaires pour bien évaluer la contamination du sol peuvent faire craindre une contamination accrue de la nappe phréatique.

6. ÉROSION ET SÉDIMENTATION

DANS LES COURS D'EAU

La géométrie de la section mouillée d'un cours d'eau peut évoluer si des changements dans l'utilisation des terres ou des aménagements, tels que les barrages, modifient l'hydrogramme ou l'apport de sédiments.

Acres utilise les modèles bien connus HEC-2 et HEC-6 de l'U.S. Army Corps of Engineers, qu'il a préférés au modèle MOBED (Mobile Boundary Flow Model: modèle d'écoulement aux limites mobiles) dans le cas du chenal Keating, après quelques évaluations comparatives.

Le modèle MOBED a été construit par le CCEI (Krishnappan, 1984 a; 1981). Il sert à estimer les modifications susceptibles de se produire dans le lit d'un cours d'eau si l'hydrogramme de celui-ci ou l'apport de sédiments sont modifiés. Il peut aussi servir à la modélisation de phénomènes de courte période tels que les ondes de crue et les limites subissant l'influence de la marée. Le modèle HEC-6, fondé sur des hypothèses de quasi-équilibre, est impuissant à évaluer les perturbations rapides. Le modèle MOBED diffère en ce qu'il n'exige aucun étalonnage et qu'il constitue un modèle des conditions transitoires réelles. Cependant, le modèle HEC-6 peut tenir compte de nombreuses fractions granulométriques des sédiments, tandis que le modèle MOBED n'en utilise que deux pour représenter tout le spectre granulométrique. Les deux modèles ont été comparés par Krishnappan (1984 b) et validés dans le cas de la rivière Saskatchewan-Sud. Les comparaisons sur une décennie ont donné de très bons résultats.

Le CENTREAU a traité le transport des sédiments dans la rivière à Mars, au Québec. Il s'agissait, grâce à des ouvrages de régularisation, de réduire la sédimentation, d'où la nécessité des dragages et la libération ultérieure de polluants accumulés dans les sédiments.

Hydro-Québec a modifié le modèle CAFE (Marche et Gaudette, 1982) pour évaluer les matières en suspension dans les cours d'eau. Le modèle a été appliqué à l'estuaire de la rivière aux Outardes pour évaluer une modification du régime du cours d'eau. Le modèle tient compte de différentes granulométries et calcule la modification du fond de l'estuaire dans le temps.

Marsan a mis au point un modèle bidimensionnel à éléments finis pour évaluer la sédimentation et l'entraînement ultérieur des matières en suspension. Le modèle calcule la distribution des concentrations dans le temps et selon la profondeur dans le sens de l'écoulement. Il a été appliqué au canal Lachine et a servi à prédire la distribution des matières en suspension durant le dragage de la rivière des Outaouais.

DANS LES LACS OU LES RÉSERVOIRS

Le rivage des réservoirs qui viennent d'être aménagés et des lacs naturels utilisés comme réservoirs s'érodent à la longue. Le processus peut être très long (c'est-à-dire étalé sur des décennies) et subir l'influence des politiques de gestion de l'eau. L'érosion prononcée du rivage exposé au vent s'observe lorsque la vitesse du vent et le niveau de l'eau sont élevés. Le problème est encore plus complexe lorsque le rivage est constitué de matériaux tels que le till.

Acres a modélisé l'érosion du rivage en le posant comme une fonction de l'énergie des vagues et en tenant compte des caractéristiques des sols, de la pente des berges et de la végétation. Le modèle a été appliqué au réservoir d'Arnprior, en 20 localités.

Marsan a mis au point un modèle permettant de calculer l'érosion du rivage des réservoirs dans le temps. Les valeurs horaires de la vitesse du vent et des fetches ont servi à calculer le régime météorologique de la houle ainsi que l'énergie incidente qui en résulte sur le rivage. L'érosion a été considérée comme une fonction des composantes longitudinales et normales de l'énergie, de la pente des berges et du type de matériaux érodés. Le modèle a été appliqué au lac Saint-Jean, au Québec, pour évaluer diverses politiques de gestion des eaux. Il a été étalonné au moyen d'un modèle physique et validé rétroactivement sur une période de 17 ans. (On a pu reproduire la configuration antérieure du rivage en utilisant ce modèle. Elle a été ensuite comparée à celle des photographies aériennes prises 17 ans plus tôt.)

7. DÉVERSEMENTS D'HYDROCARBURES ET DE GAZ NATUREL LIQUÉFIÉ (GNL)

MODÉLISATION DES NAPPES D'HYDROCARBURES

Selon Huang (1983), l'évolution et le comportement d'une nappe d'hydrocarbures dépendent de plusieurs mécanismes: advection, étalement, évaporation, dissolution, émulsification, dispersion, auto-oxydation, biodégradation et sédimentation. De nombreux modèles actuels s'appuient sur le premier mécanisme, en négligeant les autres, tout aussi importants lorsqu'il s'agit d'évaluer les répercussions que subira le système à l'étude. Ces différents mécanismes subissent en grande partie l'influence des propriétés physico-chimiques des hydrocarbures répandus. MacKay et al. (1980) ont élaboré des équations pour décrire ces propriétés. MacKay (1984) distingue quatre types de modèles mathématiques dans ce domaine:

- les modèles de trajectoires en temps réel pour les situations d'urgence;
- les modèles d'évaluation environnementale, pour évaluer les répercussions d'accidents possibles;
- les modèles de gestion stratégique («*war-games*» *models*) pour former les responsables des mesures d'urgence;
- les modèles d'évaluation des incidences sur les écosystèmes régionaux, pour évaluer les répercussions à long terme des marées noires sur les pêcheries, par exemple.

Le SEA a construit deux types de modèles. Le premier (Venkatesh et al., 1981) sert en situation d'urgence et s'exécute sur des mini-ordinateurs déployés dans six centres régionaux du Canada. Le temps de réponse est de l'ordre de quelques minutes, et, en tout temps, on dispose des prévisions du vent pour les 24 prochaines heures. Le modèle tient compte de l'advection de la nappe d'hydrocarbures par les courants dus au vent et par d'autres courants résiduels, ainsi que de l'étalement de la nappe selon l'algorithme de Fay. Le modèle a été mis en situation de déversements réels.

Le second modèle (Hirt et al., 1982), élaboré en collaboration avec le MEP, tient compte des mêmes mécanismes ainsi que des effets du vieillissement dû à l'évaporation, à l'émulsion et à la dilution, pour en venir à une analyse plus fine. Par exemple, la nappe est subdivisée en plusieurs «paquets» pour représenter de façon plus réaliste sa dislocation. Une base de données interactives donne le champ du vent. Les courants de surface sont dérivés des formules de Madsen. Les tests opérationnels ont donné de bonnes prédictions de l'emplacement de la nappe après 24 heures.

Beak a utilisé le modèle UOT (de l'université de Toronto) (voir plus loin) pour le fleuve Mackenzie.

EAG a ajouté des vents variables, sur le plan spatial, au modèle rudimentaire du SEA.

Marsan a construit un modèle des trajectoires où la persistance du vent sert d'intrant spécial pour l'évaluation environnementale. Il en découle des configurations de probabilité. Ce modèle a été appliqué à plusieurs endroits (Hibernia, Nouvelle-Écosse, détroit de Lancaster et rivière des Outaouais). La loi d'advection entre le vent et les courants résiduels a été vérifiée selon des expériences menées avec des dériveurs sur la rivière des Outaouais.

Le groupe MEP a élaboré le modèle SOS, de concert avec le SEA. La modélisation des courants océanographiques, actuellement en cours, tient compte des courants de surface et des courants océaniques profonds. Ce modèle se fonde sur une recherche réalisée à Institut Bedford, en Nouvelle-Écosse. Pour l'évaluation des incidences, on s'attache aux cas les plus critiques.

Roche a construit un modèle d'évaluation de la contamination consécutive à l'échouement d'une nappe d'hydrocarbures sur les battures de l'île d'Orléans. Un modèle des trajectoires a servi au havre de Pointe-Noire, près de Sept-îles, au Québec.

Le modèle UOT a été créé par MacKay et al., (1980). Il tient compte de beaucoup des mécanismes physico-chimiques énumérés au début de la présente section. La nappe est séparée en deux parties (mince et épaisse) pour donner une meilleure représentation de l'étalement, de l'évaporation et de la dispersion. Une formule simple est proposée pour l'émulsion.

Beaucoup de méthodes permettent de prédire le déplacement probable d'une nappe, et les modèles de trajectoires en temps réel deviennent de plus en plus faciles à utiliser, les prévisions du vent étant incorporées automatiquement comme données d'entrée plusieurs heures à l'avance. Cependant, ce qu'il adviendra des hydrocarbures dans le milieu aquatique est plus difficile à déterminer. De rares modèles ont été proposés pour l'évaporation, l'émulsification et la dispersion, mais ils sont encore fortement entachés d'empirisme (Huang, 1983). Les mécanismes tels que l'auto-oxydation, la biodégradation et la sédimentation sont encore mal compris.

MacKay (1984) propose quelques orientations pour la simulation des nappes et pour la présentation des résultats de la modélisation qui permettront de prendre des décisions plus éclairées.

MODÉLISATION DES NAPPES DE GAZ NATUREL LIQUÉFIÉ (GNL)

Cette modélisation peut se subdiviser en trois **étapes**:

- croissance de la nappe, la vitesse d'évaporation étant déterminée;
- étalement du nuage de gaz lourds;
- mélange turbulent des gaz et de l'air, advection du nuage.

Généralement, pour la **première** étape, on se contente d'hypothèses simples. Le modèle SIGMET, tridimensionnel (Havens, 1979; England et *al.*, 1978), décrit les deux dernières étapes, mais nous n'avons obtenu aucun renseignement sur son utilisation au Canada. Acres et Marsan ont travaillé à l'analyse du risque liée au transport du GNL en mer. Marsan a réalisé quelques évaluations simples du déplacement et de l'étalement d'un nuage de méthane à Gros-Cacouna, au Québec.

8. ANALYSE DU RISQUE ET DU CHEMINEMENT

La modélisation dans ce domaine diffère fondamentalement des autres travaux de modélisation: elle n'est pas dynamique, même si l'on peut utiliser des données de modèles dynamiques (ex.: de la qualité de l'eau). Parmi les firmes-conseils interviewées, les suivantes ont utilisé cette technique: Acres, Beak, ESL, Maclaren, Marsan et SENES. Il faut aussi ajouter Hydro-Québec et le ministère de l'Environnement de l'Ontario

MODÈLES DE CHEMINEMENT

Les modèles de cheminement servent à examiner la répartition ou l'accumulation, de contaminants rémanents que l'on retrouve généralement, en fin de compte, chez l'homme. L'accumulation dans un organisme peut ensuite être comparée aux données sur la relation entre la dose et l'effet pour évaluer le risque individuel pour la santé. Les modèles de cheminement critique examinent les doses auxquelles sont soumises les personnes les plus exposées. Le plus souvent, les modèles de cheminement s'appliquent aux radionucléides, mais aussi aux métaux lourds et aux substances organiques toxiques.

Le cheminement d'un contaminant est déterminé, puis des coefficients d'assimilation sont utilisés pour mesurer le transfert d'un chaînon à l'autre de la chaîne alimentaire. Le système de base est habituellement considéré à l'équilibre, sauf pour le modèle de fugacité (Mackay et Patterson, 1982). Dans ce cas, le système n'a pas besoin d'être à l'équilibre et le flux des contaminants est commandé par leur fugacité (ou pression partielle). Les concentrations dans tout le système tendent vers l'équilibre thermodynamique. Ce concept, élaboré par Mackay et *al.*, (1983 a), permet de déterminer la répartition et la persistance des polluants dans l'environnement (atmosphère, eau, sol, sédiments et organismes vivants). Des modèles mathématiques ont été construits pour s'appliquer aux lacs (Mackay et *al.*, 1983) et aux cours d'eau (Mackay et *al.*, 1983 b).

Comme la concentration initiale du contaminant doit être connue préalablement à sa répartition à la faveur de son cheminement, ces modèles sont souvent couplés à des modèles de la dispersion atmosphérique, de la qualité de l'eau ou de la qualité des eaux souterraines, selon les diverses combinaisons possibles, ou en utilisant les données de sortie. Le modèle SENESLRT est un exemple de couplage d'un modèle de cheminement à des modèles de dispersion atmosphérique et du cycle du CO₂. Beak et SENES ont utilisé des modèles de cheminement couplés à des modèles de la qualité de l'eau, tandis que Beak a aussi combiné un modèle de cheminement à un modèle de qualité des eaux souterraines. Le modèle de système CHINTEX de Maclaren a servi à examiner les trois situations.

L'analyse du cheminement est en soi une technique très simple d'utilisation, car elle repose essentiellement sur l'algèbre linéaire. Une firme-conseil utilise un programme de calcul de tableaux financiers pour réaliser ces calculs à l'aide d'un micro-ordinateur.

ANALYSE DU RISQUE ÉPIDÉMIOLOGIQUE

L'analyse du risque épidémiologique repose essentiellement sur des calculs actuariels. On examine généralement la diminution de l'espérance de vie consécutive à l'exposition à une perturbation quelconque de l'environnement. Par exemple, si l'on souhaite connaître le risque, pour la population, qui découlera de l'implantation d'un certain type d'industrie, on pourrait examiner les différences entre les espérances de vie dans d'autres régions entourant le même genre d'usines par rapport à l'espérance de vie de la population en général.

Des études semblables ont été appliquées aux travailleurs d'usines et aux mineurs du secteur de l'uranium aux États-Unis et au Canada, mais nous n'avons pris connaissance d'aucune étude publiée sur l'évaluation des incidences.

ANALYSE DU RISQUE D'ACCIDENT

L'analyse du risque d'accident se fonde aussi sur des calculs actuariels. Au moyen des antécédents observés, directement applicables, ou d'extrapolations d'antécédents indirectement applicables, on calcule la probabilité de certains accidents. Ces probabilités sont ensuite multipliées ou sommées, pour donner une probabilité globale de la survenance d'une certaine série d'accidents.

Un exemple d'un tel calcul est l'évaluation par Marsan du risque lié à l'installation d'un terminal pour transporteurs de GNL à Gros-Cacouna. Dans ce cas précis, on a calculé la probabilité de collision de navires-citernes sur différents segments de leur route. Pour chaque scénario de collision, on a calculé la probabilité d'un incendie par rapport à celle de la formation d'un nuage de vapeur. On a ensuite calculé le risque, pour la population, lié à chaque combinaison des événements susmentionnés, compte tenu de la densité démographique à certaines distances des lieux possibles des accidents.

Bien qu'ils soient algébriquement simples, ces calculs peuvent être très détaillés et monotones. Même si l'on utilise les meilleurs renseignements disponibles, l'estimation de certaines probabilités est entachée d'une forte incertitude, notamment du fait que certains des événements que l'on cherche à prévoir peuvent ne s'être jamais produits,

Tout comme dans l'analyse du cheminement, on peut utiliser les résultats obtenus grâce à d'autres modèles. Dans l'exemple susmentionné, les risques auxquels étaient exposés des éléments de la population se fondaient sur un modèle de dispersion d'une nappe et sur un modèle de la production de chaleur consécutive à l'incendie de la nappe de GNL. Si le risque est calculé pour un rejet accidentel d'une substance dans l'atmosphère, on utilise des modèles de dispersion atmosphérique.

9. MODÈLES BIOLOGIQUES

La très grande majorité des modèles biologiques ont servi à des fins de recherche uniquement, leur emploi dans l'évaluation des incidences environnementales ayant été rare. Cela s'explique du fait que:

- beaucoup de modèles ne peuvent trouver d'applications générales;
- certains ont des besoins prohibitifs de données d'entrée;
- nous n'avons pas assez de renseignements sur certains processus, notamment le flux des matières ou de l'énergie entre différents niveaux trophiques pour les modéliser de façon fiable;
- beaucoup de modèles sont de nature tautologique;
- la confiance que l'on porte dans les modèles biologiques est très faible;
- la plupart des modèles biologiques n'ont pas été validés;
- les personnes compétentes à la fois en biologie et en modélisation sont rares;
- les organismes de réglementation n'ont pas toujours besoin des prédictions quantitatives des incidences sur les composants de l'écosystème.

En outre, même dans les milieux universitaires, on ne s'entend pas sur l'utilité de ces modèles. A cause de ces facteurs restrictifs, peu de firmes-conseils sont enclines à consacrer le temps et l'argent nécessaires à l'élaboration ou à l'utilisation d'un modèle. Dans les évaluations préalables des incidences sur l'environnement de certains travaux qui ont été examinés, les seuls modèles biologiques dynamiques explicitement nommés concernaient la *tordeuse* des bourgeons de l'épinette dans les écosystèmes terrestres ou les bactéries dans les écosystèmes aquatiques.

La modélisation biologique implicite est la plus fréquente. Par exemple, lorsqu'un modèle de la qualité de l'eau porte sur la DBO₅, il y a référence implicite à un modèle des organismes consommateurs d'oxygène. Le cycle du carbone et du phosphore sont d'autres exemples d'une modélisation biologique implicite. Cette modélisation a été utilisée pour presque tous les processus du modèle des variations de la qualité de l'eau de la SEBJ, qui portait sur les conséquences de la décomposition de la végétation et du sol dans le réservoir LG-2. Encore plus loin dans la gamme, on trouve les modèles qui font le bilan des habitats en calculant les variations de l'habitat disponible par rapport aux modifications anthropiques du niveau de l'eau ou de l'utilisation des terres. Les modèles de cheminement peuvent aussi être considérés comme des modèles biologiques implicites, car les organismes vivants font partie (ou se trouvent aux extrémités) des cheminements examinés mais ne sont pas, en soi, nécessairement modélisés. Comme ces types de modèles ont été traités dans d'autres sections, nous nous limiterons aux modèles explicites.

Les modèles explicites sont habituellement segmentés, chaque réservoir étant examiné sur le plan de la biomasse, de l'énergie ou des effectifs. En fait, la biomasse et l'énergie sont équivalentes, la biomasse pouvant être représentée comme de l'énergie potentielle emmagasinée, la respiration et la mortalité naturelle comme de l'entropie, la consommation de nourriture (carnée et végétale) comme un transfert d'énergie, etc. Dans ces deux façons de voir la réalité, les populations sont considérées comme homogènes. Un exemple de modèle de la biomasse est le modèle du phytoplancton de la SEBJ pour le réservoir LG-2.

Lorsqu'on utilise des effectifs, on organise généralement la population en structure d'âge (ex.: adultes et non adultes). En outre, on examine la répartition des classes d'âge dans le temps. Un exemple de ce type est le modèle de la *tordeuse* des bourgeons de l'épinette pour le Nouveau-Brunswick (Groupe de travail, 1976) et le modèle de **Marsan** pour le Québec.

VARIANTES

Les modèles biologiques peuvent être répartis grossièrement en deux catégories selon la nature des résultats: quantitatifs ou quasi-quantitatifs. Les modèles quantitatifs sont destinés à donner des prédictions précises, alors que les modèles quasi-quantitatifs sont plutôt destinés à donner des prédictions relatives: parfois, ces prédictions ne constituent d'ailleurs pas la destination réelle de ces modèles. Ces deux types ne sont pas clairement tranchés, car certains modèles quasi-quantitatifs peuvent donner des résultats assez précis.

Modèles quantitatifs

L'utilisation des modèles quantitatifs pour la prédiction des incidences biologiques a été beaucoup moins fréquente que pour d'autres aspects de l'environnement. La plupart des travaux réalisés ont porté sur les systèmes aquatiques. Les modèles étaient alors reliés en tout ou en partie à des modèles de la qualité de l'eau. Les variables typiques sont les bactéries (habituellement les coliformes), la productivité primaire, la chlorophylle-a ou le phytoplancton, le zooplancton et le poisson. La plupart de ces modèles ont été construits à des fins de recherche, mais certains ont été utilisés par le CCEI, la SEBJ et par Beak.

Modèles quasi-quantitatifs

Les modèles quasi-quantitatifs ont été utilisés, dans une certaine mesure, pour l'évaluation des incidences, notamment par Environmental and Social Systems Analysts Ltd. (ESSA) et associés, à l'université de la Colombie-Britannique, dans un exercice appelé évaluation environnementale adaptative. Les exemples d'emploi de ces modèles comprennent la gestion des pêcheries de saumon de la Colombie-Britannique, la planification de l'étude du delta du Mackenzie (mise en valeur de la rivière Liard) et la répression de la *tordeuse* des bourgeons de l'épinette au Nouveau-Brunswick. Ce dernier modèle a été appliqué au Québec par **Marsan**. Ces modèles servent à

une évaluation relative des incidences de diverses politiques ou parfois à des applications heuristiques, c'est-à-dire qui proposent des types possibles de répercussions et orientent en conséquence la recherche sur ces pistes.

Les modèles quasi-quantitatifs s'appuient sur le fait que les renseignements et les détails exigés pour des prédictions précises sont souvent d'obtention impossible ou difficile, mais que, au moyen des renseignements quantitatifs, fonctionnels et empiriques dont on dispose, on peut simuler en partie le comportement général du système. Lorsque des renseignements et des données supplémentaires deviennent disponibles, on les entre dans le modèle, de sorte que l'analyse de sensibilité peut servir à orienter la cueillette d'informations.

TYPES DE COMMUNAUTÉS

Modèles du milieu aquatique

Les instituts de recherche et les universités ont construit un grand nombre de modèles des chaînes trophiques en milieu aquatique, qui n'ont cependant été que rarement appliqués à l'évaluation environnementale au Canada. Ces modèles ont été appliqués aux Grands Lacs (CCEI) et au réservoir LG-2 (SEBJ). Norecol a utilisé le modèle MINI-CLEANER. Ces modèles sont habituellement couplés à des modèles de qualité de l'eau et du transport ou, du moins, ils exigent comme paramètres d'entrée les débits et les variables de la qualité de l'eau (ex.: température, teneur en oxygène, en phosphore, en azote, etc.). Tous ces modèles sont d'une structure semblable et font l'objet d'un examen général dans Jorgensen (1980) et Platt *et al.* (1981).

Des modèles dynamiques ont servi à comparer différents scénarios de gestion et d'exploitation des stocks pélagiques de poissons, notamment en Colombie-Britannique (Holling, 1978). Ces modèles se fondent habituellement sur les effectifs, la structure de l'âge dans les populations étant explicite. Le degré d'exploitation et de gestion en pisciculture sont les principales influences que l'on compare, et les facteurs qui ne sont pas d'intérêt primordial sont considérés comme constants. Ces modèles des stocks halieutiques diffèrent, quant à la représentation spatiale, des autres modèles du milieu aquatique à cause du fort degré de mobilité du poisson.

Modèles du milieu terrestre

Les modèles du milieu terrestre peuvent porter sur l'examen d'une ou de plusieurs espèces, et, parfois, groupent diverses espèces dans un petit nombre de réservoirs. Ainsi en est-il du modèle de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Holling, 1978; Marsan et Coupal, 1981). La dynamique des populations de tordeuses et l'accroissement forestier, de même que leurs effets l'un sur l'autre, sont reproduits par un modèle unique. On y superpose des scénarios de gestion forestière et de traitements insecticides pour évaluer l'évolution du système. D'autres exemples sont le modèle d'ESSA pour l'évaluation du rythme d'exploitation des animaux à fourrure et des ongulés. Un modèle construit par l'U.S. Fish and Game Service sert à évaluer les effets, sur la densité des effectifs des oiseaux nuisibles dans le nord des États-Unis et au Canada,

des mesures de lutte appliquées dans leurs aires d'hivernage du sud des États-Unis.

PROBLÈMES CONCERNANT LES DONNÉES

La modélisation quantitative des systèmes aquatiques a souffert de la faible qualité des données sur lesquelles elle repose. Ainsi, la répartition du plancton est plutôt discontinue, ce qui diminue la fiabilité de l'estimation de la densité. Ce caractère discontinu est posé comme extrême dans les communautés benthiques, et même les modèles de recherche ont eu tendance à le négliger. La production de macrophytes sur les sédiments est relativement facile à échantillonner, mais la biomasse des racines est plus difficile à estimer. Les bactéries, dont la biomasse est souvent négligeable mais qui convertissent la plus grande quantité brute de matières, sont souvent négligées, sauf, par exemple, dans les études de Beak pour l'évaluation du traitement des eaux usées. Les espèces de poissons d'importance commerciale sont les éléments les mieux connus des systèmes aquatiques, en raison des gros efforts de cueillette de données qu'on a consentis en vue de leur gestion.

Les modèles des milieux terrestres sont plus gravement touchés que les modèles du milieu aquatique par la pauvreté des données. Une explication importante de ce fait réside en ce que les systèmes d'eau douce ont des limites fixes et que les échanges de population au travers de ces limites sont restreints et mesurables (ex.: la densité du plancton dans l'eau entrant dans un lac). Au contraire, les milieux terrestres possèdent rarement des limites aussi rigides. Les animaux, notamment les oiseaux, sont très mobiles et leurs déplacements peuvent être difficiles à mesurer. (Bien entendu, on peut faire la même affirmation à l'égard des déplacements des poissons pélagiques.) À mesure que l'échelle spatiale augmente, cette difficulté est réduite, mais l'estimation précise des populations devient plus difficile. Naturellement, de tels problèmes ne se posent pas dans les modèles du milieu forestier.

VALIDATION DES MODÈLES

La validation générale des modèles biologiques a été peu poussée jusqu'à maintenant. Beaucoup de modèles ne peuvent tout simplement pas être validés au sens le plus strict du terme parce que les résultats obtenus sont trop généraux pour être comparés à des données précises. Très souvent, ces modèles ne sont d'ailleurs pas destinés à être validés. Quelques-uns concernent une période de temps si longue que toute validation est rendue impossible à moins qu'il ne se soit écoulé au moins une décennie après qu'on ait fait les prédictions.

Même dans les quelques études où l'on a tenté une validation, les résultats n'ont pas été concluants. Ainsi en est-il d'une étude réalisée au moyen d'une variante du modèle CLEANER (Collins, 1980). Un modèle complexe traitant de la dynamique du plancton a alors été étalonné au moyen de données recueillies sur une période d'un an dans un lac. Il a par la suite été appliqué (encore une fois sur une période d'un an) à un autre lac. Comme les prédictions du modèle ne différaient pas

beaucoup des observations faites dans le deuxième lac, le modèle et les paramètres associés ont été considérés comme validés. Cependant, cette façon de procéder pose deux problèmes: un an de cueillette de données peut ne pas suffire pour une bonne estimation des paramètres (Simons et Lam, 1980). En outre, **même** lorsque les paramètres ont été estimés au moyen d'une **série** de données chronologiquement longue, l'application du même modèle et des mêmes données à une autre station pour une période d'un an seulement peut ne pas permettre de constater d'écart par rapport aux observations. Si l'application était étendue sur une période plus longue, les écarts deviendraient plus visibles (Morrison et al., 1985).

Même si un modèle a été soumis à une validation rigoureuse, des problèmes peuvent subsister. Un modèle valide pour un système soumis à des perturbations limitées ou nulles peut ne pas convenir à un système fortement perturbé.

Le problème de la validation est déterminant car la confiance dans les résultats d'un modèle est directement proportionnelle à sa validité. Ce n'est que pour un petit nombre de projets que la surveillance ultérieure s'est étendue sur une période qui a permis la validation des modèles. À cette situation on n'entrevoit pas d'amélioration tant que les promoteurs ne seront pas astreints à une surveillance prolongée des effets consécutifs à la réalisation de leurs projets. Le problème de la surveillance n'est cependant pas unique aux modèles biologiques.

CONCLUSIONS

L'application des modèles biologiques quantitatifs n'est pas à la hausse. Les firmes-conseils interrogées ont fait valoir que plutôt que de s'embarrasser de la cueillette de données et de la conception de modèles, elles étaient plus enclines à utiliser un modèle empirique (ex.: le modèle de la production halieutique de Ryder) ou de **présenter** des prédictions **physico-chimiques** aux biologistes pour la prédiction qualitative des répercussions sur les organismes vivants. Cette situation n'est pas unique au Canada, car elle a été observée ailleurs par ERL (1984), qui conclut:

*Dans l'état actuel de nos connaissances de l'influence de certaines activités sur /es plantes et /es animaux et compte tenu de la masse de ressources qu'exigent les quelques modèles actuels, il n'existe pas de modèles mathématiques pour **prédire**, dans le cadre de la plupart des évaluations environnementales, les effets que subiront les plantes et les animaux. Par conséquent, il n'est pas pratique de les utiliser.*

Toutefois, il semble que le recours aux modèles quasi-quantitatifs s'accroît. Ces modèles ne sont toutefois pas destinés à la prédiction des répercussions, mais plutôt à aider à la formulation d'une politique, à la planification ou aux deux. Ces modèles peuvent devenir plus quantitatifs à mesure que l'on tient compte de renseignements et de données de meilleure qualité.

10. CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Nous avons décrit les modèles **mathématiques** selon un ordre logique. Durant une évaluation environnementale, il est courant de réunir des modèles de natures différentes. Dans l'annexe B, on trouvera la liste de 14 études où les modèles ont joué un rôle essentiel. Cependant, il faut reconnaître que plusieurs problèmes se posent lors de leur utilisation. Les utilisateurs consultés ont souligné les points décrits ci-dessous.

Il est habituel, chez les firmes-conseils, de penser aux modèles mathématiques durant une évaluation des incidences **environnementales**. Cependant, il n'est pas toujours nécessaire pour elles de recourir à des modèles très complexes. Souvent même, la simplicité est souhaitable.

Les **résultats** obtenus par les modèles découlent des hypothèses posées au moment de la rédaction des équations fondamentales. Dans beaucoup de modèles, la formulation des mécanismes physico-chimiques est entachée d'un certain degré d'incertitude. Ainsi, la modélisation mathématique des réservoirs La Grande a permis l'évaluation de la réponse dynamique du plancton et du poisson à l'érection des barrages. Cependant, personne n'avait songé que les concentrations de mercure dans ces nouveaux réservoirs pourraient constituer un problème grave. C'est pourquoi le mercure n'a pas été considéré aux débuts de l'étude comme un paramètre du système. À la fin de l'étude, il est toutefois apparu comme un motif de préoccupations graves.

Les résultats des modèles sont déterminés par les données disponibles, mais la cueillette de ces dernières peut se révéler difficile. Parfois, la sensibilité des appareils de détection est trop faible. L'exemple que nous venons de voir montre bien la nécessité d'une surveillance continue d'un nombre maximal de paramètres. Dans ce domaine, les stations automatiques éloignées ainsi que la télédétection pourraient jouer un rôle précieux. Grâce aux modèles mathématiques, on peut réduire le nombre de stations et analyser les données recueillies. Le nombre excessif des stations ainsi que le mauvais choix de leur emplacement proviennent parfois du fait que les études préparatoires ont été réalisées par différentes autorités ou différents organismes publics. Si les mesures étaient intégrées, on pourrait alors constituer de bonnes bases de données.

Très peu d'efforts ont été consacrés à la validation des modèles mathématiques, car les promoteurs d'un projet ne s'y intéressent généralement pas. Cependant, beaucoup d'évaluations environnementales aboutissent à l'imposition de programmes de surveillance aux promoteurs. Les données sont recueillies, mais elles ne sont pas toujours utilisées.

Les modèles physiques et mathématiques peuvent être compatibles. Ainsi, un modèle mathématique étalonné au moyen d'un modèle physique peut être validé directement sur place sans réglage des paramètres.

Les modèles mathématiques sont aussi compatibles entre eux. L'INRS-Eau en a présenté un bon exemple. On a utilisé un modèle hydrologique ayant été validé pendant plusieurs années au moyen du même ensemble de paramètres. Puis, lorsqu'il a fallu décrire la qualité de l'eau, il s'est révélé nécessaire de modifier l'étalonnage que l'on avait cru correct jusqu'à ce moment.

Les modèles biologiques ne se construisent pas comme les modèles physico-chimiques. Les systèmes biologiques sont plus difficiles à simuler, à cause de leur nature complexe. En outre, il est souvent ressorti des entrevues que les programmes universitaires en biologie n'insistaient pas assez sur les mathématiques.

Pour conclure, nous soulevons quelques points importants:

- La plupart du temps, le concepteur d'un modèle doit suivre la démarche schématisée à la figure 2. Une étude peut devoir faire appel à plusieurs applications de modèles de complexité croissante. Chaque modèle intermédiaire donne des indications qui peuvent servir à vérifier un modèle suivant plus complexe. Comme nous l'avons exposé, un modèle simple peut aider à définir les conditions aux limites d'un modèle plus complexe.
- Il faut avoir une meilleure confiance dans les modèles. La perception d'un danger par le public ne correspond pas toujours à la réalité de ce danger. Il est bien connu qu'on craint davantage les centrales nucléaires que la cigarette ou les dangers de la route. Pour augmenter la crédibilité des modèles, plusieurs solutions sont envisageables:
 - validation des répercussions prévues au moyen d'études antérieures et suivi des projets grâce à des programmes de surveillance;
 - comparaison des modèles physiques et mathématiques;
 - comparaison des divers modèles mathématiques du même domaine. Ainsi, l'Organisation météorologique mondiale compare dix modèles hydrologiques dans sept pays. Les résultats seront publiés à la fin de l'année 1987, accompagnés d'une description détaillée de chaque modèle;
 - il pourrait être demandé aux firmes-conseils de publier la documentation complète sur le modèle mathématique qu'elles utilisent pour l'évaluation des répercussions; des spécialistes de l'extérieur et d'autres firmes-conseils seraient alors en mesure d'évaluer le travail accompli;
 - les universités pourraient enseigner davantage les mathématiques aux biologistes.

RÉFÉRENCES

- André Marsan et Associés. 1982. *Comparison of Predicted and Measured Ground Level Concentrations of Gaseous Fluoride at the Aluminum Smelter of Intalco Aluminum Corporation*. André Marsan et Associés, Montréal, Québec.
- Baldasano, J.M., M. de Broissia et B. Coupal. 1981a. Temperature profiles of the Desaulniers Reservoir: A comparative study of experimental data and predictions by a model. In *Simulating the Environmental Impact of a Large Hydroelectric Project* (N. Therien, ed.) Simulation Proceedings Series, vol. 9, no. 2. La Jolla, Calif.: Society for Computer Simulation.
- Baldasano, J.M., M. de Broissia et B. Coupal. 1981 b. Simulation of dissolved oxygen concentration in a reservoir. In *Simulating the Environmental Impact of a Large Hydroelectric Project* (N. Therien, ed.) Simulation Proceedings Series, vol. 9, no. 2. La Jolla, Calif.: Society for Computer Simulation.
- Beanlands, G.E., and P.N. Duinker. 1983. *Un cadre écologique pour l'évaluation environnementale au Canada*. Institute for Resource and Environmental Studies, Dalhousie University, Halifax, Nouvelle-Écosse; Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales, Hull, Québec.
- Bertrand, B., B. Coupal, M. de Broissia et A. Paré. 1981. Hydrological model of the basin of the Desaulniers Reservoir. In *Simulating the Environmental Impact of a Large Hydroelectric Project* (N. Therien, ed.) Simulation Proceedings Series, vol. 9, no. 2. La Jolla, Calif.: Society for Computer Simulation.
- Bilodeau, L. 1982. Modélisation numérique de l'estuaire de la Petite Rivière à la Baleine. *Comptes rendus du séminaire sur la modélisation hydraulique*, vol. 2, p. H-1 à H-88. Société canadienne de génie civil et SEBJ, Hydro-Québec, Montréal.
- Bukata, R.P. et A.G. Bobba. 1984. Determination of diffusion coefficients associated with the transport of 210 Pb radionuclides in lake bed sediments. *Environmental Geology* 5: 133-141.
- Chambers, D.B., D.W. Hopper et J. P. Jarrell. 1983. Air Quality Model Validation Study. Présenté à la réunion annuelle de Air Pollution Control Association, Atlanta, Georgia, juin 1983.
- Cluis, D. et H. Durocher. 1976. Etude intégrée de la qualité des eaux des bassins versants des rivières Saint-François et Yamaska. Vol. 3. INRS-Eau/MRN (Ministère des Ressources naturelles), Québec.
- Cochet, J.F., G. Dhatt, G. Hubert, Y. Ouellet et J.L. Robert. 1982. Modélisation d'écoulements et de diffusion par éléments finis à deux et trois dimensions. In *Comptes rendus du séminaire sur la modélisation hydraulique*, vol. 2, p. F-1 à F-29. Société canadienne de génie civil et SEBJ, Hydro-Québec, Montréal.
- Collins, C.D. 1980. Formulation and validation of a mathematical model of phytoplankton growth. *Ecology* 61: 639-649.
- Couillard, D. et D.A. Cluis. 1980a. Estimation of the downstream river water quality with a pollution land-use data bank. *Water Supply and Management* 4: 263-268.
- Couillard, D. et D.A. Cluis. 1980b. Generation of polluting loads within river basins. *Water Research* 14: 162-163.
- De Broissia, M., J.M. Baldasano et B. Coupal. 1981a. Modelling the formation and melting of ice cover. In *Simulating the Environmental Impact of a Large Hydroelectric Project* (N. Therien, ed.) Simulation Proceedings Series, vol. 9, no. 2. La Jolla, Calif.: Society for Computer Simulation.
- De Broissia, M., B. Marcos et B. Coupal. 1981 b. Prediction of the concentrations of nutrients in reservoirs. In *Simulating the Environmental Impact of a Large Hydroelectric Project* (N. Therien, ed.) Simulation Proceedings Series, vol. 9, no. 2. La Jolla, Calif.: Society for Computer Simulation.
- Dupuis, P. et Y. Ouellet. 1981. *Régime hydrodynamique de l'estuaire de la rivière Eastmain*. Programme de recherche sur l'estuaire de la rivière Eastmain (Baie James), Université Laval, Québec.
- England, W.G., L.H. Teuscher, L.E. Hauser et B.E. Freeman. 1978. *Atmospheric Dispersion of Liquefied Natural Gas Vapour Clouds Using SIGNMET, A Three-Dimensional Time-Dependent Hydrodynamic Computer Mode*. Comptes rendus de 1978 Heat Transfer and Fluids Mechanics Institute, Washington State University, Pullman, Washington.
- ERL. 1984. *Prediction in EIA*. Rapport préparé pour le ministère du Logement public, de la Planification et de l'Environnement et du ministère de l'Agriculture et des Pêches, Gouvernement des Pays-Bas.
- ESSA. 1982. *Review and Evaluation of Adaptive Environmental Assessment and Management*. Environnement Canada, Ottawa.
- Fabrick, A.J., R.C. Sklarew et J.C. Wilson. 1977. *Point Source Modelling: State-of-the-Art Assessment of Computer Simulation of Localized Air Pollutant Emissions*. West Lake Village, Calif.: Form & Substance, Inc.
- Forrester, J.W. 1971. *World Dynamics*. Cambridge, Mass.: Wright-Allen Press.
- Frenkiel, F. et D.W. Goodall (eds.) 1978. *Simulation Modelling of Environmental Problems*. New York: John Wiley & Sons.

- Groupe de travail. 1976. Report of the *Task force for Evaluation of Budworm Control Alternatives*. Préparé pour le Cabinet Committee on Economic Development, Province du Nouveau-Brunswick, Frédéricton, Nouveau-Brunswick.
- Halbert, B.E., et B.G. Ibbotson, et J.M. Scharer. 1980. Development and application of a water quality model for use in an environmental assessment. *Water Poll. Res. J. of Canada* 15: 59-72.
- Halbert, B.E., J.M. Scharer, J.L. Chakravatti et E. Barnes. 1982. Modelling of the Upperwater Disposal of Uranium Mine Tailings in Elliot Lake. Présenté à International Symposium on Management of Wastes from Uranium Mining and Milling, Albuquerque, New Mexico, 1 O-14 mai 1982.
- Hanna, S.R., G.A. Briggs, et R.P. Hosker. 1982. *Handbook on Atmospheric Diffusion*. Technical Information Centre, U.S. Department of Energy, Washington, D.C.
- Harris, R.C. 1982. *A Water Quality Model/ Simulation of the Proposed Little Jackfish River Mile 72.5 Reservoir*. Environmental Studies and Assessments Department, Report No. 82496, Ontario Hydro.
- Havens, J.A. 1979. *A Description and Assessment of the SIGMET LNG Vapor Dispersion Model*. U.S. Coast Guard Report CG-M-3-79.
- Hilst, G.R., F.I. Badgley, J.E. Yocom, et N.E. Bowne. 1967. *The Development of a Simulation Model/ for Air Pollution over Connecticut*, vol. 2. The Travelers Research Center, Inc., Hartford, Connecticut.
- Hirt, M., S. Venkatesh, et V.R. Neralla. 1982. System for oil spill motion prediction (SOS), operational evaluation, St. John's experimental spill. In *Proceedings of the Fifth Arctic Manne Oil Spill Program*, Technical Seminar, Edmonton, Alberta, 15-17 juin 1982.
- Holling, C.S. (ed.) 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. New York: John Wiley & Sons.
- Holloran, M. 1982. Model for instream regulation of radioisotopes and heavy metals in riverine waters subjected to a uranium mill discharge. *Hydrobiologia* 9 1: 175- 188.
- Hopper, D.W., et D.B. Chambers. 1983. *Accident Dispersion Modelling: A Simplified Approach*. SENES Consultants Limited, Willowdale, Ontario.
- Huang, J.C. 1983. *A Review of the State-of-the-Art of Oil Spill Fate/Behaviour Mode/s*. Comptes rendus de la 1983 Oil Spill Conference, American Petroleum Institute, Washington, D.C.
- Intera. 1980. *Validation and Sensitivity Studies on the Gaussian Frequency Distribution Model/*. Intera Technologies Ltd., Calgary, Alberta.
- Jorgensen, S.E. 1980. *Lake Management*. Oxford: Pergamon Press.
- Karplus, W.J. 1983. The spectrum of mathematical models. *Perspectives in Computing*. 3: 4- 13.
- Kolomeychuk, R. J. 1983. Water quality modelling of a shallow reservoir and resulting management implications. In *River Basin Management: Canadian Experiences* (B. Mitchell et J.S. Gardner, eds.) Dept. of Geography, University of Waterloo.
- Krishnappan, B.G. 198 1. *Unsteady, Non-uniform, Mobile Boundary Flow Model: MOBED Users Manual*. Centre canadien des eaux intérieures (CCEI), Burlington, Ontario.
- Krishnappan, B.G. 1983. Dispersion of Dredged Spoil when Dumped in Deep Water: The Krishnappan Model. Présenté au Workshop on Drilling Fluid Dispersion Models, Santa Barbara, California, février 1983.
- Krishnappan, B.G. 1984a. Modelling of Unsteady Flows in Alluvial Streams. Présenté au Centre canadien des eaux intérieures (CCEI), Burlington, Ontario.
- Krishnappan, B.G. 1984b. *MOBED vs HEC-6: A Comparative Study*. Centre canadien des eaux intérieures, Burlington, Ontario.
- Lam, D.C.L. 1978. Simulation of water circulations and chloride transports in Lake Superior for summer 1973. *J. Great Lakes Research* décembre: 343-349.
- Lam, D.C.L. 1982. Finite element analysis of horizontal and vertical turbulent diffusion problems in lakes. *Advances in Water Resources*. 5.
- Lam, D.C.L., C.R. Murphy et K.C. Miners. 1981. An inverse problem approach to modelling coastal effluent plumes. *Advances in Water Resources* 4.
- Lam, D.C.L., W.M. Schertzer et A.S. Fraser. 1983. *Simulation of Lake Erie Water Quality Responses in Loading and Weather Variations*. Séries Scientifiques, n° 134, Institut national de recherche sur les eaux, CCEI, Burlington, Ontario.
- Lau, Y.L. et B.G. Krishnappan. 1981a. Modelling tranverse mixing in natural streams. *Journal of the Hydraulics Division* 107: 209-226.
- Lau, Y.L. et B.G. Krishnappan. 1981 b. Ice cover effects on stream flows and mixing. *Journal of the Hydraulics Division* 107: 1225-1242.
- Leconte, R., M. de Broissia et B. Coupal. 1984. Modélisation du régime hydrologique d'un grand bassin versant en région subarctique. In *Simulation numérique appliquée au domaine de la ressource hydrique*, Québec.
- Mackay, D. 1984. Uses and Abuses of Oil Spill Models. In *Arctic Marine Oilspill Program, Technical Seminar*, Environment Canada, SPE, Edmonton, juin 1984.
- Mackay, D., M. Joy et S. Patterson. 1983a. A quantitative water, air, sediment interaction (QWASI) fugacity model for describing the fate of chemicals in lakes. *Chemosphere* 12: 98 I-997.

- Mackay, D. et S. Patterson. 1982. Fugacity revisited. *Environ. Sci. Technol.* 16.
- Mackay, D., S. Patterson et M. Joy. 1983a. Application of fugacity models to the estimation of chemical distribution and persistence in the environment. In *Fate of Chemicals in the Environment* (R.L. Swann et A. Eschenroeder, eds.) American Chemical Society, Washington, D.C.
- Mackay, D., S. Patterson et M. Joy. 1983b. A quantitative water, air, sediment interaction (QWASI) fugacity model for describing the fate of chemicals in rivers. *Chemosphere* 12: 1193-1208.
- Mackay, D., S. Patterson et K. Trudel. 1980. *A Mathematical Mode/ of Oil Spill Behavior*. Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa.
- Mackay, D., W. Stiver et P.A. Tebeau. 1983. Testing of Crude Oils and Petroleum Products for Environmental Purposes. In *Proceedings of the 1983 Oil Spill Conference*. American Petroleum Institute, Washington, D.C.
- MacLaren Plansearch. 1984. *Environmental Impact Assessment: Proposed Aluminum Reduction Plant, Vanderhoof, British Columbia*, vol. 2, Appendices. MacLaren Plansearch, Toronto, Ontario.
- Marche, C. et M. Gaudette. 1982. DRAIN et CAFE, deux modèles de simulation hydraulique par éléments finis. In *Comptes rendus du séminaire sur la modélisation hydraulique*, vol. 1, p. C-1 à C-31. Société canadienne de génie civil et SEBJ, Hydro-Québec, Montréal.
- Marcotte, N. 1981a. Modification du régime thermique des rivières consécutives aux aménagements. *Eau du Québec* 14: 124-127.
- Marcotte, N. 1981 b. Régime thermique et régime des glaces en rivière, étude de cas. In *Symposium international sur la glace de l'AI RH*.
- Marcotte, N. et V.L. Duong. 1973. Le calcul de la température de l'eau des rivières. *Journal of Hydroiogy* 18: 273-287.
- Marcotte, N., T.T. Quach, L. Aubin et J.G. Dussault. 1977. Régime thermique des écoulements dans les régions nordiques. Présenté à la 3^e Conférence d'hydrotechnique, Québec.
- Marcotte, N., T.T. Quach et J.G. Dussault. 1977. Modélisation du régime thermique des réservoirs. Présenté au 17^e congrès de l'Association internationale de recherches hydrauliques, Baden-Baden, Allemagne.
- Marsan, A. et B. Coupal. 1981. The role of mathematical models in assessing environmental impacts. In *Simulating the Environmental impact of a Large Hydroelectric Project* (N. Therien, ed.) Simulation Proceedings Series, vol. 9, no. 2. La Jolla, Calif.: Society for Computer Simulation.
- McLeod, J. 1982. *Computer Modeling and Simulation: Princip/es of Good Practice*. Simulation Series, vol. 1, no. 2. La Jolla, Calif.: Society for Computer Simulation.
- McMahon, T.A., P.J. Denison et R. Flemming. 1976. A long-distance air pollution transportation model incorporating washout and dry deposition components. *Atmospheric Environment* 10: 75 1-76 1.
- Misra, P.K. 1982a. Dispersion of non-buoyant particles inside a convective boundary layer. *Atmospheric Environment* 16: 239-243.
- Misra, P.K. 1982b. Modelling continuous fumigation of Nanticoke generating station plume. *Atmospheric Environment* 16: 479-489.
- Morin, G. 1982. Prévion des crues à l'aide du modèle hydrologique CEQUEAU. In *Comptes rendus du séminaire sur la modélisation hydraulique*, vol. 2, p. G-1 à G-29. Société canadienne de génie civil et SEBJ, Hydro-Québec, Montréal.
- Morin, G., D. Cluis, D. Couillard, H.G. Jones et J.M. Gauthier. 1963a. *Modélisation des solides dissous à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU*. Rapport n° 160, INRS-Eau, Québec.
- Morin, G., D. Cluis, D. Couillard, H.G. Jones et J.M. Gauthier. 1983b. *Modélisation de la température de l'eau à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU*. Rapport n° 153, INRS-Eau, Québec.
- Morin, G., D. Cluis, D. Couillard, H.G. Jones et J.M. Gauthier. 1983c. *Modélisation des solides en suspension à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU*. Rapport n° 154, INRS-Eau, Québec.
- Morrison, K.A., N. Therien et B. Marcos. 1985. Nutrient Limitation Formulations in Phytoplankton Models: II — Application of Four Different Formulations. Manuscript, Département de génie chimique, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec.
- Munn, R.E. (ed.) 1977. *Environmental impact Assessment: Princip/es and Procedures*. Toronto: SCOPE.
- Munn, R.E. 1983. Atmospheric Dispersion from a Point Source Over Very Long Times. Rapport contractuel à EA CL, Whiteshell, Manitoba.
- Ouellet, Y. et J.L. Robert. 1980. *Étude du régime hydrodynamique de l'estuaire du Kuujuaq à l'aide d'un modèle mathématique*. Rapport n° GCT-80-02, SEBJ, Montréal.
- Ouellet, Y. et Y. Ropars. 1979. *influence de la réduction du débit d'eau douce sur la propagation de la marée et la répartition de la salinité dans la rivière Koksoak à l'aide d'un modèle mathématique unidimensionnel aux différences finies*. Rapport n° GCT-79-05, préparé pour SEBJ, juin 1979.
- Ouellet, Y. et Y. Ropars. 1980. Modèle mathématique de la rivière Koksoak. *Can. J. Civ. Eng.* 7: 477-49 1.
- Ouellet, Y. et al. 1983. Méthodologie d'étude des effets de la régularisation des apports d'eau douce sur les régimes physiques de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent.

- Rapport n° CRE 83-01. Centre de recherches sur l'eau. Université Laval, Québec.
- Park, R.A. 1982. Realism in ecosystems models. *Perspectives in Computing* 2.
- Platt, T., K.H. Mann et R.E. Ulanowicz. 1981. *Mathematical Mode/s in Biological Oceanography*. Paris: Unesco Press.
- Reid, J.D. (ed.) 1979a. *Proceedings of a Meeting on Systemization of Gaussian Dispersion for Canada*. Rapport AQRB-80-004-L, Service de l'environnement atmosphérique, Environnement Canada, Ottawa.
- Reid, J.D. 1979b. Markov chain simulation of vertical dispersion in the neutral surface layer for surface and elevated releases. *Boundary Layers Meteorol.* 16: 3-22.
- Schneeberger, C.E., C. Marche et T.T. Quach. 1982. La propagation des contaminants dans les eaux souterraines. In *Comptes rendus du séminaire sur la modélisation hydraulique, vol. 2*, p. K-1 to K-37. Société canadienne de génie civil et SEBJ, Hydro-Québec, Montréal.
- Shenfeld, L., D. Yap, T.S. Wong et N.E. Bowne. 1977. Six-Year Experience with a Working Air Resources Model. Présenté au 70th Annual Meeting of the Air Pollution Control Association, Toronto, Ontario, 2-24 juin 1977.
- Simons, T.J. 1982. Circulation models of lakes. In *Comptes rendus du séminaire sur la modélisation hydraulique, vol. 2*, p. I-1 à I-16. Société canadienne de génie civil et SEBJ, Hydro-Québec, Montréal.
- Simons, T.J. et D.C.L. Lam. 1980. Some limitations of water quality models for large lakes: A case study of Lake Ontario. *Water Resources Research* 16: 105- 116.
- Summers, P.W. 1967. An urban heat island model: Its role in air pollution problems with applications to Montreal. In *Comptes rendus de la première conférence canadienne sur la micrométéorologie*, Conseil national de la recherche, Ottawa.
- Sydor, M. 1982. Modèle hydrodynamique bidimensionnel, application au lac St-Louis. In *Comptes rendus du séminaire sur la modélisation hydraulique, vol. 1*, p. D-1 à D-21. Société canadienne de génie civil et SEBJ, Hydro-Québec, Montréal.
- Taft, M.I. 1965. The conservation equations: A systematic look. *Journal of Hydrology* 3: 16 1- 179.
- Tessier, A., P.G.C. Campbell, J.C. Auclair, M. Bisson et H. Boucher. 1983. Evaluation de l'impact de rejets miniers sur des organismes biologiques. Rapport no. 146, INRS-Eau, Québec.
- Tessier, A., P.G.C. Campbell et M. Bisson. 1980. Trace metal speciation in the Yamaska and St-François Rivers (Québec). *Can. J. of Earth Sciences.* 17: 90- 105.
- Venkatesh, S., V.R. Neralla, E.C. Jarvis, R.G. Jessup et B. de Lorenzis. 1981. A Numerical Model for Predicting the Movement of Oil Slicks. Internal report no. MSRB 81-2, Service de l'environnement atmosphérique, Environnement Canada, Ottawa.
- Venkatram, A. 1982. *Short-Range Short-Term Fumigation Mode/ for the Inco Superstack*. Sudbury Environmental Study, SES 013182, Environnement Canada, Ottawa.

ANNEXE A

ENTREVUES

GROUPES	PERSONNES RENCONTREES	DATE	OBJET DE LA DISCUSSION
SEA (Toronto)	A.K.Lo	84-04-05	qualité de l'air
	S.M. Daggupaty	84-04-05	qualité de l'air
	M. Philipps	84-04-05	qualité de l'air
	I.D. Rutherford	84-04-05	déplacement d'une nappe d'hydrocarbures
	S. Venkatesh	84-04-05	déplacement d'une nappe d'hydrocarbures
Acres (Niagara Falls)	David Judge	84-04-30	hydrologie et qualité de l'eau
	I.K. Hill	84-04-30	renseignements généraux
	Tom Lavender	84-04-30	renseignements généraux
	Ed Skiba	84-04-30	hydrodynamique et qualité des eaux souterraines
	Gary Struggins John Walker	84-04-30	qualité de l'air
BC Hydro 'Vancouver	A. Brotherston	Mai 84 (*)	qualité de l'air
Beak (Toronto)	Michael Holloran	84-04-06	renseignements généraux
CCEI (Burlington)	D.C.L. Lam	84-04-30	hydrodynamique et qualité de l'eau
Centreau (Québec)	Y.L. Lau	84-04-30	érosion, sédimentation
	Yvan Ouellet	84-04-17	hydrodynamique et qualité de l'eau
CONCONRD SCIENTIFIC (Toronto)	J. Hunt	84-05-01	qualité de l'air
ENVIRCON (Vancouver)	B. Jenkins	Mai 1984 (*)	renseignements généraux
Environmental Applications Group (EAG) (Toronto)	R. Kolomeychuk	84-05-01	qualité de l'air et de l'eau
Environmental Sciences Ltd. (ESL) (Vancouver)	T. Jandali	Mai 1984 (*)	qualité de l'air
ESSA (Vancouver)	R.R. Everitt	Mai 1984 (*)	modélisation écologique
Hydro-Québec (Montréal)	J.C. Tessier	84-04-26	renseignements généraux
	M. Quach	84-04-26	renseignements généraux
	L. Varfalvy	84-05-14	qualité de l'air

GROUPES	PERSONNES RENCONTREES	DATE	OBJET DE LA DISCUSSION
INRS-Eau (Québec)	André Tessier	84-04-24	métaux à l'état de trace et organismes vivants
	Daniel Cluis	84-04-24	qualité de l'eau
	M. Morin	84-04-24	hydrologie
	M. Couillard	84-04-24	qualité de l'eau
	M. Lachance	84-04-24	dispersion atmosphérique (sur de grandes distances)
	C. Auclair	84-04-24	biologie
	J. P. Villeneuve	84-04-24	qualité de l'eau
	J. P. Fortin	84-04-24	dispersion atmosphérique (sur de grandes distances)
Intera (Calgary)	D. S. Davison	Mai 1984 (*)	renseignements généraux
Maclaren (Toronto)	Douglas B. Hodgins	84-04-06	renseignements généraux
	Alex Buchnea	84-04-06	renseignements généraux
Marsan (Montréal)	André Marsan	84-04-26	renseignements généraux
	Bernard Coupal	84-04-26	renseignements généraux
MENVIQ (Québec)	Claude Lelièvre	84-04-17	dispersion atmosphérique (sur de grandes distances)
	Robert Boudrault	84-04-17	analyse de l'évaluation des répercussions
MEP (Toronto)	T. Scholt	84-05-01	qualité de l'air, nappes d'hydrocarbures et hydrodynamique
MOE Ontario (Toronto)	B. Hodgins	84-05-02	analyse de l'évaluation des répercussions
	P.K. Misra	84-05-15	qualité de l'air
	D. Yap	84-05-15	qualité de l'air
Monserco (Toronto)	R.P. Bell	par téléphone	qualité de l'air
Norecol (Vancouver)	R. A. Hawes	Mai 1984 (*)	qualité de l'eau
Ontario Hydro (Toronto)	B. J. McCormick	84-04-06	renseignements généraux
	Reed C. Harris	84-04-06	renseignements généraux
Ontario Research Foundation (Toronto)	Monika Dobson	84-05-02	qualité de l'air
Roche (Québec)	Donald Labrie	84-04-17	renseignements généraux
	Claude Vezinat	84-04-17	renseignements généraux
	Marc Delagrave	84-04-17	renseignements généraux
SEBJ (Montréal)	Danielle Messier	84-04-26	qualité de l'eau
SENES (Toronto)	David W. Hopper	84-04-05	renseignements généraux
	Brett G. Ibbotson	84-04-05	renseignements généraux
Université de Toronto	D. Mackay	84-05-15	distribution et persistance des nappes d'hydrocarbure:
	S. Patterson	84-05-15	et des polluants
	R.E. Munn	84-05-15	qualité de l'air

(*) Entrevues menées par une tierce personne à notre demande.

ANNEXE B

ÉTUDES DE CAS

Nous avons choisi 14 exemples d'études dans lesquelles des modèles ont été utilisés. Dans chaque cas, nous précisons le promoteur de l'étude, la nature de la modélisation et l'utilisation des résultats. Seuls les aspects de la modélisation sont donnés, mais pour la plupart de ces études, la modélisation n'entraîne qu'en partie dans l'évaluation. Pour les études étalées sur plusieurs années, nous avons indiqué la date du rapport final.

Le tableau n'est nullement exhaustif, même en ce qui concerne les rapports dépouillés aux fins de la présente étude. Il s'agissait simplement de donner ici une indication des différents travaux auxquels s'appliquait la modélisation.

	PROJET	PROMOTEUR	NATURE DU PROJET	MODÉLISATION	OBSERVATIONS
1.	Apports de sulfates dans les eaux des Grands Lacs	Centre canadien des études intérieures, 1975	Évaluation de l'apport atmosphérique de sulfates dans les Grands Lacs	Transport des SO _x sur de grandes distances à partir de différentes sources jusque dans les Grands Lacs	Comparaison de différents scénarios envisageant l'utilisation accrue du charbon et différents programmes antipollution à l'égard des apports de SO _x
2.	Projet hydroélectrique de Wreck Cove	Nova Scotia Power Corporation, 1977	Construction et exploitation d'un complexe hydroélectrique à réservoirs multiples	Modélisation de la température et de la concentration d'oxygène dans chaque réservoir; modélisation hydrologique de l'écoulement sur les rives	Comparaison des répercussions, sur la teneur en oxygène et la température, de différentes configurations de réservoirs; calcul des lâchers d'eau nécessaires afin de préserver l'habitat halieutique
3.	Agrandissement des mines d'uranium d'Elliot Lake	Rio Algom Ltd. et Denison Mines Ltd., 1979	Extraction accrue de l'uranium	Hydrologie des bassins contigus; répercussions, sur la qualité de l'eau, du rejet d'effluents; dispersion des radionucléides dans l'atmosphère; analyse du cheminement des rayonnements	Comparaison des répercussions de différents scénarios d'exploitation, d'élimination des déchets et de réduction de leur volume.
4.	Terminal de gaz naturel liquéfié de Gros-Cacouna	Projet pilote de l'Arctique et Trans-Canada Pipelines Ltd., 1980	Construction et exploitation d'un terminal pour transporteurs de GNL	Dispersion d'une nappe de GNL; transfert de chaleur par radiation du fait d'un incendie consécutif à un déversement; analyse du risque d'accident	Calcul des dimensions de la zone de danger dû à un déversement et à un incendie éventuel; calcul des risques auxquels serait exposée la population locale à la suite d'un accident.
5.	Rivière Eastmain	Société d'énergie de la Baie James (SEBJ), 1981	Dérivation de 90 % du débit de la rivière Eastmain	Modèle du transport de l'eau (hydrodynamique)	Évaluation des effets de la marée sur les courants et l'intrusion de salinité dans l'embouchure de la rivière
6.	Projet Midwest	Canada-Wide Mines Ltd., 1981	Mise en valeur d'une nouvelle mine d'uranium	Dispersion des émissions atmosphériques des opérations minières; contamination des cours d'eau par les stériles, etc.; écoulement et contamination des eaux souterraines; cheminement des radionucléides dans les milieux terrestre et aquatique	Calculs généraux de la répartition des contaminants; comparaison de l'exploitation à ciel ouvert ou en galeries, en ce qui concerne l'exhaure; comparaison de scénarios pour l'élimination des eaux usées
7.	Aménagement hydroélectrique de la rivière Liard	B.C. Hydro, 1982	Création d'un complexe hydroélectrique	Incorporation, dans un modèle, de sous-modèles de l'hydrologie, de la végétation, de la faune, de la biologie des organismes aquatiques et des facteurs socio-économiques	Limité aux effets en aval, dans le delta du Mackenzie; modèle quasi-quantitatif non destiné à la prédiction; permet l'identification des types probables de répercussions afin de délimiter plus précisément les études ultérieures sur le terrain
8.	Centrale thermique de 1200 MW	Saskatchewan Power Corp., 1982	Sélection de l'emplacement d'une nouvelle centrale thermique	Qualité de l'eau et effluents d'eau chaude; dispersion atmosphérique des émissions; répercussions de l'élimination des cendres sur les eaux souterraines	Comparaison des répercussions liées à trois emplacements: comparaison de scénarios d'exploitation à chaque emplacement

	PROJET	PROMOTEUR	NATURE DU PROJET	MODÉLISATION	OBSERVATIONS
9.	Réservoir Mile 12.5 de la rivière Little Jackfish	Ontario Hydro, 1982	Création d'un reservoir hydro-électrique	Qualité de l'eau	Prédiction des concentrations de phosphore et en oxygène dissous et des profils de la température sur une période de plus d'un an au moyen de divers scénarios météorologiques
10.	Transport régional et cycle du carbone 14	Ontario Hydro, 1982	Évaluation de la dispersion du carbone 14 et de son assimilation par l'homme du fait de rejets des réacteurs nucléaires CANDU	Transport à longue distance du CO ₂ selon un modèle à compartiments en forme de secteurs; cycle du CO ₂ ; analyse du cheminement des doses de ¹⁴C jusqu'à l'homme	Estimation des doses typiques de ¹⁴C auxquelles serait soumis l'homme du fait d'un réacteur CANDU
11.	Chenal Keating	Metropolitan Toronto and Region Conservation Authority, 1983	Dragage d'un canal et construction de digues dans un cours d'eau pour assurer la navigation et réduire les risques de crues	Hydrologie de la rivière Don; érosion , transport des sédiments et sédimentation dans la rivière et le chenal contigus; hydrodynamique du port et du secteur du lac Ontario près de la rive afin d'estimer la répartition des contaminants	Comparaison de différents scénarios de dragage et d'aménagement du cours d'eau pour déterminer l'efficacité des moyens de défense contre les inondations et leurs répercussions sur la qualité de l'eau et la navigation
12.	Lac Saint-Jean	Alcantée , 1983	Défense contre l'érosion des rives du lac Saint-Jean	Houle due à la vitesse du vent, de sa direction et de la longueur du fetch ; érosion des rives sous l'influence de la grosseur de la houle, du niveau de l'eau et de la forme de la ligne de rivage	Comparaison de l'érosion potentielle du rivage en fonction du niveau de l'eau du lac
13.	Réservoir La Grande-2	Société d'énergie de la Baie James, 1983	Création et aménagement d'un reservoir hydroélectrique	Hydrologie d'un bassin versant: champ de vitesse dans un reservoir; détérioration de la qualité de l'eau du fait de la décomposition des sols et de la végétation inondés: dynamique du plancton: redistribution du poisson	Comparaison de l'effet de divers scénarios d'exploitation sur la qualité de l'eau; interprétation des changements dans les prises de poissons et dans la densité du plancton a diverses stations d'échantillonnage dans le réservoir
14.	Lutte antitordeuse au Québec	Ministère de l' Énergie et des Ressources du Québec, 1984	Traitement annuel au moyen de divers insecticides	Dispersion des insecticides pulvérisés par avion; analyse du cheminement des insecticides: dynamique du système «Forêt-tordeuse»	La concentration d'insecticides au niveau du sol a permis l'évaluation du risque maximal pour l'homme et les animaux; les scénarios du traitement et de l'absence de traitement ont été comparés sur le plan de la production de bois et des populations de tordeuse

**CONSEIL CANADIEN DE RECHERCHE SUR L'ÉVALUATION
ENVIRONNEMENTALE -**

Audrey Armour
Professeur adjoint
Faculté des études
environnementales
York University
4700 Keele Street
North York (Ontario)
M3J 1P3

Gordon Baskerville
Doyen, Faculté de
Foresterie
Université du **Nouveau-
Brunswick**
Fredericton (**Nouveau-
Brunswick**)
E3P 6C2

Robert K. Bell
R. Bell and Associates
Norplan Consultants
C.P. 228
1632 La Ronge Avenue
La Ronge (Saskatchewan)
SOJ 1L0

Raymond Brouzes
Directeur, Affaires
environnementales
Alcan Aluminium Itée
1188, rue Sherbrooke Ouest
Montréal (Québec)
H3A 3G2

Katherine S. Davies
City of Toronto
Department of Public
Health
New City Hall
100 **Queen** Street
Toronto (Ontario)
M5H 2N2

Richard **Hoos**
Directeur, Services
environnementaux
et socio-économiques
Dome Petroleum Limited
First Canadian Centre
620 Third Street, S.W.
Calgary, Alberta
T2P 2H8

Peter **Jacobs**
Professeur titulaire
Faculté de l'aménagement
Université de Montréal
5620, avenue Darlington
Montréal (Québec)
H3T 1T2

André **Marsan**
Institut de recherches
en biotechnologie
6100, avenue Royal Mount
Montréal (Québec)
H4P 202

Jon O'Riordan
Directeur de la planification
Ministère de l'**Environnement**
de la Colombie-Britannique
3^e étage
777 Broughton Street
Victoria (Colombie-Britannique)
V8W 1E3

Grace Patterson
Vice-présidente
Environmental Assessment Board
1 St. Clair Avenue West
5^e étage
Toronto (Ontario)
M4V 1K6

Nicholas W. Poushinsky
Conseiller principal sur la
réforme de la santé
Ministère de la Santé
7^e étage, 175 Hargrave Street
Winnipeg (Manitoba)
R3C 0V8

E. Fred Roots
(Président, CCREE)
Conseiller scientifique
Environnement Canada
23^e étage, tour Nord
Les Terrasses de la Chaudière
10, rue Wellington
Hull (Québec)
K1A 0H3

SECRETARIAT DU CCREE

Gordon E. Beanlands
(Secrétaire exécutif, CCREE)
Directeur de la Recherche
Bureau fédéral d'examen des
évaluations environnementales
13 18 Robie Street
Halifax (Nouvelle-Écosse)
B3H 3E2

Robert G. Connelly
Directeur général intérimaire
Politique et Administration
Bureau fédéral d'examen des
évaluations environnementales
13^e étage, Immeuble Fontaine
200, boul. Sacré-Coeur
Hull (Québec)
K1A 0H3

Mary Margaret Healy
(Soutien administratif, CCREE)
Adjointe administrative
Bureau fédéral d'examen des
évaluations environnementales
13^e étage, Immeuble Fontaine
200, boul. Sacré-Coeur
Hull (Québec)
K1A 0H3

Elisabeth J. Marsollier
(Directeur, CCREE)
Bureau fédéral d'examen des
évaluations environnementales
13^e étage, Immeuble Fontaine
200, boul. Sacré-Cœur
Hull (Québec)
K1A 0H3

M. Husain Sadar
Conseiller scientifique
Bureau fédéral d'examen des
évaluations environnementales
13^e étage, Immeuble Fontaine
200, boul. Sacré-Coeur
Hull (Québec)
K1A 0H3

Barry Sadler
Directeur, Institute of the
North American West
163 1 Barksdale Drive
Victoria (Colombie-Britannique)
V8N 5A8

Robert H. Weir
Chef, Division des incidences
environnementales
Conservation et Protection
Environnement Canada
15^e étage, Place Vincent-Massey
35 1, boul. Saint-Joseph
Hull (Québec)
K1A 1C8