



# MODÈLES MATHÉMATIQUES DE POLLUTION DE RIVIÈRE

par **D. LEFORT**

Centre de Recherches de Pont-à-Mousson

Devant la complexité que présente la prévision de l'état d'une rivière en fonction des pollutions qui y sont rejetées, de nombreux auteurs ont été amenés à proposer des modèles mathématiques pour en décrire l'état.

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.

A partir de l'étude (\*) que nous poursuivons également sur ce sujet, nous nous proposons aujourd'hui de vous entretenir essentiellement des phénomènes contribuant à l'autoépuration, de leur importance respective et de la manière dont on peut en tenir compte : ceci constitue la partie théorique de l'approche.

Des campagnes de mesures à réaliser permettront de faire la critique des hypothèses que nous formulons.

## Préambule

### Domaines explorés.

Tout d'abord, il y a lieu de distinguer deux types principaux de pollution : la pollution « conservative » et la pollution « non conservative ».

L'étude du premier type de pollution, la pollution conservative, relève essentiellement d'études de type hydraulique des cours d'eaux : 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...).

L'étude du second type de pollution, la pollution non conservative, est celle de la pollution organique; cette pollution disparaît par une autoépuration 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, la photosynthèse, le dépôt de boues, la respiration de ces boues de fond, la température de l'eau...

Tous ces facteurs ont une influence directe sur la teneur en oxygène dissous, laquelle teneur 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.

Comme 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 donc celui qui est pratiquement toujours retenu et dont nous formulons l'évolution en fonction des autres paramètres.

### Domaines d'application de tels modèles.

#### a) Modèles statistiques.

L'établissement des modèles statistiques (type Churchill) repose sur la mesure pendant un temps assez long (deux ou trois cycles annuels sont souhaitables) des paramètres

(\*) Cette étude est financée par la D.G.R.S.T., et par la Société Degrémont.

## D. LEFORT

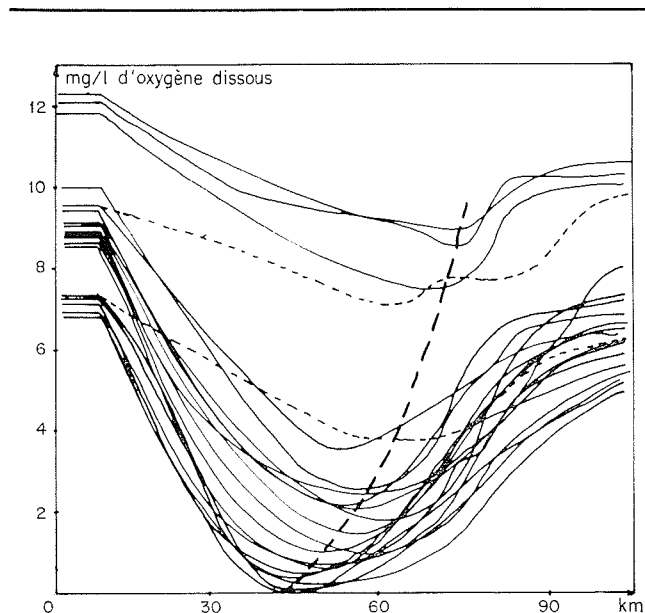
principaux du secteur de rivière que l'on veut étudier. On établit ensuite les relations de corrélations multiples qui peuvent lier les différents paramètres pris en compte. Ainsi des exemples ont montré que l'on peut prévoir le profil en oxygène d'un secteur de cours d'eau avec une précision de l'ordre de  $\pm 30\%$  connaissant à l'entrée le débit, la température, l'heure et l'oxygène dissous initial (fig. 1).

Ce sont des modèles simples à établir, qui permettent de connaître avec une bonne précision l'état d'un cours d'eau, mais qui ne permettent pas de prévoir l'incidence sur le cours d'eau d'une modification importante des rejets ou prélèvements ayant lieu en amont ou même sur le secteur étudié.

### b) Modèles analytiques.

Ces modèles reposent sur l'analyse de tous les mécanismes biologiques, physiques et chimiques qui se passent dans un cours d'eau.

Même si l'établissement de tels modèles se révèle beaucoup plus complexe, ils présenteront l'avantage lorsqu'ils seront au point, c'est-à-dire lorsque tous les mécanismes seront connus, de prévoir l'incidence de toute modification du régime hydraulique ou des apports de pollution (nouveau rejet, station d'épuration...)



1/ Profil d'oxygène dissous à différentes périodes de l'année (données Churchill).

## Facteurs connus influençant la teneur en oxygène dissous d'un cours d'eau

### Dépôt des matières en suspension. Remise en suspension.

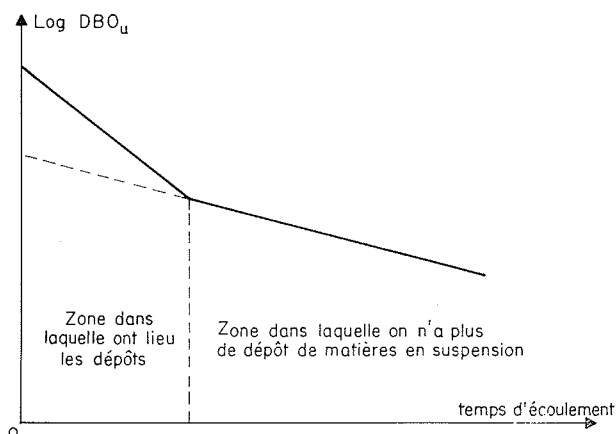
Dès que la vitesse d'un cours d'eau important est inférieure à 10 km/j, on observe la formation de dépôts; ces dépôts sont d'autant plus conséquents que l'on se trouve près des rejets non traités. Pour déterminer l'importance de cette déposition, certains auteurs observent l'évolution de la DBO ultime le long du cours d'eau. En effet, on obtient des courbes ayant la forme de la figure 2.

On admet que dans un premier temps la diminution de la DBO de l'eau est due à la superposition de deux phénomènes :

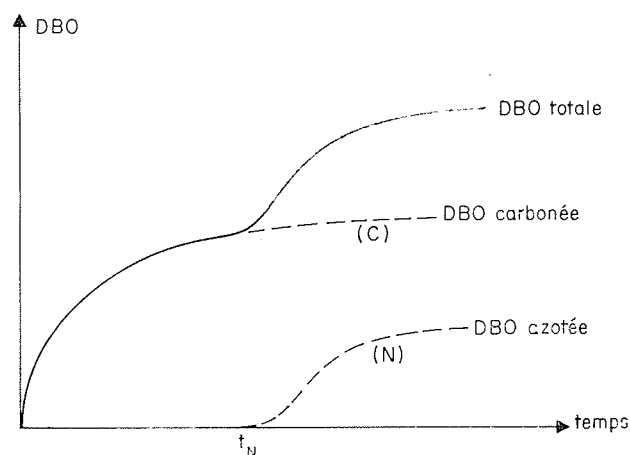
- diminution propre de la DBO de l'eau avec consommation équivalente en oxygène dissous;
- déposition progressive dans le fond du cours d'eau de la DBO en suspension.

Dans un second temps, où la diminution de la DBO limite en fonction du temps est moins rapide, on admet 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 pollution donne le coefficient de diminution de la DBO par sédimentation. La mesure directe de ce coefficient n'est pas possible en laboratoire. Seule la constatation *in situ* permet actuellement de déterminer ce coefficient.

Pour la remise en suspension qui a lieu lorsque la vitesse d'écoulement redevient supérieure à 20 km/j le problème n'a pas été étudié puisque les périodes de crues ne sont pas des périodes critiques. Par contre, la remise en suspension provoquée par des dragages est à prendre en considération comme une nouvelle source de pollution; elle est toujours difficile à chiffrer.



2/



3/

**Réaération des boues de fond.**

Au lieu de provoquer une consommation d'oxygène tout au long de son écoulement, la pollution qui décante localise cette consommation aux points où elle est déposée; on a dans de telles zones :

- consommation d'oxygène due à la pollution en suspension;
- consommation d'oxygène par les boues de fond;
- réaération médiocre du fait de la faible vitesse d'écoulement.

Ces zones où l'on trouve des boues sont donc 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 une preuve. Néanmoins, cette consommation se chiffre suivant les cas de 2 à 5 g/m<sup>2</sup>/j, ce qui est loin d'être négligeable. (Un cours d'eau de 2 m de profondeur, coulant à 10 km/j, ayant une concentration en O<sub>2</sub> dissous de 50 % se réaère à 3 g/m<sup>2</sup>/j environ).

**DBO carbonée, DBO azotée.**

La DBO<sub>5</sub> est un moyen conventionnel, permettant de mesurer les pollutions; elle est définie par la consommation en oxygène à l'abri de la lumière et à 20 °C d'un échantillon d'eau correctementensemencé biologiquement, et ce en cinq jours.

Le problème posé est la consommation réelle d'oxygène du même échantillon, dans son milieu naturel : température différente, ensemencement différent et évoluant, mélange au cours du temps avec d'autres pollutions...

En laboratoire l'allure de la courbe donnant la consommation d'oxygène en fonction du temps est à peu près celle donnée par la figure 3.

On admet que cette courbe correspond à la somme de deux courbes élémentaires.

La courbe C représente la destruction des composés organiques carbonés, aussi la DBO correspondante est appelée DBO première étape (first stage BOD) ou DBO carbonée.

La seconde courbe (N) qui, en fait, ne peut être obtenue que par différence entre la DBO totale et la DBO carbonée, correspond à la destruction par les bactéries des composés de l'azote : cette destruction s'effectue en plusieurs étapes, NH<sub>3</sub> → NO<sub>2</sub><sup>-</sup> → NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. La première question qui se pose est alors de connaître le moment à partir duquel intervient cette seconde étape, ce qui permet de connaître la consommation d'oxygène liée à la destruction de cette pollution organique.

On considère en général que cette seconde étape démarre au bout de 1 à 20 jours, temps nécessaire pour que se constituent les populations bactériennes nitrifiantes suffisantes.

Ce délai est fonction :

- de l'état d'avancement de dégradation de la pollution considérée (type de station amont...);
- du rapport des pollutions carbonées et azotées restant à détruire (distance par rapport au rejet, ajout de nouvelles pollutions carbonées...);
- du mélange avec d'autres populations bactériennes;
- de la température.

L'allure des courbes permet d'écrire pour la pollution carbonée (cf. fig. 4) :

$$\frac{dD_t}{dt} = \frac{d(L_c - L_t)}{dt} = - \frac{dL_t}{dt} = K_{1C}L_t$$

D<sub>t</sub> : oxygène consommé au bout du temps t;

t : temps en jours;

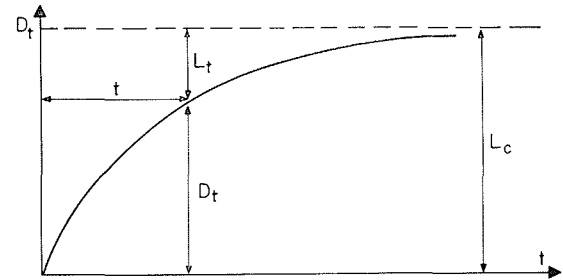
L<sub>t</sub> : DBO carbonée limite restante au bout du temps t;

L<sub>c</sub> : L<sub>c</sub> = L<sub>t</sub> + D<sub>t</sub> = DBO carbonée initiale limite;

K<sub>1C</sub> : coefficient de consommation d'oxygène due à la DBO carbonée, exprimé en jour<sup>-1</sup>.

Ce qui conduit à l'équation classique :

$$L_t = L_c e^{-K_{1C}t} \quad \text{et} \quad D_t = L_c (1 - e^{-K_{1C}t})$$



4/

Pour la pollution azotée, on peut écrire :

$$\frac{dD_t}{dt} = K_{1N}L_t$$

Soit :

$$D_t = L_N (1 - e^{-K_{1N}(t-t_N)})$$

où :

L<sub>N</sub> : DBO azotée initiale limite;

t<sub>N</sub> : temps au bout duquel intervient la DBO azotée (en jours);

t : temps en jours (t > t<sub>N</sub> sinon D<sub>t</sub> est < 0);

K<sub>1N</sub> : coefficient de désoxygénation due à la DBO azotée, exprimé en jour<sup>-1</sup>.

Si l'on considère maintenant ce qui se passe réellement dans un cours d'eau, on s'aperçoit que la pollution disparaît beaucoup plus rapidement que prévu et ce indépendamment des problèmes de décantation. En plus, le coefficient K<sub>1C</sub> que l'on a mesuré en tête de secteur près du rejet se trouve avoir une valeur plus faible en fin de secteur. Ceci explique que pour K<sub>1C</sub> on puisse trouver dans la littérature des valeurs variant de 0,02 à 0,70 j<sup>-1</sup> (base e) : c'est une variation énorme en comparaison des valeurs généralement trouvées en laboratoire pour les rejets habituels.

Pour K<sub>1N</sub>, l'éventail est plus restreint (0,07 — 0,14 j<sup>-1</sup>); il faut reconnaître dans ce cas que les auteurs qui ont fait la distinction entre DBO carbonée et azotée sont moins nombreux.

L'explication généralement donnée à cette divergence repose sur l'existence dans les cours d'eau de la dispersion longitudinale.

**Réaération physique naturelle.**

La mesure directe de la réaération physique d'un cours d'eau n'est possible que dans le cas où l'on se trouve en présence de cours d'eau non pollués ou très peu pollués et dont la teneur en oxygène dissous a pu être abaissée artificiellement : aval d'une retenue importante, ajout de sulfite dans l'eau... Dans ce cas, on peut déterminer le coefficient K<sub>2</sub> de la relation :

$$\frac{dC}{dt} = K_2 (C_s - C)$$

## D. LEFORT

où  $C$  désigne la concentration en oxygène dissous à l'instant considéré, et  $C_s$  la concentration en oxygène dissous à saturation à la température du cours d'eau.

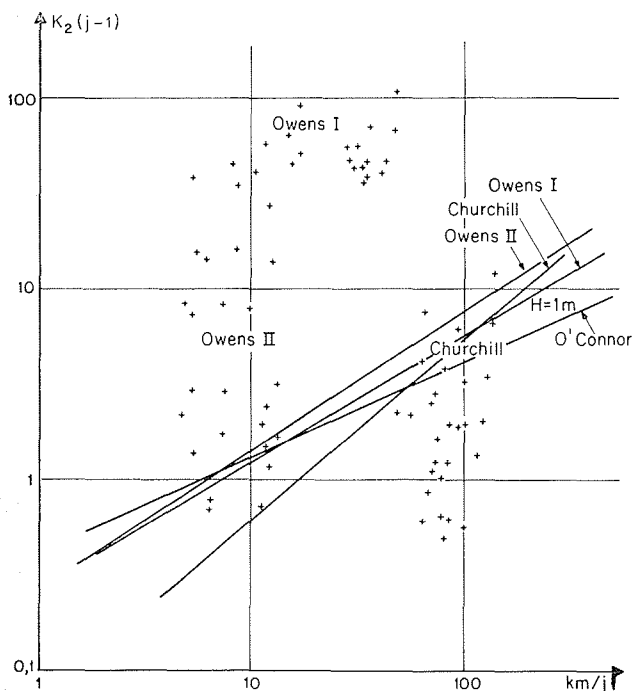
Des études théoriques (O'Connor et Dobbins) et des mesures ont conduit différents auteurs à écrire le paramètre  $K_2$  sous la forme :

$$K_2 (j^{-1}) = k \frac{U^a}{H^b}$$

où  $U$  désigne la vitesse moyenne d'écoulement de l'eau et  $H$  la profondeur moyenne.

Trois formules sont généralement utilisées pour déterminer  $K_2$ ,  $U$  étant exprimé en km/j et  $H$  en mètres :

1. Formule de Churchill :  $K_2 = 0,066 U^{0,969} H^{-1,673}$
2. Formule d'Owens (I) :  $K_2 = 0,268 U^{0,67} H^{-1,85}$
3. Formule d'Owens (II) :  $K_2 = 0,268 U^{0,73} H^{-1,75}$



5/ Comparaison des valeurs données pour  $k_2$  par les différents auteurs pour une profondeur de 1 m. Les nuages de points correspondent aux mesures utilisées par les différents auteurs pour établir leurs formules.

La formule d'Owens (I) s'applique à des valeurs de  $U$  comprises entre 25 et 130 km/j et la formule d'Owens (II) à des valeurs comprises entre 2,5 et 43 km/j et des profondeurs inférieures à 0,75 m.

Une étude de corrélation sur les mesures publiées par Churchill et Owens nous a montré que la formule la plus appropriée est la formule d'Owens (I) :

$$K_2 = 0,268 U^{0,67} H^{-1,85}$$

sauf raisons particulières, c'est celle que nous utilisons.

Dans le cas des rivières polluées où il n'est pas possible de mesurer directement la réaération, on affecte au coefficient  $K_2$  un facteur de correction  $k_C$  obtenu en laboratoire, qui tient compte de ce que la diffusion de l'oxygène dans l'eau n'est pas la même selon qu'elle est pure ou polluée.

### Réaération par les chutes et barrages. Réaération par les bateaux.

Des formules telles que celles de Gameson donnent la réaération dans les chutes et barrages :

$$\frac{C_s - C_v}{C_s - C_m} = 1 + 0,037 ab (1 + 0,046 T) h$$

$C_v$  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 chute en mètres et  $T$  la température de l'eau en degrés Celsius.

Le paramètre difficile à déterminer est le paramètre  $b$ ; en plus de la forme de la chute elle-même, il faut tenir compte de l'épaisseur de la lame d'eau ainsi que de la profondeur de l'eau sous la chute : c'est l'application de la formule de Gameson à des mesures que nous avons réalisées sur cours d'eau qui nous ont conduit à moduler le coefficient  $b$ ; nous aurions des valeurs deux à trois fois trop fortes en appliquant directement la formule.

C'est ainsi qu'une opinion couramment émise, selon laquelle il est intéressant pour la réaération de barrer un cours d'eau pour y créer des chutes 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.

Les bateaux quant à eux, peuvent également participer à la réaération du cours d'eau par le renouvellement de la couche superficielle de la rivière que provoque le brassage de leur hélice. On tient compte de la puissance qu'ils développent et de la façon dont ils brassent l'eau (bateau à vide ou chargé).

Dans le cas de la Seine, la puissance fournie par les bateaux est de l'ordre de  $1/8^e$  de la puissance hydraulique du fleuve : la participation des bateaux à la réaération de la Seine n'est donc pas négligeable.

### 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.

### Dispersion longitudinale. Mélange.

Du fait de la non uniformité dans le temps des rejets, on est amené à étudier l'action des phénomènes de dispersion longitudinale et mélange qui se produisent dans les cours d'eau.

Si en effet localement et instantanément, on rejette une certaine quantité de traceurs ou colorant, on constate que la répartition du produit dans le cours d'eau au bout d'un certain temps est beaucoup plus dispersée que ne le laissent prévoir les phénomènes de diffusion. La forme de cet étalement est différente selon que l'on se place en un point du cours d'eau ou à un instant donné; dans ce dernier cas l'allure de la courbe de répartition est symétrique. Les lois utilisées pour décrire la dispersion longitudinale dérivent de la première loi de Fick et sont de la forme :

$$\frac{dM}{dt} = -D_L A \frac{dX}{dx}$$

où M désigne la masse du produit dispersé, A la surface d'échange, X la concentration du produit au point x et au temps t.

D'après Owens,  $D_L$  est lié à la vitesse moyenne du courant par la relation :

$$D_L = 6,5 U^{0,985}$$

( $D_L$  en  $m^2/mn$  et  $U$  en  $m/mn$ )

Pour l'instant peu d'auteurs ont essayé d'introduire ce phénomène qui agit sur tous les paramètres et implique de travailler avec des équations du deuxième ordre alors que tout ce que nous avons écrit jusqu'ici était du premier ordre. En plus pour analyser *in situ* l'influence de ce phénomène, il faudrait pouvoir réaliser toutes les mesures avec des précisions bien supérieures à celles habituellement réalisées. Ceci explique qu'aucun modèle complet n'a encore été écrit utilisant le coefficient  $D_L$ .

### Synthèse

On peut résumer l'influence de tous les paramètres cités ci-dessus en écrivant que la variation de la concentration en oxygène dissous est donnée par la relation :

$$\frac{dC}{dt} = -K_{1C}L_C - K_B \frac{T_B}{H} - K_A \frac{T_A}{H} - K_{1N}L_N + K_2(C_s - C) + P_m \frac{T_A}{H} f(t) + \epsilon$$

avec :

$$L_C = L_{CD} + L_{CND}$$

$$\frac{dL_{CND}}{dt} = -K_{1C}L_{CND}$$

$$\frac{dL_{CD}}{dt} = -K_{1C}L_{CD} - K_{1CD}L_{CD}$$

$$\frac{dL_N}{dt} = -K_{1N}L_N$$

$dC$  représente la variation de la concentration C en oxygène dissous pendant le temps  $dt$ . Le temps d'écoulement  $t$  est lié à la distance parcourue par la tranche d'eau par la relation  $x = Ut$  où U représente la vitesse moyenne d'écoulement au point considéré;

$t$  représente le temps en jour;

$K_2$  est le coefficient de réaération (en  $jour^{-1}$ );

$$K_2 = 0,268 U^{0,67} H^{-1,85}$$

T est la température de l'eau au point considéré en degré Celsius;

$C_s$  est la concentration en oxygène dissous à saturation. Nous avons admis  $C_s$  indépendant de la pression et de la salinité et fonction uniquement de la température :

$$C_s = \frac{475}{33,5 + T} \text{ mg/l}$$

C est la concentration en oxygène dissous au point considéré; ( $C_s - C$ ) positif exprime le déficit en oxygène dissous;

$K_{1C}$  : coefficient de dégradation de la pollution carbonée;

$L_C$  : pollution carbonée dégradable présente à cet instant, caractérisée par sa DBO limite. Cette DBO limite  $L_C$  comprend la DBO décantable  $L_{CD}$  (coefficient  $K_{1CD}$  de déposition);

$K_{1N}$  : coefficient de dégradation biologique de la pollution azotée à la température donnée;

$L_N$  : pollution azotée totale présente à cet instant;

$K_B$  : vitesse de respiration des boues de fond en  $g/m^2/j$ ;

$T_B$  : taux d'occupation des boues de fond;

H : profondeur du cours d'eau;

$K_A$  : coefficient de consommation d'oxygène des algues de fond;

$T_A$  : taux d'occupation des algues de fond;

$P_m$  : production maximum d'oxygène par photosynthèse par  $m^2$  d'algues de fond/jour;

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

#### Remarque.

a) En fait dans les équations telles que nous les avons décrites, nous avons fait l'hypothèse que les coefficients de diffusion et dispersion étaient nuls, c'est-à-dire que nous nous trouvions en présence d'un « flux piston ».

b) Pour la pollution azotée, au lieu d'admettre un temps de latence pour le déclenchement de la dégradation de cette pollution, nous avons pris :

$$K_{1N} = 0 \quad \text{si } L_N \leq 3 L_C$$

$$K'_{1N} = 1/2 K_{1N} \quad \text{si } 3 L_C < L_N \leq 5 L_C$$

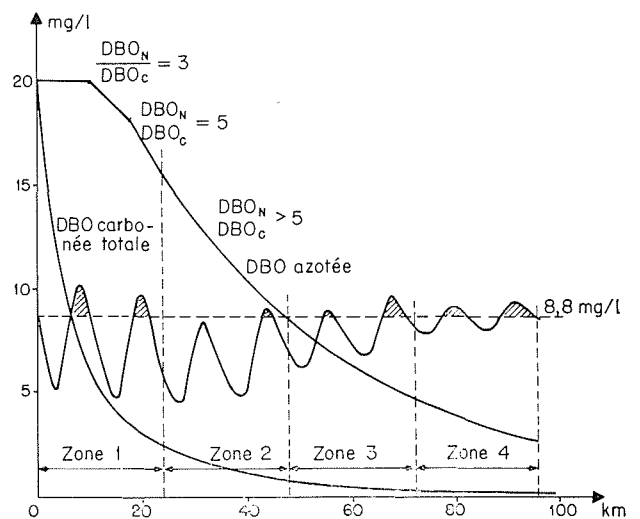
$$K'_{1N} = K_{1N} \quad \text{si } L_N > 5 L_C$$

#### Exemple d'application.

Sur un exemple théorique (courbe représentative en annexe) nous allons montrer comment nous introduisons tous les phénomènes dans notre modèle.

Tout d'abord nous découpons le secteur étudié en zones homogènes; nous appelons zone homogène, une zone où tous les paramètres ou coefficients sont constants ou varient de façon continue en fonction du temps ou de la distance. Exemple : profondeur constante, rejet réparti linéairement le long de la zone...

Par contre un rejet localisé, l'apparition ou la disparition de boues, une chute sont les bornes d'une zone.



6/ Evolution de la teneur en oxygène dissous d'une tranche d'eau polluée se déplaçant à la vitesse de 12 km/j.

## D. LEFORT

Nous nous plaçons ensuite en tête du secteur et nous suivons le déplacement le long du cours d'une tranche d'eau (flux piston). L'échelonnement de départs successifs nous permet également de suivre en un point du cours d'eau l'évolution cyclique de l'oxygène, des DBO, ..., au cours de la journée.

### Données.

$$U = 12 \text{ km/j}$$

$$H = 1 \text{ m}$$

$$T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$$

$$O_2 \text{ en tête de secteur} = 8,8 \text{ mg/l (} \equiv \text{ saturation à } 20 \text{ }^\circ\text{C)}$$

$$K_{IC} = 0,6 \text{ j}^{-1}$$

$$K_{ICD} = 2,0 \text{ j}^{-1}$$

$$K_{IN} = 0,3 \text{ j}^{-1}$$

$$L_C = 20 \text{ mg/l}$$

$$L_N = 20 \text{ mg/l}$$

$$K_B = 2 \text{ g/m}^2/\text{j}$$

$$K_A = 4 \text{ g/m}^2/\text{j}$$

$$P_m = 10 \text{ g/m}^2/\text{j}$$

N° ZONE	LONGUEUR	% D'OCCUPATION DU FOND	
		Boues	Algues
1	24 km	100	100
2	24 km	75	75
3	24 km	50	50
4	24 km	25	25

### Conclusion

Nous espérons vous avoir montré tous les phénomènes dont il faut tenir compte si l'on veut réaliser une analyse aussi complète que possible de ce qui se passe dans un cours d'eau.

En fait, ce qui manque encore pour déboucher sur des modèles analytiques sûrs, ce sont des campagnes d'analyses systématiques et simultanées portant sur tous les paramètres; on ne connaît pour l'instant pas suffisamment les interactions des différents phénomènes entre eux.

Par des études statistiques que nous menons sur la base de ces modèles, nous pensons toutefois pouvoir déterminer les conditions de réalisation des campagnes de mesures : nous définirons ainsi statistiquement la précision avec laquelle chaque paramètre doit être mesuré et la fréquence avec laquelle il doit être déterminé.

### Discussion

Président : M. ESTIENNE

M. le Président remercie M. LEFORT pour son exposé qui met bien en lumière les différents facteurs de la pollution.

Mais, observe-t-il, en l'état actuel des choses, bien des ingénieurs, au vu de certaines courbes ou nuages de points résumant des observations expérimentales, seront fort embarrassés pour choisir la valeur numérique de tel ou tel coefficient qui intervient dans ce genre de calculs.

Peut-être M. LEFORT a-t-il été un peu pessimiste en ce qui concerne l'intérêt des modèles statistiques. En effet, pour certaines rivières dont l'état de pollution évolue assez lentement, de tels modèles sont d'une application rapide : dans tous les cas, ils permettent d'avoir une meilleure idée de la situation à partir des trop rares mesures disponibles.

Les modèles statistiques, répond M. LEFORT, ont en effet un grand intérêt en ce qui concerne leur coût et celui des mesures qu'ils utilisent; ils sont beaucoup plus rapides à établir que certains modèles déterministes.

Ils se heurtent pourtant à certaines difficultés dues à la prise en compte de la variabilité temporelle de la pollution; immédiatement à l'aval d'un rejet urbain, la pollution d'une rivière présente des variations cycliques journalières de pollution (allant de 1 à 7 ou même de 1 à 10). Les prélèvements effectués le matin et l'après-midi d'une même journée peuvent ainsi être très différents; les mesures effectuées de nuit devraient généralement montrer une diminution de la teneur en oxygène dissout.

Les problèmes traités étant très voisins, sur la proposition de M. DUBIN, M. le Président remet la suite de la discussion en cours après l'exposé de la communication de ce dernier.

