

Record Number: 390
Author, Monographic: Couillard, D.//Pedneault, M.
Author Role:
Title, Monographic: Élaboration d'un modèle de qualité pour la rivière des Prairies, Montréal
Translated Title:
Reprint Status:
Edition:
Author, Subsidiary:
Author Role:
Place of Publication: Québec
Publisher Name: INRS-Eau
Date of Publication: 1974
Original Publication Date:
Volume Identification:
Extent of Work: 63
Packaging Method: pages
Series Editor:
Series Editor Role:
Series Title: INRS-Eau, Rapport de recherche
Series Volume ID: 39
Location/URL:
ISBN: 2-89146-044-8
Notes: Rapport annuel 1974-1975
Abstract: 10.00\$
Call Number: R000039
Keywords: rapport/ ok/ dl

Elaboration d'un modèle de qualité pour
la rivière des Prairies, Montréal

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

RAPPORT SCIENTIFIQUE No 39
1974

Rapport rédigé pour
INRS-Eau

par
D. Couillard, M. Pedneault

Elaboration d'un modèle de qualité pour
la rivière des Prairies, Montréal

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

RAPPORT SCIENTIFIQUE No 39
1974

Rapport rédigé pour
INRS-Eau

par
D. Couillard, M. Pedneault

ISBN 2-89146-044-8

DEPOT LEGAL 1974

Tous droits de traduction, de reproduction et d'adaptation réservés

© 1974 - Institut national de la recherche scientifique

Modèle de qualité pour la rivière des Prairies

RESUME

Un modèle de simulation physique simple a été utilisé pour l'étude de l'effet d'une charge organique sur l'oxygène dissous, pour la ré-oxygénation et pour l'évolution de la pollution organique de la rivière des Prairies.

Compte tenu des résultats expérimentaux, le modèle Streeter et Phelps avec K_1 et K_2 moyens constants semble applicable à la rivière des Prairies. On constate que l'augmentation de la DBO est peu considérable avant le collecteur du versant nord. Elle est en effet de 8% avant cet égout et de 45% après. On a fait une application pratique du programme en supprimant cet égout pour prévoir l'état de la rivière si éventuellement cet effluent était traité. On constate que l'augmentation de la DBO passerait de 40% actuel (calculé et vérifié expérimentalement) à 6%, liant le sort de la rivière à celui du lac des Deux-Montagnes et identifiant les vrais responsables de cette pollution, i.e. les industries sur la rivière Outaouais.

On a pu faire cette application du programme sans tenir compte du débit de l'effluent (et par conséquent de la dilution) parce que ce débit est relativement négligeable. Il représente en effet une augmentation de 0.33% au débit de la rivière. La somme des débits des égouts ne représente d'ailleurs que un demi de 1% du débit de la rivière des Prairies.

La demande en oxygène quant à elle décroît très légèrement ce qui nous permet de conclure que la valeur de K_2 que nous avons fixée ne s'éloigne que très peu de la réalité puisque les résultats expérimentaux donnent une demande à peu près constante.

L'importance de la bio-dégradation ressort d'un calcul simple, consistant à faire l'addition de la charge sans considérer de dégradation et les comparer avec des résultats du modèle. Cette addition donne une concentration finale de 1.519 mg/l de DBO comparativement à 1.408 avec biodégradation, soit une différence de l'ordre de 10%.

Mots-clé:

aération, charge, dissous, modèle, organique, oxygène, pollution, qualité, réaération, rivière, rivière des Prairies.

Référence:

Couillard, D., Pedneault, M. (1974). Modèle de qualité pour la rivière des Prairies. INRS-Eau, *rapport scientifique* no 39, 63 p.

TABLE DES MATIERESPAGE

	RESUME	v
1.	THEORIE	1
1.1	Effet d'une charge organique sur l'oxygène dissous dans une rivière	1
1.2	Ré-oxygénation d'un cours d'eau	3
	1.2.1 Réaération physique naturelle	3
	1.2.2 Réaération par les obstacles	6
	1.2.3 Photosynthèse	6
	1.2.4 Respiration par les boues de fond	8
1.3	Evolution de la pollution organique dans une rivière	10
2.	ETUDE DE LA RIVIERE DES PRAIRIES	13
2.1	Méthode expérimentale	13
	2.1.1 Le tronçonnage	14
	2.1.1.1 Tronçonnage pour l'étude des paramètres physiques de la rivière	15
	2.1.1.2 Tronçonnage pour l'étude des apports à la rivière	15
	2.1.2 Méthode d'échantillonnage	17
	2.1.2.1 Sur les tranches	17
	2.1.2.2 Sur les émissaires	19
2.2	Résultats expérimentaux	23
	2.2.1 Résultats bruts	23
	2.2.2 Analyse des résultats	28
	2.2.2.1 Validité de l'hypothèse de l'écoulement frontal	28
	2.2.2.2 Importance de la photosynthèse et de respiration par les boues de fond	29
3.	MODELE REPRESENTANT LA RIVIERE DES PRAIRIES	29

4.	CONCLUSION	35
5.	TRAVAUX FUTURS	40
6.	BIBLIOGRAPHIE	42

LISTE DES TABLEAUX

	<u>PAGE</u>	
1	Caractères des effluents étudiés sur la Rivière des Prairies	22
2	Mesures de TOC effectuées sur les prélèvements du mois d'août	25
3	Mesures de TIC effectuées sur les prélèvements du mois d'août	26
4	Caractéristiques physico-chimiques des émissaires étudiés	27
5	Valeurs d'oxygène dissous dans la tranche 2	30
6	Valeurs d'oxygène dissous dans la tranche 4	31
7	Valeurs d'oxygène dissous dans la tranche 8	32
8	Résultats du modèle mathématique	36
9	Application du modèle mathématique: évolution des polluants sans l'égout du versant nord de Montréal	37

LISTE DES FIGURES

	<u>PAGE</u>
1 Effet d'une charge polluante organique sur un cours d'eau	2
2 Processus de réaération physique	5
3 Distributions temporelles, observées et calculées de l'oxygène dissous	7
4 Evolution de la DBO ultime le long d'un parcours d'eau	9
5 Tronçonnage pour l'étude des paramètres physiques de la rivière	16
6 Tronçonnage pour l'étude des apports à la rivière	18
7 Répartition des échantillons pris sur une tranche	20
8 Tranches échantillonnées	24
9 Distributions temporelles de l'oxygène dissous dans la rivière des Prairies	33
10 Organigramme du modèle appliqué sur la rivière des Prairies	38
11 Profil DBO proposé pour la rivière des Prairies	39

1. THEORIE

1.1 Effet d'une charge organique sur l'oxygène dissous dans une rivière

Lorsqu'une rivière reçoit une charge importante en matière organique, le processus normal de l'auto-épuration bactérienne se produit et donne naissance à des zones distinctes de qualité. La figure 1 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 anaérobie 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'ammoniacque et de nitrate s'élèvent et la population bactérienne décroît. Des poussées extensives d'algues peuvent avoir lieu à cause de la disponibilité de matières nutritives. Lorsque la récupération est complétée, la zone d'eau claire réapparaît et l'équilibre dans l'oxygène est de nouveau obtenu. A ce moment, les formes supérieures de la vie animale réapparaissent (1).

Cette explication vaut pour une pollution organique, i.e. une pollution "non conservative". Celle-ci disparaît par une auto-

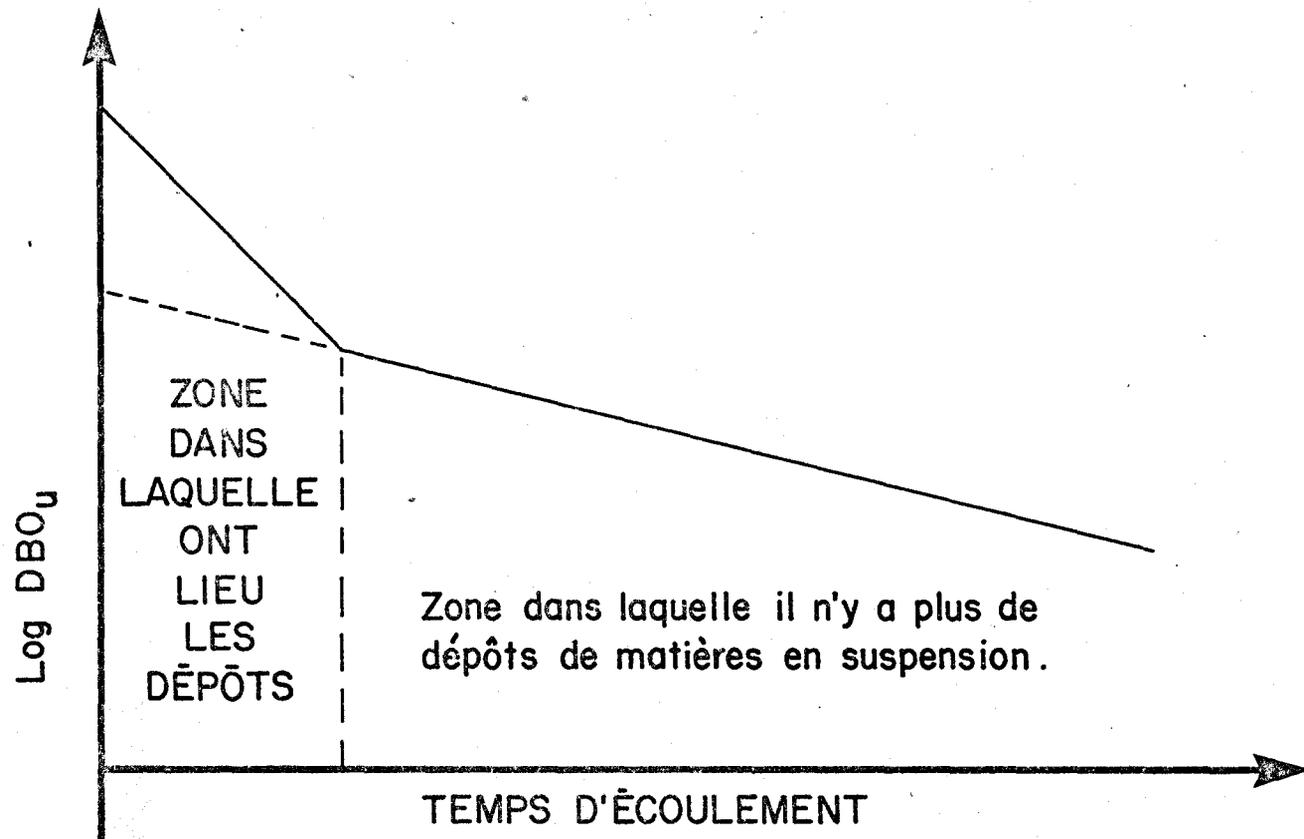


Figure 4 : ÉVOLUTION DE LA DBO ULTIME LE LONG D'UN COURS D'EAU.

Après un certain temps "t", la diminution de la DBO ultime devient moins rapide et on considère 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.

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 2m. de profondeur coulant à ¼ 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. Toutefois, cette condition prévaut en période de crues et que ces périodes ne sont pas des périodes critiques au point de vue pollution.

1.3 Evolution de la pollution organique dans une rivière

Durant les cinquante dernières années, les ingénieurs ont été intéres-

sés 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 charge organique pouvait être traitée 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 de base pour la gestion de nombreuses rivières.

Plusieurs modèles d'oxygène dissous ont été proposés. (7), (8). Pour l'instant ces modèles, établis et testés sur quelques tronçons limités de cours d'eau, ne sont souvent applicables à d'autres tronçons qu'en remaniant de façon importante les différents coefficients utilisés. Pour établir un modèle, nous considérerons 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 anaérobie des dépôts de fond, etc...

Mathématiquement, la plupart des termes énumérés sont regroupés dans l'équation donnée par Lefort (9), soit pour un point.

$$\frac{dC}{dt} = -K_1 \frac{L}{C} - K_B \frac{T_B}{H} - K_A \frac{T_A}{H} - K_{1N} L_N + K_2 (C_s - C) - P_m \frac{T_A}{H} f(t) \quad (5)$$

avec:

K_1 = coefficient de consommation d' O_2 due à la DBO carbonnée
(en jour⁻¹)

L = 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_{1N} = 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:

$$\frac{dL}{dt} = (K_1 + K_3) L + L_a$$

avec K_3 = coefficient de disparition par sédimentation et absorption (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.

2. ETUDE DE LA RIVIERE DES PRAIRIES

2.1 Méthode expérimentale

2.1.1 Le tronçonnage

Un changement important dans le taux de transfert d'un des 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 subséquence 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.

En général, le choix des sections est basé sur des discontinuités d'ordre hydraulique, chimique ou biologique du système riverain.

L'étude détaillée des termes du bilan énumérés dans l'équation (5) renseigne sur la façon dont chacun peut imposer le lieu d'une tranche. Tenant compte d'une part, des tranches imposées par les variations hydrauliques, et d'autre part des autres variations on définit 2 types de tronçonnage:

- 1^o tronçonnage pour l'étude des paramètres physiques de la rivière;
- 2^o tronçonnage pour l'étude des apports à la rivière.

Une fois le choix des sections effectué, on considère chaque tronçon comme un élément indépendant avec ses entrées et ses sorties et son ensemble particulier de paramètres (K_1 , K_2 , K_3 , P_m etc); on applique alors le modèle choisi, ce qui donne un système de N équations différentielles à N inconnues. Ce système peut être résolu dans un certain nombre de conditions variées et les résultats combinés servent à prédire les niveaux d'oxygène dissous et de demande biologique en oxygène pour la rivière entière.

2.1.1.1 Tronçonnage pour l'étude des paramètres physiques de la rivière

Des discontinuités particulières peuvent être causées par des changements soit dans le régime de l'écoulement, soit dans la profondeur de la rivière, soit dans les caractéristiques de la photosynthèse.

La longueur des sections peut varier de quelques centaines de pieds à quelques milles. Des contraintes supplémentaires seront bien sûr, imposées dans le cas de longs systèmes par la capacité de mémoire de l'ordinateur ainsi que par la main-d'oeuvre limitée pour l'échantillonnage sur le terrain.

Sur la rivière des Prairies, nous avons défini huit tronçons et, par conséquent, neuf tranches à échantillonner (figure 5).

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-Iles.

2.1.1.2 Tronçonnage pour l'étude des apports à la rivière

Comme mentionné, la rivière doit être découpée en tronçons tenant compte des apports tant du point de vue émissaires que du point

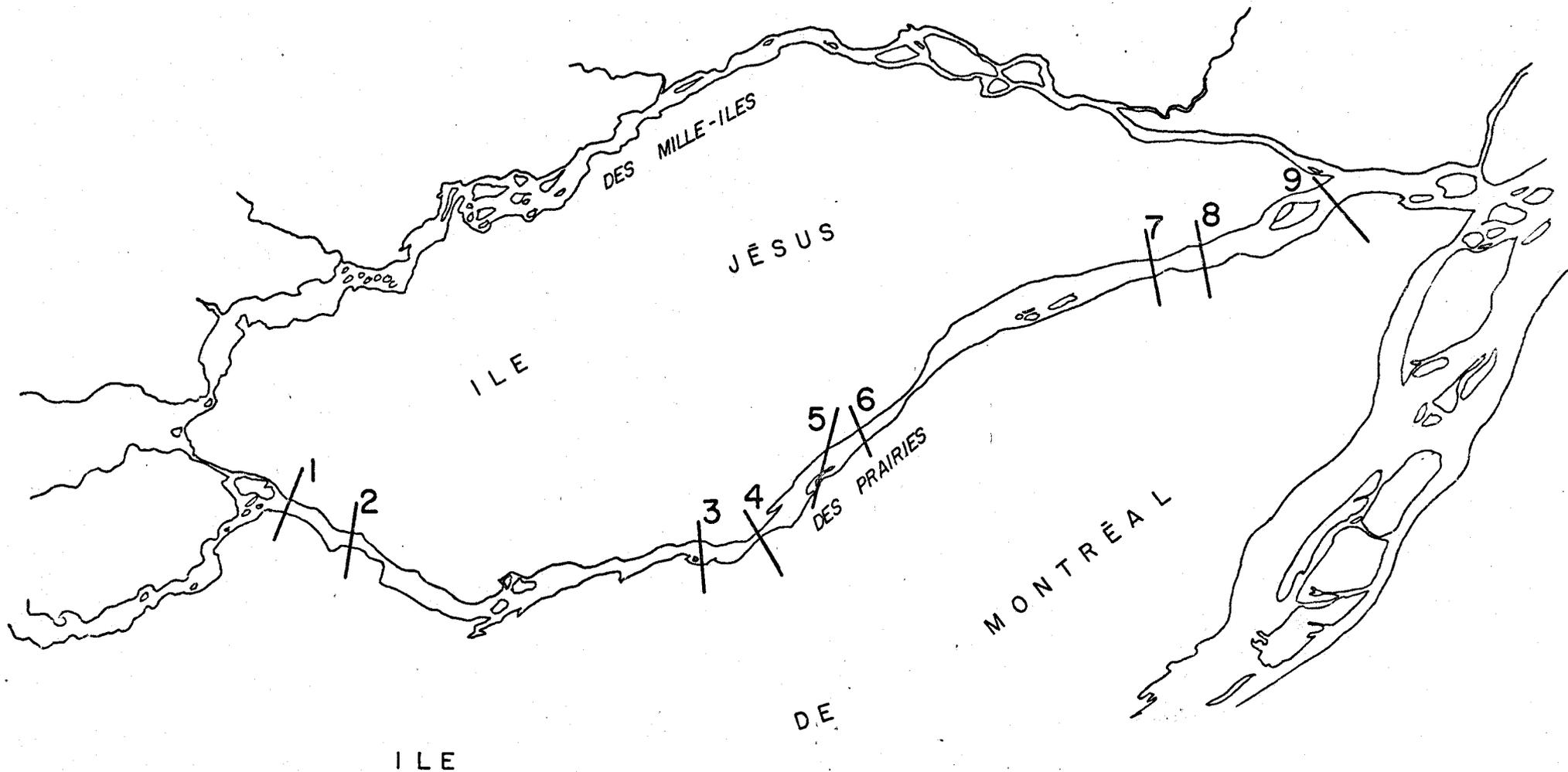


Figure 5 : Tronçonnage pour l'étude des paramètres physiques, de la rivière.

de vue affluents. Cette technique de sectionnement se prête bien aux calculs numériques utilisés en relation avec les ordinateurs. Pour la rivière étudiée, on retrouve onze (11) tronçons délimités ainsi (figure 6):

TRANCHE No.	EMISSAIRES
1.	P7N
2.	P8S
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

2.1.2 Méthodes d'échantillonnage

2.1.2.1 Sur les tranches

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

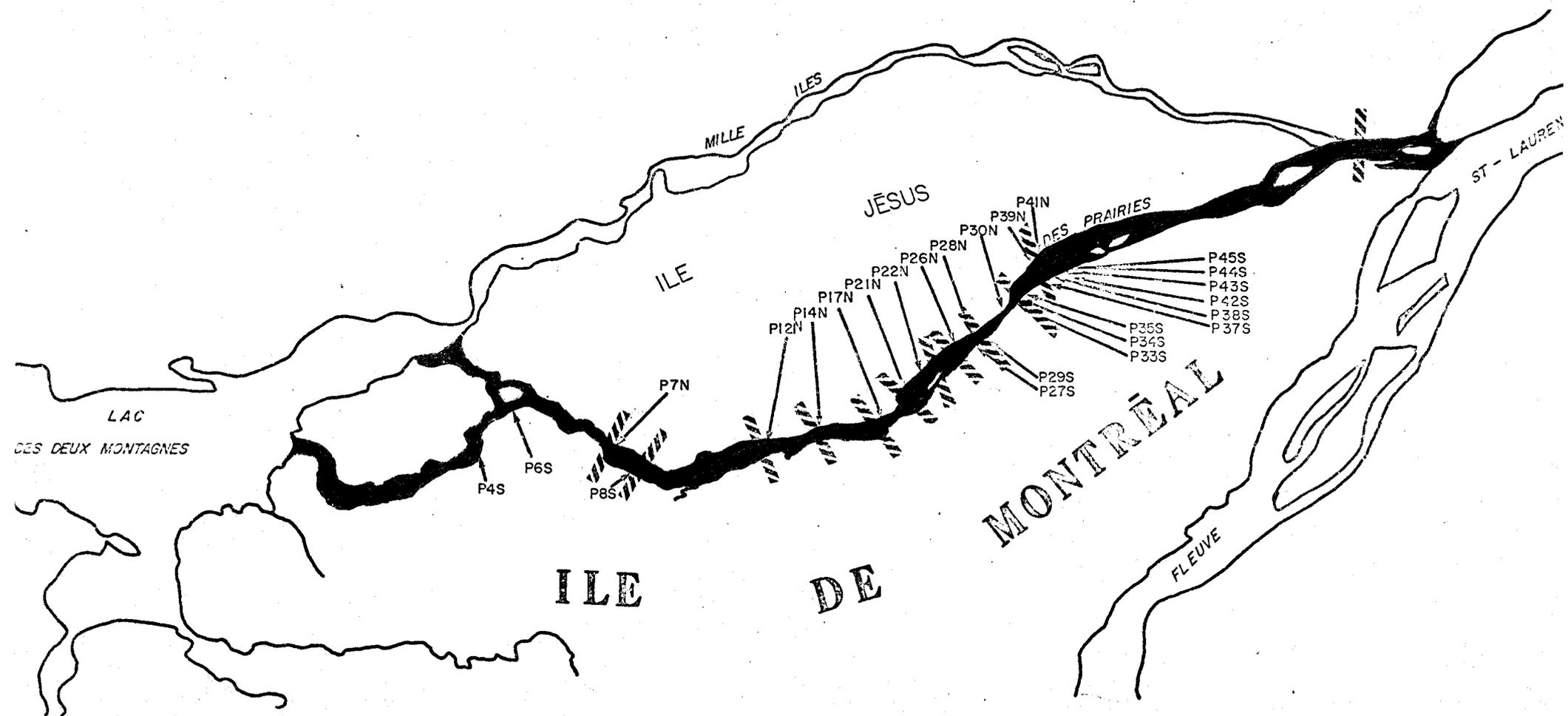


Figure 6 : Tronçonnage pour l'étude des apports à la rivière.

en prélevant sur chaque tranche six échantillons disposés ainsi sur un plan vertical transversal (figure 7).

Chaque prélèvement était fait à toutes les deux heures pendant vingt-quatre heures; trois étaient pris au tiers de la profondeur et trois autres aux deux tiers. La disposition transversale était proportionnelle à la largeur de la rivière.

Pour prendre les échantillons toujours au même endroit, nous avons installé trois bouées sur la rivière pour retenir le bateau servant à échantillonner, nous utilisons un hydro-capteur pouvant remplir une bouteille de deux litres pour la chlorophylle, une de 300 c.c. pour l'oxygène dissous et une de 500 c.c. pour faire un composite.

Dans les bouteilles à oxygène dissous, il est nécessaire de fixer immédiatement l'oxygène présent, car la présence de lumière et d'algues microscopiques peut fausser les valeurs. La concentration d'oxygène dissous était déterminée au laboratoire. D'autres manipulations étaient effectuées sur les lieux: température, pH, filtration de deux litres d'eau pour la chlorophylle et composites. Ces derniers étaient faits sur une base de huit heures pour chacun des six points (i.e. 3 composites par jour), les composites étaient gardées dans la glace et expédiées aux laboratoires afin d'y subir des analyses.

2.1.2.2 Sur les émissaires

Les vingt quatre effluents mentionnés auparavant ont été étudiés dans la période du 29 juin au 10 août 1971. Le travail sur le terrain débutait deux jours avant la période d'échantillonnage par l'installation d'un déversoir rectangulaire à proximité d'un trou d'homme choisi aussi près que possible de la sortie de l'égout dans la rivière. Pendant l'échantillonnage, la mesure de niveau a d'abord été réalisée toutes les quinze minutes, puis toutes les demi-heures; le débit

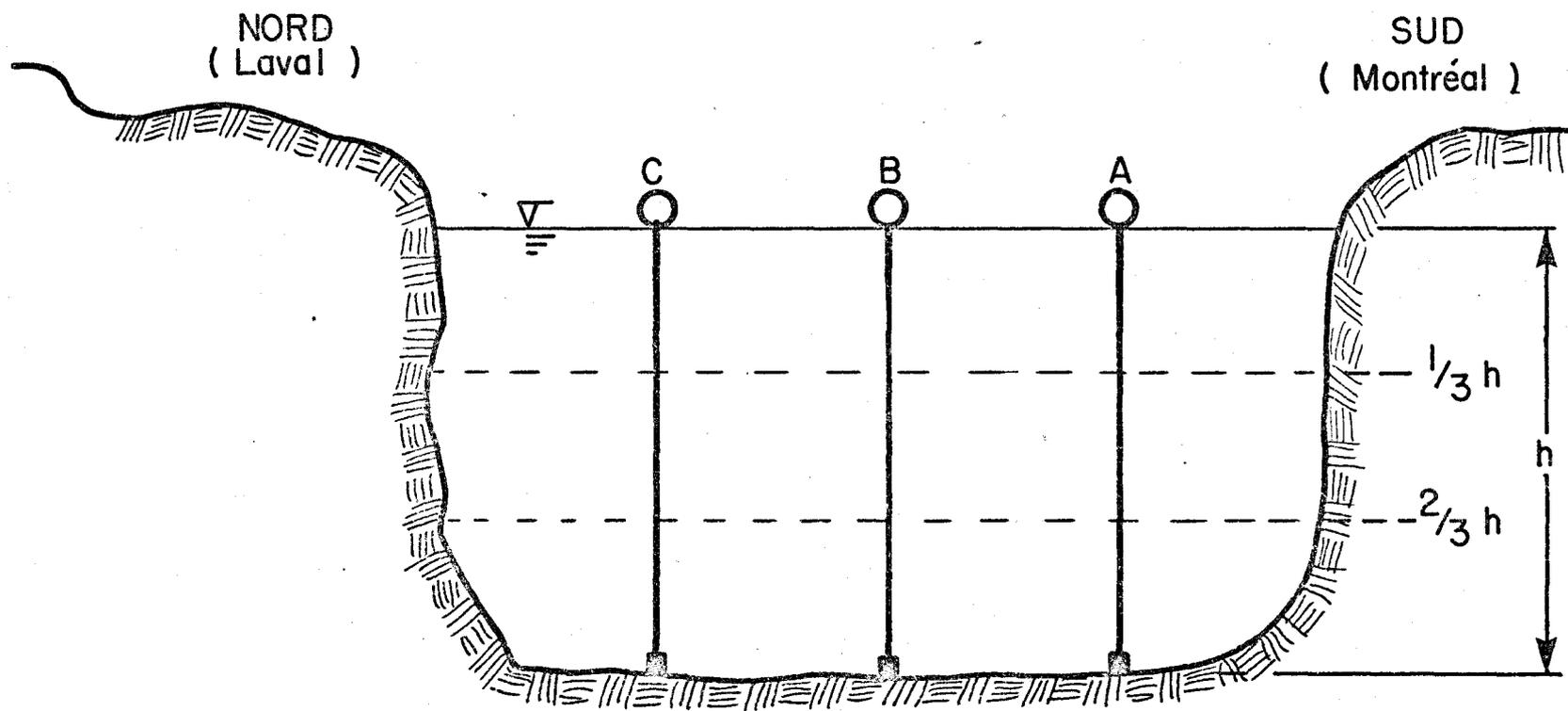


Figure 7 : RÉPARTITION DES ÉCHANTILLONS PRIS SUR UNE TRANCHE

a été calculé après calibration du déversoir. Aux usines d'épuration, le débit a été soit mesuré directement par un débit-mètre pour les égouts P7N et P41N, ou estimé par la capacité des pompes pour les égouts P4S, P6S et P8S. Pour l'égout P27S, drainant une grande partie de la ville de Montréal, le débit est fourni par les services techniques de cette ville qui ont installé un système de mesure télé-métrique. Sur les 24 effluents, 7 étaient uniquement sanitaires et 16 combinés. Seuls les effluents combinés P28N et P37S furent échantillonnés pendant une période pluvieuse.

Des prélèvements de 160 ml. ont été effectués manuellement toutes les quinze minutes à la sortie du déversoir et placés dans une glacière; vingt-quatre échantillons consécutifs étaient ensuite mélangés pour former un échantillon composé de six heures, aussitôt envoyé au laboratoire pour fins d'analyse. La surveillance de chaque égout a été effectuée pendant trente-six heures, l'heure de départ était en général à 7 heures du matin.

Le tableau 1 (10), (11) donne les principaux caractères des effluents étudiés: localisation, municipalité desservie, surface drainée, diamètre de la conduite, lieu de rejet, type d'ébout, population desservie, surface habitée, épuration, longueur et dénivellation. Ces informations, notamment les populations desservies par chaque égout, ont été obtenues des différents services des quatre municipalités: Montréal Métro, Montréal Nord, Pierrefonds et Laval-des-Prairies. Il est à remarquer que les émissaires étudiés ont des caractéristiques très variées et que les bassins incluent des zones strictement résidentielles comme le Centre de détention Saint-Vincent, résidentielles et commerciales comme Pierrefonds ou très industrielles comme l'effluent de la zone industrielle de Montréal Nord (Boulevard Hudon). Quant à l'égout P27S, c'est le collecteur du Versant Nord de la ville de Montréal; il dessert une population de 600,000 personnes et correspond à une surface de drainage de 20,700 acres.

STATION NO.	LOCALISATION	MUNICIPALITE DESSERVIE	Ø	RIVIERE DE REJET	TYPE	SURFACE TOTALE	SURFACE HABITEE	POPULATION	DEBIT* β	DEBIT* β	DENIVELLATION LONGUEUR**	REMARQUES
P44S	Langelier	Mtl Nord	36"	Des Prairies S.	M	480		28,400	696		45/5000	
P45S	Langelier St-Léonard	Mtl Nord	36"	Des Prairies S.	M				306			
P43S	B1. Rolland	Mtl Nord	48"	Des Prairies S.	M	323	323	7,720	454		55/7500	
P41N	Rg. St-François	Duvernay Nord		Des Prairies N.	ST _{II}	1150	550	7,000	587		55/12900	rejet via ruisseau Pinière
P39N	Montée St-François	St-Vincent	48"	Des Prairies N.	S			4,000	348			
P37S	Lanthier	Mtl Nord	60"	Des Prairies S.	M	206	206	5,800	1084		80/7350	
P36N	St-Simon	St-Vincent	30"	Des Prairies N.	S			3,000	219		75/13000	
P35S	Salk	Mtl Nord	54"	Des Prairies S.	M	138	138	5,160	82		70/6650	
P35N	St-Simon	St-Vincent	30"	Des Prairies N.	S			2,500	195			pénitencier St-Vincent
P34S	Brunet	Mtl Nord	42"	Des Prairies S.	M	89	89	2,900	261		50/4700	
P30N	4600 Bl. Lévesque	St-Vincent	60"	Des Prairies N.	M	520	520	6,000	1317			
P33S	Pelletier	Mtl Nord	54"	Des Prairies S.	S	157	157	5,000	601			l'égout étudié est incomplet
P29S	Plaza	Mtl Nord	60"	Des Prairies S.	M	420	420	16,750	296		60/7500	
P28N	Hervé Beaudry	St-Vincent	42"	Des Prairies N.	M	72.5	72.5	4,000	1055		30/9400	
P27S	Lauzanne	Mtl Métro	7'6"	Des Prairies S.	S	20700		600,000	53719		290/53700	
P26N	B'd'Auteuil	Duvernay	48"	Des Prairies N.	M	95	95	5,400	333		10/3600	
P22N	Place JJ Joubert	Duvernay	48"	Des Prairies N.	M	688	688	8,200	896		20/5000	
P21N	164 B'Lévesque	Pont Viau	54"	Des Prairies N.	M	395	395	21,200	2564		20/10400	
	et B'Léger	Pont Viau	60"	Des Prairies N.	M	293	293		573		45/7600	
P17N	B'St-Martin	Vimont	30"	Des Prairies N.	MR	3954	1780	14,000	11964		40/2600 + 20/7400 + 30/7200	3 stations pompages
P14N	40e Avenue	L. des Rapides	54"	Des Prairies N.	M	620	522	29,000	980		40/800	
P11N +		Chomedey	48"	Des Prairies N.	SM	3249	2300	63,000	3305		30/16100	
P12N												
P8S	Rose	Pierrefonds E	48"	Des Prairies S.	ST _I	2738	1290	25,750	1262		/12600	dessert aussi Dollard E.
P7N	Jardin Ste-Dorothee	Ste-Dorothee	30"	Des Prairies N.	ST _I	1094	725	11,000	523	550	50/9000	

Tableau 1 : Caractères des effluents étudiés sur la Rivière des Prairies.

Il est difficile de la caractériser car les terrains sont très variés (parcs, résidences unifamiliales, immeubles d'habitation, terrains en friches, industries, etc...).

2.2 Résultats expérimentaux

2.2.1 Résultats bruts

Une main d'oeuvre limitée autant sur le terrain que dans les laboratoires nous a contraint à réduire le nombre de tranches à trois (figure 8). Les tableaux 2 et 3 reproduisent les valeurs obtenues lors de l'échantillonnage des tranches 2, 4 et 8 énumérées ci-haut, tandis que le tableau 4 donne les caractéristiques physico-chimiques des émissaires étudiées. Dans les analyses des tranches, 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 reproduire et souvent ne sont valables que les résultats statistiques de l'analyse simultanée de plusieurs échantillons similaires. Le test est sensible à la quantité des semences utilisées, 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 le carbone inorganique total (TIC) et le carbone organique total (TOC) au lieu de la DBO. En effet, les avantages des tests TIC et TOC sont relatifs au temps nécessaire pour les effectuer; ces tests sont pratiquement instantanés, et se prêtent au contrôle.

Par ailleurs, il existe une méthode, proposée par Anthony F. Gaudy (12) permettant d'utiliser le bilan de DCO comme mesure de biodégradation. Cette méthode attribue à la biodégradation la différence entre

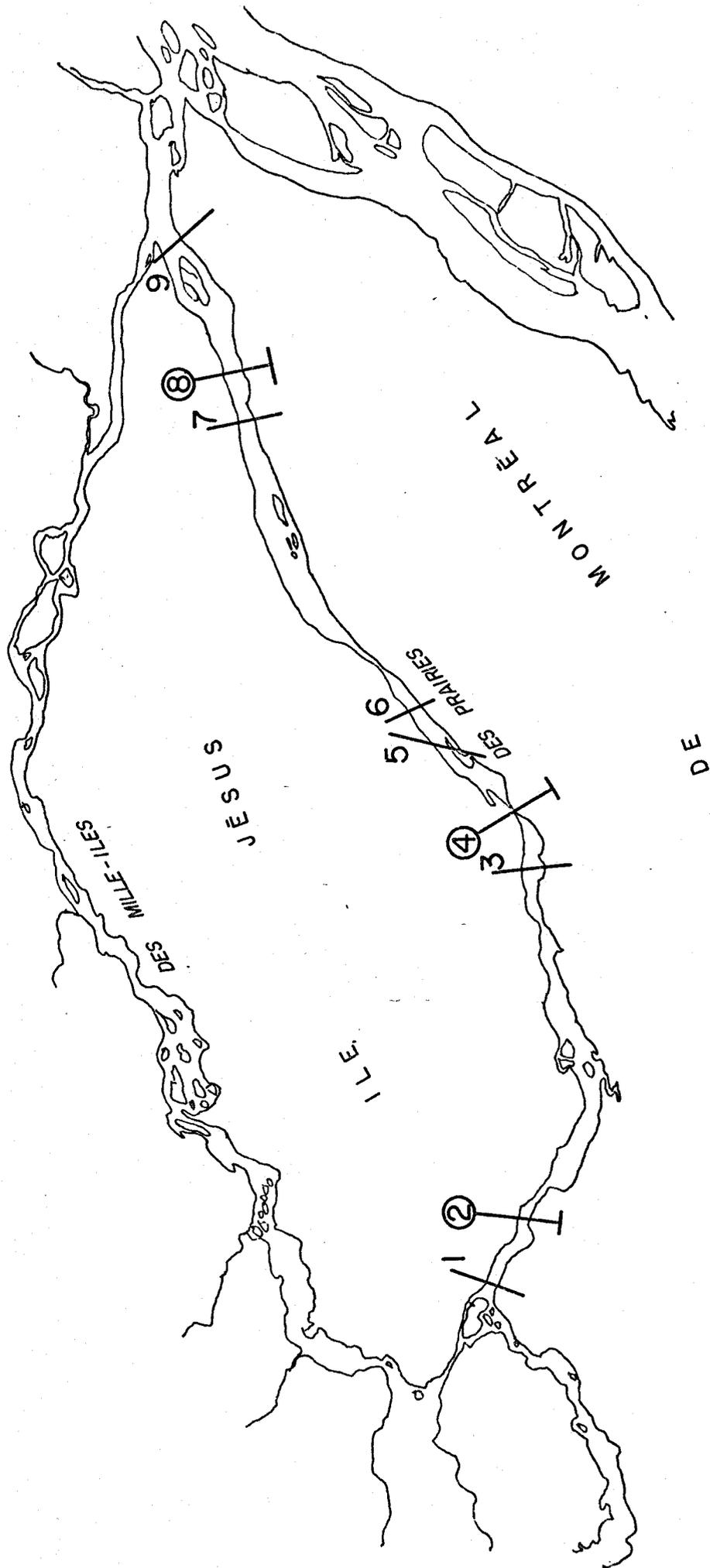


Figure 8 : Tranches échantillonnées.

composite tranche		1			2			3		
		point			point			point		
		A	B	C	A	B	C	A	B	C
2	surf	9	8.5	8.5	9	8.5	8.5	8.5	8.5	8.5
	prof	8	8.5	9	8.5	8.5	8.5	8.5	8.5	9
4	surf	9.5	8.5	8.5	6.5	6.5	7.5	7.5	11	7.5
	prof	10	8.5	7.5	10	8.5	9.5	8.5	9.5	8.5
8	surf	8.5	9	9.5	8	9.5	10.5	8.5	9.5	8.5
	prof	8	9	9	9	9	12	9	10	8.5

TABLEAU 2 : Mesures de TOC effectuées sur les prélèvements du mois d'août
(Répartition spatial de la figure 6).

composite tranche		1			2			3		
		point			point			point		
		A	B	C	A	B	C	A	B	C
2	surf	5	5	5.5	4.5	4	5.5	4.5	4	5.5
	prof	4.5	4.5	5.5	4	4.5	5	5	4.5	5.5
4	surf	3	4	4	5	4	5	4	3	4
	prof	2.5	3	5	4	4	3	3	4	4
8	surf	4.5	5.5	5	5	4	6	6	5	5.5
	prof	5	5.5	5.5	5.5	4.5	5.5	6.5	5	5.5

TABLEAU 3 : Mesures de TIC effectuées sur les prélèvements du mois d'août
(Répartition spatiale selon la figure 6).

CONCENTRATIONS MOYENNES DES DIFFERENTS EMISSAIRES SE JETANT DANS LA RIVIERE DES PRAIRIES

Ordre de la source ponctuelle (émissaire)	pH	NO ₃ mg/l	Cl ⁻¹ mg/l	Solides totaux mg/l	O.D. mg/l	D.C.O. mg/l	D.B.O. mg/l	Ortho-phosphates mg/l	Poly-phosphates mg/l	Phosphates totaux mg/l	A.B.S. mg/l	Débit gal. imp./ min.
P 44S	6.88	1.14	95	838.1	1.8	629.4	164.2	24.5	10.29	34.80	11.53	579
P 45S	10.47	0.95	56	586.8	7.2	270.8	98.4	5.4	3.97	9.41	2.90	255
P 43S	7.41	1.65	73	586.8	0.9	245.6	128.3	13.7	9.00	22.71	11.64	378
P 41N	7.37	0.33	44	522.5	9.8	56.5	25.8	12.2	0.59	12.76	1.24	489
P 39N	7.85	0.98	82	924.5	2.5	257.1	116.9	11.4	1.52	12.90	1.11	290
P 42S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P 37S	7.30	2.20	78	549.8	2.3	236.6	120.7	0.9	0.16	1.09	12.39	903
P 36N	7.03	2.11	53	498.1	2.7	312.9	109.9	11.2	1.12	12.32	0.84	182
P 35S	7.38	1.62	73	512.4	2.7	223.1	112.5	13.4	3.04	16.46	7.43	68
P 35N	7.30	1.70	43	402.0	2.0	256.7	122.9	12.2	1.94	14.08	1.27	162
P 34S	7.37	1.63	61	443.7	3.1	186.3	85.1	10.8	2.42	13.17	7.42	217
P 30N	7.31	2.23	23	232.2	8.4	74.1	33.0	2.8	1.37	4.39	0.87	1,097
P 33S	7.51	0.47	90	545.6	6.2	170.4	84.3	9.5	6.18	15.66	12.48	501
P 29S	7.54	5.36	74	485.0	3.7	225.8	107.1	11.9	2.30	14.23	5.08	246
P 28N	7.39	6.06	23	264.3	8.7	71.7	30.6	3.0	0.40	3.43	0.70	887
P 27S	7.00	1.89	89	539.8	0	271.1	117.0	9.6	2.15	11.74	3.17	44,748
P 26N	7.40	3.23	32	334.1	6.5	90.1	41.6	3.4	1.26	4.66	0.93	277
P 22N	7.25	1.78	29	359.4	1.8	117.3	45.5	8.6	1.52	10.17	0.06	713
P 21N	7.10	0.79	47	529.1	0.6	322.7	120.1	16.9	2.62	19.50	0.34	2,135
P 17N	7.16	0.66	74	595.1	0.9	206.4	108.3	10.5	1.23	11.74	0.40	9,966
P 14N	7.15	0.66	87	462.4	0.5	90.0	41.3	7.7	1.04	8.77	0.12	816
P 11N-12N	7.18	0.60	52	443.6	0.8	287.9	96.8	9.7	1.02	10.67	0.07	2,753
P 8S	7.18	0.96	37	363.3	3.0	144.0	70.5	8.5	1.79	10.26	5.96	1,051
P 7N	7.36	1.64	41	469.5	3.6	110.0	55.5	6.7	1.71	8.41	0.65	436

Tableau 4 : Caractéristiques physico-chimiques des émissaires étudiés.

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.

La valeur du TOC mesure le carbone organique dans l'échantillon, tandis que la valeur du DCO mesure la quantité de O₂ consommée par l'échantillon. Il existe une relation théorique (rapport des poids moléculaires) entre ces deux variables:

$$\frac{\text{DCO}}{\text{TOC}} = \frac{32}{12} \quad (7)$$

Dans l'analyse statistique pour démontrer l'écoulement frontal dans la rivière, on a utilisé les mesures de TIC et de TOC; les conclusions trouvées s'appliquent aussi aux mesures de DBO₅.

2.2.2 Analyse des résultats

2.2.2.1 Validité de l'hypothèse de l'écoulement frontal

Nous avons effectué sur les données brutes une analyse statistique afin de vérifier la variabilité suivant les points, les composites et les tranches. La forme des données suggérait l'emploi de méthodes d'analyse de variances pour ces études.

Comme résultat de l'analyse statistique (appendice) on peut admettre, compte tenu des données, qu'il y a uniformité dans l'espace et le temps sur une tranche donnée. (Dès lors on en conclut que l'application du modèle à écoulement piston est valable). Les moyennes sur les tranches sont voisines pour les tranches 2 et 4, mais la tranche 8 se distingue significativement. L'ordre de cette variation, calculée pour le TIC entre les tranches 4 et 8, peut être de 30%.

2.2.2.2 Importance de la photosynthèse et de la respiration par les boues de fond

Les mesures d'oxygène dissous effectuées dans la rivière des Prairies à des intervalles de deux heures et pendant une période de 24 heures permettent d'évaluer le pourcentage de saturation en oxygène de l'eau dans la rivière. On a utilisé la méthode proposée par Hart (13) pour convertir les lectures d'oxygène dissous. Les tableaux 5, 6 et 7 ainsi que la figure 9 montrent que pour chaque tranche étudiée, les variations de pourcentage de saturation en oxygène de l'eau de la rivière sont minimales sur une période de 24 heures. Une autre étude effectuée à l'INRS-Eau (14) conclut que l'effet de la photosynthèse dans la rivière des Prairies n'est pas discernable et que la concentration en oxygène dissous est constante tout le long de la rivière.

Des mesures de fixation du carbone 14 effectuées dans la rivière des Prairies est démontrées (15) une faible production primaire due à la turbidité de la rivière. Dès lors, le terme de respiration par les algues peut être négligé.

Pour la rivière des Prairies, on peut considérer (on l'a d'ailleurs vérifié) que la respiration par les boues de fond est négligeable. En effet le courant de la rivière étant supérieur à 4 pi/sec, il n'y a presque pas d'accumulation de sédiments au fond de la rivière (9).

3. MODELE REPRESENTANT LA RIVIERE DES PRAIRIES

L'analyse des résultats permet d'affirmer que la rivière des Prairies peut être simulée par une équation obtenue à partir du modèle Lefort. En effet, en effectuant les simplifications trouvées à la section précédente,

	HEURE DE L'ECHANTIL- LONNAGE	PRESSION* ATMOSPHERIQUE (MM de HG)	TEMPERATURE		OXYGENE DISSOUS PPM		% DE SATURATION	
			°C					
			SURF	PROF	SURF	PROF	SURF	PROF
POINT A	0.15	763.1	16.8	16.8	8.12	8.00	81	81
	2.15	763.5	15.5	15.0	8.12	8.10	80	80
	4.00	764.0	16.5	16.5	8.05	8.10	82	81
	5.55	765.0	16.5	16.5	7.96	8.08	81	81
	8.10	765.0	17.5	17.5	8.03	8.00	82	82
	9.55	764.5	19.5	19.0	7.96	7.85	85	83
	12.10	763.5	20.5	20.5	7.76	7.65	85	84
	14.10	762.5	20.5	-	7.78	7.76	86	-
	16.15	761.6	19.6	19.9	7.88	7.84	85	86
	18.20	761.0	19.6	-	7.90	7.88	85	-
	20.10	761.0	-	-	8.00	<8.01	-	-
22.00	760.5	19.0	19.0	7.93	<7.92	85	84	
POINT B	0.15	763.0	17.1	17.0	8.32	8.08	84	83
	2.15	763.5	16.0	16.5	8.29	8.30	82	84
	4.00	764.0	16.5	17.0	8.06	8.17	81	83
	5.55	765.0	17.0	18.0	8.01	7.98	81	81
	8.10	765.0	18.0	19.0	8.02	8.32	83	86
	9.55	764.5	19.0	-	7.84	7.94	83	84
	12.10	763.5	-	-	<7.00	7.66	-	-
	14.10	762.5	-	-	7.81	7.72	-	-
	16.15	761.5	20.3	-	7.72	7.94	84	-
	18.20	761.0	19.6	-	7.95	7.98	85	-
	20.10	761.0	-	-	8.00	8.00	-	-
22.00	760.5	-	19.0	7.72	7.93	-	84	
POINT C	0.25	763.	17.0	17.0	8.20	8.14	84	83
	2.35	763.5	17.0	17.3	8.20	8.12	85	82
	4.20	764.	16.5	17.0	8.11	8.00	82	81
	6.15	765	16.5	17.0	7.97	8.02	80	81
	8.25	765	18.0	18.0	8.10	8.14	84	83
	10.15	764.5	19.0	19.0	7.80	7.84	83	83
	12.40	763	20.0	20.0	7.81	7.81	85	85
	14.40	762	20.0	-	7.90	<7.90	86	-
	16.35	761	20.2	-	7.92	7.91	86	-
	18.50	761	19.6	-	7.96	7.94	85	-
	20.40	761	19.2	19.4	8.01	8.02	85	85
22.40	760.5	19.2	19.2	7.99	7.98	85	84	

* Valeurs provenant de l'aéroport de Dorval, Montréal.

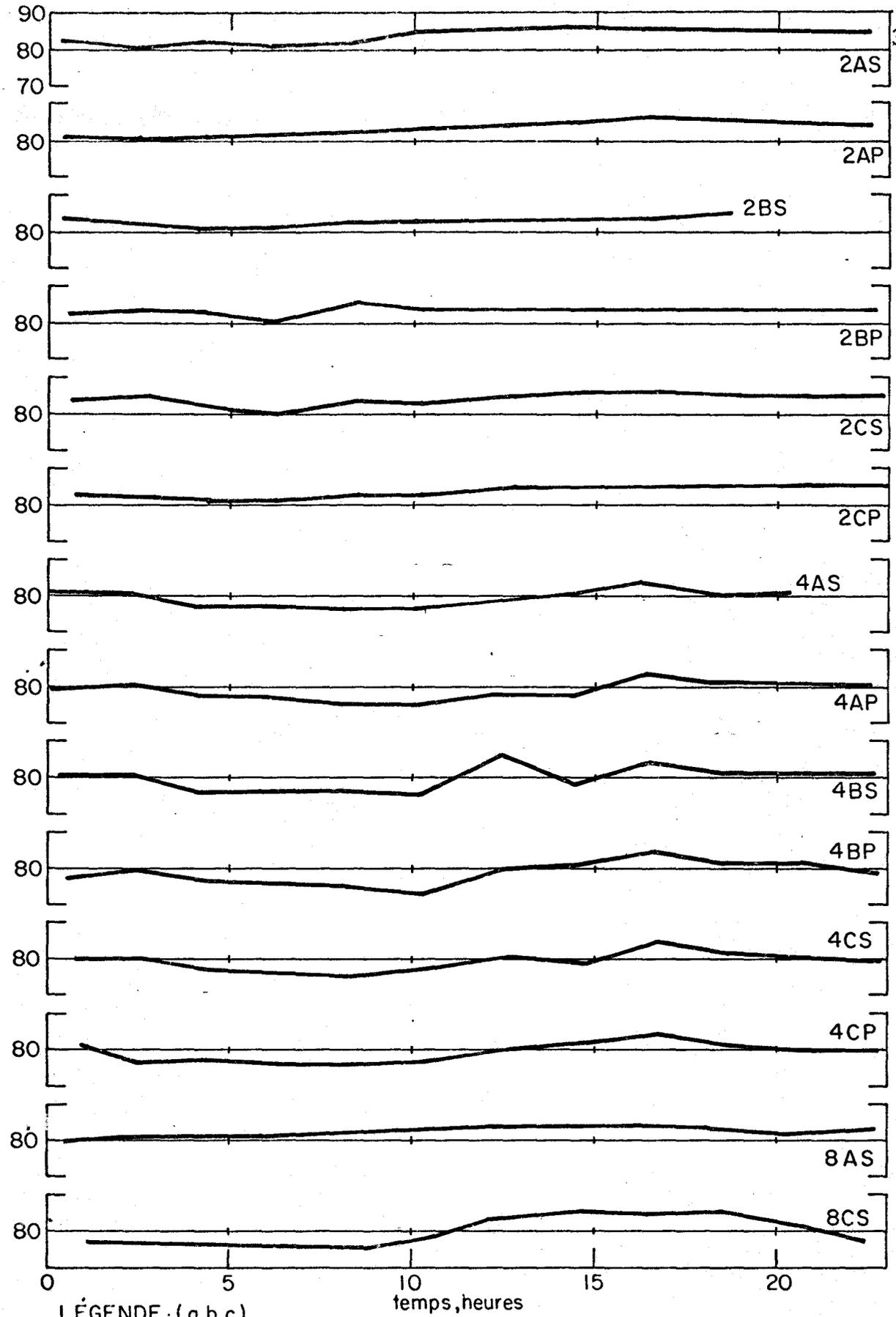
Tableau 5 : Valeurs d'oxygène dissous dans la tranche 2.

	HEURE L'ECHANTIL- LONNAGE	PRESSION* ATMOSPHERIQUE (MM de HG)	TEMPERATURE		OXYGENE DISSOUS PPM		% DE SATURATION	
			°C					
			SURF	PROF	SURF	PROF	SURF	PROF
POINT A	0.00	754.5	19.0	19.0	7.54	7.44	81	79
	2.15	754.5	19.0	19.0	7.42	7.62	80	80
	4.00	754.0	18.0	18.0	7.31	7.38	77	77
	6.00	754.0	18.0	18.0	7.32	7.31	77	77
	8.00	753.5	19.0	19.0	7.17	6.92	76	75
	10.00	753.0	19.5	19.5	7.02	6.90	76	75
	12.05	752.0	19.5	19.5	-	7.25	-	78
	14.10	751.0	19.5	19.5	7.27	7.24	80	78
	16.10	751.0	22.3	22.3	7.32	7.28	83	84
	18.10	751.0	20.3	20.3	7.36	7.42	81	82
	20.10	752.5	19.1	19.1	7.46	7.40	81	81
	22.15	753.5	19.1	19.1	-	7.53	-	81
POINT B	0.00	754.5	19.0	18.3	7.46	7.44	80	78
	2.15	754.5	19.0	19.0	7.42	7.45	80	80
	4.00	754.0	18.0	18.0	7.18	7.38	76	77
	6.00	754.0	18.0	18.0	7.20	7.12	76	76
	8.00	753.5	19.0	19.0	7.02	6.92	76	76
	10.00	753.0	19.5	19.5	6.90	6.68	75	73
	12.05	752.0	19.5	19.5	7.97	7.33	86	80
	14.10	751.0	19.5	21.8	7.20	7.18	78	81
	16.10	751.0	22.3	22.3	7.30	7.28	84	84
	18.10	751.0	20.3	20.3	7.32	7.35	81	81
	20.10	752.5	19.1	19.1	7.48	7.47	81	81
	22.15	753.5	19.1	17.8	7.52	7.59	81	79
POINT C	0.10	754.5	18.9	19.0	7.50	7.54	80	81
	2.25	754.5	19.0	19.0	7.43	7.10	80	76
	4.10	754.0	18.0	18.0	7.31	7.31	77	77
	6.10	754.0	18.0	18.0	7.22	7.22	76	76
	8.10	753.5	19.0	18.0	7.04	7.17	75	76
	10.10	753.0	19.5	19.5	7.12	7.14	77	77
	12.15	752.0	19.5	19.5	7.39	7.31	80	80
	14.20	751.0	21.8	21.8	6.96	7.29	78	82
	16.20	751.0	22.3	22.3	7.32	7.34	84	84
	18.20	751.0	20.3	20.3	7.38	7.38	81	81
	20.20	752.5	19.1	19.1	7.46	7.44	80	80
	22.25	754.0	18.2	18.6	7.52	7.61	79	80

Tableau 6 : Valeurs d'oxygène dissous dans la tranche 4.

	HEURE DE L'ECHANTIL-	PRESSION ATMOSPHERIQUE (MM DE HG)	TEMPERATURE °C		OXYGENE DISSOUS PPM		% DE SATURATION	
			SURF	PROF	SURF	PROF	SURF	PROF
POINT A	0.30	763.5	17.1	-	7.80	7.79	80	-
	2.15	764.0	17.5	-	7.85	7.87	81	-
	4.00	765.0	17.6	-	7.82	7.83	81	-
	6.05	766.0	17.8	-	7.84	7.83	81	-
	8.05	767.0	18.1	-	7.89	7.86	82	-
	10.10	767.5	19.1	-	7.86	7.85	83	-
	12.00	767.0	19.5	20.1	7.81	7.82	84	84
	14.15	767.0	19.8	19.5	7.82	7.79	84	83
	16.05	766.5	19.9	19.9	7.78	7.76	84	83
	18.05	766.5	19.7	19.7	7.73	7.68	83	82
	20.05	767.0	18.8	19.0	7.75	7.68	82	82
	22.05	767.0	19.0	19.0	7.76	7.84	82	83
POINT B	10.40	763.5	-	-	7.40	7.32	-	-
	2.25	764.0	-	-	7.40	7.42	-	-
	4.10	765.0	-	-	7.34	7.36	-	-
	6.15	766.0	-	-	-	7.36	-	-
	8.15	767.0	-	-	7.34	7.30	-	-
	10.20	767.5	-	-	-	7.49	-	-
	12.10	767.0	19.7	19.7	7.48	7.55	80	80
	14.25	767.0	19.8	19.7	7.51	7.56	81	80
	16.15	766.5	20.0	19.9	7.69	7.49	83	80
	18.15	765.5	19.8	19.7	7.5	7.34	81	78
	20.15	767.0	19.3	19.3	7.39	7.30	79	77
	22.15	767.0	18.9	19.0	7.15	7.28	77	77
POINT C	1.00	763.5	18.3	-	7.46	8.35	77	-
	2.35	764.5	17.9	-	7.39	7.39	76	-
	4.20	765.0	18.0	-	7.28	7.24	76	-
	6.25	766.0	18.0	-	7.23	7.23	75	-
	8.25	767.0	18.4	-	7.18	7.14	75	-
	10.30	767.5	19.2	-	7.35	7.02	78	-
	12.20	767.0	19.8	19.4	7.71	7.16	83	76
	14.35	767.0	20.1	19.8	7.87	7.68	85	82
	16.25	766.5	20.4	19.9	7.72	7.47	84	81
	18.25	766.5	20.5	19.5	7.8	7.58	85	81
	20.25	767.0	19.9	19.7	8.56	7.56	81	81
	22.25	767.0	18.9	18.7	7.31	7.24	77	75

Tableau 7 : Valeurs d'oxygène dissous dans la tranche 8.



LÉGENDE : (a b c)

a : numéro de la tranche

b : position transversale du point d'échantillonnage

c : profondeur du point d'échantillonnage : S = $\frac{1}{3}$ de la profondeur
P = $\frac{2}{3}$ de la profondeur

Figure 9 : DISTRIBUTIONS TEMPORELLES DE L'OXYGÈNE DISSOUS DANS LA RIVIÈRE DES PRAIRIES.

l'équation (5) devient:

$$\frac{dC}{dt} = -K_1 C L_C - K_B \frac{T_B}{H} - K_A \frac{T_A}{H} - K_{1N} L_N + K_2 (C_S - C) - P_m \frac{T_A}{H} f(t) \quad (8)$$

Puisque la DBO azotée n'est bio-dégradée que de 1 à 10 jours après le début de la réaction, et que le temps de séjour de l'eau dans la rivière est de 5 heures, on obtient:

$$\frac{dC}{dt} = K_1 L + K_2 (C_S - C) \quad (9)$$

que nous exprimerons sous la forme de déficit en oxygène. Soit

$$D = C_S - C \quad C = C_S - d \quad dC = -dD \quad \text{donc} \quad \frac{dD}{dt} = K_1 L - K_2 D$$

laquelle équation intégrée nous donne les équations de Streeter et Phelps (8):

$$L_2 = L_1 10^{-\left(k_1 \frac{X}{V}\right)}$$

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

Pour l'application du modèle, nous avons besoin des coefficients K_1 et K_2 . Or, dans la littérature consultée, K_1 (base 10) se tenait entre 0.1 et 0.3 jour⁻¹. Nous avons décidé comme première approximation qu'une valeur moyenne de 0.2 sur tout le parcours pouvait être essayée.

K_2 posait un plus grand problème. Consultante encore la littérature, nous avons trouvé des valeurs extrêmes de 0.05 et 1.0 jour⁻¹. Nous avons

la possibilité d'utiliser la formule de Churchill:

$$K_2 = 5.026 V^{0.969} H^{-1.673} \quad (11)$$

avec

$$\begin{aligned} H &= \text{Profondeur (pi)} \\ V &= \text{vitesse (pi/sec)}. \end{aligned}$$

Mais alors il nous aurait fallu V sur chaque tranche physique. Nous avons décidé d'utiliser V moyen, obtenant ainsi un K_2 moyen de 0.375 et supprimant par le fait même les tranches physiques.

Donc, conservant 11 tranches d'apport, nous avons écrit un programme d'après l'organigramme (figure 10) suivant et obtenu les résultats reproduit au tableau 8 et à la figure 11.

4. CONCLUSIONS

Compte tenu des résultats expérimentaux, le modèle Streeter et Phelps avec K_1 et K_2 moyens constants semble applicable à la rivière des Prairies. On constate que l'augmentation de la DBO est peu considérable avant le collecteur du versant nord. Elle est en effet de 8% avant cet égout et de 45% après. On a fait une application pratique du programme en supprimant cet égout pour prévoir l'état de la rivière si éventuellement cet effluent était traité. On constate (tableau 9) que l'augmentation de la DBO passerait de 40% actuel (calculé et vérifié expérimentalement) à 6%, liant le sort de la rivière à celui du lac des Deux-Montagnes et identifiant le vrais responsables de cette pollution, i.e. les industries sur la rivière Outaouais.

On a pu faire cette application du programme sans tenir compte du débit de l'effluent (et par conséquent de la dilution) parce que ce débit est relativement négligeable. Il représente en effet une augmentation de 0.33% au débit de la rivière. La somme des débits des égouts ne représente

Débit gal imp/min	DBO (mg/l)		Demande en oxygène mg/l		Débit de l'émissaire gal imp/min	DBO de l'émissaire mg/l	Demande en oxygène de l'émissaire mg/l	Longueur du tronçon pi
	Début du tronçon	Fin du tronçon	Début du tronçon	Fin du tronçon				
.140E+08	1,002	,999	2,000	1,992	.436E+03	,555E+02	.640E+01	3432,000
.140E+08	1,004	,990	1,993	1,955	.105E+04	,705E+02	.700E+01	16896,000
.140E+08	1,009	1,003	1,957	1,941	.275E+04	,968E+02	.920E+01	7128,000
.140E+08	1,005	1,000	1,942	1,927	.816E+03	,413E+02	.950E+01	6864,000
.140E+08	1,076	1,071	1,932	1,921	.997E+04	.108E+03	.910E+01	5280,000
.140E+08	1,089	1,087	1,922	1,916	.213E+04	.120E+03	.940E+01	2640,000
.141E+08	1,089	1,084	1,917	1,905	.713E+03	,455E+02	.820E+01	5808,000
.141E+08	1,085	1,083	1,905	1,900	.277E+03	,416E+02	.350E+01	2376,000
.141E+08	1,454	1,446	1,926	1,914	.459E+05	,115E+03	.980E+01	6864,000
.141E+08	1,447	1,442	1,914	1,905	.227E+03	,649E+02	.370E+01	4752,000
.141E+08	1,464	1,408	1,906	1,826	.289E+04	.112E+03	.630E+01	47520,000

Tableau 8: Résultats du modèle mathématique.

Débit gal imp/min	DBO (mg/l)		Demande en oxygène mg/l		Débit de l'émissaire gal imp/min	DBO de l'émissaire mg/l	Demande en oxygène de l'émissaire mg/l	Longueur du tronçon pi
	Début du tronçon	Fin du tronçon	Début du tronçon	Fin du tronçon				
.140E+08	1,002	.999	2,000	1,992	.436E+03	.555E+02	.640E+01	3432,000
.140E+08	1,004	.990	1,993	1,955	.105E+04	.705E+02	.700E+01	16896,000
.140E+08	1,009	1,003	1,957	1,941	.275E+04	.968E+02	.920E+01	7128,000
.140E+08	1,005	1,000	1,942	1,927	.816E+03	.413E+02	.950E+01	6864,000
.140E+08	1,076	1,071	1,932	1,921	.997E+04	.108E+03	.910E+01	5280,000
.140E+08	1,089	1,087	1,922	1,916	.213E+04	.120E+03	.940E+01	2640,000
.141E+08	1,089	1,084	1,917	1,905	.713E+03	.455E+02	.820E+01	5808,000
.141E+08	1,085	1,077	1,905	1,886	.277E+03	.416E+02	.350E+01	9240,000
.141E+08	1,078	1,073	1,886	1,877	.227E+03	.649E+02	.370E+01	4752,000
.141E+08	1,096	1,054	1,877	1,785	.289E+04	.112E+03	.630E+01	47520,000

tableau 9: Application du modèle mathématique: évolution des polluants sans l'égout du versant nord de Montréal.

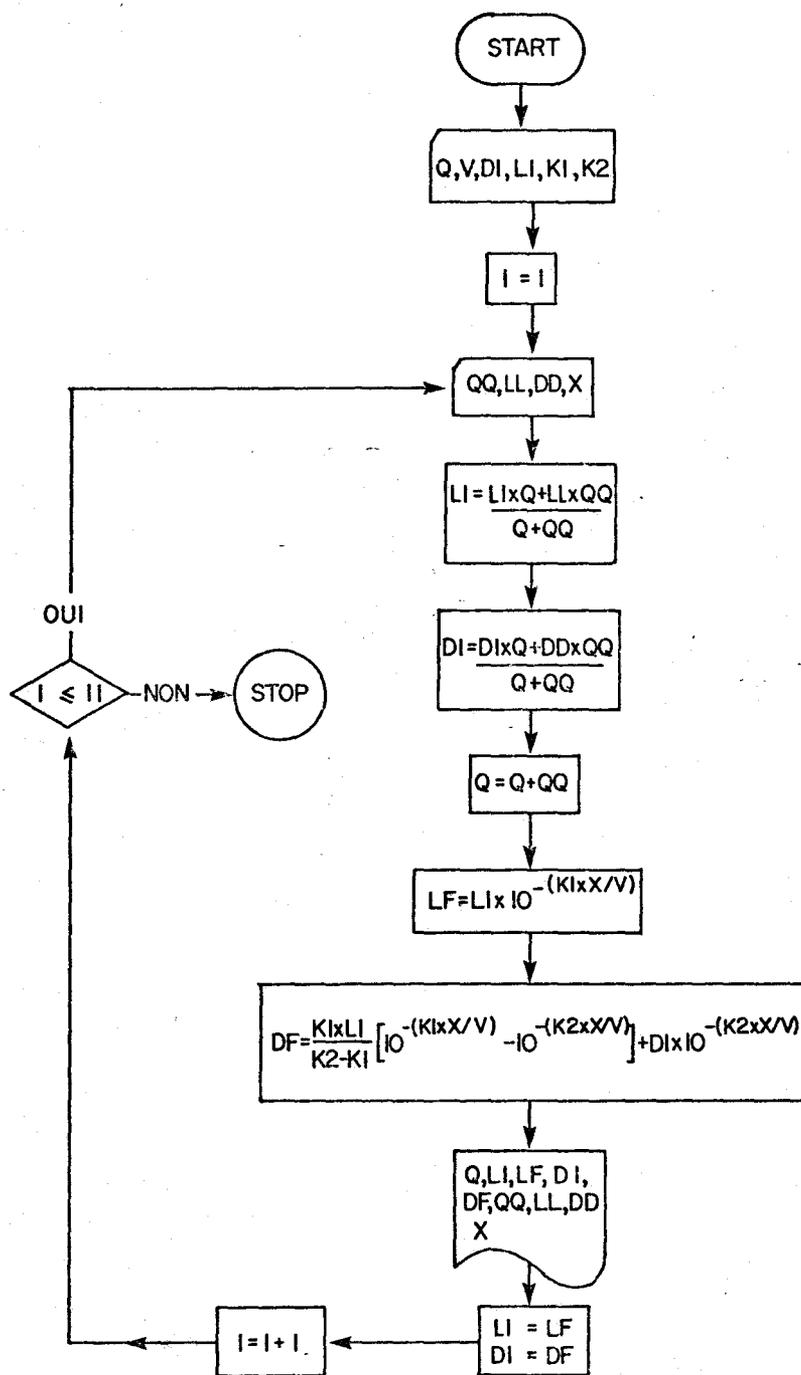


Figure 10 : Organigramme du modèle appliqué sur la Rivière des Prairies.

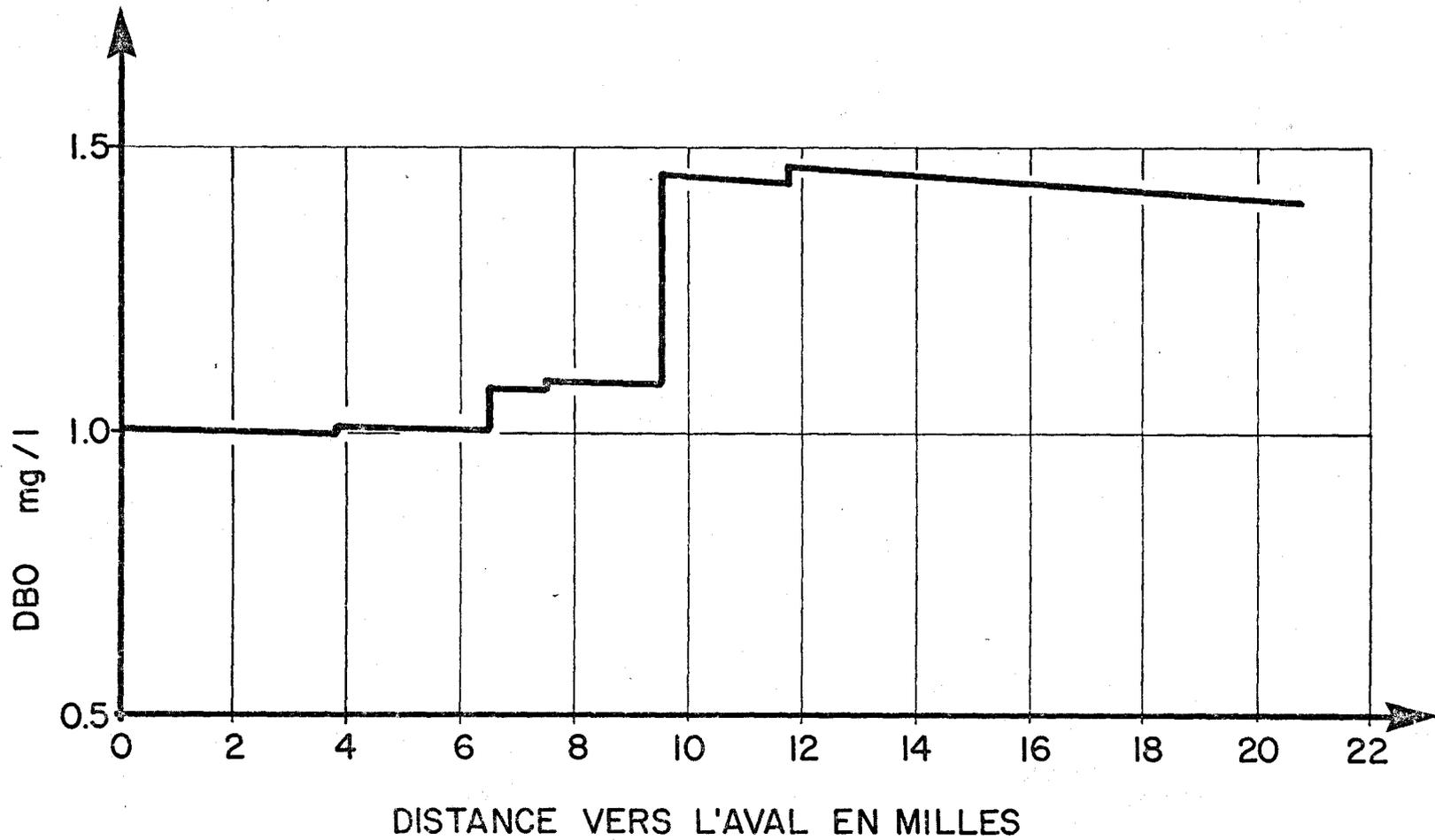


Figure 11 : PROFIL DBO PROPOSÉ POUR LA RIVIÈRE DES PRAIRIES.

d'ailleurs que un demi de 1% du débit de la rivière des Prairies.

La demande en oxygène quant à elle décroît très légèrement ce qui nous permet de conclure que la valeur de K_2 que nous avons fixée ne s'éloigne que très peu de la réalité puisque les résultats expérimentaux donnent une demande à peu près constante.

L'importance de la bio-dégradation ressort d'un calcul simple, consistant à faire l'addition de la charge sans considérer de dégradation et les comparer avec les résultats du modèle. Cette addition donne une concentration finale de 1.519 mg/l de DBO comparativement à 1.408 avec bio-dégradation, soit une différence de l'ordre de 10%.

5. TRAVAUX FUTURS

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,

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

Dans un réacteur discontinu, nous avons:

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

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

Plaçons nous maintenant dans la situation d'un point qui se déplace dans la rivière des Prairies. Nous traversons le premier tronçon entre l'émissaire P-7-N et l'émissaire P-8-S en environ quatre-vingt huit (88) minutes pendant lesquelles il se produit une certaine réaération naturelle caractérisée par K_2 , une certaine biodégradation et parfois du ruissellement. Puis l'émissaire P-8-S se rejette avec ses caractéristiques données et augmente le débit de:

$$\frac{1050}{1.40 \times 10^7} \times 100 = 0.0075\%$$

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 (i.e. au niveau de P-7-N) et dans les conditions naturelles de la première tranche. Pendant (88) 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 (88) minutes, un échantillon provenant de l'émissaire P-8-S (et dans les conditions naturelles de P-8-S), d'un volume égal à 0.0075% 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 4.7 heures dans le réacteur discontinu, nous devrions pouvoir déterminer assez précisément la constante K_1 de biodégradation.

6. BIBLIOGRAPHIE

- (1) BARTSCH, A.F., INGRAM, W.M., "Stream Life and the Pollution Environment", J. Public Works, Ridgewood, New Jersey, (1965).
- (2) KLEIN, L., JONES, J.R.E., HAWKES, H.A., et DOWNING, A.L., "River Pollution; Causes and Effects", Butterworths, Londres, (1962).
- (3) LEWIS, W.K., et WHITMAN, W.G., "Principles of Gas Absorption", Ind. Eng. Chem., 16, 1215, (1924).
- (4) OWENS, M., EDWARDS, R.W. et GIBBS, J.W., "Some Reaeration Studies in Streams", Int. J. Air Wat. Poll., 8, page 469, (1964).
- (5) COUILLARD, D. et PEDNEAULT, M., "Calcul de réacteurs et modèles mathématiques de qualité des eaux", Rapport no 7, INRS-Eau, Université du Québec (1972).
- (6) O'CONNOR, D.J. et DI TORO, D.M., "Photosynthesis and oxygene balance in Streams", J.A. Sa San Div 96(2), page 547 (1970).
- (7) DANCKWERTZ, P.V., "Significance of Liquid Film Coefficients in Gas Absorption", Ind. Eng. Chem., 43, 6, (1951).
- (8) DOBBINS, E., "BOD and oxygen relationships in streams", Jour. of the Sanitary Engineering Div., proc. ASCE, SA3, juin, page 53, (1964).

- (9) LEFORT, D. "Modèles mathématiques de pollution de rivière",
La Houille Blanche, numéro spécial, 8, 699-704 (1971).
- (10) MASCOLO, D., MEYBECK, M., CLUIS, D. et COUILLARD, D. "Carac-
téristiques physico-chimiques des effluents urbains".
AQTE, l'Eau et l'Environnement - Water and the Environ-
ment; travaux présentés à la Conférence conjointe
AQTE-FACE; publication AQTE, No. 16, 541-561 (1973).
- (11) CAILLE, A., PAGE, Y. et al. "Interprétation des données de la
qualité des eaux du lac des Deux-Montagnes et des ri-
vières des Prairies et des Mille-Iles". Régie des Eaux
du Québec. Québec. (1972).
- (12) GAUDY, A.T., "Biochemical Oxygen Demand, Water Pollution Micro-
biology, Robert Mitchell ed., Chap. 13, Wiley Interscien-
ce, N-Y, 1972.
- (13) HART, I.C. "Nomograms to calculate dissolved oxygen contents
and exchange (mass-transfer) coefficients", Water
Research, 1, 391-395 (1967).
- (14) COUTURE, P. "Etude des mesures d'oxygène dissous dans Rivière
des Prairies", rapport interne non publié, INRS-Eau,
Université du Québec (1972).
- (15) COUTURE, P. et CAILLE, A. "Etude des mesures d'assimilation de
carbone dans la rivière des Prairies", rapport in-
terne non publié, INRS-Eau, Université du Québec, nov.
1972.

ANALYSE STATISTIQUE

Par : B. Bobée

INTRODUCTION

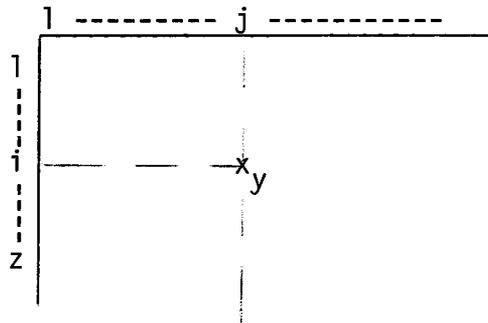
Nous nous proposons ici de soumettre les données obtenues à des traitements statistiques. En effet, les méthodes statistiques, quoique assez peu utilisées dans le domaine de la qualité de l'eau, peuvent constituer un outil puissant. Ici, nous considérons une analyse de variance des données de qualité, les résultats obtenus concordent avec la théorie.

POSITION DU PROBLEME

- L'analyse statistique a pour but de tester la variabilité suivant les points, les composites (heures), les tranches;
- la forme des données suggère d'employer une analyse de variance (cf. Appendices) pour étudier la variabilité entre les points, les composites et les tranches;
- il est évident que d'autres analyses (décomposition différente) auraient pu être effectuées, mais étant donné le petit nombre de données, certains regroupements sont effectués.

1. Variabilité dans les tranches

Dans une tranche donnée, pour un paramètre donné (TIC ou TOC) on effectue une analyse de variance à 2 critères (cf. Appendice B on se place dans l'hypothèse acceptable ici, où il n'y a pas d'interaction puisqu'il n'y a aucune influence ponctuelle telle que goût ou autre).



x_{ij} représente la donnée au point j pour le composite i .

a) influence du point de mesure

Cette influence est mesurée par la quantité F_1 donnée dans le tableau 1.

Paramètre \ Tranche	Tranche		
	1	2	3
TOC	2.50	0.68	0.94
TIC	7.34	0.80	0.89

Tableau 1 : Influence du point de mesure (valeur de F_1)

D'autre part, les valeurs critiques de F_1 pour le rejet de l'hypothèse d'égalité des moyennes aux différents points sont pour les degrés de liberté $\nu_1 = 5$ et $\nu_2 = 10$.

$$(F_1)_{5,10}(5\%) = 3.33$$

$$(F_1)_{5,10}(1\%) = 5.64$$

On en déduit donc qu'à l'exception du TIC dans la tranche 1, les points de mesure n'ont pas d'influence significative.

Dans le cas du TIC pour la première tranche, il est possible de déterminer les intervalles de confiance des moyennes aux différents points (cf. Appendice B), les résultats obtenus figurent dans le tableau 2.

Point j	1	2	3	4	5	6
Moyenne $\bar{x}.j$	4.67	4.50	4.33	4.50	5.50	5.33
Limite supérieure. Intervalle de confiance à 90%	5.00	4.83	4.66	4.83	5.83	5.66
Limite inférieure. Intervalle de confiance à 90%	4.34	4.17	4.00	4.17	5.17	5.00
Limite supérieure. Intervalle de confiance à 95%	5.07	4.90	4.73	4.90	5.90	5.73
Limite inférieure. Intervalle de confiance à 95%	4.27	4.10	3.93	4.10	5.10	4.93

Tableau 2 : Intervalle de confiance des moyennes
aux différents points TIC 1 (tranche 1)

Ces résultats montrent que la non-uniformité dans le cas du TIC pour la tranche 1 est due aux fortes valeurs des points 5 et 6 (il y a cependant uniformité dans le temps). Cette non-uniformité devrait être confirmée par un nombre plus grand de données.

b) influence du temps (composite)

De même que précédemment, la quantité F_2 permet d'examiner l'hypothèse qu'il n'y a aucune différence significative entre les moyennes des composites. Les résultats de l'analyse figurent dans le tableau 3.

PARAMETRE \ TRANCHE	1	2	3
TOC	0	.5	1.06
TIC	2.71	1.	1.18

Tableau 2 : Influence du composite (valeur de F_2)

Les valeurs critiques de F_2 sont

$$v_1 = 2 \quad v_2 = 10$$

$$(F_2)_{2,10} (5\%) = 4.10$$

$$(F_2)_{2,10} (1\%) = 7.56$$

Donc quelle que soit la tranche et indépendamment du paramètre le composite considéré n'a aucune influence significative.

c) conclusion

Donc à l'exception du TIC dans la tranche 1, il n'y a aucun effet significatif du aux points de mesure ou au composite considérés. Cela revient à admettre que compte tenu, des données qu'il y a uniformité dans l'espace et le temps sur une tranche donnée (sauf pour TIC dans la tranche 1 où il y a influence du point de mesure).

Donc l'ensemble des données x_{ij} est tel que

$$x_{ij} = \mu + \epsilon_{ij}$$

où: μ est un terme constant indépendant du point et de composite
 ε_{ij} un terme aléatoire (distribution $N(0,1)$)

Dans le cas du TIC dans la tranche 1, les données x_{ij} sont telles que:

$$x_{ij} = \mu + \beta_j + \varepsilon_{ij}$$

Le modèle comprend un terme supplémentaire β_j variable suivant les points (mais indépendant des composites).

En fait le tableau 2 montre qu'il est possible de regrouper les points 1,2,3,4 d'une part, 5,6 d'autre part.

2. Variabilité entre les tranches

Dans le cas du TOC on a vu qu'il y avait uniformité dans chaque tranche, pour le TIC il y a uniformité pour les tranches 1, 2 et 3. On se propose maintenant d'étudier la variabilité entre tranches pour cela on considère une analyse de variance à 1 critère (Appendice A).

Les données dans une tranche où il y a uniformité sont regroupées.

a) variabilité du TOC suivant les tranches

Dans chaque tranche on regroupe les données puisqu'il y a uniformité, on obtient ainsi une série de 18 éléments. Le tableau 4 donne pour chaque tranche, la moyenne M , la variance (non biaisée) S^2 , le coefficient d'asymétrie non biaisé, C_s .

Dans l'analyse de variance deux hypothèses sont souhaitables (bien qu'en général elles ne soient pas toujours examinées ou vérifiées)

κ) Normalité des données

Malgré le petit nombre de données, il est possible d'examiner si le coefficient d'asymétrie est significativement différent de 0, pour cela on considère le rapport $T = \frac{C_s}{(E.T.)_{C_s}}$

où $(E.T.)_{C_s}$ est l'erreur type du coefficient d'asymétrie (Appendice C).^S

TRANCHE	1	2	3
Moyenne (M)	8.58	8.53	9.22
VARIANCE S^2	.066	1.514	.8301
ASYMETRIE C_s	.32	.11	1.81
$T = \frac{C_s}{(E.T.)_{C_s}}$.60	.21	3.37

Tableau 4 : Caractéristiques du TOC suivant les tranches

Dans ces tranches 1 et 2 puisque $|T| < 1.96$ on peut admettre l'hypothèse que les séries sont tirées d'une distribution normale. Dans la tranche 3 cette hypothèse n'est pas acceptable.

β) Egalité des variances

Théoriquement l'analyse de variance s'applique à des séries pro-

venant de populations normales de variances égales.

L'égalité des variances est examinée par le test de Bartlett (Appendice D). Sous le cas considéré on trouve $U = 30.32$ ce qui montre que l'hypothèse d'égalité des variances ne peut être acceptée. (Une méthode possible consisterait à faire subir aux données une transformation logarithmique).

Bien que certaines hypothèses de départ de l'analyse de variance (normalité des séries, égalité des variances) ne soient pas vérifiées, nous pouvons employer cette méthode, toutefois il ne faudra pas avoir une confiance absolue dans les résultats.

La valeur calculée de F_0 est $F_0 = 3.34$

les valeurs critiques sont $F_{2, 51} (5\%) = 3.19$

$F_{2, 51} (1\%) = 5.08$

Les moyennes des 3 tranches sont significativement différentes; il est alors possible (cf. Appendice A) de déterminer les intervalles de confiance des moyennes de chaque tranche. Les résultats se trouvent dans la table 5.

D'autre part la table 4 montre que les tranches 1 et 2 ont des moyennes voisines et que la tranche 3 s'en distingue significativement.

NIVEAU \ TRANCHE	TRANCHE		
	1	2	3
90%	(8.23, 8.93)	(8.18, 8.88)	(8.87, 9.57)
95%	(8.16, 9.00)	(8.18, 8.95)	(8.80, 9.64)

Tableau 5 : Intervalle de confiance de la moyenne de chaque tranche (TOC)

b) variabilité du TIC suivant les tranches

Les caractéristiques du TIC suivant les 3 tranches sont données dans la table 6.

TRANCHE	1	2	3
Moyenne	4.806	3.806	5.278
Variance	.298	.563	.360
Asymétrie	.014	.053	-.147
T	.027	.099	-.274

Tableau 6 : Caractéristiques des tranches pour le TIC

α) Normalité des séries

La valeur calculée de T est telle que $|T| < 1.96$, donc au niveau de signification 5%, le coefficient d'asymétrie n'est pas significativement différent de 0. On peut donc admettre que les séries proviennent d'une distribution normale.

β) Egalité des variances

Si l'on considère les séries pour les 3 tranches la valeur calculée est

$$u = 1.82$$

Cette valeur est inférieure à la valeur de χ^2 à 2 degrés de liberté en effet $\chi^2_2 (5\%) = 5.99$.

Il est donc possible d'admettre qu'au niveau de signification 5%, les 3 séries proviennent de populations normales de même variance.

Si nous effectuons l'analyse de variance en considérant seulement les tranches 2 et 3 (puisque dans la tranche 1 il n'y a pas uniformité) la valeur calculée est $F = 21.15$ ce qui montre une différence très significative entre les moyennes des tranches 2 et 3.

Il est également possible de déterminer les intervalles de confiance des moyennes des tranches 2 et 3 (table 7).

TRANCHE NIVEAU	2	3
90%	(3.54, 4.08)	(5.01, 5.55)
95%	(3.48, 4.13)	(4.95, 5.60)

Table 7: Intervalle de confiance des moyennes des tranches

Si nous considérons les moyennes des 2 dernières tranches \bar{x}_2 et \bar{x}_3 qui sont tirées de populations normales de moyenne ξ_2 et ξ_3 , on peut étudier l'hypothèse H telle que

$$H) \quad \xi_3 - \xi_2 = \lambda$$

Il est alors possible de montrer que l'hypothèse H , est vraie au niveau de signification 5% si:

$$(\bar{x}_3 - \bar{x}_2) - \frac{ts_1}{3} \leq \lambda \leq (\bar{x}_3 - \bar{x}_2) + \frac{ts_1}{3}$$

s_1 est une estimation de la variance globale des séries (définie en Appendice A)

ou encore $.951 < \lambda < 1.993$

Donc au niveau de 5% on peut dire que l'accroissement de la moyenne entre les tranches 2 et 3 peut être compris entre 1 et 2 (la mesure donne $(\bar{x}_3 - \bar{x}_2) = 1.47$).

CONCLUSION

L'étude statistique nous a permis de montrer que:

- Dans une tranche donnée il y a uniformité dans le temps et l'espace pour le TOC et le TIC (sauf pour la tranche 1).

Cette conclusion est cependant liée au fait que l'on a seulement 6 points de mesures et 3 composites, elle devrait être vérifiée sur un plus grand nombre de données.

L'hypothèse de non-intéraction pourrait également être vérifiée en effectuant plusieurs replicats (par séparation des composites).

- Entre les tranches, on a pu mettre en évidence une variabilité des paramètres.

Ici encore il serait souhaitable de considérer un nombre plus élevé de tranches, pour permettre de suivre la variabilité.

Cette étude doit donc, compte tenu du petit nombre de données, être considérée comme indicative et elle permet de donner les grandes lignes d'un plan d'échantillonnage plus complet. Pour mieux analyser ces processus impliqués on n'a pas jugé utile d'effectuer des analyses plus fines qui n'auraient sans doute pas permis des conclusions plus précises compte tenu du peu d'in-

formation dont on dispose.

L'analyse précédente montre cependant peu les méthodes statistiques peuvent aider dans l'interprétation et la quantification des phénomènes.

APPENDICE AAnalyse de variance à 1 critère

On dispose de k séries de données, chaque série comprend n_j éléments.

	1	-----	j		k
1					
⋮					
i			x_{ij}		
⋮					
	n_1		n_j		n_k

Pour chaque série il est possible de calculer la moyenne $\bar{x}_j = \frac{1}{n_j} \sum_{i=1}^{n_j} x_{ij}$ on suppose ces séries tirées de populations normales, de variances égales σ^2 , l'analyse de variance permet d'examiner si les moyennes des populations normales sont égales - (hypothèse $\mu_1 = \dots = \mu_j = \dots = \mu_k$).

On peut construire le tableau d'analyse de variance

Variation	Somme des carrés	Degré de liberté	Estimation de la variance
Entre les séries	SS_2	$f_2 = k - 1$	$s_2^2 = SS_2 / f_2$
A l'intérieur des séries	SS_1	$f_1 = \sum n_j - k$	$s_1^2 = SS_1 / f_1$
Totale	$SS = SS_1 + SS_2$	$f = \sum n_j - 1$	

$$\text{avec: } SS_2 = \sum_{j=1}^k n_j (\bar{x}_j - \bar{x})^2 \quad SS_1 = \sum_{j=1}^k \sum_{i=1}^{n_j} (x_{ij} - \bar{x}_j)^2$$

Si l'hypothèse d'égalité des moyennes est vraie, la quantité

$$F_0 = \frac{s_2^2}{s_1^2} \text{ suit une loi de Fisher à } f_2 \text{ et } f_1 \text{ degrés de liberté et l'on a}$$

$x_{ij} = \mu + \varepsilon_{ij}$, ε_{ij} étant un terme aléatoire tiré d'une population normale centrée réduite.

En pratique donc:

- on calcule F_0 et si $F_0 < F_{f_2, f_1}$ on admet l'hypothèse d'égalité des moyennes, autrement on la rejette au niveau α
- lorsque l'hypothèse d'égalité est rejetée on peut montrer que si ζ_j est la moyenne de la population normale dont la série

j est tirée, $t = \frac{\bar{x}_j - \zeta_j}{s_1 / \sqrt{n_j}}$ suit une loi de Student à f degrés de liberté

$t = \frac{(\bar{x}_j - \bar{x}_k) - (\zeta_j - \zeta_k)}{s_1 \sqrt{\frac{1}{n_j} + \frac{1}{n_k}}}$ suit une loi de Student à f degrés de liberté

APPENDICE B

Analyse de variance à 2 critères (1 donnée par cellule)

Le tableau de données se présente sous la forme:

1	1 - - - - -	j	- - - - - m
i		x_{ij}	
k			

Il est possible de calculer

- pour chaque ligne, la moyenne $\bar{x}_{i.} = \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m x_{ij}$

- pour chaque donnée, la moyenne $\bar{x}_{.j} = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k x_{ij}$

- pour le tableau, la moyenne $\bar{x} = \frac{1}{mk} \sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^m x_{ij}$

Le tableau d'analyse de variance peut s'écrire:

variation	somme des carrés	degré de liberté	estimation de la variance
entre données	SS_2	$f_2 = m - 1$	$s_2^2 = \frac{SS_2}{f_2}$
entre lignes	SS_3	$f = k - 1$	$s_3^2 = \frac{SS_3}{f_3}$
résiduelle	SS_1	$f_1 = (k-1)(m-1)$	$s_1^2 = \frac{SS_1}{f_1}$
totale	$SS = SS_1 + SS_2 + SS_3$	$f = km - 1$	

avec:

$$SS_2 = k \sum_{j=1}^m (x_{.j} - \bar{x})^2$$

$$SS_3 = m \sum_{i=1}^k (\bar{x}_{i.} - \bar{x})^2$$

$$SS_1 = \sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^m (x_{ij} - x_{i.} - x_{.j} + \bar{x})^2$$

Le modèle général s'écrit

$$x_{ij} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \varepsilon_{ij}$$

ε_{ij} est une variate normale centrée réduite

α_i est un terme donnant l'influence de la ligne i

β_j est un terme donnant l'influence de la colonne j

μ est un terme donnant l'influence globale

Ce modèle suppose qu'il n'y a aucun terme d'interaction.

a) On teste l'hypothèse $\alpha_1 = \alpha_2 = \dots = \alpha_k = 0$

Si l'hypothèse est vraie $F_2 = \frac{S_3^2}{S_1^2}$ suit une loi de Fisher à f_3 et f_1

degrés de liberté. Donc si $F_2 > F_{f_3, f_1}$ on rejette l'hypothèse au niveau 5%.

b) On teste l'hypothèse $\beta_1 = \dots = \beta_m = 0$

Si $F_1 = \frac{S_2^2}{S_1^2} > F_{f_2, f_1}$ on rejette l'hypothèse au niveau α

Si $\zeta_{i.}$ et $\zeta_{.j}$ sont les moyennes des populations estimées respectivement par $\bar{x}_{i.}$ et $\bar{x}_{.j}$ on peut montrer que lorsque les hypothèses sont rejetées:

$$t = \frac{\bar{x}_{i.} - \zeta_{i.}}{s_1 / \sqrt{m}} \quad \text{suit une loi de Student à } f_1 \text{ degrés de liberté}$$

$$t = \frac{\bar{x}_{.j} - \zeta_{.j}}{s_1 / \sqrt{k}} \quad \text{suit une loi de Student à } f_1 \text{ degrés de liberté.}$$

APPENDICE C

Normalité d'une série

Lorsque l'on dispose d'une série de petite taille il est difficile d'étudier par ajustement si cette série provient d'une distribution normale. On peut cependant tester si le coefficient d'asymétrie de cette série peut être égal à 0.

Si l'on considère une série de taille N ($x_1, \dots, x_i, \dots, x_N$)

de moyenne $\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^N x_i}{N}$, le coefficient d'asymétrie non biaisé de

cette série est:

$$\hat{C}_s = \frac{N(N-1)^{\frac{1}{2}}}{(N-2)} \frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^3}{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}$$

Pour un échantillon provenant d'une loi normale (dont l'asymétrie théorique est nulle), l'erreur type du coefficient d'asymétrie est:

$$\sigma_{C_s} = \sqrt{\frac{6N(N-1)}{(N-2)(N+1)(N+3)}}$$

La quantité $T = \frac{\hat{C}_s}{\sigma_{C_s}}$ qui est distribuée approximativement suivant

une loi normale permet donc de tester l'hypothèse que l'échantillon considéré provient d'une population normale (donc à asymétrie nulle)

APPENDICE D

Test d'égalité de k variances (test de Bartlett)

Ce test est une généralisation du test d'égalité de 2 variances.

On considère k séries provenant de populations dont les variances sont σ_1^2 , --- σ_j^2 , --- σ_k^2 . La série j de taille n_j a pour éléments $(x_{ij}; i = 1, \dots, n_j)$.

On veut tester l'hypothèse $H_0: \sigma_1^2 = \dots = \sigma_j^2 = \dots = \sigma_k^2 = \sigma^2$

Si \bar{x}_j est la moyenne de l'échantillon j la variance non biaisée de l'échantillon j est:

$$s_j^2 = \frac{1}{n_j-1} \sum_{i=1}^{n_j} (x_{ij} - \bar{x}_j)^2$$

Si nous posons:

$$N = \sum_{j=1}^k n_j \quad s^2 = \frac{\sum_{j=1}^k (n_j-1) s_j^2}{N-k}$$

$$C = 1 + \frac{1}{3(k-1)} \left[\sum_{j=1}^k \left(\frac{1}{n_{j-1}} \right) - \frac{1}{N-k} \right]$$

$$U = -\frac{1}{C} \sum_{j=1}^k (n_j - 1) L_n \left(\frac{s_j^2}{s^2} \right)$$

La quantité U suit une distribution χ^2 à $(k-1)$ degrés de liberté.

Donc pour un niveau de signification α

- si $U < \chi_{k-1}^2(\alpha)$ on accepte l'hypothèse H_0 , c'est-à-dire que les variances des k populations sont égales.

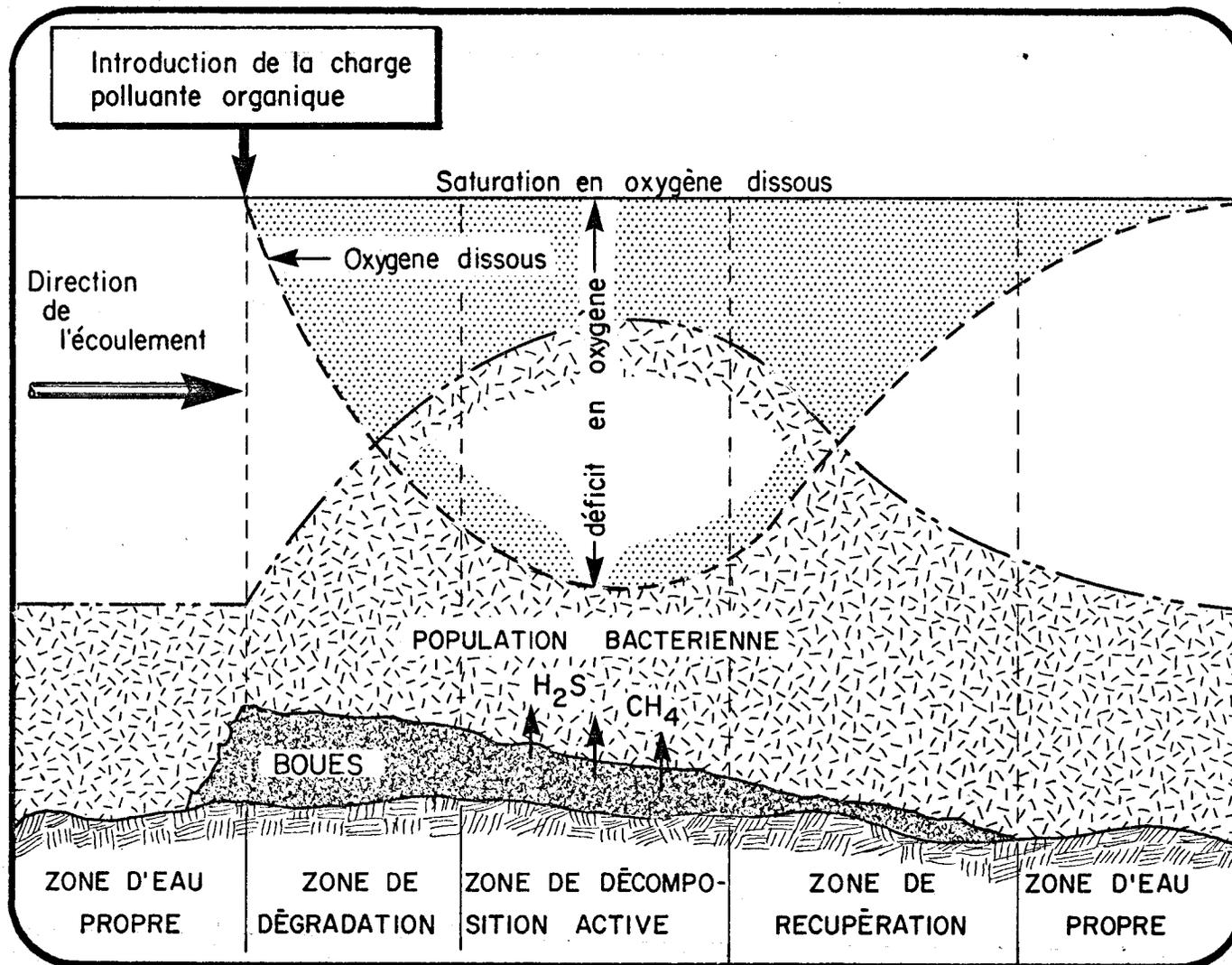


Figure 1: EFFET D'UNE CHARGE POLLUANTE ORGANIQUE SUR UN COURS D'EAU.

épuration due aux actions biologiques de nombreux types de microorganismes aérobies, anaérobies, algues, ... Elle relève de critères tels 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, la température de l'eau...

Par ailleurs il existe un second type de pollution, la pollution "conservative". Elle concerne les polluants qui ne sont pas dégradés avec le temps, tel que les sels dissous, chlorures de calcium, matières minérales en suspensions, sels de chrome... . L'étude de ce type de pollution est essentiellement hydraulique par l'intermédiaire de l'équation de continuité.

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. La teneur en oxygène dissous 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.. C'est pratiquement toujours ce paramètre qu'on retient et on en formule l'évolution en fonction des autres paramètres, soit 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 des algues et la photosynthèse.

1.2 Re-oxygenation d'un cours d'eau

1.2.1 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. Le 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 gazeuse. L'épaisseur de cette couche interfaciale "gaz-liquide" est d'environ trois molécules d'eau (voir figure 2).

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 convection.

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

$$\frac{dC}{dt} = K (C_s - C) \quad (1)$$

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 (4) a montré que la formule de Churchill

$$K = 5.026 V^{0.969} H^{-1.673} \quad (2)$$

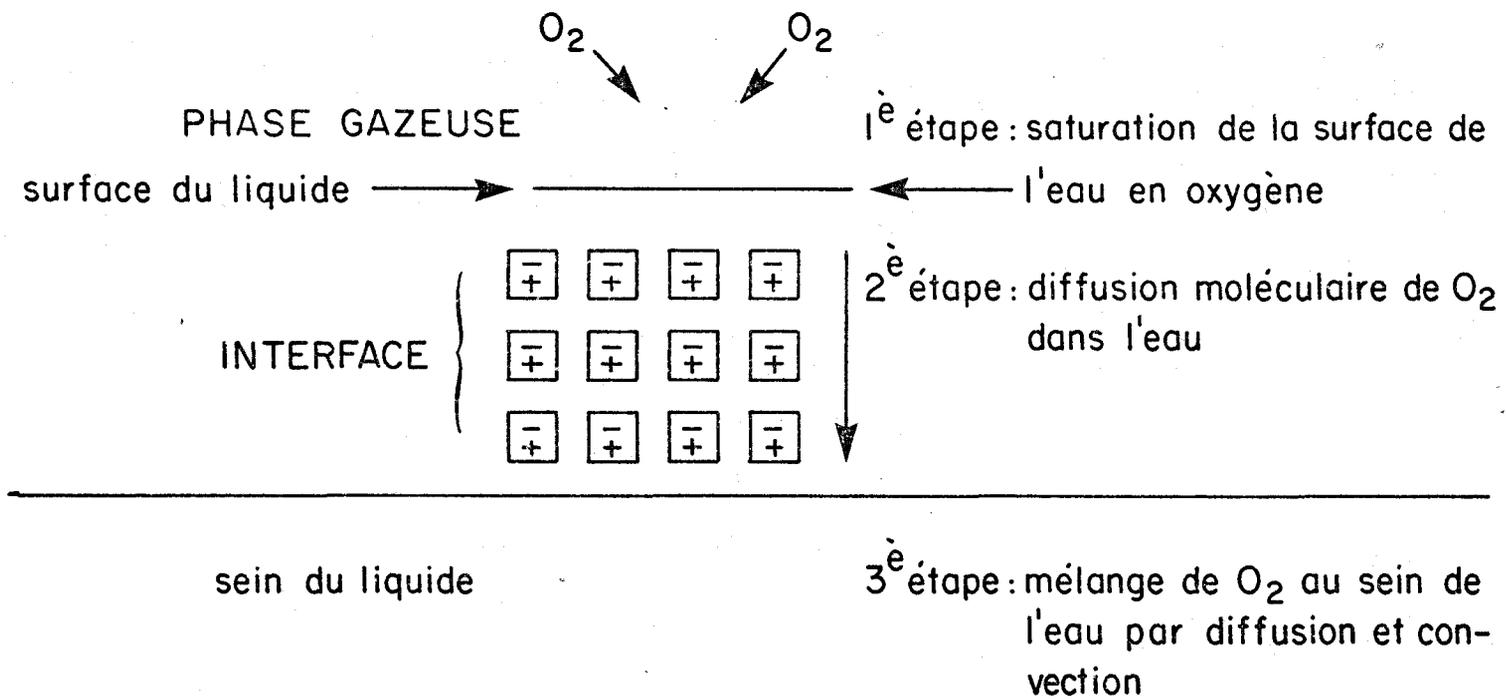


Figure 2 : PROCESSUS DE RÉAÉRATION PHYSIQUE

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

1.2.2 Réaération par les obstacles (chutes et barrages)

Gameson (5) propose la formule suivante pour la réaération dans les chutes et les barrages:

$$\frac{C_s - C_v}{C_s - C_m} = 1 + 0.037 a b (1 + 0.046 T) h \quad (3)$$

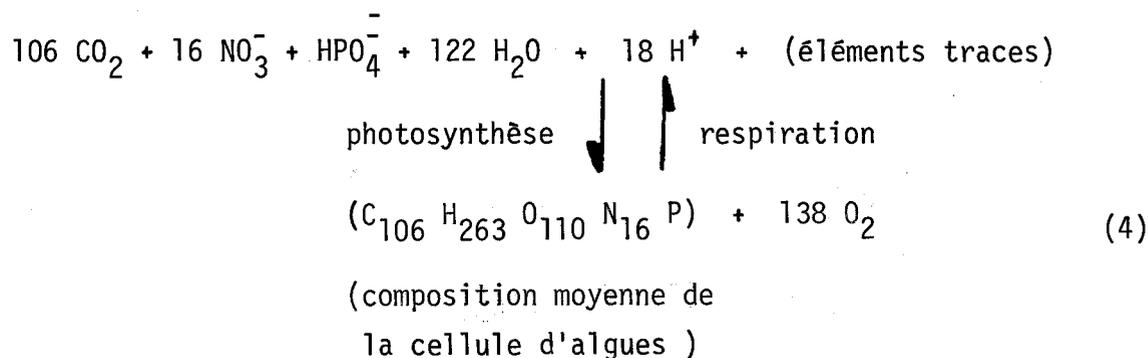
où C_v et C_m désignent la concentration en oxygène dissous en aval et en amont de la chute, a et b la qualité de l'eau et la forme de la chute, h la hauteur de la chute (m) et T la température de l'eau $^{\circ}\text{C}$. Le paramètre difficile à déterminer est le paramètre b (de la forme de la chute).

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.

1.2.3 Photosynthèse

Dans les cours d'eau où les plantes ou planctons sont en quantité suffisante la production d'oxygène par photosynthèse est parfois si importante que l'on note des concentrations en oxygène supérieures à la concentration de saturation. Cette production est liée au cycle du rayonnement solaire (figure 3). 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 est positif lorsqu'il y a ensoleillement. L'équation chimique de la photosynthèse et de la respiration peut s'écrire:



1.2.4 Respiration par les boues de fond

Dès que la vitesse d'un cours d'eau important est inférieure à $\frac{1}{4}$ mille à l'heure (4), 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 de ces sédiments peut compter pour 50% de la diminution en oxygène dissous.

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

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 avec consommation équivalente en oxygène dissous;
- b) dépôt dans le fond de l'eau des sédiments organiques.