

l'âge de nos lacs

202

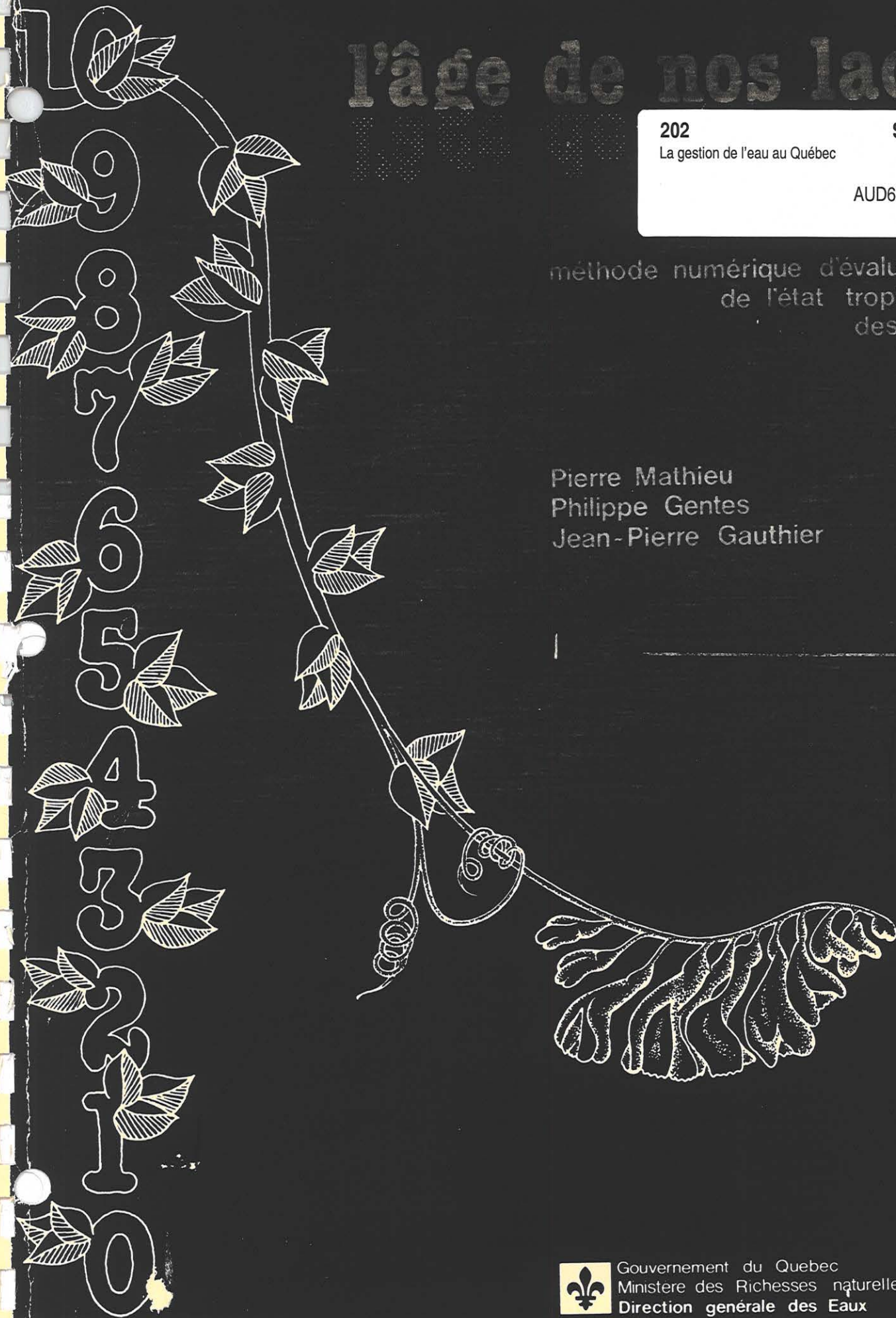
La gestion de l'eau au Québec

SURF280

AUD6212-07-00

méthode numérique d'évaluation
de l'état trophique
des lacs

Pierre Mathieu
Philippe Gentes
Jean-Pierre Gauthier



Gouvernement du Québec
Ministère des Richesses naturelles
Direction générale des Eaux

TABLE DES MATIERES

(suite)

	PAGE
CHAPITRE V LA METHODOLOGIE D'EVALUATION DE L'ETAT TROPHIQUE COMME OUTIL DE GESTION	45
5.1 Relations entre le stade trophique d'un lac et son utilisation.	45
5.2 Divers types d'application de la méthode d'évaluation.	45
5.2.1 Au niveau de la connaissance	46
5.2.2 Au niveau de la surveillance et du contrôle.	46
5.2.3 Au niveau de la planification.	46
5.2.4 Au niveau de l'information et de la communication.	47
REMERCIEMENTS.	49
BIBLIOGRAPHIE.	51
ADDENDICE	53

LISTE DES FIGURES

	PAGE
1.1 Localisation des lacs inventoriés	4
3.1 Dépendance non-linéaire de la cote trophique observée versus la profondeur moyenne.	29
3.2 Régression linéaire entre la cote trophique observée et la profondeur moyenne ajustée selon la seconde méthode . . .	22
3.3 Valeur des différents coefficients en fonction de K premier traitement (7 paramètres)	28
3.4 Valeur des différents coefficients en fonction de K deuxième traitement (5 paramètres).	29
3.5 Valeur des différents coefficients en fonction de K troisième traitement (4 paramètres)	30
3.6 Valeur des différents coefficients en fonction de K quatrième traitement (3 paramètres)	32
3.7 Valeur des différents coefficients en fonction de K cinquième traitement (3 paramètres)	33
3.8 Valeur des différents coefficients en fonction de K sixième traitement (2 paramètres)	34
3.9 Pourcentage de l'erreur résiduelle expliquée en fonction de K .	35

LISTE DES TABLEAUX

	PAGE
I.1 Situation des lacs.	6
II.1 Classification des stades trophiques d'après la littérature . .	10
II.2 Classification des stades trophiques d'après les résultats des inventaires limnologiques	12
II.3 Classification qualitative des lacs	14

LISTE DES TABLEAUX

(suite)

	PAGE
III.1 Coefficients de corrélation entre les paramètres et la cote trophique observée	17
III.2 Séries de données de base pour la cote trophique observée et les différents paramètres retenus.	18
III.3 Limites supérieures utilisées pour l'ajustement des valeurs des paramètres.	23
III.4 Séries de données de base ajustées pour la cote trophique observée et les différents paramètres retenus	24
III.5 Coefficients de corrélation	26
III.6 Relations déterminées et caractéristiques statistiques.	36
IV.1 Applicabilité des relations	41
IV.2 Cote trophique et intervalles de confiance à 90 et 95% pour 36 lacs.	44
A-1 Valeurs du t de Student et du MSE pour les quatre relations . .	54
A-2 Matrices inversées $(X^1X + K1)^{-1}$ pour les quatre relations . . .	55

INTRODUCTION

On estime à plus de 500,000 le nombre de lacs répartis sur l'ensemble du territoire québécois. L'inventaire d'une ressource aussi considérable exige l'utilisation d'outils rationnels de classification. Environ 36,000 de ces lacs sont présentement répertoriés, c'est-à-dire localisés, numérotés et parfois identifiés par un nom propre. Seulement quelques-uns de ces lacs ont été inventoriés suivant leurs différentes caractéristiques limnologiques (données morphométriques, physico-chimiques et biologiques).

Les classifications existantes reposent sur les nombreux travaux des chercheurs qui établissent les principes de base de la typologie des lacs. Ces travaux ont permis de définir une classification universelle de l'état des lacs, dont les qualificatifs sont d'une part, l'oligotrophie et d'autre part, l'eutrophie. L'oligotrophie caractérise les lacs jeunes aux eaux minéralement et biologiquement pauvres, dont la production de matière vivante est faible et conditionnée par des apports peu importants en substances nutritives. L'eutrophie se réfère au contraire à des lacs biologiquement très productifs, à des eaux fortement minéralisées et riches en substances nutritives. Le stade intermédiaire entre ces deux extrêmes est la mésotrophie.

Chronologiquement, les limnologues se sont d'abord contentés d'évaluer l'état trophique des lacs avec des critères qualitatifs comme la présence de telle espèce d'algues ou de poissons. Cependant, ce type de classification étant des plus subjectifs, ils se sont tournés graduellement vers des systèmes quantitatifs de classification. Les premiers systèmes quantitatifs d'évaluation de l'état trophique faisaient intervenir un seul paramètre ou encore, un rapport entre deux ou plusieurs paramètres. On peut mentionner par exemple, le rapport de Pearsall, $(Na + K)/(Ca + Mg)$, la transparence des eaux, la biomasse phytoplanctonique et les différents teneurs de l'eau en substances nutritives (azote, phosphore), (Hutchinson, 1967). Cependant, ces systèmes n'impliquaient, en général, qu'un seul paramètre indicateur de l'état trophique d'un lac. Or, il est actuellement de plus en plus accepté que le concept d'état trophique est multidimensionnel et que son évaluation doit faire appel à plusieurs paramètres.

Ces dernières années, les limnologues se sont intéressés à des systèmes de classification plus logiques et rationnels. Ainsi, certains auteurs (Carlson, 1977; Shannon and Brezonik, 1972) ont développé des équations mathématiques combinant plusieurs paramètres indicateurs pour obtenir un seul résultat (chiffre) intégrateur de l'état trophique. Certaines de ces équations ont été établies de façon empirique, alors que d'autres ont été déterminées avec des tests statistiques élaborés permettant de pondérer l'importance relative de chacun des paramètres indicateurs. Cependant, la plupart de ces systèmes de classification sont relatifs, car ils classifient les lacs les uns par rapport aux autres et non pas en relation avec une échelle indépendante.

L'objectif du présent travail est également la détermination d'une ou plusieurs équations qui permettraient d'évaluer, de façon pratique, l'état trophique des lacs au Québec, à l'aide d'un nombre restreint de paramètres généralement recueillis lors d'un inventaire limnologique. L'originalité de la procédure utilisée vient de la détermination, dès le début, d'une échelle numérique de référence de l'état trophique, sur laquelle tous les lacs étudiés sont situés. La méthode statistique utilisée (régression multiple linéaire) se base donc sur une connaissance de l'état trophique de 30 lacs, ainsi que sur une série de quatorze observations (paramètres) recueillies sur chacun de ces lacs. Le résultat final obtenu consiste en des relations linéaires qui sont aptes à prédire le niveau trophique sur une échelle numérique variant de zéro à dix, le zéro se rapportant à l'oligo-trophie extrême et le dix, à l'eutrophie extrême.

Nous croyons que cette méthode numérique pour évaluer l'état trophique des lacs peut avoir de nombreuses applications. Elle peut, en premier lieu, faciliter la communication entre les limnologues et aussi entre le limnologue et le public. De plus, dans un contexte de gestion de la ressource lac, cette méthode peut permettre, à un moment, d'avoir un portrait de l'état trophique de la ressource. Aussi, des clichés successifs pourraient permettre de suivre l'évolution temporelle de l'état trophique.

CHAPITRE 1

CADRE GEOGRAPHIQUE

1.1 FORMATION DES LACS

La formation des lacs de la province de Québec (Canada) remonte à la dernière glaciation, soit il y a environ 10,000 ans. Ils se sont constitués dans des bassins creusés par le glacier; ce sont des lacs de cirque ou de fjords ou encore des lacs dus à l'érosion glaciaire. Ces lacs sont donc relativement jeunes par rapport à ceux d'autres continents.

1.2 CLIMATOLOGIE ET REGIME THERMIQUE

Les lacs du Québec ont la particularité d'être soumis en une seule année à des hivers très froids et des étés chauds. A Québec, par exemple, la température minimum absolue est de -36.7°C , tandis que le maximum absolu est de $+36.1^{\circ}\text{C}$ (moyenne de 30 années). Cette extrême irrégularité du temps soumet les lacs et les organismes qui y vivent à de dures épreuves.

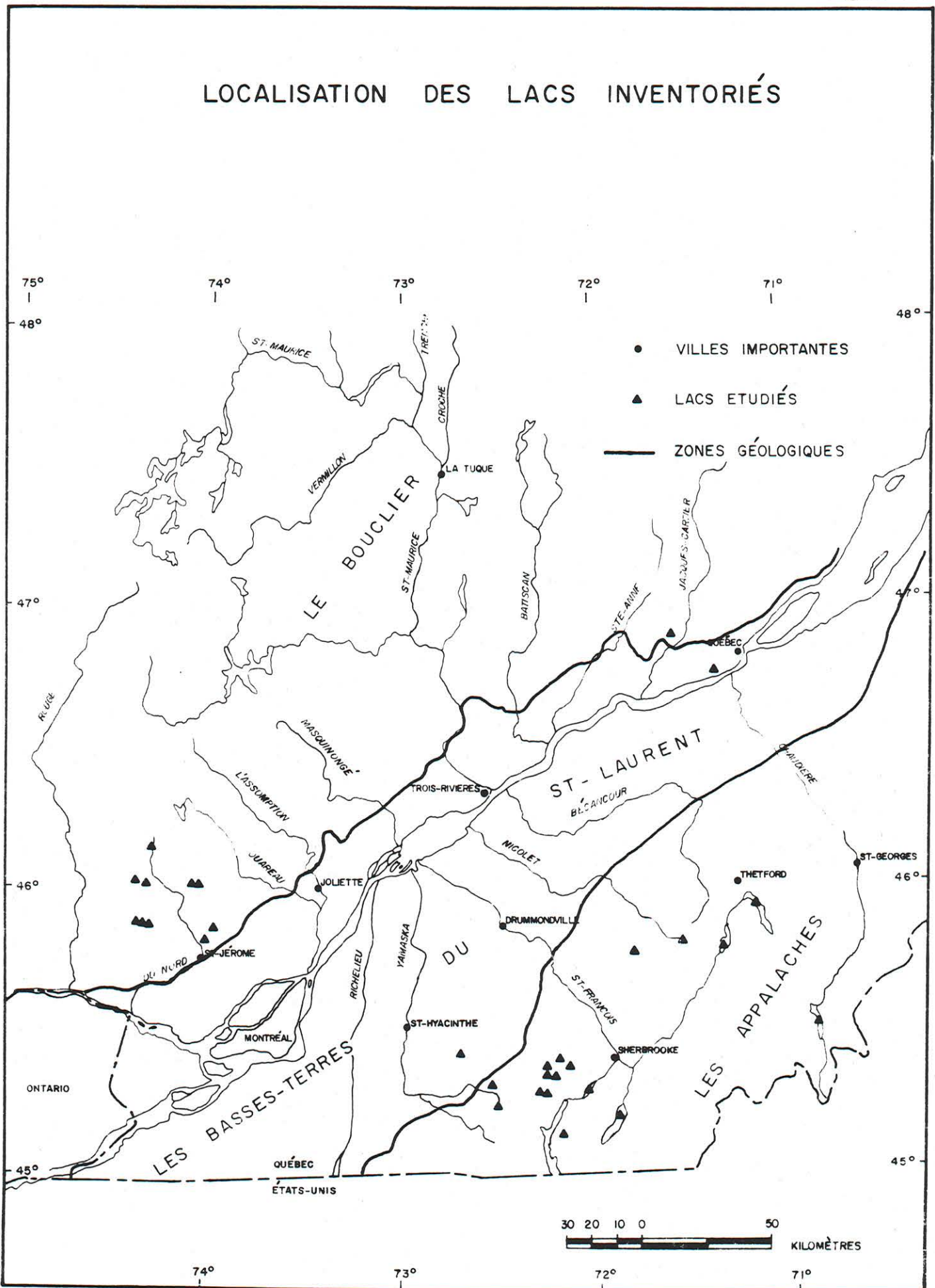
Ces lacs sont en général dimictiques, c'est-à-dire soumis à deux périodes de stratification thermique, une directe en saison chaude, une inverse en saison froide et à deux périodes de circulation (mélange) entre les périodes de stratification. Ce sont des lacs de type tempéré avec un épilimnion (couche superficielle), un hypolimnion (couche profonde) et un métalimnion (couche intermédiaire, thermocline).

1.3 SITUATION DES LACS ETUDIÉS

Les 30 lacs étudiés se trouvent essentiellement au sud du 47ième parallèle. Environ 60 pour cent sont situés dans les Appalaches qui sont une formation montagneuse composée de roches sédimentaires et cristallines mélangées (schiste, calcaire, quartzite). Les autres sont situés sur le Bouclier canadien qui est formé d'un socle précambrien parmi les plus vieux et les plus résistants du globe. Deux sont situés dans les basses terres du Saint-Laurent, zone où la densité de lacs est très faible (voir tableau I.1 et figure 1.1).

Un inventaire écologique complet de ces lacs a été réalisé. Ce sont des lacs relativement exploités dont quelques-uns sont près des grands centres urbains, alors que d'autres sont situés dans des zones de villégiature.

LOCALISATION DES LACS INVENTORIÉS



L'inventaire écologique comportait:

A) Etude du milieu environnant
(Bassin versant du lac)

- Morphométrie
- Utilisation du sol
- Géologie et pédologie
- Végétation forestière
- Climatologie
- Hydrologie
- Relief
- Densité de la population
- Apports en phosphore

B) Etude du milieu aquatique
(Lac et tributaires)

- Morphométrie
- Hydrologie
- Physico-chimie
- Plantes aquatiques et ripariennes
- Phycologie (plancton)
- Invertébrés benthiques
- Ichtyologie

Tableau I.1

Situation des lacs

NOM DU LAC	LATI- TUDE	LONGI- TUDE	No. M.R.N.*	COMTE MUNICIPAL	BASSIN VERSANT
Achigan (de l')	45° 56'	73° 58'	1342	Terrebonne	Assomption
Argent (d')	45° 19'	72° 18'	1786	Shefford	St-François
Aylmer	45° 50'	71° 20'	1807	Wolfe	St-François
Bowker	45° 25'	72° 13'	1791	Sherbrooke	St-François
Brome	45° 15'	72° 30'	1472	Brome	Yamaska
Brompton	45° 26'	72° 09'	1777	Richmond	St-François
Brompton (Petit)	45° 27'	72° 06'	1778	Richmond	St-François
Dupuis	46° 02'	74° 01'	1376	Terrebonne	Du Nord
Echo	45° 53'	74° 01'	1377	Terrebonne	Du Nord
Lovering	45° 10'	72° 09'	1802	Stanstead	St-François
Magog	45° 18'	72° 02'	1804	Stanstead	St-François
Manitou	46° 04'	74° 22'	1402	Terrebonne	Du Nord
Massawippi	45° 13'	72° 00'	218	Stanstead	St-François
Masson	46° 03'	74° 22'	1404	Terrebonne	Du Nord
Mégantic	45° 30'	70° 52'	1522	Frontenac	Chaudière
Montagne noire(de la)	46° 12'	74° 16'	797	Terrebonne	Du Nord
Montjoie	45° 24'	72° 06'	1798	Sherbrooke	St-François
Nicolet	45° 50'	71° 34'	1822	Richmond	Nicolet
Orford	45° 18'	72° 16'	1483	Brome	St-François
Roxton	45° 28'	72° 39'	1788	Shefford	Yamaska
Sables (Des)	46° 02'	74° 18'	1441	Terrebonne	Du Nord
St-Augustin	46° 45'	71° 23'	1044	Portneuf	Tributaire
St-François	45° 54'	71° 09'	1528	Frontenac	St-François
St-Joseph	46° 55'	71° 39'	1047	Portneuf	Jacques-Cartier
St-Joseph	45° 58'	74° 20'	181	Argenteuil	Du Nord
Ste-Marie	45° 58'	74° 18'	182	Argenteuil	Du Nord
Stukeley	45° 22'	72° 15'	1789	Shefford	St-François
Théodore	45° 58'	74° 16'	1450	Terrebonne	Du Nord
Trois-Lacs (les)	45° 48'	71° 53'	1325	Richmond	Nicolet
Waterloo	45° 20'	72° 31'	1790	Shefford	Yamaska

* MRN : Ministère des Richesses naturelles, Gouvernement du Québec.

CHAPITRE II

CLASSIFICATION QUALITATIVE DE BASE

2.1 EUTROPHISATION ET STADES TROPHIQUES

"L'eutrophisation est un mot qui, depuis plus de cinquante ans, désigne les changements dans la productivité des eaux, c'est-à-dire l'augmentation de la production de matière organique, en réponse à l'augmentation de la teneur des eaux en substances nutritives dissoutes. Le phénomène se déroule dans le temps à une vitesse variable selon les caractères des écosystèmes puisqu'il comporte un comblement progressif. Les conditions qui prévalent dans le bassin versant, climatologiques, géologiques, topographiques et biologiques, en sont les facteurs principaux" (Villeret, 1977).

C'est ainsi qu'est née la notion de stades trophiques afin de pouvoir donner un âge au lac ou de tenter de le situer dans son processus d'évolution. La notion n'est pas nouvelle et de nombreux auteurs se sont penchés sur la question, comme Naumann 1924, Thieneman 1925, Lindeman 1942, Strom 1946, Odum 1959, pour n'en citer que quelques-uns (tiré de Dussart 1966). Aujourd'hui, la plupart des auteurs s'entendent pour classifier les lacs sous trois grands stades, soit l'oligotrophie, la mésotrophie et l'eutrophie.

2.1.1 *Le stade oligotrophe*

Les lacs oligotrophes sont des lacs jeunes dont la production est faible par suite d'une pauvreté réelle en substances nutritives entraînant une biomasse faible. Leurs eaux sont transparentes et leur profondeur est généralement élevée (Thieneman 1925 cité par Dussart 1966). La flore est réduite et la production primaire est faible, étant surtout constituée par des Bacillariophycées et des Chrysophycées. La présence, en toutes saisons, d'oxygène dissous dans l'ensemble de la masse d'eau, permet aux organismes les plus exigeants de vivre dans ces eaux; c'est le cas des Salmonidés (Dussart 1966). Ici au Québec, nous pouvons retrouver bon nombre de lacs de ce type, en l'occurrence sur la Côte Nord, en Gaspésie et dans les Laurentides.

2.1.2 *Le stade mésotrophe*

Entre les lacs oligotrophes et les lacs eutrophes, un stade intermédiaire peut être défini. Sa stabilité dépend de la vitesse d'évolution de la masse d'eau considérée; il n'a de valeur qu'à l'échelle humaine, c'est le stade mésotrophe (Dussart 1966). Les lacs mésotrophes sont des lacs caractérisés par un déficit relatif en oxygène, un enrichissement en matière organique et une diminution de la transparence de l'eau. Le type mésotrophe n'est qu'un état transitoire, car l'équilibre biologique

du lac est en voie de transformation. De ce fait même, le stade mésotrophe est difficile à définir de façon très précise.

2.1.3 *Le stade eutrophe*

Les lacs eutrophes sont des lacs généralement peu profonds, peu ou très peu transparents et riches en substances nutritives; les déficits en oxygène dissous y sont fréquents dans la saison chaude, et les algues peuvent s'y développer en fleurs d'eau jusqu'à former d'immenses tapis verts ou bruns flottant en surface; ces algues sont surtout représentées par les Cyanophycées. La prolifération des plantes aquatiques est grande et les espèces de poissons de moindre exigence sont dominantes. On retrouve souvent ce type de lacs près des centres urbains où l'activité humaine amène des charges excessives en substances nutritives. Quelques lacs sont identifiés comme tels dans la région de Montréal et des Cantons de l'Est.

2.2 DEFINITION QUALITATIVE DES STADES

2.2.1 *Selon les principaux stades trophiques*

Simultanément à l'inventaire écologique, une revue de la littérature était effectuée afin de pouvoir interpréter les résultats et de se faire une première idée du stade trophique des lacs étudiés. Les indicateurs biologiques et physico-chimiques relatés dans la littérature constituèrent donc la première phase d'interprétation. Par exemple, Rawson (1956) a classifié les lacs de l'ouest du Canada à partir des espèces phytoplanctoniques suivantes:

Lacs oligotrophiques

Asterionella formosa
Melosira islandica
Tabellaria fenestrata
Tabellaria flocculosa
Dinobryon divergens
Fragilaria capucina
Stephanodiscus niagarae
Staurastrum spp.
Melosira granulata

Lacs mésotrophiques

Fragillaria crotonensis
Ceratium hirundinella
Pediastrum boryanum
Pediastrum duplex
Coelosphaerium naegelianum
Anabaena spp.
Aphanizomenon flos-aquae
Microcystis aeruginosa

Lacs eutrophiques

Microcystis flos-aquae

Selon Jarnefelt (1952), le plancton à prédominance de Myxophycées, Chroococcacées - *Pediastrum*, *Fragilaria crotonensis*, *Melosira*, *Stephanodiscus*, ainsi que celui à prédominance de *Peridinium*, (avec les *Ceratium hirundinella* en haute production et de nombreuses espèces de *Peridinium*), est représentatif de l'eutrophie, tandis que le plancton à prédominance de Chlorophycées, Desmidiées, Chrysomonadiniens et *Tabellaria - Cyclotella*, ainsi que le plancton à prédominance de *Peridinium* avec *Ceratium hirundinella* en faible production, et *Peridinium Willei*, est représentatif de l'oligotrophie. De plus, Palmer (1969), à partir de rapports de 165 auteurs, a dressé une liste des espèces d'algues (80) les plus tolérantes à la pollution. Pour sa part, Hutchinson (1967), classe les espèces suivantes: *Cyclotella* spp., *Tabellaria* spp., *Dinobryon* sp., *Oocystis* ...etc. typiques des milieux oligotrophes et les espèces suivantes: *Peridinium b.*, *Ceratium* sp., *Fragillaria c.*, *Melosira g.*, *Scenedesmus*, typiques des milieux eutrophes.

En ce qui concerne la faune de fond (invertébrés benthiques), elle est constituée d'organismes en faible densité (zéro à vingt individus/m²), notamment des Diptères du groupe des Chironomides tels que *Chironomus plumosus* et *Chironomus tenuistylus* dans les lacs oligotrophes, tandis que celle des lacs eutrophes comprend des organismes plus tolérants et plus nombreux (2,000 à 100,000 individus/m²), notamment des Oligochètes et des larves de Diptères du type *Chaoborus*.

Sachant que l'interprétation des résultats à partir des indicateurs biologiques comme la présence ou l'absence de telle ou telle espèce est quelquefois très difficile, les résultats quantitatifs (biologiques et physico-chimiques), classifiés selon les stades trophiques dans la littérature (tableau II.1), ont aussi servi à l'interprétation des données. C'est donc avec l'aide de ces références qu'il fut possible de situer grossièrement le niveau trophique des lacs étudiés.

Cependant, les informations tirées de la littérature au sujet des paramètres indicateurs de l'état trophique, varient selon les auteurs et ne peuvent s'appliquer directement aux lacs du Québec. Ainsi, il a fallu identifier plusieurs paramètres indicateurs, au point de vue biologique et physico-chimique, en relation avec les lacs du Québec, en se basant sur les résultats de nos inventaires limnologiques. Par exemple, dans les lacs oligotrophes du Québec, les algues phytoplanctoniques sont la plupart du temps dominées par les Bacillariophycées (*Asterionella*, *Cyclotella*) et les Chrysophycées (*Dinobryon*), au printemps et à l'été. Vers la fin d'août, apparaissent quelques fois des pics de Cyanophycées avec comme genre principal *Merismopedia* et *Gomphosphaeria*. Les lacs mésotrophes sont aussi dominés par les Bacillariophycées (*Asterionella*, *Fragillaria*), mais souvent, les Chrysophycées sont remplacées par les Cryptophycées avec *Cryptomonas* et *Rhodomonas*, lesquels surpassent quelquefois les Bacillariophycées. Quant aux lacs eutrophes, ils sont dominés tôt, au printemps, par les Bacillariophycées (*Diatoma*, *Melosira*, *Synedra*), mais leur caractéristique principale est l'apparition marquée des Cyanophycées (*Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Microcystis*) durant l'été, qui se développent en fleurs d'eau (bloom) quand les conditions sont propices.

Tableau II.1

Classification des stades trophiques d'après la littérature

PARAMETRES	AUTEURS	STADE OLIGOTROPHE	STADE MESOTROPHE	STADE EUTROPHE
BIOMASSE	Vollenweider 1971	$< 1 \text{ cm}^3/\text{m}^3$	$3 - 5 \text{ cm}^3/\text{m}^3$	$10 \text{ cm}^3/\text{m}^3$
PHYTOPLANCTONIQUE (été)	Granberg 1973	$150 - 300 \text{ mg}/\text{m}^3$	—	$1200 - 6000 \text{ mg}/\text{m}^3$
CHLOROPHYLLE A (été)	Sakamoto 1966 Vollenweider 1974 Dillon et al 1975	$0.3 - 2.5 \text{ mg}/\text{m}^3$ $0.0 - 4.4 \text{ ''}$ < 2.0	$1 - 15 \text{ mg}/\text{m}^3$ $4.4 - 8.8 \text{ ''}$ $2.0 - 5.5 \text{ ''}$	$5 - 140 \text{ mg}/\text{m}^3$ $> 8.8 \text{ ''}$ $5.5 - 10.0 \text{ ''}$
TRANSPARENCE (Secchi)	Dobson 1974 Dillon et al 1975	$> 6 \text{ mètres}$ $> 5 \text{ ''}$	$6 - 3 \text{ mètres}$ $5 - 2 \text{ ''}$	$< 3 \text{ mètres}$ $< 2 \text{ mètres}$
PHOSPHORE TOTAL (printemps)	Thomas 1953 Sakamoto 1966 Dillon et al 1975	$< 0.005 \text{ mg}/\text{l}$ $0.002 - 0.02 \text{ mg}/\text{l}$ $< 0.01 \text{ ''}$	$0.005 - 0.01 \text{ mg}/\text{l}$ $0.01 - 0.03 \text{ ''}$ $0.01 - 0.02 \text{ ''}$	$0.01 - 0.1 \text{ mg}/\text{l}$ $0.01 - 0.09 \text{ ''}$ $0.02 - 0.03 \text{ ''}$
AZOTE TOTAL (printemps)	Thomas 1953 Sakamoto 1966	$< 0.2 \text{ mg}/\text{l}$ $0.02 - 0.2 \text{ ''}$	$0.2 - 0.4 \text{ mg}/\text{l}$ $0.1 - 0.7 \text{ ''}$	$0.3 - 1.5 \text{ mg}/\text{l}$ $0.5 - 1.3 \text{ ''}$

Avec les résultats de l'inventaire de la faune benthique et de la faune ichthyologique, seulement les stades trophiques extrêmes, soit l'oligotrophie et l'eutrophie ont pu être déterminés. L'indice de diversité (oligotrophe ≈ 1.0 , eutrophe ≈ 0.5) pour les invertébrés benthiques et les espèces de poissons a surtout servi à l'interprétation. Il est connu que les espèces d'eau froide (Salmonidés) vivent surtout en milieu oligotrophe et que les espèces plus tolérantes (catostomes, barbottes, brochets, dorés, perchaudes) dominent en milieux mésotrophe et eutrophe.

De plus, avec l'accumulation progressive des résultats (physico-chimiques et biologiques) et un nombre croissant de lacs inventoriés, il fut possible de fixer assez précisément les limites de plusieurs paramètres indicateurs, en fonction des trois principaux stades trophiques (tableau II.2) pour les lacs du Québec.

C'est donc grâce aux informations relevées dans la littérature ainsi qu'aux résultats recueillis lors des inventaires limnologiques, qu'il fut possible de classifier les 30 lacs de notre échantillon selon les stades oligotrophe, mésotrophe et eutrophe.

2.2.2 *Selon une classification en huit stades trophiques*

Comme on a pu le constater dans le tableau II.2, les limites des paramètres indicateurs sont généralement assez larges pour chacun des trois principaux stades trophiques. Par exemple, les lacs mésotrophes sont caractérisés par des valeurs de poids sec de seston variant entre quinze et 50 mg/m^3 , et des valeurs de conductivité s'échelonnant de 50 à $100 \text{ } \mu\text{mhos/cm}$. Or, en examinant attentivement tous les lacs de notre échantillon, qui avaient été classifiés comme mésotrophes, nous nous sommes aperçus que certains d'entre eux avaient des caractéristiques différentes à l'intérieur de ce même type (mésotrophe), et qu'il était possible de les regrouper. C'est ainsi qu'il fut décidé de regrouper les lacs mésotrophes en trois classes, soit les lacs mésotrophes α , mésotrophes β et mésotrophes γ . Ce regroupement fut effectué en comparant les caractéristiques biologiques et physico-chimiques des lacs mésotrophes et en se guidant sur les limites des paramètres indicateurs. La méthode fut utilisée pour subdiviser aussi les lacs oligotrophes en trois classes distinctes et les lacs eutrophes en deux classes.

Une nouvelle échelle trophique fut donc définie, celle-ci comportant huit stades au lieu de trois, afin de classifier qualitativement les lacs; ces stades correspondent à huit niveaux de discernement dans l'évolution trophique des lacs du Québec. Par ordre croissant d'eutrophisation, les nouveaux stades sont les suivants: oligotrophe α , oligotrophe β , oligotrophe γ , mésotrophe α , mésotrophe β , mésotrophe γ , eutrophe α et eutrophe β .

Evidemment, ce processus est quelque peu arbitraire, mais il ne faut pas oublier que les 30 lacs de notre échantillon ont été inventoriés et visités à de nombreuses reprises. Conséquemment, notre perception

TABLEAU 11.2

Classification des stades trophiques d'après les résultats des inventaires limnologiques

PARAMETRES	STADE OLIGOTROPHE	STADE MESOTROPHE	STADE EUTROPHE
Chlorophylle "a" (été)	< 5 mg/m ³	5-15 mg/m ³	> 15 mg/m ³
Biomasse planctonique (poids sec de seston, été)	< 50 mg/m ³	50-250 mg/m ³	> 250 mg/m ³
Transparence (été)	> 4 mètres	4-1 mètres	< 1 mètre
Pourcentage de saturation en oxygène dissous en profondeur (été)	> 70%	70-20%	< 20%
Conductivité (été)	< 50 µmhos/cm	50-100 µmhos/cm	> 100 µmhos/cm
Phosphore total (printemps)	< 0.010 mg/l de P	0.010-0.030 mg/l de P	> 0.030 mg/l de P
Azote kjedahl (été)	< 0.15 mg/l de N	0.15-0.30 mg/l de N	> 0.30 mg/l de N
Profondeur moyenne du lac	> 15 mètres	15-5 mètres	< 5 mètres

visuelle fut un facteur important au niveau de cette classification qualitative. Les yeux ne sont-ils pas les meilleurs intégrateurs de toutes les données et le cerveau le meilleur ordinateur?

Pour résumer, c'est donc en intégrant toutes les informations acquises d'une part par une revue de la littérature, d'autre part par l'analyse de nos résultats tant physico-chimiques que biologiques et de nos observations sur le terrain, qu'il fut possible d'en arriver à une classification qualitative des lacs étudiés (voir tableau II.3).

TABLEAU II.3

Classification qualitative des lacs

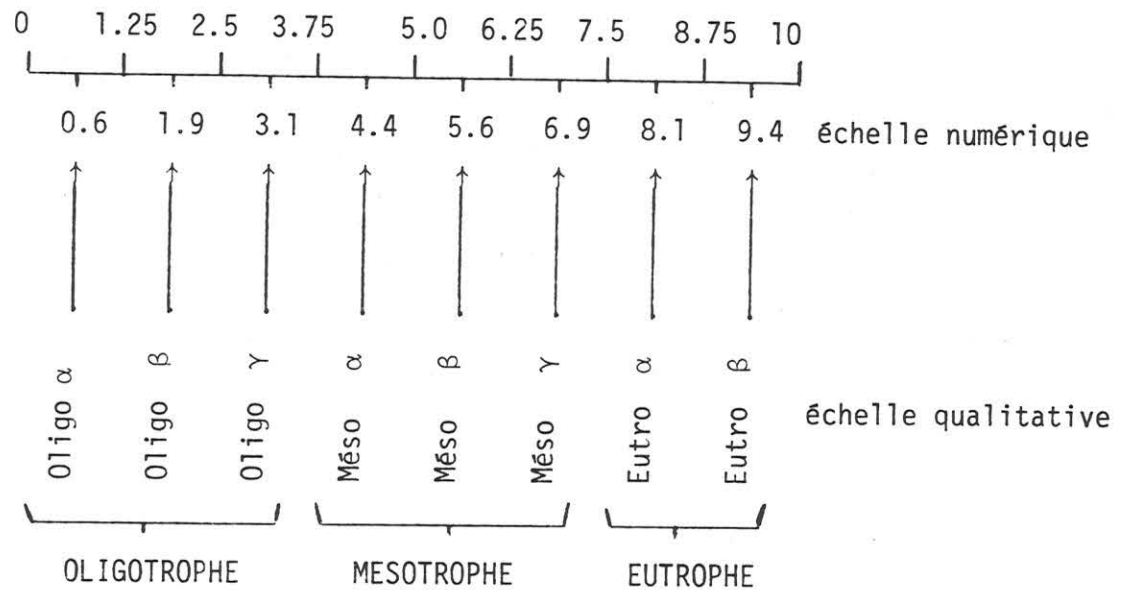
NOM DU LAC	LATITUDE	LONGITUDE	CLASSIFICATION QUALITATIVE
Achigan (de)	45°56'	73°58'	oligotrophe γ
Argent (d')	45°19'	72°18'	eutrophe α
Aylmer	45°50'	71°20'	mésotrophe β
Bowker	45°25'	72°13'	oligotrophe β
Brome	45°15'	72°30'	eutrophe α
Brompton	45°26'	72°09'	mésotrophe α
Brompton (petit)	45°27'	72°06'	mésotrophe β
Dupuis	46°02'	74°01'	eutrophe β
Echo	45°53'	74°01'	eutrophe β
Lovering	45°10'	72°09'	mésotrophe α
Magog	45°18'	72°02'	eutrophe α
Manitou	46°04'	74°22'	oligotrophe γ
Massawippi	45°13'	72°00'	mésotrophe α
Masson	46°03'	74°22'	mésotrophe β
Mégantic	45°30'	70°52'	oligotrophe β
Montagne noire (de la)	46°12'	74°16'	oligotrophe α
Montjoie	45°24'	72°06'	mésotrophe α
Nicolet	45°50'	71°34'	oligotrophe α
Orford	45°18'	72°16'	oligotrophe β
Roxton	45°28'	72°39'	mésotrophe γ
Sables (des)	46°02'	74°18'	mésotrophe γ
St-Augustin	46°45'	71°23'	eutrophe β
St-François	45°54'	71°09'	oligotrophe β
St-Joseph	46°55'	71°39'	oligotrophe γ
St-Joseph	45°58'	74°20'	mésotrophe α
Ste-Marie	45°58'	74°18'	mésotrophe α
Stukeley	45°22'	72°15'	oligotrophe β
Théodore	45°58'	74°16'	mésotrophe α
Trois-Lacs (les)	45°48'	71°53'	eutrophe α
Waterloo	45°20'	72°31'	eutrophe β

CHAPITRE III

METHODOLOGIE DE CLASSIFICATION NUMERIQUE

3.1 ECHELLE NUMERIQUE

La classification qualitative de base fut transposée sur une échelle numérique de zéro à dix de la façon suivante:



L'échelle de dix unités fut divisée en huit parties égales (1.25 unité), étant donné les huit stades trophiques définis dans la classification qualitative de base. Chaque stade fut ensuite transposé sur la nouvelle échelle en le situant à la valeur centrale de chaque classe.

3.2 APPROCHE MATHEMATIQUE

Une fois établies les cotes trophiques observées, il reste à déterminer un moyen mathématique qui réponde au but visé, c'est-à-dire l'obtention d'une ou plusieurs relations qui, en se basant sur les caractéristiques morphométriques, physico-chimiques et biologiques des lacs, seraient capables de prédire leur cote trophique. La régression multiple linéaire semble la méthode statistique la plus appropriée pour ce genre d'analyse.

La régression multiple linéaire permet de déterminer une relation linéaire entre une variable dépendante (cote trophique observée) et un groupe de variables indépendantes (différents paramètres), lorsque pour chacune des variables l'on dispose d'une série d'observations (30 dans le cas présent).

Cependant, avant d'aborder comme telle la régression multiple utilisée dans cette étude, il a fallu effectuer un certain travail sur les variables indépendantes, soit les paramètres.

3.3 SELECTION DES VARIABLES INDEPENDANTES (paramètres)

Un ensemble de quatorze paramètres fut d'abord considéré. Certains de ces paramètres comme la profondeur moyenne, la transparence des eaux durant l'été et le pourcentage de saturation en oxygène dissous en profondeur en période de stratification thermique maximale, sont déjà réputés pour être de bons indicateurs de l'état trophique d'un lac. Cependant, d'autres paramètres, reliés de façon moins évidente avec le degré d'eutrophisation d'un lac, ont été également considérés afin de ne rien laisser au hasard (le rapport superficie du bassin versant/superficie du lac, la conductivité des eaux de surface au printemps, la concentration d'azote total des eaux de surface en été, etc...).

Toutefois, considérant la dimension relativement réduite de l'échantillon, soit une série de 30 observations, il était dangereux au point de vue statistique de faire intervenir, dans la régression multiple linéaire, un si grand nombre de variables indépendantes. Conséquemment, il a fallu faire la sélection d'un certain nombre de paramètres en se basant sur une méthode statistique quelconque. La régression linéaire simple entre chacun des paramètres et la cote trophique observée permet de visualiser le degré de corrélation entre les variables, et d'obtenir par le fait même, le coefficient quantifiant cette corrélation. Le coefficient de corrélation se définit de la façon suivante:

$$r = \frac{\text{cov}(x,y)}{\sqrt{(\text{var } x)(\text{var } y)}}$$

où

- r = coefficient de corrélation variant de -1 à +1
- cov(x,y) = covariance qui implique les deux variables
- var x = variance de la variable x
- var y = variance de la variable y

Le tableau III.1 montre les résultats obtenus pour l'ensemble des quatorze paramètres. Comme on peut le constater, sept paramètres montrent des coefficients de corrélation (en valeur absolue) avec la cote trophique observée supérieurs à 0.50. Cette limite arbitraire a alors été utilisée pour éliminer, dans une première phase, sept paramètres qui, somme toute, avaient peu de lien avec la processus d'eutrophisation.

TABLEAU III.1

Coefficients de corrélation entre les paramètres* et la cote trophique observée

#	Paramètre	Symbole et unité	Période d'échantillonnage	Coefficient de corrélation
1	Transparence des eaux de surface mesurée avec un disque de Secchi	TR m	Eté	-0.79
2	Pourcentage de saturation en oxygène dissous en profondeur	OD %	Eté	-0.75
3	Azote Kjeldahl dans les eaux de surface	NK mg/l de N	Eté	0.72
4	Poids sec de seston dans les eaux de surface	PS mg/m ³	Eté	0.72
5	Profondeur moyenne du lac	PM m	—	-0.62
6	Chlorophyllie "a" dans les eaux de surface	CH mg/m ³	Eté	0.58
7	Phosphore total dans les eaux de surface	PT mg/l de P	Printemps	0.52
8	Azote total dans les eaux de surface	NT mg/l de N	Eté	0.49
9	Azote total dans les eaux de surface	NT mg/l de N	Printemps	0.44
10	Conductivité des eaux de surface	CO µmhos/cm	Printemps	0.35
11	Rapport du périmètre du lac sur sa superficie	P ₁ /S ₁ 1/km	—	0.30
12	Rapport de la superficie du bassin versant sur celle du lac	S _{BV} /S ₁	—	0.18
13	Différence entre la pH des eaux de surface et le pH en profondeur	pH	Eté	0.09
14	Différence entre les concentrations de nitrates dans les eaux de surface	NO ₃ mg/l de NO ₃	Printemps/Eté	0.04

* Chaque série d'observations pour chacun des paramètres est constituée d'un seul résultat par lac, qui est une mesure ponctuelle dans le temps et dans l'espace. L'échantillonnage de l'été s'effectuait généralement au mois d'août (stratification thermique maximale), alors que celui du printemps avait lieu au début de mai (isothermie).

TABLEAU 111.2

Séries de données de base pour la cote trophique observée et les différents paramètres retenus

#	Cote trophique observée	Saturation en oxygène dissous (%)	Transparence (m)	Profondeur moyenne (m)	Poids sec de seston (mg/m ³)	Azote kjeldahl (mg/l de N)	Chlorophylle "a" (mg/m ³)	Phosphore total (mg/l)	
Montagu m.	1	0.6	47	5.0	13.2	59	0.12	2.05	0.010
Neslet	2	0.6	72	4.8	17.1	24	0.15	2.09	0.006
Meepatic	3	1.9	79	3.4	28.8	125	0.22	3.06	0.012
St. Francis	4	1.9	62	2.5	15.6	76	0.30	3.49	0.012
Onford	5	1.9	54	4.6	17.4	79	0.14	4.29	0.006
Stukelley	6	1.9	67	4.0	13.1	36	0.16	1.70	0.006
Bowker	7	1.9	67	3.3	24.1	17	0.14	1.85	0.006
Manitou	8	3.1	28	4.0	8.7	64	0.19	2.05	0.010
Achégar	9	3.1	11	4.7	12.3	40	0.16	2.05	0.010
St Joseph	10	3.1	57	3.0	16.6	43	0.15	2.78	0.006
Lovering	11	4.4	27	3.3	9.7	95	0.22	7.55	0.012
Mont Jolie	12	4.4	28	3.0	7.9	87	0.22	1.49	0.016
Gaspar	13	4.4	64	2.6	12.5	72	0.18	3.28	0.020
Massoupi	14	4.4	71	2.5	40.3	259	0.19	6.25	0.022
St Joseph(N)	15	4.4	38	3.3	9.0	39	0.18	2.05	0.010
St. Marie	16	4.4	28	3.7	4.7	19	0.12	2.05	0.006
Massoupi Theodose	17	4.4	50	2.5	7.3	25	0.22	2.05	0.006
Mason	18	5.6	32	3.5	9.6	130	0.23	4.06	0.016
Aulmer	19	5.6	56	2.4	8.6	138	0.32	3.65	0.027
Pt Bront.	20	5.6	0	3.1	7.3	61	0.20	2.86	0.035
Des Sables	21	6.9	8	2.5	6.9	117	0.21	4.06	0.016
Roxton	22	6.9	25	1.3	3.2	101	0.44	12.30	0.016
Trois lac	23	8.1	9	0.9	3.7	113	0.45	3.96	0.023
Argent	24	8.1	2	1.6	4.4	113	0.34	9.42	0.013
Magoe	25	8.1	0	1.3	9.9	287	0.40	12.50	0.021
Brome	26	8.1	0	1.6	5.8	203	0.49	15.18	0.019
Waterloo	27	9.4	0	0.8	2.9	570	0.90	43.10	0.023
Dujins	28	9.4	2	1.4	2.0	512	0.28	2.68	0.012
Echo	29	9.4	0	3.5	2.9	244	0.37	5.61	0.020
St-Angelin	30	9.4	45	1.5	4.0	436	0.44	24.30	0.010

C'est ainsi que la sélection finale au niveau des paramètres fut constituée d'un ensemble de sept paramètres d'une grande diversité, soit un paramètre morphométrique (profondeur moyenne), quatre paramètres de nature physico-chimique (transparence en été, le pourcentage de saturation en oxygène dissous en profondeur en été, le phosphore total au printemps et l'azote kjeldahl dans les eaux de surface en été), et deux paramètres biologiques (chlorophylle "a" et le poids sec de seston dans les eaux de surface en été). Le tableau III.2 montre les données de base pour les sept variables indépendantes retenues, ainsi que celles associées à la variable dépendante, soit la cote trophique observée.

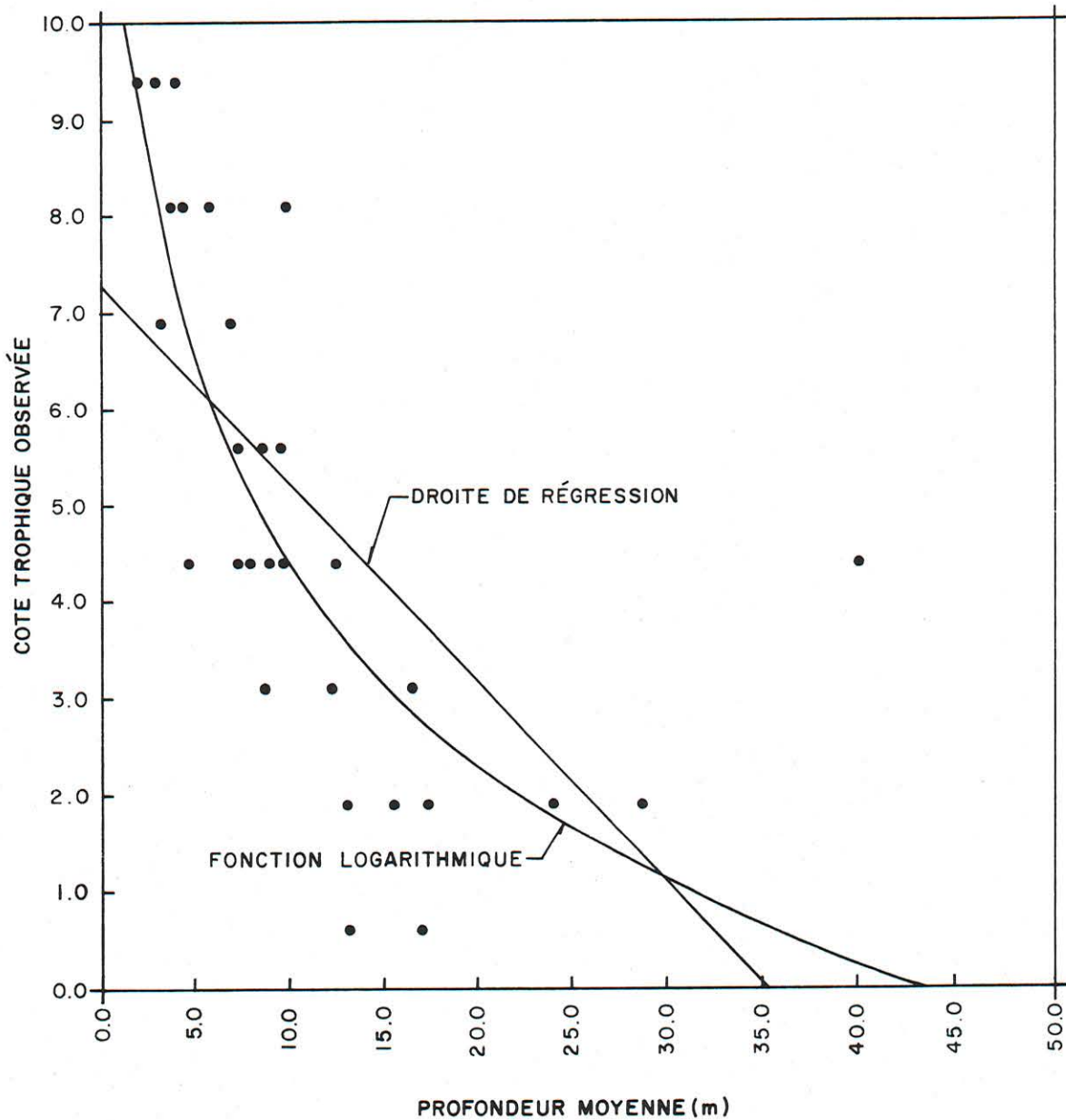
3.4 DEPENDANCE NON-LINEAIRE DE LA VARIABLE DEPENDANTE VIS-A-VIS LES VARIABLES INDEPENDANTES

Une des hypothèses de base pour l'utilisation de la régression multiple linéaire est que la variable dépendante soit reliée linéairement aux variables explicatives. Or, lors du traçage des régressions simples à l'étape précédente, nous avons pu observer que, pour certains paramètres, la cote trophique observée ne semblait pas présenter une dépendance complètement linéaire. On peut trouver à la figure 3.1, l'illustration de cette particularité pour un paramètre donné, soit la profondeur moyenne. Comme on peut le constater, le coefficient de détermination (variance expliquée/variance totale ou r^2) de cette régression est relativement faible (0.39). Par contre, si l'on fait passer par ces mêmes points une fonction logarithmique, la valeur du coefficient de détermination s'élève à 0.65. Cette dernière observation laisse supposer que la dépendance de la cote trophique observée pour ce paramètre n'est probablement pas linéaire, mais se rapproche plutôt du type exponentiel. On peut expliquer plus simplement ce phénomène en disant qu'une variation de cinq mètres au niveau des faibles profondeurs engendre un changement beaucoup plus prononcé du degré d'eutrophisation d'un lac qu'une même variation de cinq mètres au niveau des grandes profondeurs. Par exemple, la variation de la cote trophique observée est de 2.1 unités entre cinq et dix mètres de profondeur moyenne, alors qu'elle n'est que de 0.5 unité entre 25 et 30 mètres, selon la fonction logarithmique montrée à la figure 3.1.

Pour obvier à ce problème, il fallait transformer la variable indépendante de façon à rendre plus linéaire la relation entre cette variable et la variable dépendante. Deux solutions ont été envisagées. On peut d'abord transformer radicalement la variable indépendante en introduisant dans la régression multiple, non pas la valeur réelle de la profondeur moyenne, mais plutôt sa valeur logarithmique. Il est à noter que cette transformation est effectuée pour des valeurs de profondeur moyenne situées dans l'intervalle allant de 1.7 à 43.8 mètres. Les valeurs inférieures et supérieures à ces limites prennent la valeur de la limite la plus rapprochée avant d'être transformées. Le coefficient

FIGURE 3.1

DÉPENDANCE NON-LINÉAIRE DE LA COTE TROPHIQUE OBSERVÉE
VERSUS LA PROFONDEUR MOYENNE



	ÉQUATION	COEFFICIENT DE CORRÉLATION	COEFFICIENT DE DÉTERMINATION (R ²)
FONCTION LINÉAIRE	$Y = 7.31 - 0.21(X)$	-0.62	0.39
FONCTION LOGARITHMIQUE	$Y = 11.69 - 7.12 (\text{Log}_{10} X)$	-0.81	0.65

de corrélation entre cette nouvelle variable indépendante et la cote trophique observée est égal à -0.81 , ce qui représente une amélioration sensible par rapport au coefficient de corrélation initial (-0.62). Cependant, cette méthode complique quelque peu l'utilisation des formules finales. En effet, les coefficients de régression ne multiplieront plus uniquement une variable indépendante, mais le logarithme de cette variable.

La seconde alternative pour transformer la variable indépendante, consiste à lui fixer une limite arbitraire au-delà de laquelle les valeurs qui lui sont supérieures sont ramenées à la valeur de cette limite. De toute façon, ces limites arbitraires représentent les valeurs des sept variables indépendantes (paramètres) au-delà desquelles l'influence de ces dernières sur la cote trophique observée est négligeable. Dans le cas de la profondeur moyenne, cette limite a été fixée à 25.0 mètres, ce qui correspond approximativement à la valeur à partir de laquelle, la relation entre la cote trophique observée et le paramètre en question, cesse d'être linéaire. On peut visualiser l'effet de cet ajustement à l'aide de la figure 3.2. Deux valeurs (28.8 et 40.3 m) ont été ramenées à 25.0 m et la droite de régression semble mieux centrée vis-à-vis le nuage de points principal, comme le prouve la valeur de son coefficient de détermination, soit 0.57. Le coefficient de corrélation entre la cote trophique observée et cette nouvelle variable indépendante s'élève à -0.76 , ce qui représente également une amélioration sensible comparativement au coefficient initial (-0.62).

L'analyse de régression multiple linéaire a été effectuée selon chacune de ces deux méthodes, c'est-à-dire en transformant au préalable les observations des sept paramètres considérés. L'étude de ces deux méthodes en parallèle a permis de constater qu'elles étaient sensiblement équivalentes au niveau des résultats finals, si l'on compare les types de relations établies, leur pourcentage de variabilité expliquée et leur erreur résiduelle respective. Devant cette constatation, il fut donc décidé d'opter pour la seconde méthode de transformation, principalement pour des raisons de facilité d'utilisation des futures relations. Conséquemment, il ne sera plus fait allusion à la première méthode dans les prochaines parties de ce chapitre. On peut trouver au tableau III.3, les limites supérieures et arbitraires qui ont été utilisées pour ajuster les sept variables indépendantes introduites dans la régression multiple linéaire, et au tableau III.4, les données de base ajustées selon la méthode choisie.

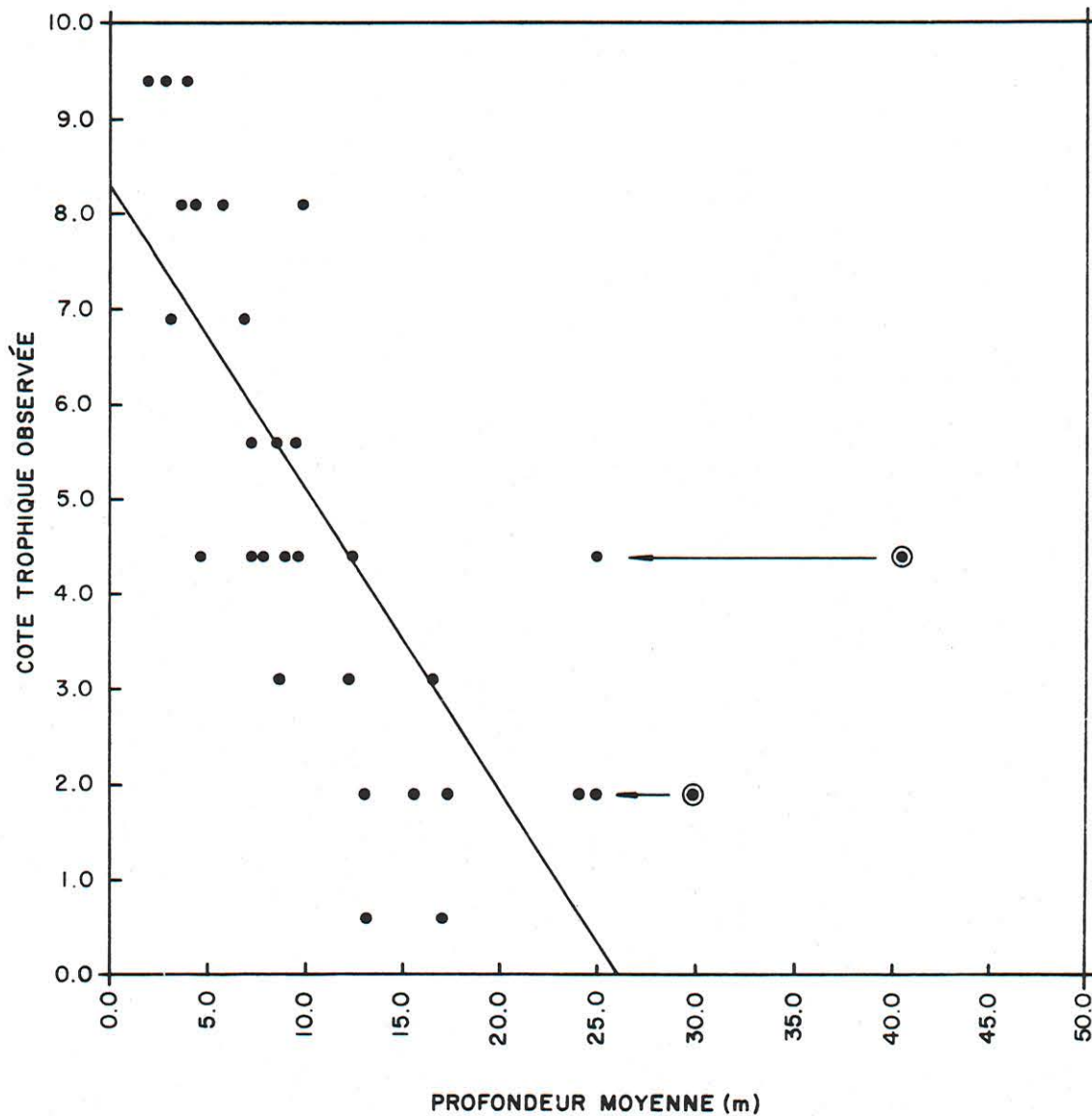
3.5 REGRESSION MULTIPLE LINEAIRE*

Comme il a déjà été mentionné, la régression multiple linéaire permet de déterminer une relation linéaire entre une variable dépendante (cote trophique observée) et un groupe de variables indépendantes (sept paramètres), lorsque pour chacune de ces variables, l'on dispose d'une série d'observations (30).

*Le but de ce rapport n'étant pas d'analyser en détail le processus mathématique de la régression multiple linéaire, seulement les grandes lignes de cette méthode statistique seront mentionnées. La majeure partie des explications relatives à cette méthode, ainsi que le programme de calcul informatisé sont contenus dans un rapport interne de l'I.N.R.S.-Eau (Robitaille, R. et Bobée, B. 1975).

FIGURE 3.2

RÉGRESSION LINÉAIRE ENTRE LA COTE TROPHIQUE OBSERVÉE
ET LA PROFONDEUR MOYENNE AJUSTÉE SELON LA SECONDE
MÉTHODE



⊙ VALEUR DE PROFONDEUR MOYENNE RAMENÉE À LA LIMITE DE 25 MÈTRES
ÉQUATION DE LA DROITE DE RÉGRESSION : $Y = 8.35 - 0.32 (x)$
COEFFICIENT DE CORRELATION : -0.76
COEFFICIENT DE DÉTERMINATION (R^2) : 0.57

TABLEAU III.3

Limites supérieures utilisées pour l'ajustement des
valeurs des paramètres

Paramètre	Symbole	Limite supérieure
Pourcentage de saturation en oxygène dissous en profondeur en été	OD	100%
Transparence des eaux de surface mesurée avec un disque de Secchi en été	TR	6.0 m
Profondeur moyenne du lac	PR	25.0 m
Poids sec de seston dans les eaux de surface en été	PS	300 mg/m ³
Azote kjedahl dans les eaux de surface en été	NK	0.50 mg/l de N
Chlorophylle "a" dans les eaux de surface en été	CH	16.00 mg/m ³
Phosphore total dans les eaux de surface au printemps	PT	0.035 mg/l de P

TABLEAU III.5

Coefficients de corrélation

CTO	1.00							
OD	-0.75	1.00						
TR	-0.79	0.43	1.00					
PM	-0.76	0.78	0.48	1.00				
PS	0.76	-0.40	-0.62	-0.31	1.00			
NK	0.80	-0.53	-0.82	-0.57	0.69	1.00		
CH	0.66	-0.41	-0.66	-0.38	0.69	0.82	1.00	
PT	0.52	-0.44	-0.47	-0.29	0.44	0.48	0.30	1.00
	CTO	OD	TR	PM	PS	NK	CH	PT

Symboles:

CTO: Cote trophique observée

OD: Oxygène dissous

TR: Transparence

PM: Profondeur moyenne

PS: Poids sec de seston

NK: Azote kjeldahl

CH: Chlorophylle "a"

PT: Phosphore total

déterminer quatre relations assez intéressantes peut être subdivisé en six étapes successives qui correspondent en fait à six traitements successifs au moyen d'un programme de calcul informatisé. Les deux critères statistiques qui permettent d'apprécier la valeur des quatre relations déterminées, sont la variabilité expliquée et l'erreur résiduelle qui se définissent de la façon suivante:

$$\begin{array}{l} \text{Variabilité expliquée} \\ \text{ou coefficient de} \\ \text{détermination (r}^2\text{)} \end{array} = \frac{\text{Somme des carrés des écarts dus} \\ \text{à la régression}}{\text{Somme des carrés des écarts totaux}}$$

$$\text{Erreur résiduelle} = \sqrt{\text{Moyenne des carrés des écarts résiduels}}$$

Premier traitement (figure 3.3): Ce premier traitement impliquait évidemment les sept variables indépendantes (paramètres) sélectionnées. Il est à noter que les valeurs des coefficients de régression présentées dans ces figures sont calculées à partir des données de base centrées réduites afin de les comparer. La variabilité expliquée de cette relation est de 92.5 pour cent pour un K égal à 0.20. Deux paramètres ont été éliminés suite à ce premier traitement, principalement à cause de leur coefficient relativement faible, (<0.07 pour K = 0.20) et de leur faible pouvoir explicatif, soit la chlorophylle "a" (CH) et le phosphore total (PT). On peut constater également que le coefficient de l'azote kjeldahl (NK) est négatif lorsque K est égal à zéro, c'est-à-dire dans le cas où la méthode de régression multiple habituelle est utilisée. Cette dernière observation illustre assez bien le désavantage de la méthode traditionnelle, puisque l'affectation négative de ce coefficient n'est pas conforme au phénomène physique.

Deuxième traitement (figure 3.4): Les cinq variables restantes ont été introduites de nouveau dans l'analyse de régression. La variabilité expliquée de cette relation est également de 92.5 pour cent pour un K égal à 0.20. La suppression de deux paramètres (CH et PT) n'a donc pas diminué le pouvoir explicatif de cette relation. Dans la même optique qu'au premier traitement, l'azote kjeldahl fut éliminé vu la valeur relativement faible de son coefficient (<0.10 pour K = 0.20).

Troisième traitement (figure 3.5): Quatre variables furent soumises à une nouvelle analyse, soit l'oxygène dissous, la transparence, la profondeur moyenne et le poids sec de seston. Graphiquement, on peut constater que le résultat est assez intéressant. En effet, suite à l'élimination de l'azote kjeldahl, les quatre coefficients sont relativement stables et leur valeur est comparable en valeur absolue. Cette relation linéaire, impliquant quatre paramètres, fut choisie pour un K égal à 0.20, éliminant ainsi une bonne partie de la légère instabilité des coefficients. La relation retenue possède une variabilité expliquée de 92.9 pour cent (donc, aucune diminution du pouvoir explicatif de la relation) et une erreur résiduelle de 0.80. Cette relation représente le meilleur modèle prédictif développé par cette étude.

FIGURE 3.3
VALEUR DES DIFFÉRENTS COEFFICIENTS EN FONCTION DE K
PREMIER TRAITEMENT (7 PARAMÈTRES)

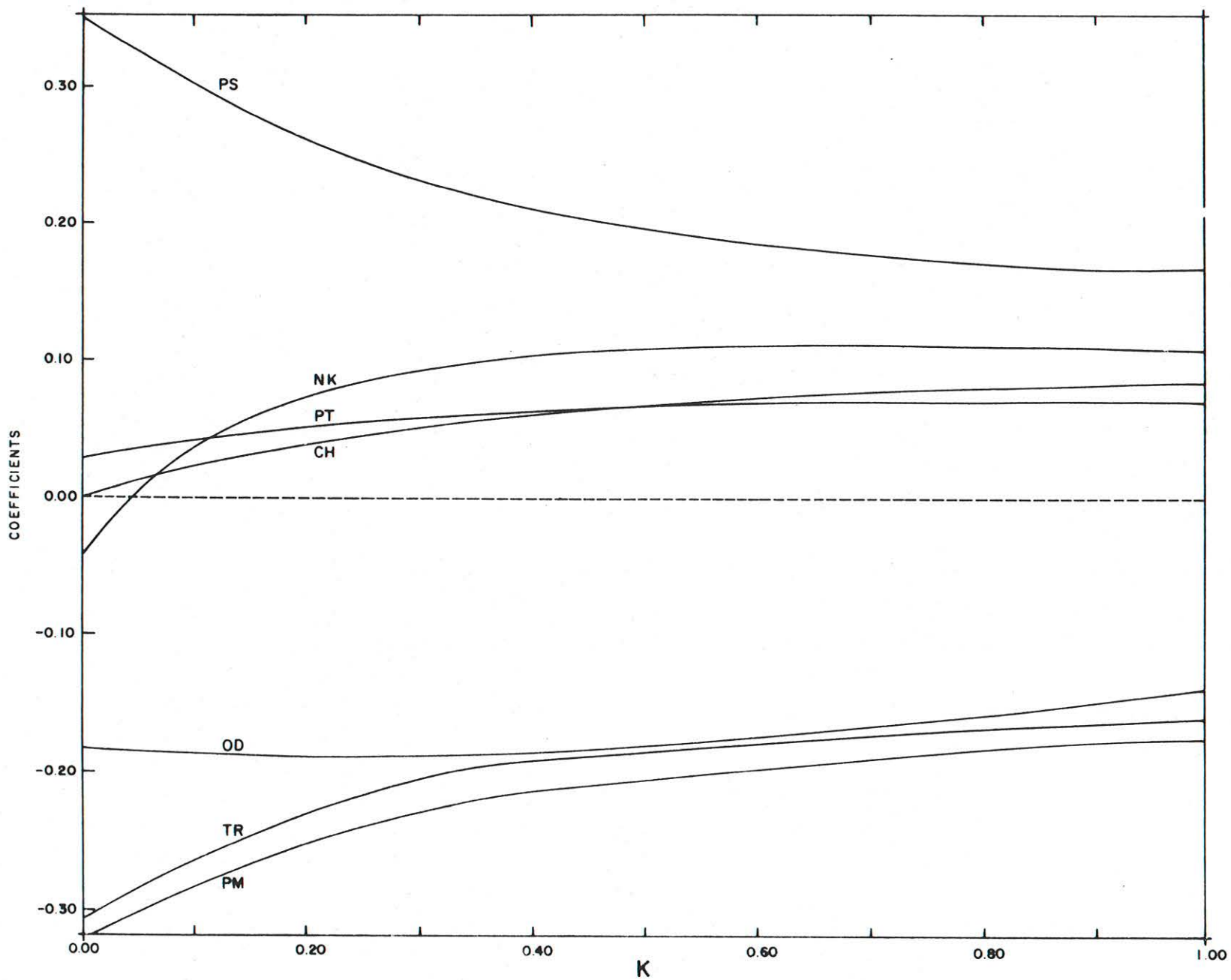


FIGURE 3.4

VALEUR DES DIFFÉRENTS COEFFICIENTS EN FONCTION DE K
DEUXIÈME TRAITEMENT (5 PARAMÈTRES)

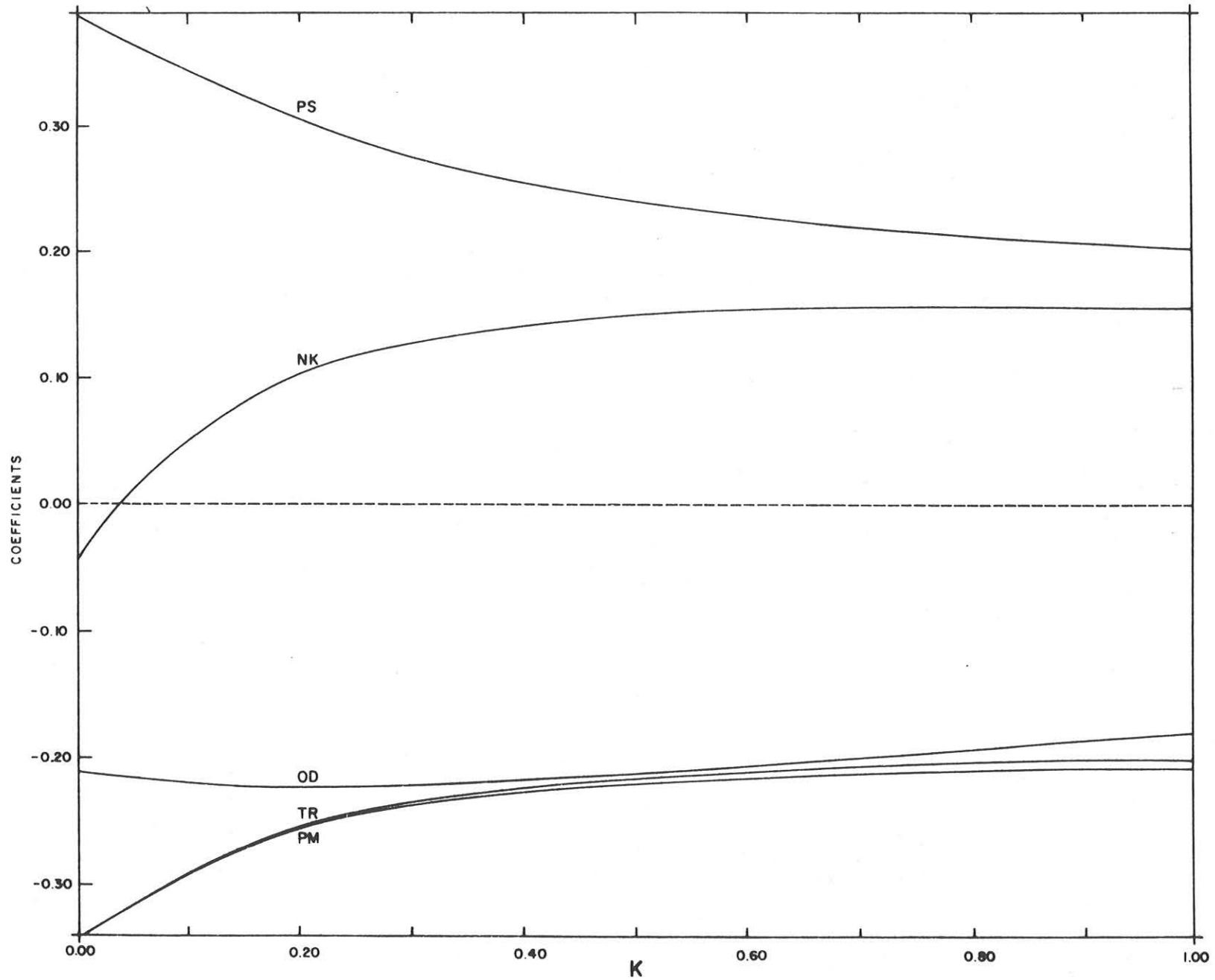
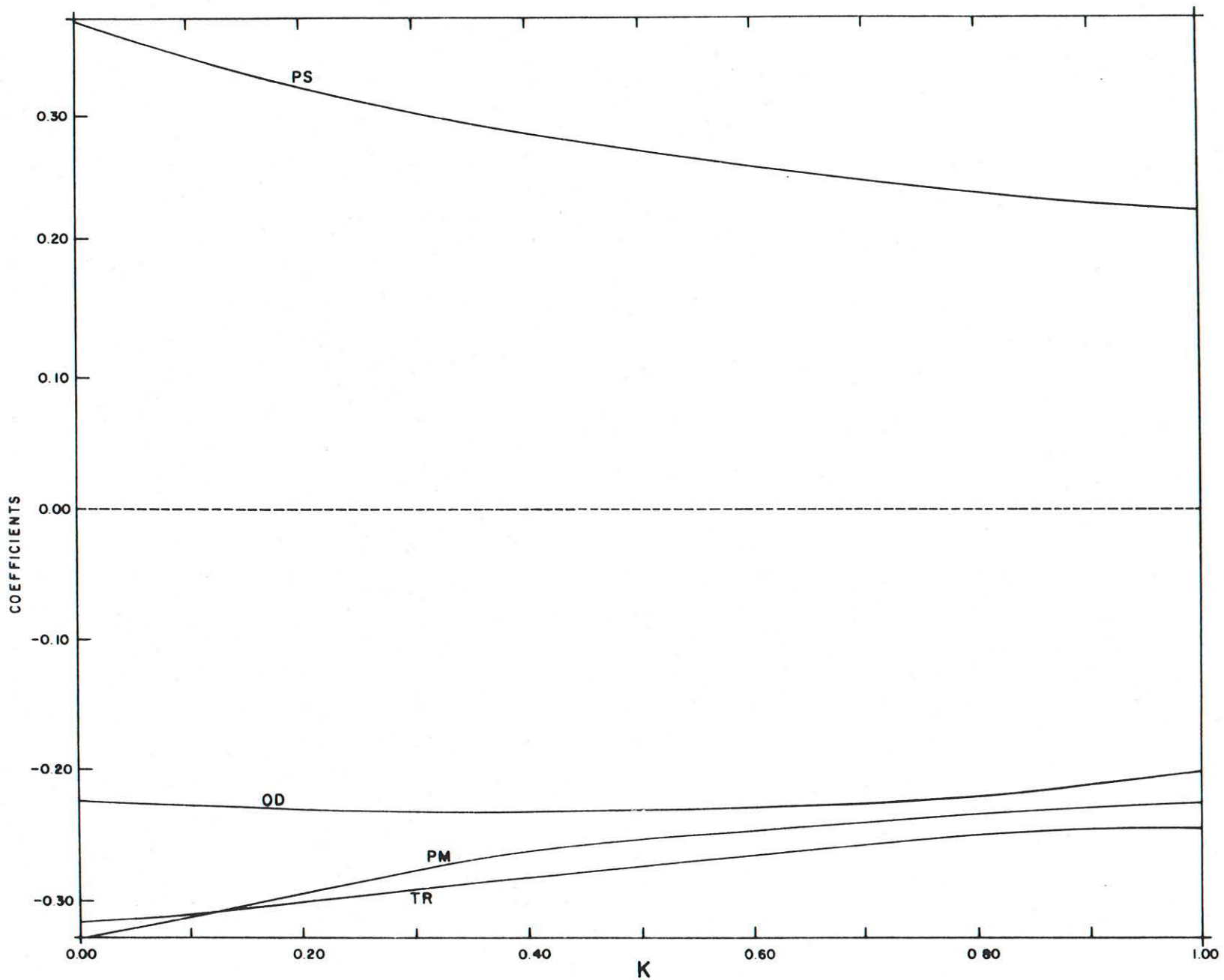


FIGURE 3.5

VALEUR DES DIFFÉRENTS COEFFICIENTS EN FONCTION DE K
TROISIÈME TRAITEMENT (4 PARAMÈTRES)



RELATION POUR K = 0.20

$$CT_4 = 7952 - 0.024 (OD) - 0.703 (TR) - 0.117 (PM) + 0.010 (PS)$$

VARIABILITÉ EXPLIQUÉE

92.9%

ERREUR RÉSIDUELLE

0.80

Cependant, l'élimination progressive des variables fut poussée plus loin pour savoir s'il était possible de déterminer d'autres relations impliquant moins de paramètres qui conserveraient une variabilité expliquée élevée et une erreur résiduelle assez petite. Ainsi, la variable ayant le coefficient le plus petit en valeur absolue fut éliminée, soit l'oxygène dissous.

Quatrième traitement (figure 3.6): Avec cette nouvelle étape dans le traitement des données par l'analyse de régression, on peut constater que les coefficients de la profondeur moyenne et du poids sec de seston sont quelque peu moins stables. Toutefois, cette relation pour un K égal à 0.20 montre une variabilité expliquée de 90.9 pour cent et une erreur résiduelle de 0.88. Conséquemment, on peut considérer cette relation avec trois paramètres comme satisfaisante.

Cinquième traitement (figure 3.7): Les cinquième et sixième traitements n'ont pas été effectués en suivant le même critère mathématique que les quatre premiers, c'est-à-dire l'élimination successive des variables montrant les coefficients les plus faibles. Pour des raisons qui seront données au chapitre suivant, la détermination d'une relation n'impliquant pas la profondeur moyenne (paramètre assez laborieux à obtenir) était avantageuse.

Suite au troisième traitement qui impliquait quatre paramètres (OD, PS, PM et TR), la variable ayant le plus faible coefficient avait été éliminée, soit l'oxygène dissous. Avec ce cinquième traitement, cet ensemble de quatre paramètres fut reconsidéré mais en éliminant délibérément la profondeur moyenne au lieu de l'oxygène dissous.

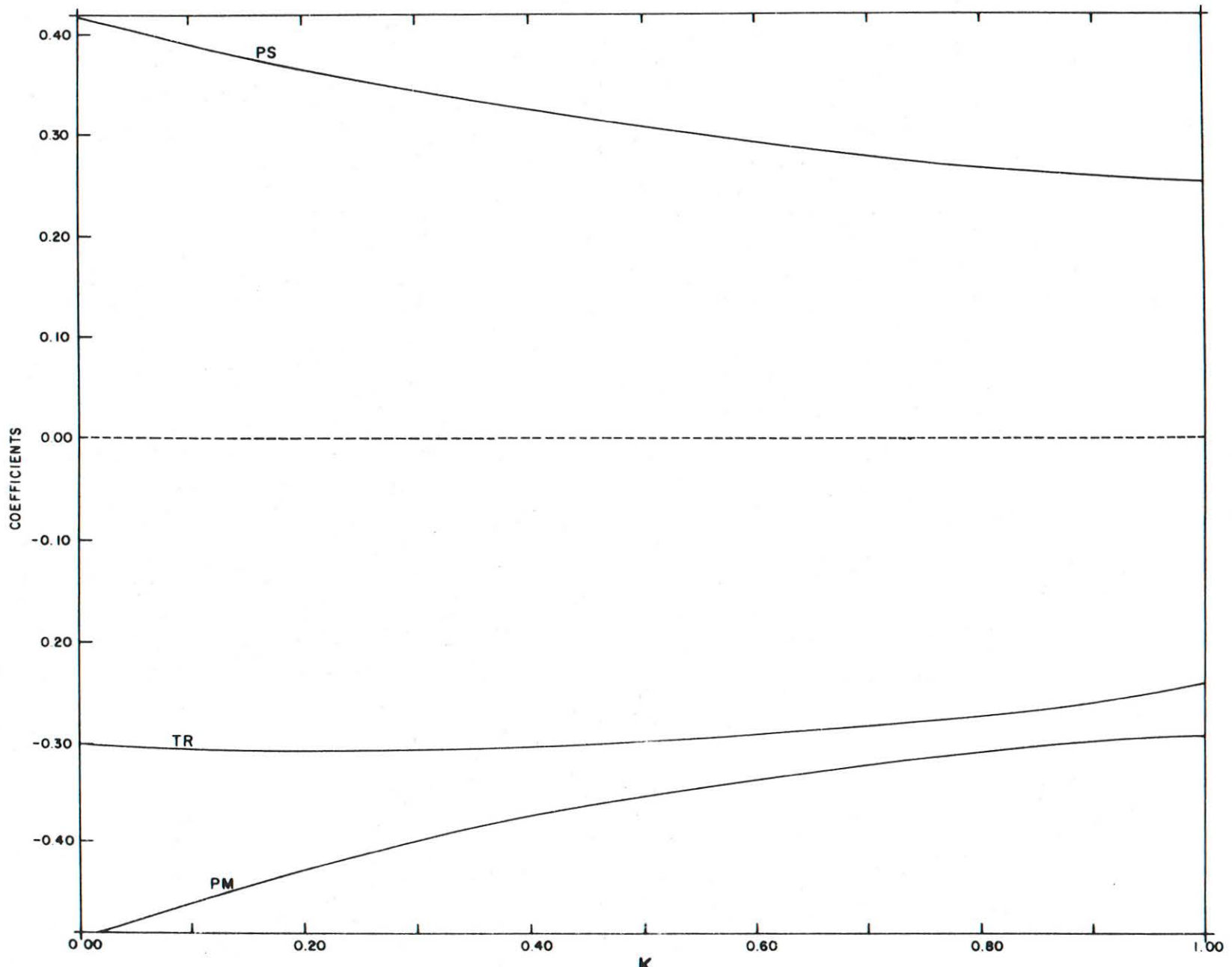
Les résultats obtenus sont tout de même assez satisfaisants. La relation déterminée pour un K égal à 0.20 montre une variabilité expliquée de 89.0 pour cent et une erreur résiduelle de 0.98.

Sixième traitement (figure 3.8): La détermination d'une relation simple et pratique, qui ne ferait intervenir qu'un nombre restreint de paramètres faciles à échantillonner, était un de nos objectifs. A cet effet, une relation n'impliquant que l'oxygène dissous et la transparence semblait des plus intéressantes. Le sixième traitement consista donc à effectuer une régression multiple linéaire avec seulement ces deux paramètres. La relation déterminée pour un K égal à 0.20 possède une variabilité expliquée de 82.2 pour cent et une erreur résiduelle de 1.22. De plus, les valeurs des coefficients en fonction de K sont nettement moins stables. La valeur statistique de cette dernière relation est donc moins élevée que celle des autres relations retenues, et son utilisation est sous réserve comme il en sera mentionné au chapitre suivant.

On peut constater avec la figure 3.9 que l'augmentation du pourcentage de l'erreur résiduelle expliquée, en se servant de la méthode modifiée de la régression multiple linéaire (Ridge Regression), est négligeable et généralement inférieure à un pour cent.

FIGURE 3.6

VALEUR DES DIFFÉRENTS COEFFICIENTS EN FONCTION DE K
QUATRIÈME TRAITEMENT (3 PARAMÈTRES)



RELATION POUR K = 0.20

$$CT_3 = 7.643 - 0.721 (TR) - 0.174 (PM) + 0.011 (PS)$$

K

VARIABILITÉ EXPLIQUÉE

90.9 %

ERREUR RÉSIDUELLE

0.88

FIGURE 57

VALEUR DES DIFFÉRENTS COEFFICIENTS EN FONCTION DE K
CINQUIÈME TRAITEMENT (3 PARAMÈTRES)

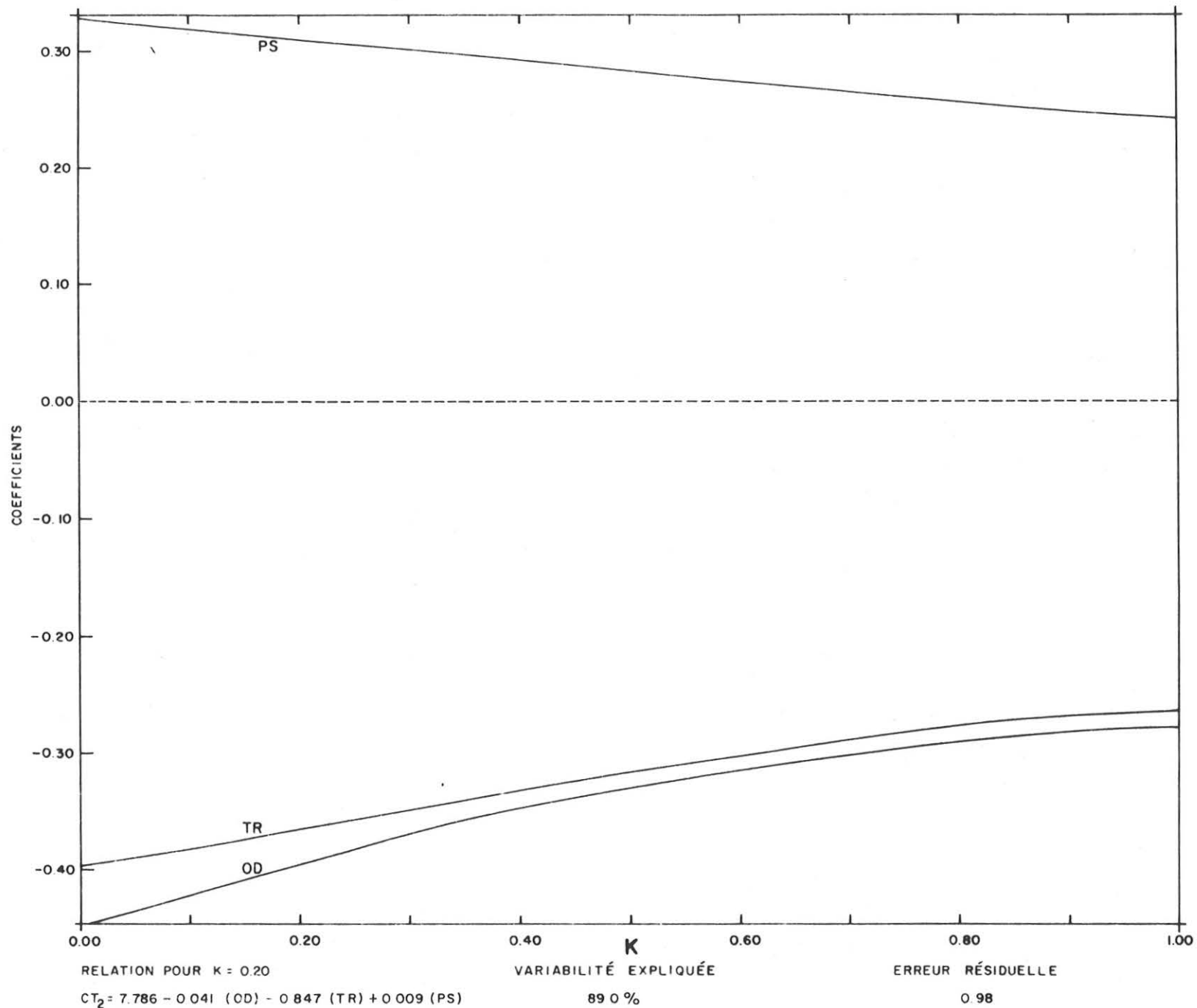
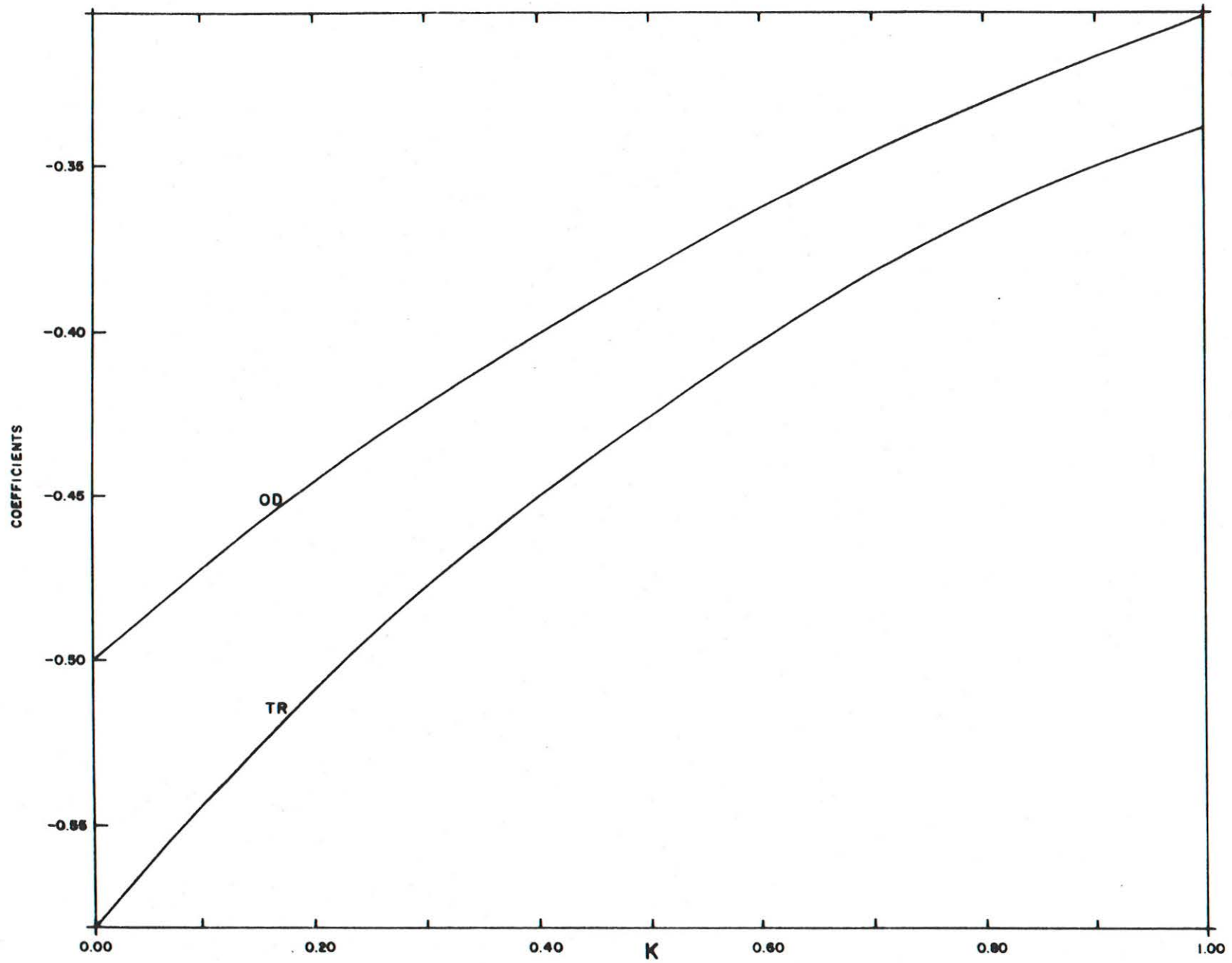


FIGURE 3.8
 VALEUR DES DIFFÉRENTS COEFFICIENTS EN FONCTION DE K
 SIXIÈME TRAITEMENT (2 PARAMÈTRES)



RELATION POUR K = 0.20

$$CT_1 = 10.037 - 0.046 (OD) - 1.183 (TR)$$

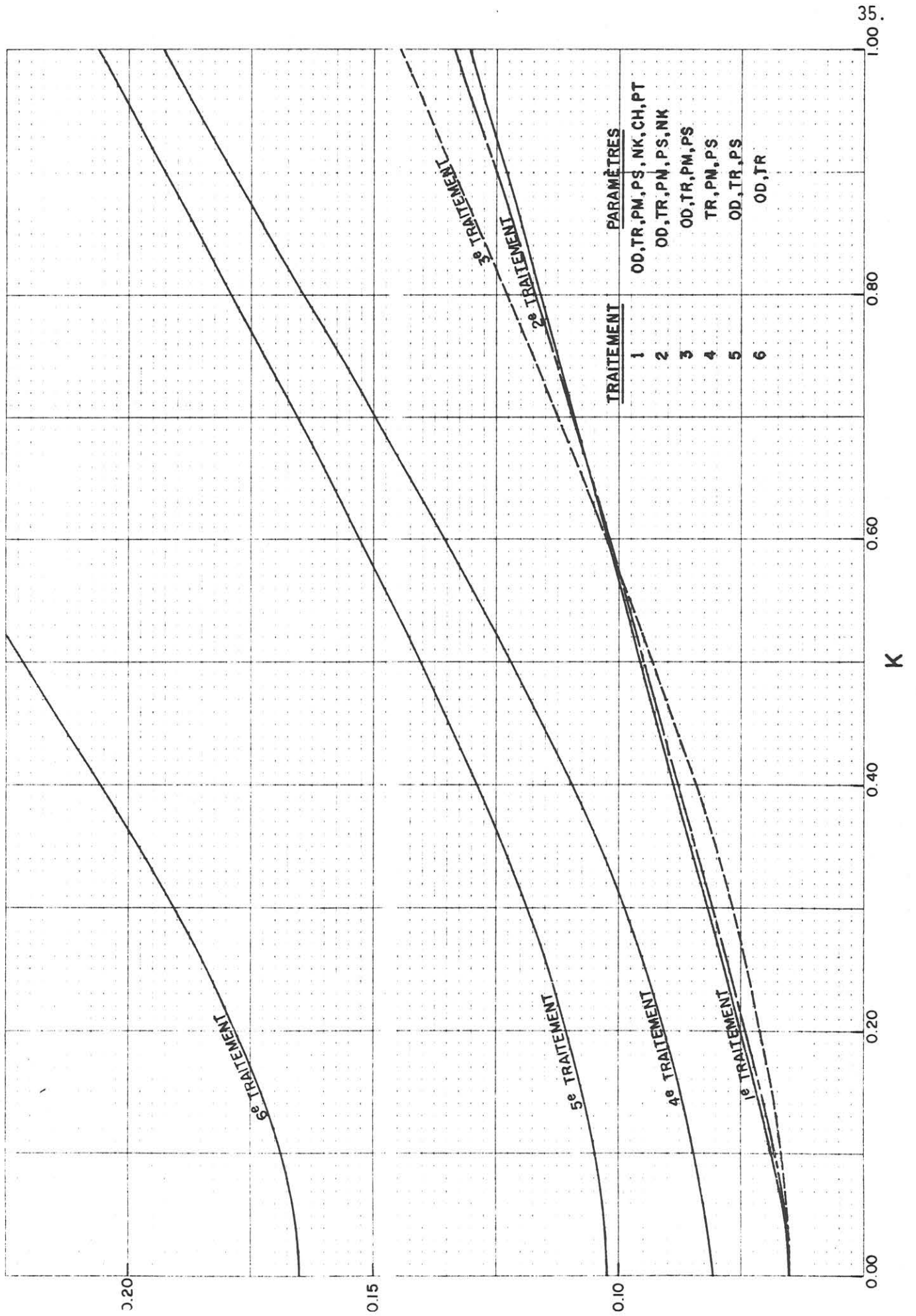
VARIABILITÉ EXPLIQUÉE

82.2 %

ERREUR RÉSIDUELLE

1.22

FIGURE 3.9
 POURCENTAGE DE L'ERREUR RÉSIDUELLE EXPLIQUÉE EN FONCTION DE K



On trouvera au tableau III.6, les quatre relations déterminées et leurs caractéristiques.

TABLEAU III.6

RELATIONS DETERMINEES ET CARACTERISTIQUES STATISTIQUES

#	Constante	Coefficients				Variabilité expliquée (%)	Erreur résiduelle
		OD	TR	PM	PS		
1	+10.037	-0.046	-1.183			82.2	1.22
2	+ 7.786	-0.041	-0.847		+0.009	89.0	0.98
3	+ 7.643		-0.721	-0.174	+0.011	90.9	0.88
4	+ 7.952	-0.024	-0.703	-0.117	+0.010	92.9	0.80

CHAPITRE IV

UTILISATION DES RELATIONS POUR DETERMINER LA COTE TROPHIQUE D'UN LAC

4.1 INTERPRETATION LIMNOLOGIQUE ET ECHANTILLONNAGE DES PARAMETRES

Comme il a pu être constaté, il n'a pas encore été question de la signification et des techniques d'échantillonnage des paramètres. Cette omission, jusqu'à ce stade-ci du rapport, a été faite volontairement afin d'éviter de commenter tous les paramètres impliqués au début de cette étude. Conséquemment, seulement les quatre paramètres retenus seront décrits dans ce chapitre.

Le pourcentage de saturation en oxygène dissous en profondeur, en période de stratification thermique maximale et estivale, est sans aucun doute un des paramètres les plus indicateurs du degré d'eutrophisation d'un plan d'eau. La diminution des concentrations en oxygène dissous au fond d'un lac est reliée, en majeure partie, à la consommation de ce gaz dissous par les bactéries aérobiques qui décomposent la matière organique s'accumulant à cet endroit. Or, cette accumulation de matière organique est proportionnelle à la quantité de matière vivante produite par le milieu lacustre qui meurt et sédimente au fond du lac. Il est donc normal que le phénomène de la diminution plus ou moins progressive des quantités d'oxygène dissous en profondeur, au cours des années, soit associé à l'augmentation de la production biologique du milieu aquatique qui constitue le reflet le plus évident du vieillissement d'un lac.

Le pourcentage de saturation en oxygène dissous a été préféré à la concentration en oxygène dissous afin d'obvier au problème causé par les différentes températures observées au fond des lacs en été. Comme on le sait, une eau froide contient plus d'oxygène (en concentration) qu'une eau chaude à des conditions ambiantes semblables. Par exemple, si on détecte dans deux lacs différents des concentrations en oxygène dissous de 12.7 et de 11.5 mg/l, pour des températures respectives de 4° et 8°C, on peut considérer que les deux concentrations sont en fait équivalentes, la saturation en oxygène étant la même pour les eaux de ces deux lacs, soit 100 pour cent (à une altitude de 800 pieds).

En ce qui a trait aux pourcentages de saturation en oxygène dissous qui ont servi à cette étude, ils ont été sélectionnés de la façon suivante: il s'agit de résultats déduits de concentrations en oxygène dissous prélevées à un mètre au-dessus du fond, dans la zone la plus profonde, en période de stratification thermique maximale (août). La majorité des observations ont été effectuées en direct avec une sonde qui enregistrait à la fois l'oxygène dissous, la température, le pH et la conductivité (Surveyer 6D, Hydrolab). La précision de la lecture relative à la

concentration en oxygène dissous est de l'ordre du dixième de mg/l. Évidemment, un dosage chimique de la concentration en oxygène dissous, selon la méthode Winkler, pourrait également être utilisé.

Un problème se pose pour les lacs peu profonds (moins de dix mètres de profondeur) qui ne sont pas ou qui sont très peu stratifiés, au point de vue thermique, durant l'été, principalement à cause du brassage des eaux par les vents. Les phases d'anoxie sont limitées dans ces lacs à de courtes périodes où la masse d'eau est peu agitée. Parmi ces lacs qui ont servi à l'étude en cours, il y a quelques lacs peu profonds généralement non stratifiés pendant l'été. Cependant, vu le nombre considérable de données recueillies sur ces lacs, il fut possible de trouver, pour chacun de ces lacs, une période calme, plus ou moins longue où des concentrations en oxygène dissous relativement faibles avaient été détectées.

L'utilisateur qui aura à déterminer le stade trophique d'un lac, ne possèdera pas nécessairement une série d'observations pour les teneurs en oxygène dissous en profondeur; souvent, son échantillonnage se limitera à une ou deux données. Pour les lacs profonds qui sont stratifiés en été, une donnée est suffisante pourvu qu'elle soit prélevée à une période propice, soit au mois d'août plus précisément. Pour les lacs peu profonds, productifs et non stratifiés, il est très possible que l'utilisateur n'observe aucun déficit en oxygène dissous au fond des lacs. Dans ce cas, l'utilisateur pourra toujours se replier sur la relation qui n'implique pas l'oxygène dissous, mais plutôt la transparence, la profondeur moyenne et le poids sec de seston.

La transparence mesurée avec un disque de Secchi est une mesure de la quantité de matière en suspension dans l'eau, bien qu'elle puisse être également influencée par certaines substances en solution, comme les acides humiques, qui donnent une coloration brunâtre à l'eau et conséquemment réduisent la transparence. La diminution de la transparence de l'eau est reliée, tout comme celle de l'oxygène dissous en profondeur, à une augmentation du degré d'eutrophisation. En fait, on associe une faible transparence à une forte concentration de particules en suspension, dont la majorité serait de nature biologique, surtout des organismes planctoniques. Encore une fois, on peut constater qu'il s'agit d'un paramètre qui est associé à la production biologique du milieu aquatique.

Les données de transparence qui ont été introduites dans l'analyse de régression proviennent d'une lecture qui avait été effectuée généralement en août, au moyen d'un disque de Secchi de vingt centimètres de diamètre. La précision de cette mesure est de l'ordre de 0.2 mètre. Les observations de transparence sont assez stables pendant ce mois pour la plupart des lacs, à l'exception de ceux qui sont très productifs. Pour ces derniers, une moyenne de quelques observations est préférable à une lecture unique. De plus, il est à conseiller d'éviter de faire des lectures lors des journées trop nuageuses, ou encore les jours suivant de fortes pluies à cause de l'augmentation de la turbidité.

Soulignons en dernier lieu, le cas de certains lacs où une partie plus ou moins importante des particules en suspension sont de nature inorganique (argiles très fines par exemple). Evidemment, la transparence en sera diminuée pour autant et conséquemment, la valeur de ce paramètre s'en trouvera amoindrie.

Le poids sec de seston est une mesure directe de la quantité de particules supérieures à 80 microns, de nature organique et inorganique, en suspension dans les eaux de surface d'un lac. De par sa méthodologie d'échantillonnage, on peut considérer que le poids sec de seston équivaut généralement au poids sec de la biomasse planctonique. Or, il est bien connu que le vieillissement d'un lac est accompagné d'une augmentation de la biomasse planctonique. Il s'agit donc d'un paramètre qui est étroitement associé à la production biologique en milieu lacustre.

Les données de poids sec de seston qui ont servi à cette étude, ont été recueillies et analysées selon la méthodologie qui suit. Les échantillons de seston étaient prélevés à l'aide d'un filet à plancton (type Wisconsin), possédant une ouverture de douze centimètres de diamètre et une maille de 80 microns, c'est-à-dire le filet généralement utilisé pour échantillonner le phytoplancton. Ce filet était descendu jusqu'à une profondeur constante de 8.8 mètres et était remonté à un rythme inférieur à un mètre par seconde. Ce processus était répété cinq fois et le volume d'eau ainsi filtré était équivalent à 500 litres, soit 0.5 mètre cube. Par la suite, les échantillons étaient fixés par une addition d'environ dix pour cent de formaldéhyde. Une fois au laboratoire, les échantillons étaient filtrés sur des pré-filtres (Millipore, type AP25) ayant été antérieurement pesés. Les filtres étaient placés dans un four, à une température de 52°C, pour une période de 24 heures. Le poids sec de seston était déterminé par différence entre les poids des filtres. Enfin, le résultat obtenu est multiplié par un coefficient de deux pour l'exprimer en milligramme par mètre cube. La précision admise généralement pour ce paramètre est le milligramme par mètre cube.

Dans le cadre de cette étude, les données de poids sec de seston consistaient, pour chacun des 30 lacs, en une seule observation effectuée au cours du mois d'août. Tout comme pour la transparence, une moyenne de quelques observations au cours des mois d'août est préférable pour les lacs où les variations de la biomasse planctonique sont grandes durant l'été.

A la lueur de l'interprétation limnologique des trois paramètres discutés jusqu'à présent, on peut constater qu'il s'agit de paramètres évaluateurs des conséquences du phénomène de l'eutrophisation. L'interprétation limnologique de la profondeur moyenne diffère, à ce point de vue, des trois autres paramètres; en effet, une faible profondeur moyenne peut être plutôt considérée comme une cause de l'eutrophisation d'un lac. Plus le volume d'eau d'un lac est important comparativement à sa superficie (ce qui équivaut à une augmentation de la profondeur moyenne), plus la masse d'eau aura un potentiel de dilution élevé pour

atténuer les effets des apports extérieurs en substances nutritives. En outre, plus la profondeur moyenne d'un lac est grande, moins les contacts et les échanges entre les sédiments de fond et les eaux de surface sont intenses. Or, ces échanges se traduisent souvent par une remise en solution ou en suspension de substances fertilisantes. Une faible profondeur moyenne aura également pour effet de favoriser la production biologique en milieu lacustre en induisant une augmentation sensible de la température de l'eau pendant la saison estivale.

Cependant, il faut souligner que la diminution de la profondeur moyenne d'un lac peut également être considérée, jusqu'à un certain point, comme une conséquence du phénomène de l'eutrophisation. Ce paramètre intègre, à la fois, les processus de production et de décomposition de la matière organique. Dans un lac oligotrophe, la production biologique étant faible, il se produit très peu d'accumulation de sédiments au fond du lac. Cependant, avec le vieillissement du milieu lacustre, la production biologique va en augmentant et les processus de décomposition au fond du lac sont pour ainsi dire débordés. Evidemment, cette accumulation sans cesse grandissante de sédiment au fond du lac diminue la profondeur moyenne jusqu'au moment où ce dernier sera complètement comblé (tourbière).

La profondeur moyenne est un paramètre qui est facile à calculer, mais difficile à obtenir. En effet, on détermine ce paramètre en divisant simplement le volume du lac par sa superficie. Cependant, le volume d'un lac est une donnée plutôt laborieuse à obtenir puisqu'elle nécessite, non seulement la planimétrie des différentes aires entre les isobathes, mais également la bathymétrie du lac. A ce sujet, il serait intéressant que des études soient entreprises en vue d'estimer la profondeur moyenne au moyen d'autres paramètres plus faciles à obtenir. La précision de ce paramètre est de l'ordre du dixième de mètre. Evidemment, les considérations temporelles, pour la détermination de ce paramètre, sont inexistantes sur une échelle de temps réduite.

4.2 UTILISATION DES RELATIONS

Tous les paramètres, à l'exception de la profondeur moyenne, doivent être mesurés au cours du mois d'août. C'est la seule période de l'année où les quatre relations déterminées pourront être utilisées, si l'on veut respecter la méthodologie d'évaluation. La relation, impliquant quatre paramètres, est évidemment la plus intéressante à utiliser, à cause de sa valeur statistique. Cependant, les éventuels utilisateurs de ces relations ne posséderont pas nécessairement toutes les données pour employer cette formule. Comme il a déjà été mentionné, la profondeur moyenne d'un lac est un paramètre assez laborieux à mesurer; conséquemment, l'utilisateur aura intérêt à se servir de la relation basée sur l'oxygène dissous, la transparence et le poids sec de seston. Le même raisonnement peut également s'appliquer pour l'oxygène dissous, qui ne peut être utilisé dans les lacs non stratifiés au point de vue

TABLEAU IV. I
APPLICABILITÉ DES RELATIONS

			PARAMÈTRES REQUIS *			
			Pourcentage de saturation en oxygène dissous en profondeur * *	Transparence des eaux	Profondeur moyenne	Poids sec de seston
RELATIONS	Erreur résiduelle	Condition du régime thermique du lac en été	LIMITES SUPÉRIEURES POUR AJUSTEMENT			
			100 %	6.0 m	25.0 m	300 mg/m ³
$CT_1 = 10.037 - 0.046 OD - 1.183 TR$	1.22	Stratifié	OD	TR		
$CT_2 = 7.786 - 0.041 OD - 0.847 TR + 0.009 PS$	0.98	Stratifié	OD	TR		PS
$CT_3 = 7.643 - 0.721 TR - 0.174 PM + 0.011 PS$	0.88	Stratifié ou non		TR	PM	PS
$CT_4 = 7.952 - 0.024 OD - 0.703 TR - 0.117 PM + 0.010 PS$	0.80	Stratifié	OD	TR	PM	PS
			APPAREILLAGE REQUIS			
			Sonde à température et à oxygène dissous ou thermomètre inversé et dosage chimique de l'oxygène dissous (Winkler)	Disque de Secchi	Relevés bathymétriques (écho-sonde, planimétrie)	<ul style="list-style-type: none"> -Filet à plancton (type de Wisconsin, maille de 80 microns) -Four (52°C) -Balance de précision (0.1 mg) -Pré-filtres (millipore, AP25)

* Tous les paramètres, à l'exception de la profondeur moyenne doivent être échantillonnés dans la zone profonde du lac au mois d'août.

thermique. Dans ce dernier cas, la relation basée sur la profondeur moyenne, la transparence et le poids sec de seston pourra être utilisée. Les deux relations, impliquant trois paramètres, possèdent une valeur statistique que l'on peut qualifier de satisfaisante. En ce qui a trait à la relation impliquant seulement deux paramètres, soit l'oxygène dissous et la transparence, elle montre une valeur statistique moins élevée. Cette dernière relation devra donc être utilisée avec réserve et considérée comme une approximation préliminaire. Le tableau IV.1 résume l'applicabilité des différentes relations.

Il est difficile, à ce stade-ci, de savoir si ces relations pourront servir pour prédire l'état trophique de l'ensemble des lacs situés sur le territoire québécois. Néanmoins, on peut déjà supposer que ces relations pourront être utilisées de façon assez étendue puisque l'échantillon de lacs, qui a servi à les établir, était passablement diversifié, les contextes géochimiques, physico-chimiques et hydrologiques de ces lacs étant assez variables.

Il est à noter que la cote trophique, obtenue lors de l'utilisation des relations, pourra occasionnellement être, soit légèrement inférieure à zéro (0.0) ou supérieure à 10.0. Dans ce cas, bien que les résultats calculés possèdent une valeur statistique réelle, il sera préférable de les ramener à leur cote extrême respective, c'est-à-dire à zéro ou à 10.0 pour des raisons d'ordre pratique. De plus, avant d'utiliser chacune des relations, il est essentiel d'ajuster, si nécessaire, les données de base à leur limite supérieure.

4.3 INTERVALLES DE CONFIANCE

Il est pertinent de donner une idée de la confiance que l'on peut avoir sur les cotes trophiques estimées pour chacune des quatre relations déterminées. A cet effet, les cotes trophiques et les intervalles de confiance à 90 pour cent et à 95 pour cent, ont été calculés sur 36 lacs différents de ceux qui avaient servi à établir les relations (tableau IV.2). Ces 36 lacs proviennent, en majeure partie, de territoires très peu touchés par l'activité humaine, et l'on devait s'attendre à retrouver globalement des cotes trophiques faibles (lacs oligotrophes et mésotrophes surtout).

On peut constater que les intervalles de confiance varient très peu en valeur absolue. Par exemple, si l'on considère la demi-longueur des intervalles de confiance à 90 pour cent sur les cotes prédites par la relation 4, l'écart est de seulement 0.3. L'ordre de grandeur des valeurs moyennes des demi-longueurs des intervalles de confiance données au tableau IV.2, peut donc être considéré comme une indication valable pour l'utilisateur qui ne voudrait pas effectuer les calculs assez fastidieux pour déterminer les intervalles de confiance.

La façon d'interpréter les intervalles de confiance est la suivante: prenons l'exemple du lac Lemoine (#29), pour lequel une cote trophique de 4.4 et un intervalle de confiance à 90 pour cent de ± 1.6 unité ont été déterminés par la relation 4. On peut considérer qu'il y a neuf chances sur dix que la valeur réelle de la cote trophique du lac Lemoine se situe entre 2.8 et 6.0.

On pourra trouver à l'appendice un exemple de calcul des intervalles de confiance.

TABLEAU IV.2

COTE TROPHIQUE ET INTERVALLES DE CONFIANCE A 90 ET 95% POUR 36 LACS

LAC	#	RELATION 1			RELATION 2			RELATION 3			RELATION 4			VARIATION DES COTES SELON LES RELATIONS 2, 3 et 4
		COTE	90%	95%	COTE	90%	95%	COTE	90%	95%	COTE	90%	95%	
BOISSEAU	1	3.7	±2.1	±2.6	3.2	±1.7	±2.1	1.6	±1.6	±2.0	2.1	±1.5	±1.9	1.6 à 3.2
BRULE	2	4.9	±2.2	±2.6	4.7	±1.8	±2.1	6.2	±1.6	±1.9	5.4	±1.6	±1.9	4.7 à 6.2
CARHEIL	3	1.2	±2.3	±2.8	1.5	±1.8	±2.2	2.5	±1.6	±1.9	1.5	±1.6	±1.9	1.5 à 2.5
CARIBOU	4	2.9	±2.2	±2.6	2.3	±1.8	±2.1	3.5	±1.6	±1.9	2.8	±1.5	±1.8	2.3 à 3.5
CERF (DU)	5	-0.6	±2.3	±2.8	-0.2	±1.9	±2.3	-0.7	±1.7	±2.1	-0.8	±1.6	±1.9	-0.8 à -0.2
CCEUP (DU)	6	3.0	±2.2	±2.6	2.7	±1.6	±2.1	3.4	±1.6	±2.0	3.3	±1.5	±1.8	2.7 à 3.4
CCULOMBE	7	7.5	±2.1	±2.6	6.8	±1.8	±2.1	6.9	±1.6	±2.0	7.0	±1.5	±1.8	6.8 à 7.0
DECHARGE (DE LA)	8	0.9	±2.3	±2.7	1.1	±1.8	±2.2	1.3	±1.7	±2.0	1.2	±1.5	±1.8	1.1 à 1.3
DOYLEY	9	3.9	±2.4	±2.3	4.9	±2.0	±2.5	4.9	±1.9	±2.2	5.3	±1.7	±2.0	4.9 à 5.3
FER A CHEVAL	10	4.4	±2.2	±2.6	3.6	±1.8	±2.1	4.7	±1.6	±1.9	4.1	±1.5	±1.8	3.6 à 4.7
GILLIES	11	7.0	±2.1	±2.6	6.5	±1.6	±2.1	5.6	±1.6	±1.9	6.1	±1.5	±1.8	5.6 à 6.5
HARNOIS	12	5.9	±2.1	±2.5	4.5	±1.7	±2.1	5.8	±1.6	±1.9	5.5	±1.5	±1.8	4.9 à 5.8
KIPAVA	13	-1.1	±2.4	±2.9	-0.6	±1.9	±2.3	-0.3	±1.7	±2.1	-0.8	±1.6	±1.9	-0.8 à -0.3
LA TUQUE	14	-1.1	±2.4	±2.9	-0.7	±1.9	±2.3	0.8	±1.7	±2.1	0.0	±1.6	±2.0	-0.7 à 0.8
MAJOR	15	2.1	±2.2	±2.6	1.9	±1.7	±2.1	2.7	±1.6	±1.9	2.2	±1.5	±1.8	1.9 à 2.7
MASKINONGE	16	5.0	±2.2	±2.6	4.1	±1.8	±2.1	3.9	±1.6	±2.0	3.8	±1.5	±1.8	3.8 à 4.1
MATAPEDIA	17	2.5	±2.2	±2.6	2.1	±1.7	±2.1	2.3	±1.6	±1.9	2.0	±1.4	±1.7	2.0 à 2.3
NEILSON	18	6.2	±2.1	±2.6	5.7	±1.6	±2.1	5.2	±1.6	±1.9	5.5	±1.4	±1.7	5.2 à 5.5
PAPINEAU	19	5.1	±2.1	±2.5	4.7	±1.7	±2.1	5.9	±1.6	±1.9	5.4	±1.5	±1.8	4.7 à 5.9
PERODEAU	20	-0.5	±2.3	±2.8	-0.2	±1.9	±2.3	0.1	±1.7	±2.1	-0.2	±1.6	±1.9	-0.2 à 0.1
PORT AUX QUILLES	21	2.1	±2.2	±2.6	2.0	±1.7	±2.1	3.9	±1.6	±1.9	2.9	±1.6	±1.9	2.0 à 3.9
RAQUETTE (A LA)	22	7.5	±2.1	±2.6	6.4	±1.8	±2.2	6.1	±1.6	±1.9	6.5	±1.5	±1.8	6.1 à 6.5
RIV. NOIRE (DE LA)	23	3.8	±2.1	±2.6	3.2	±1.7	±2.1	4.4	±1.6	±1.9	4.0	±1.5	±1.8	3.2 à 4.4
ROGNON	24	3.0	±2.2	±2.6	3.1	±1.7	±2.1	3.8	±1.6	±1.9	3.6	±1.5	±1.8	3.1 à 3.8
SABLES (DES)	25	2.6	±2.2	±2.7	2.7	±1.8	±2.1	1.7	±1.7	±2.0	1.4	±1.5	±1.9	1.4 à 2.3
ST-GERMAIN	26	2.9	±2.2	±2.6	3.0	±1.8	±2.1	3.2	±1.6	±1.9	3.2	±1.5	±1.8	3.0 à 3.2
SEPT-ILES	27	4.0	±2.1	±2.6	3.5	±1.7	±2.1	3.6	±1.6	±1.9	3.5	±1.4	±1.7	3.5 à 3.6
TEMISCOUATA	28	1.6	±2.3	±2.7	2.2	±1.8	±2.2	2.1	±1.7	±2.1	1.7	±1.6	±1.9	1.7 à 2.2
LEMOINE	29	4.8	±2.3	±2.8	3.8	±1.9	±2.3	5.4	±1.7	±2.0	4.4	±1.6	±2.0	3.8 à 5.4
MOURIER	30	8.1	±2.2	±2.6	6.7	±1.9	±2.2	6.6	±1.7	±2.0	6.8	±1.5	±1.8	6.6 à 6.8
CORNU	31	0.8	±2.4	±2.8	1.7	±1.9	±2.7	2.3	±1.8	±2.2	2.1	±1.6	±2.0	1.3 à 2.3
ROSS *	32							7.7	±1.7	±2.0				
ST-FRANCOIS *	33							5.5	±1.6	±1.9				
YORK *	34							3.6	±1.7	±2.1				
BOLDUC *	35							6.5	±1.7	±2.0				
PROULX *	36							5.2	±1.7	±2.0				
VARIATION MAXIMALE DE L'INTERVALLE DE CONFIANCE			±2.1 à ±2.4	±2.9 à ±2.5		±1.7 à ±2.0	±2.1 à ±2.5		±1.6 à ±1.9	±1.9 à ±2.2		±1.4 à ±1.7	±1.7 à ±2.0	
MOYENNE DES INTERVALLES			±2.2	±2.7		±1.8	±2.2		±1.7	±2.0		±1.5	±1.8	

RELATION 1: $CT_1 = 10.037 - 0.046 (OD) - 1.183 (TR)$

RELATION 2: $CT_2 = 7.786 - 0.041 (OD) - 0.847 (TR) + 0.009 (PS)$

RELATION 3: $CT_3 = 7.643 - 0.721 (TR) - 0.174 (PH) + 0.011 (PS)$

RELATION 4: $CT_4 = 7.952 - 0.024 (OD) - 0.703 (TR) - 0.117 (PH) + 0.010 (PS)$

* Lacs non stratifiés au point de vue thermique au moment de l'échantillonnage et sur lesquels seulement la relation 3 peut être appliquée.

CHAPITRE V

LA METHODE D'EVALUATION DE L'ETAT TROPHIQUE COMME OUTIL DE GESTION

5.1 RELATIONS ENTRE LE STADE TROPHIQUE D'UN LAC ET SON UTILISATION

L'état trophique d'une masse d'eau conditionne, le plus souvent, ses diverses utilisations. Les lacs oligotrophes aux eaux limpides favorisent les sports de contact tels que la baignade, la plongée sous-marine et le ski nautique. La valeur esthétique de ces lacs est souvent élevée et attire la villégiature et les activités para-nautiques (camping, observation de la nature, etc...). Les activités de pêche et de chasse sont souvent intéressantes au début de l'exploitation de ces lacs; cependant, la capacité de renouvellement des stocks de ces lacs demeure limitée, dû au faible niveau nutritif et productif du milieu. Plus le milieu devient biologiquement productif, plus l'exploitation des ressources fauniques (chasse et pêche) devient appréciable, et satisfait ce genre d'utilisation. Cependant, l'augmentation de productivité biologique se traduit dans le milieu par une augmentation de la quantité de matière en suspension et en solution dans l'eau, ce qui modifie la couleur et la transparence de l'eau, la cuvette se comble de débris organiques et les herbiers aquatiques prolifèrent. Cette évolution affecte, à la longue, les activités nautiques et particulièrement les sports de contact. A un niveau très élevé de production biologique, c'est-à-dire au stade eutrophe, ce phénomène est alors interprété négativement comme étant une dégradation des valeurs esthétiques du milieu. A ce stade, non seulement les activités nautiques sont compromises, mais aussi la villégiature et les activités para-nautiques.

Il existe, par conséquent, une étroite relation entre le stade trophique d'un lac et son potentiel d'utilisation à diverses fins. Il est maintenant possible, grâce à la méthode numérique d'évaluation trophique, de situer la valeur potentielle la plus élevée de chaque utilisation sur l'échelle trophique.

5.2 DIVERS TYPES D'APPLICATION DE LA METHODE D'EVALUATION

La gestion d'une ressource comporte divers niveaux d'actions comme la connaissance, la surveillance, le contrôle, la planification et l'information. Pour chacune de ces activités, les possibilités d'application de la méthode numérique seront discutées.

5.2.1 *Au niveau de la connaissance*

La connaissance d'une ressource telle que les lacs, demeure, en premier lieu, la responsabilité de l'Etat. Pour ce faire, elle demande l'instauration de programmes d'inventaire à l'échelle nationale. On peut donc envisager de tracer le portrait de l'état trophique des lacs sur l'ensemble du territoire, grâce au système numérique qui est beaucoup plus pratique que le système traditionnel de nomenclature (oligotrophe, mésotrophe et eutrophe). Ainsi, pour chacune des régions, on pourrait situer le stade trophique moyen des lacs et établir des relations entre ces lacs, leur situation géographique, leur contexte climatique et géochimique. Ce type d'exercice serait fort utile comme référence, puisque au départ, on pourrait connaître le contexte trophique du ou des lacs à l'étude. De plus, les inventaires limnologiques traditionnels seraient simplifiés.

5.2.2 *Au niveau de la surveillance et du contrôle*

La responsabilité de surveillance et de contrôle de la qualité des lacs se partage entre différents paliers gouvernementaux. A l'échelle nationale, elles relèvent de l'Etat. A cet effet, on peut concevoir un réseau de surveillance de l'état trophique des lacs où les variations significatives de la cote trophique d'un lac seraient un indice de détérioration et pourraient initier certains contrôles de qualité du milieu. Le système numérique d'évaluation trophique pourrait permettre de suivre, à long terme et de manière spatio-temporelle, l'évolution des lacs sur le territoire. Au niveau régional, la responsabilité de protection et de conservation des lacs relève aussi des communautés locales (associations de comté, municipalités ou associations de riverains). Il n'est pas exclu de penser que la méthode numérique d'évaluation trophique soit aussi utilisée à ce niveau, suivant un protocole bien défini, d'autant plus que les paramètres utilisés sont relativement simples à relever et à analyser. Ainsi, lorsque au niveau local, on percevrait des changements significatifs de la cote trophique d'un lac, on pourrait communiquer avec les experts gouvernementaux qui analyseraient, de façon plus exhaustive, les causes de ce changement.

5.2.3 *Au niveau de la planification*

Depuis quelques années, la population et les gouvernements deviennent de plus en plus soucieux de la protection et de la conservation des ressources et de l'environnement. Ceci a entraîné un effort sérieux de planification du développement autour des lacs; on pense de plus en plus en terme d'aménagement de l'environnement des lacs et de leurs utilisations ou encore en terme d'impacts que peuvent causer certaines activités industrielles, urbaines ou autres. Dans ce contexte, la cote trophique peut être un excellent critère de choix dans la prise de décision concernant les lacs à protéger, à exploiter ou à restaurer.

5.2.4 *Au niveau de l'information et de la communication*

L'utilisation d'un système de nomenclature qualitatif (oligotrophe, mésotrophe, eutrophe) restreint grandement, pour les limnologues, la possibilité de décrire tous de la même façon, les états trophiques des lacs qui les préoccupent. Ceux-ci emploient plutôt certains paramètres (chlorophylle "a", concentration de phosphore, biomasse de plancton, etc...) pour préciser ces états trophiques; cependant, ces paramètres peuvent être interprétés de différentes façons et peuvent varier d'un limnologue à l'autre. Ainsi, la méthode numérique d'évaluation trophique faciliterait les communications entre limnologues, puisque l'échelle de référence numérique serait la même pour tous.

Dans un contexte de participation des citoyens et des communautés locales à la protection des lacs, la méthode numérique est un outil très intéressant pour vulgariser et expliquer le phénomène d'eutrophisation des lacs. A différentes cotes trophiques, on pourrait associer diverses utilisations et aussi différentes mesures de surveillance et de protection des lacs.

REMERCIEMENTS

Cette étude a été rendue possible grâce à la collaboration de plusieurs personnes du ministère des Richesses naturelles qui nous ont apporté leur aide technique. De plus, nous tenons à remercier, tout spécialement, messieurs Bernard Bobée et Pierre Boucher de l'Institut national de la Recherche scientifique - Section Eau (I.N.R.S.-Eau) pour leur contribution au niveau des traitements statistiques et informatiques. Nous remercions également monsieur Normand Dupont du ministère des Richesses naturelles pour son aide précieuse lors de l'élaboration du programme de calcul informatisé permettant l'utilisation des relations déterminées.

Ceux qui sont intéressés à se procurer une copie de ce rapport peuvent communiquer avec le Service de la Distribution des Publications du ministère des Richesses naturelles, au 1620 boulevard de l'Entente à Québec.

BIBLIOGRAPHIE

- CARLSON, R.E. 1977. A Trophic State Index for Lakes, *Limnology and Oceanography*, 22 (2): 361-373.
- DILLON, P.S. and RIGLER, F.H. 1975. A Simple Method for Predicting the Capacity of a Lake for Development Based on Lake Trophic Status. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32 (9): 1519-1531.
- DOBSON, H.F.H. et al. 1974. A Summary and Comparison of Nutrients and Related Water Quality in Lakes Erié, Ontario, Huron and Superior. XIX Congress.
- DUSSART, B. 1966. *Limnologie*. Gauthier-Villars. Paris. 676 pages.
- GRANBERG, K. 1973. The Eutrophication and Pollution of Lake Päijanne, Central Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 10: 267-308.
- HOERL, A.E. and KENNARD, R.W. 1970. Ridge Regression: Based Estimation for Nonorthogonal Problems. *Technometrics*, 12 (1): 55-67.
- HUTCHINSON, G.E. 1967. *A Treatise on Limnology*. Volume II: Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton. John Willey & Sons, Inc. 1115 pages.
- JARNEFELT, H. 1952. Le plancton comme indicateur des états trophiques des lacs. *Suomalaisen tiedeakatemia toimittama. Annales Academiae Scientiarum Fennicae, Serie A, Helsinki*. 1-29. (Traduction).
- MINISTERE DE L'INDUSTRIE ET DU COMMERCE, 1971. *Annuaire du Québec*. Centre d'information statistique, gouvernement du Québec.
- PALMER, C.M. 1969. A Composite Rating of Algae Tolerating Organic Pollution. *J. Phycology*, 5: 78-82.
- RAWSON, D.S. 1956. *Algal Indicators of Trophic Lake Types*. University of Saskatchewan. 18-25.
- ROBITAILLE, R. et BOBEE, B. 1975. Ridge Regression: Programme de calcul RIDREG et quelques applications. INRS-Eau, rapport interne no 29. 165 pages.
- SAKAMOTO, M. 1966. Tiré de Vollenweider 1971.
- SHANNON, E.E. and BREZONIK, P. 1972. Eutrophication Analysis: a Multivariate Approach. *Journal of the Sanitary Engineering Division*. February. 37-57.
- THOMAS, E.A. 1953. Tiré de Vollenweider 1971.

BIBLIOGRAPHIE
(suite)

- VILLERET, S. 1977. L'eutrophisation des milieux aquatiques et les pollutions. T.S.M. - L'EAU, no 8-9: 359-364.
- VOLLENWEIDER, R.A. 1971. Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation. Organisation de coopération et de développement économique. Paris. 61 pages.
- VOLLENWEIDER, R.A. 1974. A Comparative Review of Phytoplankton and Primary Production in the Laurentian Great Lakes. Fish. Res. Board Can., no 31: 739-762.
- UTTORMARK, D.D. et al. 1975. Lake Classification: A Trophic Characterization of Wisconsin Lakes. Pacific Northwest Environmental Research Laboratory. NTIS, Springfield VA 22151. 165 pages.

APPENDICE

La méthodologie pour calculer les intervalles de confiance est plutôt laborieuse. Les intervalles de confiance à 90 et 95 pour cent sont obtenus au moyen de l'équation suivante:

$$\hat{Y}_h - t(1-\alpha/2, n-p) s(Y_h \text{ (vrai)}) \leq Y_h \text{ (vrai)} \leq \hat{Y}_h + t(1-\alpha/2, n-p) s(Y_h \text{ (vrai)})$$

Y_h (vrai): valeur vraie de la cote trophique

\hat{Y}_h : valeur de la cote trophique estimée pour un lac donné par une des quatre relations.

$t(1-\alpha/2, n-p)$: t de Student qui varie selon l'intervalle de confiance choisi (90 ou 95 pour cent) et la relation utilisée (donc huit possibilités, voir tableau A-1).

$s(Y_h \text{ (vrai)})$: écart-type de la valeur estimée qui est spécifique au lac donné et à la relation utilisée et qui se calcule de la façon suivante:

$$s(Y_h \text{ (vrai)}) = \sqrt{\text{MSE} (1 + X_h' (X_h' (X'X + KI)^{-1} X_h))}$$

MSE: erreur moyenne au carré (voir tableau A-2).

$(X'X + KI)^{-1}$: matrice inversée des données de base qui ont servi à déterminer les quatre relations (voir tableau A-3).

X_h' : vecteur ligne des données du lac pour lequel on estime la cote trophique.

X_h : vecteur colonne des données du lac pour lequel on estime la cote trophique.

On peut effectuer ces calculs pour un lac en particulier (lac Boisseau, no 1), pour lequel on voudrait déterminer la cote trophique et les intervalles de confiance à 90 et 95 pour cent à l'aide de la relation 1. La transparence des eaux de ce lac est de 3.6 mètres et le pourcentage de saturation en oxygène dissous en profondeur est de 45 pour cent (lac stratifié au point de vue thermique).

TABLEAU A-1VALEURS DU t de STUDENT ET DU MSE POUR LES QUATRE RELATIONS

RELATION #	t DE STUDENT		MSE
	90%	95%	
1	1.703	2.052	1.476
2	1.706	2.056	0.953
3	1.706	2.056	0.785
4	1.708	2.060	0.639

TABLEAU A-2

MATRICES INVERSEES $(X'X + KI)^{-1}$ POUR LES QUATRE RELATIONS

RELATION 1:

.22446	-.00040	-.06277
-.00040	.00006	-.00057
-.06277	-.00057	.02906

RELATION 2:

.59529	-.00123	-.12108	-.00151
-.00123	.00006	-.00044	.00000
-.12109	-.00044	.03818	.00024
-.00151	.00000	.00024	.00001

RELATION 3:

.59563	-.12664	-.00273	-.00149
-.12664	.04346	-.00280	.00027
-.00273	-.00280	.00104	.00000
-.00149	.00027	.00000	.00001

RELATION 4:

.61674	-.00167	-.12836	.00232	-.00158
-.00167	.00013	.00014	-.00040	.00001
-.12836	.00014	.04360	-.00321	.00028
.00232	-.00040	-.00321	.00225	-.00002
-.00158	.00001	.00028	-.00002	.00001

La relation l se définissant de la façon suivante:

$$CT_1 = 10.037 - 0.046 (OD) - 1.183 (TR)$$

$$CT_1 = 3.7$$

Les intervalles de confiance se calculent ainsi:

1) Produit matriciel de $(X'X + KI)^{-1}$ par X_h

$$\begin{array}{cccccc} .22446 & -.00040 & -.06277 & 1 & & -.01951 \\ -.00040 & .00006 & -.00057 & & \times 45 & = .00025 \\ -.06277 & -.00057 & .02906 & 3.6 & & .01620 \end{array}$$

2) Produit matriciel de X'_h par le résultat obtenu en 1

$$\begin{array}{cccc} (1 & 45 & 3.6) \times & \begin{array}{l} -.01951 \\ .00025 \\ .01620 \end{array} & = & \begin{array}{l} 0.05006 \\ \\ \end{array} \end{array}$$

3) Addition de 1 au résultat obtenu en 2

$$0.05006 + 1 = 1.05006$$

4) Produit du MSE par le résultat obtenu en 3

$$1.476 \times 1.05006 = 1.54989$$

5) Extraction de la racine carrée du résultat obtenu en 4

$$\sqrt{1.54989} = 1.24495$$

6) Produit des t de Student par le résultat obtenu en 5

- Pour un intervalle de confiance de 90 pour cent: $1.803 \times 1.245 = 2.245$

- Pour un intervalle de confiance de 95 pour cent: $2.052 \times 1.245 = 2.555$

Conséquemment, l'intervalle de confiance à 90 pour cent pour le lac Boisseau et pour la relation 1, s'échelonne de 1.5 à 5.9, et celui à 95 pour cent, de 1.1 à 6.3

Il est à noter qu'un programme de calcul informatisé (APL) a été développé au ministère des Richesses naturelles pour déterminer les cotes trophiques et les intervalles de confiance pour les quatre relations.