

Record Number:
Author, Monographic: Couillard, D.//Pedneault, M.
Author Role:
Title, Monographic: Calcul de réacteur et modèles mathématiques de qualité des eaux
Translated Title:
Reprint Status:
Edition:
Author, Subsidiary:
Author Role:
Place of Publication: Québec
Publisher Name: INRS-Eau
Date of Publication: 1972
Original Publication Date:
Volume Identification:
Extent of Work: ix, 38
Packaging Method: pages et 2 appendices
Series Editor:
Series Editor Role:
Series Title: INRS-Eau, Rapport de recherche
Series Volume ID: 7
Location/URL:
ISBN: 2-89146-006-5
Notes: Rapport annuel 1971-1972
Abstract: 10.00\$
Call Number: R000007
Keywords: rapport/ ok/ dl

SELECTED WATER
RESOURCES ABSTRACTS

INPUT TRANSACTION FORM

W

REACTOR CALCULATION AND MATHEMATICAL MODELS FOR WATER
QUALITY - PRELIMINARY STUDY (Calcul de réacteur et modèles ma-
thématiques de qualité des eaux - étude préliminaire),

Couillard, D. and Pedneault, M.

Québec Université. Institut National de la Recherche
Scientifique-Eau (INRS-Eau).

INRS-Eau, Technical Report No 7, 1972, 73 p.

Actual mathematical models for the biochemical oxygen demand and dissolved oxygen content of rivers are of the same form as those of a tubular chemical reactor. Consequently, we can study models of water quality using the chemical reactor theory. This theory can also be used on mixed models composed of different types of reactor (plug flow, dispersion model, backmix flow reactor, dead water zones, etc) showing various types of interconnecting systems (in series, in parallel, etc).

17a. Descriptors

*Model studies, *Oxygen demand, *Oxygen sag, *Dissolved oxygen,
*Biochemical oxygen demand, Chemical oxygen demand, Mixing, Oxygenation,
Aeration, Dispersion.

17b. Identifiers

*Chemical reactor theory, Oxygen saturation, Oxygen concentration,
Stream analysis.

17c. COWRR Field & Group 05B

18. Availability	19. Security Class. (Report)	21. No. of Pages	Send To: WATER RESOURCES SCIENTIFIC INFORMATION CENTER U.S. DEPARTMENT OF THE INTERIOR WASHINGTON, D. C. 20240
	20. Security Class. (Page)	22. Price	
M. Cantin		INRS-Eau	

Calcul de réacteur et modèles mathématiques
de qualité de eaux

INRS-Eau
UNIVERSITE DU QUEBEC
C.P. 7500, Sainte-Foy
Québec G1V 4C7

RAPPORT SCIENTIFIQUE No 7
1972

Rapport rédigé pour
INRS-Eau

par
D. Couillard, M. Pedneault

SOMMAIRE

Calcul de réacteur et modèles mathématiques de qualité des eaux - Etude préliminaire

Les modèles mathématiques actuels de demande biochimique en oxygène et d'oxygène dissous pour les rivières sont de la même forme qu'un modèle de réacteur chimique tubulaire. On peut donc faire l'étude des modèles de qualité avec la théorie de calcul des réacteurs et étendre l'utilisation actuelle de la théorie à des modèles mixtes pouvant être composés de divers types de réacteurs (écoulement piston, modèle de dispersion, réacteur continu agité, eaux mortes, etc) reliés par différents modes d'interconnection (série, parallèle, etc).

Mots-clés: modèle, rivière, DBO, oxygène dissous, réacteurs chimiques.

Couillard, D. et M. Pedneault. Calcul de réacteur et modèles mathématiques de qualité des eaux - Etude préliminaire. Québec, INRS-Eau, 1972. Rapport technique n° 7. 73 p.

ABSTRACT

Reactor calculation and mathematical models for water quality - Preliminary study

Actual mathematical models for the biochemical oxygen demand and dissolved oxygen content of rivers are of the same form as those of a tubular chemical reactor. Consequently, we can study models of water quality using the chemical reactor theory. This theory can also be used on mixed models composed of different types of reactor (plug flow, dispersion model, backmix flow reactor, dead water zones, etc) showing various types of interconnecting systems (in series, in parallel, etc).

Key-words: model, river, BOD, dissolved oxygen, chemical reactors.

Couillard, D. et M. Pedneault. Calcul de réacteur et modèles mathématiques de qualité des eaux - Etude préliminaire. Québec, INRS-Eau, 1972. Rapport technique no 7, 73 p.

RESUME

Le calcul des réacteurs chimiques recoupe les modèles classiques d'oxygène dissous et peut leur apporter une contribution originale.

TABLE DES MATIERES

	<u>PAGE</u>
LISTE DES FIGURES	v
LISTE DES SYMBOLES	vi
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I - le réacteur tubulaire	2
1.1 Introduction	2
1.2 Bilan de matière	2
1.3 Un modèle simple: l'écoulement piston	3
1.4 Application à l'oxygène dissous	5
1.4.1 Choix du paramètre	5
1.4.2 Bilan des matières	5
1.4.3 Modèle de Lefort	7
1.4.4 Explication et détermination des termes des équations (1.4) et (1.5)	9
1.4.4.1 $K_{1C} L_C$	9
1.4.4.2 $K_B T_B / H$	11
1.4.4.3 $K_A T_A / H$ et $(P_m t_A / H) f(t)$	13
1.4.4.4 $K_{1N} L_N$	14
1.4.4.5 $K_2 (C_s - C)$	15
1.4.4.6 K_3 et L_a	17
1.5 Le modèle de dispersion	19
1.5.1 Bilan	19
1.5.2 Equation de la continuité	21
1.5.3 Extension au modèle d'aération	21
1.5.4 Recherche de D	22
1.6 Conclusion	25
CHAPITRE 2 - le modèle réservoir en série	26
2.1 Introduction	26
2.2 Bilan	26
2.3 Nombre de réacteurs: j	28
2.4 Conclusion	29

TABLE DES MATIERES

	<u>PAGE</u>
CHAPITRE 3 - le modèle mixte	30
3.1 Introduction	30
3.2 Types de réactions et modes d'interconnections	30
3.3 Modèle de Hayes	32
3.4 Possibilités	32
3.5 Conclusion	35
CONCLUSION	36
BIBLIOGRAPHIE	37
APPENDICE I - Elaboration d'un modèle simple de qualité pour la rivière des Prairies	
APPENDICE 2 - Aération d'une rivière et consommation de l'oxygène dissous en son milieu	

LISTE DES FIGURES

		<u>PAGE</u>
FIG. 1	Profil de vitesse pour un écoulement piston	3
FIG. 2	Courbe de la demande biochimique en oxygène en fonction du temps.	10
FIG. 3	Profil de vitesse; modèle de dispersion	19
FIG. 4	Réacteur continu agité.	26
FIG. 5	Modes de liaison entre les différentes régions d'un modèle mixte.	31
FIG. 6	Modèle bidimensionnel	33
FIG. 7	Réduction du modèle bidimensionnel	34

LISTE DES SYMBOLES

A	Aire d'une coupe perpendiculaire à l'écoulement (L^2).
A_o	Aire apparente d'une interface liquide gaz (L^2).
A_a	Section transversale du courant principal lorsqu'il y a une zone d'eaux mortes (L^2).
A_s	Aire réelle d'une interface liquide gaz (L^2).
b	Coefficient appliqué à A_o et tenant compte des turbulences pouvant changer l'étendue de l'aire réelle (sans dimension).
C	Concentration actuelle en O_2 dans l'eau (M/L^3)
C_a	Concentration dans le courant principal (M/L^3).
C_d	Concentration dans la zone d'eaux mortes (M/L^3).
C_s	Concentration de saturation en O_2 dans l'eau pour la température donnée (M/L^3).
C_t	Y/Y_o , rapport de la DBO_5 corrigée pour la température sur la DBO_5 à $20^\circ C$. (sans dimension).
D	Coefficient de dispersion longitudinale (L^2/t).
D_m	Diffusivité moléculaire (L^2/t).
DO_I	Concentration en oxygène dissous d'un effluent (M/L^3).
DBO_t	Quantité de pollution oxydée au temps t (M/L^3).
F_j	Débit molaire du réactif j (moles/t).
f	Indice pour final, i.e. à la sortie (sans dimension).
f (t)	Equation périodique décrivant le cycle normal d'ensoleillement.

g	Constante gravitationnelle (L/t^2).
H	Profondeur (L).
K	Coefficient de transfert de masse (t^{-1}).
K_{1C}	Coefficient de consommation d'oxygène due à la DBO carbonnée (t^{-1}).
K_{1N}	Coefficient de consommation d'oxygène due à la DBO azotée (t^{-1}).
K_2	Coefficient de réaération naturelle (t^{-1}).
K_3	Coefficient de disparition de la DBO par sédimentation et adsorption (t^{-1}).
K_A	Vitesse de respiration des algues de fond (t^{-1}).
K_B	Vitesse de respiration des boues de fond (t^{-1}).
K_L	Coefficient d'absorption à une interface liquide gaz (L/t).
L	Longueur (L).
L_a	Taux d'addition de DBO le long d'un cours d'eau (venant du fond et du ruissellement) (M/L^3t).
L_c	DBO carbonnée à l'instant t (M/L^3).
L_N	DBO azotée à l'instant t (M/L^3).
L_t	DBO carbonnée ultime (M/L^3).
M	Masse (M).
N_d	Taux d'addition de masse vers le courant principal, en provenance de la zone d'eaux mortes (M/L^3t).

P	Surface mouillée entre deux zones (L^2).
P_m	Production maximale d'oxygène par photosynthèse ($M/L^3 t$ pour algues en suspension et $M/L^2 t$ pour algues de fond).
$P(t)$	Production d'oxygène par photosynthèse ($M/L^3 t$).
r	Vitesse de réaction (moles/ $L^3 t$).
S_e	Pente de la ligne d'énergie d'un cours d'eau (L/L).
S_i	Source ou puits d'oxygène ($M/L^3 t$).
S_m	Demande maximum quotidienne en oxygène du benthos (M/L^2).
T	Température (T).
T_A	Taux d'occupation des algues de fond (sans dimension).
T_B	Taux d'occupation des boues de fond (sans dimension).
t	Temps (t).
t_a	Temps pendant lequel a lieu l'accumulation de matières volatiles au fond (t).
t_N	Temps au bout duquel intervient la DBO azotée (t).
t_s	Moment où l'activité d'une source de lumière débute (t).
u	Vitesse d'écoulement (L/t).
\bar{u}	Vitesse moyenne d'écoulement (L/t).
V	Volume (L^3).
v	Débit volumétrique (L^3/t).
w	Taux quotidien de dépôt des matières volatiles (M/L^2).

x	Distance longitudinale dans le sens de l'écoulement (L).
Y	DBO ₅ corrigée pour la température, dans les sédiments (M/M).
Y ₀	DBO ₅ à 20°C, dans les sédiments (M/M).
o	Indice pour initial, sauf dans A ₀ et Y ₀ (sans dimension).
θ	Temps réduit, égal au temps réel sur le temps de séjour moyen (sans dimension).
T	Temps de séjour moyen, égal au quotient du volume sur le débit volumétrique (t).
v _j	Coefficient stoechiométrique du réactif j pour la réaction considérée (sans dimension).
ρ	Densité (M/L ³).

INTRODUCTION

La représentation mathématique de la qualité d'un cours d'eau, abordée de différentes façons sous le titre général de modèle mathématique de qualité, peut s'effectuer en appliquant les théories de calcul de réacteurs chimiques.

Une rivière, ou du moins un tronçon de rivière, n'est ni plus ni moins qu'un réacteur continu, en phase liquide, effectuant avec l'univers des échanges de matière et d'énergie qui, mis en équations, constituent les matériaux nécessaires à l'élaboration d'un modèle mathématique.

CHAPITRE I - Le réacteur tubulaire (1)1.1 Introduction

L'étude de l'équipement affecté aux réactions en continu est schématisée par quelques types simples ou idéalisés de réacteurs. L'un de ces "modèles" est le réacteur tubulaire.

Ainsi nommé parce qu'il prend souvent la forme d'un tube, le réacteur tubulaire est celui dans lequel il y a un mouvement uniforme dans une direction donnée d'un ou de tous les réactifs et dans lequel aucune tentative pour provoquer le mélange entre les éléments du liquide n'est faite le long de l'écoulement.

On peut, en première approximation, prédire le comportement de ce type de réacteur continu, en considérant que le liquide avance à l'intérieur comme un piston dans un cylindre. Nous allons étudier ce type idéal désigné par écoulement piston. Mais auparavant, il est nécessaire de connaître une équation applicable à tout réacteur: le bilan des matières.

1.2 Bilan des matières

Le point de départ pour la conception de quelque réacteur que ce soit est ce bilan général des matières, applicable à tout composant de la réaction. Pour un petit élément de volume et un court intervalle de temps: (1,2)

1		2		3		4
Taux d'entrée du réactif dans l'élément de volume.	=	taux de sortie du réactif de l'élément de volume.	+	taux de disposition du réactif par réaction chimique à l'intérieur de l'élément de volume.	+	taux d'accumulation du réactif dans l'élément de volume.
} 1.						

En ces circonstances données, chaque terme de l'équation [1.1] peut être nul. Nous verrons aussi que les phénomènes physiques se produisant en rivière sont en grande partie inclus dans les termes 1 et 2 de l'équation.

1.3 Un modèle simple: l'écoulement piston

Comme nous l'avons mentionné, une façon idéalisée de représenter le réacteur tubulaire est l'écoulement piston. D'après cette hypothèse, pour une section transversale du réacteur, la vitesse perpendiculaire, la température et les concentrations sont uniformes, quelque soit leur évolution longitudinale (Fig. 1). En d'autres termes, le réacteur est linéarisé, ramené à une seule dimension, soit la direction de l'écoulement.

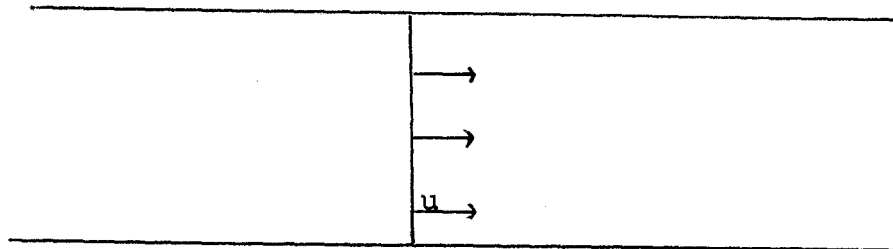


FIG. 1 : PROFIL DE VITESSE POUR UN ECOULEMENT PISTON

Par ailleurs, à densité constante, le terme 4 de l'équation [1.1] est nul. On peut considérer, en rivière, la densité comme constante sur une grande partie du parcours et accepter cette simplification. Lorsqu'elle devient erronée, on l'utilise comme facteur limitatif et, par tronçonnement, on restreint l'application du modèle à cette partie de la rivière où la densité peut être considérée comme uniforme.

Dès lors, un bilan de masse sur une tranche transversale mince du réacteur nous donne:

$$F_j = F_j - dF_j - v_j r A dx \quad [1.2]$$

avec F_j = débit molaire de j

v_j = coefficient stoech
réaction considérée

r = vitesse de réaction

A = aire d'une coupe transversale

x = distance longitudinale

$A dx$ = volume considéré

donc

$$-dF_j = v_j r A dx \quad [1.3]$$

1.4 Application à l'oxygène dissous

1.4.1 Choix du paramètre

Pour des raisons bien évidentes de simplicité on cherche à caractériser l'état d'un cours d'eau en se restreignant à un seul paramètre. Pour ce faire, l'oxygène dissous est de loin, le plus satisfaisant. En effet, en plus d'être facilement mesurable, la teneur en oxygène dissous détermine l'existence ou non de vie macroscopique dans un cours d'eau et son absence entraîne la décomposition anaérobie des matières organiques et, par conséquent, la formation de gaz nauséabonds.

1.4.2 Bilan des matières.

Plusieurs facteurs influencent directement la teneur en oxygène dissous dans un cours d'eau. Nous les avons regroupés de façon systématique sous les termes de l'équation [1.1]

- 1) ce qui entre: BOD entrant par convection
 BOD ajouté par récurage des dépôts de fond ou par diffusion des produits organiques partiellement décomposés, de la couche de fond à l'eau.
 BOD ajouté par ruissellement local
 O_2 entrant par convection
 O_2 entrant par absorption à la surface, ou réaération locale: ce

terme est influencé par les changements de lits affectant les turbulences de surface, par la température, et par l'effet des solides en suspension ou dissous sur le taux de diffusion. O_2 ajouté par photosynthèse.

- 2) ce qui sort: BOD sortant par convection
BOD enlevé par sédimentation ou adsorption
 O_2 sortant par convection
 O_2 enlevé par effet de purge, au passage du CO_2 , CH_4 , H_2S , éventuellement dégagés par une décomposition anaérobie au fond.
- 3) disparition BOD décomposé aérobiquement
par réaction: O_2 consommé pour la décomposition des BOD carbonnées et azotées.
 O_2 consommé par la respiration des algues et des plantes.
 O_2 consommé par les organismes aérobiques de fond.

De plus, selon Shannon (3), il faut tenir compte de la redistribution continuelle de BOD et de DO selon les turbulences locales; de l'effet de la nitrification de la matière organique sur la BOD et évidemment des variations diurnes de BOD, DO, température, débit, etc...

Un changement important dans le taux de transfert d'un de ces paramètres nous oblige à limiter l'application du modèle à une zone située en amont de ce changement et à modifier un ou plusieurs paramètres pour l'étude subséquente d'une section située en aval. C'est le principe du tronçonnement qui fait de la rivière une série de tronçons, les conditions finales d'un tronçon devenant les conditions initiales du suivant et les modifications étant d'ordre dynamique. L'étude détaillée des termes du bilan nous renseignera sur la façon dont chacun peut imposer le lieu d'une tranche. Un exemple théorique d'application a été fait pour la rivière des Prairies (4)

1.4.3 Modèle de Lefort

Mathématiquement, la plupart des termes mentionnés sont regroupés dans l'équation donnée par Lefort (5), soit pour un point.

$$\frac{dC}{dt} = K_{1C} L_C - K_B \frac{T_B}{H} - K_A \frac{T_A}{H} - K_{1N} L_N + K_2 (C_S - C) - P_m \frac{T_A}{H} f(t) + \varepsilon \quad [1.4]$$

avec:

K_{1C} = coefficient de consommation d'O₂ due à la DBO carbonnée (en jour⁻¹)

L_C = DBO carbonnée à l'instant t

K_B = vitesse de respiration des boues de fond

T_B = taux d'occupation des boues de fond

H = profondeur

K_A = vitesse de respiration des algues de fond

T_A = taux d'occupation des algues de fond

K_2 = coefficient de réaération naturelle

K_{LN} = coefficient de consommation d' O_2 due à la DBO azotée

L_N = DBO azotée à l'instant t

C_S = concentration de saturation en O_2 de l'eau pour la température donnée

C = concentration actuelle d' O_2

P_m = production maximum d' O_2 par photosynthèse, par m^2 d'algues de fond et par jour.

$f(t)$ = équation périodique décrivant le cycle normal d'ensoleillement.

Lefort ne donne aucune équation pour L mais par un bilan similaire à celui d' O_2 nous trouvons:

$$\frac{dL}{dt} = (K_1 + K_3) L + L_a \quad [1.5]$$

avec K_3 = coefficient de disparition par sédimentation et adsorption (en $jour^{-1}$)

L_a = taux d'addition le long du cours d'eau (venant du fond et du ruissellement)

L'effet de purge est négligé par Lefort.

D'autre part, une simplification s'impose, puisqu'en

régime stationnaire $\frac{dC}{dt} = \frac{dL}{dt} = 0$

Par contre, du fait de l'écoulement et considérant une tranche mince du réacteur, nous devons ajouter les termes de convection, soit uSC_x entrant, et uSC_{x+dx} sortant, où u est la vitesse d'écoulement selon x .

Puisque l'équation [1.4] est exprimée par unité de volume, en divisant les termes de convection par Sdx , le volume de la tranche, on a :

$$\frac{uSC_x - uSC_{x+dx}}{S dx} = -u \frac{dC}{dx} \quad [1.6]$$

à ajouter du côté droit de l'équation [1.4]. De la même façon l'équation [1.5] est complétée par le terme $-u \frac{dL}{dx}$

1.4.4 Explication et détermination des termes des équations [1.4] et [1.5]

1.4.4.1 $K_{1c} L_c$

L'usage de la DBO comme indicateur de qualité peut être sévèrement critiqué et une méthode utilisant plutôt la DCO a été proposée par Gaudy (6). Malgré la critique qu'en fait Gaudy, on utilise habituellement la relation du 1er ordre.

$$\frac{\partial L}{\partial t} = -K_{1c} L_c \quad [1.7]$$

en rapport avec la courbe de résultats telle qu'obtenue en figure 2.

L'équation intégrée nous donne

$$L_c = L_0 e^{-K_{1c} t} \quad [1.7a]$$

ou encore

$$\text{DBO}_t = L_t \left(1 - e^{-K_{1c} t} \right) \quad [1.7b]$$

avec

DBO_t = quantité de pollution oxydée au temps t

L_t = DBO totale du premier palier ou DBO carbonnée totale de l'échantillon (cf. fig. 2)

K_{1c} = constante (base e)

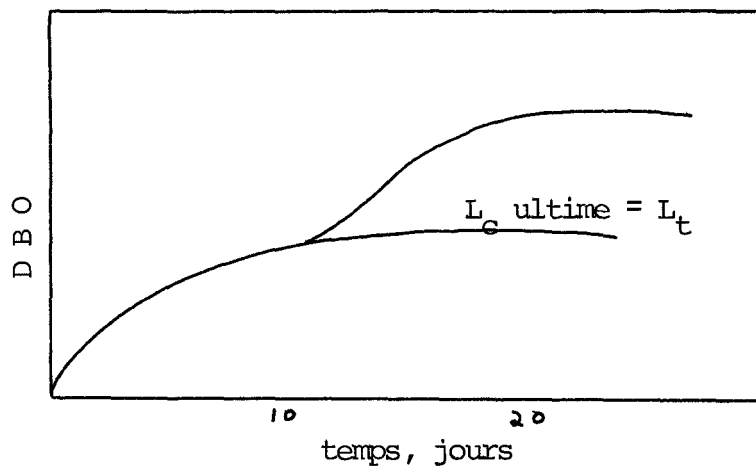


FIG. 2 : COURBE DE LA DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGENE EN FONCTION DU TEMPS

Les valeurs généralement obtenues ont une moyenne de 0.075 jour^{-1} pour une déviation standard de 0.028 jr^{-1} . La valeur de cette constante peut subir des variations diurnes.

Par ailleurs, il existe une différence entre les conditions naturelles et les conditions en laboratoire entraînant une erreur supplémentaire sur K_{1c} .

Nous avons déjà proposé une façon de déterminer K_{1c} dans certains cas où les conditions naturelles peuvent être simulées avec davantage de précision. (4)

$$1.4.4.2 \quad \frac{K_B T_B}{H}$$

Les zones de décantation sont des zones critiques puisque la consommation en oxygène des boues de fond s'ajoute à celle des matières en suspension et coïncide avec une mauvaise aération due à l'écoulement lent. On trouve aussi dans ces zones, sous la couche de surface, une zone de digestion anaérobique avec tous les inconvénients que cela impose (odeurs, purge par les gaz échappés).

Les termes T_B et H sont à évaluer sur le terrain. La constante K_B doit faire l'objet d'expériences au laboratoire sur des boues prélevées dans la rivière étudiée.

Quelques expressions mathématiques ont été formulées pour quantifier l'activité benthique, où la consommation d'oxygène par le benthos, provient de:

- 1- la consommation par les produits finals de la décomposition benthique se diffusant dans l'eau (DF)
- 2- l'effet de purge
- 3- la respiration des organismes benthiques.

Fair et Geyer (3) ont donné l'expression empirique:

$$S_m = 3.14 \times 10^{-2} Y_o C_t w \frac{5 + 160w}{1 + 160w} \sqrt{t_a} \quad [1.8]$$

avec

S_m : Demande maximum quotidienne en O_2 du benthos en g/m^2

Y_o : DBO_5 ($20^\circ C$) en g/kg matière volatile dans les sédiments

C_t : Y/Y_o avec $Y = DBO_5$ corrigé pour la température

w : taux quotidien de dépôt des matières volatiles en kg/m^2

t_a : temps pendant lequel a lieu l'accumulation en jr, jusqu'à 365.

La méthode expérimentale de Ogunrombi et Dobbins (3) est la suivante: un échantillon de sédiment est ramassé et placé dans une chambre étanche. De l'eau de rivière ayant une DBO et une quantité d' O_2 dissout connue circule au-dessus de l'échantillon dans des conditions simulant celles de la rivière. L'effluent de l'appareil est contrôlé périodiquement.

On obtient de cette manière la contribution L_a au BOD des sédiments.

$$L_a = \frac{\Delta L}{\Delta t} + \frac{1 + K_1 t}{t} L \quad [1.9]$$

où

$t = v/v$ temps de rétention

$v =$ débit volumétrique (pi^3/sec)

et

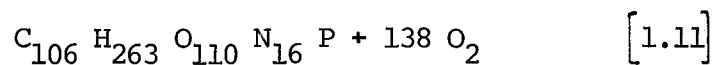
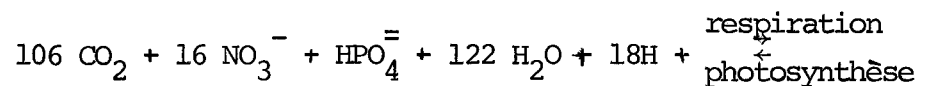
$$S = \frac{DO_I}{t} - \frac{C}{t} - K_1 L - \frac{\Delta C}{\Delta t} \quad [1.10]$$

DO_I = concentration en O_2 de l'effluent.

1.4.4.3

$$\frac{K_A T_A}{H} \quad \text{et} \quad \frac{P_m T_A}{H} f(t)$$

La photosynthèse et la respiration des algues sont représentés par:



La photosynthèse nécessite de la lumière. Il s'agit donc d'une fonction périodique du temps d'éclairage.

O'Connor et Ditoro (3) définissent la production d'oxygène par photosynthèse ainsi:

$$P(t) = P_m \sin \left[\pi/P (t - t_s) \right] \text{ si } t_s < t < t_s + p \quad [1.12]$$

$$P(t) = 0 \text{ si } t_s + p \leq t \leq t_s + l \quad [1.13]$$

avec P_m = production maximale d' O_2 (mg/l-jr)

t_s = moment où l'activité de la source de lumière débute (jr).

t = fraction quotidienne d'activité de la source de lumière (jr).

La production maximale et la respiration R des algues peuvent être estimés en observant les variations diurnes de l'oxygène dissout. La déviation aux prédictions d'un modèle tenant compte d'autres paramètres peut être attribuée à la photosynthèse et à la respiration des plantes.

1.4.4.4

$$K_{1N} L_N$$

La quantité des composants azotés dans la DBO peut être déterminée par la suppression au bleu de méthylène des bactéries nitrifiantes dans un échantillon pour obtenir la DBO carbonnée et la non-suppression dans un échantillon témoin pour obtenir la DBO totale. On a, comme pour la DBO carbonnée

$$\frac{-\partial L_N}{\partial t} = K_{1N} L_N \quad [1.14]$$

soit

$$L_N = L_{No} e^{-K_{1N} (t-t_N)} \quad [1.15]$$

où

t_N = temps au bout duquel intervient la DBO azotée.

1.4.4.5

$$K_2 (C_s - C)$$

La réaération naturelle, de même que celle provoquée par les chutes et les barrages ont été traitées dans un rapport précédent (7). Ici nous négligeons les chutes et barrages, de même que l'agitation due à la navigation pour citer des expressions de la constante de réaération physique naturelle.

D'une façon détaillée on a:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{K_L A_S (C_s - C)}{V} \quad [1.16]$$

avec

$$\frac{K_L A_S}{V} = K_2 \quad [1.17]$$

K_L = coefficient d'absorption

A_S = surface

V = volume

où

$$A_S = bA_O \quad [1.18]$$

avec

A_O = surface apparente

$b = 1$ si la surface est non turbulente

dès lors

$$K_2 = \frac{K_L b A_o}{V} = \frac{K_L b}{H} \quad [1.19]$$

Suit une série de formules semi-théoriques pour K_2 dans l'expression $K_2 (C_s - C) = dC/dt$, avec les unités de km/j pour la vitesse u , et de m pour la hauteur (5).

$$\text{Churchill: } K_2 = 0.066 u^{0.969} H^{-1.673} \quad [1.20]$$

$$\text{Owens (I): } K_2 = 0.268 u^{0.67} H^{-1.85}$$

$$\text{si } 25 < u < 130 \text{ km/j} \quad [1.21]$$

$$\text{Owens (II): } K_2 = 0.268 u^{0.73} H^{-1.75}$$

$$\text{si } 2.5 < u < 43 \text{ km/j}$$

$$\text{et } H < 0.75 \text{ m} \quad [1.22]$$

Une autre série de formules données après intégration et transformation dans la base 10 (3).

$$\text{O'Connor: } K_2 = \frac{(D_m \bar{u})^{\frac{1}{2}}}{2.303 H^{3/2}} \quad [1.23]$$

avec

D_m = diffusivité moléculaire de l'oxygène
à la température de l'eau.

$$\left(D_m 20^\circ\text{C} = 2.14 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s} \right)$$

\bar{u} = vitesse moyenne d'écoulement.

$$\text{Isaac et Goody: } K_2 = 2.739 \frac{\bar{u}}{H^{3/2}} (1.0241)^{T-20} \quad [1.24]$$

avec

T = température en °C

Thackston et Krenkel:

$$K_2 = 0.000125 \left[1 + \left(\frac{\bar{u}}{\sqrt{gH}} \right)^{\frac{1}{2}} \right] \sqrt{\frac{S_e G}{H}} \quad [1.25]$$

avec

g = constante gravitationnelle

S_e = pente de la ligne d'énergie, sans unité (jr/jr).

Pour ce qui est de la concentration de saturation en oxygène de l'eau, on la retrouve dans des tables où on la calcule suivant la formule: (5)

$$C_s = \frac{475}{33.5 + T} \text{ en mg/l} \quad [1.26]$$

Parallèlement à tous ces calculs, il existe dans Meinck (8) une table d'absorption établie à 20°C en fonction du degré de saturation pour divers types d'écoulement.

1.4.4.6 K_3 et L_a

En régime permanent, à l'équilibre, on a:

$$(K_1 + K_3) L = L_a \quad [1.27]$$

et l'intégrale de l'équation [1.5] devient

$$L - \frac{L_a}{(K_1 + K_3)} = \left[L_0 - \frac{L_a}{(K_1 + K_3)} \right] e^{-(K_1 + K_3)t} \quad [1.28]$$

ou parfois seul K_3 est inconnu.

Ici, trois cas se distinguent, décrits ainsi par Shannon (3).

- Cas 1- La DBO, L , est décroissante avec la distance le long du tronçon et, en plus, L est moindre que la quantité $L_0 (10^{-K_1 t})$. Ceci suggère que la DBO décroît plus rapidement que le taux de réduction dû à l'oxydation (K_1) seul. On conclut alors que K_3 est positif et l'on suppose pour simplifier que $L_a = 0$ et à partir de l'équation [1.28] on calcule K_3 .
- Cas 2- La DBO est décroissante, mais L est plus grand que la quantité $L_0 (10^{-K_1 t})$. Ceci suggère que le taux d'addition de la DBO le long du tronçon dépasse le taux de retrait de la DBO par adsorption et sédimentation (K_3). On suppose alors que $K_3 = 0$ et l'on calcule L_a à partir de l'équation [1.28]
- Cas 3- La DBO est constante ou croît le long du tronçon. Ceci est similaire au cas 2 et l'on utilise alors la même procédure.

1.5 Le modèle de dispersion

Les équations [1.4] et [1.5] obtenues en faisant l'hypothèse d'un profil de vitesses plat peuvent s'éloigner de la réalité. A ce profil se superpose en effet un certain degré de dispersion longitudinale qu'on peut représenter ainsi :

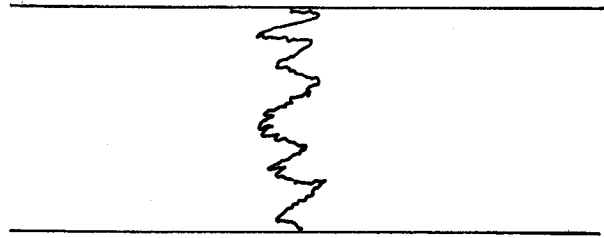


FIGURE 3 : PROFIL DE VITESSE; MODELE DE DISPERSION

1.5.1 Bilan

Le bilan de masse étant la base de toute conception de réacteur, nous devons tout d'abord examiner en quoi la dispersion le modifie.

Les variations aléatoires de vitesse sont analogues au transfert de masse par diffusion dû aux changements de vitesse à l'échelle moléculaire. La diffusion moléculaire dans la direction x est représentée par la loi de Fick.

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_m \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} \quad [1.29]$$

avec D_m coefficient de diffusion moléculaire.

De façon analogue, nous pouvons représenter la dispersion longitudinale, lorsqu'elle est uniforme sur le tronçon par :

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} \quad [1.30]$$

avec D = coefficient de dispersion longitudinale;
une fonction des nombres de Reynold et de Schmidt, dont nous verrons la détermination expérimentale.

Considérons un cas simple; i.e. faisons abstraction de la sédimentation, la photosynthèse etc... et tous ces phénomènes propres à la rivière. Le bilan des matières devient:

$$\begin{aligned}
 (1) & \left\{ C(x) uS - DS \frac{dC(x)}{dx} \right\} - \\
 (2) & \left\{ C(x+dx) uS - DS \frac{dC(x+dx)}{dx} \right\} - \\
 (3) & r S dx = 0
 \end{aligned} \quad [1.31]$$

regroupons les termes

$$uS \left[C(x+dx) - C(x) \right] - DS \left[\frac{dC(x+dx)}{dx} - \frac{dC(x)}{dx} \right] + r S dx = 0 \quad [1.32]$$

divisons par $S dx$

$$u \frac{dC}{dx} - D \frac{d^2C}{dx^2} + r = 0 \quad [1.33]$$

L'intégration de cette équation pour des réactions du 1er et 2ème ordre donne des courbes du volume d'un réacteur idéal versus la conversion, pour des facteurs $\frac{Du}{L}$ (avec L = longueur du réacteur) différents. Ces courbes ont été tracées en 1959 et 1961 par Levenspiel et Bischoff. (9)

Il existe une autre approche qui considère cette dispersion longitudinale et qui consiste à simplifier l'équation de la continuité. Il est intéressant de comparer les deux méthodes et de constater la rapidité avec laquelle la seconde parvient aux résultats de la première, en y perdant beaucoup, cependant, sur la clarté et la représentation physique.

1.5.2 Equation de la continuité.

L'équation de la continuité pour ρ et D constant, est (10)

$$\frac{\partial C}{\partial t} + (u \cdot \nabla C) = D \nabla^2 C - r \quad [1.34]$$

développée:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u_x \frac{\partial C}{\partial x} + u_y \frac{\partial C}{\partial y} + u_z \frac{\partial C}{\partial z} = D \left\{ \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right\} - r \quad [1.35]$$

Considérant nuls les vitesses et les produits de concentration selon la largeur et la profondeur, on simplifie

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u_x \frac{\partial C}{\partial x} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - r \quad [1.36]$$

et puisqu'en régime permanent

$\frac{\partial C}{\partial t} = 0$, l'équation [1.36] est identique à l'équation [1.33]

1.5.3 Extension au modèle d'aération.

Shannon (3) donne comme expression générale du modèle d'aération tenant compte de la dispersion:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D(x,t) \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - u(x,t) \frac{\partial C}{\partial x} \pm \sum_{i=1}^N S_i(x,t) \quad [1.37]$$

avec $S_i =$ source ou puits d' O_2 . 1.37

Dobbins (3) donne une expression pour la variation de L tenant compte de la dispersion, de sorte qu'en combinant l'expression de Lefort (où se trouvent les S_i) avec ces deux dernières on obtient le système

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} = & D(x,t) \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - u(x,t) \frac{\partial C}{\partial x} - K_{1C} L_C - K_B \frac{T_B}{H} \\ & - \frac{K_A T_A}{H} \quad K_{1N} L_N + K_2 (C_S - C) + P_m \frac{T_A}{H} f(t) \quad [1.38] \end{aligned}$$

$$\frac{\partial L}{\partial t} = D_L(x,t) \frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - u(x,t) \frac{\partial L}{\partial x} - (K_1 + K_3) L + L_a \quad [1.39]$$

1.5.4 Recherche de D

D'après Owens (5), D , en m^2/min . est lié à la vitesse moyenne du courant par la relation:

$$D = 6.5 u^{0.985} \quad [1.40]$$

lorsque u est exprimé en m/min .

Expérimentalement, à l'aide d'un traceur chimiquement inactif et ne subissant aucune sédimentation, on peut trouver D grâce à l'équation suivante, elle-même dérivée de l'équation [1.36] :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \bar{u} \frac{\partial C}{\partial x} \quad [1.41]$$

Par intégration nous obtenons

$$C = \frac{M}{A\sqrt{4\pi D t}} e^{-\frac{(x-\bar{u}t)^2}{4 D t}} \quad [1.42]$$

avec

M = masse de traceur injectée

A = section transversale de la rivière

\bar{u} = vitesse moyenne

En linéarisant ainsi l'équation

$$\log Ct^{\frac{1}{2}} = \log \frac{M}{A (4\pi D)^{\frac{1}{2}}} - \frac{(x-\bar{u}t)^2}{4\pi D t} \log e \quad [1.43]$$

on obtient une droite lorsqu'on trace $Ct^{\frac{1}{2}}$ en fonction de

$\frac{(x-\bar{u}t)^2}{t}$ sur papier logarithmique, dont la pente $\frac{\log e}{4D}$

nous donne D . Toutefois, comme la formule s'applique pour une impulsion instantanée, et que physiquement la masse de traceur est introduite en un certain temps, il convient d'effectuer des mesures sur deux plans et faire une moyenne pour D , selon l'équation.

$$D = \frac{M^2}{4A^2 (C_1^2 - C_2^2)} \frac{t_2 - t_1}{t_2 t_1} \quad [1.44]$$

avec

C_1 = concentration maximum au premier plan

C_2 = concentration maximum au second plan

t_1 = temps de passage du maximum au premier plan

t_2 = temps de passage du maximum au second plan

Enfin, Fisher (3) a établi une méthode se basant sur N points i d'échantillonnage pour chacun des deux plans terminant la section étudiée. Le traceur est introduit en amont du 1er plan suffisamment loin pour être bien dispersé au premier plan. A m intervalles de temps couvrant tout le temps de passage des traceurs, des échantillons sont pris aux $2N$ points i et nous obtenons une distribution de temps de séjour et une distribution de dispersion.

Ainsi en plus du temps de séjour moyen

$$\bar{t} = \frac{\sum_{i=1}^m t_i \sum_{j=1}^N C_{ij}}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^N C_{ij}} \quad [1.45]$$

nous avons

$$D = \frac{1}{2} \bar{u} \frac{\sigma_B^2 - \sigma_A^2}{\bar{t}_B - \bar{t}_A} \quad [1.46]$$

avec

σ_A^2 et σ_B^2 étant les variances des courbes

concentration en fonction du temps à chacun des plans d'échantillonnage.

1.6 Conclusion

Le type relativement simple de représentation au moyen du réacteur tubulaire trouve sans doute sa forme la plus élaborée dans les équations [1.38] et [1.39]. Les modèles classiques tels Streeter et Phelps (3,11), Dobbins (3,12) et d'autres (Lefort, O'Connor) s'obtiennent en annulant certains termes des deux équations mentionnées.

On retrouve ce type de modèle couramment dans la littérature et des applications pratiques ont été effectuées, quoique la dispersion longitudinale, entraînant un système du deuxième ordre, soit habituellement négligée.

Les modifications intéressantes du modèle tubulaire se trouvent sans contredit dans les méthodes de solution des équations et dans les utilisations pratiques du modèle.

CHAPITRE 2 - Le modèle réservoir en série

2.1 Introduction

Lorsque les déviations à l'idéalité sont faibles, le modèle de dispersion est en compétition avec le modèle des réservoirs en série. Dans ce modèle, le réacteur réel est représenté par une série de j réacteurs continus agités de dimensions égales. La figure 4 représente un réacteur continu agité.

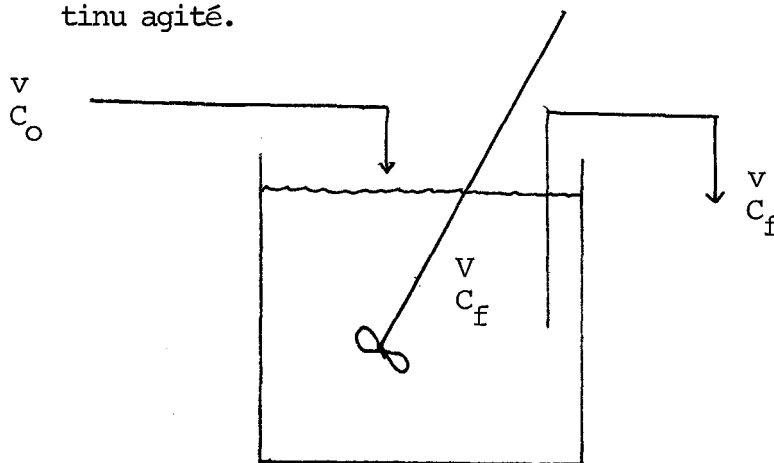


FIG. 4 : REACTEUR CONTINU AGITE

v = débit volumique

V = volume utile du réacteur

C_0 et C_f = concentrations initiale et finale de réactif.

2.2 Bilan

Le réacteur continu agité présente l'avantage d'un bilan de matière très simple. Considérons un réservoir parfaitement agité, isotherme et en régime permanent. Les conditions de sorties sont les mêmes que partout à l'intérieur

du réacteur. On a:

ce qui entre: BOD par convection: $L_o v$

BOD par ruissellement, récurage et activité
benthique: $L_a V$

O_2 par convection: $C_o v$

O_2 par absorption: $K_2 (C_s - C_f) V$ puisque $C = C_f =$
concentration à la sortie

O_2 par photosynthèse:

$$\frac{P_m T_a}{H} f(t) V$$

ce qui sort BOD par convection: $L_f v$

BOD par adsorption et sédimentation: $K_3 L_f V$

O_2 par convection: $v C_f$

réaction: O_2 pour la respiration des algues et des

plantes: $\frac{K_A T_A}{H} V$

O_2 pour la respiration benthique: $\frac{K_B T_B}{H} V$

O_2 consommé par dégradation de la DBO: $K_1 L V$

Sans oublier que la concentration L à l'intérieur du réacteur
est égale à L_f la concentration de sortie nous avons:

$$L_f = L_o - (K_1 + K_3) L_f \frac{V}{v} + L_a \frac{V}{v} \quad [2.1]$$

En multipliant par v et en isolant L_f on obtient:

$$L_f = \frac{v L_o - L_a V}{(K_1 + K_3) V + v} \quad [2.2]$$

Les équations [2.1] et [2.2] sont valables pour la DBO carbonnée et pour la DBO azotée.

L'équation générale du bilan [1.1] devient (1) = (2) + (3) et on l'établit pour l'oxygène dissout.

Soit:

$$vC_o + V K_2 (C_s - C_f) + \frac{P_m T_A}{H} f(t) V = v C_f \dots \dots \dots + V \left[\frac{K_A T_A}{H} + \frac{K_B T_B}{H} + K_{LN} L_{fN} + K_{lc} L_{fc} \right] \quad [2.3]$$

dans laquelle L_f est la constante calculée par l'équation [2.2]

Nous avons donc une concentration finale en oxygène dissout égale à:

$$C_f = \frac{vC_o - V \left[\frac{K_A T_A}{H} + \frac{K_B T_B}{H} + K_{LN} L_{fN} + K_{lc} L_{fc} - K_2 C_s - \frac{P_m T_A}{H} f(t) \right]}{v + V K_2} \quad [2.4]$$

2.3 Nombre de réacteurs: j (2)

Nous avons déjà mentionné le fait que la représentation serait faite par j réacteurs égaux en série. Une méthode expérimentale nous permet de trouver j .

Un traceur est introduit à l'entrée du réacteur en concentration C_0 , instantanément, sous la forme d'une impulsion. On calcule un temps réduit:

$$\Theta : \frac{t}{T} = \frac{tv}{V} \quad [2.5]$$

avec:

$$\Theta = \text{temps réduit}$$

T = temps de séjour moyen, égal au quotient du volume sur le débit volumique.

La courbe de la concentration finale sur la concentration initiale en fonction de Θ est représentée par: (8)

$$\frac{C_f}{C_0} = \frac{j^j \Theta^{j-1}}{(j-1)!} e^{-j\Theta} \quad [2.6]$$

où j est l'inverse de la variance

$$\frac{1}{j} = \sigma_\theta^2 \quad [2.7]$$

et la moyenne du temps réduit est

$$\bar{\Theta}_c = 1 \quad [2.8]$$

Des mesures expérimentales de la variance nous donnent donc le nombre de réacteurs.

2.4 Conclusion

Ce modèle est peu détaillé dans les traités généraux de calcul de réacteur. A notre connaissance, il n'a jamais été appliqué à la simulation d'un cours d'eau. Il serait pourtant intéressant d'en faire l'essai car il se prête à merveille aux mesures statistiques.

CHAPITRE 3 - Le modèle mixte

3.1 Introduction

Les modèles présentés jusqu'ici sont représentatifs pour des déviations légères à l'idéalité. Mais la présence de rapides, d'anses, de lacs et autres accidents de parcours infirme considérablement leur efficacité.

3.2 Types de régions et modes d'interconnections

Jusqu'ici nous n'avons qu'associé en série plusieurs réacteurs du même type. Mais le cas complexe d'un cours d'eau serait peut-être plus avantageusement représenté par plusieurs régions d'écoulement différentes interconnectées de diverses façons.

Ces régions sont:

- 1- régions d'écoulement piston
- 2- régions parfaitement agitées
- 3- régions "modèle de dispersion"
- 4- régions d'eaux mortes

Les modes de liaison entre elles sont:

- 1- en série
- 2- en parallèle
- 3- en court circuit
- 4- avec recyclage
- 5- avec écoulement croisé, soit lorsqu'il y a un transfert de matière continu par une interface séparant deux régions différant par leur mode d'écoulement.

La Figure 5 illustre des divers modes d'écoulement

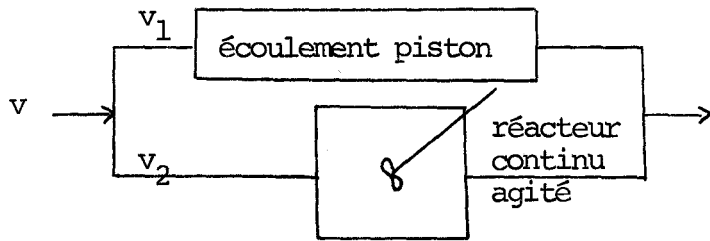


Fig. 5a) écoulement en parallèle

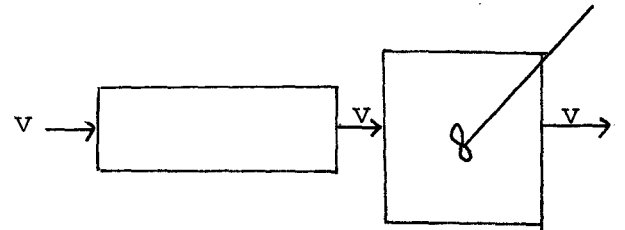


Fig. 5b) écoulement en série

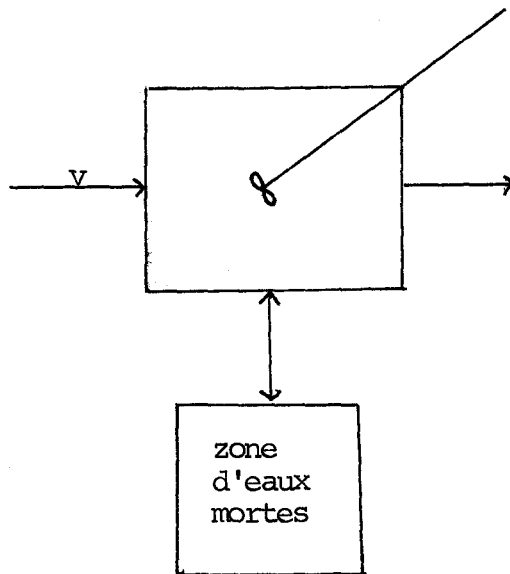


Fig. 5c) écoulement croisé

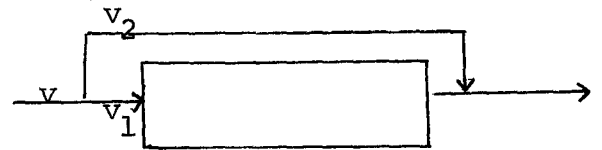


Fig. 5d) court-circuit

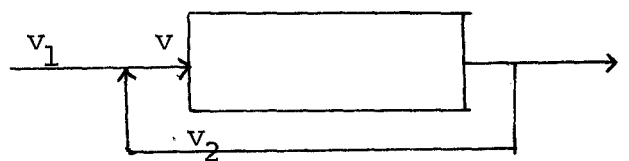


Fig. 5e) recirculation

FIGURE 5 - MODES DE LIAISON ENTRE LES DIFFERENTES REGIONS D'UN MODELE MIXTE

3.3 Modèle de Hayes

L'écoulement croisé se retrouve dans la littérature, (3) combiné avec une zone d'eaux mortes. En effet, Hayes considère le réacteur tubulaire comme constitué d'un courant principal et d'une région d'eaux mortes. A l'interface entre les deux zones, un transfert de masse s'effectue par diffusion.

Au bilan d'oxygène et de BOD du courant principal, Hayes ajoute donc le terme

$$\frac{P}{A_a} N_d \quad 3.1$$

avec

P = surface mouillée entre les deux zones

A_a = section transversale du courant principal

N_d = taux d'addition de masse vers le courant principal en provenance des eaux mortes.

Si la zone d'eaux mortes est parfaitement mélangée et le transfert de masse proportionnel à ΔC , alors

$$N_d = K (C_d - C_a) \quad 3.2$$

avec

K = coefficient de transfert de masse

C_d = concentration dans les eaux mortes

C_a = concentration dans le courant principal

3.4 Possibilités:

Cette équation d'échange de masse entre deux zones, étendue à tous les types de zones est la pierre d'achoppement d'un

modèle tridimensionnel, lequel pourrait être nécessaire pour représenter un cours d'eau de la taille du fleuve St-Laurent.

On constate en effet que la dispersion transversale joue un rôle primordial dans l'évolution des polluants dans le fleuve. Le cône de dispersion à la sortie d'un émissaire est tel que la dégradation totale de la BOD de cet effluent ainsi que la sédimentation de particules solides peut s'effectuer complètement sans que la rive opposée ne soit touchée. Des études de gradients de concentration sur une coupe transversale du fleuve nous apprendrait à quel point ce phénomène se manifeste quant à la profondeur du fleuve. Un modèle du fleuve se doit de considérer cette dispersion, afin de démontrer la nécessité d'une meilleure répartition transversale des égoûts lorsqu'on utilise le pouvoir auto-épurateur du fleuve et la non-nécessité d'une haute épuration lorsque le prochain preneur d'eau est sur la rive opposée. Car, en ces cas, l'écoulement piston peut introduire des erreurs considérables.

La Figure 6 est proposée comme exemple d'un modèle en deux dimensions et tenant compte de la dispersion transversale.

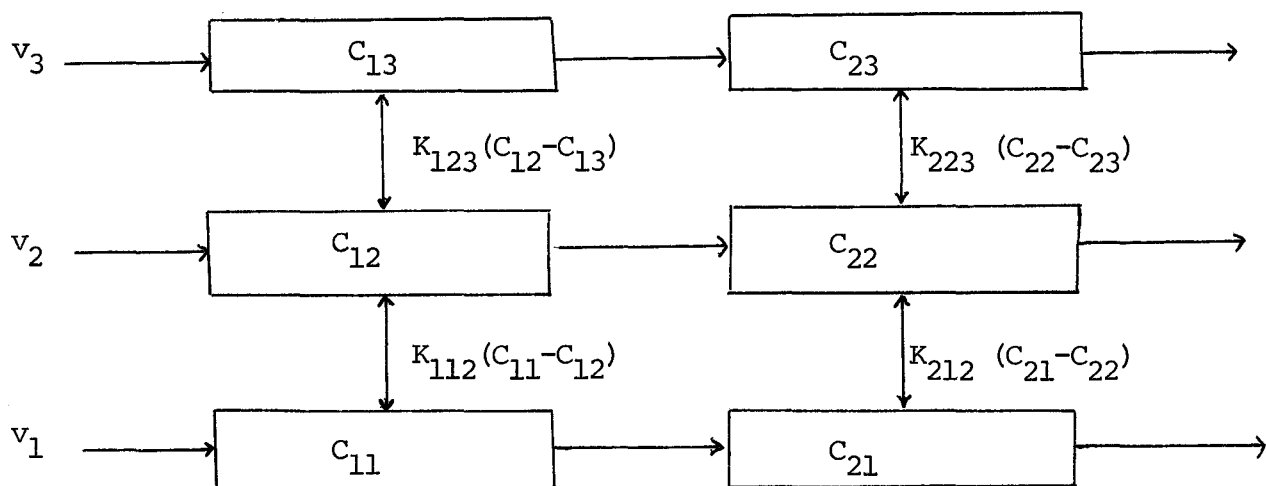


FIGURE 6 - MODELE BIDIMENSIONNEL

On a: $K_{112} > K_{123}$
 $K_{212} < K_{112}$
 $K_{222} > K_{123}$

A une distance raisonnable de l'émissaire on peut réunir les régions 1 et 2 (Fig. 7) et

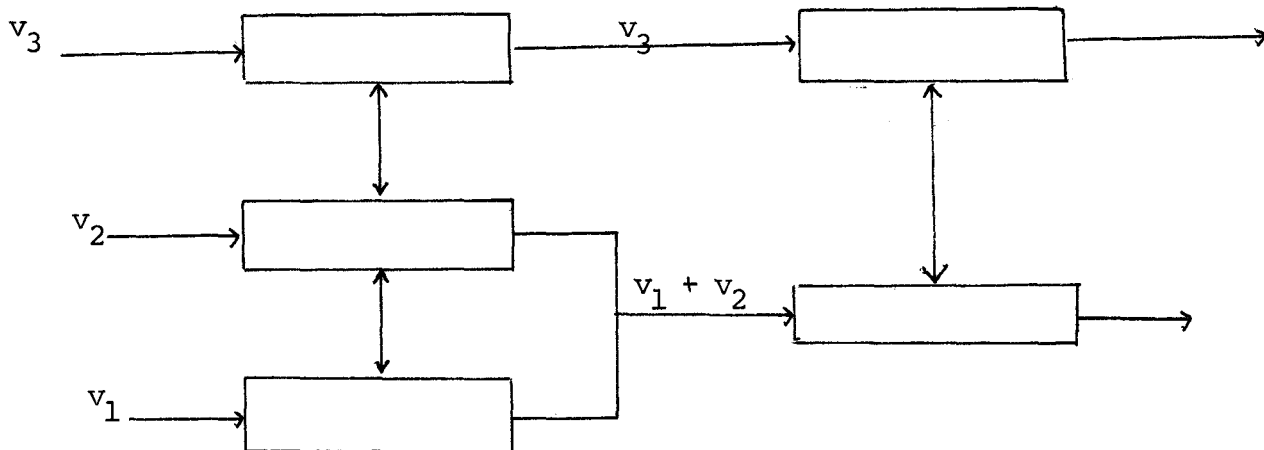


FIGURE 7 - REDUCTION DU MODELE BIDIMENSIONNEL

plus loin encore, tout unir dans un seul réacteur. Le principe est le même pour les trois dimensions.

La détermination des zones et des modes d'écoulement se fait au moyen de traceurs et par la vérification d'un bon nombre d'hypothèse propres à l'auteur du modèle. Le modèle mixte peut considérer toutes les contraintes.

Evidemment les caractéristiques physiques du cours d'eau guident vers le meilleur choix des régions, de leurs volumes respectifs, et de leurs modes d'interconnection.

3.5 Conclusion

Les possibilités de combinaisons dans la formation de modèles mixtes sont illimitées. Cependant, les capacités des ordinateurs ne le sont pas et le nombre de mesure à effectuer sur place doit être raisonnable. Les modèles mixtes sont des rejets du tâtonnement et demandent, en plus de l'imagination et de la logique, une part de chance.

CONCLUSION

La flexibilité d'un modèle dépend du nombre de paramètres impliqués; mais la complexité aussi. Par ailleurs un modèle, ajusté aux conditions de mesures, doit aussi prédire le comportement du cours d'eau lors d'une variation non encore considérée.

Un modèle ne doit pas être une acrobatie mathématique. Les paramètres doivent avoir tous une signification physique. Un modèle implique la coopération d'une vaste gamme de scientifiques, grâce à laquelle il pourra se développer jusqu'à représenter adéquatement tout l'écosystème aquatique.

BIBLIOGRAPHIE

- (1) DENBIGH K.G. and TURNER J.C.R., Chemical Reactor Theory, Cambridge University Press, London, 1971.
- (2) LEVENSPIEL O., Chemical Reactor Engineering, John Wiley and Sons, Inc., New York, 1962.
- (3) SHANNON Karl E., Stream Analysis (lecture notes). A course presented at University of Sherbrooke, dec. 13-17, 1971.
- (4) PEDNEAULT, M. et COUILLARD, D., Elaboration d'un modèle simple de qualité pour la Rivière des Prairies. Rapport interne ici joint comme appendice I.
- (5) LEFORT, D., Modèles Mathématiques de Pollution de Rivière. La Houille Blanche, Numéro Spécial 8/1971, p.p. 699-704.
- (6) GAUDY, A.F., Biochemical Oxygen Demand, Mitchell R., Water Pollution Microbiology, Chap. 13, Wiley Interscience, New York, 1972.
- (7) COUILLARD, D. et PEDNEAULT, M., Aération d'une rivière et consommation de l'oxygène dissous en son milieu. Rapport interne ici joint comme appendice II.
- (8) MEINCK, F., STOOFF, H. and KOHLSCHÜTTER, H., Eaux Résiduaires Industrielles, 4^e. ed. rev. et mis à jour, trad. par André Casser, Masson, Paris, 1970.
- (9) LEVENSPIEL, O. and BISCHOFF, K.B., Ind. Eng. Chem., 51, 1431 (1959); 53, 313 (1961).
- (10) BIRD, R.B., STEWART, W.E. and LIGHTFOOT, E.N., Transport Phenomena, John Wiley and Sons, Inc., New York, 1960.

BIBLIOGRAPHIE (suite)

- (11) NEGULESCU, M. Ch. et DOGARU, L., Etude à l'aide des calculatrices électroniques des possibilités d'évacuation des eaux résiduaires dans les émissaires. La Tribune du CEBEDEAU, 18, 262-263, 1967, pp. 430-439.
- (12) DOBBINS, W.E., BOD and Oxygen Relationships in Streams. J.A.S.C.E. San. Div., 90, SA3, (1964), pp. 53-78.

APPENDICE I

Elaboration d'un modèle simple de
qualité pour la Rivière des Prairies

Marc PEDNEAULT,
Denis COUILLARD.
Octobre 1972

A l'origine, une partie de la proposition de recherche pour l'action concertée 1971-72 se lisait ainsi:

"Nous nous proposons, en première étape, d'étudier la dépendance et l'évolution des trois coefficients caractéristiques (taux de réoxygénation, de consommation d'oxygène, de diminution en matières oxydables) en évidence dans le modèle d'oxygène dissout et de DBO mis au point par DOBBINS en fonction des caractéristiques géométriques, hydrauliques et chimiques. Nous essaierons, dans une deuxième étape, d'améliorer ce schéma. Pour cela, nous serons amenés, dans le développement modulaire du modèle, à utiliser d'autres indicateurs comme la DCO, la quantité de solide en suspension, la teneur en certains sels dissouts et en certaines substances potentiellement toxiques, les caractéristiques thermiques (cinétique de l'évolution) ainsi que certains aspects tels la température, le pH, la concentration de substrat, la concentration de métaux lourds susceptibles d'inhiber la catalyse ou de servir de co-facteurs qui peuvent influencer le mécanisme ou les vitesses des transformations de biodégradation des polluants organiques tels que les carbohydrates, protéines et lipides (provenant d'égoûts domestiques ou industriels) qui n'ont pour effet que la consommation de l'oxygène dissout, ainsi que le mécanisme ou les vitesses de biotransformation de produits toxiques (pesticides, herbicides, polychlorures de biphenyle ou autres qui sont ordinairement transformés en produits moins toxiques) et de produits peu toxiques comme les métaux lourds (par exemple, le mercure) qui sont transformés en produits beaucoup plus toxiques (par exemple, le dimethyle mercure).

A cause de conditions spécifiques au Québec, nous pensons utile dans deux cas précis d'étudier l'augmentation de DBO créée premièrement de façon continue, par la redistribution dans le milieu des résidus organiques déposés (résidus de drave) et deuxièmement sous forme d'impulsion, par le rejet dans la rivière, lors de la fonte des neiges, des déchets accumulés dans les fermes d'élevage.

Un autre aspect mérite d'être pris en considération dans notre contexte: c'est celui de l'évolution de polluants sous couvert de glace où des conditions presque anaérobies peuvent se développer. Cela permettra, en particulier, de déterminer si le cycle d'évolution annuel se déroule à partir de conditions chimiques et biologiques définies et identiques à chaque débâcle.

Les considérations précitées amèneront le développement de modèles déterministiques mais, durant la seconde année de la recherche, nous nous proposons de déterminer des fonctions de transfert aléatoires rendant compte de la nature probabilistique de l'occurrence des débits.

Chacun de ces modèles constituera un module qui fera appel au modèle thermique pour appliquer des corrections à la cinétique (vitesses de réaction) et à la physique (saturation en oxygène) des phénomènes.

Le modèle de cheminement général, à l'intérieur du système riverain, est constitué d'une série de tronçons assez petits pour être considérés comme homogènes et sur lesquels on applique les équations des réseaux maillés en ce qui concerne la continuité des débits liquides et des polluants par l'intermédiaire des coefficients de puits et de sources diffuses ou ponctuelles."

2 PROJET ESCOMPTE

Les limites de tronçons sont fixées par la variation d'un paramètre physique et/ou chimique de part et d'autre du tronçon. Cette division ne peut s'effectuer qu'en connaissance des phénomènes de réaération naturelle et des chocs causés par les émissaires.

Réaération physique naturelle

Le processus de transfert d'oxygène de l'air au milieu aqueux se fait en trois étapes. (2, 3)

Première étape:

La couche de liquide se trouvant à l'interface "gaz-liquide" se sature d'oxygène. Ce taux de transfert d'oxygène est très rapide et cette étape ne contrôle jamais le processus tout entier. L'interface est composé de molécules d'eau orientant leur pôle négatif vers la phase gaz. L'épaisseur de cette couche interfaciale "gaz-liquide" est estimée équivalente à trois molécules d'eau.

Seconde étape:

L'oxygène contenu dans l'interface "gaz-liquide" passe au sein du liquide par diffusion moléculaire. Cette étape contrôle l'absorption d'oxygène lorsque l'écoulement est laminaire et que l'agitation est faible. Lorsque l'agitation au milieu du liquide est plus turbulente, le film interfacial "gaz-liquide" est détruit et c'est le taux de remplacement de ce film qui contrôle l'absorption de l'oxygène.

Troisième étape:

L'oxygène est mélangé au sein du liquide par diffusion et convection.

Réaération par les obstacles (chutes et barrages)

Gameson propose la formule suivante pour la réaération dans les chutes et les barrages:

$$\frac{C_s - C_v}{C_s - C_m} = 1 + 0.037 a b (1 + 0.046 T) h \quad 2.1$$

où C_v et C_m désignent la concentration en oxygène dissout en aval et en amont de la chute, a et b la qualité de l'eau et la forme de la chute, h la hauteur de la chute et T la température de l'eau. Le paramètre difficile à déterminer est le paramètre b (de la forme de la chute).

Ici, il faut souligner le fait que selon une opinion couramment émise, il est intéressant pour la réaération de barrer un cours d'eau pour y créer des chutes. Cette opinion est critiquable, car si localement on améliore la réaération, on la diminue sur toute la partie où l'action de la retenue se fait sentir.

Chocs dus aux émissaires

La figure 1 ⁽⁴⁾ illustre clairement la façon par laquelle un émissaire va influencer un cours d'eau. L'amplitude des variations est évidemment proportionnelle aux débits relatifs de l'émissaire et du cours d'eau, ainsi qu'à la charge polluante de l'émissaire.

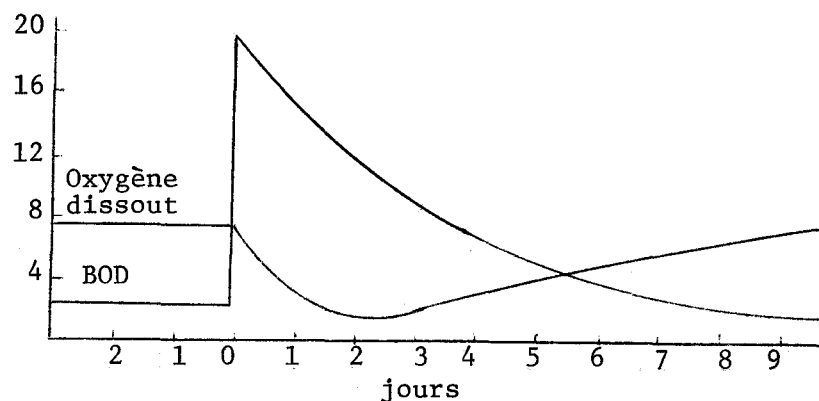


FIGURE 1 - INFLUENCE D'UNE CHARGE POLLUANTE SUR L'OXYGÈNE DISSOUT ET LA BOD EN FONCTION DU TEMPS.

Application

Sur la rivière des Prairies, nous avons défini huit tronçons et, par conséquent, neuf tranches à échantillonner (Figure 2).

Ces tranches se situent:

1. Après l'île Parizeau, juste avant les rapides du Cheval Blanc
2. Après les rapides du Cheval Blanc
3. Avant les rapides du Sault-au-Récollet
4. Après les rapides du Sault-au-Récollet
5. Au barrage de l'Hydro-Québec (île du Cheval-de-terre)
6. Après la chute du barrage, avant l'émissaire de Montréal-Nord (boul. Lauzanne)
7. Avant les rapides de l'île de Pierre
8. Après les rapides de l'île de Pierre
9. Au confluent des rivières des Prairies et des Mille-Isles

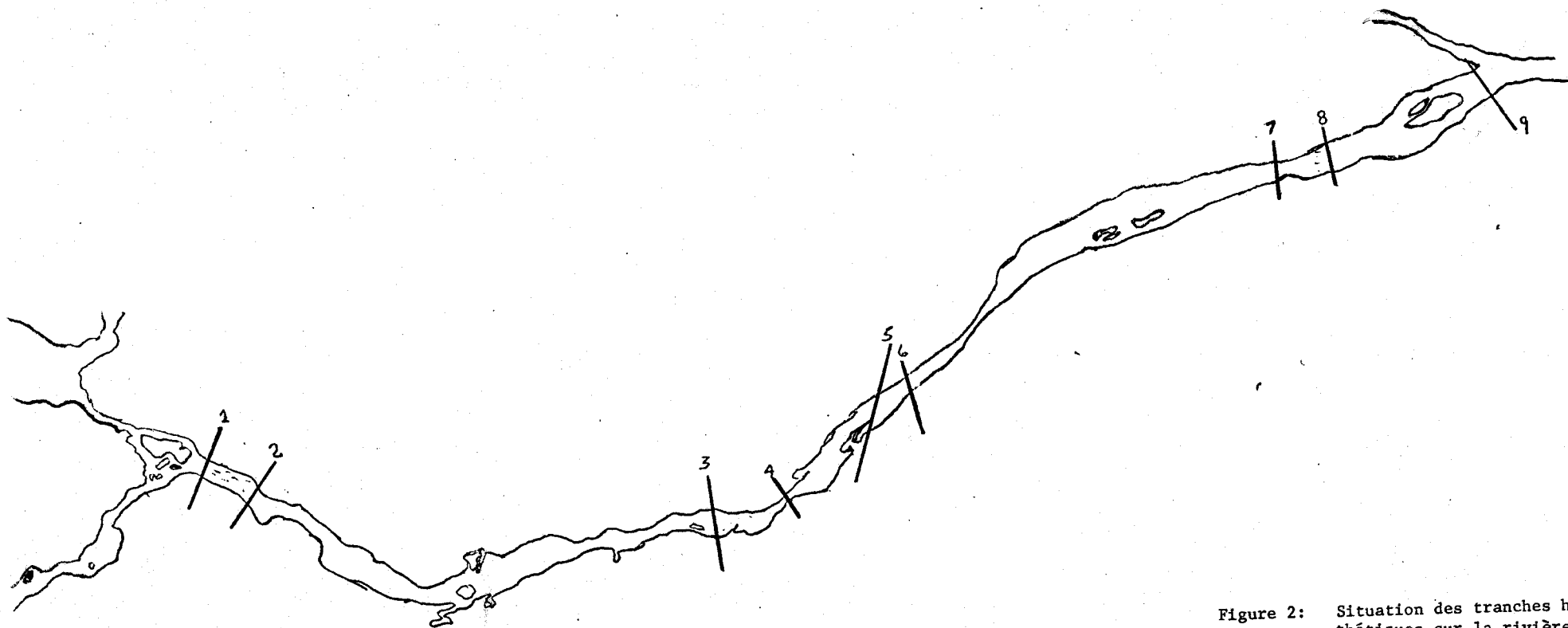


Figure 2: Situation des tranches hypothétiques sur la rivière des Prairies

Un seul échantillon global pour chaque tranche nous aurait donné un modèle linéaire de la rivière. Ce type de modèle s'applique parfaitement lorsque le mélange d'un émissaire avec le cours d'eau est instantané et uniforme. N'ayant aucune preuve de la validité de cette hypothèse, nous voulions étendre notre étude à trois dimensions en prélevant sur chaque tranche quinze échantillons disposés ainsi sur un plan vertical transversal (Figure 3).

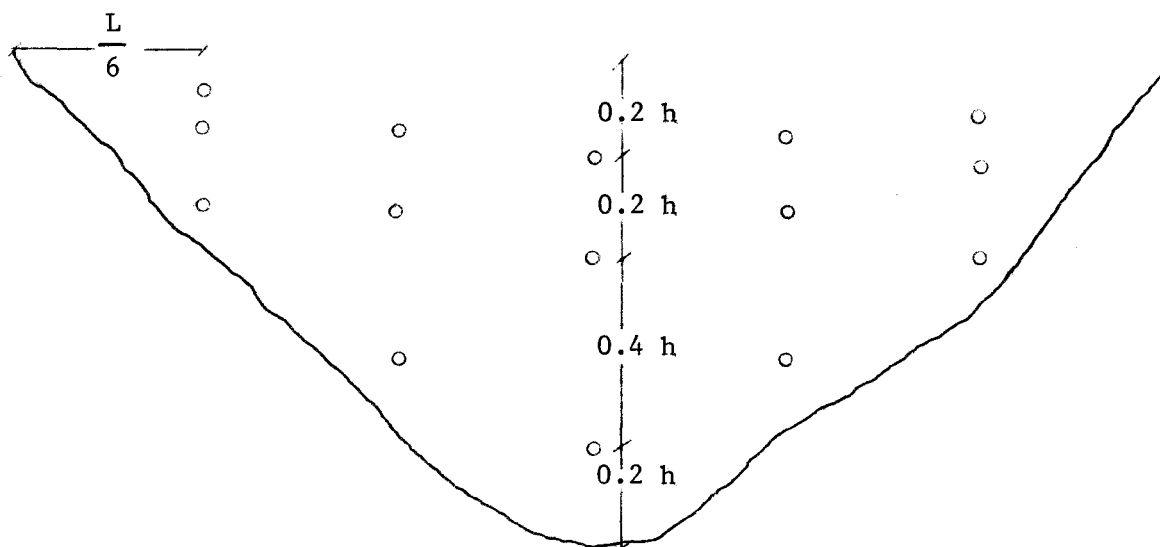


Figure 3: Répartition des échantillons pris sur une tranche

Sur chacune des cinq coupes verticales, trois échantillons sont pris respectivement à 20, 40 et 80% de la profondeur.

L = largeur de la rivière à la tranche

h = profondeur

Sur chaque échantillon, nous voulions des mesures d'oxygène dissout et de demande biochimique d'oxygène après cinq jours (DBO_5). Il nous fallait aussi les constantes cinétiques de biodégradation et de réaération pour l'ensemble de la rivière.

Chaque échantillon, du moins sur deux tranches, devait être prélevé pendant vingt-quatre (24) heures avec un intervalle de quatre heures pour ainsi tenir compte des variations diurnes de la photosynthèse, de même que des variations dans les rejets dus aux activités humaines.

Malheureusement, une main-d'oeuvre limitée autant sur le terrain que dans les laboratoires nous a contraint à réduire le nombre de tranches à trois et le nombre d'échantillons par tranche à six.

De plus, le test DBO_5 a été écarté, vu le temps nécessaire pour l'effectuer et sa précision douteuse. En plus d'être lent, ce test s'avère erratique, difficile à dupliquer et souvent ne sont valables que les résultats statistiques de l'analyse simultanée de plusieurs échantillons similaires. Le test est sensible à la quantité de semence utilisée, à la présence de poisons, lesquels obligent l'acclimatation des semences, à l'insuffisance d'un nutriment (N,P), à l'action positive ou négative des algues selon l'illumination. Bref, la qualité des résultats est fonction de la compétence de l'analyste.

L'absence de mesures de DBO nous a conduits à envisager la possibilité d'utiliser la demande chimique d'oxygène (DCO) et le carbone organique total (TOC) au lieu de la DBO.

En effet, les avantages des tests DCO et TOC sont relatifs au temps nécessaire pour les effectuer; le test DCO demande deux heures alors que le test TOC est pratiquement instantané. Ainsi, ces deux méthodes se prêtent au contrôle.

Il existe, en théorie, une relation entre la DBO et la DCO. On considère que pour un égoût domestique, la DBO ultime équivaut à 90% de la DCO, le 10% consistant en un résidu non biodégradable. Une autre relation évalue la DBO_5 comme étant 0.77 la DBO. On en tire l'approximation suivante:

$$DBO_5 \approx 0.77 \times 0.9 \text{ COD} \approx 0.7 \text{ COD} \quad 2.2$$

Par ailleurs, la DCO et la TOC sont reliées par le rapport de leurs poids atomiques respectifs, ce qui nous donne:

$$\frac{\text{COD}}{\text{TOC}} \approx \frac{32}{12} \quad 2.3$$

$$DBO_5 \approx 0.7 \times \frac{32}{12} \text{ TOC} \approx 1.87 \text{ TOC} \quad 2.4$$

Nous avons tenté une vérification de ces relations très particulières pour la rivière des Prairies. Nous avons utilisé les résultats de relevés de la Régie des Eaux en juin et août 1971 et effectué une analyse de régression sur trente-six (36) points. Le graphique obtenu ainsi que les résultats d'analyse (Figure 4) sont catégoriques: la relation est inutilisable.

Par ailleurs, il existe une méthode, proposée par Anthony F. Gaudy (5) permettant d'utiliser le bilan de DCO comme mesure de biodégradation. Cette méthode attribue à la biodégradation la différence entre la DCO entrant et la DCO sortant d'un tronçon. Cette méthode nous permet donc de suivre l'évolution de la qualité même si elle ne nous donne pas la qualité instantanée et c'est ce qui nous intéresse.

Figure 4

Voi Audi Parent

3 PROJET REALISE

Les résultats de cette campagne nous ont permis de supposer que l'hypothèse d'un écoulement piston était acceptable et que l'application d'un modèle linéaire pouvait être représentative de la rivière.

Les dits résultats présentaient aussi comme particularité une concentration d'oxygène dissout égale à 80% de la saturation aux trois tranches. Nous avons donc cherché à savoir dans quelle mesure l'application d'un modèle simple d'oxygène dissout en régime permanent s'éloignerait de ces conditions. Nous avons considéré que pour une première approximation, on pouvait supposer les valeurs des paramètres manquants.

Les équations de Streeter and Phelps, que nous utiliserons pour ce modèle se retrouvent couramment dans la littérature (6, 7, 8).

Soit pour une rivière divisée en tronçons, la frontière de chaque tronçon étant un point de prise ou de rejet (Figure 5).

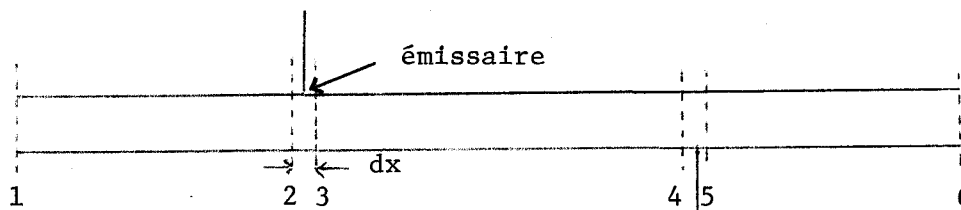


Figure 5: Tronçons de rivière délimités par des tranches

Entre les points 1 et 2, il s'écoule un temps t égal au quotient de la distance X (pi.) sur la vitesse V (en pi./jr) au cours duquel la biodégradation et la réaération agiront ainsi:

$$L_2 = L_1 10^{-\left(k_1 \frac{x}{v}\right)} \quad 3.1$$

$$D_2 = \frac{K_1 L_1}{K_2 - K_1} \left\{ 10^{-\left(k_1 \frac{x}{v}\right)} - 10^{-\left(k_2 \frac{x}{v}\right)} \right\} + D_1 10^{-\left(k_2 \frac{x}{v}\right)} \quad 3.2$$

avec L : demande biochimique en oxygène après 20 jours (mg/li)

K_1 : vitesse de consommation de l'oxygène de l'eau (jr^{-1})

K_2 : vitesse de réaération (jr^{-1})

D : déficit d'oxygène. Il est égal à la concentration de saturation pour la température donnée moins la concentration actuelle en oxygène dissout (mg/li)

Entre les points 2 et 3, les paramètres du cours d'eau sont modifiés par le mélange avec un émissaire possédant ses propres caractéristiques (en lettres minuscules). Les équations sont:

$$Q_3 = Q_2 + q \quad 3.3$$

où Q débit (gpm)

$$\text{et } P_3 = \frac{P_2 Q_2 + P_i q}{Q_2 + q} \quad 3.4$$

Avec P étant une des caractéristiques D, L, ou autre. Possédant progressivement d'amont à aval, l'ordinateur, en répétant une seule boucle, parvient à l'embouchure.

Possédant les données nécessaires sur les émissaires depuis une étude réalisée à INRS - EAU en 1971 (9) et plusieurs données sur l'état de la rivière, nous avons décidé d'attribuer des valeurs théoriques moyennes aux paramètres manquants, soit K_1 , K_2 et V.

La constante K_1 base 10 se tenant entre 0.1 et 0.3 jr^{-1} dans la littérature consultée (7), nous avons décidé de la fixer à 0.2 pour tout le parcours.

Pour K_2 , le choix était plus difficile. Toutefois, sachant que 1.0jr^{-1} pouvait être une valeur maximale et 0.05 une valeur minimale (2), nous avons appliqué la formule de Churchill (6):

$$K_2 = 5.026 U^{0.969} H^{-1.673} \quad 3.5$$

avec H = profondeur (pi.) et U = vitesse (pi./sec.), et utilisé pour tout le parcours la valeur satisfaisante de 0.375jr^{-1} obtenue.

Quant à U, la valeur moyenne observée nous a conduit à changer notre optique vis-à-vis de la rivière des Prairies. En effet, le temps de séjour moyen dans la rivière est compris entre cinq et six heures. Or, nous l'avons vu, les constantes K_1 et K_2 s'expriment en jr^{-1} .

Entre autres, il semble évident que la DBO varie si peu en six heures que la variation peut passer inaperçue; elle est en tout cas négligeable.

Nous avons à expliquer pourquoi la quantité d'O₂ dissout demeurerait stationnaire à 80% de saturation dans la rivière. Utilisant nos valeurs arbitraires pour K₁, K₂ et X/V = 6 heures, sans considérer l'apport des émissaires en DBO, nous avons l'équation 3.2 :

$$D_f = D_i 10^{-0.375 \times 0.25} + \frac{0.2}{0.375 - 0.2} Li \left\{ 10^{-0.2 \times .25} - 10^{-0.375 \times .25} \right\}$$

$$D_f = 0.805 D_i + 0.079 Li$$

Posant une valeur de D_i = 2 mg/li pour une valeur de saturation égale à 10 et de 5.1 mg/li pour L_i⁽¹⁰⁾, nous avons:

$$D_f = 1.61 + 0.4029 \quad 2.0$$

Poussant plus loin l'audace, nous avons utilisé ces valeurs moyennes de K₁, K₂ et V sur douze (12) tronçons délimités ainsi:

Départ: Ile Blizzard

- 1- émissaire P7N
- 2- P85
- 3- P11N - P12N
- 4- P14N
- 5- P17N
- 6- P21N
- 7- P22N
- 8- P26N
- 9- P27N - P28N - P29S
- 10- P30N - P33S - P34S - P35N - P35S - P36N
- 11- P37S - P39N - P41N - P43S - P44S - P45S

Fin: Confluent avec rivière des Mille-Iles.

Nous avons approximé les distances et appliqué le modèle selon le programme APL présenté en table 1.

Les résultats (voir table 2) indiquent, compte tenu du fait que K_1 , K_2 et V ne sont pas réels, une légère augmentation du déficit en oxygène (2.43%), soit pour une saturation de 10 mg/li, une diminution en oxygène dissout de 2.96%, ce que semblent confirmer les résultats de cet été.

Par ailleurs, le DBO augmente de $.243/5.1 \times 100 = 4.76\%$ pour une augmentation de débit de 0.935%. Il va sans dire que ce modèle n'est pas strictement représentatif. Il ne considère pas tous les émissaires, ni les prises d'eau, ni la sédimentation. K_1 , K_2 et V sont des valeurs moyennes approximatives et non celles qui en réalité varient selon les tronçons tels que définis au début. Mais il nous donne idée de l'ordre des variations impliquées dans un modèle plus strict, et peut-être aussi du manque d'intérêt à faire un modèle complexe de la rivière des Prairies. De plus, on peut constater qu'une concentration uniforme de 80% en oxygène dissout est possible.

La rivière des Prairies semble donc en définitive n'être qu'un grand égoût à ciel ouvert, dont l'état est fixé en majeure partie au lac des Deux Montagnes pour toute la durée de son parcours trop bref.

```

▽ SMARC
[1] Q←A+QO,L←D+OρK1←NρK1,0ρK2←NρK2,0ρV←(N+ρY)ρV,0ρD←L+ρI+1,0ρDO←DI,0ρLO←LI
[2] SS:L←L,LO,U←LO×U1+10*-K×XX+Y[I]÷V[I],0ρK←K1[I],0ρKK←K2[I]
[3] D←D,DO,Z←(DO×U2)+(K×LO÷KK-K)×U1-U2+10*-KK×XX
[4] LO←(÷B←QO[I]+A)×(U×A)+LL[I]×QO[I]
[5] DO←(÷B)×(Z×A)+DD[I]×QO[I]
[6] Q←Q,A←B
[7] →(N≥I+I+1)/SS
[8] □←M+Φ(9,N)ρ(NρQ),(,Φ(N,2)ρL),(,Φ(N,2)ρD),QO,Y,LL,DD
▽

```

TABLE 1 - PROGRAMME APL POUR UN MODELE SIMPLE D'OXYGENE DISSOUT
DANS UNE RIVIERE OU L'ECOULEMENT EST DU TYPE PISTON

Q	L		D		QQ	X	LL	DD
	début	fin	début	fin				
7.386E6	5.100E0	5.030E0	2.000E0	2.018E0	4.384E2	1.294E4	5.550E1	6.400E0
7.386E6	5.033E0	5.013E0	2.018E0	2.023E0	1.058E3	3.696E3	7.050E1	7.000E0
7.387E6	5.023E0	4.934E0	2.024E0	2.044E0	2.770E3	1.663E4	9.680E1	9.200E0
7.390E6	4.969E0	4.924E0	2.047E0	2.057E0	8.215E2	8.501E3	4.130E1	9.500E0
7.391E6	4.928E0	4.880E0	2.058E0	2.068E0	1.003E4	9.240E3	1.083E2	9.100E0
7.401E6	5.020E0	5.006E0	2.078E0	2.081E0	2.149E3	2.640E3	1.201E2	9.400E0
7.403E6	5.039E0	5.025E0	2.083E0	2.086E0	7.176E2	2.640E3	4.550E1	8.200E0
7.404E6	5.029E0	4.984E0	2.087E0	2.096E0	2.791E2	8.448E3	4.160E1	3.500E0
7.404E6	4.985E0	4.971E0	2.096E0	2.099E0	4.617E4	2.640E3	1.153E2	9.812E0
7.450E6	5.655E0	5.620E0	2.147E0	2.157E0	2.242E3	5.914E3	6.490E1	3.719E0
7.452E6	5.637E0	5.604E0	2.158E0	2.167E0	2.913E3	5.544E3	1.120E2	6.265E0
7.455E6	5.646E0	5.343E0	2.169E0	2.243E0	0.000E0	5.174E4	1.000E0	1.000E0

Q = débit

L = DBO_u (mg/li)

D = déficit en O_2 (mg/li)
 $D = C_s - OD$

QQ = débit émissaire (gpm)

X = longueur du tronçon (ri)

LL = DBO_u émissaire (mg/li)

DD = déficit en O_2 de l'émissaire (mg/li)

$$K_1 = 0.2 \text{ jr}^{-1}$$

$$K_2 = 0.375 \text{ jr}^{-1}$$

$$V = 432,000 \text{ pi/jr}$$

TABLE 2 - EVOLUTION DE LA RIVIERE DES PRAIRIES POUR LES 12 TRONCONS DEFINIS
 ET SELON LE PROGRAMME DE LA TABLE 1

4 PROJET ENVISAGE

La simplicité des équations de l'écoulement piston et leur similitude avec celles du réacteur discontinu nous ont suggéré l'idée d'un modèle de simulation physique simple.

En effet, dans un écoulement piston en régime permanent, nous avons en un point:

$$\frac{\partial C}{\partial \theta} = 0 \quad 4.1$$

avec C = concentration

θ = temps

et,

$$\frac{\partial C}{\partial \chi} = f(D, L, \dots) \quad 4.2$$

Dans un réacteur discontinu, nous avons:

$$\frac{\partial C}{\partial \chi} = 0 \quad (\text{agitation parfaite}) \quad 4.3$$

$$\frac{\partial C}{\partial \theta} = f(D, L) \quad 4.4$$

Plaçons nous maintenant dans la situation d'un point qui se déplace dans la rivière des Prairies. Nous traversons le premier tronçon entre l'île Blizzard et l'émissaire P-7-N en environ quarante-cinq (45) minutes pendant lesquelles il se produit une certaine réaération naturelle caractérisée par K_2 , une certaine biodégradation et peut-être de la sédimentation et du ruissellement. Puis l'émissaire P-7-N se rejette avec ses caractéristiques données et augmente le débit de:

$$\frac{438.4}{7,386,000} \times 100 = 0.00595\%$$

Plaçons maintenant ce point dans un réacteur discontinu cylindrique, ayant un diamètre égal à la hauteur de liquide, rempli d'eau provenant de la première tranche et dans les conditions naturelles de la première tranche. Pendant quarante-cinq (45) minutes, l'agitation sera telle que la réaération sera égale (toutes proportions gardées) à celle calculée selon OWENS ou CHURCHILL pour la rivière des Prairies dans le premier tronçon. Cette vitesse de réaération pourra être ajustée par des expériences préliminaires d'agitation d'une eau pure désoxygénée artificiellement et réoxygénée dans notre réacteur sous différentes vitesses (ou types) d'agitation. Après quarante-cinq (45) minutes, un échantillon provenant de l'émissaire P-7-N (et dans les conditions naturelles de P-7-N), d'un volume égal à 0.00595% du volume de liquide dans le réacteur sera ajouté.

En procédant ainsi jusqu'au confluent de la rivière des Prairies et de celle des Mille-Iles, soit pendant environ six (6) heures dans le réacteur discontinu, nous devrions pouvoir déterminer assez précisément la constante K_1 de biodégradation.

BIBLIOGRAPHIE

- 1 Projet de recherches sur la gestion de la qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent dans la région montréalaise, INRS - EAU, rapport No. 71-1, le 26 mars 1971.
- 2 Lewis W.K. et Whitman W.G. Principles of Gas Absorption, Ind. Eng. Chem. 16, 1215, (1924).
- 3 Danckwertz P.V., Significance of Liquid Film Coefficients in Gas Absorption, Ind. Eng. Chem., 43, 6, (1951).
- 4 Bartsch Alfred F. and Ingram William Marcus, Stream Life and the Pollution Environment. Reprint from Public Works Publication.
- 5 Gaudy Anthony F. Biochemical Oxygen Demand.
- 6 Owens M., Edwards R. W. and Gibbs J. W. Some Reaeration Studies in Streams. INT. J. AIR WAT. POLL. Pergamon Press 1964, Volume 8, pp. 469-486.
- 7 Negulescu M. Cl. et Dogaru L. Etude à l'aide des calculatrices électroniques des possibilités d'évacuation des eaux résiduaires dans les émissaires. La Tribune du CEBEDEAU, Septembre-Octobre 1965 Volume 18, No. 262-263, pp. 430-439.
- 8 Dobbins William B. BOD and Oxygen Relationships in Streams, Journal of the Sanitary Engineering Division, June 1964, Volume 90, No. SA3, pp. 53-79.
- 9 Couillard D. et al. Caractéristiques physico-chimiques des effluents urbains de l'agglomération de Montréal, INRS - EAU, Rapport No. 4, 1972.
- 10 Vaillancourt Guy. Indices de Pollution des eaux de la rivière des Prairies. Naturaliste Canadien 95, 979-1029 (1968).

APPENDICE II

Aération d'une rivière et consommation
de l'oxygène dissous en son milieu

Marc PEDNEAULT,
Denis COUILLARD.
Octobre 1972.

AERATION D'UNE RIVIERE ET CONSOMMATION
DE L'OXYGENE DISSOUS EN SON MILIEU

par: Denis Couillard,
Marc Pedneault

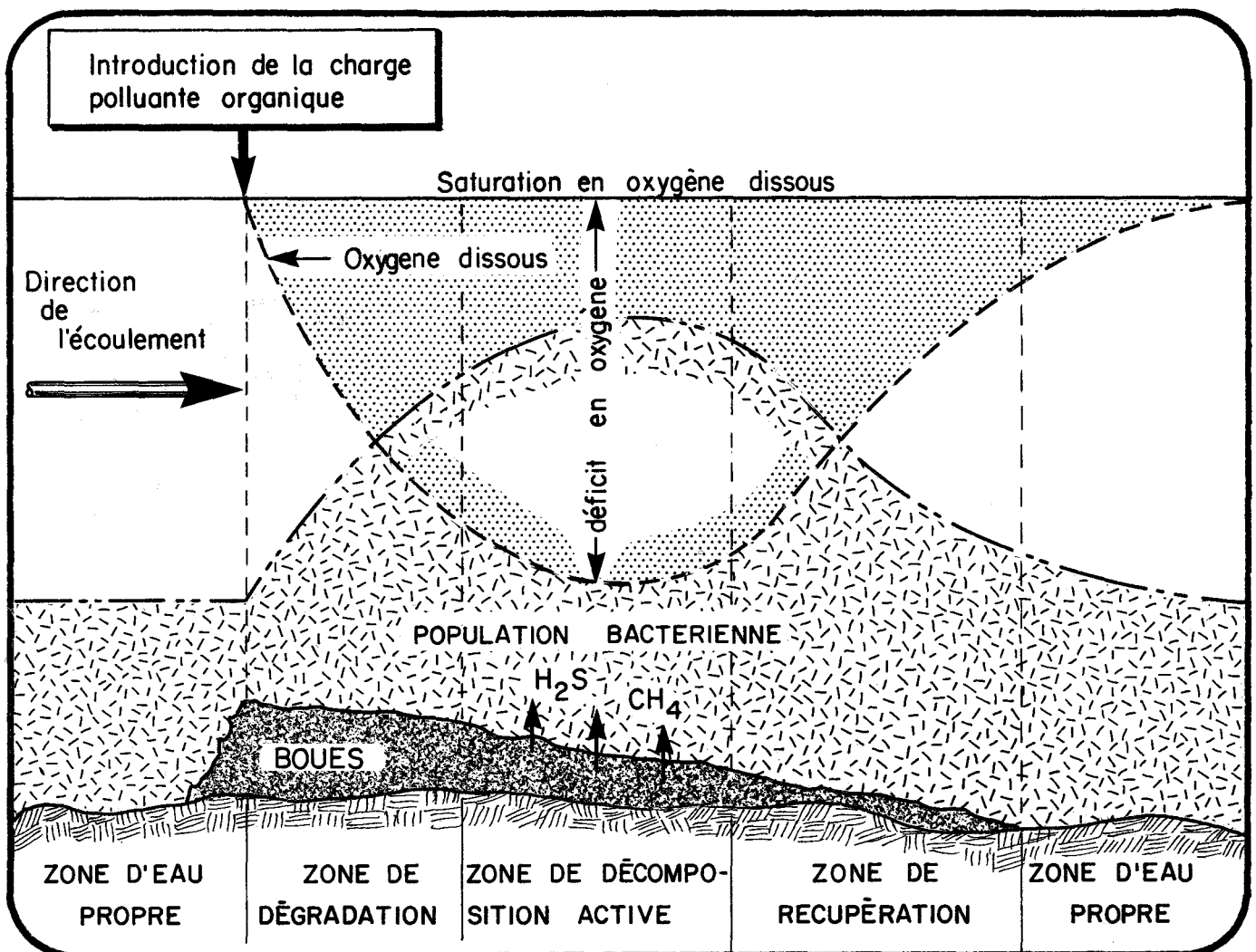
1. EFFET D'UNE CHARGE ORGANIQUE SUR L'OXYGENE DISSOUS DANS UNE RIVIERE

Quand une rivière est sujette à une charge importante en matière organique, le processus normal de l'auto-épuration bactérienne se produit et donne lieu à des zones distinctes de pollution. La figure I montre les changements dans l'oxygène dissous, dans la population bactérienne, ainsi que dans les dépôts de boues pour les différentes zones lorsqu'une charge organique est introduite dans une rivière. Il n'existe pas de divisions rigides entre les zones, mais chacune d'entre elle a des caractéristiques bien particulières. La zone d'eau propre est la condition prévalant dans la rivière avant le rejet de la charge. Dans la zone de dégradation, l'oxygène dissous diminue, la turbidité augmente avec l'augmentation de la population bactérienne et il y a accroissement de la concentration d'ammoniacque et de gaz carbonique. Les formes supérieures de la vie animale (i.e. poissons) ont tendance à fuir cette zone quand les conditions en oxygène deviennent défavorables.

Dans la zone de décomposition active, la concentration en oxygène dissous peut s'approcher de zéro et les produits caractéristiques de décomposition anaérobique tels que le sulfure d'hydrogène $[H_2S]$ et le méthane $[CH_4]$ sont présents. La zone de récupération est caractérisée par une concentration en oxygène croissant parce que le taux de réaération est plus grand que le taux de décomposition.

Les quantités d'ammoniaque et de nitrate grandissent et la population bactérienne décroît. Des poussées extensives d'algues peuvent avoir lieu à cause de la disponibilité de matières nutritives. Après que la récupération complète a eu lieu, la zone d'eau claire réapparaît et l'équilibre dans l'oxygène est de nouveau obtenue. A ce moment, les formes supérieures de la vie animale sont de nouveau présentes.

Il faut se rappeler que l'explication donnée ci-haut, vaut pour une pollution organique, i.e. une pollution "non conservative";



cette pollution disparaît par une auto-épuration due aux actions biologiques de nombreux types de microorganismes aérobies, anaérobies, algues,... Elle relève de la connaissance et de la mesure de critères, tels que la DBO carbonée et la DBO azotée de la pollution rejetée, la réaération physique des cours d'eaux, la photosynthèse, le dépôt de boues, la respiration de ces boues de fond, la température de l'eau...

D'un autre côté, il existe un second type de pollution. C'est la pollution "conservative" et elle concerne les pollutions qui ne sont pas dégradées avec le temps, telles que celles créées par les sels dissous (chlorures calcium, les matières minérales en suspension, sels de chrome...). Ce type de pollution relève essentiellement d'études de type hydraulique des cours d'eaux.

2. INDICATEUR POUR LA POLLUTION ORGANIQUE

Tous les facteurs, tels que la DBO carbonée et la DBO azotée de la pollution rejetée, la réaération physique du cours d'eau, la température de l'eau, la respiration des boues de fond et la photosynthèse ont une influence directe sur la teneur en oxygène dissous, laquelle détermine l'existence ou non de vie macroscopique dans le cours d'eau, en particulier celle des poissons. De plus, l'absence d'oxygène dissous entraîne la décomposition anaérobie des matières organiques présentes dans les cours d'eau et, par conséquent, la formation de gaz nauséabonds.

Pour caractériser l'état d'un cours d'eau, on cherche à se restreindre à un seul paramètre, c'est celui de l'oxygène dissous qui est de loin le plus satisfaisant: c'est celui qui est pratiquement toujours retenu et dont on formule l'évolution en fonction des autres paramètres.

3. EVOLUTION DE LA POLLUTION ORGANIQUE DANS UNE RIVIERE

Durant les cinquante dernières années, les ingénieurs ont été intéressés à évaluer la capacité d'assimilation des charges organiques dans les rivières en fonction de l'oxygène dissous. En d'autres mots, ils cherchaient à savoir combien de charges organiques pouvaient être traitées par une rivière en se servant des processus naturels d'oxydation biologique et de réaération sans pour cela donner lieu à des conditions préjudiciables (i.e. une zone de décomposition active comme cela est montré dans la figure 1). En conséquence, l'oxygène dissous est devenu l'indicateur le plus utilisé de la qualité des eaux d'une rivière et les modèles d'oxygène dissous ont servi comme base de gestion de nombreuses rivières.

Plusieurs modèles d'oxygène dissous ont été proposés. Il suffit de mentionner les modèles de Streeter-Phelps et les modèles de Dobbins-O'Connor (2), (3). Pour l'instant, ces modèles qui ont été établis et testés sur quelques tronçons limités de cours d'eau, ne sont applicables à d'autres tronçons qu'en remaniant parfois de façon importante, les différents coefficients utilisés. Pour cela, nous n'étudierons pas plus en profondeur les modèles proposés ci-haut, mais nous allons passer en revue les facteurs principaux ayant une influence sur l'oxygène dissous et la demande biologique en oxygène.

En plus de la décomposition bactérienne et de la réaération naturelle, tous ou quelques-uns des processus suivants jouent un rôle dans la détermination du niveau d'oxygène dissous d'une rivière.

(i) la diminution de la DBO de la rivière par sédimentation ou absorption;

(ii) l'addition de DBO le long de la rivière par la remise en circulation des dépôts de fond ou par la diffusion de produits organiques partiellement décomposés de la couche du fond de la rivière vers l'eau qui se trouve au-dessus;

(iii) la consommation d'oxygène nécessaire pour satisfaire la demande des organismes aérobiques des dépôts de fond;

(iv) l'addition d'oxygène par l'action photosynthétique des algues et des plantes;

(v) la consommation d'oxygène par la respiration des algues et des plantes;

(vi) les changements dans la forme du lit qui altèrent la turbulence de surface et par conséquent les transferts d'oxygène à partir de l'atmosphère;

(vii) les variations diurnes de la DBO, de l'oxygène dissous, de la température, des vitesses;

(viii) l'addition de DBO sur un tronçon de la rivière due au ruissellement de l'eau de surface;

(ix) la réduction d'oxygène due à l'action de purge au passage du CO_2 , CH_4 , H_2S , éventuellement dégagés par une décomposition anaérobique des dépôts de fond, etc.

Dans les paragraphes suivants, nous allons expliquer quelques-uns des facteurs principaux énumérés plus haut.

3.1 Réaération physique naturelle

Le processus de transfert d'oxygène de l'air au milieu aqueux se fait en trois étapes. (4), (5).

Première étape: La couche de liquide se trouvant à l'interface "gaz-liquide" se sature d'oxygène. Ce taux de transfert d'oxygène est très rapide et cette étape ne contrôle jamais le processus tout entier. L'interface est composée de molécules d'eaux orientant leur pôle négatif vers la phase gaz. L'épaisseur de cette couche interfaciale "gaz-liquide" est estimée équivalente à trois molécules d'eau (voir figure 2).

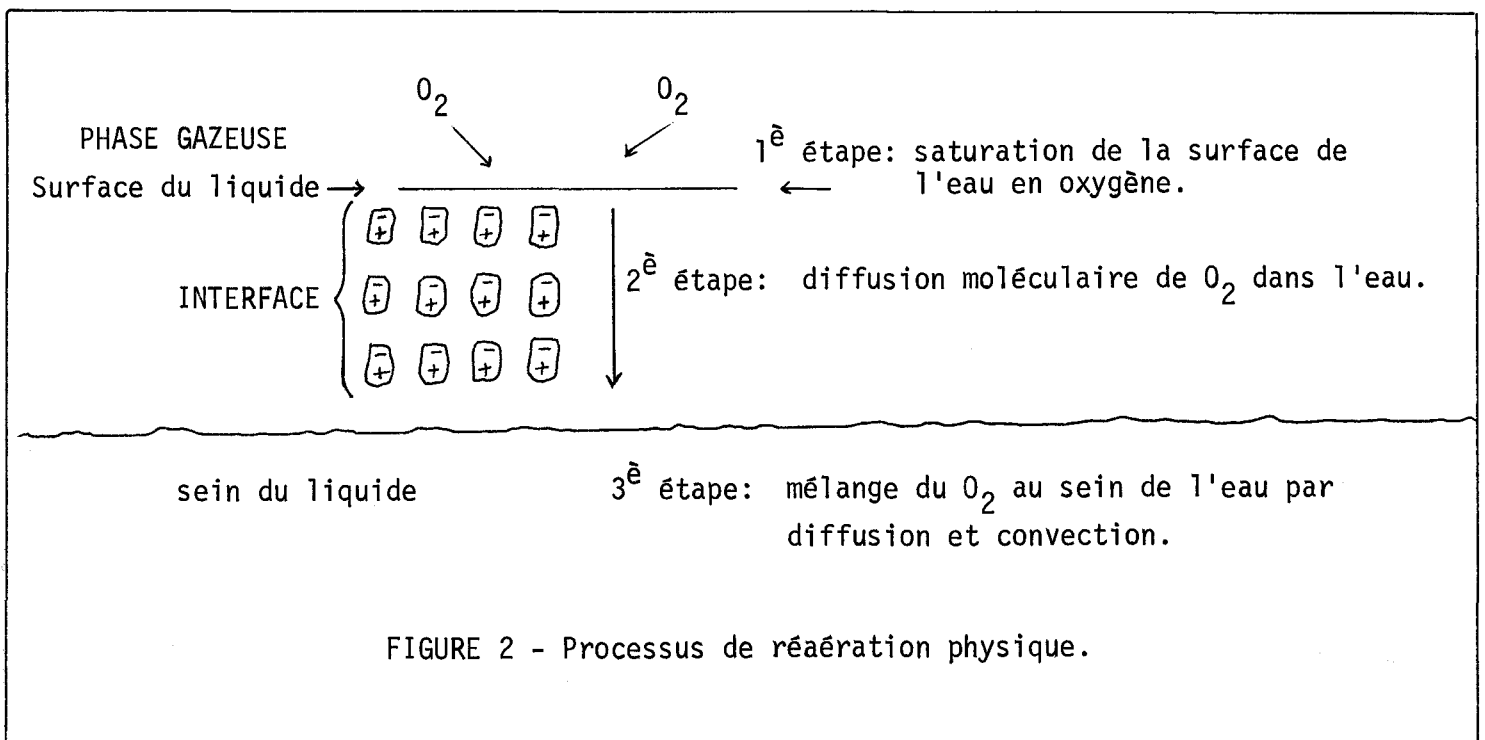


FIGURE 2 - Processus de réaération physique.

Seconde étape: L'oxygène contenu dans l'interface "gaz-liquide" passe au sein du liquide par diffusion moléculaire. Cette étape contrôle l'absorption d'oxygène lorsque l'écoulement est laminaire et que l'agitation est faible. Lorsque l'agitation au milieu du liquide est plus turbulente, le film interfaciale "gaz-liquide" est détruit et c'est le taux de remplacement de ce film qui contrôle l'absorption de l'oxygène.

Troisième étape: L'oxygène est mélangé au sein du liquide par diffusion et convection.

Les trois étapes citées plus haut peuvent être résumées dans l'équation mathématique suivante:

$$\frac{dC}{dt} = K (C_s - C)$$

où C désigne la concentration en oxygène dissous à l'instant considéré, C_s la concentration en oxygène dissous à saturation à la température du cours d'eau et K est le coefficient de transfert d'oxygène.

Une étude de corrélation sur les mesures publiées par Owens, Edwards et Gibbs (6) a montré que la formule

$$K = 5.026 V^{0.969} H^{-1.673}$$

était très appropriée pour décrire le paramètre K . Dans cette équation, V désigne la vitesse moyenne d'écoulement de l'eau en pi/sec et H la profondeur moyenne en pi.

3.2 Réaération par les obstacles (chutes et barrages)

Gameson propose la formule suivante pour la réaération dans les chutes et les barrages:

$$\frac{C_s - C_v}{C_s - C_m} = 1 + 0.037 a b (1 + 0.046 T) h$$

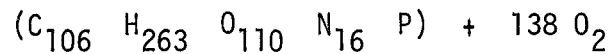
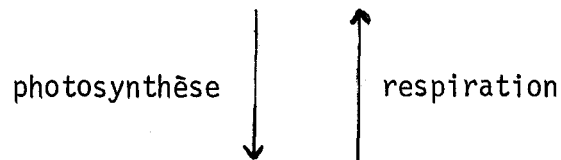
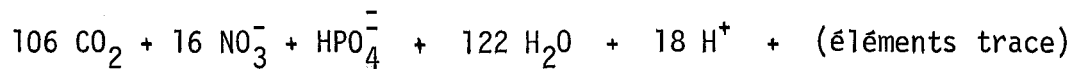
où C_v et C_m désignent la concentration en oxygène dissous en aval et en amont de la chute, a et b la qualité de l'eau et la forme de la chute, h la hauteur de la chute et T la température

de l'eau. Le paramètre difficile à déterminer est le paramètre b (de la forme de la chute).

Ici, il faut souligner le fait que selon une opinion couramment émise, il est intéressant pour la réaération de barrer un cours d'eau pour y créer des chutes. Cette opinion est critiquable, car si localement on améliore la réaération, on la diminue sur toute la partie où l'action de la retenue se fait sentir.

3.3 Photosynthèse

Dans les cours d'eau où les plantes ou planctons sont en nombres suffisants, la production d'oxygène par photosynthèse est parfois si importante que l'on note des concentrations en oxygène double ou triple de la saturation. Cette production est liée au cycle diurne du rayonnement solaire. Par contre, les jours où le ciel est couvert et où les plantes ne font que consommer de l'oxygène pour leur respiration propre, les plantes participent avec la pollution à la consommation de l'oxygène dissous; elles le font d'ailleurs en permanence, mais le bilan ne reste positif que lorsqu'il y a ensoleillement. L'équation chimique de la photosynthèse et de la respiration peut s'écrire:



(composition moyenne de la cellule d'algues)

Il est évident que cette photosynthèse produit des fluctuations diurnes en oxygène dissous. Une représentation caractéristique de ce phénomène est donnée par O'Connor (3) et est reproduit à la figure 3. Il faut noter que le maximum de l'oxygène dissous correspond pratiquement au maximum de l'éclairage solaire et que les minima se produisent durant la nuit. O'Connor et Ditoro (7) proposent que le taux de production d'oxygène par la photosynthèse des algues est une fonction périodique de la forme:

$$O(\theta) = O_m \sin \left\{ \frac{\pi}{P} (\theta - \theta_s) \right\}$$

quand $\theta_s \leq \theta < \theta_s + P$

$O(\theta) = 0$ quand $\theta_s + P \leq \theta < \theta_s + 1$

où

- $O(\theta)$ exprime le taux d'oxygène;
- O_m exprime le taux maximum de production d'oxygène;
- P exprime la fraction du jour durant laquelle il fait clair;
- θ_s exprime le temps (en fraction) où la clarté du jour commence;
- θ exprime le temps (en fraction du jour).

En supposant que cette fonction se répète périodiquement chaque jour, on peut développer cette fonction en série de Fourier. Une augmentation de n'importe lequel des nutriments (CO_2 , N ou P) pendant que les autres sont en excès, causera une situation favorisant la surproduction par photosynthèse. C'est la raison pour laquelle les charges en éléments nutritifs, en plus des charges organiques, peuvent causer des problèmes importants au niveau de l'oxygène dissous dans une rivière.

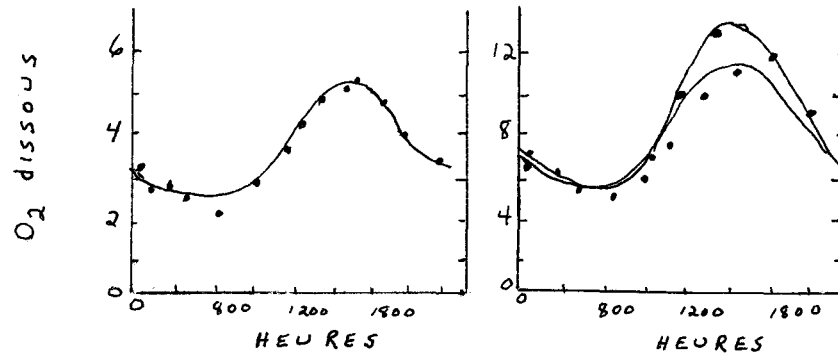


Figure 3: Variations diurnes pour l'oxygène dissous dans les rivières

3.4 Respiration par les boues de fond

Dès que la vitesse d'un cours d'eau important est inférieure à $\frac{1}{4}$ mille/heure (8), on observe la formation de dépôts; l'effet de ces dépôts est d'autant plus important que l'on se trouve près des rejets non traités. Dans certaines rivières ayant des dépôts organiques de fond importants (qui peuvent être d'origine soit naturelle, soit humaine), on a observé que la demande en oxygène dissous et la contribution à la DBO de ces sédiments peuvent compter pour 50% de la diminution en oxygène dissous.

Pour déterminer l'importance de cette déposition, certains auteurs observent l'évolution de la DBO ultime le long du cours d'eau (figure 4).

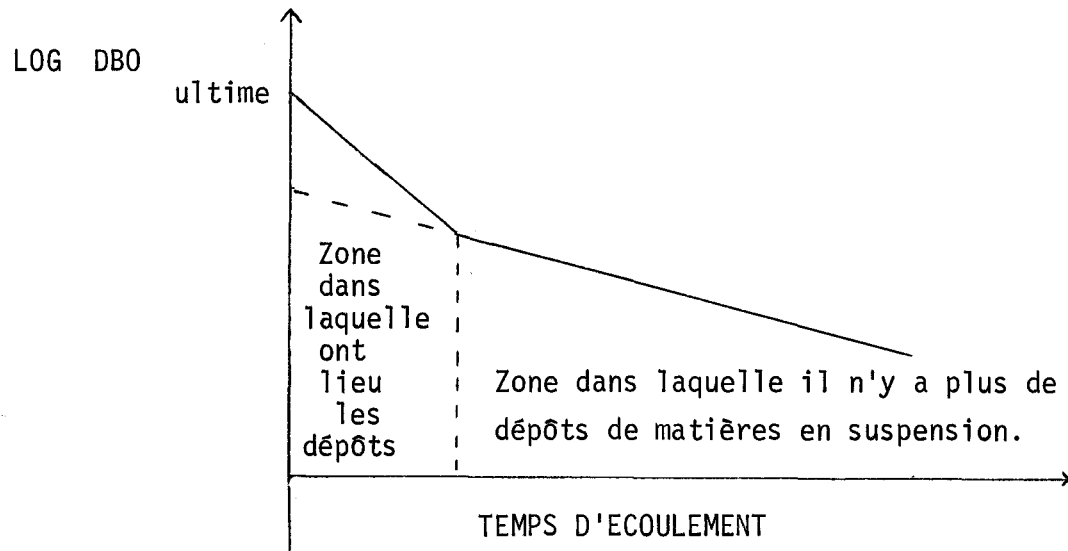


FIGURE 4: Evolution de la DBO ultime le long d'un cours d'eau

On admet qu'au début, la diminution de la DBO de l'eau est due à la superposition de deux phénomènes: a) dégradation de la matière organique (diminution de la DBO) avec consommation équivalente en oxygène dissous;

b) dépôt dans la fond de l'eau des sédiments organiques et diminution de la DBO en suspension.

Après un certain temps "t", la diminution de la DBO ultime devient moins rapide et on admet que cette différence provient du fait qu'il n'y a plus de décantation et que l'on se trouve en présence de dégradation seulement. La différence entre la pente à l'origine (décantation + dégradation) et la pente correspondant à la dégradation de la matière organique donne le taux de diminution de la DBO

par sédimentation. Il est donc évident que la mesure de ce taux en laboratoire n'est pas possible et il faut le mesurer in situ dans le milieu.

Les zones où l'on trouve des boues sont des zones particulièrement critiques. Toutefois si l'on fait le bilan de tout l'oxygène qui aurait été nécessaire à des bactéries aérobies pour détruire cette pollution décantée, la quantité réellement consommée est moindre; la présence d'un milieu anaérobie à quelques mm. de la surface du dépôt en est la preuve. Néanmoins, cette consommation se chiffre suivant les cas de 2 à 5 g./m²/jour; ce qui est loin d'être négligeable comparé à un taux de réaération d'environ 3 g./m²/jour pour un cours d'eau de 2 m. de profondeur et coulant à ½ mille à l'heure et ayant une concentration en O₂ dissous de 50%.

La remise en suspension des sédiments lors des dragages peut être importante et on devrait la prendre en considération comme une nouvelle source de pollution, mais son effet est toujours difficile à chiffrer. De même, la remise en suspension des sédiments lorsque la vitesse d'écoulement du cours d'eau devient supérieure à une certaine vitesse limite évaluée à ½ mille à l'heure n'a pas été étudiée. Il faut ajouter que cette condition prévaut en période de crues et que ces périodes ne sont pas des périodes critiques au point de vue pollution.

4. MESURE DE LA QUALITE D'UN COURS D'EAU

La qualité d'une eau est déterminée par de nombreux facteurs et il est nécessaire de mesurer une grande variété de paramètres pour détecter les changements de qualité d'un cours d'eau dans le temps.

4.1 Paramètres à mesurer.

La température, l'oxygène dissous, la demande biochimique en oxygène et les solides en suspension sont des indicateurs de qualité qui peuvent varier beaucoup dans le temps; mais une étude sérieuse d'un cours d'eau ne peut négliger aucun de ces paramètres parce que chacun a une signification importante. Par exemple l'oxygène dissous et la demande biochimique en oxygène reflètent la dégradation des matières organiques. En effet, ces deux paramètres sont reliés entre eux et la mesure de l'oxygène dissous demande aussi une mesure de la matière biodégradable dans le cours d'eau. La mesure des solides en suspension est aussi importante parce que l'accumulation des solides dans le fond de la rivière et leur dégradation cause une demande accrue en oxygène.

4.2 Limite de variation du paramètre "oxygène dissous".

Si le O_2 tombe à 0, les conditions de dégradation anaérobie prévalent et il y a dégagement d'odeurs nauséabondes.

Si le O_2 atteint 3 à 4 mg./l., la vie aquatique est affectée et sous certaines conditions, les poissons meurent.

De plus, selon les autorités de la "State of South Carolina Water Pollution Control", une eau ayant une concentration en O_2 égale ou supérieure à 5 ppm peut servir d'eau de consommation domestique et d'eau pour l'industrie alimentaire après un simple traitement de stérilisation.

Par contre, une eau ayant une concentration en oxygène supérieure à 4.5 ppm peut servir d'eau de baignade, tandis qu'une eau ayant une

concentration de plus de 4.0 ppm peut servir d'eau de consommation domestique et d'eau d'industries alimentaires après un traitement complet.

Enfin, une eau avec une concentration de O_2 égale et supérieure à 2.0 ppm peut servir à des fins industrielles et agricoles.

4.3 Technique d'échantillonnage et de mesure de l'oxygène dissous.

Actuellement, la meilleure technique pour l'évaluation de l'oxygène dissous dans une eau est la mesure en continu avec une électrode à oxygène.

REFERENCES

- (1) Bartsch, A.F., Ingram, W.M., "Stream Life and the Pollution Environment", J. Public Works, Ridgewood, New Jersey, (1965).
- (2) Danckwertz, P.V., "Significance of Liquid Film Coefficients in Gas Absorption", Ind. Eng. Chem., 43, 6, (1951).
- (3) Dobbins, E., "BOD and oxygen relationships in streams", Jour. of the Sanitary Engineering Div., proc. ASCE, SA3, juin, page 53, (1964).
- (4) Klein, L., Jones, J.R.E., Hawkes, H.A., et Downing, A.L., "River Pollution; Causes and Effects", Butterworths, Londres, (1962).
- (5) Lewis, W.K., et Whitman, W.G., "Principles of Gas Absorption", Ind. Eng. Chem., 16, 1215, (1924).
- (6) O'Connor, D.J., et Ditoro, D.M., "Photosynthesis and Oxygen Balance in Streams", J.A.S. San Div., 96, 547, (1970).
- (7) O'Connor, J., "The temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in streams," Water Resources Research, vol.3 No. 1, page 65, (1967).
- (8) Owens, M., Edwards, R.W. et Gibbs, J.W., "Some Reaeration Studies in Streams", Int. J. Air Wat. Poll., 8, page 469, (1964)