

Record Number:

Author, Monographic: Morin, G.//Cluis, D.//Couillard, D.//Jones, H. G.//Gauthier, J. M.

Author Role:

Title, Monographic: Modélisation de l'oxygène dissous et de la demande biochimique à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU

Translated Title:

Reprint Status:

Edition:

Author, Subsidiary:

Author Role:

Place of Publication: Québec

Publisher Name: INRS-Eau

Date of Publication: 1984

Original Publication Date: Mars 1984

Volume Identification:

Extent of Work: ix, 107

Packaging Method: pages

Series Editor:

Series Editor Role:

Series Title: INRS-Eau, rapport de recherche

Series Volume ID: 155

Location/URL:

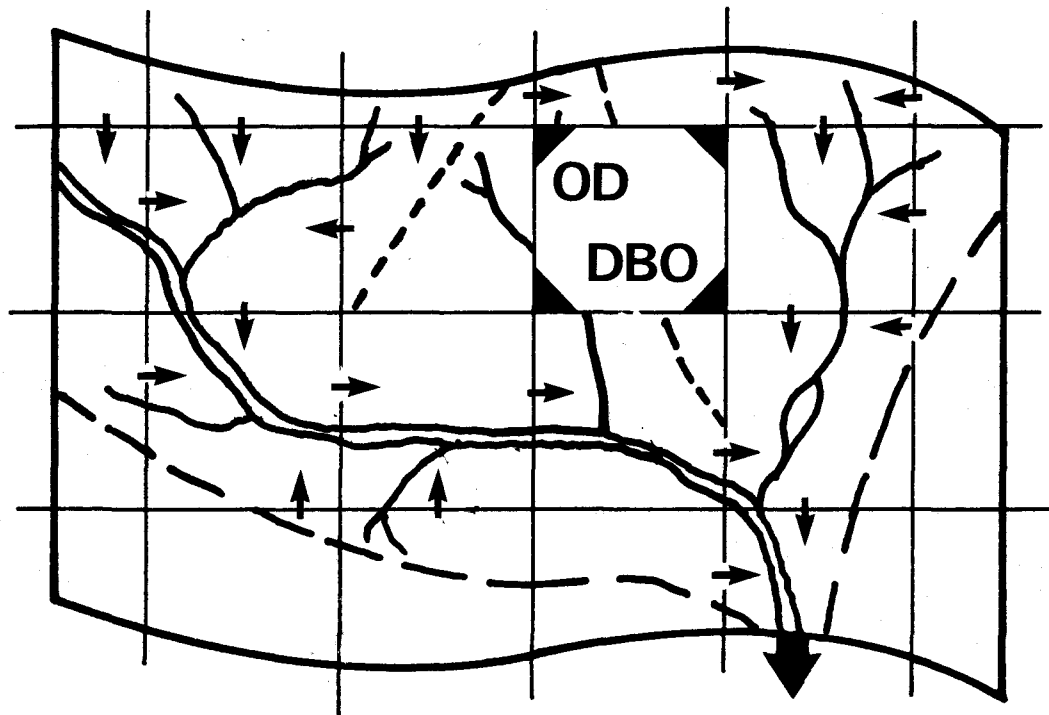
ISBN: 2-89146-153-3

Notes: Rapport annuel 1983-1984

Abstract: Rapport rédigé pour Hydro-Québec, Service de l'environnement
15.00\$

Call Number: R000155

Keywords: rapport/ ok/ dl



**MODÉLISATION DE L'OXYGÈNE DISSOUS
ET DE LA DEMANDE BIOCHIMIQUE
EN OXYGÈNE À L'AIDE DU MODÈLE
QUANTITÉ-QUALITÉ CEQUEAU.**

INRS-Eau
C.P. 7500
Sainte-Foy (Québec) G1V 4C7

Rapport scientifique no 155

Rapport rédigé pour

Hydro-Québec
Service de l'environnement

par

G. Morin
D. Cluis
D. Couillard
H.G. Jones
J.M. Gauthier

MODÉLISATION DE L'OXYGÈNE DISSOUS
ET DE LA DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGÈNE
À L'AIDE DU MODÈLE QUANTITÉ-QUALITÉ CEQUEAU

Mars 1984



TABLE DES MATIÈRES

	<u>Page</u>
TABLE DES MATIÈRES	i
LISTE DES FIGURES	v
LISTE DES TABLEAUX	ix
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 - REVUE DE LITTÉRATURE DES MODÈLES D'OXYGÈNE DISSOUS EN RIVIÈRES	5
1.1 Principaux modèles d'oxygène dissous	7
1.2 Estimation des paramètres	13
1.2.1 Solution de l'oxygène dans l'eau	13
1.2.2 Coefficients de réoxygénation et de consommation d'oxygène	13
1.2.3 Autres paramètres	19
CHAPITRE 2 - REVUE DE LITTÉRATURE DES MODÈLES D'OXYGÈNE DISSOUS EN RÉSERVOIRS	21
2.1 Distribution de l'oxygène dissous dans les lacs et réservoirs	23
2.1.1 Solubilité de l'oxygène dans l'eau	23
2.1.2 Eléments intervenant dans le bilan d'oxygène dissous	24
2.1.3 Variations saisonnières des profils de concentration en oxygène dissous	25
2.2 Modèles d'oxygène dissous et de qualité de l'eau ...	27
2.2.1 Modèles de prédiction de l'état trophique ...	36
2.2.2 Modèles écologiques	36
2.2.3 Modèles axés sur l'oxygène dissous	37
2.2.3.1 O'Connell et Thomas (1965)	38
2.2.3.2 Churchill et Nicholas (1967)	38
2.2.3.3 Wunderlich et Elder (1969)	39

	<u>Page</u>
2.2.3.4 Bella (1970)	40
2.2.3.5 Markofsky et Harleman (1971)	42
2.2.3.6 Côté (1979)	48
2.2.3.7 Snodgrass (1982)	54
 CHAPITRE 3 - INTÉGRATION AU MODÈLE HYDROLOGIQUE CEQUEAU	 57
3.1 Modélisation de l'OD et de la DBO en rivière	59
3.1.1 Choix du modèle d'OD-DBO	59
3.1.2 Détermination des coefficients du modèle d'OD-DBO	61
3.1.2.1 Coefficients de consommation de l'OD et de la DBO	61
3.1.2.2 Coefficient de réoxygénation	61
3.1.2.3 Correction des coefficients en fonction de la température	62
3.1.3 Apports advectifs en DBO à la rivière	63
3.1.3.1 Estimation de la charge diffuse effective sur un carreau entier	63
3.1.3.2 Charge totale en DBO sur un carreau partiel	65
3.1.4 Apports advectifs en OD à la rivière	67
3.1.5 Dégradation et transfert en rivière	67
3.2 Modélisation de l'OD et de la DBO en réservoirs	68
 CHAPITRE 4 - AJUSTEMENT DU MODÈLE ET RÉSULTATS	 81
4.1 Ajustement du modèle	83
4.2 Paramètres du modèle	83
4.2.1 Coefficients de consommation de l'OD et de la DBO	84
4.2.2 Paramètres d'ajustement du coefficient de réoxygénation	84
4.2.3 Paramètres de dégradation de la charge diffuse accumulée	84
4.2.4 Paramètre d'entraînement vers la rivière de la charge diffuse	85
4.2.5 Paramètre de dégradation de la charge entraînée	85
4.2.6 Autres paramètres	85

	<u>Page</u>
4.3 Charges diffuses et ponctuelles	85
4.4 Calibration et analyse des résultats	86
4.5 Conclusion	95
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	97

LISTE DES FIGURES

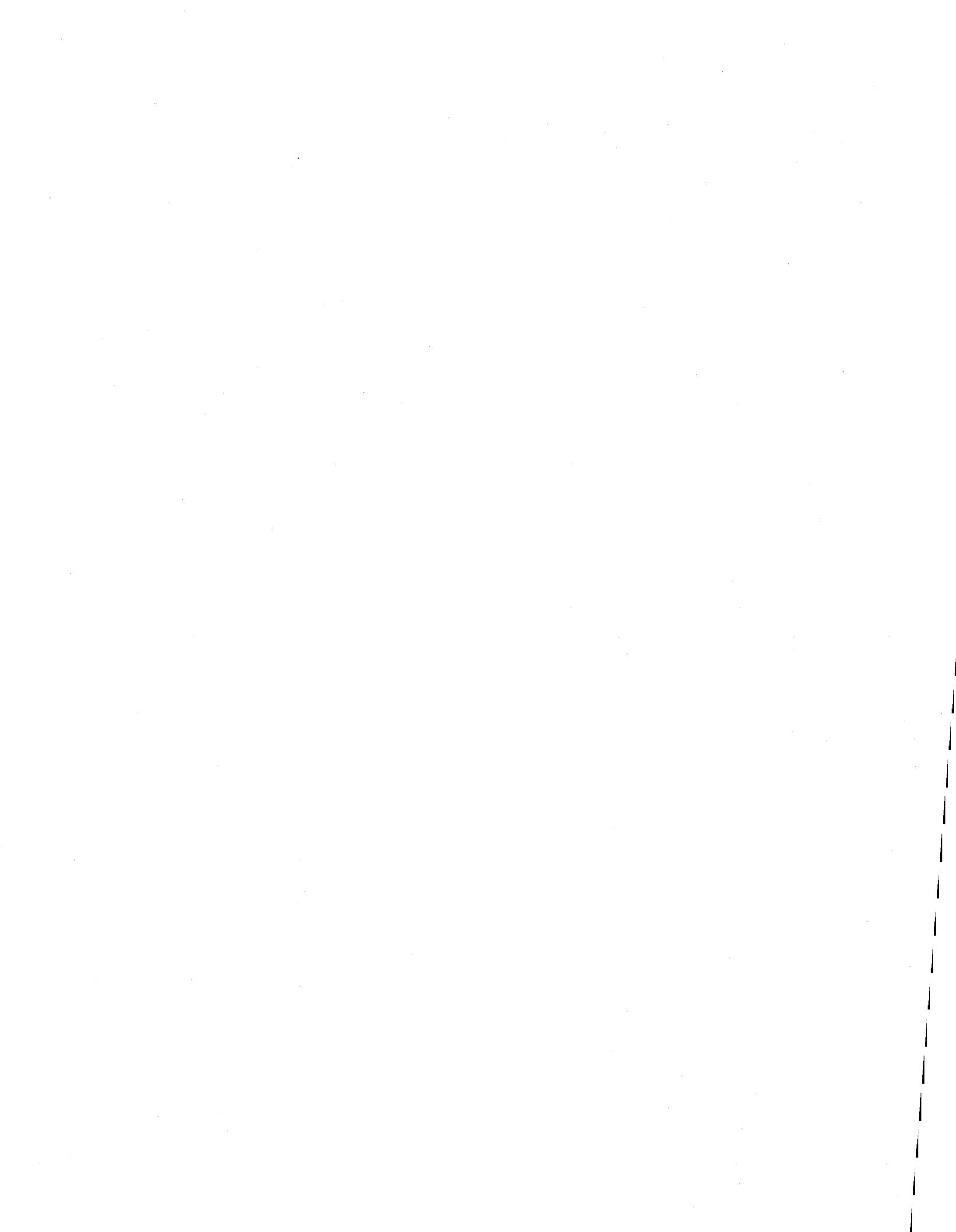
		<u>Page</u>
1.1	Courbe en sac de Streeter-Phelps représentant la réponse d'une rivière à une charge organique	8
1.2	Décroissance exponentielle de la charge organique L	8
1.3	Courbe typique de réponse de la DBO à des rejets organiques carbonés et nitrés	12
1.4	Variations de K_1 et K_2 avec la température	14
2.1	Principaux facteurs à considérer dans le bilan d'oxygène dissous d'un lac	24
2.2	Évolution des concentrations et du degré de saturation de l'oxygène dissous à Crooked Lake, north-eastern Indiana, en 1963 et 1964, avec représentation à l'échelle du couvert de glace ...	28
2.3	Profil orthograde de l'oxygène dissous au lac de la Montagne Tremblante	29
2.4	Profil orthograde positif de l'oxygène dissous au lac des Cornes	30
2.5	Profil hétérograde négatif de l'oxygène dissous au lac du Caribou	31
2.6	Distribution de l'oxygène dissous en période d'homothermie printanière au lac Magog	32
2.7	Profil de clinograde fort de l'oxygène dissous en été au lac Magog	33
2.8	Distribution de l'oxygène dissous pendant l'homothermie automnale au lac Magog	34
2.9	Profil clinograde fort de l'oxygène dissous en hiver au lac Magog	35
2.10	Diagramme d'interaction du modèle AQUA II	37
2.11	Profils d'oxygène dissous calculés et mesurés au réservoir Fontana le 20 avril 1966	45
2.12	Profils d'oxygène dissous calculés et mesurés au réservoir Fontana le 19 juillet 1966	46

	<u>Page</u>
2.13 Profils d'oxygène dissous calculés et mesurés au réservoir Fontana le 7 septembre 1966	47
2.14 Variation du coefficient de transfert K_L en fonction de la vitesse du vent	50
2.15 Profils d'oxygène dissous calculés et observés au lac Saint-Joseph	53
3.1 Effet du paramètre (P_2) de dégradation de la charge accumulée ..	66
3.2 Effet du paramètre (P_3) d'entraînement de la charge accumulée ..	66
3.3 Valeurs mesurées et calculées des concentrations en oxygène dissous à la sortie du réservoir Fontana en 1966	70
3.4 Valeurs mesurées et calculées des concentrations en oxygène dissous à la sortie du réservoir Fontana en 1966	71
3.5 Températures calculées vs mesurées à la sortie du réservoir Fontana (1966)	72
3.6 Isothermes et isolignes du pourcentage de saturation en oxygène dissous à la station du lac Sakami, Québec, de 1978 à 1980 comme mesurés par la SEBJ	73
3.7 Isothermes et isolignes du pourcentage de saturation en oxygène dissous à la station du lac Low, secteur Eastmain-Opinaca, Québec, de 1978 à 1980 comme mesurés par la SEBJ	74
3.8 Isothermes et isolignes du pourcentage de saturation en oxygène dissous à la station témoin du lac Bilbo, secteur Eastmain-Opinaca, Québec, de 1978 à 1980 comme mesurés par la SEBJ	75
3.9 Isothermes et isolignes du pourcentage de saturation en oxygène dissous à la station témoin du lac Rond-de-Poêle, région Eastmain-Opinaca, Québec, de 1978 à 1980 comme mesurés par la SEBJ	76
3.10 Isothermes et isolignes du pourcentage de saturation en oxygène dissous à la station de la rivière Opinaca, Québec, en 1980 comme mesurés par la SEBJ	77
4.1 Valeurs de l'oxygène dissous calculées (moyenne sur trois jours) et observées à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1979	91

4.2	Valeurs de l'oxygène dissous calculées (moyenne sur trois jours) et observées à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1980	92
4.3	Valeurs de la demande biochimique en oxygène, moyenne sur trois jours, calculées à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1979	93
4.4	Valeurs de la demande biochimique en oxygène, moyenne sur trois jours, calculées à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1980	94

LISTE DES TABLEAUX

	<u>Page</u>
1.1 Équations empiriques du coefficient de réoxygénation K_2 à 20°C	17
1.2 Valeurs calculées des coefficients de réoxygénation K_2 à 20°C selon différentes équations	18
2.1 Classification de 200 lacs québécois selon le profil d'oxygène dissous en juillet ou août	27
2.2 Valeurs du coefficient de diminution de la DBO relevées dans la littérature	52
2.3 Expressions pour la réoxygénation relevées dans la littérature	52
2.4 Valeurs de la demande benthique en oxygène relevées dans la littérature	52
4.1 Production en DBO_5 des populations humaines sur le bassin de la rivière Sainte-Anne par carreau partiel ou par carreau entier ..	87
4.2 Production en DBO_5 des populations animales sur le bassin de la rivière Sainte-Anne ventilée sur les carreaux entiers	88
4.3 Production en DBO_5 des industries sur le bassin de la rivière Sainte-Anne par carreau partiel	89



INTRODUCTION

Parmi les différents paramètres de qualité de l'eau, celui qui est le plus fréquemment utilisé et qui est généralement reconnu comme le meilleur indicateur de l'état de santé d'un cours d'eau est l'oxygène dissous. Non seulement est-il facile à monitorer sur une base continue mais de lui dépendent toute une série de processus chimiques et biologiques comme la respiration de la faune et de la flore aquatiques ou la biodégradation de déchets organiques. Les études portant sur ce paramètre se comptent par milliers dans la littérature scientifique.

Dans le cas des rivières, presque tous les modèles développés découlent de l'essai de Streeter et Phelps (1925) qui définissent un système d'interaction à deux équations pour l'oxygène dissous (OD) et la demande biochimique en oxygène (DBO). Les chercheurs qui ont suivi ont ajouté des termes supplémentaires aux équations de base, précisé les méthodes d'évaluation des paramètres et étendu le champ d'application du modèle original.

Dans le cas des réservoirs, le véritable développement des modèles d'oxygène dissous a suivi l'apparition des modèles unidimensionnels de température à plusieurs tranches horizontales vers la fin des années 60. Une fois les régimes physique et thermique d'un réservoir simulés, il est possible d'estimer la concentration en oxygène dissous dans une tranche en y déterminant adéquatement les sources et les puits.



CHAPITRE 1

REVUE DE LITTÉRATURE DES MODÈLES D'OXYGÈNE DISSOUS EN RIVIÈRES



1.1 PRINCIPAUX MODÈLES D'OXYGÈNE DISSOUS

Soient x l'abscisse longitudinale d'une section de rivière, t le temps, Q le débit, U la vitesse moyenne du courant, T la température de l'eau; en supposant un régime permanent uniforme pour Q et T , Streeter et Phelps (1925) posent deux équations décrivant l'évolution de l'oxygène dissous (OD) et de la demande biochimique en oxygène (DBO):

$$\text{OD : } \quad \frac{\partial C}{\partial t} = U \frac{\partial C}{\partial x} = K_2 (C_S - C) - K_1 L \quad (1.1)$$

$$\text{DBO : } \quad \frac{\partial L}{\partial t} = U \frac{\partial L}{\partial x} = -K_1 L \quad (1.2)$$

où C : concentration en oxygène dissous (mg/l)

C_S : concentration à saturation en oxygène dissous (mg/l)

L : demande biochimique en oxygène (mg/l)

K_1 : coefficient de diminution de la DBO ou de consommation de l'OD (jour⁻¹)

K_2 : coefficient de réoxygénation (jour⁻¹)

En supposant K_1 , K_2 , et C_S indépendants de x et t , les solutions sont:

$$D = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 e^{-K_2 t} \quad (1.3)$$

$$L = L_0 e^{-K_1 t} \quad (1.4)$$

où D : déficit en oxygène dissous = $C_S - C$ (mg/l)

D_0 : déficit initial en oxygène dissous (mg/l)

L_0 : concentration initiale en DBO (mg/l)

L'équation (1.3) peut être représentée par la bien connue "courbe en sac" (sag curve) qui illustre l'interaction entre les forces de

désoxygénation et de réoxygénation en rivière (figure 1.1). Les nouveaux termes introduits à la figure 1.1 sont: D_c = déficit critique et t_c = temps au déficit critique. Ces deux termes sont facilement dérivables sous forme mathématique.

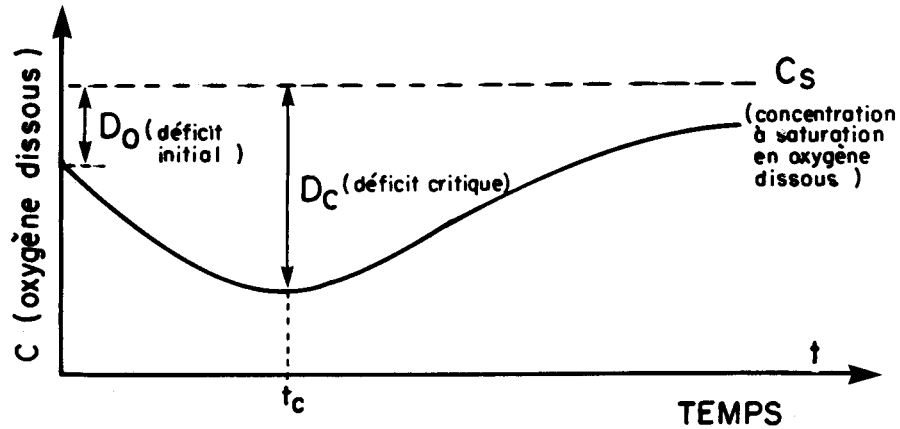


Figure 1.1 Courbe en sac de Streeter-Phelps représentant la réponse d'une rivière à une charge organique.

L'équation (1.4) suppose une décroissance exponentielle de la charge organique (DBO) à un taux dépendant du coefficient K_1 (figure 1.2). Parallèlement, cela implique une croissance géométrique des bactéries consommatrices d'où la nécessité d'un bon mélange en rivière.

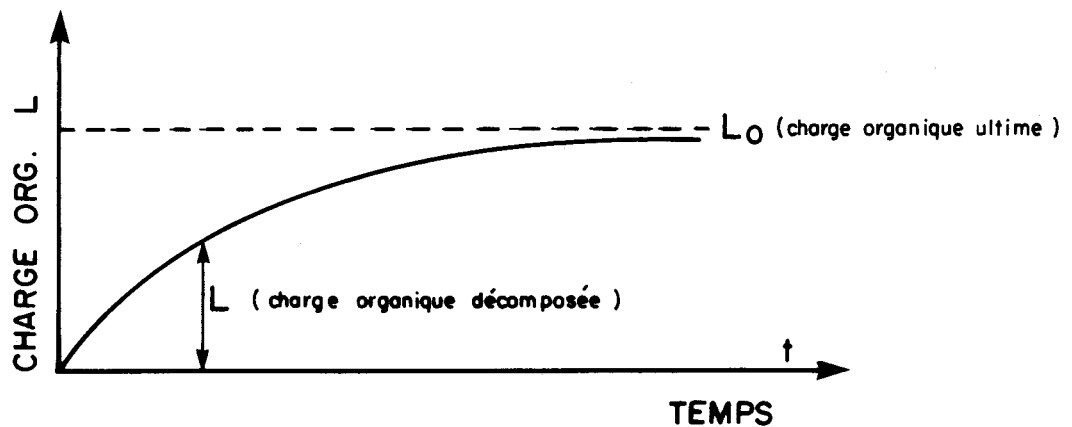


Figure 1.2 Décroissance exponentielle de la charge organique L.

En ne considérant que l'utilisation bactérienne de l'oxygène et la réoxygénation naturelle d'une rivière, le modèle de Streeter-Phelps est une simplification grossière de la réalité mais il a trouvé, avec l'addition d'un terme d'erreur, de très vastes applications. Parmi les processus naturels négligés, éventuellement introduits par d'autres chercheurs, citons:

- la diminution de la DBO par sédimentation et adsorption;
- l'addition de DBO par la décomposition des matières organiques de fonds et diffusant dans l'eau;
- l'addition de DBO par écoulement local
- la diminution de l'OD par la respiration des boues;
- l'addition d'OD par la photosynthèse
- la diminution de l'OD par la respiration des plantes, des algues et du phytoplancton.

Streeter et Phelps ont présenté le problème sous forme d'équations différentielles du premier ordre. L'étape suivante dans l'évolution des modèles d'OD-DBO correspond aux contributions de Dobbins (1964) et O'Connor (1961, 1967) qui posent:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 M}{\partial x^2} - U \frac{\partial M}{\partial x} \pm \Sigma S \quad (1.5)$$

où M : concentration du paramètre modélisé; oxygène dissous (C) ou DBO (L)

S : sources et puits d'oxygène dissous (C) ou de DBO (L)

D_L : coefficient de dispersion longitudinale

U : vitesse moyenne du courant

x : distance longitudinale

t : temps

et pour

$$\text{OD} : \quad \Sigma S = K_2 (C_S - C) - K_1 L + D_B \quad (1.6)$$

$$\text{DBO} : \quad \Sigma S = - K_1 L - K_3 L L_A \quad (1.7)$$

où S : sources et puits d'oxygène dissous ou de DBO

L_A : taux d'addition de DBO par écoulement local (mg/l · jour)

K_1 : coefficient de diminution de la DBO (jour⁻¹)

K_2 : coefficient de réoxygénation (jour⁻¹)

K_3 : constante de diminution de la DBO par sédimentation ou adsorption (jour⁻¹)

C : concentration en oxygène dissous (mg/l)

C_S : concentration à saturation en oxygène dissous (mg/l)

L : demande biochimique en oxygène (mg/l)

D_B : taux net d'addition d'oxygène dissous par l'effet combiné de la décomposition des sédiments du fond (g/m² · jour) et de la photosynthèse et de la respiration des plantes (mg/l · jour)

Dobbins (1964) donne les solutions pour le cas de régime permanent. Plus tard avec l'aide de son collaborateur (Dresneck et Dobbins, 1968), il traite les conditions dynamiques en rivière par l'approche des différences finies. Il distingue alors, à l'intérieur du terme D_B (équation 1.6): le taux de diminution de l'oxygène dissous par décomposition des sédiments, le taux de diminution de l'OD par la respiration des plantes, le taux d'addition d'OD par la photosynthèse.

À la fin des années 60, cette deuxième génération de modèles a été raffinée avec, entre autres, une description plus complète des variations diurnes de la concentration en oxygène dissous et des coefficients des équations de base. O'Connor et Di Toro (1970) donnent:

$$\text{OD:} \quad \Sigma S = K_2 (C_S - C) - K_C L_C - K_N L_N - D'_B - R + P \quad (1.8)$$

$$\text{DBO:} \quad \Sigma S = -K_C L_C - K_N L_N \quad (1.9)$$

- où S : sources ou puits (mg/l · jour)
C_S : concentration à saturation d'oxygène dissous (mg/l)
C : concentration en oxygène dissous (mg/l)
K₂ : coefficient de réoxygénation (jour⁻¹)
K_C : coefficient de désoxygénation due à la DBO d'origine carbonée (jour⁻¹)
K_N : coefficient de désoxygénation due à la DBO d'origine nitrée (jour⁻¹)
L_C : concentration de la DBO d'origine carbonée (mg/l)
L_N : concentration de la DBO d'origine nitrée (mg/l)
D'_B : demande en oxygène dissous par les sédiments du fond (mg/l · jour)
R : puits d'OD dû à la respiration des algues (mg/l · jour)
P : source d'OD due à la photosynthèse des algues (mg/l · jour)

O'Connor (1961, 1967, 1970) et la plupart des utilisateurs de son modèle ont substitué les équations (1.8) et (1.9) dans des équations de continuité du premier degré où la variation dans le temps de la concentration du paramètre modélisé (C ou L) est posée égale au bilan des puits et des sources. Dans l'équation 1.8, la périodicité du terme P peut être simulée par identification à des séries de Fourier. Ajoutons aussi que la distinction entre la DBO carbonée et la DBO nitrée correspond mieux à des courbes de DBO expérimentales typiques (figure 1.3). En pratique toutefois, la décomposition de la DBO nitrée en rivière est considérée se produire sans décalage par rapport à la décomposition de la DBO carbonée.

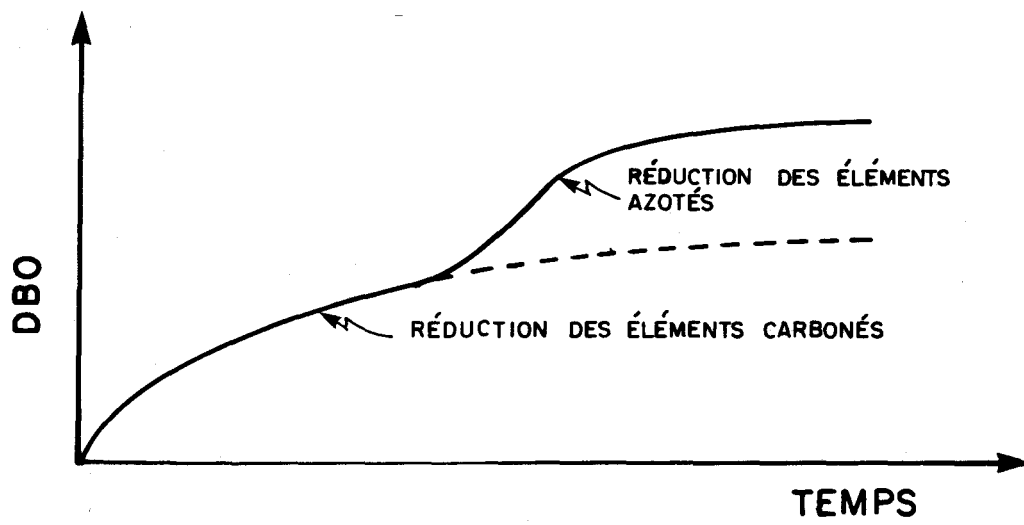


Figure 1.3 Courbe typique de réponse de la DBO à des rejets organiques carbonés et nitrés.

1.2 ESTIMATION DES PARAMÈTRES

1.2.1 Solution de l'oxygène dans l'eau

La concentration à saturation de l'OD est principalement fonction de la température. Par ordre de précision croissante, voici quelques équations proposées (1.10a: Markofsky et Harleman (1971); 1.10b: Rich (1973); 1.10c: Lawrence et al. (1978)):

$$C_S = 14.48 - 0.36 T + 0.0043 T^2 \quad (1.10a)$$

$$C_S = 14.652 - 0.410222 T + 0.00799 T^2 - 0.00007777 T^3 \quad (1.10b)$$

$$C_S = 14.61996 - 0.40420 T + 0.00842 T^2 - 0.00009 T^3 \quad (1.10c)$$

où C_S : concentration à saturation de l'oxygène dissous (mg/l)

T : température de l'eau (°C)

Des relations sont également disponibles pour l'ajustement du terme C_S en fonction de la pression atmosphérique et de la teneur de l'eau en ions chlorures.

1.2.2 Coefficients de réoxygénation et de consommation d'oxygène

Il existe de nombreuses formules et méthodes permettant l'estimation des coefficients de réoxygénation (K_2) et de consommation en oxygène (K_1). Elles sont essentiellement empiriques, valides dans le domaine des conditions précises où elles ont été établies. Il importe d'estimer le coefficient de consommation d'oxygène (K_1) en particulier à partir d'observations ou de données in situ.

Ces coefficients peuvent présenter une grande variabilité dépendant des caractéristiques d'une rivière et en particulier sa température comme illustré à la figure 1.4. On peut constater que K_1 , qui dépend de

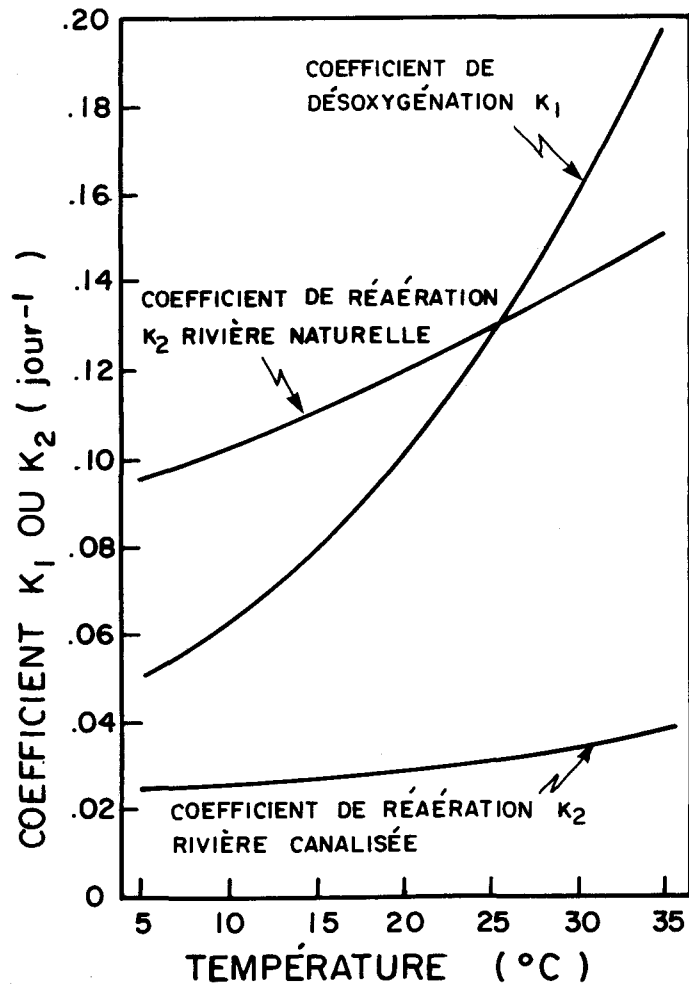


Figure 1.4 Variations de K_1 et K_2 avec la température (Cluis, 1973).

L'activité biologique des micro-organismes, est beaucoup plus sensible aux variations de température que le coefficient de réoxygénation de la rivière (K_2).

La détermination du coefficient de consommation en oxygène dissous K_1 est habituellement basée sur l'interprétation des courbes de consommation d'oxygène par des bactéries pour des échantillons représentatifs des rivières étudiées. Le test en laboratoire le plus commun est celui de la DBO_5 (20°C) i.e. la consommation d'OD après cinq jours d'incubation à 20°C. La DBO_5 peut être reliée à la DBO ultime selon des rapports connus pour divers genres de pollution. L'inclusion d'un coefficient additionnel tenant compte de la DBO nitrée requiert le prolongement des tests de DBO au-delà de cinq

jours de façon à atteindre la zone de réduction des éléments azotés (voir figure 1.3) qui débute de sept à huit jours environ après le début du test. À défaut de pouvoir utiliser des valeurs in situ de DBO, des valeurs typiques pour divers genres de pollution sont disponibles dans la littérature: se référer par exemple à Cluis, Couillard et Potvin (1974) et Couillard (1974) pour des données dans les secteurs agricole, municipal et industriel. Ajoutons que des tests de demande chimique en oxygène (DCO) sont parfois utilisés au lieu de ceux de DBO. Ils sont plus rapides à effectuer mais requièrent une grande prudence dans l'interprétation des résultats puisqu'il s'agit d'une oxydation chimique artificielle des eaux analysés.

La correction en fonction de la température du coefficient K_1 estimé s'exprime généralement d'après l'équation (1.11). La valeur de la constante (1.045) varie quelque peu selon les auteurs.

$$K_1 (T) = K_1 (20^\circ\text{C}) \times 1.045^{(T-20)} \quad (1.11)$$

où $K_1 (T)$: coefficient de diminution de la DBO à la température T
 $K_1 (20^\circ\text{C})$: coefficient de diminution de la DBO à 20°C
T : température de l'eau ($^\circ\text{C}$)

La plupart des équations utilisées pour l'estimation du coefficient de réoxygénation K_2 (équation 1.1) ont la forme suivante:

$$K_2 = C \frac{U^m}{H^n} \quad (1.12)$$

où K_2 : coefficient de réoxygénation à une température de 20°C habituellement
C : constante empirique fonction du coefficient de diffusion ou du nombre de Froude selon les auteurs
U : vitesse moyenne du courant
H : profondeur
m : constante empirique variant habituellement entre 0.5 et 1.0
n : constante empirique variant habituellement entre 1.5 et 2.0

Des formules proposées par différents chercheurs sont fournies au tableau 1.1 et les valeurs estimées par certaines d'entre elles au tableau 1.2.

Similairement au coefficient K_1 , le coefficient de réoxygénation (K_2) est généralement corrigé en fonction de la température selon l'équation (1.13):

$$K_2(T) = K_2(20^\circ\text{C}) \sigma^{T-20} \quad (1.13)$$

où $K_2(T)$: coefficient de réoxygénation à la température T
 $K_2(20^\circ\text{C})$: coefficient de réoxygénation à 20°C
 σ : constante empirique
T : température de l'eau ($^\circ\text{C}$)

La constante σ est habituellement fixée à 1.025; toutefois, on retrouvera au tableau 1.3 quelques valeurs typiques trouvées expérimentalement.

TABLEAU 1.3 Valeurs expérimentales de la constante (σ) de correction de K_2 en fonction de la température relevées dans la littérature (Bansal, 1973).

CHERCHEUR(S)	CONSTANTE σ	LIEU
Streeter, Wright et Kehr (1936)	1.047	laboratoire
Truesdale et Van Dyke (1958)	1.018	laboratoire
Downing et Truesdale (1955)	1.024	canal avec aérateur mécanique
Elmore et West (1961)	1.016	canal avec aérateur mécanique
Streeter (1926)	1.016	cours d'eau naturel

TABLEAU 1.1 Équations empiriques du coefficient de réoxygénation K_2 @ 20°C
(Bansal, 1973) (jour⁻¹).

<u>CHERCHEUR(S)</u>	<u>ÉQUATION</u>
Streeter et Phelps (1925)	$c U^n H^{-2}$
Miyamoto (1932)	$r \exp (-E_a/RT_o)$
Higbee (1935)	$2/H (D_m/\pi t)^{0.5}$
Kalinske et Levich (1944)	$f(De/H^2)$
Gameson et Truesdale (1955)	$9.41 U^{0.67} H^{-1.85}$
Dobbins (1956)	$10.09 U^{0.73} H^{-1.75}$
O'Connor et Dobbins (1958)	$127 D_m^{0.5} U^{0.5} H^{-1.5}$ turbulence isotropique $480 D_m^{0.5} s^{0.25} H^{-1.25}$ turbulence non-isotropique
Krenkel et Orlob (1962)	$1.318 \times 10^{-5} D_l^{1.321} H^{-2.32}$
Churchill, Elmore et Buckingham (1962)	$5.026 U^{0.969} H^{-1.673}$
Thackston (1966)	$0.000125 (1 + F^{0.5}) U/H$
Langbein et Durum (1967)	$3.3 U H^{-1.33}$

Les symboles utilisés sont:

c : constante empirique	H : profondeur du cours d'eau en pieds
D_m : coefficient de diffusion moléculaire	n : constante empirique
D_e : coefficient de diffusion turbulente	R : constante universelle des gaz
D_l : coefficient de dispersion longitudinale	r : taux de renouvellement en surface
E_a : énergie d'activation des molécules d'oxygène	s : pente
F : nombre de Froude	t : période de pénétration de molécules de gas dans un film liquide
f : fonction	T_o : température en degrés Kelvin
	U : vitesse moyenne du courant en pi/s

TABLEAU 1.2 Valeurs calculées des coefficients de réoxygénation K_2 à 20°C selon différentes équations (jour⁻¹)

VITESSE MOYENNE DU COURANT U (m/s)	PROFONDEUR MOYENNE H (mètres)														
	H = 1					H = 2					H = 3				
	* équation					* équation					* équation				
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
0.5	1.11	1.81	1.46	1.12	2.80	0.35	0.54	0.40	0.44	0.99	0.18	0.26	0.19	0.26	0.54
1.0	2.18	3.00	2.32	2.23	3.96	0.68	0.89	0.64	0.89	1.40	0.35	0.44	0.30	0.52	0.76
1.5	3.23	4.04	3.04	3.35	4.85	1.01	1.20	0.84	1.33	1.72	0.51	0.59	0.40	0.78	0.93
2.0	4.26	4.98	3.68	4.46	5.60	1.34	1.48	1.02	1.77	1.98	0.68	0.73	0.48	1.03	1.08

* Équation A : $2.178 U^{0.969} H^{-1.673}$ (Churchill et al., 1962)
 B : $3.003 U^{0.73} H^{-1.75}$ (Dobbins, 1956)
 C : $2.316 U^{0.67} H^{-1.85}$ (Gameson et Truesdale, 1955)
 D : $2.230 U H^{-1.33}$ (Langbein et Durrum, 1967)
 E : $3.962 U^{0.5} H^{-1.5}$ (O'Connor, 1971)

1.2.3 Autres paramètres

Dans certaines rivières ayant des dépôts organiques de fond importants d'origine naturelle ou humaine, la DBO associée à ces sédiments peut contribuer jusqu'à 50% de la diminution en oxygène dissous. Il est donc nécessaire dans ces cas d'évaluer adéquatement le rôle du lit de la rivière.

La demande benthique en oxygène (D_B' dans l'équation 1.8) peut dépendre des facteurs suivants:

- (i) la consommation de l'oxygène par le produit final soluble de la décomposition benthique qui diffuse dans la couche d'eau supérieure;
- (ii) l'utilisation de l'oxygène par des organismes aérobiques (bactéries ou formes supérieures) à l'interface entre les sédiments et l'eau;
- (iii) la diminution de la surface de réaération par des bulles anaérobiques de gaz provenant de ces dépôts (CH_4 et H_2S en particulier).

Le terme D_B' est lui-même influencé par d'autres facteurs comme la température de l'eau, la concentration en oxygène dissous, le caractère de la communauté biologique, etc.

Fair et Geyer (1965) ont donné une équation empirique pour la demande benthique en oxygène, dans laquelle interviennent entre autres, une estimation de la DBO_5 (20°C) des matières volatiles dans les sédiments et un indice du taux de sédimentation. Leur formule peut être utilisée pour une évaluation préliminaire grossière de la demande benthique mais il demeure toujours préférable d'utiliser des valeurs mesurées "in situ" sur des échantillons du lit de la rivière. Des simulations en laboratoire pour des échantillons de fond non remués peuvent également fournir des réponses d'une précision variant autour de 30% (Ogunrombi et Dobbins, 1970).

Les effets de la photosynthèse et de la respiration sur l'oxygène dissous sont plus compliqués à modéliser et ne sont en général considérés que lorsqu'une représentation des variations diurnes d'OD sont requises. La photosynthèse agit comme une source d'oxygène quand le rayonnement solaire est disponible alors que la respiration est un puits plus particulièrement important la nuit. Les charges en éléments nutritifs (C, N, P) dont dépendent la flore aquatique peuvent avoir une influence directe sur l'OD selon la théorie du facteur limitant.

L'approche généralement choisie pour simuler l'évolution combinée des termes de respiration (R) et de photosynthèse (P) (équation 1.8) est d'utiliser une fonction périodique (sinusoïdale par exemple) dont l'extension pourra être exprimée comme une série de Fourier (O'Connor et Di Toro, 1970). La calibration est itérative et demande quelques manipulations avant d'obtenir une bonne concordance entre les valeurs prédites et les valeurs observées.

CHAPITRE 2

REVUE DE LITTÉRATURE DES MODÈLES D'OXYGÈNE DISSOUS EN RÉSERVOIRS

2.1 DISTRIBUTION DE L'OXYGÈNE DISSOUS DANS LES LACS ET RÉSERVOIRS

2.1.1 Solubilité de l'oxygène dans l'eau

La solubilité de l'oxygène dans l'eau peut s'exprimer comme une fonction non linéaire de la température (équations 1.10a, 1.10b, 1.10c). Elle dépend aussi, entre autres, de la pression atmosphérique ou plus précisément de la pression partielle de l'oxygène dans l'air et de la teneur en sels de l'eau. Des abaques de correction de la solubilité de l'oxygène en fonction de la pression atmosphérique (Mortimer, 1956) et de la salinité (Green et Carritt, 1967) sont disponibles.

Dans le cas de réservoirs, il est important de considérer également l'influence de la pression hydrostatique. La pression réelle en fonction de la profondeur est (Wetzel, 1975):

$$P(z) = P_0 + 0.0967z \quad (2.1)$$

où $P(z)$: pression totale à une profondeur z (atm)

P_0 : pression à la surface de l'eau (atm)

z : profondeur (m)

La quantité maximale d'oxygène dissous pouvant être contenue dans l'eau par l'effet combiné des pressions atmosphérique et hydrostatique est le degré de saturation absolue. Une quantité d'oxygène dissous supérieure au degré de saturation absolue entraîne la formation de bulles de gaz qui s'échappent vers la surface. Comme on exprime habituellement le degré de saturation en fonction de la pression atmosphérique, il est possible d'observer des sursaturations relatives à la pression de surface, à partir de profondeurs variant de 1 à 4 mètres, dépendant de la turbulence. Des sursaturations dépassant largement 100% peuvent être atteintes à de plus grandes profondeurs (Wetzel, 1975).

2.1.2 Éléments intervenant dans le bilan d'oxygène dissous

La diffusion des gaz dans l'eau est un processus lent. L'équilibre en oxygène dissous d'un lac ou réservoir avec l'oxygène atmosphérique dépend donc principalement des mélanges causés par les courants internes. La distribution de l'oxygène dans l'eau est en outre déterminée par plusieurs sources et puits. Les principaux facteurs reconnus à considérer dans le bilan d'oxygène dissous sont illustrés à la figure 2.1. Une représentation beaucoup plus complexe serait nécessaire pour inclure les nombreuses interactions entre les diverses composantes du bilan.

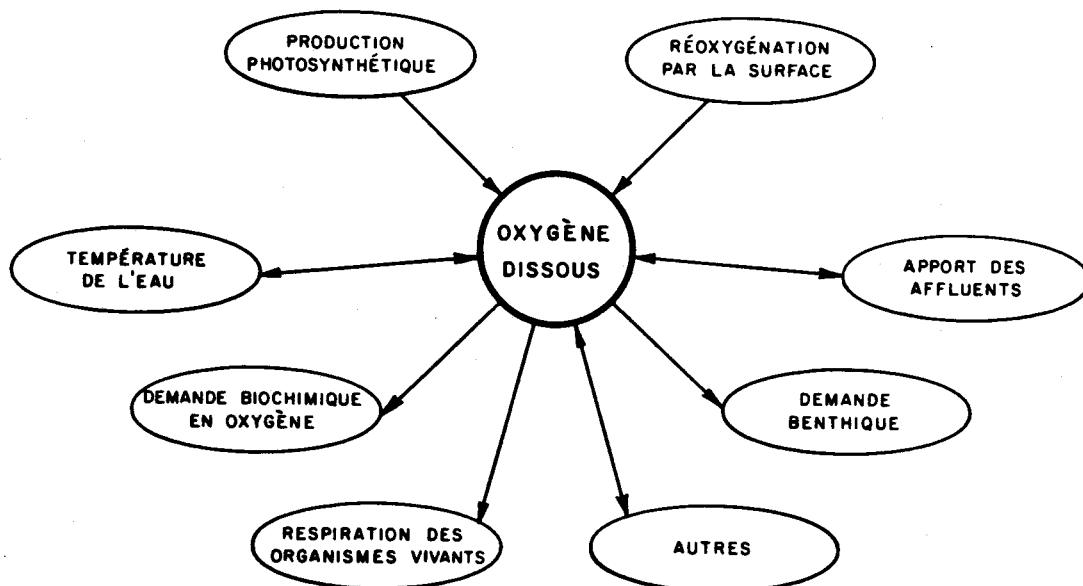


Figure 2.1 Principaux facteurs à considérer dans le bilan d'oxygène dissous d'un lac (Côté, 1979).

Ces différents facteurs ont une importance relative qui varie d'un système de lac à un autre et aussi selon la période de l'année. L'importance de la température est primordiale puisqu'elle détermine en grande partie le régime hydrodynamique d'un lac, son taux d'activité biologique et chimique et la concentration à saturation de l'oxygène dans l'eau (Côté,

1979). Les phénomènes de photosynthèse et de respiration dépendent de l'activité de la faune aquatique. La photosynthèse est limitée à la zone de pénétration de la lumière et est presque annihilée sous couvert de glace; alors que la consommation d'oxygène par la respiration des micro-organismes en particulier peut se produire sur toute la profondeur du lac et durant toute l'année, à des taux variables. La réoxygénation par la surface dépend des turbulences superficielles, donc de l'effet du vent. Elle est très limitée en hiver sous la glace. La demande biochimique en oxygène peut être associée à l'état trophique et à la production biologique du lac, en plus des sources anthropiques. En profondeur, elle est généralement constituée des matières organiques en cours de sédimentation (Wetzel, 1975). La demande benthique s'avère le principal mécanisme de décroissance de l'oxygène dissous au fond d'un lac (Côté, 1979). Son importance est particulièrement significative pour des nouveaux réservoirs. En plus de la consommation d'oxygène par les organismes vivants et en particulier les bactéries, une oxydation purement chimique et photochimique par la lumière ultraviolette a apparemment lieu, de façon plus marquée, dans les lacs très eutrophiés (Gjessing et Gjerdahl, 1970) ou soumis à de forts apports d'acides humiques (Legendre et al., 1980).

2.1.3 Variations saisonnières des profils de concentration en oxygène dissous

Sous nos latitudes, lors du retournement des eaux au printemps, la concentration en oxygène dissous est remise à peu près à saturation pour toute la profondeur des lacs. Cela correspond à une valeur de 12 à 13 mg/l à 4°C, qu'on appelle constante première du lac, et qui varie légèrement selon la pression atmosphérique au dessus du lac (l'altitude) et la salinité des eaux (Côté, 1979; Legendre et al., 1980). Rarement, il arrive que cette condition ne soit pas remplie; c'est le cas de lacs très profonds par exemple où le retournement n'est que partiel (Wetzel, 1975).

La distribution de l'oxygène, dans un lac où il n'y a que très peu de consommation de ce gaz, s'établit principalement en fonction de la

température. Le degré de saturation demeurant à près de 100% sur toute la profondeur, le profil de concentration en oxygène dissous en saison estivale prend une forme dite orthograde (Aberg et Rodhe, 1942) où les concentrations sont plus fortes dans l'hypolimnion (eaux froides) que dans l'épilimnion (eaux chaudes). Ces profils sont typiques de lacs profonds et très oligotrophes, en période estivale, ou s'établissent temporairement au début de l'été dans des lacs moins oligotrophes (Wetzel, 1975).

Toutefois, dans la majorité des lacs, on peut observer des déficits croissants en oxygène dans l'hypolimnion tant que dure la stratification thermique, par suite de l'excédent de DBO sur les taux très faibles de production ou de renouvellement de l'oxygène. Ces déficits peuvent être particulièrement importants près du fond à cause de demande benthique. Lorsqu'il arrive que l'anoxie soit créée dans l'hypolimnion, le profil de distribution de l'oxygène correspondant est appelé clinograde. Cette situation extrême est typique de lacs très eutrophes (Wetzel, 1975). Habituellement, même pour ce type de lac, la concentration d'oxygène dissous dans l'épilimnion se maintient près de la saturation à cause du brassage régulier dans cette zone et de la réoxygénation possible en surface.

Pour des lacs qui ont une bonne transparence, il peut y avoir une forte production primaire autour de la thermocline (métalimnion). Il arrive assez souvent que l'oxygène produit sursature cette zone. Des sursaturations de plus de 200% ont été rapportées (Birge et Juday, 1911; Wetzel, 1975). Le profil de concentration en oxygène a alors une forme dite hétérograde positive. De même, on parle de courbe hétérograde négative dans les cas plus rares où l'accumulation de matières organiques et de DBO au niveau du métalimnion y crée des déficits relatifs (Legendre et al., 1980).

Le tableau 2.1 présente une classification de 200 lacs québécois en termes de distribution estivale de l'oxygène dissous. La distribution dite non stratifiée correspond généralement à des lacs de moins de 10 m de profondeur très exposés au vent et qui n'offrent pas de stratification stable (Legendre et al., 1980).

TYPE DE PROFIL D'OXYGÈNE DISSOUS	PROPORTION DES LACS ÉTUDIÉS (%)
orthograde	10
hétérograde positif	29
hétérograde négatif	8
clinograde faible	25
clinograde fort	17
non stratifié	11

Tableau 2.1 Classification de 200 lacs québécois selon le profil d'oxygène dissous en juillet ou août (Legendre et al., 1980).

En automne, la destruction de la thermocline s'accompagne de courants convectifs dans le lac qui le réoxygènent en profondeur à partir de la surface. La saturation partielle ou complète qui s'ensuit se maintient jusqu'à la prise des glaces, en accord avec la solubilité déterminée par la température ambiante de l'eau. Lorsque la glace est formée, les échanges atmosphériques cessent pratiquement mais l'activité biologique se poursuit à un rythme ralenti toutefois, si bien qu'il y a consommation graduelle de l'oxygène jusqu'au printemps.

La figure 2.2 illustre l'évolution temporelle de l'oxygène dissous dans un lac dimictique typique. Les figures 2.3 à 2.9 présentent des distributions d'oxygène pour différents lacs du Québec.

2.2 MODÈLES D'OXYGÈNE DISSOUS ET DE QUALITÉ DE L'EAU

La première détermination de la concentration de l'oxygène dans les couches profondes d'un lac a été faite par Forel (1885). Par la suite, Hoppe-Seyler (1895) a tracé la voie de plusieurs études limnologiques modernes en suggérant que le déficit relatif en oxygène dissous observé en

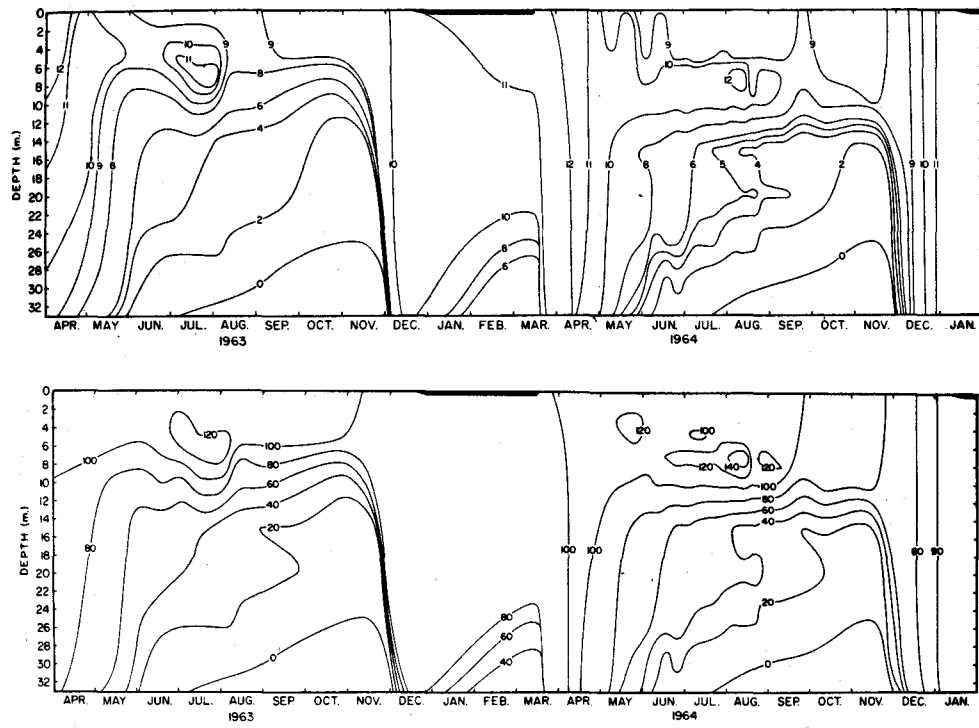
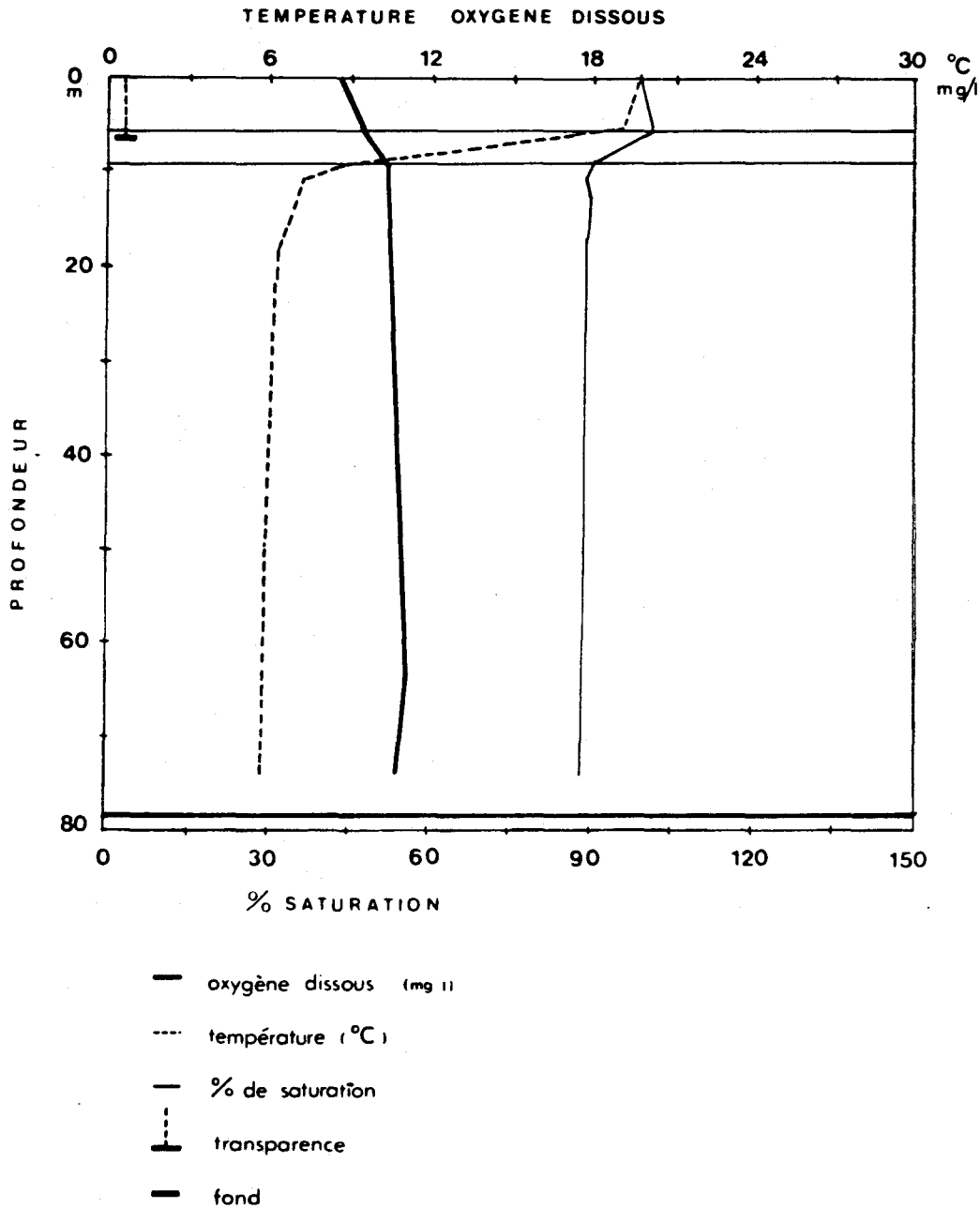


FIGURE 2.2 Evolution des concentrations (haut) et du degré de saturation (bas) de l'oxygène dissous à Crooked Lake, north-eastern Indiana, en 1963 et 1964, avec représentation à l'échelle du couvert de glace (Wetzel, 1975).

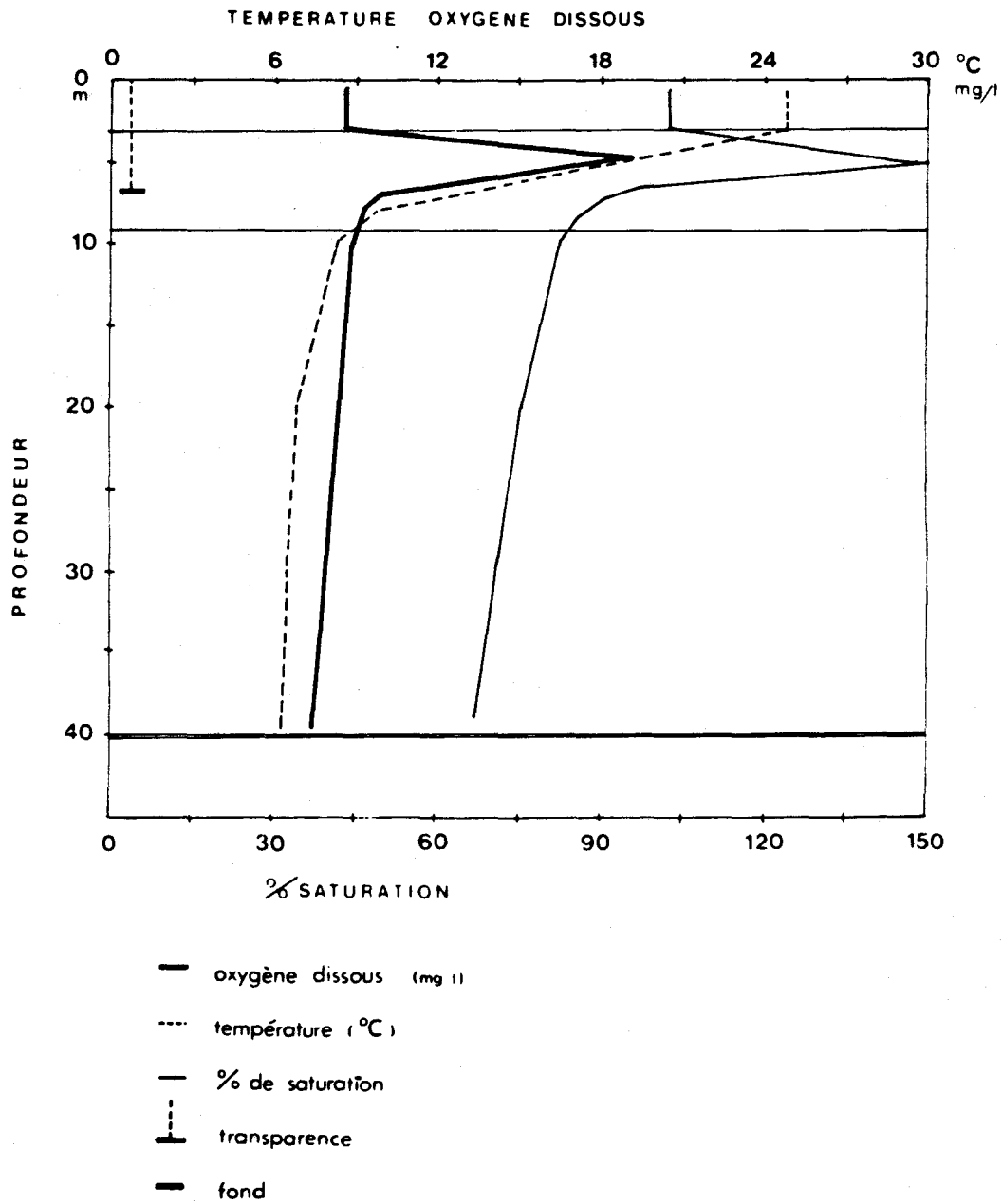
LAC MONTAGNE TREMBLANTE



DATE: 02-08-76

FIGURE 2.3 Profil orthograde de l'oxygène dissous au lac de la Montagne Tremblante (46°14'N, 74°37'O) (Legendre et al., 1980).

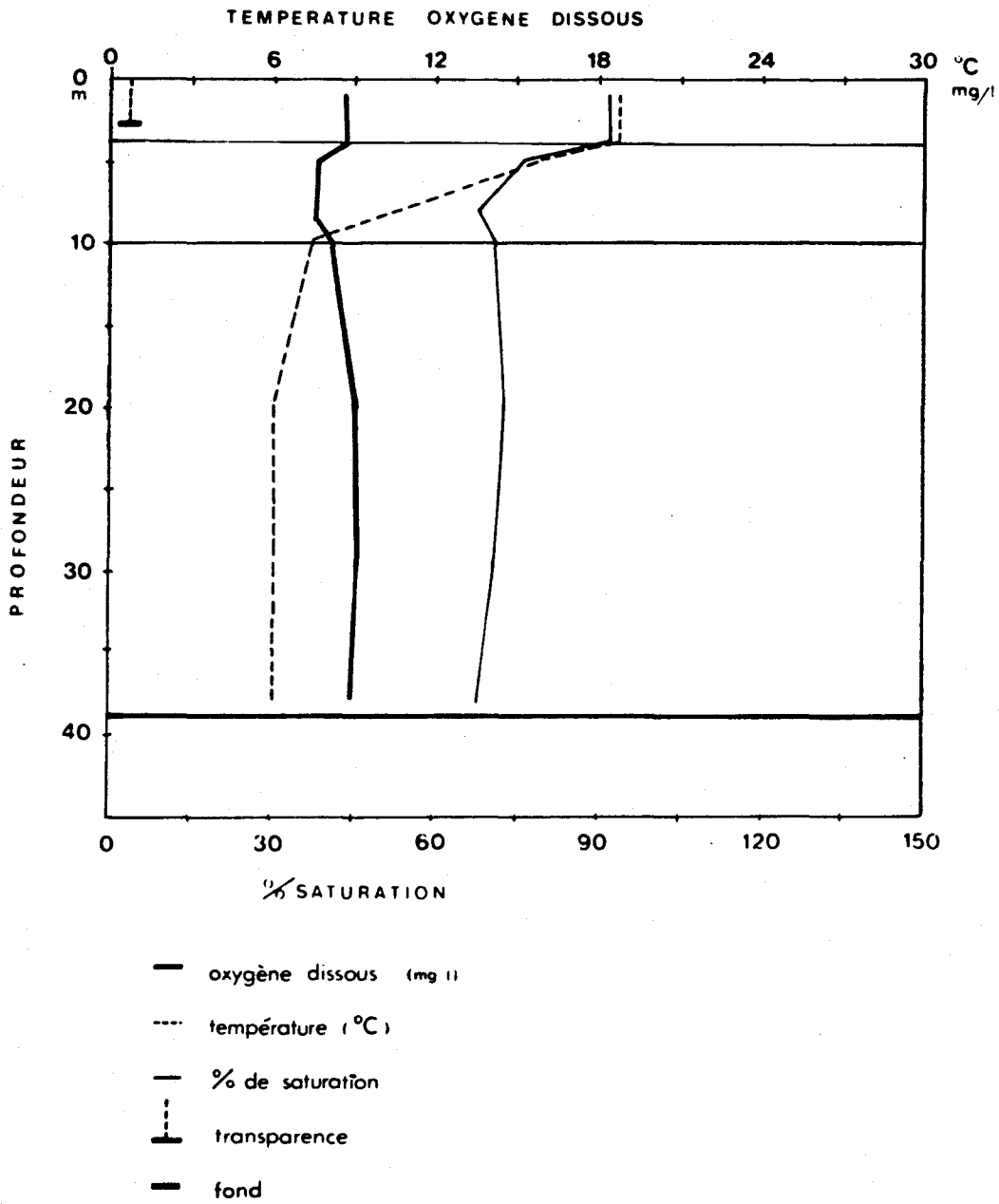
LAC DES CORNES



DATE: 21-07-77

FIGURE 2.4 Profil orthograde positif de l'oxygène dissous au lac des Cornes (46°43'N, 75°09'O) (Legendre et al., 1980).

LAC DU CARIBOU



DATE: 17-08-76

FIGURE 2.5 Profil hétérograde négatif de l'oxygène dissous au lac du Caribou (46° 56'N, 72° 50'O) (Legendre et al., 1980).

LAC MAGOG

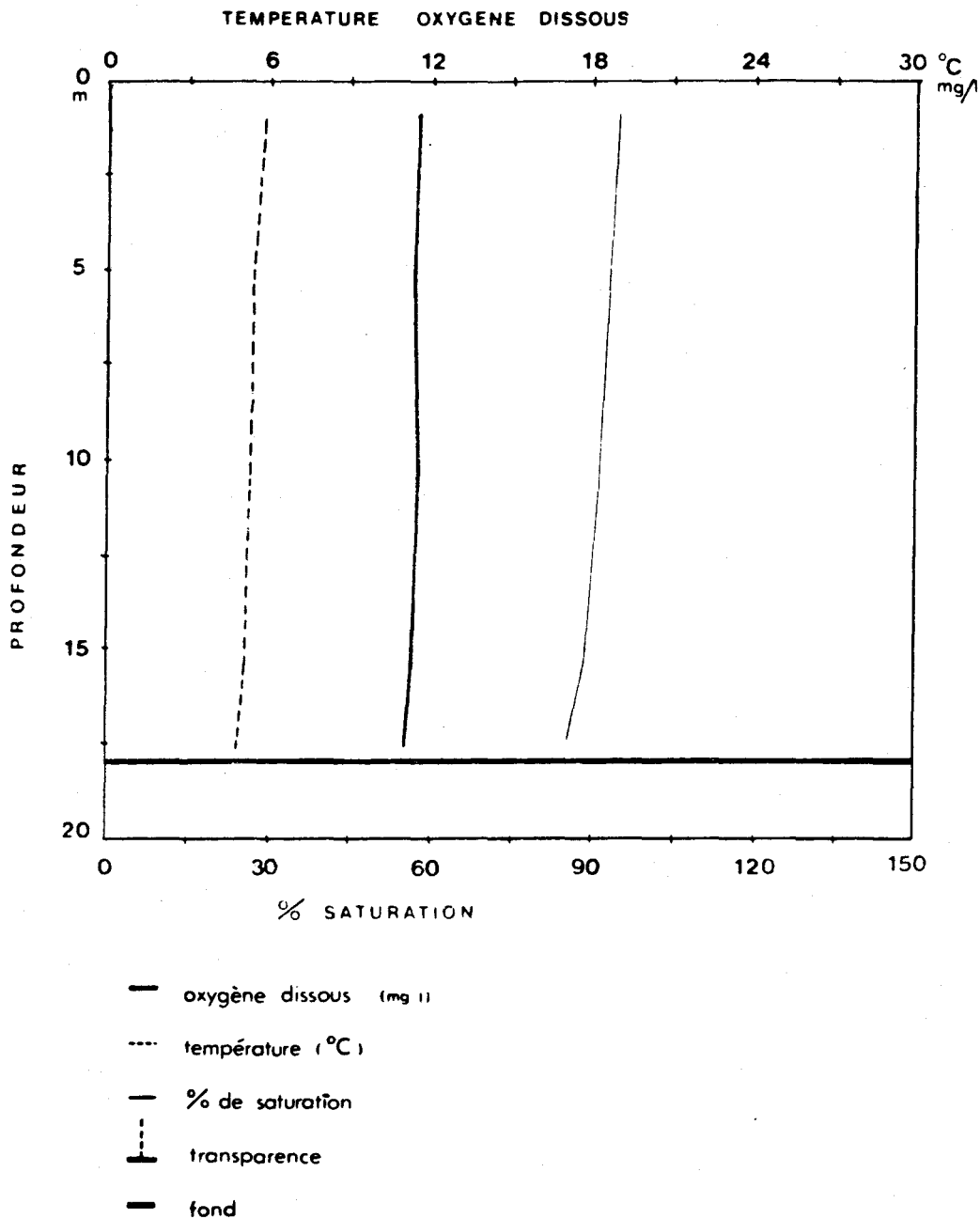


FIGURE 2.6 Distribution de l'oxygène dissous en période d'homothermie printanière au lac Magog (45° 18'N, 72° 02'O) (Legendre et al., 1980).

LAC MAGOG

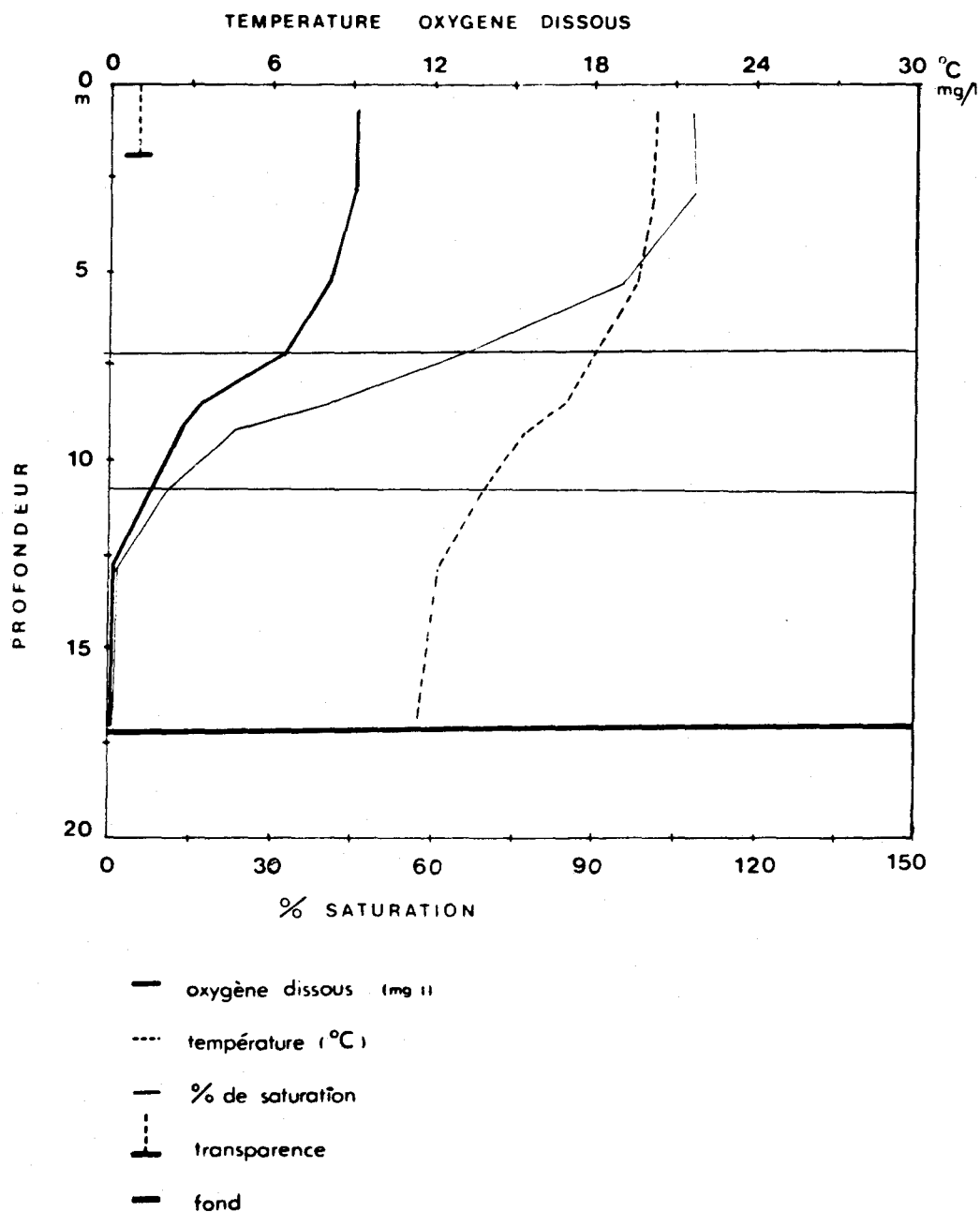
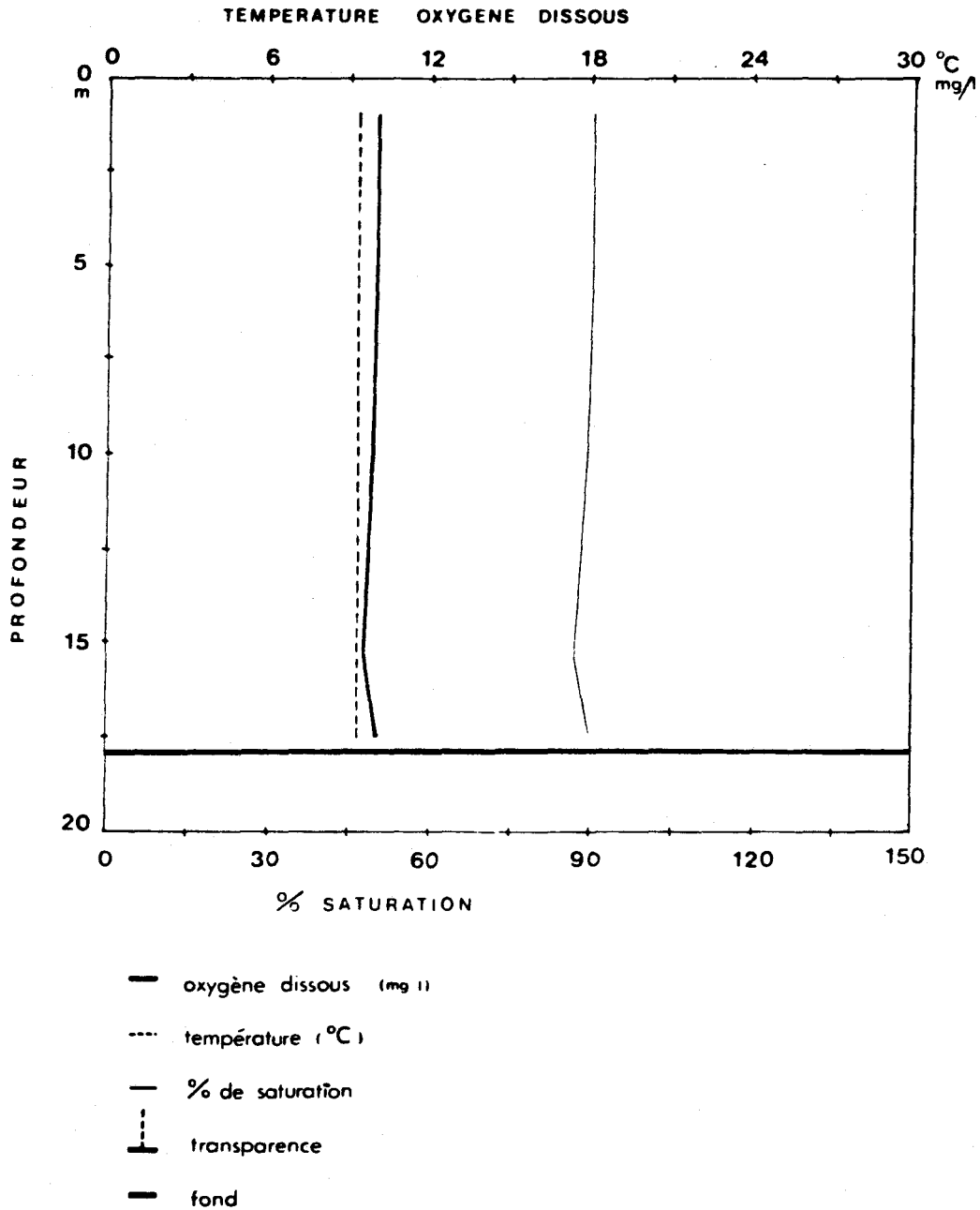


FIGURE 2.7 Profil de clinograde fort de l'oxygène dissous en été au lac Magog (45° 18'N, 72° 02'O). (Legendre et al., 1980).

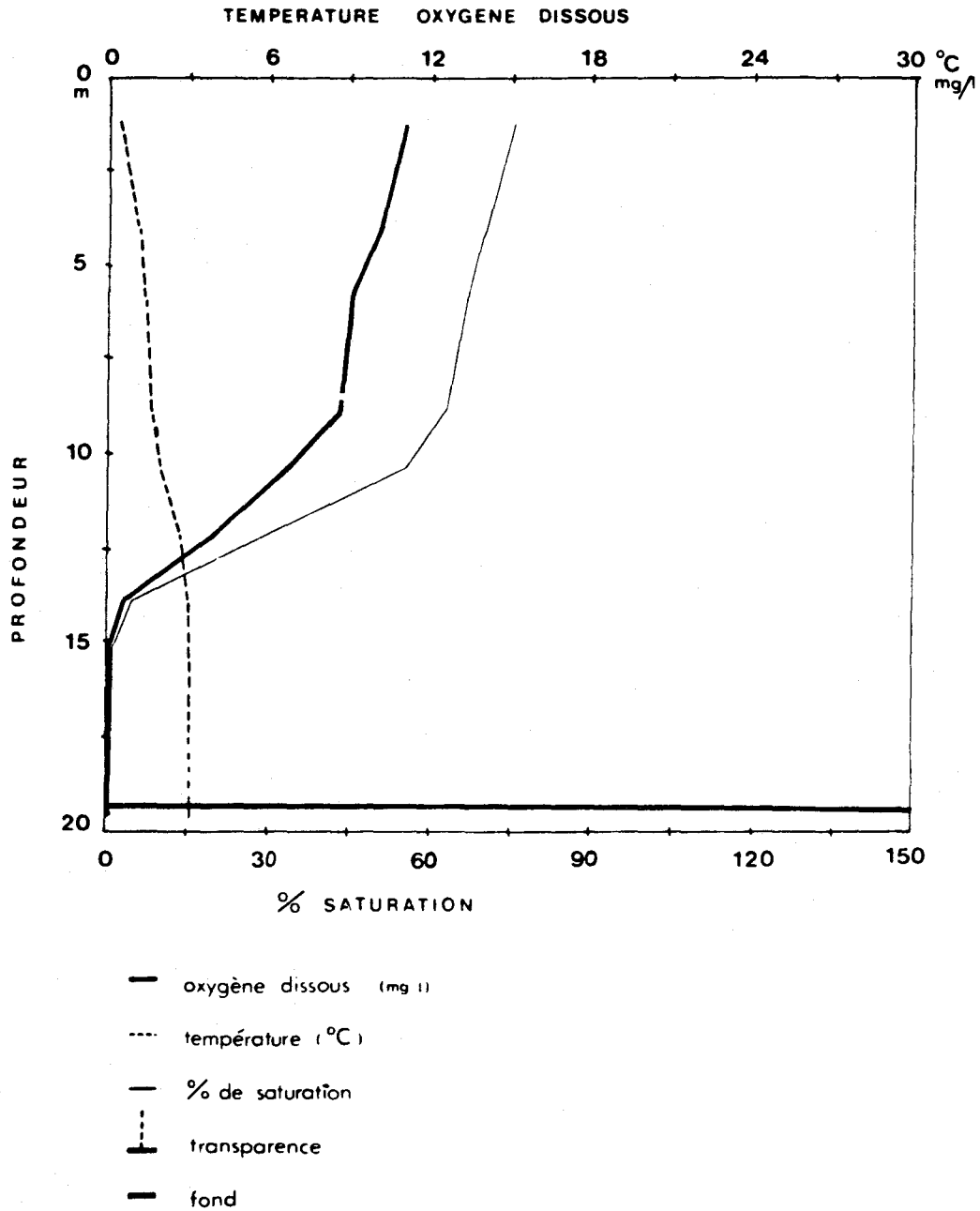
LAC MAGOG



DATE: 26-10-77

FIGURE 2.8 Distribution de l'oxygène dissous pendant l'homothermie automnale au lac Magog (45°18'N, 72°02'O) (Legendre et al., 1980).

LAC MAGOG



DATE: 08-03-77

FIGURE 2.9 Profil clinographe fort de l'oxygène dissous en hiver au lac Magog (45°18'N, 72°02'O) (Legendre et al., 1980).

profondeur puisse servir d'indice de l'activité biologique. En fait, l'oxygène dissous est généralement reconnu comme le principal paramètre de qualité de l'eau des lacs et réservoirs (Wetzel, 1975). Les modèles de qualité sont donc souvent centrés sur ce paramètre et il importe de les distinguer.

2.2.1 Modèles de prédiction de l'état trophique

Ces modèles tentent de caractériser à long terme l'état d'eutrophication d'un lac qu'on peut associer aux conditions d'aérobiose au fond du lac en été (Reckhow, 1978). De nature stochastique, ils sont généralement basés sur les hypothèses suivantes (Potvin, 1976):

- 1- Le lac est considéré comme un système complètement mélangé.
- 2- Le phosphore est le facteur limitant la production primaire.
- 3- Les charges en matières organiques sont calculées sur une base annuelle.

Ce genre de modélisation a trouvé des applications pour la planification de l'aménagement du territoire (Côté, 1980) mais ne peut simuler les distributions d'oxygène dissous.

2.2.2 Modèles écologiques

Les modèles écologiques tentent de simuler en même temps un grand nombre de paramètres de qualité de l'eau et leurs interactions avec la faune et la flore aquatique. Quatre classes d'intervenants sont reconnues dans le système, à savoir:

- 1- les substances abiotiques;
- 2- les producteurs;
- 3- les consommateurs;
- 4- les décomposeurs.

Ce concept de modélisation a été introduit par Chen (1970) et repris par plusieurs chercheurs (Baca et al., 1974; Gordon, 1976; Bourne et al., 1978). Le sous-modèle de l'oxygène dissous, en particulier, fait intervenir la température, la réoxygénation par la surface, la DBO carbonée et nitrée, la photosynthèse, la respiration des organismes aquatiques et la demande benthique (Côté, 1980). L'utilisation des modèles écologiques est limitée par les données disponibles, par leur complexité et par leurs coûts d'exploitation élevés. La figure 2.10 illustre le schéma d'interaction d'un de ces modèles.

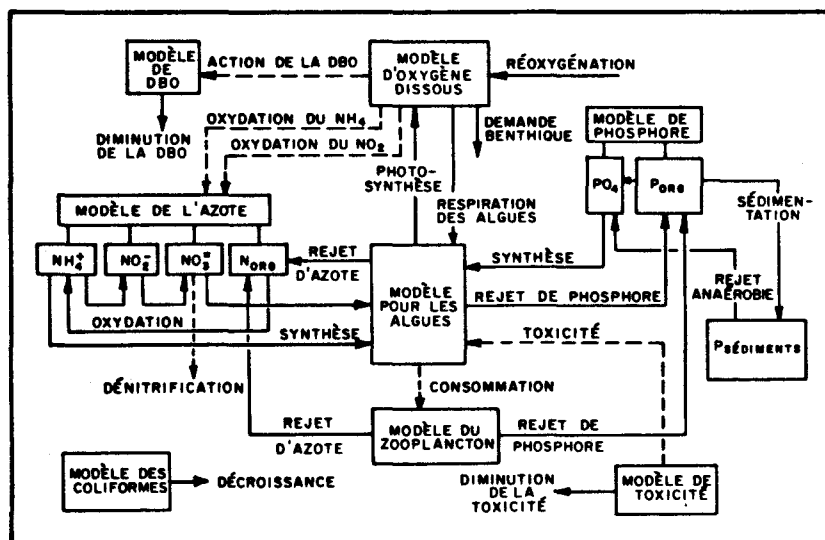


Figure 2.10 Diagramme d'interaction du modèle Aqua II (Baca et al., 1974).

2.2.3 Modèles axés sur l'oxygène dissous

Malgré une littérature abondante sur l'oxygène dissous en réservoir, les essais de modélisation de ce paramètre sont relativement récents et suivent de près l'évolution des modèles de température. Les derniers modèles d'oxygène dissous s'appuient sur des modèles de régime thermique unidimensionnels à plusieurs tranches comme décrits dans le rapport sur la

modélisation de la température de l'eau (Morin et al., 1983). Sur chacune de ces tranches, sont compilés les termes du bilan d'oxygène jugés les plus significatifs en utilisant l'équation d'advection-diffusion de masse. Un certain nombre de modèles de type différent ont cependant été suggérés.

2.2.3.1 O'Connell et Thomas (1965)

S'inspirant des méthodes développées pour les rivières, ces auteurs suggèrent que la dynamique de l'oxygène dissous dans la zone euphotique des réservoirs en l'absence de sédimentation peut être décrite par:

$$\frac{\partial D}{\partial t} = K_1 L_0 e^{-K_1 t} - K_2 D + R - P \quad (2.2)$$

où D : déficit en oxygène dissous

t : temps

K_1 : coefficient de diminution de la DBO

L_0 : charge initiale en DBO

K_2 : coefficient de réoxygénation

R : taux de consommation d'oxygène par les algues

P : taux de production d'oxygène par les algues

Selon Markofsky et Harleman (1971), cette approche est inadéquate puisqu'elle néglige les apports des affluents ainsi que les variations verticales des concentrations en oxygène dissous.

2.2.3.2 Churchill et Nicholas (1967)

Ils ont supposé que la variation de la concentration en oxygène dissous à la sortie d'un réservoir stratifié était fonction du temps en jours écoulés depuis le 1er avril, de la variation de température de l'effluent depuis cette même date et de la différence d'élévation entre la sortie et le niveau de l'affluent au temps 0. L'équation qu'ils ont proposée

est dérivée d'une analyse par régression multiple. Ce genre de modèle statistique peut difficilement être utilisé comme outil de prédiction sauf peut-être pour un réservoir aux conditions stables après quelques années de calibration. Le choix des paramètres peut également être remis en question.

2.2.3.3 Wunderlich et Elder (1969)

Ils ont développé une méthode graphique permettant d'estimer conjointement la température et la concentration en oxygène dissous à la sortie d'un réservoir. En se basant principalement sur les courbes annuelles des volumes cumulatifs à l'entrée et à la sortie du réservoir étudié, ils définissent le temps de rétention de l'affluent à partir d'une date donnée. La concentration en oxygène dissous à la sortie du réservoir est supposée fonction de ce temps de rétention:

$$C = C_0 e^{-KT_R} \quad (2.3)$$

où C : concentration en oxygène dissous à la sortie du réservoir

C_0 : concentration initiale en oxygène dissous de l'affluent

K : coefficient de consommation de l'oxygène dissous dans le réservoir prédéterminé expérimentalement pour différentes températures

T_R : temps de rétention de l'affluent aussi exprimé comme le temps écoulé avant que la température de l'affluent soit observée à la sortie du réservoir

Wunderlich et Elder (1969) reconnaissent la complexité des mécanismes de production et de consommation de l'OD et de la DBO et ajoutent que les coefficients de consommation de l'oxygène dissous proposés ne peuvent être généralisés. Markofsky et Harleman (1971) concluent que la définition proposée de temps de rétention ne peut représenter adéquatement les mélanges et les cheminements physiques qui se produisent dans un réservoir.

2.2.3.4 Bella (1970)

La fin des années 60 voit l'apparition des modèles d'oxygène dissous centrés sur des modèles de régime thermique unidimensionnels à plusieurs tranches homogènes horizontales, comme ceux décrits dans le rapport sur la modélisation de la température (Morin et al., 1983). Dans cette voie, Bella (1970) définit le bilan d'oxygène dissous sur une couche du réservoir comme étant:

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t} \partial z = F_i - F_0 + S \quad (2.4)$$

- où A : surface de la couche horizontale
C : concentration moyenne d'oxygène dissous dans la couche
z : profondeur
t : temps
F_i : flux vertical d'oxygène vers l'intérieur du volume
F₀ : flux vertical d'oxygène vers l'extérieur du volume
S : bilan des sources et puits d'oxygène

Dans le sens vertical, les variations de concentration en oxygène dissous (F_i-F₀) sont la résultante du flux advectif associé à la vitesse moyenne de la masse d'eau et du flux associé aux turbulences, décrit par un terme de "dispersion verticale". Le bilan des sources et puits d'oxygène (S) comprend les entrées et les sorties dans le réservoir et l'effet combiné de la photosynthèse et de la respiration. Bella (1970) précise que le terme de respiration peut être complété pour inclure la DBO et la demande biologique. Tous ces termes sont considérés fonctions de la profondeur et du temps. Pour une surface horizontale constante, le modèle général est:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{A} \left[\frac{\partial(D_v A \partial C / \partial z)}{\partial z} - \frac{\partial(VAC)}{\partial z} - q_e C + q_i C_i + (P - R) \right] \quad (2.5)$$

où C, A, t, z sont définis à l'équation 2.4

D_v : coefficient de dispersion verticale

V : vitesse verticale de l'eau définie par l'équation de continuité

q_e : taux d'exportation de l'eau, par unité de profondeur

q_i : taux d'importation de l'eau, par unité de profondeur

C_i : concentration en oxygène dissous de l'eau importée

P : taux de production d'oxygène par photosynthèse, par unité de profondeur

R : taux de consommation d'oxygène par respiration ou autrement, par unité de profondeur

La réaération par la surface devient une condition-limite:

$$F_H = A_H K_L (C_S - C_H) \quad (2.6)$$

où F_H : flux d'oxygène par la surface

A_H : superficie du lac ou réservoir

K_L : coefficient de transfert d'oxygène à la surface

C_S : concentration à saturation en oxygène dissous à la surface

C_H : concentration en oxygène dissous immédiatement sous la surface

Bella (1970) ajoute que des solutions analytiques à son modèle ne sont pas disponibles mais que la méthode des différences finies peut être utilisée. Également, il rappelle que ce genre de modèle est inadéquat pour représenter les variations diurnes en oxygène dissous, comme causées par la photosynthèse par exemple; mais que l'hypothèse d'uniformité horizontale devient une approximation raisonnable à plus long terme. Une version du modèle a été appliquée au lac Sammamish, état de Washington, où il a été trouvé que la dispersion verticale et la respiration ont plus d'influence dans l'hypolimnion en été que la photosynthèse et la réaération. La valeur

trouvée pour la demande benthique au fond du lac était de $1.0 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jour}^{-1}$ (Côté, 1979).

2.2.3.5 Markofsky et Harleman (1971)

Leur modèle d'oxygène dissous complète leur modèle unidimensionnel de température à plusieurs tranches décrit au chapitre 2 du rapport sur la modélisation de la température (Morin et al., 1983). Les auteurs basent leur développement sur l'équation d'advection et de diffusion de masse:

$$\frac{\partial N}{\partial t} + V \frac{\partial N}{\partial z} = \frac{1}{A(z)} \frac{\partial}{\partial z} \left[D_M A(z) \frac{\partial N}{\partial z} \right] + \frac{S - P}{\rho} \quad (2.7)$$

- où N : concentration de la substance considérée
V : vitesse verticale de l'eau
t : temps
z : profondeur
A(z) : surface en fonction de la profondeur
D_M : coefficient de diffusion de masse
S : source d'oxygène (unités de masse/volume/temps)
P : puits d'oxygène (unités de masse/volume/temps)
ρ : densité de l'eau

La diffusion moléculaire de la chaleur ayant été négligée dans le modèle de température; la diffusivité moléculaire de masse, de deux ordres de grandeur inférieure, est également omise dans l'équation (2.7). Le modèle proposé requiert la solution simultanée de deux équations de premier ordre de la même forme que l'équation (2.7): la première représentant l'oxygène dissous, la deuxième représentant la DBO. Dans le cas de la DBO, une décroissance exponentielle est supposée:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L \quad (2.8)$$

où L : concentration en DBO

t : temps

K_1 : coefficient de diminution de la DBO ou de consommation en oxygène dissous

Markofsky et Harleman (1971), s'inspirant, entre autres, des travaux de Churchill et Nicholas (1967) précisent que dans le cas des réservoirs, les tests de DBO de cinq jours ne sont pas nécessairement représentatifs et devraient être étendus à des périodes de 10, 30 et même 50 jours. Il faut donc ajuster la valeur de la constante K_1 obtenue à partir des tests standards de DBO_5 .

Les hypothèses additionnelles suivantes ont été faites:

- la demande benthique est négligée, faute de procédures pour la quantifier et aussi en supposant qu'elle disparaît au bout de quelques années de vie d'un réservoir;
- la concentration en oxygène dissous près de la surface demeure à saturation par suite de l'excédent des taux de photosynthèse et de réoxygénation sur les taux de DBO et de respiration. La profondeur de la zone saturée est, soit arbitrairement fixée, soit posée égale à celle de la zone euphotique, définie comme la profondeur à laquelle 99% de la lumière incidente est absorbée;
- les sursaturations ne sont pas considérées.

Les équations de DBO et d'oxygène dissous à solutionner deviennent, en y incluant les termes d'advection:

$$\frac{\partial L}{\partial t} + V \frac{\partial L}{\partial z} = - K_1 L + (u_i L_i - u_i L) \frac{B(z)}{A(z)} \quad (2.9)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} + V \frac{\partial C}{\partial z} = - K_1 L + (u_i C_i - u_i C) \frac{B(z)}{A(z)} \quad (2.10)$$

- où L : concentration en DBO
C : concentration en oxygène dissous
K₁ : coefficient de diminution de la DBO ou de consommation de l'oxygène dissous
t : temps
z : profondeur
V : vitesse verticale de l'eau
u_i : vitesse advective horizontale du débit entrant
L_i : concentration en DBO du débit entrant
C_i : concentration en oxygène dissous du débit entrant
B(z) : largeur du réservoir à la profondeur considérée
A(z) : surface horizontale du réservoir à la profondeur considérée

La solution des équations (2.9) et (2.10) se fait par éléments finis avec des conditions-limites adéquates. Le modèle a été appliqué au réservoir Fontana pour l'année 1966 et des exemples des résultats obtenus sont présentés aux figures 2.11 à 2.13. Il faut noter que, faute de données, la concentration en DBO des débits entrant dans le réservoir a dû être fixée arbitrairement.

Les auteurs concluent que la représentation des différents tributaires du réservoir par un seul dont les caractéristiques de débit, température, DBO et oxygène dissous sont la moyenne, n'est pas toujours réaliste. Également, le coefficient de diminution de la DBO (K₁) devrait être posé variable en fonction de la température. Lombardo (1973) croit que le régime d'oxygène dissous en réservoir ne peut être simulé en fonction de la réoxygénation en surface et de la DBO seulement. Côté (1979) ajoute que la

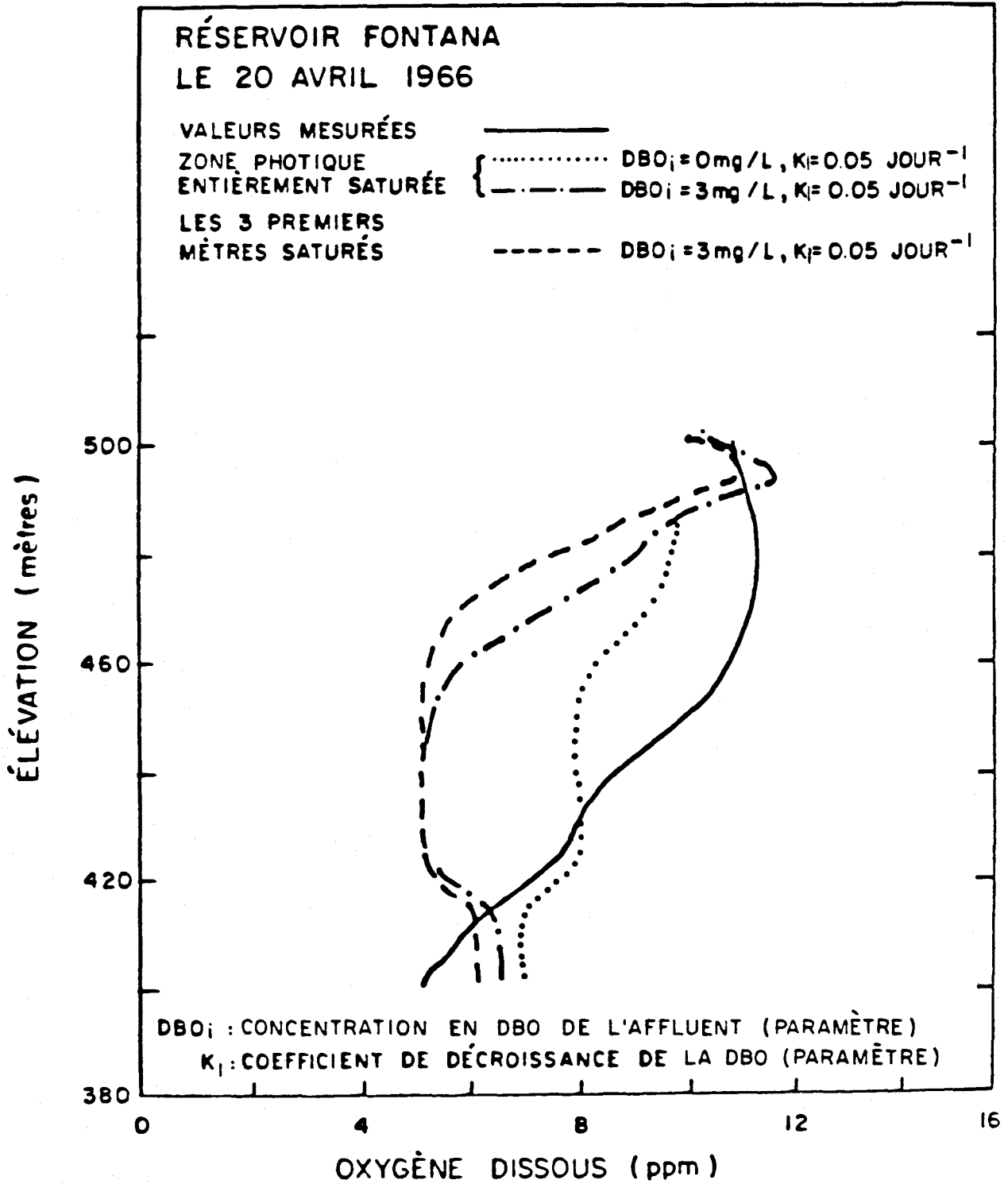


FIGURE 2.11 Profils d'oxygène dissous calculés et mesurés au réservoir Fontana le 20 avril 1966 (Markofsky et Harleman, 1971).

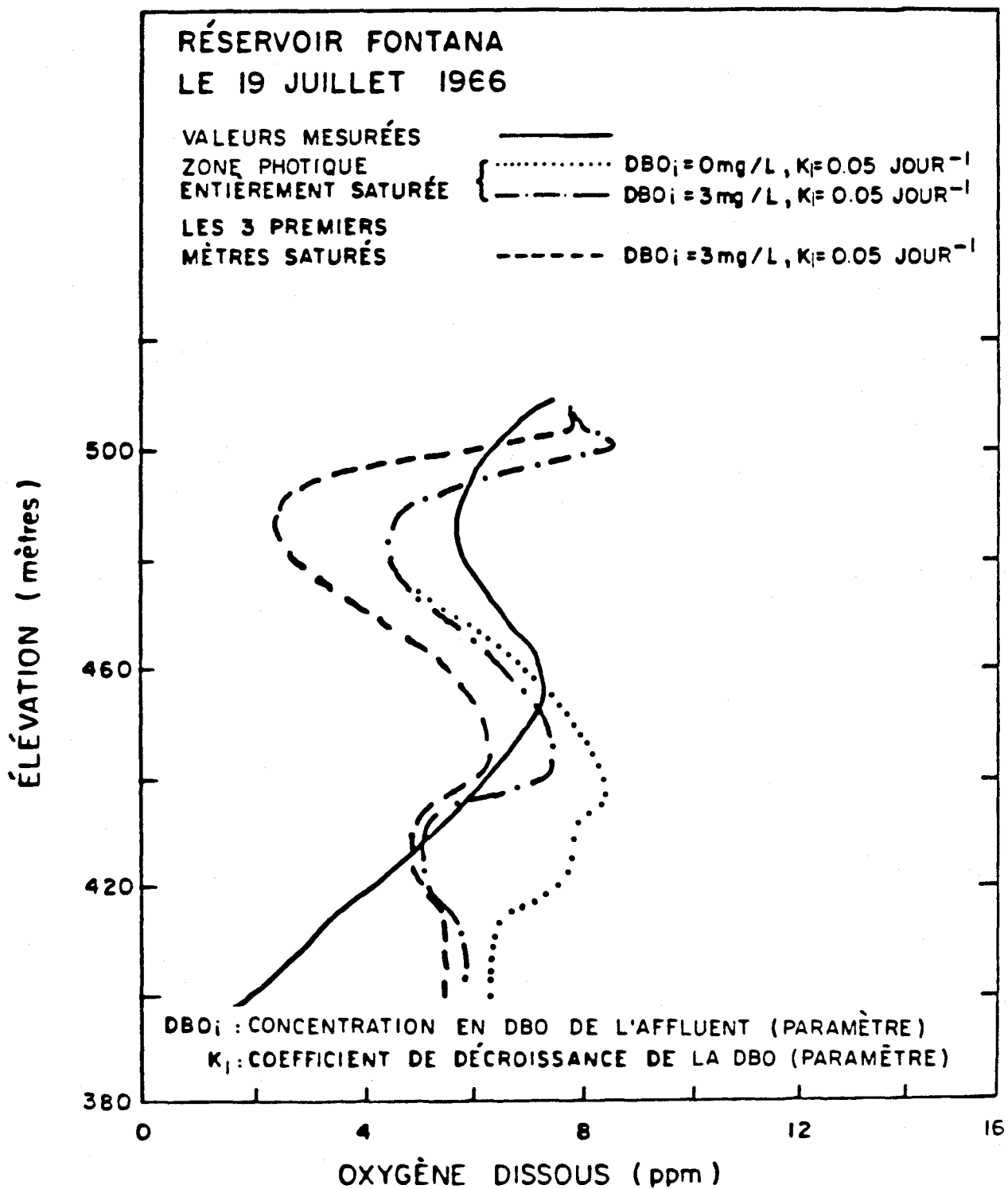


FIGURE 2.12 Profils d'oxygène dissous calculés et mesurés au réservoir Fontana le 19 juillet 1966 (Markofsky et Harleman, 1971).

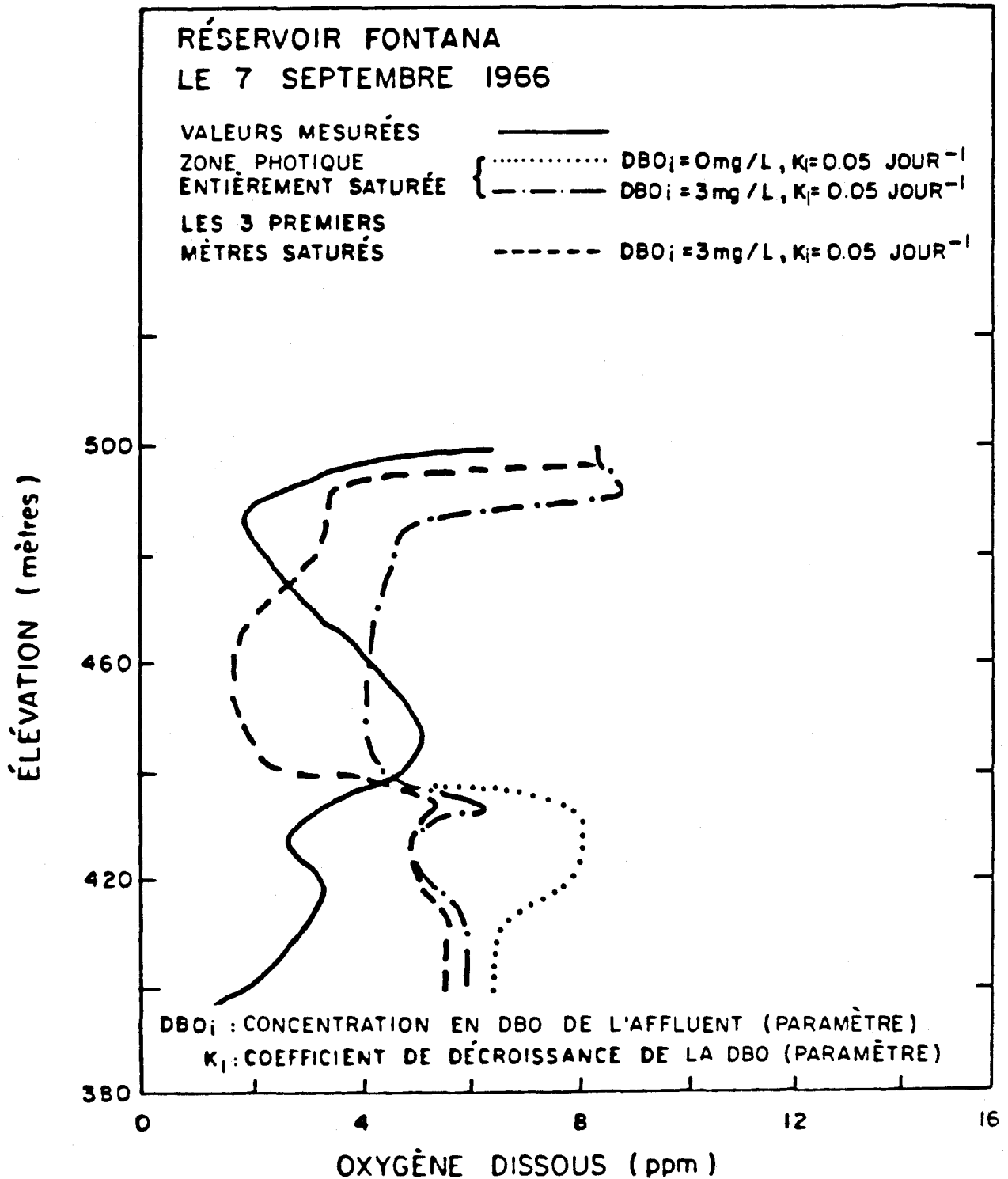


FIGURE 2.13 Profils d'oxygène dissous calculés et mesurés au réservoir Fontana le 7 septembre 1966 (Markofsky et Harleman, 1971).

demande benthique doit être considérée pour pouvoir reproduire la partie inférieure des profils d'oxygène dissous.

2.2.3.6 Côté (1979)

La structure du modèle de Côté (1979) est semblable à celle utilisée par Markofsky et Harleman (1971) mais des termes supplémentaires sont introduits. Les équations représentant le régime d'oxygène dissous et de la demande biochimique en oxygène sont:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{A(z)} \frac{\partial}{\partial z} \left(E A(z) \frac{\partial C}{\partial z} \right) - V \frac{\partial C}{\partial z} + \frac{q_i C_i}{A(z)} - \frac{q_0 C}{A(z)} - K_1 L + P - \frac{D_B S_B}{A(z) \partial z} + K_2 (C_{sat} - C) \quad (2.11)$$

$$\frac{\partial L}{\partial t} = \frac{1}{A(z)} \frac{\partial}{\partial z} \left(E A(z) \frac{\partial L}{\partial z} \right) - V \frac{\partial L}{\partial z} + \frac{q_i L_i}{A(z)} - \frac{q_0 L}{A(z)} - K_1 L \quad (2.12)$$

- où C : concentration en oxygène dissous (ML⁻³)
 L : concentration en DBO (ML⁻³)
 A : surface horizontale considérée (L²)
 z : profondeur (L)
 t : temps (T)
 E : coefficient de diffusion turbulente (L² T⁻¹)
 V : vitesse verticale de l'eau (LT⁻¹)
 q_i : quantité d'eau dans l'affluent par unité de profondeur (L²T⁻¹)
 q₀ : quantité d'eau dans l'effluent par unité de profondeur (L²T⁻¹)
 C_i : concentration en oxygène dissous dans l'affluent (ML⁻³)
 L_i : concentration en DBO dans l'affluent (ML⁻³)
 C_{sat} : concentration à saturation en oxygène dissous (ML⁻³)
 K₁ : coefficient de diminution de la DBO (T⁻¹)
 K₂ : coefficient de réoxygénation (T⁻¹)
 P : production photosynthétique (ML⁻³T⁻¹)
 D_B : demande benthique (ML⁻²T⁻¹)
 S_B : surface de sédimentation (L²)

Les restrictions suivantes sont imposées:

- la photosynthèse est limitée à la zone photique;
- la demande benthique est exclue de la couche de surface;
- la réoxygénation est limitée à une profondeur maximale définie soit par la zone de mélange convectif causé par des inversions temporaires sur le profil de température, soit par la zone de mélange causée par le vent qui est reliée à la vitesse de cisaillement à l'interface eau-air;
- les sursaturations ne sont pas considérées.

Le coefficient de diffusion (E) est évalué de façon empirique en fonction de la vitesse horizontale de l'eau engendrée par les débits entrant ou sortant ou par l'action du vent. Ce terme peut aussi inclure une partie dite de pseudo-diffusion servant à compenser les écarts causés par la méthode de résolution numérique par différences finies.

Le coefficient de réoxygénation en surface (K_2) peut être exprimé en fonction du coefficient du film liquide (K_L) (équation 2.13), aussi appelé coefficient d'absorption ou coefficient de transfert et qu'on peut relier à la vitesse du vent (figure 2.14)

$$K_2 = K_L C_a \frac{A_0}{V} \quad (2.13)$$

où K_2 : coefficient de réoxygénation

K_L : coefficient d'absorption

C_a : coefficient relié à la turbulence à la surface

A_0 : surface projetée de contact gaz-liquide

V : volume d'eau pour lequel le déficit ($C_{SAT} - C$) de l'équation (2.11) est considéré représentatif

En ce qui concerne le coefficient de désoxygénation (K_1), l'auteur souligne que les valeurs utilisées pour les lacs ou réservoirs seront moins élevées que les valeurs déterminées en laboratoire qui ne reproduisent par

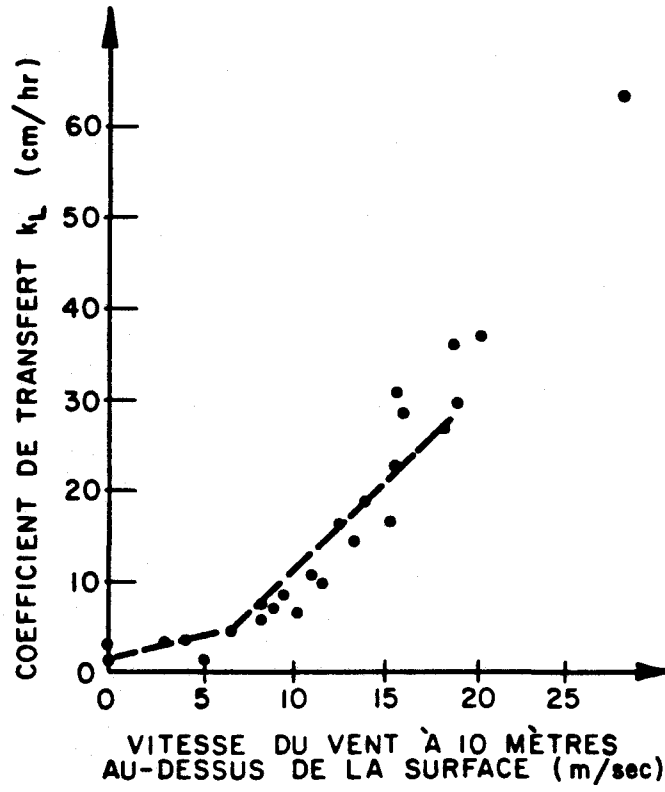


FIGURE 2.14 Variation du coefficient de transfert k_L en fonction de la vitesse du vent (Downing et Truesdale, 1953).

les conditions naturelles de température, d'éclairement, de population biologique, les courants et la concentration d'oxygène dissous. Les tableaux 2.2 et 2.3 montrent des valeurs des coefficients K_1 et K_2 relevées dans la littérature. Ces deux coefficients peuvent être corrigés en fonction de la température selon l'équation suivante:

$$K(T) = K(20^\circ\text{C}) 1.047^{(T-20)} \quad (2.14)$$

où $K(T)$: valeur du coefficient à la température T
 $K(20^\circ\text{C})$: valeur du coefficient déterminée à 20°C
 T : température de l'eau ($^\circ\text{C}$)

La demande benthique quoique faible en valeur absolue a une grande importance puisqu'elle s'exerce sur la même masse d'eau durant une longue période, soit l'hypolimnion pendant la stratification thermique. La surface de sédimentation à chaque couche du réservoir est évaluée à l'aide des données bathymétriques. La demande benthique varie également en fonction de la température (équation 2.15). Le tableau 2.4 montre des valeurs de D_B relevées dans la littérature.

$$D_B(T) = D_B(20^\circ\text{C}) e^{0.069(T-20)} \quad (2.15)$$

où $D_B(T)$: demande benthique à la température T
 $D_B(20^\circ\text{C})$: demande benthique évaluée à 20°C
 T : température de l'eau ($^\circ\text{C}$)

Le modèle proposé a été appliqué au lac Saint-Joseph en 1973. Dans les essais effectués, la photosynthèse n'a pas été considérée et les concentrations en OD et DBO des affluents ont été fixés arbitrairement. La figure 2.15 montre des résultats obtenus. Il faut noter que l'auteur a dû distinguer les deux baies du lac Saint-Joseph (stations A et B). Une remontée soudaine de la concentration en oxygène dissous dans l'hypolimnion pendant la stratification thermique estivale n'a pu être expliquée. Côté

Tableau 2.2 Valeurs du coefficient de diminution de la DBO relevées dans la littérature (Côté, 1979).

SOURCE	K_1 (jour ⁻¹)
Baca <u>et al.</u> (1974)	0.10 à 0.25
Bhagat <u>et al.</u> (1972)	0.20, 0.23
Chen (1970)	0.25
Loftis et Fontane (1976)	0.10 à 0.13
Markofsky et Harleman (1971)	0.01 à 0.05

Tableau 2.3 Expressions pour la réoxygénation relevées dans la littérature (Côté, 1979).

SOURCE	EXPRESSION
Baca <u>et al.</u> (1974)	$K_2 = 0.01$ à 5.0 jour ⁻¹
Bella (1970)	$K_L = 4$ à 36 cm/hre
Chen (1970)	$K_2 = 0.40$ jour ⁻¹
Markofsky et Harleman (1971)	zone euphotique saturée
Newbold et Liggett (1974)	$K_2 = 0.02$ jour ⁻¹
Orlob <u>et al.</u> (1967)	$K_2 = 0.25$ jour ⁻¹

Tableau 2.4 Valeurs de la demande benthique en oxygène relevées dans la littérature (Côté, 1979).

SOURCE	D_B (g·m ⁻² ·jour ⁻¹)
Baca <u>et al.</u> (1974)	1.0
Gordon (1976)	0.57 à 0.84
Martin et Bella (1971)	1.9
Newbold et Liggett (1974)	1.4

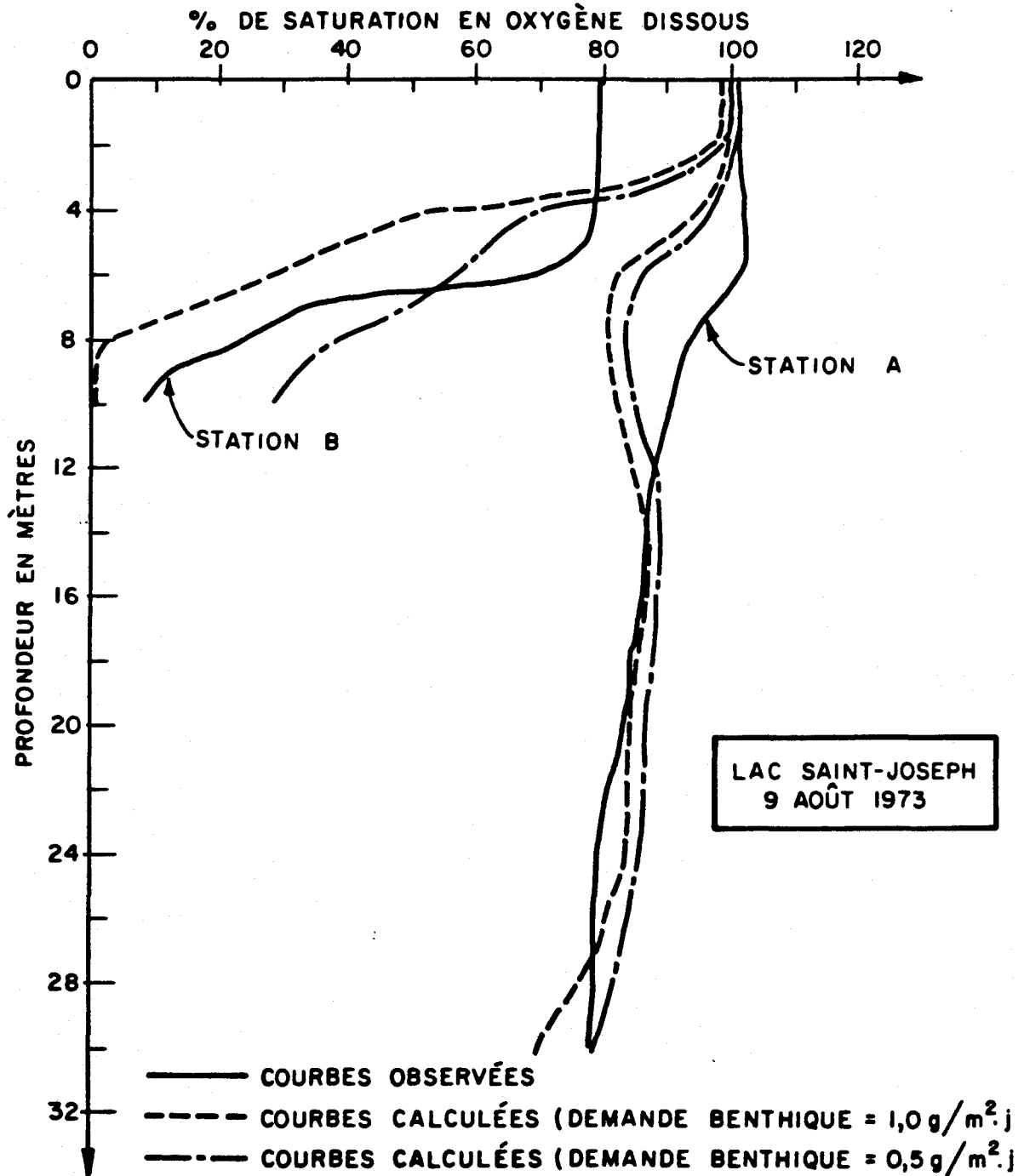


FIGURE 2.15 Profils d'oxygène dissous calculés et observés au lac Saint-Joseph (Côté, 1979).

(1979) conclut que le modèle utilisé est très sensible à la valeur de la demande benthique mais beaucoup moins aux conditions initiales des simulations. La réoxygénation par la surface, fonction de la vitesse du vent, semble avoir bien été modélisée. Un terme additionnel de DBO tenant compte de la respiration et de la décomposition des matières organiques pourrait être ajouté à celui de DBO des affluents.

2.2.3.7 Snodgrass (1982)

L'hypothèse de base de Snodgrass (1982) est que le taux de consommation de l'oxygène en réservoir est fonction du taux de décroissance du phosphore particulaire. En effet, les apports en phosphore contrôlent largement la production de la biomasse, donc indirectement sa croissance et sa décomposition et ainsi, la consommation de l'oxygène dissous.

Le modèle d'oxygène utilisé est inspiré des travaux de Dalrymple (1977) et est basé sur le modèle de température de Octavio et al. (1977). Essentiellement, le mélange vertical dépend du vent et des différences de débits entre les affluents et les effluents du lac ou du réservoir. Le schéma de discrétisation est similaire à celui utilisé par Markofsky et Harleman (1971) mais les équations du phosphore particulaire remplacent celles de la DBO. Les charges en phosphore sont estimées en multipliant la concentration moyenne saisonnière des affluents par leur débit journalier. L'équation des puits d'oxygène s'écrit:

Taux de consommation d'oxygène =

$$F_{STO} \times K_D \times T(^{\circ}C) \times [PP] \times \frac{[O_2]}{[O_2] + 0.5} \quad (2.16)$$

- où F_{STO} : facteur stoechiométrique
 K_D : coefficient de consommation d'oxygène
 $T(^{\circ}C)$: température de l'eau en degrés Celsius
[PP] : concentration en phosphore particulaire
[O₂] : concentration en oxygène dissous

Le modèle de Walker (1980) a été utilisé pour exprimer la demande benthique en oxygène dissous:

$$DOS = \frac{\hat{\mu} [O_2]_s}{1.2 + [O_2]_s} * 1.085^{(T-25)} \quad (2.17)$$

où DOS : demande en oxygène des sédiments ($g\ m^{-2}\ jour^{-1}$)

$\hat{\mu}$: taux maximum de consommation en oxygène

$[O_2]$: concentration en oxygène dissous près des sédiments

T : température de l'eau près des sédiments ($^{\circ}C$)

Dalrymple (1977) suggère une valeur de $0.008\ jour^{-1} \cdot ^{\circ}C^{-1}$ pour le coefficient de consommation d'oxygène (K_D) et de $0.14\ mg\ O_2/\mu g\ P$ pour le facteur stoechiométrique (F_{STO}). Ceci se traduit, à $15^{\circ}C$ et pour une concentration typique en phosphore particulaire de $20\ \mu g/l$, par un taux de consommation d'oxygène de $0.34\ mg/l$ par jour. Les valeurs expérimentales trouvées par Mason et Snodgrass (1981) dans des réservoirs du Grand River System, Ontario, donnent un taux de consommation d'oxygène de $0.3\ mg/l$ par jour dans l'hypolimnion pour l'été 1978.

Le modèle a été appliqué aux réservoirs Guelph et Belwood, Ontario, pour les années 1978 et 1979. Un facteur stoechiométrique (F_{STO}) de $0.25\ mg\ O_2/\mu g\ P$ et une demande maximale en oxygène des sédiments (μ) estimée à $0.50\ g/m^2$ par jour a donné les meilleurs résultats. Ces deux paramètres se sont avérés être les plus déterminants dans le modèle. L'auteur conclut que les simulations sont modérément satisfaisantes, mais que la modélisation de la physique du réservoir et de la température, à cause de données de vitesse de vent inadéquates ou autrement, n'est pas assez bonne pour permettre de bien juger le modèle d'oxygène dissous proposé.



CHAPITRE 3

INTÉGRATION AU MODÈLE HYDROLOGIQUE CEQUEAU



Deux concepts majeurs caractérisent la sous-routine d'oxygène dissous et de demande biochimique en oxygène adaptée au modèle hydrologique CEQUEAU. Le premier concept est lié à la production des charges journalières en DBO et OD sur chacune des parcelles du bassin versant étudié. Dans le cas de la DBO, la production des sources diffuses est liée à l'utilisation du territoire et la charge accumulée ne peut être entraînée entièrement ou en partie vers la rivière que s'il existe un écoulement suffisant au niveau du sol. Aux charges diffuses entraînées s'ajoutent les charges ponctuelles. Dans le cas de l'OD, la production est liée aux apports locaux d'eau.

Le second concept correspond à la dégradation et au transfert de la charge en rivière. La dégradation est calculée en utilisant les principales équations proposées dans la littérature. Le transfert de la charge vers l'aval s'effectue en utilisant le même processus que pour les débits.

3.1 MODÉLISATION DE L'OD ET DE LA DBO EN RIVIÈRE

3.1.1 Choix du modèle d'OD-DBO

Le modèle que nous utiliserons est inspiré de l'approche présentée par O'Connor et Di Toro (1970) et par O'Connor (1971). La variation dans les temps des concentrations en DBO et OD est égale à la somme des sources et des puits pour ces deux paramètres, comme définis par les équations (1.8) et (1.9). Dans l'équation (1.8), le terme combiné de photosynthèse et de respiration utilisé pour la représentation des variations diurnes de l'OD ne sera pas considéré ici. L'utilisation du modèle de température de l'eau en rivière (Morin et al., 1983) est nécessaire afin de définir la concentration à saturation de l'oxygène dissous et pour corriger en fonction de la température de l'eau les coefficients de consommation en OD et en DBO et la demande benthique. Pour un tronçon de rivière homogène, de surface et débit constants, les solutions du modèle d'OD-DBO s'écrivent (O'Connor, 1971):

$$\begin{aligned}
 D &= D_0 e^{-K_2 t} + && \text{(réoxygénation)} \\
 &\frac{K_D L_0}{K_2 - K_R} [e^{-K_R t} - e^{-K_2 t}] + && \text{(DBO carbonée)} \\
 &\frac{K_N N_0}{K_2 - K_N} [e^{-K_N t} - e^{-K_2 t}] + && \text{(DBO nitrée*)} \\
 &\frac{B}{K_2} [1 - e^{-K_2 t}] && \text{(demande benthique*)} \quad (3.1)
 \end{aligned}$$

$$\text{DBO}_T = L_0 e^{-K_R t} + (N_0 e^{-K_N t})^* \quad (3.2)$$

- où D : déficit en oxygène dissous au temps t (mg/l)
 D₀ : déficit initial en oxygène dissous au temps 0 (mg/l)
 DBO_T : concentration totale en DBO (mg/l)
 L₀ : concentration initiale en DBO d'origine carbonée (mg/l)
 N₀ : concentration initiale en DBO d'origine nitrée (mg/l)
 B : demande benthique en oxygène dissous (mg/l)
 t : temps (1 jour)
 K₂ : coefficient de réoxygénation (jour⁻¹)
 K_R : coefficient de diminution de la DBO carbonée (jour⁻¹)
 K_D : coefficient de consommation d'OD (jour⁻¹)
 K_N : coefficient de diminution de la DBO nitrée (jour⁻¹)
 * : non introduits dans la version actuelle du modèle

O'Connor (1971) précise que le taux de consommation d'oxygène n'est pas nécessairement égal au taux de diminution de la DBO qui peut disparaître aussi par sédimentation, volatilisation ou par d'autres processus d'où la distinction entre les coefficients K_R et K_D dans le cas de la DBO d'origine carbonée. Faute de données, ces deux coefficients pourront initialement

être posés égaux mais seront distingués afin de conserver un degré de liberté supplémentaire dans l'ajustement du modèle. Les termes associés à la DBO nitrée et à la demande benthique ne seront pas introduits pour l'instant, mais ajoutés au besoin dans l'étude de rivières où ils seront jugés significatifs et où les données seront disponibles.

3.1.2 Détermination des coefficients du modèle d'OD-DBO

3.1.2.1 Coefficients de consommation de l'OD et de la DBO

Les valeurs du coefficient de consommation de l'OD (K_D) et du coefficient de diminution de la DBO carbonée (K_R) devraient être basées sur l'interprétation de tests de DBO_5 typiques des rivières étudiées, lorsque disponibles. A priori égaux, ces deux coefficients pourront se voir attribuer des valeurs légèrement différentes lors de la calibration du modèle d'OD-DBO.

3.1.2.2 Coefficient de réoxygénation

Le coefficient de réoxygénation K_2 est déterminé par l'équation de Dobbins (1956) (voir tableaux 1.1 et 1.2) modifiée à l'aide de deux coefficients d'ajustement:

$$K_2 (20^\circ\text{C}) = C_a C_h \frac{3.0 U^{0.67}}{H^{1.75}} \quad (3.3)$$

où $K_2 (20^\circ\text{C})$: coefficient de réoxygénation à 20°C

C_a : coefficient d'ajustement annuel

C_h : coefficient d'ajustement sous couvert de glace

U : vitesse moyenne du courant (m/s)

H : profondeur moyenne (m)

Le coefficient d'ajustement C_a permet d'augmenter ou de diminuer la valeur calculée du coefficient de réoxygénation. En période hivernale seulement le coefficient C_h permet de diminuer la valeur calculée du coefficient de réoxygénation pour tenir compte de l'effet du couvert de glace.

Les dates de prise du couvert de glace et de la débâcle sont celles estimées à l'aide du modèle de température de l'eau. Lorsqu'il n'y a pas de couvert de glace, C_h vaut 1.0.

La vitesse moyenne est calculée comme étant le nombre moyen de carreaux partiels traversés à chaque jour multiplié par la longueur moyenne d'un tronçon de rivière sur un carreau partiel. Le nombre moyen de carreaux partiels traversés est fourni par le modèle hydrologique CEQUEAU alors que la longueur moyenne d'un tronçon est estimée par la racine carrée de la superficie d'un carreau entier. La profondeur moyenne est celle définie pour le modèle de température de l'eau.

3.1.2.3 Correction des coefficients en fonction de la température

Les coefficients de consommation de l'OD et de la DBO (K_D et K_R) sont corrigés en fonction de la température selon l'équation (1.11). Le coefficient de réoxygénation K_2 est pour sa part ajusté selon l'équation (1.13) avec la constante σ fixée à 1.025.

$$K_D(T) = K_D(20^\circ\text{C}) \times 1.045^{(T-20)} \quad (3.4)$$

$$K_R(T) = K_R(20^\circ\text{C}) \times 1.045^{(T-20)} \quad (3.5)$$

$$K_2(T) = K_2(20^\circ\text{C}) \times 1.025^{(T-20)} \quad (3.6)$$

où $K_D(T)$: coefficient de consommation de l'OD à la température T (jour⁻¹)
 $K_R(T)$: coefficient de consommation de la DBO à la température T (jour⁻¹)
 $K_2(T)$: coefficient de réoxygénation à la température T (jour⁻¹)
T : température de l'eau en °C

3.1.3 Apports advectifs en DBO à la rivière

L'utilisateur du modèle d'OD-DBO doit définir sur le bassin étudié les charges moyennes journalières en DBO d'origine humaine, animale, industrielle, agricole ou naturelle s'il y a lieu. Il importe de distinguer les charges ponctuelles et les charges diffuses. Les charges ponctuelles sont celles qui arrivent directement à la rivière, comme par exemple celles associées à l'exutoire d'un réseau d'égouts ou à l'effluent d'une industrie. Les charges diffuses sont plus réparties spatialement et peuvent cheminer un certain temps sur ou dans le sol avant d'arriver au tronçon principal, citons par exemple la DBO reliée au fumier animal.

Les charges ponctuelles doivent être identifiées au carreau partiel auquel elles appartiennent et les charges diffuses à leur carreau entier; ceci en accord avec le quadrillage défini pour le modèle hydrologique CEQUEAU (Morin et al., 1981). Ces charges ainsi identifiées deviennent des données d'entrée du modèle d'OD-DBO. La charge totale en DBO est la somme des charges ponctuelles et de la partie des charges diffuses qui atteindra la rivière.

3.1.3.1 Estimation de la charge diffuse effective sur un carreau entier

Sur chaque carreau entier, une partie seulement de la charge diffuse arrive à la rivière. Nous avons donc défini une procédure d'estimation de la charge diffuse effective en rivière, à partir des variables hydrologiques fournies par le modèle CEQUEAU.

Nous considérons que seuls les ruissellements de surface et retardé peuvent contenir une charge en DBO. Les charges provenant de la nappe et des eaux de débordement des lacs et marais sont supposées nulles.

À chaque jour, sur chaque carreau entier, la charge diffuse journalière moyenne est additionnée à la charge accumulée la veille. La charge

accumulée subit une dégradation (diminution) quotidienne partielle qui n'est pas la même selon qu'il y ait ou non une lame de pluie et de fonte.

Dégradation de la charge accumulée

Si aucune lame de pluie ou de fonte n'est disponible au niveau du sol, la charge accumulée subit une dégradation linéaire.

$$CH_i = (1 - P_1) \times CH_{i-1} \quad (3.7)$$

où CH_i : charge diffuse accumulée à la fin du pas de temps (kg)
 CH_{i-1} : charge diffuse accumulée au début du pas de temps (kg)
 P_1 : coefficient de dégradation variant entre 0.0 et 1.0

Si, au niveau du sol, on observe une précipitation liquide ou une lame d'eau provenant de la fonte, la charge restant au sol est estimée à l'aide de l'équation suivante:

$$CH_i = CH_{i-1} \times e^{-L/P_2} \quad (3.8)$$

où CH_i : charge accumulée à la fin du pas de temps (kg)
 CH_{i-1} : charge accumulée au début du pas de temps (kg)
 L : lame de pluie et de fonte (mm)
 P_2 : paramètre d'ajustement (mm)

L'influence du paramètre P_2 est illustrée à la figure 3.1.

Entraînement de la charge diffuse vers la rivière

Si pour un jour donné il y a du ruissellement de surface et/ou retardé, une partie de la charge est entraînée vers la rivière en subissant en même temps une certaine dégradation.

La charge qui est entraînée vers la rivière est fonction de la charge accumulée au sol, de la lame ruissellée comme calculée par la partie hydrologique du modèle CEQUEAU et d'un paramètre d'ajustement:

$$CH_e = CH \times (1 - e^{-R/P_3}) \quad (3.9)$$

- où CH_e : charge entraînée vers la rivière (kg)
 CH : charge accumulée sur le carreau entier (kg)
 R : lame ruissellée calculée par le modèle hydrologique (mm)
 P_3 : paramètre d'ajustement (mm)

L'influence du paramètre P_3 est illustrée à la figure 3.2

La charge entraînée par la lame d'eau ruissellée subit une dégradation et une partie seulement arrive en rivière. Cette partie qu'on appelle charge diffuse effective est calculée par l'équation suivante:

$$CH_d = (1 - P_4) \times CH_e \quad (3.10)$$

- où CH_d : charge diffuse effective sur un carreau entier arrivant en rivière (kg)
 CH_e : charge entraînée vers la rivière (kg)
 P_4 : coefficient de dégradation variant entre 0.0 et 1.0

3.1.3.2 Charge totale en DBO sur un carreau partiel

La charge diffuse effective sur un carreau entier est distribuée sur les carreaux partiels y appartenant en fonction de leur surface relative. La charge totale en DBO arrivant journalièrement sur un tronçon donné est la somme de la charge diffuse effective ainsi définie et des charges ponctuelles sur le carreau partiel considéré.

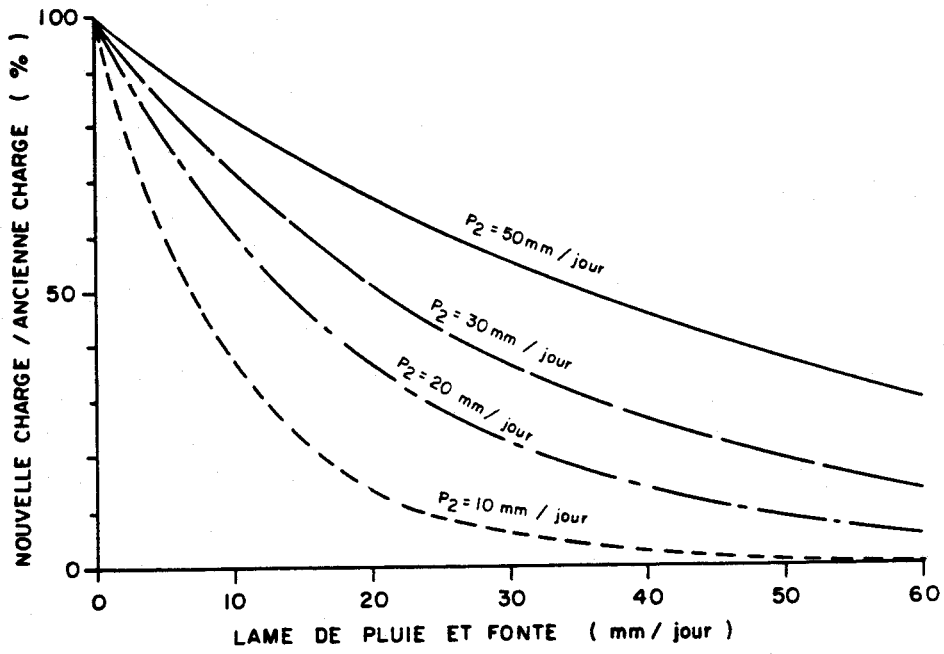


FIGURE 3.1 Effet du paramètre (P_2) de dégradation de la charge accumulée.

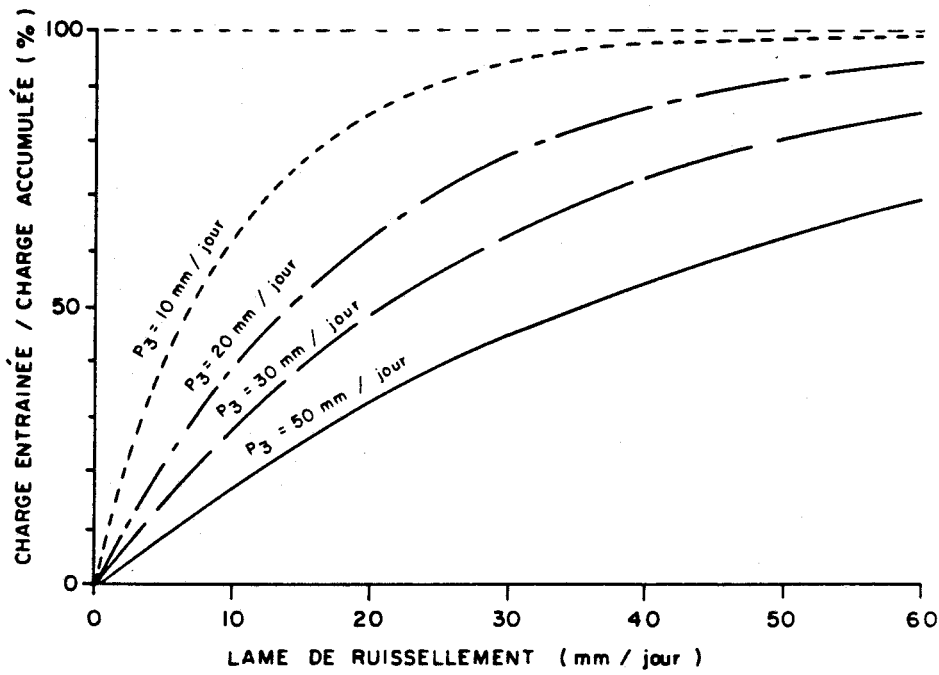


FIGURE 3.2 Effet du paramètre (P_3) d'entraînement de la charge accumulée.

3.1.4 Apports advectifs en OD à la rivière

Les charges advectives en OD sur chaque carreau partiel sont celles contenues dans les eaux de ruissellement, les eaux de ruissellement retardé, les eaux provenant de la nappe phréatique et les eaux de débordement des lacs et marais, toutes considérées à saturation. Les quantités associées à ces différentes sources sont fournies par le modèle hydrologique.

3.1.5 Dégradation et transfert en rivière

La dernière partie du modèle d'oxygène dissous et de demande biochimique en oxygène a pour but de reproduire le transfert de la charge vers l'aval. Deux phénomènes sont considérés: la dégradation de la charge accumulée sur chaque tronçon et son déplacement vers l'aval.

Les concentrations en OD et DBO de chaque tronçon au début de la journée sont dégradées en accord avec le modèle de O'Connor (1971) (équations 3.1 et 3.2). Ces concentrations sont obtenues en divisant les charges totales en OD et DBO du tronçon considéré par le volume de dilution correspondant.

La charge totale en OD ou DBO au début d'un pas de temps est la somme de la charge du tronçon, de celle provenant de l'amont et de la charge produite localement sur le carreau partiel. Tel que spécifié précédemment, la charge locale comprend, dans le cas de la DBO, les charges diffuses et ponctuelles et, dans le cas de l'OD, les charges associées aux eaux produites localement.

Le volume d'eau de dilution sur un carreau partiel est la somme d'un volume fixe et d'un volume variable. Le volume fixe est le produit de la longueur par la largeur du tronçon, tous les deux estimés à l'aide des données physiographiques, par la profondeur déterminée lors de la calibration. Le volume variable d'eau sur un tronçon est défini comme étant le volume variable emmagasiné au pas de temps précédent, plus les apports

provenant de l'amont, plus les apports locaux. Ces deux dernières quantités sont fournies par le modèle hydrologique CEQUEAU.

Pour la première journée simulée, la concentration moyenne en DBO sur le bassin versant est fixée par l'utilisateur. Pour sa part, la concentration en OD est mise à saturation à la température initiale déterminée par l'utilisateur.

Pour un carreau partiel donné, la charge en DBO ou en OD transférée sur le carreau partiel aval est le produit du volume d'eau sortant du carreau partiel considéré par la concentration correspondante ayant subi la dégradation en rivière. Ces transferts s'effectuent du carreau partiel le plus en amont jusqu'au carreau partiel le plus en aval.

3.2 MODÉLISATION DE L'OD ET DE LA DBO EN RÉSERVOIRS

De plus en plus, les chercheurs qui se penchent sur la modélisation de paramètres de qualité en réservoirs se rendent compte de la nécessité de simuler correctement les transferts de masse s'y produisant. En particulier on reconnaît maintenant qu'un modèle permettant de bien reproduire les profils de température pour une période donnée ne constitue pas nécessairement une base suffisante pour la modélisation de la qualité de l'eau (Imberger et Patterson, 1980). Comme discuté par Fischer et al. (1979), différents paramètres dépendent de différents processus de mélange.

Le chercheur doit donc concilier sa recherche d'un modèle simple et facilement applicable à la réalité des échanges physiques à petite échelle. À cette fin, les modèles unidimensionnels demeurent encore aujourd'hui la solution la plus réaliste. Nous avons déjà vu que la modélisation de l'oxygène dissous dépend grandement de celle de la température. Dans ce dernier cas, il serait illusoire de croire que l'approche simplifiée que nous avons proposée (Morin et al., 1983) représente de façon adéquate la physique des mélanges en réservoirs. Pour cela, des modèles distincts beaucoup plus complets et un grand nombre de données sont requises. Rappelons encore une

fois que notre objectif, en prenant en compte les réservoirs, est de permettre une continuité spatiale satisfaisante des modèles en rivières.

Nous ne pouvons donc nous limiter à l'étude du comportement interne des réservoirs mais bien les situer dans un contexte spatial plus global, de l'amont vers l'aval. Il n'existe que peu de données sur l'oxygène dissous à l'entrée, à l'intérieur et à la sortie d'un même réservoir. Les données sur la demande biochimique en oxygène sont encore plus rares. De même, l'influence des turbulences à l'exutoire d'un réservoir (déversoir, prise d'eau, turbines, etc.) sur la réoxygénation, en particulier, n'est pas documentée.

Markofsky et Harleman (1971) ont mesuré les concentrations en oxygène dissous à la sortie du réservoir Fontana pour l'année 1966 et comparé ces données aux valeurs calculées à l'aide de leur modèle de qualité (figures 3.3 et 3.4). L'exutoire du réservoir Fontana est situé approximativement à 25 mètres du fond et sous une tête d'eau d'environ 65 mètres. On retrouvera à la figure 3.5 les valeurs mesurées et calculées de la température de l'eau à la sortie du réservoir pour la même période. On peut observer que les concentrations les plus faibles en oxygène dissous correspondent aux températures les plus élevées donc à de moindres solubilités.

Les mêmes auteurs rapportent également les données obtenues par Churchill et Nicholas (1967) au réservoir Cherokee (TVA) en 1952 (période non spécifiée): une DBO de 5 jours valant 2 ppm et une DBO de 30 jours valant 8 ppm ont été mesurées à l'entrée et une DBO de 5 jours valant 1 ppm et une DBO de 30 jours valant 3 ppm à la sortie. Ceci suggère que par sédimentation, consommation ou autrement, la DBO diminue à la sortie d'un réservoir. Les nouveaux réservoirs pourraient cependant se comporter différemment. En fait, l'interprétation des données de DBO doit toujours être prudente puisque ce paramètre en intègre plusieurs autres à lui seul et dépend toujours de données empiriques et locales.

Les figures 3.6 à 3.10 présentent des profils d'oxygène dissous mesurés dans le secteur des rivières Eastmain et Opinaca de 1978 à 1980 par

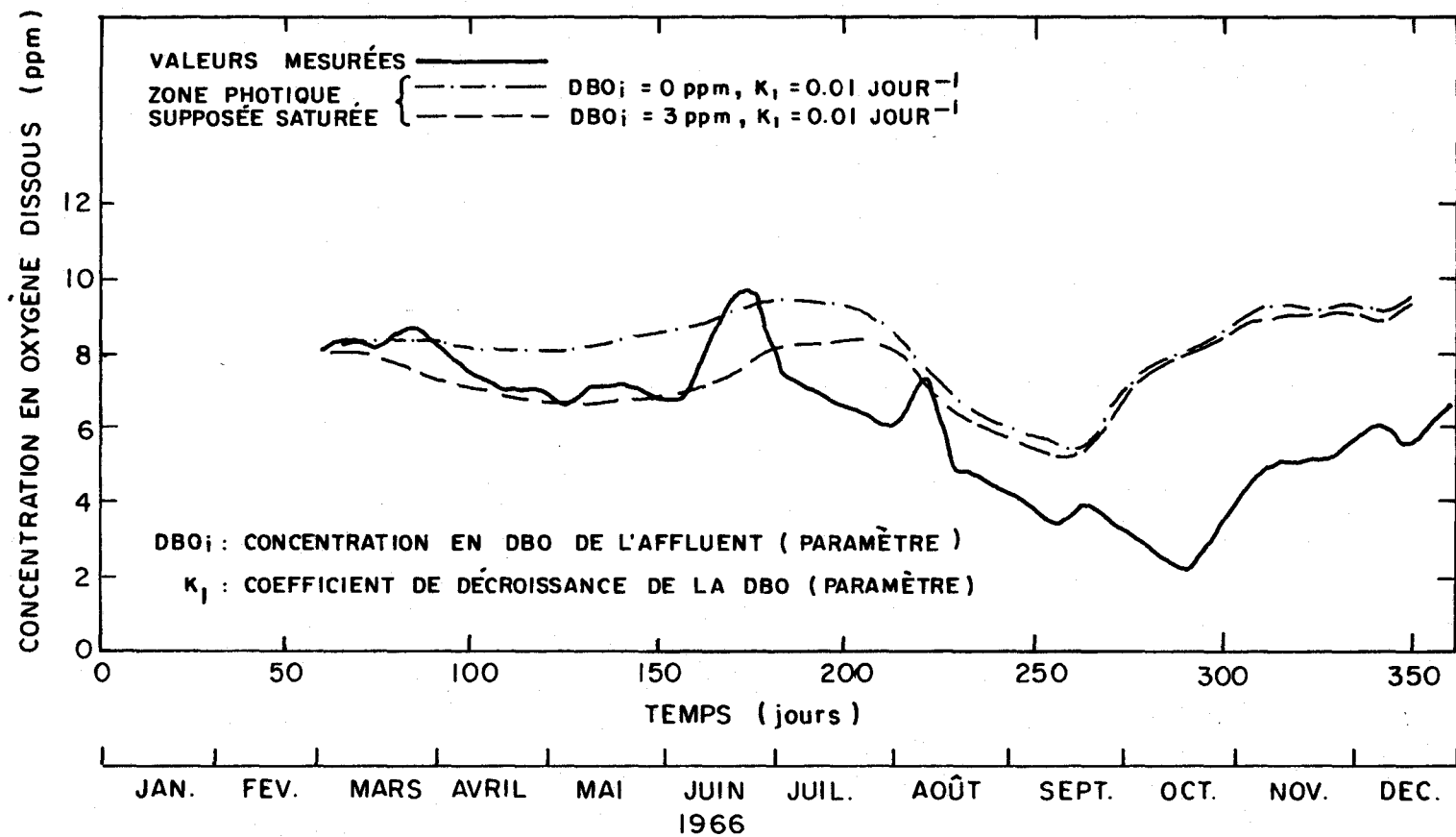


FIGURE 3.3 Valeurs mesurées et calculées des concentrations en oxygène dissous à la sortie du réservoir Fontana en 1966 (Ryan et Harleman, 1971).

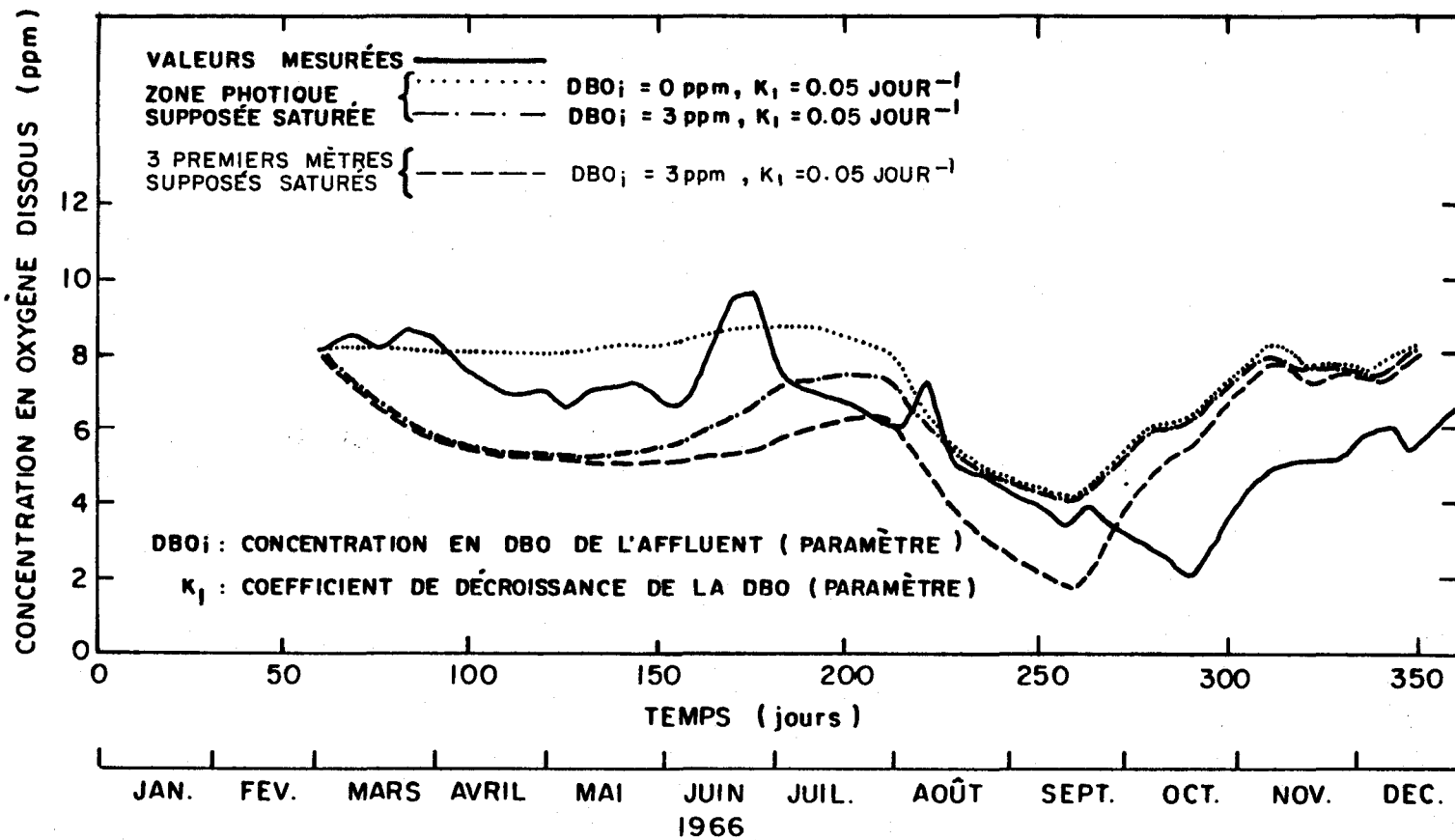


FIGURE 3.4 Valeurs mesurées et calculées des concentrations en oxygène dissous à la sortie du réservoir Fontana en 1966 (Ryan et Harleman, 1971).

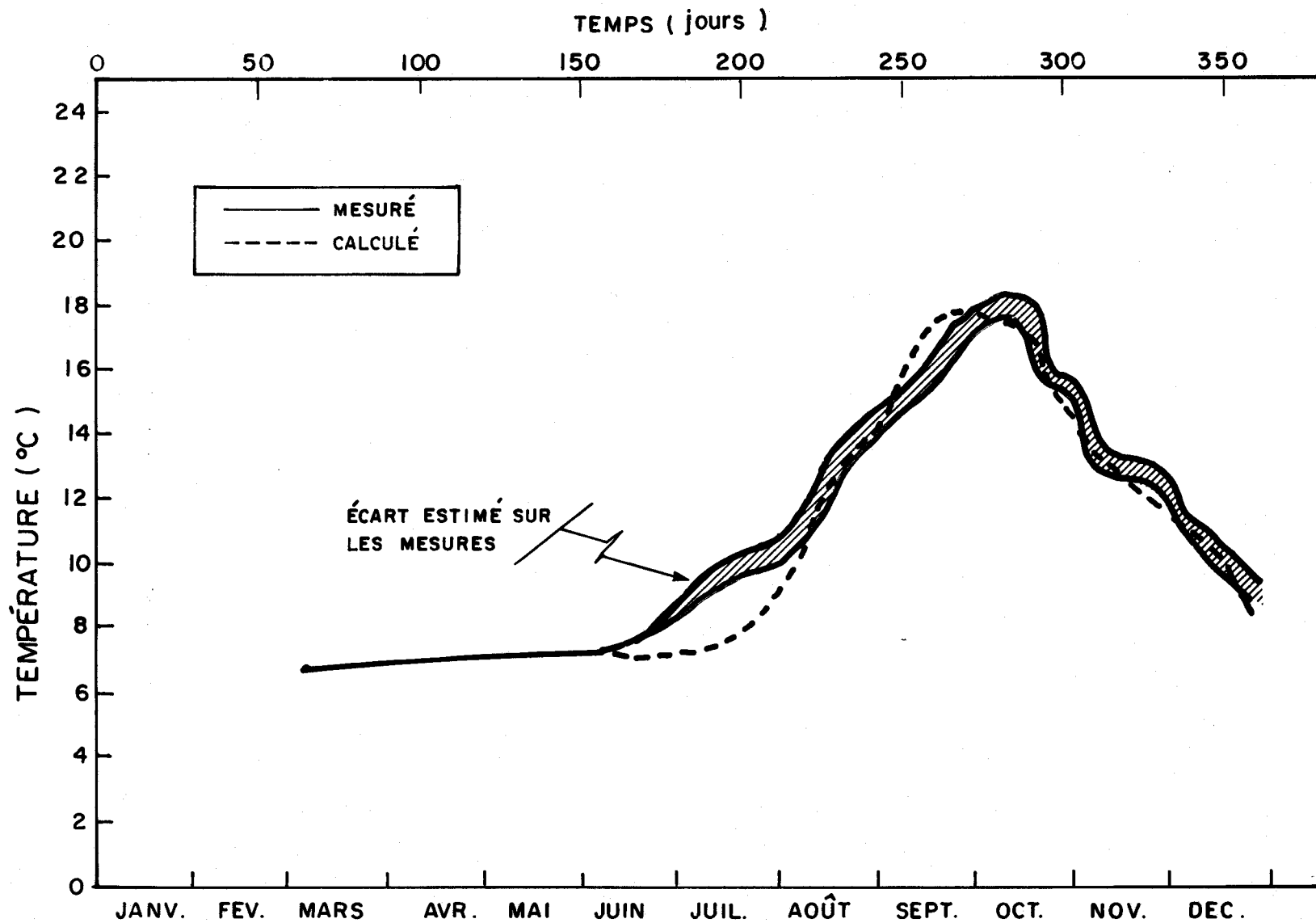


FIGURE 3.5 Températures calculées vs mesurées à la sortie du réservoir Fontana (1966) (Ryan et Harleman, 1971).

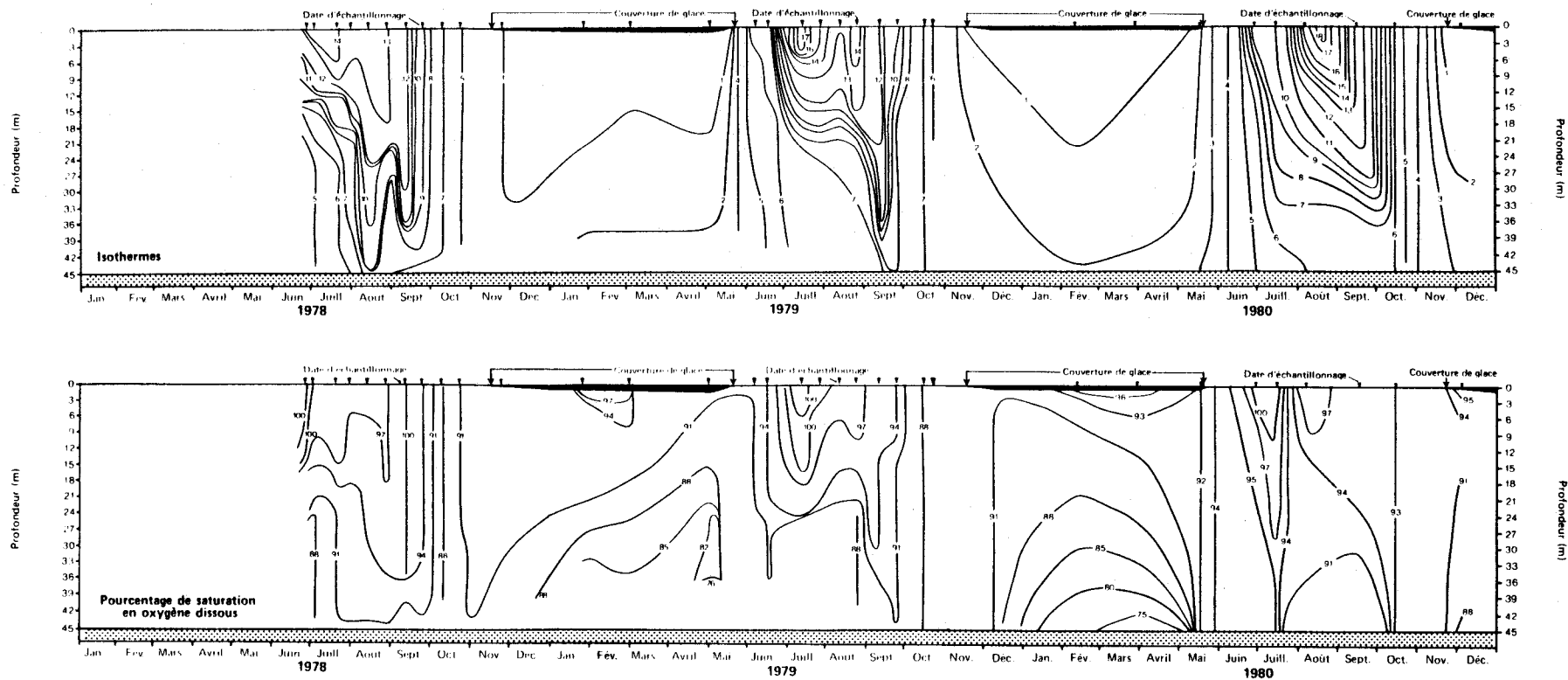


FIGURE 3.6 Isothermes ($^{\circ}\text{C}$) et isolignes du pourcentage de saturation en oxygène dissous à la station du lac Sakami, Québec, de 1978 à 1980 comme mesurés par la SEBJ (Schetagne, 1981).

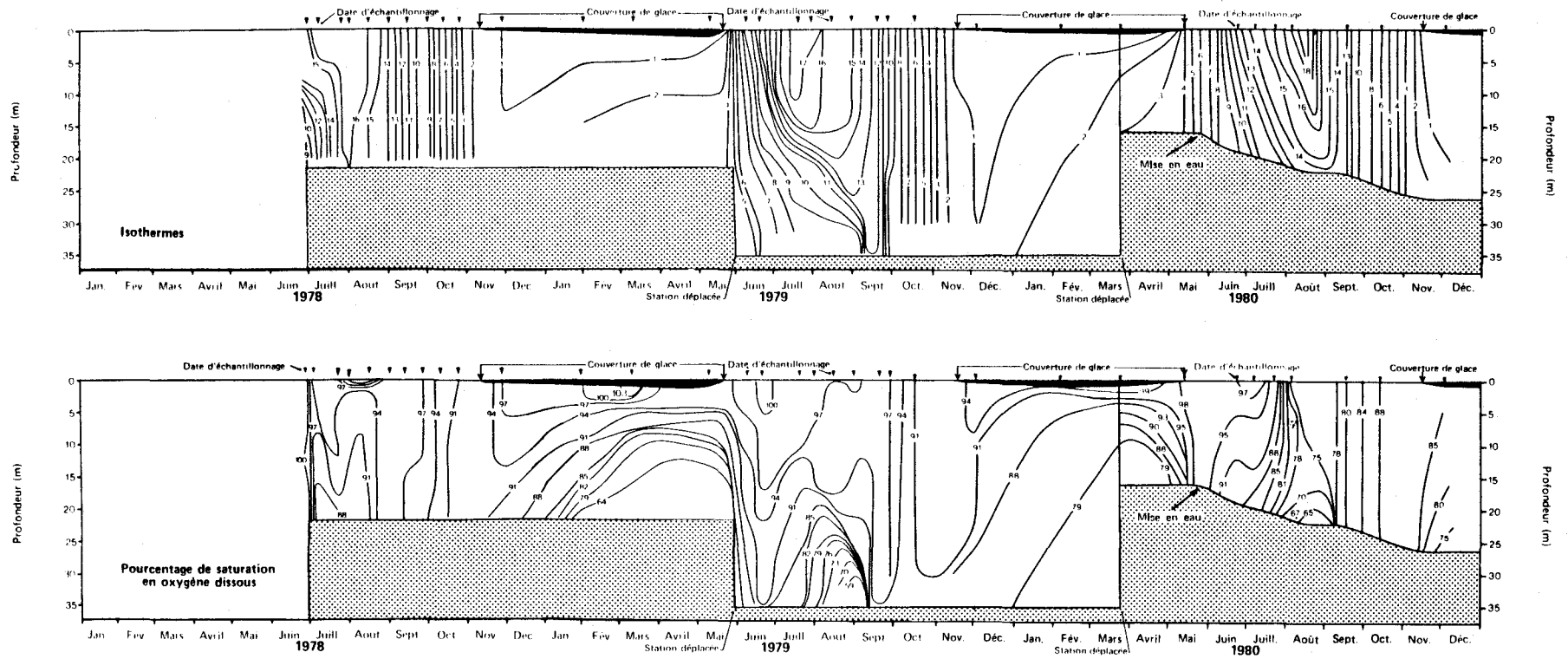


FIGURE 3.7 Isothermes ($^{\circ}\text{C}$) et isolignes du pourcentage de saturation en oxygène dissous à la station du lac Low, secteur Eastmain-Opinaca, Québec, de 1978 à 1980 comme mesurés par la SEBJ (Schetagne, 1981).

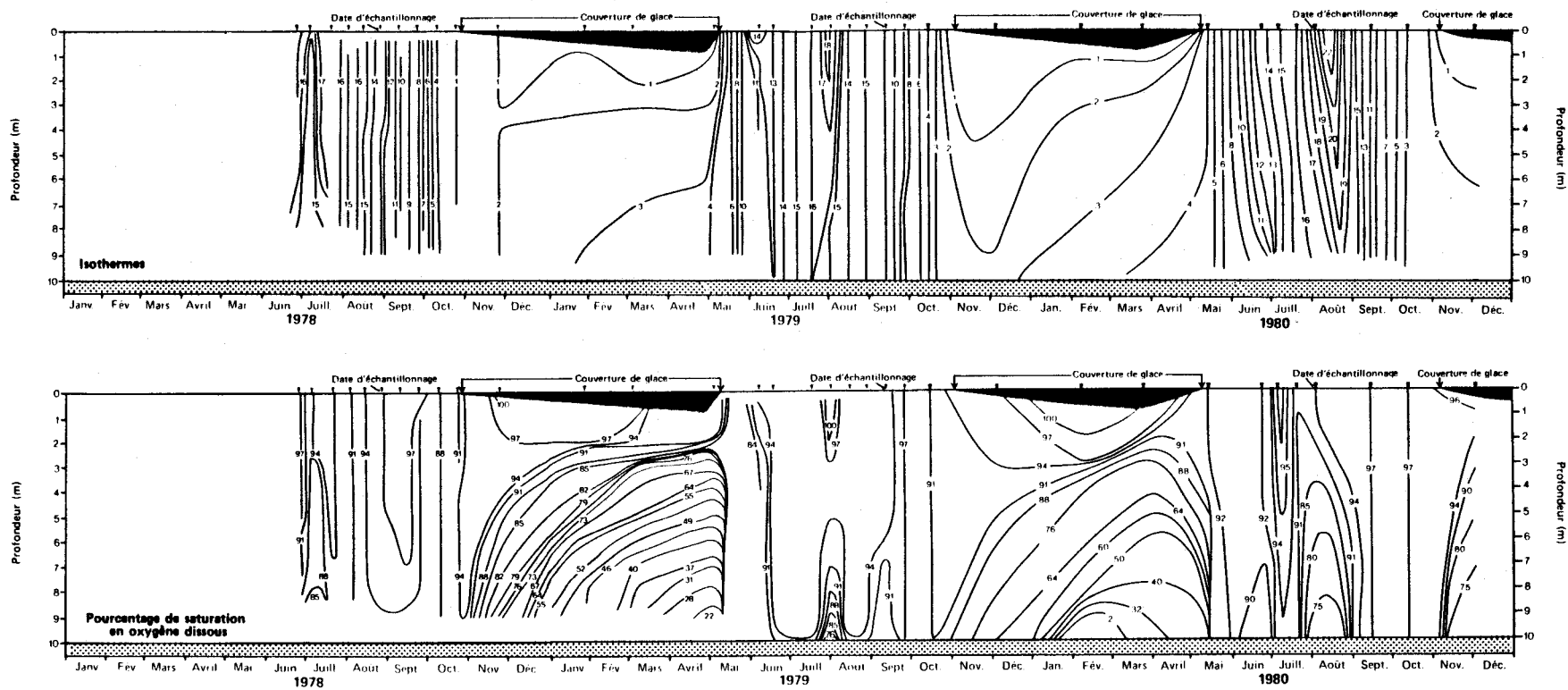


FIGURE 3.8 Isothermes (°C) et isolignes du pourcentage de saturation en oxygène dissous à la station témoin du lac Bilbo, secteur Eastmain-Opinaca, Québec, de 1978 à 1980 comme mesurés par la SEBJ (Schetagne, 1981).

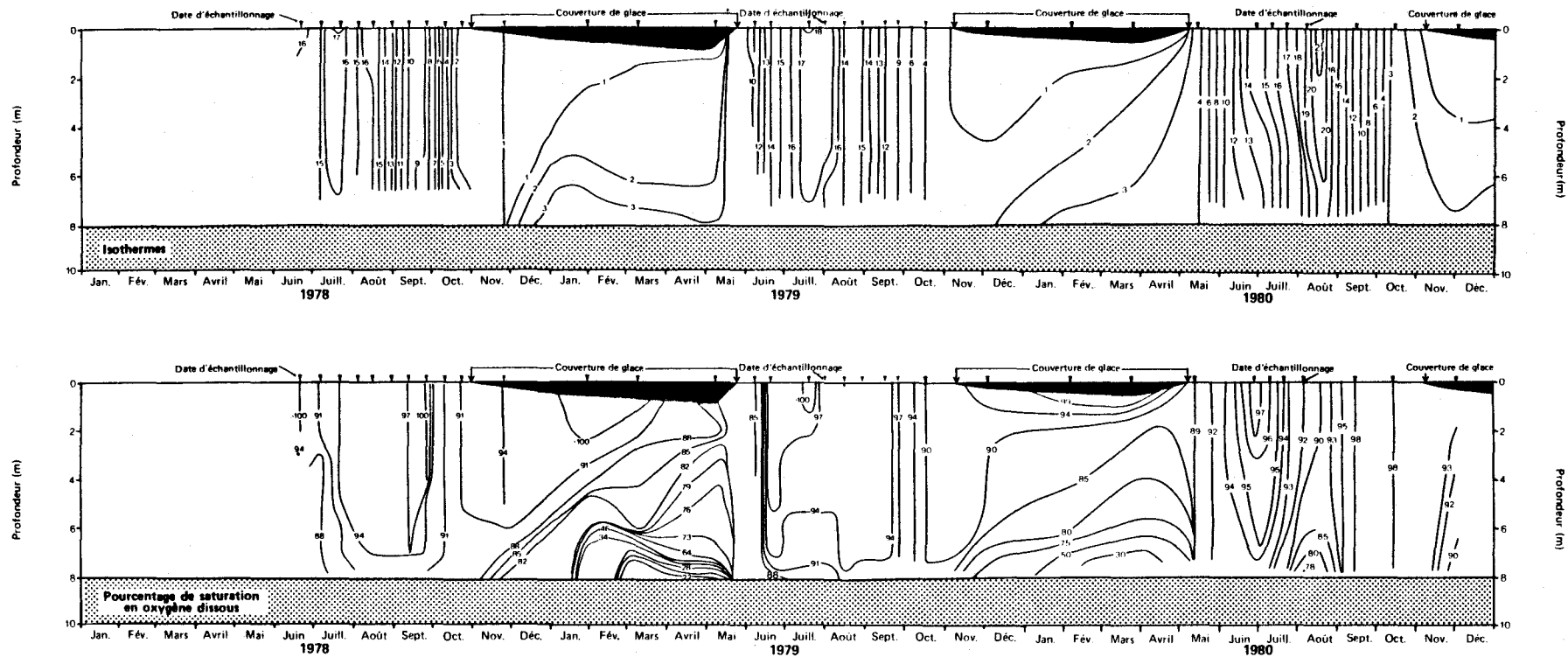


FIGURE 3.9 Isothermes (°C) et isolignes du pourcentage de saturation en oxygène dissous à la station témoin du lac Rond-de-Poêle, région Eastmain-Opinaca, Québec, de 1978 à 1980 comme mesurés par la SEBJ (Schetagne, 1981).

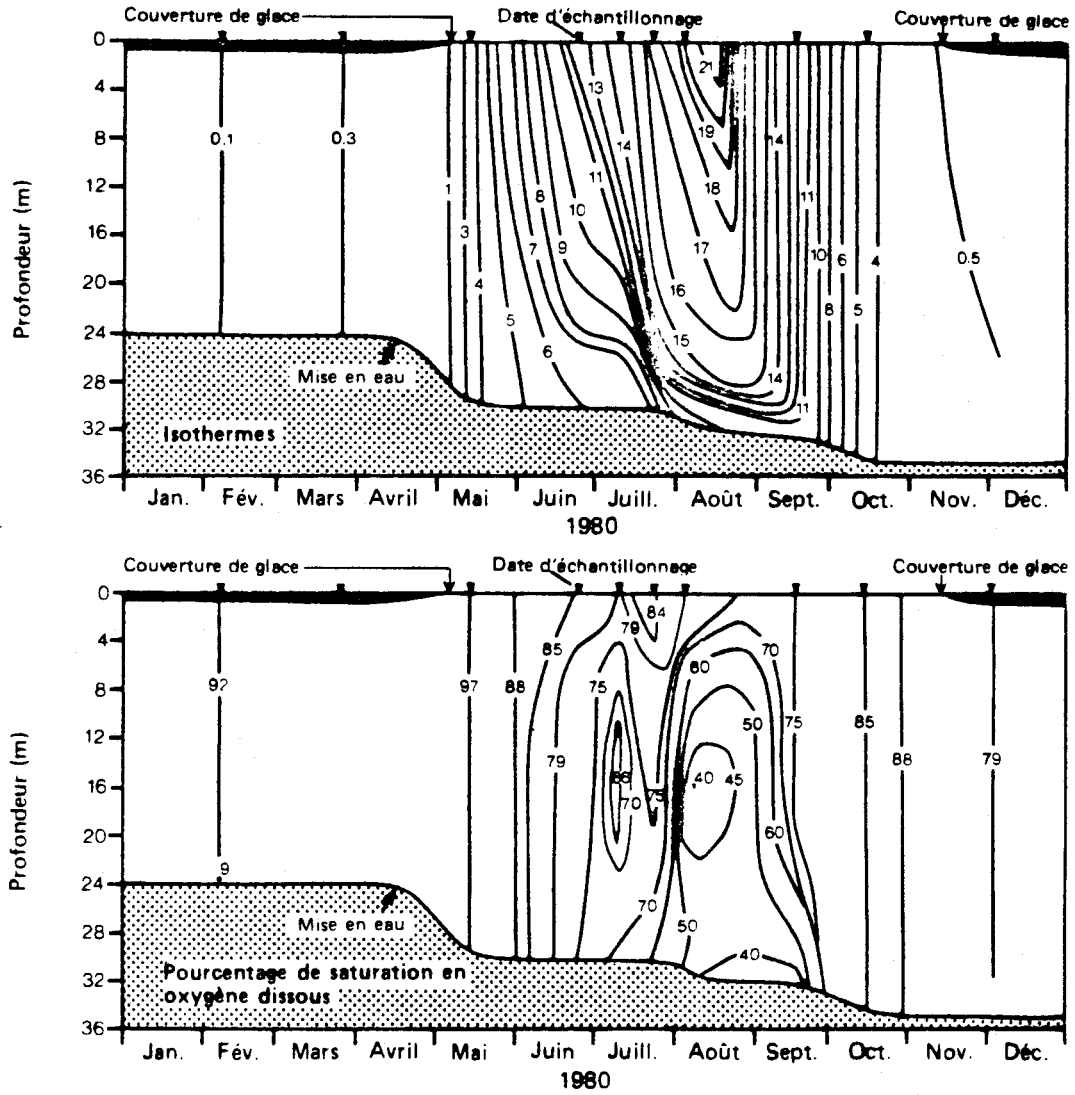


FIGURE 3.10 Isothermes ($^{\circ}\text{C}$) et isolignes du pourcentage de saturation en oxygène dissous à la station de la rivière Opinaca, Québec, en 1980 comme mesurés par la SEBJ (Schetagne, 1981).

la Société d'énergie de la Baie James (Schetagne, 1981). Nous pouvons constater une décroissance graduelle des concentrations en oxygène dissous lorsque la réoxygénation est limitée, soit par la présence d'un couvert de glace ou encore à cause de la stratification thermique estivale aux stations suffisamment profondes. Cette diminution est plus marquée vers le fond. Elle peut affecter toute la profondeur de la masse d'eau en hiver mais touche surtout l'hypolimnion en été.

La revue de littérature, ainsi que les observations précédentes, laissent supposer que la température et la demande benthique sont les deux facteurs les plus significatifs dans les distributions des concentrations d'oxygène dissous en réservoirs, à l'échelle moyenne journalière. Un modèle d'oxygène dissous basé sur ces deux principaux paramètres peut être développé en utilisant la structure proposée pour le modèle de température en réservoirs (Morin et al., 1983). Rappelons que le modèle de température, en période de stratification thermique, estime la position de la thermocline et permet ainsi de connaître les volumes respectifs de l'épilimnion et de l'hypolimnion.

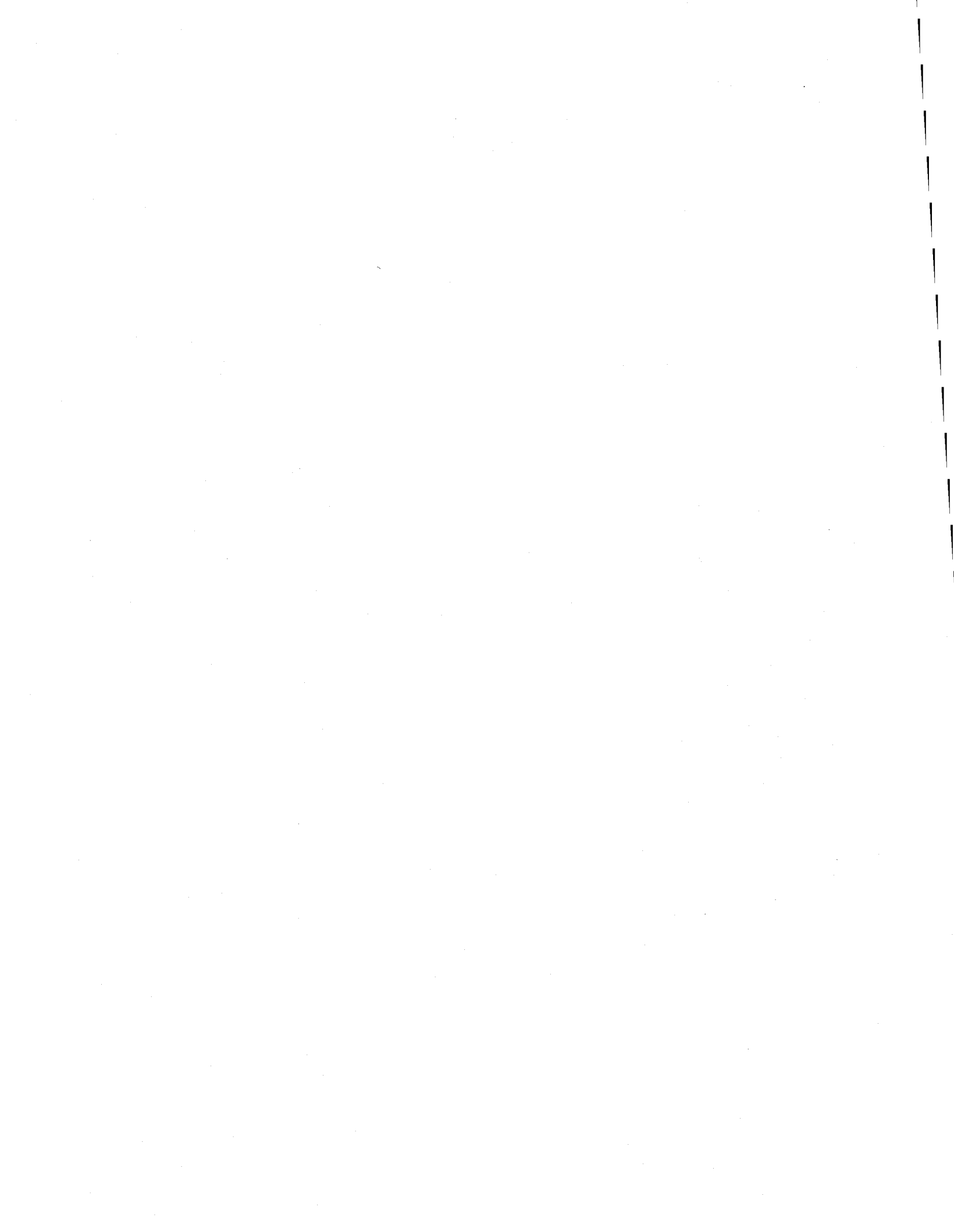
Nous supposons que la demande benthique s'exerce à partir du fond sur toute ou une fraction de la profondeur du réservoir en hiver (réoxygénation limitée par le couvert de glace) et sur l'hypolimnion en été (réoxygénation limitée par la thermocline). La valeur moyenne journalière de demande benthique pourra être différente selon la saison. Elle devrait être évaluée en fonction des données sur le terrain faute, de quoi elle deviendra un paramètre du modèle.

La demande benthique peut être transformée en unités de masse d'oxygène dissous consommé par unité de volume d'eau. Cumulée journalièrement, cette quantité permettra d'évaluer un déficit moyen en OD dans le volume d'eau soumis à son action. Ce déficit peut être réparti en fonction de la profondeur selon une relation à déterminer en supposant qu'à la limite supérieure du volume d'eau concerné la concentration en OD est près de la

valeur à saturation à la température moyenne de l'eau alors qu'elle est minimale au fond.

Dans l'épilimnion et sur toute la profondeur du réservoir en l'absence de stratification thermique, nous pouvons raisonnablement supposer que les mécanismes d'oxygénation de l'eau (mélanges convectifs et turbulents, photosynthèse...) excèdent ceux de consommation d'oxygène (DBO, demande benthique, respiration...) et que la concentration en OD se maintient autour de la valeur à saturation à la température moyenne de l'eau.

La concentration en oxygène dissous calculée à la sortie du réservoir dépendra du niveau de cette dernière. La réoxygénation effective à l'exutoire du réservoir pourra être évaluée en tenant compte des caractéristiques physiques locales. Dans le cas de la DBO, différentes approches seront considérées dépendant des caractéristiques physiques, bathymétriques ou géologiques du réservoir ou selon qu'on soit en période de mise en eau ou en régime permanent.



CHAPITRE 4

AJUSTEMENT DU MODÈLE ET RÉSULTATS

Les banques de données physiographiques et météorologiques préparées dans le cadre de la présente étude sont décrites dans le rapport "Modélisation de la température de l'eau à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU" (Morin et al., 1983).

4.1 AJUSTEMENT DU MODÈLE

L'ajustement du modèle d'oxygène dissous (OD) et de la demande biochimique en oxygène (DBO) nécessite premièrement la calibration du modèle hydrologique (Morin et al., 1981) pour reproduire le mieux possible les débits observés; deuxièmement, l'ajustement du modèle de température de l'eau en rivière (Morin et al., 1983), car le modèle d'OD-DBO nécessite les valeurs de la température de l'eau sur chaque tronçon du cours d'eau à chaque pas de temps.

Par la suite, le modèle D'OD et DBO est ajusté en modifiant au besoin les coefficients empiriques associés aux termes de la production et de la dégradation.

Pour le bassin de la rivière Sainte-Anne, nous avons utilisé les données d'OD mesurées à La Pérade en 1979 et 1980 (ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 1981; Environnement Québec, 1983). Nous ne possédons, par contre, aucune donnée pour la DBO. Pour les rivières Saint-Jean et Eastmain-Opinaca, nous n'avons aucune donnée.

4.2 PARAMÈTRES DU MODÈLE

Comme décrit au chapitre 3, nous avons utilisé dans les principales équations des facteurs qui permettent d'ajuster les différentes composantes intervenant dans les calculs au niveau de chaque carreau entier et partiel.

Les paramètres nécessaires pour la mise en opération du modèle d'oxygène dissous et de la demande biochimique en oxygène sont:

4.2.1 Coefficients de consommation de l'OD et de la DBO

Les valeurs de ces coefficients devraient être basées sur l'interprétation des tests de DBO_5 des rivières étudiées. Ces coefficients sont initialement posés égaux. On peut cependant, si on le désire, donner des valeurs différentes pour la calibration du modèle. Ces coefficients sont modifiés en fonction de la température selon les équations 3.4 et 3.5. Des essais ont été effectués pour des valeurs variant de 0.15 à 0.55 pour chacun des coefficients.

4.2.2 Paramètres d'ajustement du coefficient de réoxygénation

Le coefficient de réoxygénation, comme il est calculé dans le modèle, tient compte de deux facteurs d'ajustement. Le premier intervient toute l'année et le second intervient seulement pour la période où il y a un couvert de glace sur la rivière. Le coefficient de réoxygénation est calculé à chaque jour à l'aide des équations 3.3 et 3.6. Des essais ont été faits avec des valeurs variant entre 0.5 et 1.5 pour le coefficient annuel et de 0.0 à 1.0 pour le coefficient sous couvert de glace.

4.2.3 Paramètres de dégradation de la charge diffuse accumulée

Les charges accumulées au niveau de chaque carreau entier subissent une dégradation dans le temps ou en fonction de la somme des lames de précipitation et de fonte.

La dégradation dans le temps est linéaire (équation 3.7) et dépend du paramètre d'ajustement. Des essais ont été faits avec des valeurs variant entre 0.1 et 0.5.

La dégradation par la lame d'eau disponible au niveau du sol suit une fonction exponentielle qui est estimée à l'aide de la lame de précipitation et de fonte, et d'un paramètre d'ajustement (équation 3.8). Des essais ont été effectués avec des valeurs variant entre 5 et 50 mm.

4.2.4 Paramètre d'entraînement vers la rivière de la charge diffuse

Dans le modèle proposé, la charge diffuse accumulée au niveau du carreau entier peut être entraînée vers la rivière, seulement s'il y a du ruissellement de surface ou du ruissellement retardé. La charge entraînée varie exponentiellement en fonction de la lame ruissellée, fournie par le modèle hydrologique, et d'un paramètre d'ajustement (équation 3.9). Des essais ont été faits avec des valeurs variant de 5 à 50 mm.

4.2.5 Paramètre de dégradation de la charge entraînée

La charge entraînée par la lame ruissellée subit une dégradation linéaire et une partie seulement parvient à la rivière. Cette dégradation est ajustée à l'aide d'un paramètre (équation 3.10). Des essais avec des valeurs variant de 0.1 à 0.5 ont été faits.

4.2.6 Autres paramètres

Le rapport de la DBO ultime à la DBO_5 a été fixé à 1.47 pour toutes les simulations. La concentration en DBO_5 en rivière au premier jour des calculs a été posée égale à 1 ppm.

4.3 CHARGES DIFFUSES ET PONCTUELLES

La mise en opération du modèle d'OD-DBO nécessite comme données d'entrée les charges moyennes journalières en DBO d'origine humaine, animale, industrielle, agricole ou naturelle, s'il y a lieu. Il est nécessaire de distinguer les charges diffuses qui sont réparties sur le carreau entier et qui seront entraînées éventuellement vers la rivière et les charges ponctuelles qui arrivent directement à la rivière.

Les charges diffuses sont d'origine naturelle, agricole, humaine ou animale. Sur le bassin versant de la rivière Sainte-Anne, les charges d'origine naturelle ou provenant des cultures sont considérées comme négligeables et n'ont pas été prises en compte.

La population humaine a été estimée sur chaque carreau partiel du bassin versant de la rivière Sainte-Anne à l'aide des publications de Statistique Canada (1982a). Si la municipalité est équipée d'un réseau d'égouts (MAS, 1978, 1981, OPDQ, 1979), la charge produite est considérée comme ponctuelle et associée au carreau partiel correspondant. Pour les municipalités sans réseau d'égouts, la charge est supposée diffuse sur le carreau entier. Le tableau 4.1 résume la distribution spatiale des charges diffuses et ponctuelles de provenance humaine sur le bassin versant. La production unitaire de 0.076 kg/jour/personne est tirée de Mascolo et al. (1973).

Le tableau 4.2, basé sur les données de Statistique Canada (1982b), montre la distribution spatiale des charges diffuses de provenance animale sur le bassin versant de la rivière Sainte-Anne.

Les productions unitaires de 0.66 kg/jour/bovin, de 0.17 kg/jour/porc, de 0.63 kg/jour/cheval et de 0.01 kg/jour/poulet sont tirées de Cluis et al. (1974).

Les charges ponctuelles proviennent des municipalités avec réseau d'égouts et des industries. Le tableau 4.3 résume la distribution spatiale et le genre d'industrie en opération sur le bassin versant de la rivière Sainte-Anne établies d'après l'annuaire des industries Scott (1980).

La consommation d'eau par employé provient d'un rapport de l'INRS-Eau, Groupe système urbain (1973) et les concentrations typiques des effluents en mg/l sont tirées de Couillard (1974).

4.4 CALIBRATION ET ANALYSE DES RÉSULTATS

Le modèle a été calibré pour la rivière Sainte-Anne en utilisant les quelques données d'oxygène dissous mesurées à La Pérade pour les années 1979 et 1980.

TABLEAU 4.1 Production en DBO_5 des populations humaines sur le bassin de la rivière Sainte-Anne par carreau partiel (CP) ou par carreau entier (CE) (Statistique Canada, 1982a; OPDQ, 1979; MAS, 1978, 1981; Mascolo et al., 1973).

RÉFÉRENCES			LIEU	POPULATION		PRODUCTION UNITAIRE (kg/jour/hab)	PRODUCTION TOTALE (kg/jour)	
CE	CP	IJ		avec égout	sans égout		ponctuelle	diffuse
1	1	12 11 A	La Pérade - village	1 039	---	0.076	172	18
			Ste-Anne-de-la-Pérade - paroisse	1 218	233			
			TOTAL	2 257	233			
2	2	11 11 A	St-Prosper-de-Champlain - paroisse	454	209	0.076	35	16
3	3	12 12 A	St-Casimir - village	1 042	91	0.076	124	55
			St-Casimir - paroisse	---	444			
			St-Casimir est - village	362	---			
			St-Thuribe - paroisse	226	184			
			TOTAL	1 630	719			
6	6	13 12 A	St-Alban - village	673	---	0.076	51	44
			St-Alban - paroisse	---	583			
			TOTAL	673	583			
7	7	11 13 A	St-Ubalde sd	281	1 324	0.076	21	101
13	16	14 13 A	Ste-Christine - paroisse	94	255	0.076	7	19
14	18	14 14 B	St-Léonard-de-Portneuf sd	191	868	0.076	15	66
18	27	15 14 A	St-Raymond - ville	3 551	54	0.076	341	231
			St-Raymond - paroisse	942	2 983			
			TOTAL	4 493	3 037			

TABLEAU 4.2 Production en DBO_5 des populations animales sur le bassin de la rivière Sainte-Anne ventilée sur les carreaux entiers (CE) (Statistique Canada, 1982b; Cluis et al., 1974).

RÉFÉRENCES		POPULATION ESTIMÉE				PRODUCTION* (kg/jour)
CE	IJ	BOVINS	PORCS	CHEVAUX	POULETS	
1	12 11	1 518	--	20	200	1 017
2	11 11	501	--	24	31	346
3	12 12	3 600	50	21	334	2 401
4	11 12	1 635	717	48	190	1 233
5	12 13	2 054	26	12	181	1 370
6	13 12	1 366	--	6	148	907
7	11 13	1 518	597	17	169	1 116
8	12 14	951	--	9	90	635
9	13 13	1 457	516	9	177	1 057
10	11 14	140	--	2	11	93
11	12 15	--	--	--	--	--
12	13 14	217	1 153	6	21	343
13	14 13	122	577	4	18	182
14	14 14	394	791	9	1 351	414
15	15 13	--	--	--	--	--
16	13 15	648	--	10	20	434
17	14 15	309	10	5	6 697	276
18	15 14	155	8	2	5 357	158
19	13 16	92	5	1	3 348	96
20	15 15	257	14	4	9 375	269
21	14 16	147	8	2	5 357	153
22	15 16	202	11	3	7 366	211
23	16 15	73	4	1	2 679	77
24	16 16	55	3	1	2 009	58
25	15 17	--	--	--	--	--
26	16 17	--	--	--	--	--
27	17 16	--	--	--	--	--
28	14 17	110	6	2	4 018	115
29		--	--	--	--	--
à						
43						

* productions unitaires en DBO_5 utilisées: 0.66 kg/jour par bovin; 0.17 kg/jour par porc; 0.63 kg/jour par cheval; 0.01 kg/jour par poulet.

TABLEAU 4.3 Production en DBO₅ des industries sur le bassin de la rivière Sainte-Anne par carreau partiel (CP)
(Scott's Industrial Directories, 1980; Couillard, 1974; INRS-Eau - Groupe Système Urbain, 1973).

RÉFÉRENCES		LIEU	INDUSTRIE	EMPLOYÉS	CONSUMMATION D'EAU* (l/jour/employé)	DBO ₅ DE L'EFFLUENT* (mg/l)	PRODUCTION DE DBO ₅ * (kg/jour)
CP	IJ						
1	12 11 A	Ste-Anne-de-la-Pérade	laiterie	83	3 593	3 700	1 103
			bonbons	2	1 109	250	1
			boulangerie	4	1 001	260	1
			margarine	28	3 593	62 000	6 237
			confection vêtements	45	--	~ 0	~ 0
			moulée	2	--	~ 0	~ 0
			produits métal	10	--	~ 0	~ 0
			Total: 7 342				
2	12 12 A	St-Casimir	équipement scierie	20	--	~ 0	~ 0
			tuyaux béton	4	--	~ 0	~ 0
			planage bois	3	--	~ 0	~ 0
			contre-plaqué	67	--	~ 0	~ 0
			moulée	13	--	~ 0	~ 0
Total: ~ 0							
6	13 12 A	St-Alban	beurre	7	3 593	62 000	1 559
			bois brut	15	--	~ 0	~ 0
			bois sciage	6	--	~ 0	~ 0
			équipements hydrauliques	7	--	~ 0	~ 0
			Total: 1 559				
7	11 13 A	St-Ubalde	boulangerie	13	1 001	260	3
			confection vêtements	60	--	~ 0	~ 0
			bois construction	12	--	~ 0	~ 0
			bois sciage	15	--	~ 0	~ 0
			Total: 3				
16	14 13 A	Ste-Christine	charbon bois	11	--	~ 0	~ 0
18	14 14 B	St-Léonard-de-Portneuf	portes chassis	2	--	~ 0	~ 0
			démarrateurs générateurs	4	--	~ 0	~ 0
			charpentes bois	3	--	~ 0	~ 0
			bois construction	12	--	~ 0	~ 0
			Total: ~ 0				
27	15 14 A	St-Raymond	charbon bois	10	--	~ 0	~ 0
			charbon bois	12	--	~ 0	~ 0
			fromagerie	4	3 593	12 000	172
			imprimerie	6	--	~ 0	~ 0
			imprimerie	1	--	~ 0	~ 0
			planage bois	30	--	~ 0	~ 0
			papier journal	150	11 050	200	332
			bois sciage	40	--	~ 0	~ 0
			laiterie	50	3 593	3 700	665
			gants	20	--	~ 0	~ 0
			sciure bois, savon	3	--	~ 0	~ 0
			armoires bois	6	--	~ 0	~ 0
			meubles et bois	200	--	~ 0	~ 0
			bois sciage	50	--	~ 0	~ 0
			béton, gravier	100	--	~ 0	~ 0
			traitement bois	12	--	~ 0	~ 0
			Total: 1 169				

* valeurs estimées

La calibration a été faite par essai et erreur, c'est-à-dire qu'après une première simulation, quelques paramètres sont modifiés pour la simulation suivante et les résultats sont comparés. Ce processus se répète jusqu'à l'obtention de résultats satisfaisants. La connaissance du modèle et des interrelations entre les différents paramètres permet de déterminer quel paramètre doit être modifié.

Les valeurs des paramètres utilisés pour les simulations présentées sont:

Coefficient de consommation d'OD	0.35
Coefficient de consommation de DBO	0.35
Coefficient de réoxygénation annuel	0.50
Coefficient de réoxygénation hiver	0.15
Coefficient de dégradation dans le temps	0.10
Coefficient de dégradation par précipitation et fonte	20 mm
Coefficient d'entraînement de la charge	5 mm
Coefficient de dégradation de la charge entraînée	0.10
Rapport de la DBO ultime à la DBO ₅	1.47
Concentration initiale en DBO	1 ppm

Les figures 4.1 et 4.2 montrent les concentrations en oxygène dissous calculées (moyenne sur trois jours) à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour les années 1979 et 1980. Les quelques valeurs mesurées sont également montrées sur ces figures. Les valeurs calculées suivent en général d'assez près des valeurs mesurées. Le manque d'observations et le fait que les valeurs se situent très près de la saturation rend l'analyse des résultats hasardeuse. On estime cependant le modèle adéquat pour simuler ce paramètre.

Les valeurs de la demande biochimique en oxygène, moyenne sur trois jours, calculées à La Pérade sur les rivières Sainte-Anne pour les années 1979 et 1980, sont montrées aux figures 4.3 et 4.4. Ces figures sont incluses à titre indicatif car aucune mesure n'est disponible pour vérifier l'ajustement du modèle.

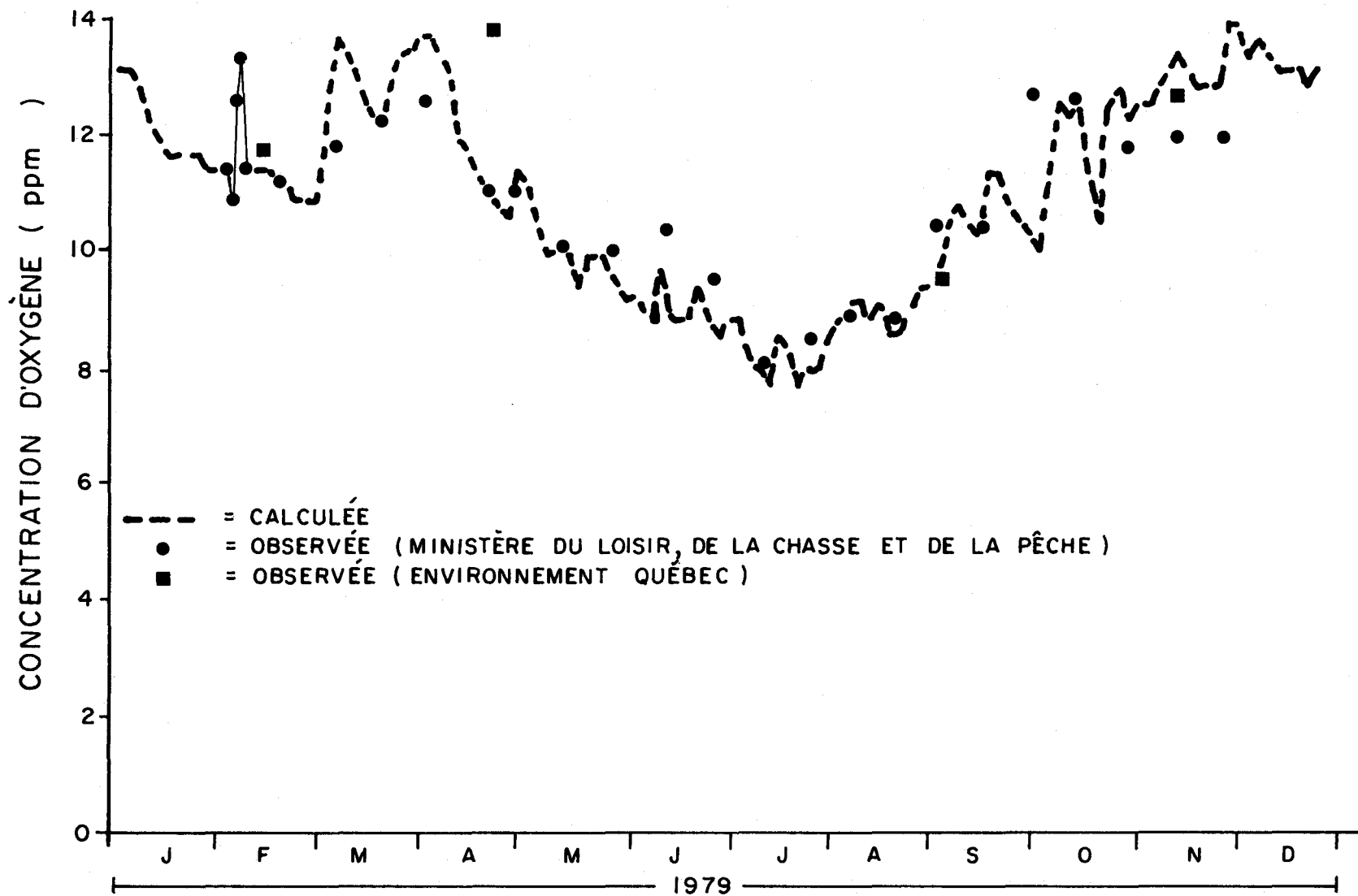


FIGURE 4.1 Valeurs de l'oxygène dissous calculées (moyenne sur trois jours) et observées à La Pêrade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1979.



FIGURE 4.2 Valeurs de l'oxygène dissous calculées (moyenne sur trois jours) et observées à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1980.

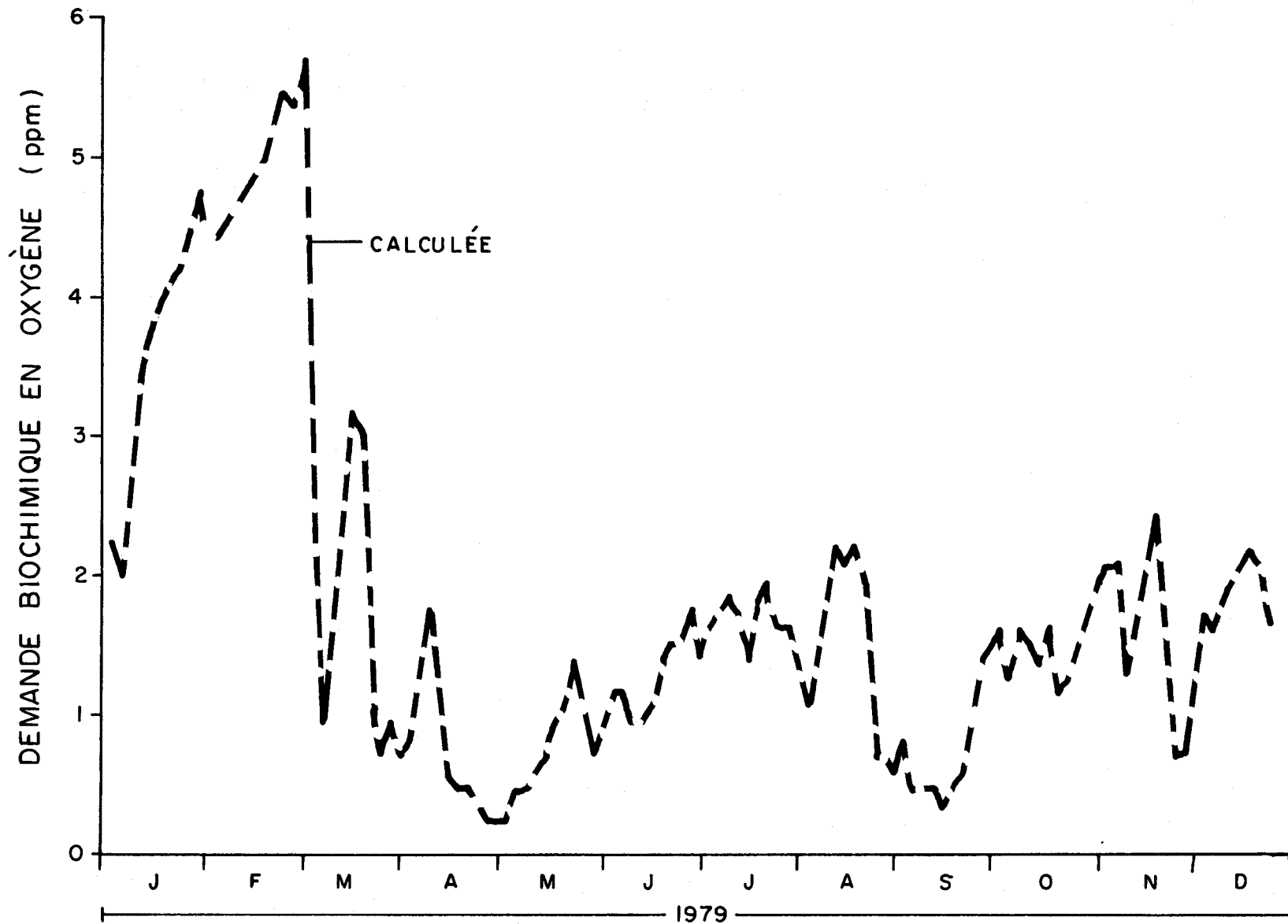


FIGURE 4.3 Valeurs de la demande biochimique en oxygène, moyenne sur trois jours, calculées à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1979.

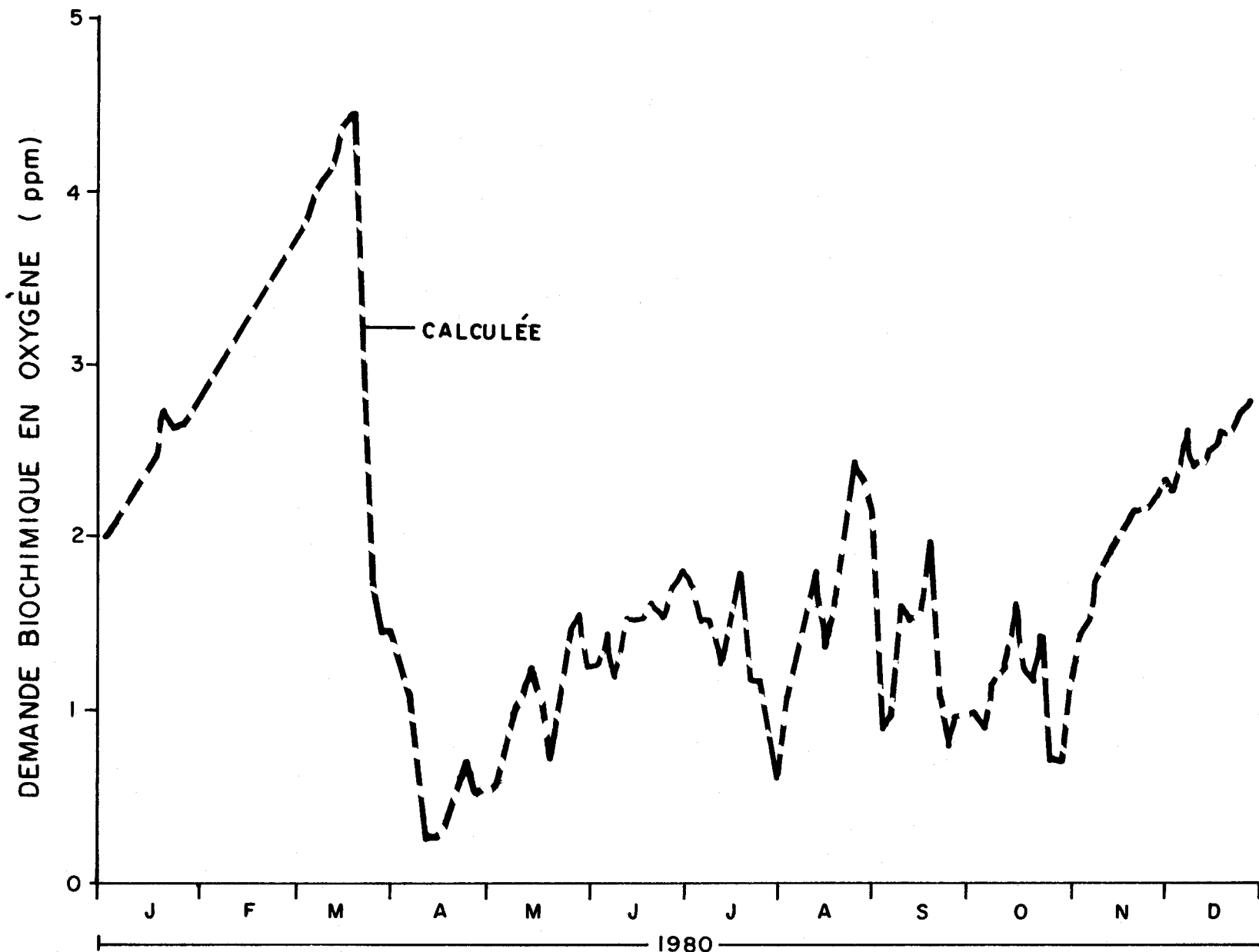


FIGURE 4.4 Valeurs de la demande biochimique en oxygène, moyenne sur trois jours, calculées à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne, pour l'année 1980.

4.5 CONCLUSION

Le modèle semble valable pour simuler l'oxygène dissous à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne. Il est évident cependant que pour bien vérifier ce modèle, d'autres simulations devront être faites sur des rivières où il y a beaucoup plus de données et principalement sur des rivières dont les concentrations en oxygène dissous s'éloignent des valeurs à saturation.

Le modèle de demande biochimique en oxygène dissous devra également être appliqué sur des rivières où des données sont disponibles pour vérifier son adéquation.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ABERG, G. et RODHE, W. (1942). Sur les facteurs du milieu dans quelques lacs du sud de la Suède. *Symbol. Bot. Upsalien.*, 5(3). 256 p.
- BACA, R.G., LORENZEN, M.W., MUDD, R.D. and KIMMEL, L.V. (1974). A generalized water quality model for eutrophic lakes and reservoirs. Battelle Pacific Northwest Labs.
- BANSAL, M.K. (1973). Atmospheric reaeration in natural streams. *Water Research*, 7: 769-782.
- BELLA, D.A. (1970). Dissolved oxygen variations in stratified lakes. *J. Sanit. Engng Div., ASCE Proc. Paper 7628*, 96(SA5): 1129-1146.
- BHAGAT, S.K., PUNK, W.H. and JOHNSTONE, D.L. (1972). Correlated studies of Vancouver lake water quality prediction study. Environmental protection technology series, EPA.
- BIRGE, E.A. and JUDAY, C. (1911). The inland lakes of Wisconsin. The dissolved gases of the water and their biological significance. *Bull. Wis. Geol. Nat. Hist. Survey 22, Sci. Ser. 7*. 259 p.
- BOURNE, R.G., DAY, G.N. and DEBO, T.N. (1978). Water quality modeling using Hydrocomp Simulation Programming (HSP). *Proc. 26th annual Hydraulics Division Specialty Conference, University of Maryland*.
- CHEN, C.W. (1970). Concepts and utilities of ecological model. *J. Sanit. Eng. Div., ASCE Proc. Paper 7602*, 96(SA5): 1085-1097.
- CHURCHILL, M.A., ELMORE, H.L. and BUCKINGHAM, R.A. (1962). The prediction of stream reaeration rates. *J. Sanit. Engng Div., ASCE Proc. Paper 3199*, 88(SA4).
- CHURCHILL, M.A. and NICHOLAS, W.R. (1967). Effects of impoundments on water quality. *J. Sanit. Engng Div., ASCE Proc. Paper 5648*, 93(SA6): 73-90.

- CLUIS, D. (1973). Analyse des réactions en rivière: modèles mathématiques de qualité-revue de littérature-. Rapport scientifique no 23, INRS-Eau, Sainte-Foy (Québec). 127 p.
- CLUIS, D., COUILLARD, D. et POTVIN, L. (1974). Planification de l'acquisition des données de qualité de l'eau au Québec. TOME 4: Utilisation du territoire d'un bassin et modèle d'apports. Publ. no Q.E.-9, Ministère des Richesses naturelles, Service de qualité des eaux, Québec. 135 p.
- CÔTÉ, P. (1979). Modèles mathématiques de simulation de la qualité de l'eau des lacs et réservoirs. Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de maître ès sciences appliquées. École Polytechnique de l'Université de Montréal, département de génie civil. 258 p.
- COUILLARD, D. (1974). Compilation de certains rejets industriels: bilan des polluants. Rapport scientifique no 47, INRS-Eau, Sainte-Foy (Québec). 246 p.
- DALRYMPLE, R.J. (1977). An oxygen model for Lake Ontario. Masters Thesis, Dept of Chemical Engineering, McMaster Univ., Hamilton, Ont., Canada.
- DOBBINS, W.E. (1956). Nature of oxygen transfer coefficients in aeration stream. IN: Biological treatment of sewage and industrial wastes. (McCabe J.A. and Eckenfelder W.W. Jr., Ed.). Reinhold, N.Y.
- DOBBINS, W.E. (1964). BOD and oxygen relationships in streams. J. Sanit. Eng. Div., ASCE Proc. Paper 3949, 90(SA3): 53-78.
- DOWNING, A.L. and TRUESDALE, G.A. (1955). Some factors affecting the rate of solution of oxygen in water. J. Appl. Chem., 5: 570-581.

- DRESNACK, R. and DOBBINS, W.E. (1968). Numerical analysis of BOD and DO profiles. J. Sanit. Eng. Div., ASCE Proc. Paper 6139, 94(SA5): 789-807.
- ELMORE, H.L. and WEST, W.F. (1961). Effect of water temperature on stream reaeration. J. Sanit. Engng Div., ASCE Proc. Paper 2997, 87 (SA6): 59-71.
- ENVIRONNEMENT QUÉBEC. (1983). Banque de données de la qualité du milieu aquatique. Environnement Québec, Service de la qualité des eaux, Québec.
- FAIR, G.M. and GEYER, J.C. (1954). Water supply and waste water disposal. J. Wiley and Sons, N.Y.
- FISCHER, H.B., LIST, E.J., KOH, R.Y.C., IMBERGER, J. and BROOKS, N.H. (1979). Mixing in inland and coastal waters. Academic Press, New York.
- FOREL, F.A. (1885). Faune profonde des lacs suisses. N. Denkschr. schweiz. Ges. Naturw., 29(4). 234 p.
- GAMESON, A. and TRUESDALE, G.A. (1955). Reaeration studies in Lakeland Beck. J. Inst. Wat. Engrs, 9(7).
- GJESSING, E.T. and GJERDAHL, T. (1970). Influence of ultra-violet radiation on aquatic humus. Vatten, 26: 144-145.
- GORDON, J.A. (1976). Identification and quantification of water quality change inducing mechanisms in stratified reservoirs. Water Resour. Res. Center, University of Tennessee. Report no 54.
- GREEN, E.J. and CARRITT, D.E. (1967). New tables for oxygen saturation of seawater. J. Mar. Res., 25: 140-147.
- HIGBEE, R.R. (1935). The rate of absorption of pure gas into a still liquid during short periods of exposure. Trans. Am. Inst. Chem. Eng., 31.

- HOPPE-SEYLER, F. (1896). Sur la répartition des gaz absorbés dans l'eau du lac de Genève et de leur relation à la faune et la flore aquatique. *Schr. Ver. Gesch-Bodensees*, 24: 29-48.
- IMBERGER, J. and PATTERSON, J.C. (1980). A dynamic reservoir simulation model - DYSREM:5. In: *Transport models for inland and coastal waters. Proc. of a Symposium on predictive ability.* Fischer, H.D. (ed.), Academic Press, 1981. 542 p.: 310-359.
- INRS-EAU - GROUPE SYSTÈME URBAIN. (1973). Systèmes urbains de distribution d'eau. Étude du système et de la demande. INRS-Eau, rapport scientifique no 12, 49 p.
- KALINSKE, A.A. and LEVICH, C. (1944). Eddy diffusion. *Ind & Engng Chem.*, 36.
- KRENKEL, P.A. and ORLOB, G. (1962). Turbulent diffusion and its aeration constant. *J. Sanit. Engng Div., ASCE Proc. Paper 3079*, 88(SA2).
- LANGBEIN, W.B. and DURUM, W.H. (1967). The reaeration capacity of streams. *U.S. Geol. Surv. Circular 542.* U.S. Govt. Printing Office, Washington, D.C.
- LAWRENCE, K.W., VIELKIND, D. and WANG, M.H. (1978). Mathematical models of dissolved oxygen concentration in fresh water. *Ecological modelling*, 5: 115-123.
- LEGENBRE, P., CHODOROWSKI, A., CHODOROWSKA, W., PICHET, P. et POTVIN, P. (1980). Qualité de eaux: interprétation des données lacustres (1971-1977). Ministère de l'Environnement du gouvernement du Québec, Service de la qualité des eaux. 409 p.
- LOFTIS, B. and FONTANE, D.G. (1976). Falls Lake water quality study. U.S. Army engineer waterways experiment station. *Miscellaneous paper H-76-6.* 76 p.

- LOMBARDO, P.S. (1973). Critical review of currently available water quality models. Hydrocomp inc., prepared for the Office of Water Resour. Res.
- MARKOFSKY, M. and HARLEMAN, D.R.F. (1971). A predictive model for thermal stratification and water quality in reservoirs. Technical report no 134, MIT Hydrodynamics Laboratory. 283 p.
- MARTIN, D.C. and BELLA, D.A. (1971). Effect of mixing on oxygen uptake rate of estuarine bottom deposit. J. Wat. Pollut. Control Fed., 43(9): 1865-1876.
- MASCOLO, D., MEYBECK, M., CLUIS, D. et COUILLARD, D. (1973). Caractéristiques physico-chimiques des effluents urbains. In: L'eau et l'environnement. Travaux présentés à la conférence conjointe AQTE-FACE tenue à l'Hôtel Reine Élisabeth à Montréal du 30 avril au 3 mai 1972. AQTE (éd.). pp. 541-560.
- MASON, P. and SNODGRASS, W.J. (1981). Water quality of Grand River Reservoirs. Grand River Conservation Authority Report Series.
- MINISTÈRE DES APPROVISIONNEMENTS ET SERVICES (MAS). (1978). Inventaire national des équipements en eau des municipalités du Canada 1977. Publ. Cat. no EM44-10/1977. 339p.
- MINISTÈRE DES APPROVISIONNEMENTS ET SERVICES (MAS). (1981). Inventaire national des équipements en eau des municipalités du Canada 1981. Publ. cat. no EN44-10/81. 389 p.
- MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE. (1981). Caractéristiques physico-chimiques de l'eau de la rivière Sainte-Anne à la Pérade, Québec. Comité d'étude sur le poulamon atlantique, rapport technique no 3. 49 p.

- MIYAMOTO, S. (1932). A theory of rate of solution of gas into liquids. Bull. Chem. Soc. of Japan, 7(1).
- MORIN, G., FORTIN, J.P., LARDEAU, J.P., SOCHANSKA, W. et PAQUETTE, S. (1981). Modèle CEQUEAU: manuel d'utilisation. INRS-Eau, rapport scientifique no 93, 449 p.
- MORIN, G., CLUIS, D., COUILLARD, D., JONES, H.G. et GAUTHIER, J.M. (1983). Modélisation de la température de l'eau à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU. INRS-Eau, rapport scientifique no 153, Sainte-Foy (Québec). 98 p.
- MORTIMER, C.H. (1956). The oxygen content of air-saturated fresh waters, and aids in calculating percentage saturation. Mitt. Int. Ver. Limnol., 6, 20 p.
- NEWBOLD, J.D. and LIGGETT, J.A. (1974). Oxygen depletion model for Cayuga Lake. J. Environ. Engng Div., ASCE Proc. Paper 10346, 100(EE1): 41-59.
- O'CONNELL, R.L. and THOMAS, N.A. (1965). Effect of benthic algae on stream dissolved oxygen. J. Sanit. Engng Div., ASCE Proc. Paper 4345, 91(SA3): 1-16.
- O'CONNOR, D.J. (1961). Oxygen balance of an estuary. Trans. ASCE, 126(III).
- O'CONNOR, D.J. (1967). The temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in streams. Wat. Resour. Res., 3(1): 65-79.
- O'CONNOR, D.J. (1971). Stream and estuarine analysis. Manhattan College, New York. 299 p.

- O'CONNOR, D.J. and DI TORO, D.M. (1970). Photosynthesis and oxygen balance in streams. J. Sanit. Engng Div., ASCE Proc. Paper 7240, 96(SA2): 547-571.
- O'CONNOR, D.J. and DOBBINS, W.E. (1958). Mechanism of reaeration in natural streams. Trans. ASCE, 123(2934).
- OCTAVIO, K.A.H., JIRKA, G.H. and HARLEMAN, D.R.F. (1977). Vertical heat transport mechanisms in lakes and reservoirs. Ralph M. Parsons Laboratory, Tech. Report no 227, M.I.T.
- OFFICE DE PLANIFICATION ET DE DÉVELOPPEMENT DU QUÉBEC (OPDQ). (1979). Banque de données statistiques par bassin géographique. Éditeur officiel du Québec. 252 p.
- OGUNROMBI, J.A. and DOBBINS, W.E. (1970). The effects of benthal deposite on the oxygen resources of natural streams. J. Wat. Pollut. Control Fed., 42(4): 538-552.
- ORLOB, G.T., SHUBINSKI, R.P. and FEIGNER, K.D. (1967). Mathematical modeling of water quality in estuarial systems. National Symposium on Estuarine Pollution, Stanford Univ. Press.
- POTVIN, P. (1976). Relation entre l'état trophique d'un lac et l'utilisation du territoire dans son bassin versant. Thèse de maîtrise ès sciences, Université du Québec.
- RECKHOW, K. (1978). Lake quality discriminant analysis. Wat. Resour. Bull., 14(4): 856-867.
- RICH, L.G. (1973). Environmental Systems, Engineering. McGraw-Hill, New York. pp. 138-154.

- SCHETAGNE, R. (1981). Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande: Physico-chimie et pigments chlorophylliens: Région d'Opinaca. Société d'énergie de la Baie James, Direction de l'environnement, Montréal. 160 p.
- SCOTT'S INDUSTRIAL DIRECTORIES. (1980). Répertoire industriel du Québec. 10^e ed. P.M.
- SNODGRASS, W.J. (1982). Mathematical model for dissolved oxygen in three southern Ontario reservoirs. *Can. Wat. Resour. J.*, 7(1): 397-415.
- STATISTIQUE CANADA. (1982a). Recensement du Canada de 1981 - Population - Répartition géographique - Québec. Ministère des approvisionnements et services Canada. Publ. Cat. no 93-905, vol. 2, série provinciale, P.M.
- STATISTIQUE CANADA. (1982b). Recensement du Canada de 1981 - Agriculture - Québec. Ministère des approvisionnements et services Canada, Service d'aide aux utilisateurs, Montréal. Données municipales de la banque CANSIM.
- STREETER, H.W. (1926). The rate of atmospheric reaeration of sewage polluted streams. *Trans. ASCE*, 89.: 1351-1364.
- STREETER, H.W. and PHELPS, E.B. (1925). A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. Bull. no 146. U.S. Public Health Service. 96 p.
- STREETER, H.S., WRIGHT, C.T. and KEHR, R.W. (1936). Measures of natural oxidation in polluted streams. *J. Sewage Works*, 8(2).
- THACKSTON, E.L. (1966). Longitudinal mixing and reaeration in natural streams. Ph.D. Thesis, Vanderbilt University, Nashville, Tennessee.

TRUESDALE, G.A. and VAN DYKE, K.G. (1948). The effect of temperature on the aeration of flowing waters. J. Wat. Waste Treatment, 7(9).

WALKER, R.R. (1980). Modelling sediment oxygen demand in lakes. Masters Thesis, Dept. of Civil Engineering, McMaster Univ., Hamilton, Ont., Canada.

WETZEL, R.G. (1975). Limnology. W.B. Saunders Company, Philadelphia. 743 p.

WUNDERLICH, W.O. and ELDER, R.A. (1969). Graphical temperature and dissolved oxygen prediction methods. T.V.A. Division of water control planning, Engineering laboratory, Norris, Tenn.