

Planification de l'acquisition des données
de qualité de l'eau au Québec.

Tome 2:
processus de régulation de la qualité
des eaux d'un bassin

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

RAPPORT SCIENTIFIQUE No 33
1977

Rapport rédigé pour
le ministère des Richesses naturelles, Québec

par
J.L. Sasseville, H. St-Martin, M. Cantin

PLANIFICATION DE L'ACQUISITION DES
DONNEES DE QUALITE DE L'EAU AU QUEBEC

TOME 2: PROCESSUS DE REGULATION DE LA
QUALITE DES EAUX D'UN BASSIN

Editeurs:

SASSEVILLE, Jean-Louis

ST-MARTIN, Henri

CANTIN, Magella

avec la participation de:

VAN COILLIE, Raymond

ISBN 2-89146-039-1

DEPOT LEGAL 1977

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

© 1977 - Institut national de la recherche scientifique

LISTE DES AUTEURS, PAR ORDRE ALPHABETIQUE:

CAILLE, André	<i>Directeur des études sur le Saint-Laurent Services de Protection de l'environnement du Québec</i>
CAMPBELL, Pierre	<i>Professeur INRS-Eau</i>
CLUIS, Daniel	<i>Professeur INRS-Eau</i>
COUILLARD, Denis	<i>Professeur INRS-Eau</i>
COUTURE, Pierre	<i>Agent de recherche INRS-Eau</i>
GRISEL, Henri	<i>Adjoint-technique Service environnement Société d'énergie de la baie James</i>
LACHANCE, Marius	<i>Agent de recherche INRS-Eau</i>
LAPOINTE, Richard	<i>Scientifique Environnement-Recherche, Alcan, Arvida</i>
LECLERC, Michel	<i>Professeur INRS-Eau</i>
MEYBECK, Michel	<i>Assistant Laboratoire de Géologie dynamique Ecole Normale Supérieure - Paris</i>
POTVIN, Lise	<i>Agent de recherche INRS-Eau</i>
ROUSSEAU, Armand	<i>Professeur Université du Québec à Trois-Rivières</i>
SASSEVILLE, Jean-Louis	<i>Professeur INRS-Eau</i>

ST-MARTIN, Henri	<i>Directeur du Service Qualité des Eaux Ministère des Richesses naturelles du Québec</i>
TESSIER, André	<i>Professeur INRS-Eau</i>
VAN COILLIE, Raymond	<i>Professeur Université Sainte-Anne Pointe de l'Eglise Nouvelle-Ecosse</i>
VISSER, Simon A.	<i>Professeur INRS-Eau</i>

PREFACE

La rédaction du Tome 2 traitant des processus de régulation de la qualité des eaux d'un bassin est le fruit d'un effort considérable d'intégration des connaissances essentielles à la gestion moderne de la ressource eau.

A notre connaissance, le tome comble une lacune importante parmi les ouvrages scientifiques dont aucun n'avait encore abordé, en aucune langue, un traitement aussi élargi des sujets dans une approche interdisciplinaire qui reflète l'expérience acquise à l'INRS-Eau. Le choix et l'approfondissement des sujets sont non seulement dictés par leur importance pour les processus hydrologiques mais aussi par une réflexion de groupe dont le souci n'était pas de tout couvrir, surtout si le sujet avait été amplement traité par d'autres auteurs. C'est donc là l'explication de l'inégalité de l'ampleur de chaque chapitre.

L'équipe a ainsi réalisé un recueil non seulement utile aux spécialistes du domaine désireux d'élargir leur horizon mais aussi aux novices qui cherchent à maîtriser la complexité qui taxe l'abordage des problèmes de l'eau. C'est aussi un but utilitaire qui a restreint les bibliographies suivant chaque chapitre aux titres jugés les plus importants pour l'utilisateur du recueil.

On doit enfin louer l'heureuse initiative du ministère des Richesses naturelles du Québec qui a senti la nécessité de la réalisation de cet ouvrage et a accepté de soutenir sa rédaction dans le cadre d'une vaste étude sur la rationalisation de l'acquisition de données de la qualité de l'eau.

Louis Rousseau
directeur de l'INRS-Eau

AVANT-PROPOS

Les travaux qui ont conduit à l'édition de ce document ont débuté au cours de l'année 1973, alors qu'une équipe de chercheurs de l'INRS-Eau se penchaient sur une méthodologie de la rationalisation d'un éventuel réseau d'acquisition de données de qualité de l'eau pour le territoire québécois. Ce qui, à l'époque, devait être un rapide survol de la littérature scientifique pertinente à la gestion d'un réseau de qualité, s'est avéré rapidement une analyse approfondie de certains processus de régulation de la qualité de l'eau, doublée d'une nécessaire synthèse de connaissances, éparpillées dans la littérature scientifique, mais néanmoins fondamentales pour le gestionnaire de la ressource. Nous n'avons pas hésité à investir les efforts nécessaires pour compléter ce document, et ceci malgré que l'on outrepassait largement les délais négociés avec le ministère des Richesses naturelles du Québec, et en dépit du fait que les textes étaient rédigés hors du cadre planifié d'un projet normal; ces conditions, avec tout ce qu'elles présentaient de désagréable pour le ministère, n'ont certes pas facilité le travail des auteurs qui ont néanmoins manifesté beaucoup d'enthousiasme au cours des travaux de rédaction.

Si les textes présentent parfois des inégalités ou des redondances, ou encore, si les sujets traités semblent hors du contexte d'intégration souhaité à l'origine, il en incombe entièrement au principal éditeur de ce document; il souhaite cependant que la patience du ministère ne se soit pas consommée en vain et que les connaissances exposés ici serviront à accroître la qualité de la perception de la ressource eau, contribuant ainsi au développement d'un cadre de gestion mieux adapté à la recherche continue de l'amélioration de la qualité du milieu de vie québécois.

En terminant, il tient à remercier Monsieur André Parent, pour la conception graphique, Monsieur Gaétan Godbout pour la révision finale, Mademoiselle Lise Raymond, pour la mise en page, ainsi que tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à l'édition de ces travaux.

PLANIFICATION DE L'ACQUISITION DES
DONNEES DE QUALITE DE L'EAU AU QUEBEC

TOME 2:

PROCESSUS DE REGULATION DE LA QUALITE DES EAUX D'UN BASSIN

RESUME

L'utilisation croissante de la ressource eau ne saurait s'harmoniser au potentiel environnemental hors du cadre rigoureux de la gestion intégrée. Dans un tel contexte, la prise en compte des processus régissant la qualité des eaux, tant au plan chimique que biologique, est essentielle si l'on veut être en mesure de formuler des solutions adéquates aux problèmes posés par l'utilisation multiple de la ressource. C'est dans cet esprit qu'on été réunies, dans un document unique, certaines connaissances de base permettant aux professionnels de la gestion de l'eau de circonscrire, dans leurs justes dimensions, les problématiques interventionnistes qui les confrontent; on y traite de la rationalisation des interventions, de la structure biophysique de bassins, de l'évolution de la qualité de l'eau dans le cycle hydrologique, du comportement chimique des substances importantes pour les organismes vivants, de la productivité des eaux courantes, de la caractéristiques biologique de la qualité de l'eau, de l'effet de stress sur les organismes aquatiques, et, finalement, des outils de perception mathématique des eaux d'un bassin.

Mots-clé:

rationalisation, système, stratégie, environnement, répercussion, impact, bassin, drainage, morphologie, hydrographie, biophysique, qualité, eau atmosphérique, précipitation, eaux souterraines, érosion, bilan, matière organique, carbonate, métaux traces, productivité, eaux courantes, éléments nutritifs, fertilité, indices, diversité, sédiments, micro-organismes, bio-essais, stress, mercure, pesticides, modèles mathématiques, oxygène, pollution thermique, écosystème aquatique, régulation, gestion intégrée, utilisation multiple, ressource, intervention

Référence:

Sasseville, J.L., St-Martin, H. et Cantin, M., éd. (1977).
"Planification de l'acquisition des données de qualité de l'eau au Québec. Tome 2: Processus de régulation de la qualité des eaux d'un bassin". INRS-Eau, rapport scientifique no 33, 760 p. (Pour le Ministère des Richesses naturelles, Québec).

TABLE DES MATIERES

	<u>Page</u>
PREFACE	i
AVANT-PROPOS	iii
RESUME	v
TABLE DES MATIERES	vii
LISTE DES TABLEAUX	xv
LISTE DES FIGURES	xix
CHAPITRE 1: RATIONALISATION DES INTERVENTIONS SUR LE SYSTEME AQUATIQUE	1
INTRODUCTION	3
1.1 PROBLEMATIQUE DE L'INTERVENTION	7
1.1.1 Les systèmes environnementaux	8
1.1.2 La systématique environnementale	11
1.1.3 L'intervention environnementale	13
1.1.4 Le système aquatique	16
1.2 LES STRATEGIES ENVIRONNEMENTALES	18
1.2.1 La prédiction	19
1.2.2 La décision	20
1.2.3 La qualité de la vie et la qualité du milieu	23
1.2.4 La stabilité	28
1.2.5 La diversité	32
1.2.6 L'irréversibilité et l'indifférence	33
1.2.7 L'acquisition des connaissances	34
1.3 LES METHODES D'EVALUATION DES REPERCUSSIONS ENVIRONNEMENTALES	39
1.3.1 Les types de méthodes actuelles	41
1.3.2 Le choix de la méthode	47
1.3.3 Les phases de l'intervention environnementale	49
1.3.4 L'évaluation des répercussions	50
1.3.5 Les critères de choix d'une méthode	51

1.4	L'INTERVENTION	54
1.4.1	Le diagramme opérationnel	54
1.4.2	Relation cause-condition-effet	56
1.4.3	Evaluation de l'importance de l'effet	59
1.4.4	Choix de la rétroaction	60
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	63
	CHAPITRE 2: PERCEPTION BIO-GEO-PHYSIQUE DU BASSIN	67
	INTRODUCTION	69
2.1	CARACTERE PHYSIQUES DU BASSIN VERSANT	70
2.1.1	Superficie	70
2.1.2	Périmètre	72
2.1.3	Caractéristiques de forme du bassin	72
2.1.4	Relief du bassin	76
2.2	CARACTERES PHYSIQUES DU RESEAU DE DRAINAGE	99
2.2.1	Longueur des cours d'eau	99
2.2.2	Profil longitudinal des cours d'eau	102
2.2.3	Pente des cours d'eau	102
2.2.4	Sinuosité des cours d'eau	105
2.2.5	Courbes aire-distance ou caractéristiques de forme de drainage d'un bassin	106
2.2.6	Lacs et marécages	111
2.3	ERUDE MORPHOLOGIQUE DU BASSIN ET DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE	112
2.3.1	Classification des cours d'eau	113
2.3.2	Lois morphologiques	114
2.3.3	Densité et drainage	121
2.4	ASPECTS BIOGEOPHYSIQUES DU MILIEU TERRESTRE	125
2.4.1	Description et analyse des composantes des grandes zones du Québec	127
2.4.2	Transposition sur le bassin hydrographique	159
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	165
	CHAPITRE 3: EVOLUTION DE LA QUALITE DE L'EAU DANS LE CYCLE HYDROLOGIQUE	170

INTRODUCTION	173
3.1 ZONES DE STOCKAGE	174
3.1.1 Stockage de surface	175
3.1.2 Stockage dans la zone d'évapotranspiration du sol	178
3.1.3 Stockage dans la zone de saturation	184
3.1.4 Bilan hydrique	189
3.2 PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU	190
3.2.1 Propriétés physiques de l'eau	190
3.2.2 Structure de l'eau	203
3.2.3 Eléments de thermodynamique	209
3.2.4 Approche cinétique	232
3.2.5 Oxydo-réduction en milieu naturel	240
3.3 QUALITE DES EAUX ATMOSPHERIQUES	244
3.3.1 Système particulaire aérien	246
3.3.2 Réaction du système gazeux aérien avec les eaux atmosphériques	247
3.3.3 Processus physiques influençant la qualité des eaux atmosphériques	248
3.3.4 Composition des précipitations	252
3.4 QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES	264
3.4.1 L'eau dans le sol agricole	266
3.4.2 Relation entre la composition chimique et la lithologie	268
3.4.3 Relation entre la composition chimique des eaux souterraines et le climat	273
3.4.4 Evolution de la qualité de l'eau dans les nappes	275
3.4.5 Méthodes d'études de la chimie de l'eau dans les nappes	281
3.5 PROCESSUS REGULATEURS DE L'EROSION	291
3.5.1 Transport des matériaux en suspension et en solution par les eaux courantes	292
3.5.2 Paramètres caractéristiques de l'érosion	294
3.5.3 Climat	296
3.5.4 Relief	297
3.5.5 Géologie	301
3.5.6 Erosion globale au Québec	304
3.6 COMPORTEMENT PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DE SURFACE	312
3.6.1 Variation des concentrations en éléments majeurs en fonction du débit	314
3.6.2 Variation longitudinale de la concentration en éléments majeurs	321
3.6.3 Comportement cyclique annuel	323

3.6.4	Comportement cyclique en période de crue	326
3.6.5	Comportement spécifique des ions	328
3.7	BILAN HYDROCHIMIQUE	333
3.7.1	Equation du bilan hydrochimique	334
3.7.2	Apport atmosphérique	338
3.7.3	Apport géologique et biotique	345
3.7.4	Charge transportée	349
3.7.5	Influence des activités humaines	355
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	359
	CHAPITRE 4: PERCEPTION CHIMIQUE DES EAUX D'UN BASSIN	369
	INTRODUCTION	371
4.1	PRESENCE DE LA MATIERE ORGANIQUE DANS LES EAUX NATURELLES	372
4.1.1	Origine de la matière organique	372
4.1.2	Nature de la matière organique	373
4.1.3	Propriétés de la matière organique dissoute	380
4.2	DYNAMIQUE DE LA MATIERE ORGANIQUE	383
4.2.1	Processus de production de la matière organique	385
4.2.2	Evolution de la matière organique dissoute	390
4.2.3	Cycle de la matière organique dans l'hydrosphère	395
4.3	CARBONE INORGANIQUE	403
4.3.1	Système en contact avec l'atmosphère	406
4.3.2	Système isolé de l'atmosphère	410
4.3.3	Alcalinités et acidités	410
4.3.4	Capacité de tamponnage	413
4.4	COMPORTEMENT DES METAUX TRACES	415
4.4.1	Equilibre de précipitation et de dissolution	417
4.4.2	Equilibres de complexation	418
4.4.3	Complexes inorganiques	419
4.4.4	Equilibres d'oxydo-réduction	424
4.4.5	Phénomènes à l'interface solide-solution	431
4.4.6	Distribution des métaux traces sous différentes formes	440
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	445

CHAPITRE 5: PRODUCTIVITE DES EAUX COURANTES	451
INTRODUCTION	453
5.1 CARACTERISTIQUES GENERALES D'UN COURS D'EAU	454
5.2 INTERACTIONS PHYSIQUES DU BASSIN AVEC LA PRODUCTIVITE	456
5.2.1 Longueur de rivière et surface de bassin drainé	456
5.2.2 Dénivellation	457
5.2.3 Type de couvert forestier et type de sol	457
5.2.4 Profondeur et largeur moyenne	457
5.2.5 Régime climatique	458
5.3 ELEMENTS NUTRITIFS DE BASE	459
5.3.1 Distribution spatiale de différentes formes de substances nutritives dans une section transversale	459
5.3.2 Evolution temporelle des concentrations de l'amont vers l'aval	463
5.4 CARACTERISATION BIOLOGIQUE D'UN TRONCON DE RIVIERE	470
5.4.1 Techniques de caractérisation	471
5.4.2 Caractérisation de la ressource	482
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	485
CHAPITRE 6: PERCEPTION BIOLOGIQUE DES EAUX COURANTES	491
INTRODUCTION	493
6.1 EVALUATION BIOLOGIQUE DE LA QUALITE DU MILIEU AQUATIQUE	494
6.1.1 Définition de l'écosystème aquatique	495
6.1.2 Caractéristique biologique de la qualité du milieu	500
6.2 ACTION DES SEDIMENTS SUR L'ECOSYSTEMES	507
6.2.1 La phase sédimentaire des eaux d'un bassin	507
6.2.2 Rôle écologique des sédiments	510
6.2.3 Effets des sédiments en suspension sur l'écosystème aquatique	518
6.3 ACTION DES MICRO-ORGANISMES SUR LEUR ENVIRONNEMENT	522
6.3.1 Micro-organismes et leur environnement	523
6.3.2 Influence des micro-organismes sur leur environnement	530

6.4	EVALUATION DE L'EFFET DE STRESS SUR LE VIVANT AQUATIQUE	546
6.4.1	Voies d'intoxication	547
6.4.2	La problématique de l'essai biologique	547
6.4.3	Evaluation de la toxicité par le bio-essai	560
6.4.4	Toxicité conjointe	564
6.4.5	Utilisation du type du bio-essai	568
6.4.6	Réactions physiologiques aux stress	574
6.5	CHEMINEMENT DES STRESS SUR LE VIVANT AQUATIQUE	583
6.5.1	Mécanismes au niveau du milieu-support	585
6.5.2	Mécanismes au niveau de la chaîne trophique	596
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	631
	CHAPITRE 7: PERCEPTION MATHEMATIQUE DES EAUX D'UN BASSIN	643
	INTRODUCTION	645
7.1	CONCEPTION DES MODELES MATHEMATIQUES	646
7.1.1	Que comporte un modèle?	646
7.1.2	Définition et types de modèles mathématiques	646
7.1.3	Construction du modèle	648
7.1.4	Causes d'incertitude	648
7.1.5	Analyse du modèle	650
7.1.6	Objectifs généraux des modèles de qualité	651
7.2	FACTEURS IMPORTANTS DANS L'ELABORATION D'UN MODELE DE QUALITE	652
7.2.1	Schématisation des écoulements	652
7.2.2	Mélange et dispersion dans les rivières	663
7.3	MODELES D'OXYGENE DISSOUS POUR LES RIVIERES	674
7.3.1	Oxygène dissous en rivière	675
7.3.2	Bilan des matières	685
7.3.3	Modèle de Streeter-Phelps	687
7.3.4	Modèles de Dobbins-O'Connor	691
7.3.5	Modèle de Lefort	696
7.3.6	Explication et évaluation des constantes des modèles	698
7.4	MODELE DE POLLUTION THERMIQUE	719
7.4.1	Prédiction de la dissipation de la chaleur	719
7.4.2	Bilan d'énergie	722

7.4.3	Evaluation des différents termes de l'équation du bilan d'énergie	724
7.4.4	Dissipation de la chaleur en rivières	729
7.4.5	Zones d'eau chaude	731
7.5	MODELES D'ECOSYSTEMES AQUATIQUES	733
7.5.1	Quelques modèles d'écosystèmes	734
7.5.2	Modèle d'écosystème de Chen	743
	LEGENDES	754
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	757

LISTE DES TABLEAUX

	<u>Page</u>	
1.2.1	Représentation des cas décisionnels en fonction des paramètres du modèle de décision	24
1.3.1	Description de méthodes d'évaluation des répercussions environnementales employées aux Etats-Unis	42
1.4.1	Schéma de l'association des usages aux facteurs causaux	58
2.4.1	Caractères climatiques de quelques régions du Québec Méridional	139
2.4.2	Caractéristiques des sols zonaux du Québec	148
2.4.3	Principaux types de sol du Québec méridional	149
3.2.1	Représentation des poids moléculaires, moments dipolaires, des températures de fusion et d'ébullition pour la série hydrogénée	195
3.2.2	Chaleur de fusion et de vaporisation et moments dipolaires pour différentes substances	195
3.3.1	Comparaison entre les concentrations en métaux lourds retrouvées dans les eaux de surface et les concentrations retrouvées dans les précipitations	263
3.3.2	Comparaison entre les concentrations en métaux retrouvées dans les précipitations et les concentrations retrouvées dans l'atmosphère	265
3.4.1	Classification des faciès hydrochimiques	282
3.5.1	Les régions climatiques	299
3.5.2	Analyse d'eau souterraine en provenance d'aquifères en contact avec des dépôts glaciaires	306
3.5.3	Erosion chimique et détritique pour trois bassins au Québec	307
3.5.4	Concentrations moyennes des rivières du Québec	309
3.5.5	Concentrations moyennes annuelles, pourcentage des différents éléments dans des rivières québécoises	310
3.5.6	Caractères physiographiques des bassins	311
3.5.7	Analyses des rivières Arnaud et George se jetant dans la baie d'Ungava et de la Grande Rivière de la Baleine se jetant dans la baie d'Hudson	313

3.6.1	Concentration en ions retrouvées dans les rivières April, Fraser et Sharpe à l'étiage et au débit le plus élevé	329
3.6.2	Variation de la concentration en chlorure, en phosphore et en azote pour de courts épisodes hydrologiques du Rhin	331
3.6.3	Comportement des éléments en substances majeurs dans le Hubbard Brook pour les années 1963 à 1967	332
3.7.1	Valeurs comparatives de Na, K, Ca, Cl, NO ₃ et NH ₄ en mg/l dans les précipitations tombant dans des régions situées près de la côte de l'Atlantique et près des Grands-Lacs	341
3.7.2	Concentration en mg/l et charge en kg/hectare dans des précipitations à Pittsburg (U.S.A.)	343
3.7.3	Apport atmosphérique et transports des ions en kg/hectare/an pour deux rivières de Finlande	344
3.7.4	Éléments nutritifs des minéraux captés et accumulés par la végétation par rapport à l'apport atmosphérique et aux charges transportées dans les eaux de drainage	350
3.7.5	Variation avec le climat du rapport de la charge dissoute à la charge totale	352
3.7.6	Comparaison entre les charges en azote et phosphore provenant de trois populations différentes et les charges transportées par un bassin forestier naturel	357
4.1.1	Principales classes de composés organiques ayant une activité biologique élevée	376
4.1.2	Principales classes de produits organiques réfractaires retrouvés dans l'hydrosphère	377
4.1.3	Quelques fonctions régulatrices de la matière organique	382
4.1.4	Classes de molécules susceptibles d'agir comme ligands dans les eaux naturelles	384
4.2.1	Types principaux de réactions enzymatiques provoquant l'hydrolyse de la matière organique	394
4.3.1	Équilibre homogène des espèces carbonatées	408
4.3.2	Alcalinités, acidités et leurs combinaisons	414
4.4.1	Équilibres du Cu (II) avec l'eau et les espèces carbonatées	421

4.4.2	Quelques réactions rédox pertinentes au milieu aquatique	427
4.4.3	Valeurs de la CEC et de la QCE pour quelques sédiments de rivières, réservoirs et baies	436
4.4.4	Concentration moyenne de certains éléments dans les fractions "solution" et "en suspension" dans des rivières	441
4.4.5	Distribution de certains éléments sous certaines formes dans les rivières Amazone et Yukon	443
5.3.1	Composition élémentaire du phytoplancton excluant le chlore, l'iode et le vanadium	461
6.1.1	Tableau standard de détermination des indices biotiques	505
6.2.1	Dimension des particules formant le lit de la rivière, de l'amont vers l'aval sur le bassin du fleuve Mississippi	509
6.4.1	Signification des abréviations courantes utilisées dans la littérature scientifique	551
6.4.2	Illustration de l'effet conjoint de toxique	567
6.4.3	Toxicité de métaux lourds pour certaines espèces utilisées couramment dans les essais biologiques	570
6.4.4	Quelques statistiques sur des insecticides vendus au Canada en 1970	575
6.4.5	Toxicité de différents pesticides pour différentes espèces de poissons	577
6.5.1	Liste des insecticides communs	588
7.3.1	Erreurs probables dans les mesures des paramètres du bilan de l'oxygène dissous	717
7.3.2	Valeurs typiques des paramètres du modèle	718
7.5.1	Taille initiale des compartiments et valeurs des coefficients du modèle d'azote	739
7.5.2	Equations différentielles du modèle de Chen (1970) d'un écosystème aquatique	752

LISTE DES FIGURES

	<u>PAGE</u>	
1.1.1	Schéma simplifié représentant le processus de l'intervention environnementale	14
1.1.2	Utilisation de la matière dans un écosystème industriel-agri- cole	17
1.2.1	Représentation d'un système dans un état d'équilibre dynami- que et dans un état d'équilibre évoluant à l'extérieur du do- maine de stabilité	31
1.2.2	Représentation schématique d'une séquence de valeur d'équili- bre évoluant selon une trajectoire stable	31
1.2.3	L'ignorance et l'acquisition en relation avec un schéma ra- tionnel d'intervention	36
1.4.1	Diagramme fonctionnel de l'intervention de gestion	55
2.1.1	Courbe hypsométrique non-dimensionnelle	79
2.1.2	Courbes hypsométriques représentant l'évolution géomorpholo- gique des bassins	79
2.1.3	Mesure de la pente à un point d'échantillonnage du bassin	93
2.1.4	Courbe aire-pente du bassin de la Clifton	94
2.1.5	Courbe hypsométrique et rectangle équivalent	98
2.1.6	Relation entre le rapport de la largeur sur la longueur du rectangle équivalent et l'indice de compacité de Gravelius	100
2.3.1	Classification des cours d'eau, méthode de Strahler	115
2.3.2	Loi de l'ordre des cours d'eau	117
2.3.3	Loi de la longueur, rivière Eaton	120
2.4.1	Les grands ensembles topographiques du Québec méridional	130
2.4.2	Les grandes unités structurales de la province de Québec	130
2.4.3	Les dépôts de surface du Québec méridional	137
2.4.4	Température moyenne annuelle du Québec méridional	137

2.4.5	Précipitation totale annuelle du Québec méridional	138
2.4.6	Longueur annuelle moyenne de la saison de végétation	138
2.4.7	Zones agroclimatiques du Québec	140
2.4.8	Limites approximatives des différents types de sols au Québec	144
2.4.9	Zones de végétation du Québec	151
3.1.1	Cycle de l'eau	176
3.2.1	La molécule d'eau	192
3.2.2	Température de changement de phase en fonction du poids moléculaire	195
3.2.3	Chaleur spécifique de l'eau en fonction de la température	198
3.2.4	Variation de la constante diélectrique en fonction de la fréquence du champ électrique appliqué au milieu et en fonction de la température	198
3.2.5	Conductivité spécifique d'une solution de chlorure de potassium à 25°C	201
3.2.6	Concentration en solides dissous et conductivité spécifique d'une eau naturelle en provenance de la rivière Gilla	201
3.2.7	Densité de l'eau en fonction de la température	205
3.2.8	Viscosité de l'eau en fonction de la température et de la pression	205
3.2.9	Dodécaèdre pentagonal	205
3.2.10	Structure de l'eau	205
3.2.11	Représentation schématique de l'électrostriction	210
3.2.12	Représentation schématique d'un ion formateur de structures	210
3.2.13	Représentation schématique de la structure de l'eau près d'une surface polaire et non polaire	210
3.2.14	Coefficient d'activité moyen de quelques sels en fonction de la force ionique	220
3.2.15	Domaine de stabilité thermodynamique de l'eau	225

3.2.16	Diagramme Eh - pH du fer à 25 ⁰ C et une pression totale de 1 atmosphère tenant compte de la stabilité de quelques ions complexes hydroxylés	228
3.2.17	Diagramme Eh - pH du fer à 25 ⁰ C et une pression totale de 1 atmosphère tenant compte de la stabilité des oxydes	228
3.2.18	Diagramme Eh - pH du fer à 25 ⁰ C et une pression totale de 1 atmosphère	229
3.2.19	Position approximative de quelques milieux naturels caractérisés au moyen du Eh et du pH	231
3.2.20	Courbe intensité potentiel d'un couple Red-Ox	236
3.2.21	Courbes intensité - potentiel d'un couple redox	237
3.2.22	Courbes intensité - potentiel dans le cas de deux couples redox ensemble	239
3.2.23	Etat de fraîcheur d'une eau usée caractérisée par son potentiel redox	245
3.3.1	Concentration en ions chlorures en fonction de la distance de la côte	255
3.4.1	Diagramme d'un réseau d'écoulement idéalisé	278
3.4.2	Des réseaux d'écoulement souterrain local, intermédiaire et régional peuvent se développer dans les bassins de drainage en fonction de l'épaisseur du réservoir souterrain, de la pente et du relief des versants	278
3.4.3	Influence de la perméabilité relative des formations sur l'écoulement souterrain	278
3.4.4	Diagramme montrant les faciès hydrogéochimiques	284
3.4.5	Diagramme de Schoeller	286
3.4.6a	Traits essentiels du diagramme de Stiff <u>et al.</u> (1951)	288
3.4.6b	Méthode pour construire le diagramme de Stiff <u>et al.</u> (1951)	288
3.5.1	Les régions climatiques	298
3.5.2	Régions et provinces géologiques du Québec	302
3.6.1	Représentation de la loi hyperbolique pour un cours d'eau naturel	315

3.6.2	Relation entre la concentration et le débit tenant compte d'une limite inférieure élevée	316
3.6.3	Représentation logarithmique des concentrations en sodium, chlorure et potassium en fonction du débit	318
3.6.4	Variation de la concentration en solides dissous totaux en fonction du débit en plusieurs points de la Snake River	322
3.6.5	Concentration globale en éléments dissous dans trois couches du lac Lemna pour les mois de novembre 1967 à juillet 1970	324
3.6.6	Variation de la concentration des solides dissous et de différents éléments en fonction du débit pour les différents mois de l'année pour Snake River à Wawawai	325
3.6.7	Variation cyclique de la conductivité en fonction du débit pour 9 crues de l'année 1953 de la Salt River à Shepherdsville	327
3.7.1	Représentation schématique des relations entre les différentes composantes du bilan hydrochimique d'un bassin	336
3.7.2	Courbes cumulatives et différentielles du comportement des débits et des charges de la rivière Bighorn	354
4.1.1	Distribution du matériel organique dans la zone euphotique de l'hydrosphère	374
4.1.2	Description symbolique d'une macromolécule colorée	379
4.1.3	Flux des composés organo-phosphorés dans l'hydrosphère	379
4.2.1	Schéma du processus de production de la matière organique	388
4.2.2	Schéma global du métabolisme des glucides, des lipides, des protéines et des produits naturels	396
4.2.3	Flux de carbone dans le milieu naturel	398
4.2.4	Cycle du carbone	399
4.2.5	Flux de carbone dans un écosystème lacustre	401
4.2.6a	Concentration initiale de carbone des compartiments du système au lever du soleil	402
4.2.6b	Taux d'entrée du carbone dans les compartiments du système	402
4.2.7	Cycle de N	404

4.2.8	Cycle du P	405
4.3.1	Equilibre des carbonates dans un milieu ouvert à l'atmosphère	409
4.3.2	Equilibre des carbonates dans un milieu fermé à l'atmosphère	411
4.4.1	Solubilité du Cu (II) en fonction du pH pour une solution qui ne contient que du cuivre et des espèces carbonatées	422
4.4.2	Distribution des espèces (ion libre et complexes) en fonction du pH	425
4.4.3	Diagramme p ξ - pH pour le système du fer	428
4.4.4	Schéma des interactions entre solutés et solides dans le milieu aquatique	432
4.4.5	Représentation du potentiel électrique et de l'énergie d'interaction pour des systèmes colloïdaux pour des forces ioniques faibles ou fortes	438
5.1.1	Classification des cours d'eau selon leurs caractéristiques physico-chimiques et biologiques	455
5.2.1	Distribution type verticale et transversale de la vitesse de l'écoulement dans un cours d'eau	460
5.3.1	Relation entre le fluor et le débit et entre le $PO_4^{=}$ et le débit	464
5.3.2	Relation de l'azote ammoniacale, des nitrates et de l'azote organique	464
5.3.3	Relation entre le rapport des concentrations $PO_4^- - P/F$ et le débit	465
5.3.4	Relation du rapport des concentrations de l'azote inorganique et des orthophosphates avec le débit	465
5.3.5	Evolution spatiale et temporelle du phosphore particulaire et dissous sur la rivière Red Cedar	467
5.3.6	Evolution spatiale et temporelle des différentes formes d'azote mesurées dans la rivière Red Cedar	468
5.3.7a	Relation entre le pourcentage d'azote inorganique et la charge spécifique totale d'azote en provenance de sous-bassins	469
5.3.7b	Relation entre le pourcentage d'ortho-phosphate et la charge spécifique totale de phosphore en provenance de sous-bassins	469

5.4.1	Modes d'utilisation des bio-essais dans la mesure de la fertilité des eaux naturelles	478
6.1.1	Représentation schématique d'un écosystème	497
6.1.2	Comparaison de la limite de tolérance relative pour les organismes sténothermes et eurythermes	506
6.1.3	Exemple d'application de la méthode des indices biotiques sur un parcours de la rivière polluée par un effluent; graphique des indices biotiques	506
6.2.1	Evolution des résidus végétaux	513
6.2.2	Production de matière organique particulaire	514
6.2.3	Schéma des relations importantes dans l'écosystème aquatique	517
6.4.1	Schéma des voies d'intoxication et de détoxication d'un organisme aquatique	548
6.4.2	Ces 5 courbes représentent 5 types de relation entre les moyennes de survie des animaux et les concentrations en toxiques	559
6.4.3	Représentation théorique du % d'individus affectés en fonction du temps pour une concentration de toxique donnée	561
6.4.4	Temps de survie des truites arc-en-ciel soumis à une concentration de cyanure de potassium	561
6.4.5	Représentation théorique du temps de survie d'une espèce de poisson en fonction de concentration différente de toxique	563
6.4.6	Courbe de survie des truites dans le cyanure de potassium	563
6.4.7	Représentation hypothétique du temps de survie de deux espèces de poissons soumis à des concentrations différentes d'un toxique	565
6.4.8	Courbe hypothétique permettant la détermination du TL m 96	565
6.4.9	Comportement sous intoxication de la truite arc-en-ciel pour différentes concentrations de trois sels métalliques toxiques	571
6.4.10	Effet antagoniste du calcium dans une solution de nitrate de plomb pour une épinoche	571
6.4.11	Effet du pH sur le changement de toxicité d'une solution de sulfure de sodium de 3.2 ppm en S pour la truite	573
6.4.12	Courbes de survie (50%) d'épinoches et courbes représentant la variation de pH associée aux différentes concentrations de sel	573

6.4.13	Temps de survie (50%) de menés à grosse tête dans des solutions de dieldrine	576
6.4.14	TL _m 24, 48 et 96 h pour des crapets dans différentes solutions d'insecticides	576
6.4.15	Comportement du mouvement operculaire d'une épineche soumis à une désoxygénation du milieu support	578
6.4.16	Activité respiratoire théorique du poisson	581
6.4.17	Vitesse de croisière de la perchaude en fonction de la concentration en O ₂ dans le milieu support	581
6.4.18	Rythme operculaire et consommation d'O ₂ d'une épineche soumis à une intoxication brusque au NaCN puis remis dans un milieu sain	582
6.4.19	Rythme operculaire et % de consommation normale d'O ₂ d'une épineche soumis à une intoxication brusque au HgCl ₂ , puis remis dans un milieu sain	582
6.5.1	Dégradation microbiologique du DDT	594
6.5.2	Dégradation microbiologique de l'aldrine-dieldrine	595
6.5.3	Transformations possibles des produits mercuriques	604
6.5.4	Hydroxylation des insecticides organophosphates carbamates, roténoïdes, DDT et nicoténoïdes	606
6.5.5	Epoxydation des insecticides cyclodiènes	607
6.5.6	Thiooxydation des insecticides organophosphates et carbamates	607
6.5.7	Désulfuration oxydative des insecticides organophosphates	609
6.5.8a	Hydrolyse des insecticides organophosphates phosphorothiomates	609
6.5.8b	Hydrolyse des insecticides organophosphates des phosphorodithioates	610
6.5.9	Hydrolyse des groupes "carboxy" des insecticides des organophosphates	611
6.5.10	Décarbamylation des insecticides carbamates	611
6.5.11	Thioisomérisation des insecticides organophosphates	612
6.5.12a	Transformations biochimiques possibles pour les insecticides organophosphates (Voie 1)	615

6.5.12b	Transformations biochimiques possibles pour les insecticides organophosphates (Voie 2)	616
6.5.12c	Transformations biochimiques possibles pour les insecticides organophosphates (Voie 3)	617
6.5.12d	Transformations biochimiques possibles pour les insecticides organophosphates (Voie 4)	618
6.5.12e	Transformations biochimiques possibles pour les insecticides organophosphates (Voie 5)	619
6.3.13a	Transformations biochimiques possibles pour les insecticides cyclodiènes (Aldrine et Dieldrine)	620
6.5.13b	Transformations biochimiques possibles pour les insecticides cyclodiènes (Heptachlore et Chlordene)	621
6.5.14	Transformations biochimiques possibles pour les insecticides DDT et Methoxychlore	622
6.5.15	Transformations biochimiques possibles pour les insecticides BHC et Lindane	623
6.5.16a	Transformations biochimiques possibles pour les insecticides carbamates (N Méthylcarbamate: Carbaryl)	624
6.5.16b	Transformations biochimiques possibles pour les insecticides carbamates (N Méthyl-alkylcarbamates: Zectronc)	625
6.5.17	Transformations biochimiques possibles pour les insecticides roténoïdes	626
6.5.18	Transformations biochimiques possibles pour les insecticides nicotinoïdes	628
7.1.1	Processus de construction d'un modèle mathématique	649
7.1.2	Processus itératif de construction d'un modèle	649
7.2.1	Profil de vitesse pour un écoulement piston	657
7.2.2	Profil de vitesse; modèle de dispersion	657
7.2.3	Réacteur continu agité	657
7.2.4	Modes de liaison entre les différentes régions d'écoulement d'un modèle mixte	642
7.2.4a	Écoulement en parallèle	662

7.2.4b	Écoulement en série	662
7.2.4c	Écoulement croisé	662
7.2.4d	Court-circuit	662
7.2.4e	Recirculation	662
7.2.5	Modèle bidimensionnel	664
7.2.6	Réduction du modèle bidimensionnel	664
7.2.7	Forme graphique de la solution de l'équation 7.2.19	670
7.2.8	Concentrations du traceur en fonction du temps à 2 sections	670
7.2.9	Écoulement principal et zone morte en rivière	672
7.3.1	Influence d'un apport organique sur l'oxygène dissous et la demande biologique en oxygène d'une rivière	676
7.3.2	Intéraction entre les systèmes de l'oxygène dissous et de la DBO en rivière	678
7.3.3	Processus de réaération physique	680
7.3.4	Deux exemples types de variations diurnes de l'oxygène dissous en rivières	682
7.3.5	Évolution de la DBO ultime le long d'un cours d'eau	684
7.3.6	Composantes de la courbe en sag de Streeter-Phelps	689
7.3.7	Courbe de la demande biochimique en oxygène en fonction du temps	703
7.3.8	Détermination de la constante de temps de la DBO à partir de données en rivière	703
7.3.9	Effet de la température et de l'oxygène dissous sur la demande benthique	710
7.3.10	Évaluation en laboratoire des coefficients L_a et S	710
7.3.11	Variation de niveau de l'oxygène dissous au cours de la journée	714
7.3.12	Sectionnage d'un système riverain hypothétique pour la construction d'un modèle	720

7.4.1	Dissipation de la chaleur par évaporation, radiation, conduction et advection en janvier et en juin	721
7.4.2	Mécanismes de transfert de chaleur à travers la surface de l'eau	723
7.4.3	Coin chauffé émis vers l'amont	732
7.5.1	Représentation en compartiments d'un système aquatique	731
7.5.2	Ecosystème à trois compartiments	737
7.5.3	Modèle d'un écosystème dépendant d'un seul nutriment	737
7.5.4	Effet d'une entrée sinusoïdale d'azote sur un modèle d'écosystème à un seul facteur limitant	740
7.5.5	Effet d'un échelon d'azote comme entrée d'un modèle d'écosystème à un seul facteur limitant	740
7.5.6	Réponse d'un modèle d'écosystème à un seul facteur limitant à un apport instantané d'azote	741
7.5.7	Relation dans un écosystème	744
7.5.8	Equation de Michaelis-Menton	748
7.5.9	Succession des familles d'algues	748
7.5.10	Profils typiques des concentrations pour l'écosystème hypothétique	750
7.5.11	Réponses écologiques à différentes vitesses de décomposition des déchets	751

CHAPITRE 1

RATIONALISATION DES INTERVENTIONS SUR LE SYSTEME AQUATIQUE

Michel Leclerc

Jean-Louis Sasseville

INTRODUCTION

L'avidité de l'homme d'exercer un pouvoir décisionnel, assis sur une pondération subjective et opportuniste, a délibérément entraîné une balkanisation de ses sphères d'influence; ceci lui évitait d'être confronté avec l'incertitude qui, dans son processus décisionnel, a toujours été associée à une diminution de l'impact socio-économique de ses décisions. Ainsi, dans le cadre de l'asservissement de l'environnement, avons-nous assisté à la structuration d'une bureaucratie se partageant les pouvoirs de façon sectorielle; les ressources naturelles, la santé, le bien-être social, l'économie, le droit, l'industrie, l'agriculture, les forêts et même l'environnement sont devenus des entités distinctes tant au niveau de leurs aires d'influence qu'au niveau du profil intellectuel et émotif des individus composant cette bureaucratie. Dans ce contexte, on assiste souvent à des luttes technocratiques intestines autour du partage des aires d'influence dans le cadre de l'identification des "zones grises", c'est-à-dire des zones limites dans le partage du pouvoir.

Si, dans le passé, ce comportement a pu s'avérer satisfaisant dans la formulation des politiques intérieures des nations, on constate maintenant que la technologie, issue de l'exploitation anarchique de l'environnement et intégrée à la formulation des politiques d'exploitation des ressources environnementales, perturbe à l'échelle du globe les différents vecteurs énergétiques. En effet, la sectorialisation décisionnelle dans les secteurs techniques et économiques entraînée réciproquement l'une de l'autre a créé une foule d'organes à objectifs limités; ces organes spécialisés ont développé une compétence et une super-efficacité auto-justificatrices dont le momentum échappe à la volonté d'un contrôle intégré du développement des civilisations. Chacun de ces organes se soucie peu des répercussions de ses activités sur les systèmes environnementaux non incorporés à ses préoccupations au moment de l'établissement ou de la monopolisation de ses responsabilités économiques et sociales.

L'ensemble des connaissances acquises au prix d'une surspécialisation dans l'exercice de l'expertise technocratique et technique s'avère de plus en plus insuffisant pour assurer à l'homme un environnement viable. En raison de la complexité et de la fragilité croissante de nos systèmes de vie, les différents organes sont forcés de se sensibiliser à ce qu'on peut appeler le "tout organique"; les relations entre les organes sont actuellement davantage assimilables et leur compréhension de plus en plus nécessaire au maintien de la qualité de la vie. Malheureusement, cette conscience du tout organique arrive mal à s'exprimer, tant dans la société en général que dans le monde scientifique; ce phénomène peut s'expliquer en partie par l'inertie sociale (Bella, 1974).

Bien que soient tentés des efforts épars vers une déssectorialisation des disciplines, on assiste encore souvent au morcellement des responsabilités scientifiques et technologiques. Les systèmes politiques actuels encouragent encore l'identification d'objectifs distincts et limités au sein d'une discipline en négligeant les interrelations entre les secteurs de connaissance internes à cette discipline.

L'environnement est encore trop souvent perçu comme un univers physique fragmenté (l'eau, le sol, l'air, le bruit, l'esthétique) et centré sur l'homme plutôt que comme un ensemble de systèmes composant l'écosphère et ayant de multiples relations organiques entre eux. L'absence manifeste d'une "systématique"¹ environnementale tenant compte des relations qui existent entre l'écosystème terrestre et l'écosystème aquatique a amené Likens et Borman (1974) à critiquer l'attitude épistémologique du pouvoir décisionnel:

" Les recherches récentes dans le domaine de l'environnement démontrent que les "solutions" de gestion sont très souvent conçues avec un

¹ que l'on désignera parfois aussi dans le texte par l'expression "approche systémique"

esprit de clocher et appliquées à une échelle trop fixe. Or, la plupart des problèmes environnementaux se posent à une échelle biosphérique...

De tels problèmes ne peuvent pas être considérés à une échelle plus petite que celle où ils se posent, c'est-à-dire, les corridors de masse d'air, les bassins versants, les voies migratoires. Les législations qui ne tiennent pas compte de la dimension biosphérique et de la complexité des phénomènes naturels comportent une bonne dose de naïveté". (p. 447)

Bien que l'urgence du développement d'une systématique environnementale soit de plus en plus pressentie dans les sociétés industrielles et techniques, il est difficile d'établir à priori les critères qui présideront à l'orientation de son développement. On peut cependant dégager les objectifs généraux suivants:

- la connaissance approfondie des relations entre les processus fondamentaux se déroulant à l'intérieur des systèmes environnementaux;
- la connaissance de la dynamique des processus et des systèmes;
- la compréhension des interactions entre les différents systèmes.

Ce schéma de pensée nous amène à reconnaître que les démarches interventionnistes, qu'il s'agisse de la planification, de l'aménagement ou de la gestion de l'environnement, doivent maintenant tenir compte de la présomption d'ignorance plutôt que de la présomption de la connaissance du comportement des systèmes (Holling et Goldberg, 1971; Bella, 1972).

Les interventions issues d'une approche systémique de l'environnement, ou élaborées dans ce cadre de référence, serviront harmonieusement

les fins multiples de l'homme¹. Dans un continuum techno-écologique, cet énoncé intègre aux courants de pensée contemporains le besoin essentiel de connaître son milieu si l'on veut augmenter davantage ou même seulement maintenir le niveau de qualité de la vie et du milieu.

Le développement de la systématique environnementale et son intégration progressive à tous les niveaux d'intervention de l'homme sur son milieu constitue une démarche de rationalisation globale. Cette démarche met en valeur l'effort scientifique et technique associé à l'acquisition des connaissances sur les processus se déroulant dans les systèmes environnementaux et à la conception de schémas décisionnels compatibles avec la rationalisation des modes d'interventions environnementales.

C'est précisément cet axe de développement de la systématique environnementale que nous avons choisi de traiter: l'établissement de principes généraux garantissant l'intégrité des problématiques environnementales indispensables à la formulation des méthodes interventionnistes et à l'évaluation des répercussions² des activités de l'homme. Le cadre de rationalisation s'inscrira dans les limites du système aquatique.

¹ Cet énoncé sous-entend que les richesses environnementales sont dévolues à l'homme. Bien que discutable, il est néanmoins cohérent avec l'organisation des structures sociales actuelles.

² On utilise parfois le terme "impacts" pour désigner les répercussions environnementales des activités de l'homme. Le terme répercussion nous semble plus approprié. Dans le monde francophone, en France particulièrement, on emploie l'expression "prospective d'ambiance" qui est une contraction de "analyse prospective des milieux ambiants".

1.1 PROBLEMATIQUE DE L'INTERVENTION

Les nombreux efforts visant à caractériser le milieu sous plusieurs de ses aspects ont abouti à l'acquisition d'un nombre élevé de données sur l'environnement; leur interprétation est complexe et, dans la plupart des tentatives, elle n'a pas permis la compréhension des divers processus dominants se déroulant au sein des différents systèmes environnementaux. Toutefois, ces nombreux efforts scientifiques consentis ont permis d'esquisser des schémas de comportement global et d'identifier les différents espaces environnementaux où il est possible maintenant de circonscrire une problématique d'utilisation (affectation); bien que cette démarche permette de reconnaître les aires d'intervention, elle n'aboutit pas nécessairement à l'identification de priorités dans le cadre de l'aménagement et à l'optimisation des usages compétitifs dans le cadre de la gestion. En effet, on doit admettre que l'aménagement et la gestion des ressources sont davantage assujettis aux différentes pressions socio-économiques actuelles plutôt qu'aux contraintes environnementales identifiées à partir de la connaissance des mécanismes régissant le comportement de l'écosphère. Ceci va à l'encontre du principe de l'offre environnementale et de la demande sociale¹.

Soucieux de minimiser les répercussions de la gestion et des aménagements sur le système aquatique et de préserver pour les générations à venir la diversité des choix individuels, le gestionnaire est confronté avec l'urgence et la qualité de la décision; faute de repères historiques directement utilisables et en l'absence de critères décisionnels basés sur la connaissance des processus environnementaux, il optera, souvent à grands frais, pour les aspects socio-sécurisants de la gestion et des aménagements ponctuels et sectorialisés.

¹ Quand l'offre environnementale est faible, la demande sociale doit nécessairement être faible pour cet espace environnemental particulier.

Toutefois, à long terme, si l'on veut maintenir ou améliorer la qualité de la vie, il faut être capable de comprendre les répercussions des différentes interventions environnementales sur les différents systèmes.

1.1.1 Les systèmes environnementaux

La définition des systèmes environnementaux, indispensable dans le contexte d'une approche rationnelle de l'environnement, est un débat qui s'amorce et qui n'est pas encore intégré aux préoccupations environnementales de la société "techno-industrielle". Pourtant, ces notions de systèmes se retrouvent à tous les niveaux décisionnels quand on en vient à la détermination des aires d'influence et de juridiction. Ces aires d'influence, plutôt que d'être assujetties à une compréhension intégrée des pseudo-systèmes correspondants, sont définies à partir d'un bagage de traditions et de droits acquis, très souvent dépassés compte tenu de la vitesse d'évolution de nos sociétés; il en résulte des conflits de juridiction et des incohérences dans les actions entreprises.

Il est évident que nous ne voulons pas tenter de définir les systèmes environnementaux de façon exhaustive dans le cadre de cette discussion; nous croyons opportun toutefois d'élaborer certains concepts et principes qui serviront à la compréhension du texte.

A) La notion de système

Le terme "système" a de nombreuses significations dans la littérature scientifique. Il y a des systèmes de valeurs et de pensées, des systèmes de nombres ou d'équations, des systèmes organiques, des systèmes de contrôle, etc. (Miller, 1973). La définition la plus utilisée est celle de Bertalanffy (1956): "Un système est un ensemble d'unités qui ont des relations entre elles". Le terme "ensemble" signifie que ces unités ont des propriétés communes; ceci est essen-

tiel aux interactions de ces unités. L'état de chaque unité (sous-système) est conditionné par l'état des autres unités.

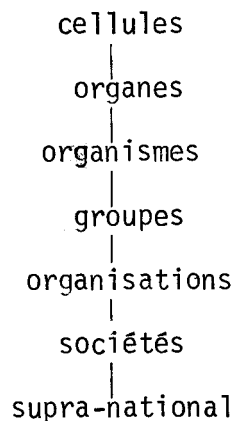
On distingue deux types majeurs de systèmes (Miller, 1973):

1. les systèmes conceptuels: ils sont composés de mots, nombres, lois ou autres symboles;
2. les systèmes concrets: ils sont constitués d'une accumulation non aléatoire de matière et d'énergie dans une région physique qui est dans un cadre de référence espace-temps; ils sont organisés en sous-systèmes inter-reliés et inter-agissants.

Nous allons utiliser indifféremment le terme système, qu'il s'agisse de systèmes conceptuels ou concrets, pour les discussions qui vont suivre dans le texte.

B) Le niveau des systèmes

Il existe une hiérarchie de systèmes, les niveaux plus élevés étant composés des niveaux plus faibles; le système vivant, par exemple, comporte les sous-ensembles suivants (Miller, 1973):



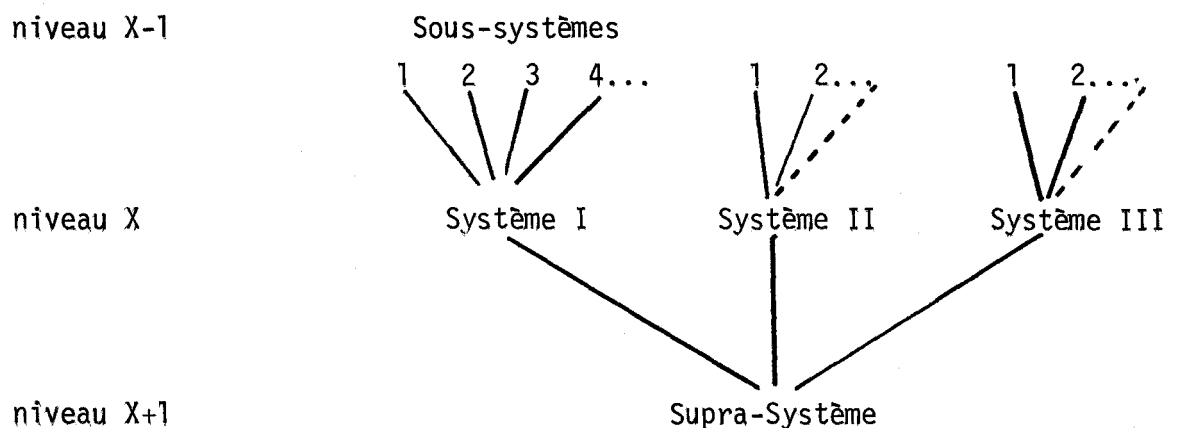
Dans tout effort de rationalisation, il est nécessaire de connaître le niveau des systèmes auxquels on réfère, le niveau supérieur étant considéré comme un supra-système et le niveau inférieur comme un sous-système.

C) L'échelon

Les systèmes, à un niveau donné, sont organisés en échelons; chaque échelon joue un rôle hiérarchique dans le transfert de l'information ou de l'énergie. Quand le transfert s'effectue vers le haut (d'un échelon inférieur à un échelon supérieur), il y a généralisation et, réciproquement, quand le transfert se fait du haut vers le bas, il y a spécialisation. Lorsque, pour un système, à un niveau donné, il n'est pas possible de définir une hiérarchie, c'est que l'on est en présence de deux ou de plusieurs systèmes.

D) Le supra-système

Tous les systèmes ont un supra-système qui les englobe: le supra-système est le système qui est à un niveau hiérarchique plus élevé. L'environnement d'un système sera le supra-système moins le système considéré.



Par exemple, en se situant à l'intérieur du système II, notre environnement est constitué des Systèmes I et III de notre supra-système, qui est lui aussi environné d'autres supra-systèmes (à un niveau plus élevé dans la hiérarchie). On remarque donc que le niveau d'observation est très important et qu'il ne peut être improvisé quand on veut étudier l'environnement en tenant compte des interactions entre ses différentes composantes.

1.1.2 La systématique environnementale

Il apparaît évident, d'après les quelques notions précédentes, que la définition ou l'identification des systèmes environnementaux sont fort complexes. Toutefois, les avantages d'une telle démarche sont nombreux. Elle permet d'établir de façon ordonnée les relations dominantes entre les sous-systèmes et d'anticiper les impacts de contraintes appliquées à un sous-système et leurs répercussions sur l'équilibre des autres systèmes. Elle nous amène à introduire, dans le contexte d'une perception stratégique, des principes de stabilité, de diversité, de réversibilité et d'indifférence; c'est une démarche qui tient compte des relations importantes entre les composantes de l'environnement.

Dans le cadre de la rationalisation des interventions sur le système aquatique et pour amorcer l'élaboration d'une systématique environnementale, nous avons opté pour une approche simplifiée. En effet, nous allons considérer le système aquatique comme un sous-système de son supra-système et les interactions de ce sous-système et des autres systèmes environnementaux de même type.

La systématique environnementale est un outil qui doit être utilisé pour unifier les concepts abstraits élaborés par l'homme en vue de gérer son environnement avec le comportement concret de cet environnement.

Les deux premiers principes respectant la problématique environnementale sont les suivants:

1. les systèmes environnementaux sont ouverts les uns sur les autres;
2. les systèmes environnementaux peuvent se chevaucher.

Il s'ensuit que les niveaux d'observation et la nature des observateurs sont fondamentaux dans la définition de ces systèmes; par exemple, le système social et le système économique seront définis différemment d'un pays à un autre et, dans un même état, les frontières du système seront déplacées selon qu'elles sont fixées par les disciplines sociales ou économiques. Toutefois, ces difficultés ne sont qu'apparentes si un troisième principe vient préciser les modalités de définition:

3. les frontières d'un système sont fixées dans les régions où le nombre des interactions des divers systèmes est minimal et où l'intensité des interrésiduelles est déterminante dans l'équilibre de ce système.

Ce troisième principe peut constituer une fonction d'optimisation dans l'analyse des interactions des systèmes. Il exige, cependant, que les systèmes fonctionnent en symbiose plutôt qu'en compétition comme c'est le cas dans notre environnement actuel; adopter un tel principe alors que le système biosphérique serait en compétition avec le système social ou économique semble présenter de graves dangers pour l'un ou l'autre de ces systèmes. Encore une fois, ce danger n'est qu'apparent puisqu'une modification de l'équilibre de l'un entraînerait rapidement une détérioration du comportement de l'autre; ceci constitue la recherche d'une rétroaction rapide qui forcerait la symbiose plutôt que la compétition.

Les systèmes sont composés de sous-systèmes ayant eux aussi des interactions multiples; ils peuvent eux aussi être définis en fonction des trois principes élaborés pour les systèmes. Toutefois, dans le contexte actuel, la recherche de régions frontières (ou de zones grises) opérée de façon rationnelle devient importante uniquement quand il est essentiel de décider d'agir sur un sous-système pour en modifier le comportement ou encore pour modifier l'équilibre d'un système environnemental.

Bref, on peut dire que l'intervention est faite, dans le cadre général du comportement des systèmes (approche stratégique), sur les sous-systèmes (approche stratégique et tactique) dans le but de modifier certaines de leurs caractéristiques. La systématique environnementale devient la pierre d'assise de toute tentative de rationalisation de l'intervention environnementale; elle comporte une analyse approfondie des systèmes et de leurs interactions, une décomposition en sous-systèmes adéquats aux problématiques envisagées et une identification pertinente des sous-systèmes sur lesquels l'intervention devra porter. Dans ce contexte, cette approche est indissociable des deux niveaux de connaissance suivants:

- a) l'inventaire des composantes des systèmes environnementaux;
- b) la compréhension de leur comportement spatial et chronologique.

1.1.3 L'intervention environnementale

Nous allons définir simplement l'intervention environnementale comme étant un processus de planification et de coordination intégrées, qui, s'inspirant des problématiques environnementales, débouche sur une démarche d'aménagement ou de gestion des systèmes environnementaux (fig. 1.1.1). L'objectif global de toute intervention est d'améliorer la qualité de la vie (voir section 1.2.3).

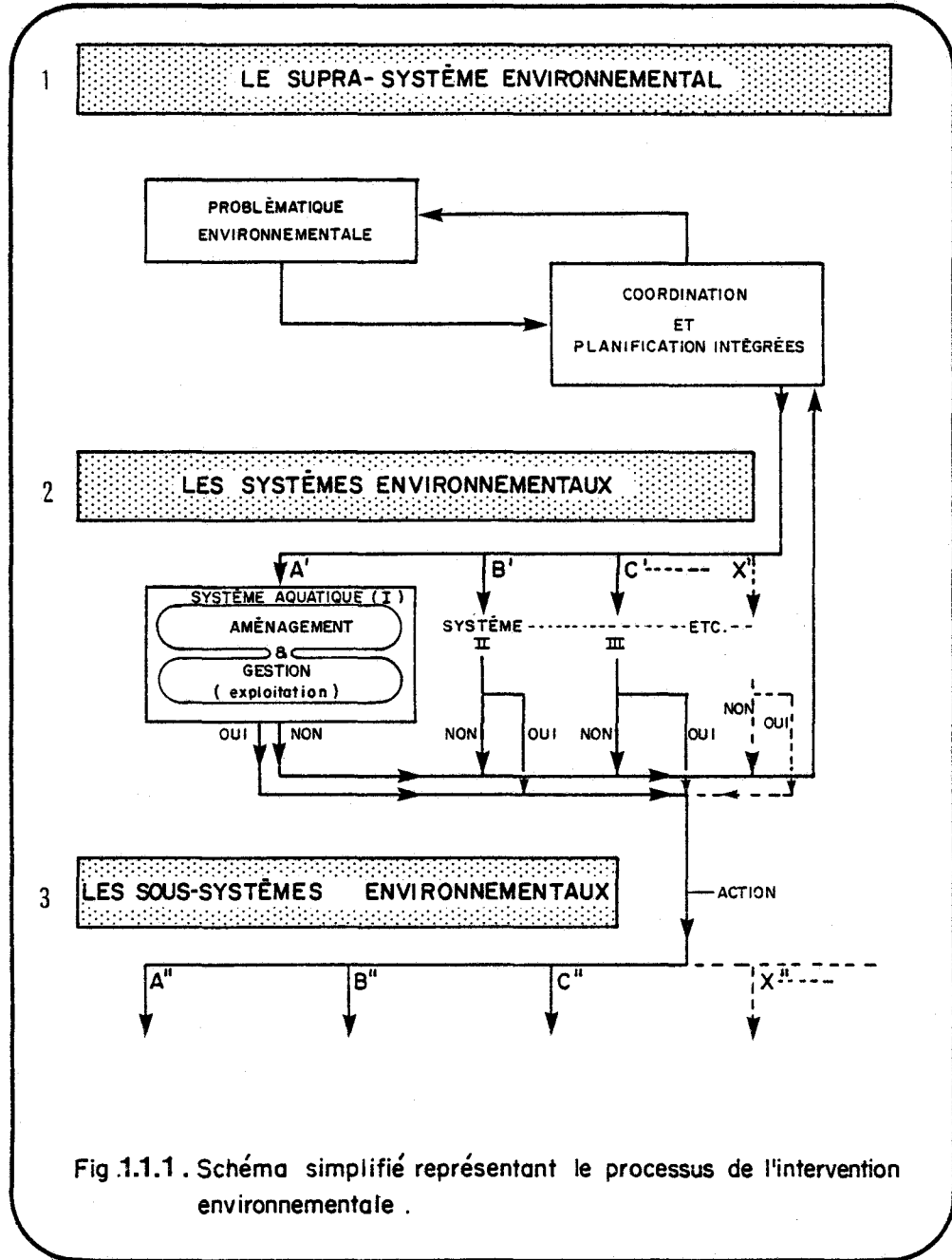


Fig.1.1.1. Schéma simplifié représentant le processus de l'intervention environnementale .

A) Les problématiques environnementales

L'établissement des problématiques environnementales permet une perception éclairée et scientifique de l'environnement national, dans un cadre biosphérique; elles tiennent compte des processus fondamentaux régissant le comportement des systèmes environnementaux et de leurs interactions. La pertinence des problématiques environnementales augmentera de pair avec la connaissance du milieu et cette augmentation sera d'autant plus rapide que l'acquisition des connaissances sera structurée.

B) Le palier coordination et planification

Le palier "coordination et planification intégrées", responsable de la définition des systèmes environnementaux dans le cadre de politiques nationales, s'assure de la compatibilité des interventions environnementales (gestion et aménagement) dans chaque système. Les formules qu'il propose dans le cadre de ses objectifs ont un caractère stratégique; il s'agit d'une approche stratégique macroscopique qui tient compte du comportement particulier de chacun des systèmes environnementaux.

C) Le palier aménagement et gestion

Le palier "aménagement et gestion" de chaque système environnemental aura la responsabilité de rationaliser toutes les formes d'intervention touchant au système le préoccupant et ceci, dans le cadre des politiques de gestion et d'aménagement formulées au palier coordination et planification intégrées. Il s'agit de l'approche stratégique et de l'approche tactique propres à chacun des systèmes environnementaux. L'intervention environnementale comprend donc dans le cas des aménagements de la ressource toute action visant à modifier le comportement du système ou de sous-systèmes;

c'est précisément le but de l'aménagement. Dans le contexte de la gestion de la ressource, l'intervention environnementale consiste en la modification de processus naturels à l'aide de contrôles naturels ou artificiels déjà présents dans le système. Ces deux types d'actions (aménagement, gestion) résultent d'un processus décisionnel conscient; tous deux auront un impact sur le comportement des sous-systèmes, en modifiant leur équilibre et en agissant plus ou moins sur le comportement du système entier. Le facteur "échelle de l'intervention" devient donc une préoccupation fondamentale du niveau stratégique et tactique.

1.1.4 Le système aquatique

La définition du système aquatique généralisé, bien que pertinente dans le cadre de notre discussion, ne sera pas élaborée ici; toutefois, pour éviter de véhiculer une perception limitée de son organisation, nous proposons, à titre d'exemple, une démarche analytique permettant d'entrevoir la complexité des interactions de ses composantes.

Parmi les alternatives possibles, nous avons retenu celle du recouplement du territoire du système hydrologique et du système d'utilisation de la matière et de l'énergie dans un "écosystème industriel". L'organisation du système hydrologique comporte des composantes spatiales (bassin et sous-bassins), temporelles (épisodes climatologiques et hydrologiques) et interactives (eau-air-sol-vie terrestre-vie aquatique) selon le niveau d'observation choisi: le plus haut niveau comportera les trois types de composantes. "L'éco-système industriel", tel qu'il est schématisé à la figure 1.1.2, est décrit en termes de flux de matière et d'énergie entre les différents sous-systèmes le constituant.

Le recouplement des deux systèmes sera simplifié en considérant uniquement dans le système hydrologique les flux de matière et les cycles de transformation de la matière; dans ce contexte, l'unité

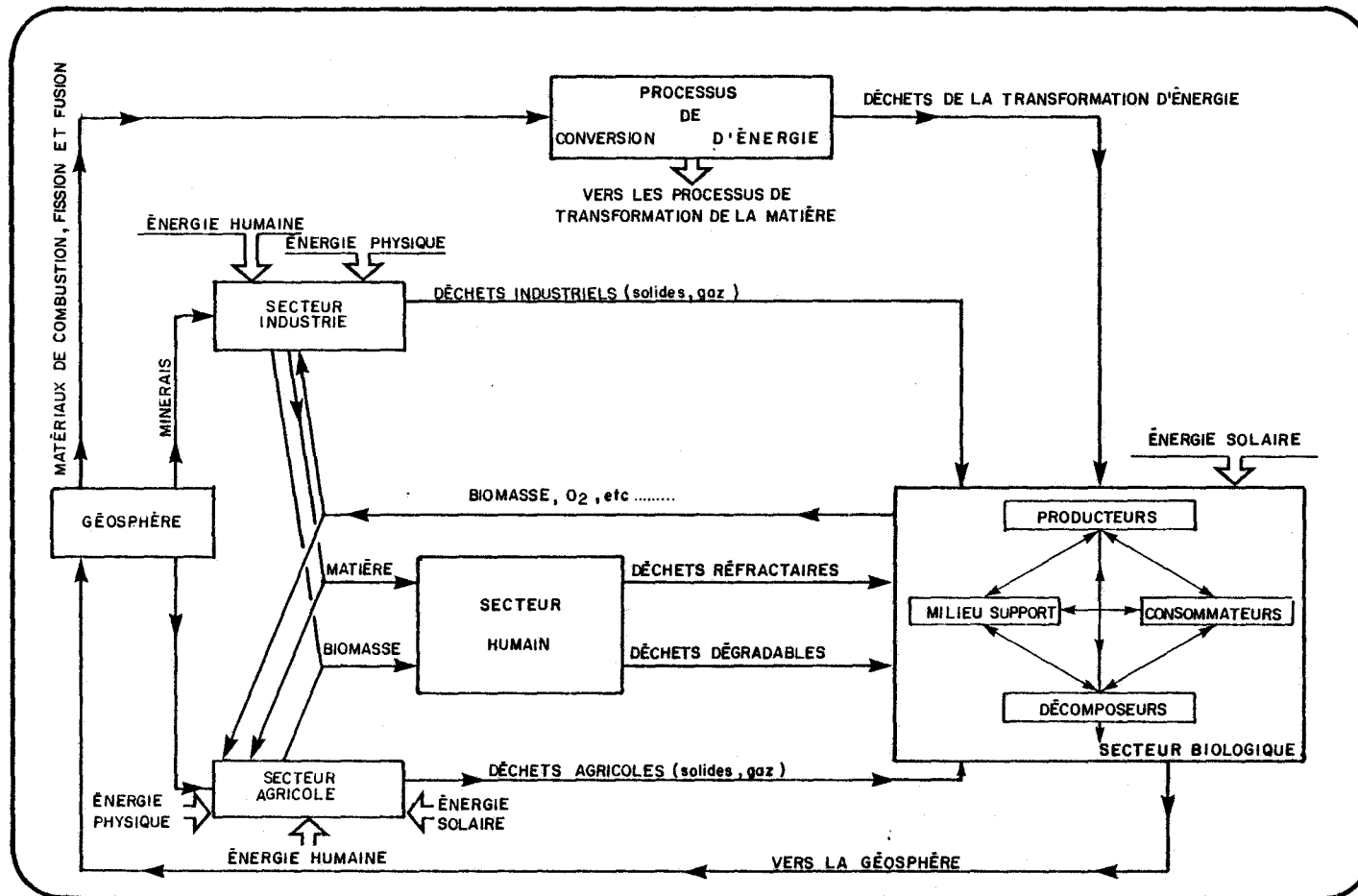


Fig.1.1.2. Utilisation de la matière dans un écosystème industriel-agricole (D'après Caswell, Koenig et al, 1972).

territoriale correspondra au bassin et aux interactions de matière avec son environnement telles que l'importation de substances (engrais, matériaux, etc.) et l'exportation de matières contenues ou produites dans l'unité territoriale (minerais, fourrages, céréales, etc.).

On constate, en effectuant le recouplement des deux systèmes, que toute intervention dans un secteur, ou sur une des composantes du système aquatique, affecte les autres sous-systèmes d'une façon plus ou moins importante selon le niveau d'intervention.

1.2 LES STRATEGIES ENVIRONNEMENTALES

La perception stratégique de l'environnement est toute récente; elle constitue un effort d'intégration¹ de l'ensemble des interactions existant entre les différentes composantes de l'environnement. Si on la compare à l'approche tactique qui est limitée dans ses objectifs à un secteur d'intervention, quelles qu'en soient les répercussions sur les autres composantes environnementales, l'approche stratégique apparaît comme un recul dans l'efficacité technique et dans le rendement économique des interventions.

Toutefois, en retenant le concept de la planification intégrée des systèmes, les stratégies environnementales sont tout à fait pertinentes dans la problématique environnementale actuelle. La planification stratégique devient donc le niveau de planification le plus élevé, et bien qu'assujettie aux contraintes et limitations techniques, elle préside à la planification tactique (Bella, 1972).

Dans ce contexte, les stratégies environnementales sont "opérationnalisables" si et seulement si elles font intervenir les connaissances fondamentales sur les processus physiques, chimiques et biologiques; d'autre

¹ Approches "multi-inter-transdisciplinaires"

part, en utilisant les connaissances traditionnelles acquises dans le cadre de l'évolution sociale, économique et politique, elles augmenteront d'autant la compatibilité des tactiques environnementales avec l'accroissement des préoccupations actuelles pour les problèmes socio-économiques de demain. L'homme ne peut plus se payer le luxe de sectorialiser ses interventions, même si l'alternative de la planification stratégique l'amène à consentir davantage d'efforts et à diminuer les effets néfastes de ces décisions.

1.2.1 La prédiction

La prédiction de l'impact des décisions sur les systèmes physiques, socio-économiques, biologiques, politiques ou autres a toujours contribué à faciliter les démarches justificatrices des gestionnaires; toutefois, la recherche des points de force des politiques de gestion a rendu les tentatives de prédiction environnementale complices de la poursuite de buts sectorialisés et de vues à court terme. En fait, ces préoccupations ont introduit une approche par décomposition des systèmes sans que l'on en connaisse ni les facteurs d'échelles, ni les conditions frontières, ni ses interactions et celles des autres systèmes subissant l'impact des forces de gestion sectorialisées.

Les modèles mathématiques sont souvent considérés comme l'outil ultime en matière de prédiction. Ils procèdent d'une sursimplification des sous-systèmes environnementaux et d'une observation toujours très limitée de ces sous-systèmes. La mathématisation des concepts permet d'évaluer le comportement des sous-systèmes ou du moins d'en faire une représentation satisfaisante; il en résulte que le gestionnaire désireux de connaître les impacts de ses décisions confère aux modèles mathématiques un potentiel de prédiction qu'ils n'ont pas nécessairement. Dans ce contexte, au lieu d'utiliser les modèles comme un élément lui permettant d'identifier certains traits dominants du comportement des sous-systèmes, il en fait les assises de sa décision.

C'est la politique de l'autruche (politique de la certitude, cf. 1.2.2) qui sacrifie la démarche rationnelle de la stratégie environnementale pour l'exercice du pouvoir tactique.

La prédiction environnementale doit, au contraire, tenir compte du réseau complexe multidimensionnel formé par les interactions des systèmes et de leurs sous-systèmes. Le comportement de chacun des ensembles (systèmes) et de leurs sous-ensembles (sous-systèmes) est unique en soi puisqu'il est défini à partir de composantes spatiales et chronologiques très différentes. Il convient donc d'aborder l'analyse des systèmes environnementaux selon une optique "multisystème" (c'est-à-dire système par système), multi-niveau (c'est-à-dire allant des niveaux macroscopiques vers les niveaux microscopiques) et "multidimensionnelle" (c'est-à-dire depuis l'interaction des systèmes environnementaux jusqu'aux interactions des sous-systèmes environnementaux).

En d'autres mots, l'étude et la détermination des tendances à long terme de la qualité de l'environnement et de son effet sur le développement économique et social ainsi que l'estimation des coûts environnementaux sont subordonnées à l'intensité de la pénétration des éléments environnementaux dans les processus de prise de décision aux différents niveaux du gouvernement et du secteur privé (Chevalier *et al.*, 1974).

1.2.2 La décision

L'assise de toute intervention sur le milieu est la décision. En effet, le processus décisionnel est en soi extrêmement complexe; il fait intervenir une foule de facteurs qui moduleront la qualité de la décision et, conséquemment, la pertinence de l'intervention qui en découle.

Dans le contexte de la problématique environnementale où la décision revêt une importance capitale, nous croyons utile d'analyser cette démarche au niveau conceptuel et de la confronter avec nos habitudes courantes d'intervenir dans l'environnement.

La problématique générale de la décision peut être décrite de la façon suivante (Bella, 72):

soit "A" l'espace des interventions contenant deux ou plusieurs actions possibles;

soit "C" l'espace des conséquences contenant deux ou plusieurs conséquences possibles;

soit $U(c,a)$ une fonction d'utilité représentant l'utilité de l'action "a" dans l'éventualité d'une conséquence "c". Une utilité faible sera définie comme négative mais représentée par un grand paramètre, tandis qu'une utilité forte sera définie comme positive et représentée par un grand paramètre;

soit "P (c|a)" une fonction de probabilité caractérisant la conséquence "c" anticipée pour chaque action a;

$$\text{où} \quad 0 \leq P(c|a) \leq 1$$

Le modèle de décision est donc constitué des éléments suivants:

$$A = \{ a_1, a_2, a_3 \dots \}$$

$$C = \{ c_1, c_2, c_3 \dots \}$$

$$\left. \begin{array}{l} U(c,a) \\ P(c|a) \end{array} \right\} (c,a) \in C \times A$$

On peut identifier quatre niveaux décisionnels (représentés au tableau 1.2.1 en fonction des paramètres du modèle de décision) dépendant du domaine d'informations disponibles ou accessibles dans le processus.

- I - La prédiction des conséquences de la décision est une certitude.
- II - La prédiction des conséquences de la décision est spécifiée par un niveau de probabilité.
- III- Les conséquences de la décision sont incertaines et leur probabilité non spécifiée.
- IV - Les conséquences de la décision sont inconnues.

Dans le passé, les décisions politiques ou techniques ont surtout été prises selon les hypothèses du niveau décisionnel I et parfois II. On a préféré cette attitude, justifiée ou non, parce qu'elle est simple et qu'elle élimine la difficulté politique d'admettre l'incertitude ou la possibilité de conséquences indésirables. Au pire, si certaines conséquences non désirables sont envisagées, on admettra des "risques calculés" tout en mentionnant que l'utilité du projet est maximisée. Enfin, elle permet d'augmenter à court terme l'efficacité de la décision et, donc, son rendement apparent. Basée sur l'hypothèse que la meilleure information disponible ou accessible au moment de la décision est adéquate, malgré qu'on la sache inadéquate la plupart du temps, cette attitude comporte une bonne dose d'arbitraire. Pour justifier "hors de tout doute" certaines décisions, on ira chercher la caution morale "d'autorités scientifiques" apportant leur crédibilité personnelle ou institutionnelle au profit de la certitude des conséquences. Or, on se rend compte de plus en plus, depuis l'avènement de l'ère des évaluations d'impacts environnementaux, que les cas décisionnels III et IV se présentent fréquemment dans la problématique d'intervention sur l'environnement (Bella,

1974). On doit conclure qu'une utilisation biaisée et limitée de la problématique de la décision environnementale participe de la structuration des problèmes environnementaux auxquels la société contemporaine fait face actuellement.

La perception stratégique devient acceptable lorsqu'elle tient compte implicitement ou explicitement de la règle des éventualités catastrophiques (Bella, 1972): les actions considérées seront celles pour lesquelles la probabilité de conséquences catastrophiques est virtuellement réduite à zéro. Toutefois, cette règle développée pour les travaux de génie (dimensionnement des ouvrages, etc...) ne s'applique pas sans effort à la problématique environnementale. Dans les travaux de génie, on a développé à fond la recherche sur les propriétés des matériaux utilisés et sur le comportement des ouvrages (ponts, édifices, etc...). On a de plus admis des coefficients de sécurité qui compensent pour certaines erreurs toujours possibles. Or, on doit bien admettre que le niveau de complexité des systèmes environnementaux dépasse de loin celui des systèmes conçus par l'homme. Il est donc nécessaire d'approfondir la connaissance et la compréhension des systèmes naturels et d'admettre "à priori" un certain niveau d'ignorance (et enfin, d'apprendre à manipuler l'ignorance pour en déduire des principes d'intervention). Les décisions à venir dans le domaine de l'environnement devront se prendre en faisant appel au maximum à la connaissance factuelle des systèmes environnementaux; de plus, comme on admet que certaines conséquences éventuellement catastrophiques sont toujours possibles, il faudra élaborer certains principes d'intervention (approche stratégique) qui permettront d'éviter ces conséquences désastreuses de la décision. Nous en explorerons quelques-uns dans les sections qui vont suivre.

1.2.3 La qualité de la vie et la qualité du milieu

L'homme évalue son environnement par ses sens; il sont l'interface du milieu et de la connaissance des mécanismes qui le régissent. La modification de l'interface et des mécanismes de perception

TABLEAU 1.2.1 Représentation des cas décisionnels en fonction des paramètres du modèle de décision.

CAS DECISIONNEL	PARAMETRES	REMARQUES
I. Conséquences certaines.	$P(c a) = 1$ pour certaines actions $c \in C$ $P(c a) = 0$ pour le reste.	Pour chaque action a, il existe une ou des conséquences certaines U(c,a) est la fonction d'utilité, en choisissant U(c,a) maximal, l'utilité est maximisée.
II. Conséquences incertaines spécifiées par un niveau de probabilité.	$0 \leq P(c a) \leq 1$ spécifié pour tous les $c \in C$ utilité probable E(U(a)) $E(U(a)) = \sum_{c \in C} P(c a) \cdot U(c,a)$ E: espérance mathématique.	Choix de l'action a pour laquelle E(U(a)) est maximal.
III. Conséquences incertaines non spécifiées par un niveau de probabilité.	$P(c a)$, non spécifié pour tous les $c \in C$ E(U(a)) ne peut être évalué.	Il n'est pas absolument nécessaire de connaître tous les P(c a) pour prendre la décision; il faut néanmoins que U(a) soit suffisamment grand et que toutes les actions conduisant à des U(a) trop négatifs soient rejetées. Toutes les solutions amenant des conséquences c catastrophiques seront évidemment rejetées.
IV. Conséquences inconnues.	L'ensemble A {a ₁ , a ₂ ...} étant les actions possibles, il n'est pas possible d'établir l'ensemble des conséquences C {c ₁ , c ₂ ...}.	La décision pourra se prendre dans le cadre d'une stratégie qui peut prévenir toute action amenant des conséquences catastrophiques.

peu à peu entraînée par la "super-technologie" qu'il est parvenu à maîtriser (instrumentations perfectionnées) ainsi que les connaissances nouvelles qu'elle lui apporte transforment sa conscience (McLuhan, 1968). Cette transformation s'opère en profondeur et rend maintenant l'homme capable de percevoir une multitude de stress de formes variées et subtiles, conséquences directes ou indirectes de son propre développement. A mesure qu'apparaissent des conditions contribuant à détruire l'environnement de l'homme, et parfois de façon très inattendue, apparaît également chez l'homme la faculté d'en prendre conscience soit par le développement de ses propres perceptions sensibles, soit par la mise au point d'instrumentations sophistiquées qui en sont l'extension technique.

Cette conscience environnementale qui a existé instinctivement dans l'esprit de l'homme tant que celui-ci a dû se soumettre au contrôle naturel des éléments, a été mise en veilleuse à partir du jour où l'homme a acquis la possibilité d'y échapper directement. Ainsi, la consommation d'énergie commune à toutes les espèces animales ou végétales (assimilation, photosynthèse, etc.) n'est plus, chez l'homme industrialisé, directement soumise à un contrôle naturel: harnachement ou stockage des forces naturelles, combustion de l'énergie fossile accumulée au cours des millénaires, etc. Bien que la conscience environnementale réapparaisse peu à peu, fruit paradoxal du développement de la technologie, les conséquences de l'utilisation des ressources et des asservissements gigantesques du milieu naturel qui en découlent dépassent encore largement le niveau général de compréhension de l'homme. Heureusement, le développement de concepts environnementaux engendrés par la démarche scientifique de notre société technologique a amorcé un processus rationnel de conservation à court ou à moyen terme. Toutefois, la complexité des différentes stratifications sociales agit comme un frein (inertie sociale; Bella, 1974) aux mesures imaginées et applicables, dans l'absolu, au mieux-être des populations. Dans une société où consommation et puissance sont des motifs existentiels, on assiste à une exploitation

persistante et irrationnelle de l'environnement supportée par l'ordre moral (échelle de valeurs) et la tradition établie. Ces agents de justification autorisent les guerres, la pollution, l'enrichissement de nations aux dépens d'autres nations, etc.

Mais l'homme, comme espèce, a toujours su canaliser ses efforts de conscience vers la perception des moyens d'assurer sa survie; c'est à partir de la prise de conscience d'une mise en péril de sa survie qu'il a compris l'importance du contrôle de sa technique: connaissance des réserves des matières non renouvelables et contrôle anticipé de leur exploitation, adaptation graduelle de la transformation des matières aux besoins réels des populations mondiales, contrôle et amélioration de la production de matières nutritives pour les populations, contrôle de la croissance des populations, contrôle de l'utilisation de l'énergie à des fins d'exploitation et de production de biens de consommation, contrôle des résidus de toutes les transformations faisant intervenir de l'énergie sous quelque forme que ce soit et analyse de la capacité-tampon de l'écosystème (Anonyme, 1971). L'amorce d'une telle philosophie est un va-de-soi tout à fait biologique; pourtant, il n'en demeure pas moins que, dans notre système social, on est à ébaucher des calculs bénéfices-coûts de tels contrôles en déployant des efforts considérables d'imagination. Si, dans les faits, les sociétés passées et présentes ont manifesté peu d'intérêt pour une civilisation dite biologique, une telle démarche d'analyse permet de prévoir que la société post-industrielle se préoccupera d'harmoniser l'homme à son environnement. En effet, une conscience réelle des mécanismes de la vie et la disparition progressive des faux besoins des sociétés permettront peut-être une fusion globale de l'homme et de son environnement.

Dans cette perspective, on a vu apparaître des objectifs fonctionnels associés à des concepts tels que la qualité de la vie et la qualité du milieu. La notion de la qualité de vie peut être

abordée par analogie avec le comportement des écosystèmes. Certaines interventions environnementales définies comme "bonnes" agissent positivement sur la qualité de la vie. De la même façon, d'autres actions définies comme mauvaises agissent à son détriment (Bella, 1974). Ces interventions dont la résultante est bonne ou mauvaise ont une propriété intéressante analogue à la loi du facteur limitant. Ainsi, certaines situations naturelles ou artificielles peuvent agir négativement sur les conditions essentielles à la vie (exemple: la famine face au besoin d'alimentation); ces situations peuvent devenir à elles seules des contraintes absolues et on dit qu'elles sont "mauvaises dominantes". Il n'en va pas de même pour les situations ou actions qui agissent positivement. Aucune condition environnementale ne peut, à elle seule, assurer un certain niveau de qualité de la vie.

Le concept de la qualité de la vie est donc beaucoup plus facile à approcher par l'analyse de la carence ou de l'absence de certaines conditions que par leur présence puisque chacune de ces conditions peut être essentielle, lorsque considérée individuellement.

Dans cet ordre de pensées, l'approche systémique nous amène à différencier le concept de la qualité de la vie du concept de la qualité du milieu. Considérant les systèmes environnementaux ouverts les uns sur les autres et interagissant sur les flux de matière, d'énergie et d'information, la qualité de la vie peut être perçue comme la qualité du comportement du supra-système entier. De son côté, la qualité du milieu est beaucoup moins associée au niveau du système considéré: il est possible d'établir, selon les zones frontières, des critères de qualité qui, une fois atteints, n'auront pas d'interaction en égard au comportement des autres systèmes ou sous-systèmes environnementaux.

On constate donc que la qualité de la vie est un concept biosphérique indissociable d'une approche systémique verticale et macroscopique tandis que la qualité du milieu est un concept intrusif,

c'est-à-dire indifférent au niveau du système auquel il est appliqué. L'augmentation de la qualité de la vie entraîne d'elle-même une augmentation de la qualité du milieu. La réciproque n'est pas nécessairement vraie; on peut imaginer qu'une augmentation de la qualité du milieu visant à augmenter la qualité de la vie dans un sous-système environnemental pourrait détériorer la qualité de la vie dans un autre système.

En conséquence, nous croyons pertinent de dissocier les deux concepts en les replaçant à leur juste niveau dans les objectifs d'interventions environnementales; il apparaît évident que l'intervention sectorialisée ne peut prétendre faire autre chose que de tenter de maintenir ou d'améliorer la qualité du milieu quelles qu'en soient les conséquences sur la qualité de la vie. De plus, il nous semble évident que toute intervention visant à améliorer la qualité de la vie à long terme est indissociable d'une approche systémique globale.

1.2.4 La stabilité

Les systèmes aquatiques comme tous les autres systèmes environnementaux sont dans un état d'équilibre qui évolue dans le temps; en effet, sur des grandes échelles chronologiques (siècles et millénaires), les modifications physiques, chimiques et biologiques s'opérant dans les sous-systèmes amènent un déplacement continu de l'équilibre du système. Les interventions de l'homme ont modifié considérablement l'échelle chronologique des déplacements naturels de l'équilibre des systèmes; la modification des flux d'énergie et de matière provoquent des changements rapides dans les processus naturels. Il en est ainsi pour l'eutrophisation accélérée des rivières et des lacs entraînée par une structuration croissante des besoins et des usages (flux d'information) et par une injection de matières hautement énergétiques (flux de matière et d'énergie).

Par ailleurs, en se limitant à de courtes échelles chronologiques, il est possible de parler de stabilité de l'équilibre dans les systèmes environnementaux. Dans le cas du système aquatique, on peut représenter la stabilité par un domaine où les fluctuations cycliques ou les catastrophes naturelles ne compromettent pas l'état d'équilibre dominant: il s'agit de l'état d'équilibre dynamique stable du système (fig. 1.2.1).

Le pouvoir tampon du système peut être très variable selon le niveau que l'on considère et selon le système ou les sous-systèmes considérés. Toute intervention sur le système aquatique doit tenir compte de la stabilité des sous-systèmes. En effet, les systèmes environnementaux étant ouverts les uns sur les autres, les flux de matière, d'énergie et d'information dans un système (ou sous-système) ont une influence sur l'équilibre des flux dans un autre; l'intervention sur un système peut être conçue de façon à demeurer à l'intérieur de ses frontières de stabilité, mais elle peut provoquer une modification importante de l'état d'équilibre d'un autre sous-système. La mesure de la stabilité d'un système environnemental peut donc, dans certains cas, devenir primordiale. Plusieurs auteurs, tels que Usher et Williamson (1973), Federov et Sokola (1972), May (1971), Margalef (1970) et Patten (1961) ont tenté d'évaluer la stabilité de systèmes biologiques.

Selon Federov et Sokola (1972), la notion de stabilité d'un système repose sur son habileté à maintenir constantes dans le temps des caractéristiques qui reflètent son organisation structurelle et fonctionnelle. En conséquence, la stabilité d'un système reflète la tendance au changement de chacune de ses caractéristiques; une mesure de la stabilité d'un système peut donc être tentée par la mesure de la stabilité de ses caractéristiques.

Soit "N" le nombre considéré des caractéristiques du système;
 $i = 1, 2, 3, \dots, N-1, N$

Soit n_i le nombre d'évaluation du paramètre k_i sur une période de temps t .

Alors on peut poser S_i , la stabilité du paramètre k_i égale à:

$$S_i = \frac{\sum_{j=1}^{n_i} \frac{\sum_{j=1}^{n_i} k_{ij}}{n} - k_{ij}}{\sum_{j=1}^{n_i} k_{ij}}$$

La stabilité maximale, $S_i=0$, est atteinte quand le paramètre k_i est constant. La stabilité du système (S_S) peut être évaluée pour l'ensemble des paramètres en faisant la moyenne de la stabilité de chaque caractéristique:

$$S_S = \frac{\sum_{i=1}^N S_i}{N}$$

Cette approche n'est pas limitative puisqu'il est possible, en utilisant des transformations mathématiques adéquates, de tenir compte des états d'équilibres cycliques stables, c'est-à-dire d'une séquence de valeurs qui oscillent autour d'une valeur moyenne; il en est de même pour les séquences de valeurs qui évoluent lentement suivant une trajectoire définie et stable (fig. 1.2.2). Il devrait être possible d'inclure également une transformation qui tienne compte spécifiquement du débordement du domaine de stabilité d'une caractéristique individuelle.

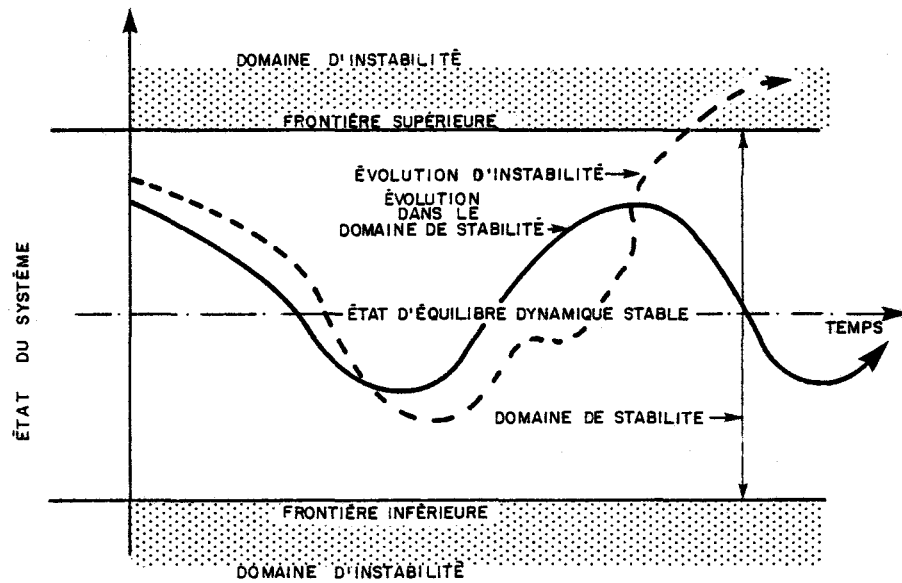


Fig.1.2.1. Représentation d'un système dans un état d'équilibre dynamique (—) et dans un état d'équilibre évoluant à l'extérieur du domaine de stabilité (---) (D'après Holling et Goldberg, 1971).

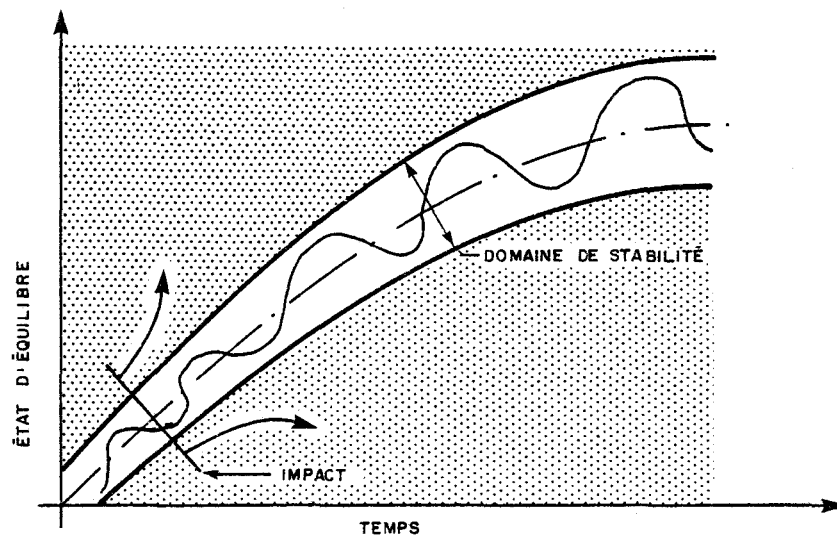


Fig.1.2.2. Représentation schématique d'une séquence de valeur d'équilibre évoluant selon une trajectoire stable . (D'après Holling et Goldberg , 1971) .

1.2.5 La diversité

La diversité est un concept introduit en écologie pour indiquer la variété des espèces qui peuvent cohabiter dans un même territoire.

Un milieu caractérisé par une diversité élevée est plus efficace en terme de flux d'énergie et de matière. Ceci est dû à un nombre élevé d'alternatives dans les voies utilisables pour les transferts d'énergie et de matière (Newman, 1974).

Les stratégies environnementales doivent considérer l'intégrité de la diversité physique et biologique des systèmes comme le complément essentiel des connaissances acquises sur le comportement des systèmes. D'après Bella (1974), cette démarche vise à :

- préserver les espèces, les systèmes d'espèces, les types d'habitat sans avoir à définir leurs besoins ou leurs relations avec le concept de la qualité de la vie;
- prévenir une généralisation de conditions agressives ou détériorantes avant qu'elles aient à être identifiées;
- maximiser le retour de l'information acquise des erreurs passées en préservant des milieux témoins et les concepts associés pour fin de comparaison avec les systèmes environnementaux détériorés;
- diminuer l'impact de la domination de propriétés ou de composantes du système avant qu'elles aient à être identifiées;
- préserver les options environnementales permettant ainsi un potentiel d'ajustement plus grand aux impacts inattendus.

Cette démarche rejette toutes les notions de schémas d'interventions standardisées; chaque système contient en lui-même l'informa-

tion qui permet d'établir le cadre de l'intervention environnementale et sa méthodologie d'application. Ainsi, l'intervention est unique tout comme le système sur lequel elle s'applique.

L'approche systémique s'appuyant sur la diversité constitue un cataplasme de connaissances sur les problématiques environnementales; elle ne doit pas servir de justification à un empirisme qui, déjà solidement établi dans les démarches interventionnistes, risque d'accélérer la détérioration en multipliant les erreurs stratégiques et tactiques.

1.2.6 L'irréversibilité et l'indifférence

Toute intervention environnementale doit être conçue de façon à éviter qu'elle entraîne des changements irréversibles à grande échelle dans les systèmes environnementaux. Ceci constitue la règle des changements irréversibles définie par Bella et Overton (1972) dans le cadre de la problématique de la planification environnementale; les changements irréversibles à grande échelle peuvent être catégorisés de la façon suivante (Bella, 1974):

- les composantes écologiques telles que les espèces, les ensembles d'espèces, les types d'habitats peuvent disparaître avant que leur importance soit reconnue et qu'une rétroaction soit amorcée (Ex.: Everglades, en Floride);
- un ensemble de conditions détériorantes peuvent être suffisamment répandues avant qu'elles soient détectées, pour qu'il soit impossible de les corriger ou encore que leur correction entraîne des risques encore plus graves de détérioration (Ex.: l'utilisation accrue de l'hydroélectricité);
- les changements catastrophiques des systèmes environnementaux deviennent de plus en plus répandus et ils sont tels que la société dépend maintenant d'eux pour survivre; leur modification serait catastrophique en elle-même (Ex.: l'utilisation accrue

de pesticides pour supporter une population croissante d'êtres humains);

- Les dommages sociaux et environnementaux sont tels que lorsqu'on les reconnaît, leurs effets ont déjà démuni la société des moyens de les combattre (Ex.: l'utilisation croissante des médicaments dépresseurs par certaines couches de la société).

La stabilité et la diversité des systèmes ainsi que la réversibilité des répercussions des interventions sont des concepts fondamentaux qui guident la formulation de règles et de méthodes interventionnistes; l'indifférence des systèmes est un concept qui intègre à la démarche de rationalisation ces trois principes.

Le système environnemental sera donc considéré comme d'autant plus indifférent à une intervention que celle-ci prendra en considération:

- sa diversité concrète et conceptuelle;
- sa dynamique propre (équilibre, stabilité);
- l'option de réversibilité des répercussions.

1.2.7 L'acquisition des connaissances

En établissant la problématique de l'intervention sur le système aquatique et en reconnaissant l'organisation en système des composantes environnementales, nous avons retenu une approche systémique qui s'inspire de la théorie généralisée des systèmes; cette approche, rappelons-le, est indissociable des deux niveaux de connaissances suivants:

- l'inventaire des composantes des systèmes environnementaux;
- la compréhension de leur comportement spatial et chronologique.

Dans ce contexte, pour pallier à l'ignorance ou à la carence d'informations nécessaires à la rationalisation des interventions

d'une part, et, d'autre part, pour faciliter l'intégration des connaissances acquises sur la structure et le comportement des systèmes environnementaux à la problématique de l'intervention, il devient indispensable d'opérer la rationalisation dans le cadre de stratégies environnementales globales. C'est dans ce cadre stratégique qu'intervient dans la décision interventionniste (gestion ou aménagement) la connaissance des répercussions environnementales des interventions; ici aussi, les connaissances des composantes du milieu et des processus qui s'y déroulent s'avèrent la pierre d'assise de la décision interventionniste.

Bien qu'on admette en principe l'importance du développement de connaissances environnementales de nature fondamentale dans tous les secteurs disciplinaires, la grande partie de l'effort scientifique actuel converge, sous les pressions sociales, vers l'acquisition de connaissances utilisables à court terme et vers l'application des connaissances fondamentales déjà acquises au mieux-être de l'humanité et à la sauvegarde de son environnement. Toutefois, le manque flagrant de cohérence entre les initiatives scientifiques et les initiatives technocratiques ne favorise pas le processus de rationalisation de l'acquisition des connaissances qui repose en grande partie sur la rationalisation des entreprises de gestion et d'aménagement.

L'acquisition de connaissances environnementales est cependant indispensable à tous les niveaux de rationalisation des interventions, tout comme le demeure la perception de l'ignorance des processus ou des interactions entre processus, ainsi que du comportement des systèmes environnementaux et de leurs interactions. Le schéma simplifié de l'intervention (voir section 1.1.3) est exposé à la fig. 1.2.3; on y remarque cinq niveaux actifs des connaissances (et perception d'ignorance) de différentes natures. Ces niveaux actifs sont les suivants:

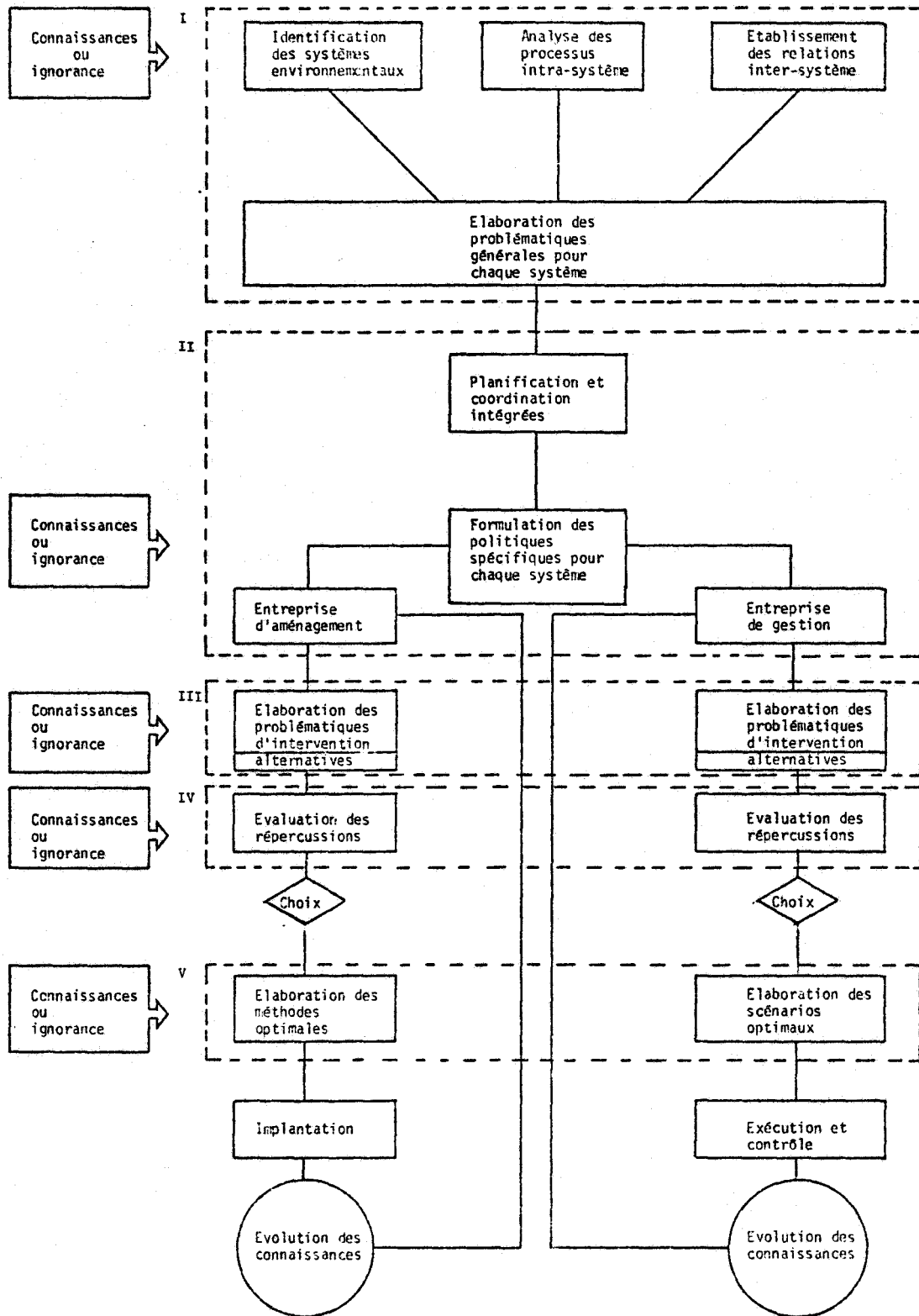


Fig. 1.2.3 L'ignorance et l'acquisition des connaissances en relation avec un schéma rationnel d'intervention

- I. visualisation macroscopique de l'offre environnementale et élaboration des problématiques générales pour chaque système environnemental, le point de départ étant la situation actuelle;
- II. évaluation prospective de la demande sociale et formulation des politiques d'aménagement et de gestion tenant compte de l'offre environnementale actuelle; spécialisation progressive des politiques pour chaque système environnemental;
- III. concession régionalisée de l'offre environnementale à la demande sociale en fonction des grandes politiques de gestion et d'aménagement; formulation pour l'ensemble des systèmes des alternatives d'intervention compatibles;
- IV. évaluation des répercussions sur les systèmes des alternatives d'aménagement ou de gestion retenues à l'échelle régionale ou locale;
- V. optimisation des schémas d'aménagement et des scénarios de gestion tenant compte de leurs répercussions sur l'ensemble des systèmes environnementaux.

Cette séquence d'événements vise à rationaliser l'ensemble des démarches interventionnistes en créant, d'une part, une indissociabilité des systèmes et, d'autre part, une indissociabilité des niveaux actifs. En effet, il n'est plus possible, dans ce processus, d'ignorer au niveau IV ou V l'"activité" des niveaux I et II (et inversement), pas plus qu'il n'est possible de formuler des politiques d'aménagement sur un système indépendamment des politiques d'aménagement formulées pour les autres systèmes; de plus, le choix des méthodes d'aménagement ou des scénarios de gestion pour chaque système tient compte des répercussions qu'ils auront sur le comportement des autres systèmes. Dans ce cadre opérationnel, l'optimisation d'une méthode ou d'un scénario dans un système tient compte des inter-

actions de ce système et des autres systèmes environnementaux. Ainsi, les aires d'influence des officines gouvernementales définies selon les systèmes sur lesquels elles opèrent, sont interconnectées par un réseau de responsabilités conjointes; l'intervention dans ce cadre poursuit un objectif unique.

A chacun de ces niveaux et dans chaque système, on utilise des connaissances techniques et scientifiques appropriées. Ce besoin essentiel de connaissance doit être le moteur qui anime l'acquisition de ces connaissances et qui module la distribution des responsabilités dans l'acquisition de ces dernières. Ainsi, par exemple, pour le système aquatique, il est important d'identifier les connaissances nécessaires à l' "activité" des différents niveaux et de distribuer les mandats d'acquisition de connaissances selon les besoins pressentis; cependant, il est indispensable que l'on s'interroge sur l'utilisation optimale des connaissances à acquérir et sur les moyens de pallier à l'ignorance ou encore sur les façons d'utiliser l'ignorance des comportements dans la formulation des principes qui guident l' "activité" des niveaux. Dans un cadre de rationalisation, l'acquisition des connaissances dans chaque système est donc subordonnée à leur usage à chacun des niveaux.

En résumé, l'approche systémique, opérée dans le cadre de stratégies environnementales globales, facilite l'intégration des connaissances actuelles au processus de rationalisation, pallie à l'absence des connaissances pertinentes et, normalement, devrait déboucher sur l'identification des connaissances à acquérir et leur mode d'acquisition; ceci constitue les bases de la rationalisation de l'acquisition des connaissances.

1.3 LES METHODES D'EVALUATION DES REPERCUSSIONS ENVIRONNEMENTALES¹

Les connaissances technologiques ont rendu l'homme capable d'ériger des structures et des aménagements à très grande échelle. Selon Bella (1972; 1974), cette capacité d'accroître l'échelle de ses oeuvres et, par conséquent, leur impact sur l'environnement, tend à croître beaucoup plus rapidement que l'aptitude à en prévoir les répercussions écologiques et sociologiques et à les prévenir lorsqu'elles sont néfastes.

Cependant, la prise de conscience relativement récente de cette situation dans les pays industrialisés a eu pour effet d'engendrer des législations visant à introduire la préoccupation environnementale dans les processus de décision. Aux Etats-Unis, le "National Environmental Policy Act" de 1969 (NEPA) exige que toutes les officines gouvernementales évaluent les répercussions de toute intervention qui pourrait modifier significativement la qualité du milieu. De plus, on exige que cette évaluation soit effectuée à tous les niveaux des secteurs public, parapublic et privé comme condition préalable à l'autorisation des interventions. Par sa loi sur la protection de la nature (Chemin, J.L., 1976), la France s'apprête, si ce n'est déjà fait, à exiger la même chose pour tout aménagement important linéaire (route, ligne électrique) ou ponctuel (barrage, etc...).

Il est évident que l'évaluation des répercussions environnementales des interventions devient de plus en plus indissociable du processus décisionnel responsable de l'intervention sur les systèmes environnementaux.

De par la nature même des processus décisionnels, la prise en compte

¹

On utilise parfois le terme "impacts" pour désigner les répercussions environnementales des activités de l'homme. Par rapport à une perception systémique, les deux termes nous semblent justifiés; cependant, nous réservons le terme "impact" à l'action directe sur le milieu et le terme "répercussions" à l'ensemble des conditions, effets, processus induits et propagés dans le système et causés par l'impact. En France, on tend à utiliser l'expression "prospective d'ambiance", qui est une contraction de "l'analyse prospective des milieux ambiants"; on utilise également l'expression "évaluation des risques".

des composantes environnementales d'un aménagement doit revêtir un caractère objectif et systématique. De fait, plusieurs méthodes d'évaluation des répercussions environnementales¹ récemment mises au point sont des approches rationnelles. Bien qu'il ne soit pas démontré que l'approche cartésienne (pour ne pas dire linéaire) de l'environnement soit la meilleure approche "en soi", c'est probablement la seule qui soit actuellement à la fois acceptable et compatible avec la nature des aménagements technologiques. Ces récents développements dans le domaine des études environnementales sont prometteurs et constituent sûrement une étape importante de maturation de la technologie.

De façon générale et à moyen terme, le développement de méthodes d'évaluation des répercussions environnementales (E.R.E.) devrait permettre entre autres choses de:

- mieux situer l'influence de l'homme et de sa technologie dans le cadre d'une approche systémique globale;
- déssectorialiser les connaissances acquises jusqu'à maintenant et de les resituer dans une perspective d'ensemble interdisciplinaire (systémique);
- identifier les systèmes environnementaux dont on ignore le comportement et améliorer l'utilisation de l' "ignorance" (Sasseville et Leclerc, 1976);
- éliminer les biais décisionnels dans l'aménagement du territoire en accordant autant d'importance aux aspects inconnus ou non quantifiés des ressources qu'aux aspects bien répertoriés.

Plusieurs méthodes d' "E.R.E." ont été développées au cours des récentes années; toutefois, la plupart d'entre elles ont été formulées à partir de problèmes particuliers. Il importe donc de connaître les différentes caractéristiques de ces méthodes afin de faciliter le choix d'une méthodologie

¹ Que nous désignerons dans le texte par l'abréviation E.R.E.

d'évaluation appropriée ou de formuler les règles permettant d'adapter les méthodologies existantes; on arrive ainsi à une évaluation plus pertinente de l'impact d'interventions environnementales particulières.

1.3.1 Les types de méthodes actuelles

Les méthodes d'évaluation des répercussions environnementales font appel à différents modes d'identification qui se caractérisent par plus ou moins de sophistication, de quantification, de subjectivisme, etc... Les méthodes décrites au tableau 1.3.1 peuvent être classées dans cinq grandes catégories. (Warner et Preston, 1974).

- *Les méthodes "ad hoc"*: ces méthodes passent en revue les grands secteurs de l'environnement où il y a impact potentiel. On ne définit pas de paramètre spécifique à explorer. Il va de soi que cette approche constitue un minimum dans un processus d'évaluation. Cependant, cette approche peut servir à définir une problématique préliminaire à l'application d'une autre méthode.
- *Le "survol cartographique"*: ces méthodes font appel à une représentation cartographique des grandes caractéristiques de l'environnement (physique, écologique, social, esthétique). Par superposition de cartes, on reconstitue un environnement composite et les zones de répercussions potentielles y sont représentées en terme géographique.
- *La "liste de contrôle"*: on identifie une liste de "paramètres" spécifiques susceptibles de subir un impact et qu'il faudra examiner de façon plus approfondie. Aucune liaison de cause à effet n'est établie avec les composantes des projets proposés. Ces méthodes peuvent cependant inclure une problématique environnementale qui aidera à la mesure et à l'interprétation des paramètres identifiés.

TABLEAU 1.3.1: Description de méthodes d'évaluation des répercussions environnementales employées aux Etats-Unis

Méthode	Methodologie	Applicabilité	Remarques
1 Atkins, William G. and Dock Burke Jr. (1971)	<ul style="list-style-type: none"> . Liste de contrôle . Système d'évaluation relative (-5 à +5) des alternatives avec un processus subjectif . On y considère les facteurs environnementaux sociologiques et économiques 	<ul style="list-style-type: none"> . Méthode applicable, surtout aux projets de routes et d'autoroutes . Les répercussions sociologiques considérées concernent surtout les équipements et services communautaires . Les répercussions environnementales sont déficientes sur le plan écologique . L'approche sociologique et économique peut être utile pour d'autres types de projets . Les estimations de répercussions étant relativement subjectives, les ressources nécessaires sont très variables 	<ul style="list-style-type: none"> . L'évaluation relative aménagement - vs - aucun aménagement se fait en fonction de l'état futur du milieu non aménagé . Le mode de présentation des estimations relatives de répercussions, par catégorie et en utilisant la gamme -5 → +5, est intéressant
2 Dee, Norbert et al. (1972)	<ul style="list-style-type: none"> . Liste de contrôle . Méthode orientée vers la quantification de paramètres (78) choisis à l'avance . Ces paramètres couvrent quatre catégories spécifiques de répercussions: <ul style="list-style-type: none"> . écologiques . environnementales . esthétiques . humaines . Cette méthode utilise un système d'"unités qualitatives de l'environnement" calculées avec des indicateurs et des formules propres à chaque paramètre 	<ul style="list-style-type: none"> . Applicable surtout aux aménagements majeurs de la ressource-eau mais aussi à une gamme variée d'autres types de projets . Les aspects économiques ne sont pas couverts explicitement . Les aspects sociologiques sont couverts partiellement dans la catégorie des répercussions humaines . Les ressources nécessaires pour la quantification sont relativement importantes; cette particularité rend cette méthode applicable surtout aux grands projets 	<ul style="list-style-type: none"> . Résultats très reproductibles . Facteurs temps et échelle spatiale considérés explicitement dans la pondération . La participation de la population n'est pas considérée . L'incertitude et les risques majeurs ne sont pas pris en compte . Cependant, une procédure dite de "drapeau rouge" permet d'accorder une importance "en soi" à certains types de répercussions (exemple: extinction d'une espèce animale)
3. Dee, Norbert et al. (1973)	<ul style="list-style-type: none"> . Un composite de: <ul style="list-style-type: none"> . liste de contrôle . matrices . réseaux . Les répercussions sont considérées à partir d'une hiérarchie de: <ul style="list-style-type: none"> . 4 catégories . 19 composantes . 64 paramètres . Les catégories comprennent les répercussions <ul style="list-style-type: none"> . écologiques . physico-chimiques . esthétiques . sociales . On évalue les répercussions sur chacun des paramètres par une valeur comprise entre 0 et 1 . On quantifie une répercussion globale par un système fixe de pondération 	<ul style="list-style-type: none"> . Pertinente surtout pour les projets de traitement des eaux usées . Peut être applicable à d'autres types de projets mais sa portée est réduite . Les aspects économiques ne sont pas couverts explicitement . Les ressources nécessaires à son application sont modérées bien que les analystes doivent posséder un certain entraînement 	<ul style="list-style-type: none"> . Résultats très reproductibles . Cette procédure étant très technique, elle est difficile à expliquer à une population non avertie. Les résultats sont exposés à être amenés et contestés . Cette méthode, en plus de sa globalité, est très explicite dans la définition de la procédure à suivre . Elle permet une certaine flexibilité dans le choix des données disponibles

TABLEAU 1.3.1: Description de méthodes d'évaluation des répercussions environnementales employées aux Etats-Unis (SUITE)

Méthode	Méthodologie	Applicabilité	Remarques
4 Institute of Ecology, University of Georgia (1971)	<ul style="list-style-type: none"> Liste de contrôle de 56 composantes environnementales Gamme variée de répercussions incluant: <ul style="list-style-type: none"> utilisation des sols sociologie esthétique économie Méthode qui normalise les répercussions en fonction de la plus grande répercussion potentielle Les pondérations sont croissantes en fonction de la durée des répercussions 	<ul style="list-style-type: none"> Pertinente surtout pour les projets d'autoroutes L'extension à d'autres types de projets est peu souhaitable en raison du choix des composantes L'approche statistique utilisée peut être utile dans d'autres méthodes plus pertinentes concernant les projets d'aménagement de la ressource eau Les ressources utilisées sont relativement grandes (ordinateur) 	<ul style="list-style-type: none"> Un traitement statistique des valeurs des variables et des pondérations améliore de beaucoup la base subjective de la méthode et donc sa reproductibilité Ce traitement statistique permet également de tester la significativité des répercussions globales des solutions alternatives
5 Krauskopf, Thomas M. and Dennis C. Bunde (1972)	<ul style="list-style-type: none"> Cartographie automatique Les caractéristiques environnementales considérées sont variées surtout en ce qui concerne l'utilisation du sol et les caractéristiques physiographiques On utilise une banque de données environnementales ayant pour unité de support géographique un carreau de 1 km² Les répercussions sont évaluées en dénombrant les carreaux intersectés par les conséquences d'un projet et en pondérant en fonction des caractéristiques environnementales 	<ul style="list-style-type: none"> Pertinente surtout pour les projets d'autoroutes Méthode adaptable à des projets majeurs dans le domaine de la ressource-eau à condition que la région soit bien délimitée et les répercussions relativement localisées Les ressources nécessaires à son application sont très importantes, à moins que les banques de données existent déjà Cette méthode nécessite cependant un entraînement très particulier pour les analystes 	<ul style="list-style-type: none"> Les pondérations sont subjectives. Cependant, la méthode étant entièrement programmée, plusieurs alternatives de pondération peuvent être facilement essayées Cette méthode comporte plusieurs avantages propres à son caractère particulier; en effet, elle: <ul style="list-style-type: none"> fait ressortir quelle caractéristique environnementale est la plus importante pour une alternative donnée utilise une représentation graphique très compréhensible peut considérer plusieurs alternatives sans trop augmenter les coûts d'étude utilise des banques données de plus en plus disponibles en Amérique du Nord
6 Leopold, Luna B., et al. (1971)	<ul style="list-style-type: none"> Approche matricielle où l'on met en rapport 100 activités potentielles reliées à un projet et 83 caractéristiques ou conditions environnementales Chacune des répercussions identifiées est évaluée en termes d'amplitude et d'importance Les répercussions considérées sont de nature: <ul style="list-style-type: none"> écologique physico-chimique 	<ul style="list-style-type: none"> Pertinente pour tout type d'aménagement avec un minimum d'adaptation Les aspects sociaux et économiques sont peu ou pas considérés pas plus que les répercussions indirectes et les conséquences secondaires En raison de la subjectivité de l'évaluation des répercussions, les ressources nécessaires sont très variables 	<ul style="list-style-type: none"> Faible reproductibilité Le caractère de cette méthode laisse place à beaucoup de subjectivité et d'ambiguïté Cette méthode est surtout utile pour l'identification des répercussions potentielles et pour la communication des résultats
7 Arthur D. Little, Inc. (1971)	<ul style="list-style-type: none"> Liste de contrôle Ce n'est pas une méthode complète et élaborée mais plutôt une identification et une discussion de répercussions potentielles et de techniques de mesure On subdivise en importance de répercussions, effet sur la population, estimation Les catégories de répercussions identifiées sont assez variées et générales 	<ul style="list-style-type: none"> Pertinente pour les projets d'autoroutes Cette approche peut être utile à d'autres types de projets Elle ne comporte aucune suggestion quant à l'agrégation des répercussions individuelles 	<ul style="list-style-type: none"> Cette méthode n'est pas très bien décrite et semble peu précise quant au déroulement de l'étude

TABLEAU 1.3.1: Description de méthodes d'évaluation des répercussions environnementales employées aux Etats-Unis. (SUITE)

Méthode	Methodologie	Applicabilité	Remarques
8 McHarg, Ian. (1969)	<ul style="list-style-type: none"> . Survol cartographique . Cette méthode utilise la cartographie sur transparents de caractéristiques environnementales (11 à 16) que l'on représente par 3 niveaux de compatibilité avec les alternatives de projets 	<ul style="list-style-type: none"> . Pertinente pour les projets d'autoroutes . Applicable de façon restreinte à d'autres types de projets . Les ressources nécessaires sont moyennes . Cette méthode requiert un entraînement spécial de la part des analystes . Cette méthode est inapte à quantifier les répercussions et à les identifier explicitement 	<ul style="list-style-type: none"> . Cette méthode peut très bien servir pour une préliminaire de répercussions environnementales
9 Moore, John L. et al. (1973)	<ul style="list-style-type: none"> . Réseau . Cette méthode établit un enchaînement "cause-condition-effet" pour chacune des activités pouvant avoir des répercussions sur l'environnement . Le champ d'évaluation est aussi grand que le voudra l'analyste . On exprime les répercussions en terme de dommages : <ul style="list-style-type: none"> . élevés . modérés . faibles . négligeables 	<ul style="list-style-type: none"> . Méthode développée pour évaluer les activités manufacturières dans une zone littorale . Les indicateurs proposés peuvent être applicables à d'autres types d'activités . Faibles ressources nécessaires 	<ul style="list-style-type: none"> . Faible reproductibilité . Cette méthode pourrait être très utile pour constituer une synthèse visuelle à l'usage de la population et des instances décisionnelles
10 Central New York Regional Planning and Development Board (1972)	<ul style="list-style-type: none"> . Matrice . Cette méthode évalue les activités d'un projet en termes de répercussions : <ul style="list-style-type: none"> . directes ou indirectes . majeurs ou mineurs . Le champ d'évaluation couvre surtout les répercussions physiques à l'environnement pour : <ul style="list-style-type: none"> 9 types de bassin versant 14 types d'activités 	<ul style="list-style-type: none"> . Pertinente pour des projets dans le domaine de la ressource eau (réservoirs, etc.) . L'intérêt pour une telle approche est relativement limité à cause des limites du champ d'évaluation . Les ressources nécessaires pour une telle approche sont modérées 	<ul style="list-style-type: none"> . Méthode moyennement reproductible . Les facteurs d'incertitude et de risques ne sont pas considérés . Les différences spatiales ou liées au facteur temps ne sont pas considérées, ce qui réduit la portée d'une étude fondée sur une telle approche
11 Smith, William L.	<ul style="list-style-type: none"> . Liste de contrôle . Cette méthode est fondée sur le concept de l'offre et de la demande en utilisant les probabilités . On cherche à identifier l'alternative qui minimisera le coût social en terme de ressources environnementales et maximisera le bénéfice social en termes de ressources du système . Une probabilité d'offre et de demande est assignée pour chacun des éléments d'évaluation et pour chaque zone de la région d'étude . Le champ d'évaluation est très limité 	<ul style="list-style-type: none"> . Pertinente surtout pour juger des alternatives de projets d'autoroutes . Il est difficile d'évaluer les ressources nécessaires pour l'application d'une telle méthodologie . Les domaines d'évaluation touchant à l'écologie, la pollution, la sociologie, sont peu considérés . Une limite de cette méthode concerne la pondération implicitement égale de chacun des éléments d'évaluation 	<ul style="list-style-type: none"> . La reproductibilité d'une telle méthode est douteuse à cause de la difficulté d'évaluer les probabilités d'offre et de demande . Cependant, cette méthode produit un indicateur "agrégé" unique pour chaque alternative

TABLEAU 1.3.1: Description de méthodes d'évaluation des répercussions environnementales employées aux Etats-Unis (SUITE)

Méthode	Méthodologie	Applicabilité	Remarques
12 Sorensen, Jens (1971)	<ul style="list-style-type: none"> . Réseau . Ce n'est pas tant une méthodologie complète qu'un guide pour l'identification des répercussions . Ces répercussions sont présentées sous forme d'une hiérarchie: <ul style="list-style-type: none"> . utilisation (projet) . facteurs causaux (activités du projet) . changement de condition du 1er, 2ième et 3ième ordre . effets . Domaine d'évaluation varié 	<ul style="list-style-type: none"> . Bien qu'applicable telle quelle surtout aux projets dans une zone littorale, cette approche peut très bien être utilisée pour d'autres types de projets. Cependant, dans ce cas, il faudra adopter la méthode en développant les réseaux appropriés . Dans ce dernier cas, on devra faire appel à des ressources humaines très compétentes dans ce domaine 	<ul style="list-style-type: none"> . Reproductibilité . Une force de cette méthode concerne son aptitude à identifier les chemins par lesquels se produisent les répercussions . On suggère de plus certains types de données concernant les effets identifiés
13 Stover, Lloyd V. (1972)	<ul style="list-style-type: none"> . Liste de contrôle . Cette approche utilise une évaluation quantitative de répercussions reliées aux activités d'un projet . Les répercussions sont évaluées en utilisant une fourchette à 7 possibilités allant de: <ul style="list-style-type: none"> . répercussion très bénéfique . à répercussion très négative . Une méthodologie est suggérée pour identifier l'alternative optimale . Le domaine d'évaluation semble assez diversifié . 15 paramètres de répercussions générales auxquels s'ajoute un nombre indéterminé de sous-paramètres de répercussions spécifiques 	<ul style="list-style-type: none"> . Pertinente pour une gamme de projets assez vaste . Cette méthodologie fait appel à une quantité de ressources relativement grande surtout en terme de comités consultatifs interdisciplinaires . Aucune indication sur l'agrégation des sous-paramètres . Aucune différenciation spatiale 	<ul style="list-style-type: none"> . Reproductibilité . Possibilité d'ambiguïté et de subjectivité . Différenciation et comparaison des répercussions à court et à long termes . Les zones de répercussions sont considérées implicitement avec une même importance . Un intérêt particulier de la méthode concerne la présentation de l'importance relative des répercussions en fonction des alternatives . On tente de plus d'intégrer la démarche d'évaluation de répercussions dans un processus plus global qui considère, par exemple, le concept de stabilité écologique
14 Multiagency Task Force (1972)	<ul style="list-style-type: none"> . Liste de contrôle . On considère des catégories et des composantes environnementales pré-établies . Les répercussions sont soit mesurées quantitativement soit évaluées subjectivement selon les possibilités . Le domaine d'évaluation comprend les ressources biologiques, physiques, culturelles et historiques, les pollutions diverses 	<ul style="list-style-type: none"> . Pertinente pour une gamme de projets très vaste, surtout en zone agricole . Les ressources nécessaires concernent surtout la formation d'un groupe de travail interdisciplinaire . Les aspects socio-économiques ne sont pas couverts 	<ul style="list-style-type: none"> . Reproductibilité faible . Comporte plusieurs ambiguïtés d'évaluation . On inclut des considérations d'unicité et d'irréversibilité . On suggère plusieurs moyens visant à faciliter la présentation des résultats . On évalue l'alternative "sans projet" telle que perçue dans l'avenir . On plaide contre l'agrégation des répercussions en essayant de les considérer chacun "en soi" sans référence à une approche coût-bénéfice

TABLEAU 1.3.1: Description de méthodes d'évaluations des répercussions environnementales employées aux Etats-Unis (SUITE)

Méthode	Méthodologie	Applicabilité	Remarques
15 Tulsa District, U.S. Army Corps of Engineers (1972)	<ul style="list-style-type: none"> . Liste de contrôle . Parmi certaines grandes classes d'évaluation, on décrit des facteurs pertinents accompagnés d'indicateurs mesurables possibles . On évalue les répercussions à l'aide d'une cotation relative d'une alternative à l'autre à laquelle s'ajoute une pondération subjective des caractéristiques . L'alternative "sans projet" est considérée comme nulle pour la cotation relative . Le domaine d'évaluation se subdivise en trois grands secteurs: <ul style="list-style-type: none"> . qualité du milieu . "qualité de la vie" . économie 	<ul style="list-style-type: none"> . Pertinente pour des projets de réservoirs . Peut être adaptée à d'autres types de projets . Les ressources nécessaires sont variables: <ul style="list-style-type: none"> . équipes interdisciplinaires . ordinateurs . Certaines répercussions, bien qu'importantes, peuvent difficilement être identifiées comme positives ou négatives . Les répercussions ne sont pas reliées directement (dans la présentation) aux activités du projet 	<ul style="list-style-type: none"> . Reproductibilité active faible . Les répercussions sont résumées par une matrice construite de façon à permettre une comparaison rapide des alternatives . La pondération des caractéristiques est accompagnée d'un facteur d'erreur qui, joint à des manipulations statistiques, permet de différencier les répercussions des alternatives de façon plus significative

- Les "matrices d'impact": certaines méthodes utilisent une approche où l'on considère d'une part toutes les composantes spécifiques d'un projet susceptible d'avoir des répercussions sur l'environnement et, d'autre part, les caractéristiques environnementales affectées. Ces deux aspects de la question sont traités et mis en relation à l'aide d'une technique matricielle qui vise à identifier ponctuellement les liens potentiels de cause à effet.
- Les "réseaux cause-condition-effet": quelques méthodes utilisent un certain nombre de composantes ou d'actions spécifiques liées à des projets. On tente d'établir des réseaux ordonnés en terme de "cause-condition-effet". Ces approches prennent en compte non seulement les effets directs liés aux activités d'un projet mais les effets indirects induits par une hiérarchie de cause à effet. Cette approche, qui fournit en général une gamme potentielle de réseaux d'impacts, permet à l'utilisateur de l'étude de choisir un cheminement d'activités approprié.

1.3.2 Le choix de la méthode

Le choix ou l'élaboration d'une méthode d'E.R.E. sont subordonnés à la problématique globale de l'intervention. Ainsi, les multiples méthodes existantes mises au point récemment sont adaptées à une gamme particulière d'objectif d'évaluation et nécessitent des ressources plus ou moins variées en nature et en importance. De plus, certaines d'entre elles revêtent un caractère relativement objectif alors que d'autres font appel à plus de subjectivisme. Il est donc essentiel, avant de choisir ou d'adapter une méthode appropriée, de se pencher sur certaines considérations préliminaires et ensuite de confronter les méthodes à une série de critères propres à assurer soit la pertinence du choix soit une adaptation adéquate au système environnemental étudié.

Selon l'Agence américaine pour la protection de l'environnement¹, avant de s'attaquer au choix d'une méthode, les questions suivantes devront être posées: (Warner et Preston, 1974).

¹ United States Environmental Protection Agency.

- L'étude s'intègre-t-elle dans le processus décisionnel du choix d'un projet parmi des alternatives ou est-elle un document visant à informer sur les conséquences d'un projet unique déjà décidé?
- Est-ce que les alternatives de projet sont fondamentalement différentes ou différent-elles uniquement par un facteur d'échelle? La première situation fait appel à une plus grande flexibilité d'évaluation alors que la deuxième nécessite une quantification plus stricte.
- Quels sont le niveau et le type de participation de la population en regard du projet et de l'étude d'évaluation? La méthode choisie devra pouvoir intégrer le type d'implication voulu ou anticipé.
- Quelles sont les ressources disponibles pour faire l'étude? Les études quantitatives sont plus exigeantes en général en termes de ressources nécessaires à l'exécution (temps, argent, données, personnel qualifié, etc...).
- Les responsables de l'étude sont-ils familiers (connaissances, expérience) avec la zone et le type de répercussions et le type d'action envisagé? Si oui, la validité d'une méthode plus subjective sera améliorée.
- La question est-elle controversée? Quelle en est la portée? En général, plus l'enjeu est grand, plus le besoin de précision, de quantification et d'identification de choix se fait sentir. Les méthodes faisant appel à des pondérations arbitraires sont alors moins appropriées.
- Quelles sont les contraintes administratives ou institutionnelles imposées au départ sur l'étude? Ces contraintes, de par leur nature, peuvent exclure à priori certaines méthodes.

1.3.3 Les phases de l'intervention environnementale

La démarche visant à évaluer les répercussions potentielles d'un projet ou d'une intervention sur le milieu naturel évolue dans le temps avec les différentes phases de la réalisation de l'oeuvre. Grossièrement, on peut distinguer les étapes suivantes dans la démarche technique d'une intervention.

La phase avant-projet: cette étape débute une fois que les besoins sociaux sont identifiés (hydroélectricité, eau d'alimentation, contrôle des inondations, etc...); elle comprend, entre autres, l'identification et la formulation générale des alternatives possibles pour satisfaire la démarche. C'est un niveau d'étude où la perception de la problématique se caractérise par l' "éloignement et le flou" (high perspective-low resolution). Les études économiques y sont effectuées de façon très approximative.

La phase conception-élaboration du projet: on élimine certaines alternatives et on retient celles qui semblent les plus souhaitables selon des critères déterminés à l'avance (jusqu'à ces dernières années et parfois encore aujourd'hui, ces critères sont surtout économiques et sécuritaires¹). A ce niveau, les études adoptent un caractère très spécialisé. Dans les différents secteurs d'études, la perception du problème a un caractère de plus en plus "tangibile et précis" (low perceptive-high resolution). Les alternatives se précisent et on finit par n'en retenir qu'une pour laquelle toute la technologie actuellement disponible sera utilisée afin de prévoir tous les aspects et activités de la réalisation (plans, devis, cheminement critique, coûts).

La phase réalisation du projet qui comprend:

- les activités préparatoires du chantier;
- les activités de construction proprement dites;
- les activités d'entretien des équipements du chantier.

¹ Voir la problématique de la décision dans Sasseville et Leclerc, 1976.

Cette phase se caractérise par une programmation serrée et une coordination en temps réel des activités de construction.

La phase mise en opération-exploitation: c'est la phase finale de réalisation et la naissance de la fonction pour laquelle l'oeuvre a été conçue. On entre en régime d'exploitation.

1.3.4 L'évaluation des répercussions

L'évaluation des répercussions adopte en gros le cheminement de l'intervention. Elle s'amorce par une démarche où la connaissance factuelle ou quantitative est souvent peu développée; ceci n'est toutefois pas un handicap puisque la perception du problème à ce niveau revêt un caractère plus conceptuel et global. Cette phase met en évidence les alternatives de projets généralement nombreuses et les répercussions potentielles établies par une analyse minimale de celles-ci. C'est beaucoup plus une étape d'identification et de pré-quantification.

Cependant, à mesure que le projet se définit et que les choix se révèlent avec des critères de plus en plus reliés aux répercussions, l'évaluation se fait avec une précision grandissante; selon les hypothèses environnementales établies et dans la mesure où la connaissance factuelle manquera, on procédera à des campagnes d'acquisition de données sur le milieu¹. L'établissement de la problématique, la vérification des hypothèses, les campagnes de terrain et l'analyse associative des données constituent un processus itératif qui précisera de plus en plus la nature des interactions entre l'ouvrage planifié et le milieu qui en subira les répercussions. Certains choix techniques et environnementaux devront être faits selon une problématique actuellement très controversée (études/bénéfice/coût, valeurs tangibles et intangibles, valeur monétaire).

¹

Les inventaires environnementaux demeurent subordonnés aux scénarios conceptuels élaborés en vue d'une meilleure perception du comportement systémique de l'impact.

Dans les phases de réalisation, de mise en opération et de régime d'exploitation, le contrôle et les opérations de surveillance à court terme (temps réel) dominant. On identifie des paramètres, des indices, des indicateurs qui permettent de suivre et d'interpréter rapidement les répercussions prévues ou observées. A ce niveau, l'analyse et la synthèse des observations doivent être rapides de façon à ce que la rétroaction induise les mesures correctrices les plus adéquates.

A toutes les phases de ce cheminement, les responsables du projet auront à communiquer avec les populations locales, régionales ou nationales concernées directement ou indirectement avec le projet. A cette fin, les résultats des études environnementales devront adopter un format accessible et communicable; en effet, d'une part, ce transfert d'information sera réciproque (consultation-information), et, d'autre part, il s'avèrera continu et progressivement approfondi.

1.3.5 Les critères de choix d'une méthode

Selon l'USEPA (1974), une méthode d'évaluation des répercussions environnementales devrait pouvoir satisfaire un certain nombre de critères caractérisés selon les quatre secteurs suivants:

Identification des répercussions

Mesure et quantification

Interprétation

Communication

Identification des répercussions

La méthodologie choisie devra:

- favoriser la formulation de problématiques globales de façon à éviter les décisions tendancieuses (biais); elle devra donc

utiliser une approche largement interdisciplinaire¹ et considérer les aspects tant écologiques que culturels, sociologiques, esthétiques, économiques et autres;

- arriver à identifier des paramètres spécifiques indicateurs du comportement d'un domaine de l'environnement que l'on veut surveiller;
- comprendre des moyens pour identifier et distinguer les répercussions associées à des activités reliées au projet de celles qui pourraient être dues à d'autres activités indépendantes du projet et, ainsi, distinguer les agents responsables;
- expliciter les aspects chronologiques des répercussions anticipées (séquence, durée, effets à court, moyen et long termes, phase construction-phase mise en opération-régime d'exploitation);
- comprendre l'identification des sources données utilisées pour l'étude; ceci s'applique pour toutes les phases de l'étude.

Mesure et quantification

- Suggérer des indicateurs spécifiques et mesurables qui pourront être utilisés pour quantifier les répercussions;
- distinguer l'amplitude ponctuelle d'une répercussion de son étendue ou échelle d'influence;
- faire appel dans la mesure du possible à l'objectivité.

¹ Selon nous, l'approche scientifique convenable sera plutôt "supradisciplinaire" que multi ou interdisciplinaire. La "supradisciplinarité" permet une vision macroscopique des systèmes environnementaux.

Interprétation des impacts

- Comprendre une évaluation de l'étendue des répercussions mesurées ou des rebombées à l'échelle locale, régionale et nationale;
- mentionner explicitement les critères et hypothèses utilisés dans la détermination de l'échelle d'influence;
- comprendre une évaluation de l'ignorance, de l'incertitude et de l'intervalle de confiance des évaluations ou des projections;
- identifier et expliciter les impacts peu susceptibles de se produire mais capables de dommages irréversibles à grande échelle;
- utiliser une base commune de comparaison des solutions alternatives incluant le cas où le site n'est pas aménagé;
- synthétiser les répercussions spécifiques identifiées en un indice ou un estimé total et unique; si une évaluation synthétisée est prévue dans une méthodologie, il va de soi que les critères et les pondérations utilisés devront être mentionnés explicitement;
- faire appel à un mécanisme de consultation de la population impliquée pour l'interprétation de l'échelle d'influence et l'importance des impacts anticipés.

Communication

- Traduire et ramener les répercussions à une échelle géographique et humaine plus fine de façon à ce que les populations affectées soient plus conscientes des changements induits dans leur environnement immédiat;

- fournir une description des projets considérés de façon à faciliter une prise de conscience plus globale chez les utilisateurs de l'étude environnementale;
- comprendre une formulation brève et synthétique des résultats de l'analyse;
- utiliser une formulation qui mette en évidence les points majeurs (activités, répercussions) identifiés au cours de l'étude.

1.4 L'INTERVENTION

Le développement économique et démographique combiné à la ramification des voies de communication s'accompagne d'une structuration équivalente des usages des ressources environnementales et de l'eau en particulier. L'offre environnementale étant limitée, il est évident que, dans un tel contexte, les conflits d'usages se multiplient avec la croissance de la demande sociale et que la probabilité de risque de "surutilisation" augmente. D'une part, les usages nécessitent certaines conditions de base pour assurer leur viabilité et, d'autre part, ces mêmes usages peuvent occasionner une détérioration du milieu.

Dans le but d'identifier et de prévoir les conflits "offre environnementale-demande sociale", il peut être utile de connaître les conditions environnementales qui seront affectées par un usage et de déduire les points conflictuels qu'il faudra tenter de résoudre par l'intervention.

1.4.1 Le diagramme opérationnel

Afin de faciliter la démarche liée à l'approche tactique de l'intervention environnementale, il convient de la représenter sous forme d'un diagramme fonctionnel (fig. 1.4.1) comprenant les éléments suivants:

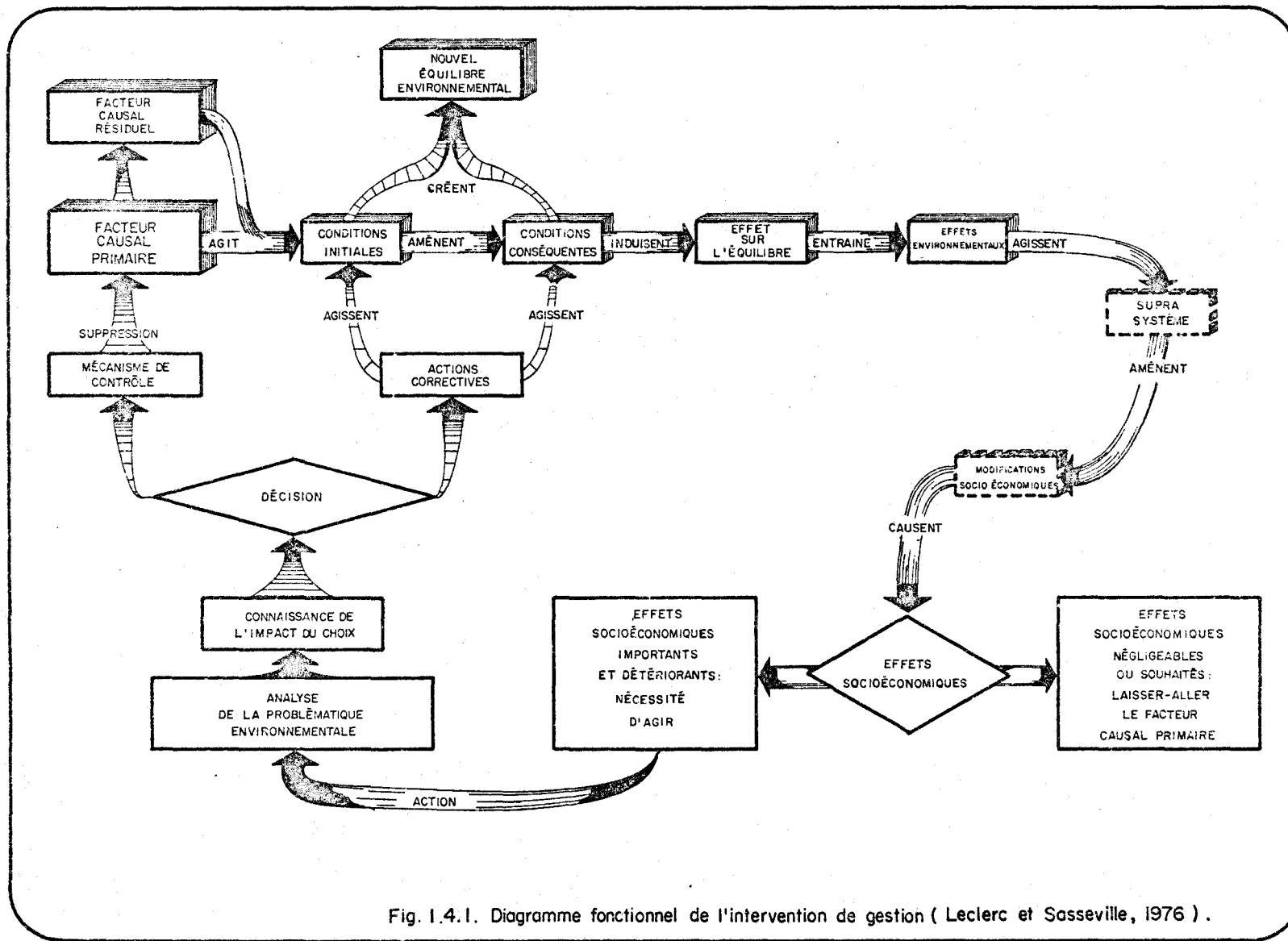


Fig. 1.4.1. Diagramme fonctionnel de l'intervention de gestion (Leclerc et Sasseville, 1976).

- analyse des relations cause-condition-effet;
- évaluation systémique de l'importance de l'effet;
- dans le cas d'un effet important, schéma du processus de choix de la rétroaction.

1.4.2 Relation cause-condition-effet

Les usages de la ressource eau

Les usages ou utilisations du système aquatique sont nombreux et diversifiés; cependant, il est possible de les associer en classes de la façon suivante:

usages essentiels: résidentiel, commercial, industriel, agricole, sylvicole;

usages récréatifs: chasse, pêche, navigation, baignade, promenade, camping;

usages aquicoles: pêche commerciale, aquaculture;

usages pour transport: fluvial, portuaire, terrestre.

Les facteurs causaux

Le facteur causal est une altération du milieu associée à un usage qui cause directement un changement de conditions environnementales. Les classes de facteurs causaux identifiées en fonction des usages sont les suivantes:

alimentation en eau: domestique, industrielle, agricole;

eaux usées: sanitaires, industrielles, agricoles;

drainage:	urbain, agricole, forestier;
production énergétique:	hydroélectricité, refroidissement;
régulation des débits:	crues, étiages;
dragage:	chenaux, remblais;
aménagement:	fluvial, lacustre, riparien.

La matrice d'interaction

La démarche analytique permettant d'associer les usages diversifiés de la ressource aux problèmes de détérioration du milieu peut s'inspirer des matrices d'association permettant de dégager des réseaux "cause-condition-effet". Ainsi, à chaque usage de la ressource, correspondent plusieurs facteurs causaux susceptibles d'impact sur le système aquatique. Une telle matrice d'interaction est schématisée au tableau 1.4.1.

Les conditions environnementales initiales

Les conditions environnementales initiales sont les caractéristiques de l'état d'équilibre du système aquatique avant l'apparition d'un facteur causal primaire.

Les conditions environnementales conséquentes

Les conditions environnementales conséquentes sont définies comme étant les répercussions environnementales potentielles du facteur causal. A titre d'exemple, les conditions environnementales conséquentes provoquées par le facteur causal les "eaux usées domestiques" seraient: augmentation dans le milieu aquatique du carbone, du phosphore, de l'azote, de la DCO, de la DBO, des coliformes, de la turbidité, etc...

TABLEAU 1.4.1: Schéma de l'association des usages aux facteurs causaux.

CLASSE DE FACTEURS CAUSALS	CLASSES D'USAGE DES RESSOURCES AQUATIQUES		UTILISATIONS ESSENTIELLES														
	A UTILISATIONS ESSENTIELLES												B RECREATION		C EXTRACTION		D TRANSPORT
	A.1	A.2	A.3	A.4	B.1	B.2	B.3	B.4	B.5	B.6	C.1	C.2	D.1	D.2			
1.0 ALIMENTATION																	
1.1 CONSOMMATION	●	●		●			●	●		●				●			
1.2 INDUSTRIE			●								●	●		●			
1.3 IRRIGATION				●								●					
2.0 EAUX USEES																	
2.1 SANITAIRES	●	●	●	●			●	●		●				●			
2.2 INDUSTRIELLES		●	●	●							●	●		●			
2.3 AGRICOLES				●													
3.0 EAUX DE DRAINAGE																	
3.1 URBAINES	●	●	●							●				●			
3.2 INDUSTRIELLES			●														
3.3 AGRICOLES-SYLVICOLES				●	●				●	●							
4.0 PRODUCTION ENERGETIQUE																	
4.1 REFROIDISSEMENT			●											●			
4.2 HYDROELECTRIQUE	●	●	●	●										●			
5.0 REGULATION	●	●	●	●		●	●	●		●	●	●	●	●			
6.0 DRAGAGE				●			●					●		●			
7.0 AMENAGEMENT																	
7.1 RIPARIEN	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●			
7.2 AQUATIQUE	●	●	●		●	●	●				●	●	●	●			

Les effets sur l'équilibre du système aquatique

Les effets sur l'équilibre du système aquatique sont les changements induits par les conditions environnementales conséquentes. A titre d'exemple, dans le cas des eaux usées domestiques, les effets sur l'équilibre dus aux conditions conséquentes (augmentation de la DBO et de la DCO) seraient la diminution de l'oxygène dissous, la modification du pH, l'augmentation en HCO_3^- , etc...

Il est important de noter que les effets sur l'équilibre peuvent être bénéfiques selon qu'on considère certains types d'usage de la ressource. Ainsi, une augmentation raisonnable de la production biologique des eaux associée à une fertilisation reliée à un usage domestique peut être bénéfique pour la pêche sportive.

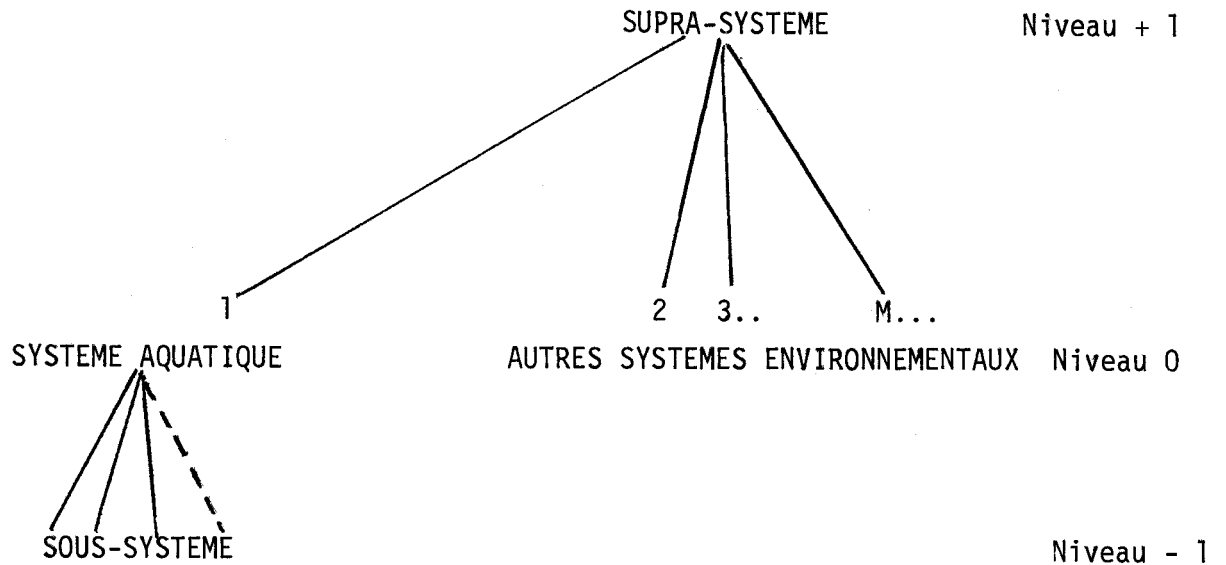
1.4.3 Evaluation de l'importance de l'effet

Les effets environnementaux

Les effets environnementaux sont définis, dans le cas de l'eau, comme étant des changements dans la ressource qui contribuent à établir des conflits. En reprenant l'exemple des eaux usées domestiques, les effets environnementaux causés par la diminution de l'oxygène dissous seront: la disparition d'espèces sportives ou commerciales non résistantes, l'augmentation de la population des espèces résistantes et la diminution de l'accessibilité récréative ou commerciale au plan d'eau.

Le supra-système

Le supra-système du système aquatique est le système situé à un niveau plus élevé qui inclut tous les systèmes environnementaux y compris évidemment le système aquatique.



Les modifications socio-économiques

Les modifications socio-économiques influencent l'équilibre du supra-système ou des autres systèmes environnementaux; l'étude du comportement de paramètres socio-économiques adéquats permettra en fait une évaluation indirecte et simplifiée de la modification de l'équilibre des autres systèmes environnementaux.

Les effets socio-économiques

Les effets socio-économiques correspondent aux effets à court, à moyen et à long termes sur la société qui seront progressivement engendrés par les effets environnementaux du facteur causal primaire.

1.4.4 Choix de la rétroaction

Les mécanismes de contrôle

Les mécanismes de contrôle constituent l'ensemble de moyens (physiques, sociologiques, législatifs, etc...) qui agissent directement sur le facteur causal de façon à le supprimer complètement ou partiellement.

Les actions correctives

Les actions correctives sont l'ensemble des moyens (physiques, sociologiques, législatifs, etc...) qui agissent sur les conditions environnementales initiales ou conséquentes pour modifier l'effet sur l'équilibre du facteur causal primaire. En reprenant de nouveau l'exemple des eaux usées domestiques et de l'augmentation de la DBO et de la DCO qui y est associée, les traitements primaires et secondaires seraient considérés comme un mécanisme de contrôle tandis que l'oxygénation des eaux réceptrices deviendrait une action corrective. On voit que par ces exemples simples la complexité du processus de gestion et l'importance de le rationaliser.

Les problématiques environnementales

Lorsque la démarche aboutit à l'identification d'effets importants sur l'équilibre socio-économique, l'action à entreprendre peut s'avérer plus néfaste pour l'environnement global (supra-système) que le laisser-aller; dans des situations où il y a de fortes présomptions contre la valeur des actions correctrices ou des mécanismes de contrôle envisagés, il est indispensable d'utiliser une méthodologie diminuant dans la mesure du possible l'arbitraire dans le choix de la rétroaction.

Dans ce contexte, l'établissement de la problématique environnementale comporte au moins les éléments suivants:

- étude des relations entre les usages des ressources aquatiques et les facteurs causaux: la mise en relation de ces éléments permet l'identification des contraintes agissant sur l'équilibre du système aquatique (voir tableau 1.4.1);
- analyse de la vocation des zones riveraines:
 - a) accessibilité aux plans d'eau;
 - b) morphologie des berges;

- c) utilisation des rives;
- d) évaluation de la qualité générale des rives;

- étude de la vocation environnementale du bassin versant:
 - a) évaluation de son potentiel d'utilisation;
 - b) analyse de son utilisation actuelle;
 - c) caractérisation physique, chimique et biologique des eaux de drainage;

- analyse de l'utilisation des plans d'eau:
 - a) usages essentiels;
 - b) usages réceptifs;
 - c) usages aquicoles;
 - d) viabilité fluviale;

- élaboration des scénarios environnementaux.

Le nombre et la qualité des instruments à la disposition des instances décisionnelles augmentent graduellement. Dans la mesure où les moyens du niveau tactique sont (par définition) le principal facteur limitatif de la valeur des stratégies environnementales, et à condition que ces outils favorisent une perception systémique et intégrée des composantes du milieu (écologique et humain), on peut espérer un avenir meilleur à la fois pour la qualité de vie et la qualité des milieux de vie qui seront offerts à l'homme du futur. Cependant, ce processus de transformation des comportements ne se fera pas sans heurt et sans changement profond au niveau des valeurs véhiculées dans nos sociétés matérialistes. La recherche d'harmonie entre l'homme et la nature ne fait que commencer.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ATKINS, W.C. and DOCK BURKE (1971).
"Interim report: Social, economic, and environmental factors in highway decision makings". Research conducted for the Texas Highway Department in cooperation with the U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration: College Station, Texas; Texas Transportation Institute, Texas A & M University.
- ANONYME (1971).
"A blue print for survival". *The Ecologist*, 2.
- ANONYME (1976).
"A measure of quality". *Environmental Science and Technology*, 10: 18.
- BELLA, D.A. (1972).
"New concepts in environmental planning". 2nd Annual Technical Conference on Estuaries of the Pacific Northwest: p. 13.
- BELLA, D.A. (1974).
"Fundamentals of comprehensive environmental planning". *Journal of Professional Activities, Proceedings of the American Society of Civil Engineers*, 100: 17.
- BELLA, D.A. and W.S. OVERTON (1972).
"Environmental planning and ecological possibilities". *Journal of the Sanitary Engineering Division, Proceedings of the American Society of Civil Engineers*, 96: 579.
- BERTALANFFY, L.J. (1956).
"General Systems Theory". *Yearb. Soc. Gers. Sys. Res*, 1: 3.
- CASWELL, H., H.E. KOENIG, J.A. RESH. and Q.E. ROSS (1972).
"An introduction to system science for ecologists". In: *System Analysis and Simulation in Ecology*. Ed. B.C. PATTEN, Vol II. Academic Press, New York.
- CENTRAL NEW YORK REGIONAL PLANNING AND DEVELOPMENT BOARD (1972).
"Environmental resources management". Prepared for Department of Housing and Urban Development. NTIS PB 217 517.
- CHEMIN, J.L. (1976).
"Savoir préserver la nature". *La Recherche*, 63.
- CHEVALIER, M., D. MORLEY and D. MacKAY (1974).
"Innovation in environmental management". Canadian Centre for University Research on the Environment Annual Meeting, York University: 13 p.
- DEE, N. *and al.* (1972).
"Environmental evaluation system of water resources planning". Report to the U.S. Bureau of Reclamation, Columbus, Ohio.
- DEE, N. *and al.* (1973).
"Planning methodology for water quality management: environmental evaluation system". Report to the U.S. Bureau of Reclamation, Columbus, Ohio.

FEDOROV, V.D. and S.A. SOKOLOVA (1972).

"An attempt at evaluating the stability of an aquatic ecosystem". Hydrobiol. J., 9: 6.

HOLLING, C.S. and M.A. GOLDBERG (1971).

"Ecology and planning". American Institute of Planners Journal, 37: 221.

INSTITUTE OF ECOLOGY, UNIVERSITY OF GEORGIA (1971).

"Optimum pathway matrix analysis approach to the environmental decision making process. Test case: relative impact of proposed highway alternatives". University of Georgia, Institute of Ecology (mimeographed), Athens Georgia.

KRAUSKOPF, T.M. and D.C. BUNDE (1972).

"Evaluation of environmental impact through a computer modelling process. Environmental impact analysis: philosophy and methods". Ditton and Goodale. University of Wisconsin Sea Grant Program, Madison, Wisconsin: p. 107.

LAPOINTE, R. et J.L. SASSEVILLE (1976).

"Indices de danger environnemental sur les bassins des rivières Yamaska et Saint-François". INRS-Eau, rapport scientifique No 65, 59 p. (Pour le Ministère des Richesses naturelles, Québec).

LECLERC, M. et J.L. SASSEVILLE (1976).

"Rationalisation des interventions sur le système aquatique. Partie II: Le niveau tactique". Eau du Québec, 9(2): 37; 9(3): 35.

LEOPOLD, L.B., F.E. CLARKE, B.B. HANSHAW and J.R. BALSLEY (1971).

"A procedure for evaluating environmental impact". Geological Survey Circular 645: 16 p.

LIKENS, G.E. and F.H. BORMANN (1974).

"Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems". BioScience, 24: 447.

LITTLE, A.D. (1971).

"Transportation and environment. Synthesis for action: impact of national environmental policy act of 1969 on the department of transportation". Vol. 3, Options for environmental management. Prepared for Office of the secretary, U.S. Department of Transportation.

MARGALEFF, R. (1970).

"Diversity and stability: a practical proposal and a model of interdependence". Brookhaven Symposia in Biology no 27.

MAY, R.M. (1971).

"Stability in multispecies community models". Math. Bioscience, 12.

McHARG, I. (1969).

"Design with nature". Natural History Press, New York p. 31.

McLUHAN, M. (1968).

"La galaxie Gutenberg". Editions H.M.H. Ltée, Montréal: 428 p.

- MILLER, J.G. (1973).
 "The nature of living systems". In: Organizational Systems, Ed. F. Baker. Richard D. Irwin, Inc., Homewood, Illinois 60430.
- MOORE, J.L. *and al.* (1973).
 "A methodology for evaluating manufacturing environmental impact statements for Delaware's Coastal zone". Report to the State of Delaware.
- MULTIAGENCY TASK FORCE (1972).
 "Guidelines for implementing principles and standards for multiobjective planning of water resources". Review Draft, U.S. Bureau of Reclamation, Washington, D.C.
- NEWMAN, P. (1974).
 "Development of a semi-quantitative parameter and its implications". J. Environ. Sys., 4: 97.
- PATTEN, B.C. (1961).
 "Preliminary method for estimating stability in plankton". Science, 134:
- ROSNAY, J. de (1975).
 "Le Macroscopie". Editions du Seuil.
- SASSEVILLE, J.L. et M. LECLERC (1976).
 "Rationalisation des interventions sur le système aquatique. Partie 1: L'approche stratégique". Eau du Québec, 9: 7.
- SMITH, W.L.
 "Quantifying the environmental impact of transportation systems". Van Doren-Hazard-Stallings-Schnacke, Topeka, Kansas (undated) (mimeographed).
- SORENSEN, J.C. (1971).
 "A Framework for identification & control of resource degradation & conflict in the multiple use of the coastal zone". MSc Thesis. The Department of Landscape Architecture College of Environmental Design, University of California, Berkeley, 53 p.
- SORENSEN, J.C. and M.L. MOSS (1973).
 "Procedures and programs to assist in the environmental impact statement process". SG-PUB-no 27 USC-SG-ASZ-73. COM-73-11033 NTIS.
- STOVER, L.V. (1972).
 "Environmental impact assessment: a procedure". Sanders and Thomas, Inc., Miami.
- TULSA DISTRICT, U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS (1972).
 "Matrix analysis of alternatives for water resource development, draft technical paper". Report no 31.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1974).
 "Strategic environmental assessment system". Office of Research and Monitoring. Environmental Division.

USHER, M.B. and M.J. WILLIAMSON (1973).
"Ecological stability". John Wiley and Sons, New York.

WALTON, K. Jr and J.E. LEWIS (1971).
"A manual for conducting environmental impact studies". Virginia Highway Research Council (National Technical Information Service, PB-210 222).

WARNER, M.L. and E.H. PRESTON (1974).
"A review of environmental impact assessment methodologies". Socio-economic Environmental Studies Series; EPA-600/5-74-002.

WESTERN SYSTEMS COORDINATING COUNCIL (1971).
"Environmental guidelines. Environmental Committee". (Mr. Robert Coe, Southern California Electric Company, Environmental Committee Chairman).

CHAPITRE 2

PERCEPTION BIO-GEO-PHYSIQUE DU BASSIN

Lise Potvin

Henri St-Martin

INTRODUCTION

Il existe une relation étroite et complexe entre les caractères physiques et morphologiques du bassin versant, les facteurs climatiques, les caractéristiques de l'écoulement et le taux d'érosion. Le climat et les caractères physiques du bassin versant s'influencent mutuellement. En effet, le climat est en partie responsable de l'évolution morphologique des bassins tandis que certains traits physiques influencent la répartition géographique des facteurs climatiques (l'influence de l'orographie sur la précipitation, la température, etc.) et par ricochet les caractéristiques de l'écoulement. De plus, les caractères physiques du bassin sont en grande partie responsables des différences significatives qui existent dans la répartition chronologique de l'écoulement et de l'érosion d'un lieu géographique à l'autre à l'intérieur d'une région climatique relativement homogène.

L'étude de la répartition chronologique de l'écoulement, de l'érosion et des facteurs climatiques en un point donné requiert une longue série d'années d'observations de ces variables tandis que l'étude de leurs répartitions spatiales requiert un réseau d'observations suffisamment dense pour détecter les variations significatives et permettre l'interpolation ou la transposition des données d'un lieu à l'autre. Cependant, les réseaux d'observations étant coûteux, il n'est souvent guère possible d'obtenir la densité voulue pour couvrir d'une façon satisfaisante une région donnée. De plus, une longue série d'observations étant requise pour obtenir des résultats significatifs, il arrive fréquemment qu'on n'a pu prévoir longtemps à l'avance l'endroit où les données seraient requises pour un aménagement rationnel des ressources hydriques. C'est à ce moment précis que l'hydrologue doit résoudre le problème de la transposition des données d'un lieu à un autre parfois très éloigné. Pour une solution heureuse, il est indispensable de connaître l'influence des caractères physiques sur l'écoulement et l'érosion.

Dès les débuts de l'hydrologie, les chercheurs ont tenté de mettre en évidence les relations complexes qui existent entre les caractères

physiques du bassin et les indices de l'écoulement. De nombreuses formules ont été proposées dans la littérature; certaines sont très simples et d'autres sont au contraire fort complexes car elles tiennent compte d'une multitude de facteurs. Ces formules donnent parfois des résultats satisfaisants mais ne sont applicables que pour les régions pour lesquelles elles ont été élaborées. De plus, il n'existe pas d'unanimité quant aux caractères physiques à utiliser et sur leurs modes de détermination.

Notre but est de rappeler brièvement les définitions des caractères physiques du bassin couramment utilisées dans l'analyse hydrologique ainsi que leurs modes de détermination. Seuls les caractères qui peuvent être directement mesurés à partir des cartes topographiques seront considérés. On choisira ceux qui sont les plus susceptibles de faciliter l'étude régionale de l'écoulement et de l'érosion dans le but de les évaluer d'une façon systématique pour un certain nombre de cours d'eau du Québec.

Les caractères topographiques et morphologiques étudiés ne couvrent pas la gamme entière des caractères physiques influençant l'écoulement et l'érosion des bassins puisque des facteurs tels que la nature et l'étendue du couvert forestier, l'utilisation des terres, le type de sols et de géologie ainsi que les caractéristiques hydrauliques des cours d'eau jouent parfois un rôle prédominant sur la répartition spatiale et temporelle de l'écoulement. Au niveau régional, cependant, l'influence de ces facteurs n'est pas aussi critique que les caractères topographiques et, de plus, certaines corrélations existent entre plusieurs de ces paramètres.

2.1 CARACTERES PHYSIQUES DU BASSIN VERSANT

2.1.1 Superficie

A) Définition

On peut définir le bassin versant comme étant la surface totale drainée par un cours d'eau ou par un réseau du cours d'eau de telle

sorte que tout le ruissellement à l'intérieur de la même surface parvient en un même point commun.

Le bassin versant est délimité par une ligne de partage des eaux dont le tracé est soumis aux conditions topographiques de telle sorte qu'elle doit traverser perpendiculairement aux lignes de contour et par les plus hauts sommets entre deux bassins. La surface incluse à l'intérieur de la ligne de partage des eaux est la projection horizontale du bassin et se réfère au ruissellement de surface. L'étendue des nappes aquifères alimentant un cours d'eau ne coïncide pas nécessairement avec la surface ainsi délimitée.

B) Influence sur l'écoulement

La superficie du bassin de drainage d'un cours d'eau est sans contredit le plus important paramètre physique du bassin à être utilisé en hydrologie. La comparaison de l'écoulement de plusieurs bassins entre eux entraîne la nécessité d'exprimer le débit par unité de surface (débit spécifique). Même ainsi exprimé, le débit spécifique n'est pas complètement exempt de l'influence de l'aire du bassin de drainage. Effectivement, nombre de chercheurs ont constaté que le débit spécifique de crue était plus élevé pour les petits cours d'eau que pour les grands, ce qui entraîne, pour les premiers, une plus grande variabilité de l'écoulement. Ceci peut être expliqué par le fait que plusieurs facteurs, tels que l'intensité moyenne de la pluie, la synchronisation de l'écoulement et la capacité de stockage des cours d'eau varient avec l'aire du bassin (Ospina et Tame, 1950).

Il n'est donc pas surprenant de constater que la superficie du bassin est utilisée dans presque toutes les études visant à établir une corrélation simple ou multiple entre les caractères physiques du bassin et les caractéristiques de l'écoulement, à savoir principalement le module annuel (Hack, 1957), les débits de crues de fréquence spécifiée (Leopold et Miller, 1956; Brush, 1961; Benson, 1962) et les paramètres de l'hydrogramme unitaire (Snyder,

1938; Taylor et Schwarz, 1952; Clark, 1945). De plus, les formules empiriques pour l'obtention du débit de crue, telles que la formule rationnelle, la formule de Kinnison et Calby (1945) et d'autres font intervenir la superficie du bassin.

Un autre aspect important de l'étude des caractères physiques d'un bassin est la relation régionale qui existe entre la superficie du bassin, la longueur, la pente et l'ordre des cours d'eau. De nombreuses études, dont celles de Hack (1957), Brush (1961), Gray (1961), Smart et Surkan (1967), ont mis en évidence l'interdépendance étroite qui existe entre ces différents caractères physiques du bassin. Ceci est très important lorsqu'on considère que les variables choisies dans les études de régression doivent être indépendantes les unes des autres.

2.1.2 Périmètre

Le périmètre d'un bassin versant est une mesure de la longueur de la ligne de partage des eaux. La mesure du périmètre est nécessaire parce que ce caractère du bassin est un intermédiaire du calcul de l'indice de forme géométrique du bassin ainsi que de la longueur et de la largeur du rectangle équivalent de Roche (1963).

Ce dernier auteur et Dubreuil (1966) recommandent la stylisation du contour du bassin en éliminant dentelures et festons qui n'ont aucune influence sur les temps de l'écoulement et accroissent la valeur du périmètre. Les irrégularités du contour dépendent de la minutie apportée au tracé et de l'échelle de la carte topographique et leur dessin est donc très variable.

2.1.3 Caractéristiques de forme du bassin

A) Influence sur l'écoulement

La forme du bassin de drainage exerce une influence évidente sur l'écoulement global et surtout sur l'allure de l'hydrogramme ré-

sultant d'une pluie puisqu'il affecte le temps de concentration de l'écoulement, le débit de pointe et la durée du ruissellement de surface. On conçoit donc qu'un bassin de forme allongée ne réagira pas, toutes choses égales par ailleurs, de la même manière qu'un bassin de forme ramassée, d'où l'intérêt d'exprimer la forme du bassin par un indice numérique permettant d'introduire ce facteur dans les études de corrélation entre les caractères physiques du bassin et l'écoulement.

B) Types de caractéristiques de forme

On distingue deux types principaux d'indices de forme du bassin (Laurenson *et al.*, 1963). Dans le premier type, on inclut les indices de forme purement géométrique qui tiennent compte uniquement de la géométrie du contour extérieur du bassin. Le deuxième type prend en considération non seulement la forme du contour extérieur mais également la configuration du réseau de drainage. Les indices de forme du premier type ont donc une application plus restreinte puisqu'ils ne peuvent être utilisés que pour des bassins à réseau de drainage de configuration identique (Bowden and Wallis, 1965). Seuls les indices de forme du premier type seront mentionnés dans cette section, tandis que ceux du deuxième type seront traités ultérieurement.

C) Caractéristiques de forme géométrique du bassin

Il existe de nombreux indices de forme géométrique du bassin:

(1) Horton (1932) a exprimé cet indice comme étant le quotient de la superficie du bassin (A) sur le carré de la longueur (L) du cours d'eau principal, prolongée jusqu'à la ligne de partage des eaux: A/L^2 . Cet indice tend vers le rapport d'une largeur moyenne du bassin à la longueur du cours principal.

(2) Le U.S. Army Corps of Engineers (1959) utilise l'inverse de l'indice d'Horton.

(3) Une approximation de la largeur moyenne du bassin (A/L) a également été utilisée comme indice de forme du bassin. A et L ont la même signification qu'en (1).

Ces trois indices de forme représentent un inconvénient majeur si on désire les utiliser dans une analyse de régression qui exige au départ l'indépendance des variables utilisées. On a mentionné auparavant que la longueur du cours d'eau était fortement reliée régionalement à la superficie du bassin. Bowden et Wallis (1965) ont émis des doutes quant à la validité de l'usage de ces trois indices dans une analyse factorielle car la longueur ajoutera du poids à l'influence de la superficie du bassin et, dans ces conditions, il n'est pas certain qu'on ait tenu compte de l'influence de la forme du bassin.

(4) Le rapport d'élongation de Schumm (1956) est exprimé comme étant le quotient du diamètre d'un cercle ayant la même superficie que le bassin par la longueur maximum du bassin parallèle à la principale artère de drainage.

(5) Le rapport de circularité (C) de Miller (1953) est défini comme étant le quotient de la superficie du bassin par la superficie d'un cercle ayant le même périmètre que le bassin: $C = 4 \pi A/P^2$.

(6) L'indice de compacité (K_c) est le rapport entre le périmètre du bassin et le périmètre d'un cercle ayant la même superficie que le bassin: $K_c = P/2 \sqrt{\pi A}$.

(7) Chorley *et al.* (1957), considérant le cercle comme non représentatif de la forme d'un bassin, ont suggéré la fonction du "lemniscate" comme standard de référence. Le degré de similarité entre la forme du bassin et celle du "lemniscate" est mesuré par le rapport entre le périmètre de ce dernier et le périmètre réel du bassin.

D) Choix du coefficient de forme

Même si beaucoup d'articles traitent des coefficients de forme du bassin, très peu d'études ont été effectuées dans le but d'évaluer l'efficacité réelle de ces indices à traduire l'influence de la forme du bassin sur les caractéristiques de l'écoulement.

Morisawa (1958) a effectué une étude en ce sens pour 25 bassins du Plateau des Appalaches. Des régressions furent calculées entre le rapport de la lame d'eau écoulee à celle précipitée et cinq caractéristiques de la forme géométrique du bassin (1, 2, 4, 5 et 7 de la section 2.1.3c). Seuls les rapports d'élongation de Schumm et de circularité de Miller ont un coefficient de corrélation significatif au niveau de probabilité de 5%. Cependant, l'erreur de l'estimation est très élevée, dans les deux cas, puisque d'autres facteurs influencent considérablement l'écoulement des bassins. Une autre étude de Morisawa (1959) démontre qu'il existe une relation statistique entre le débit moyen annuel, le débit maximum horaire pour la période d'observation et les rapports d'élongation et de circularité.

A la lumière de ces études, le rapport de circularité de Miller semble le plus représentatif de la forme du bassin. Ce rapport est préféré à celui de Schumm, lequel utilise une mesure très subjective de la longueur maximale du bassin.

E) Relation entre le rapport de circularité de Miller et l'indice de compacité de Gravelius

Le rapport de circularité (C) et l'indice de compacité (Kc) peuvent s'exprimer sous la forme des équations suivantes obtenues à partir de leur définition:

$$C = 4 \pi \frac{A}{p^2} \quad \text{et} \quad Kc = \frac{p}{2\sqrt{\pi A}} \quad (2.1.1)$$

L'équation de droite devient identique à celle de gauche lorsqu'on la transforme pour obtenir l'inverse du carré de Kc:

$$\frac{1}{Kc^2} = 4 \pi \frac{A}{p^2} \quad (2.1.2)$$

et on obtient:

$$C = 1/Kc^2 \quad (2.1.3)$$

Le rapport de circularité est surtout utilisé par les géomorphologues américains tandis que l'indice de compacité est d'usage généralisé en Europe. L'indice Kc varie généralement de 1.0 pour un cercle à 1.12 pour un carré et jusqu'à une valeur approximative de 1.9 pour les bassins très allongés, alors que C prend les valeurs correspondantes suivantes: 1.0, 0.78 et 0.28.

2.1.4 Relief du bassin

Le relief du bassin est généralement caractérisé par les altitudes minimum, maximum et moyenne, par la "dénivelée" totale et moyenne, par la pente moyenne du bassin ainsi que par la répartition de l'aire du bassin en fonction de l'altitude. Il est particulièrement important de connaître la nature du relief du bassin puisque celui-ci exerce une forte action sur les facteurs climatiques et par conséquent sur l'écoulement. A l'instar de la forme du bassin, il influence considérablement le temps de concentration du ruissellement de surface et, par conséquent, la forme de l'hydrogramme de crue. Des phénomènes, tels que l'érosion et le transport de solides dans les cours d'eau, dépendent en partie du relief. De même, l'utilisation des terres est en partie conditionnée par le facteur pente. Lull et Sopper (1966) ont très bien mis en évidence la relation étroite qui existe entre le relief du bassin, l'altitude, le couvert forestier, la profondeur des dépôts meubles, la précipitation et la température; ils ont démontré, pour le nord-est des Etats-Unis, que la variation spatia-

le de l'écoulement moyen annuel et saisonnier était fortement influencée par le degré de forestation des bassins versants (deuxième facteur en importance), laquelle variable intègre l'influence des facteurs mentionnés plus haut.

Benson (1962) a également démontré l'influence du relief sur la variation spatiale des débits de crue moyens annuels pour le nord-est des Etats-Unis. Un indice de la pente du cours d'eau principal a été utilisé pour caractériser le relief du bassin. Il est à noter que la pente moyenne du bassin et la pente moyenne des tributaires sont également fortement reliées au débit de crue moyen annuel et que les différences observées entre les coefficients de corrélation ne sont pas statistiquement significatives. Le choix de la pente du cours d'eau principal comme indice du relief du bassin a donc été suggéré pour des considérations d'ordre pratique.

A) Courbes hypsométriques

i) Définition et représentation

Le relief est souvent caractérisé par la courbe hypsométrique du bassin. Elle est établie en portant sur un graphique l'aire du bassin ou le pourcentage de l'aire, au-dessus ou au-dessous d'une altitude donnée, en regard de cette altitude. L'examen d'une courbe hypsométrique laisse donc supposer l'allure du relief ou la distribution des superficies des sections horizontales du terrain en fonction de l'altitude.

Pour obtenir une représentation non-dimensionnelle de la courbe hypsométrique, on exprime l'abscisse par le rapport entre la superficie (a) comprise entre une ligne de contour et le périmètre inférieur du bassin et la superficie totale du bassin considéré (A); l'ordonnée représente le rapport entre la dénivelée (h) entre le point le plus bas du bassin et une ligne de contour quelconque et la dénivelée totale (D). La courbe hypsométrique résultante (figure 2.1.1) permet donc la comparaison des formes de bassins de drainage

de superficie et d'élévation différentes. Cette méthode de représenter la courbe hypsométrique est celle préconisée par Langbein *et al.* (1947) et par Strahler (1952).

ii) Applications de l'analyse hypsométrique

Langbein *et al.* (1947) mentionnent plusieurs applications hydrologiques de la courbe hypsométrique. On admet généralement que certaines variables hydrométéorologiques telles que l'épaisseur et l'équivalent en eau du couvert de neige, la précipitation moyenne annuelle, l'écoulement ainsi que la température montrent certaines variations significatives avec l'altitude; la relation aire-altitude permet donc d'obtenir une meilleure valeur moyenne de ces différentes variables sur l'ensemble du bassin. A l'aide de cette relation, il est également possible d'obtenir l'altitude moyenne ainsi que la hauteur moyenne du bassin au-dessus de l'exutoire ou de la station de jaugeage (voir hauteur moyenne du bassin, formule 2.1.7 et, par le fait même, cela constitue une mesure de la pente moyenne du bassin. England et Onstad (1968) ont également utilisé la courbe hypsométrique pour caractériser la distribution verticale et horizontale des différents types de sols et ainsi subdiviser un bassin de drainage en différentes unités relativement homogènes par rapport aux types de sols, aux formes de terrain et à l'utilisation des sols. De plus, on verra plus loin (2.1.4.D.i) que la distribution des aires du bassin en regard de l'altitude est requise pour l'obtention du rectangle équivalent et de l'indice de pente de Roche.

Strahler (1952) utilise la courbe hypsométrique pour étudier l'évolution géomorphologique des bassins de drainage. La forme de la courbe hypsométrique varie graduellement alors que le degré d'évolution du bassin de drainage passe du stade de jeunesse (non-équilibre) au stade de maturité et de vieillesse. La figure 2.1.2 représente les différentes courbes hypsométriques correspondant aux stades d'évolution mentionnés ci-haut.

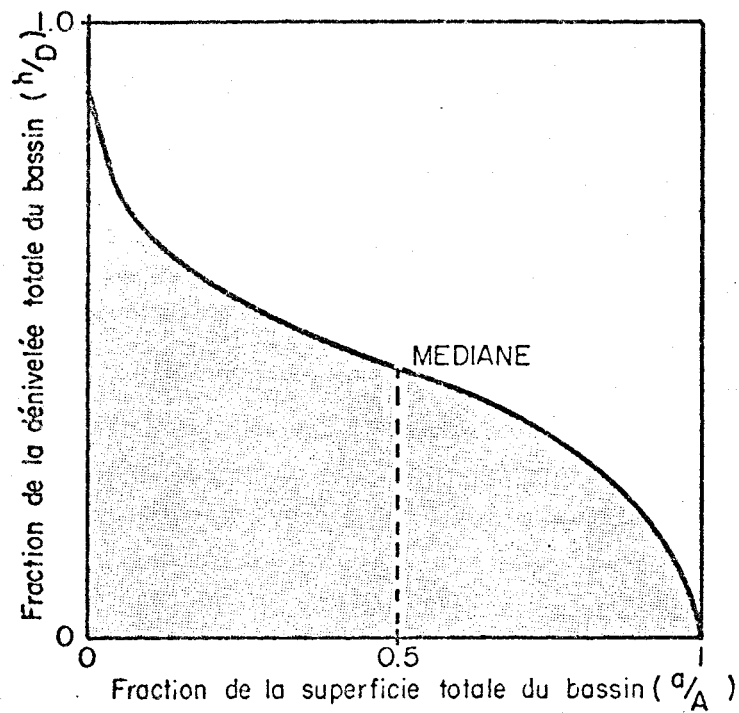


FIG. 2.1.1 . Courbe hypsométrique non-dimensionnelle

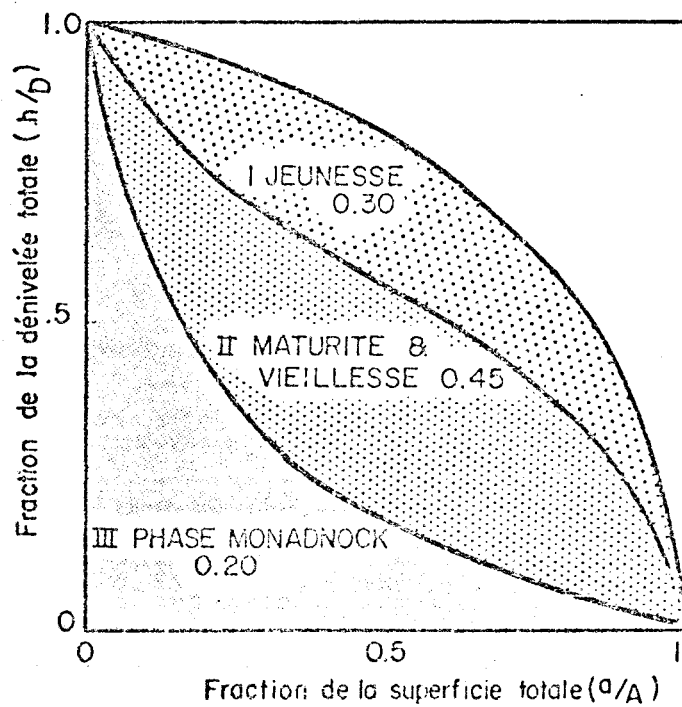


FIG. 2.1.2 . Courbes hypsométriques représentant l'évolution géomorphologique des bassins .

Les chiffres mentionnés sur la figure 2.1.2 représentent la valeur de l'intégrale hypsométrique définie par Strahler comme étant la superficie comprise sous la courbe hypsométrique.

Un bassin de drainage durant le stade de jeunesse est caractérisé par le fait qu'une forte proportion de sa superficie est localisée dans les terres hautes sous forme de plateau. Les espaces interfluves sont larges et l'érosion n'a pas encore transformé le plateau supérieur en de nombreuses vallées. La valeur de l'intégrale hypsométrique est très élevée, ce qui révèle qu'une forte proportion de la masse du bassin n'a pas été érodée.

La courbe du centre (figure 2.1.2) représente le relief d'un bassin de drainage ayant atteint le stade de maturité. La courbe hypsométrique démontre un stade d'équilibre dans les processus d'érosion et de transport des solides par le réseau de drainage. Il existe une certaine similitude entre les courbes hypsométriques de bassins ayant atteint le stade d'équilibre et situés dans des régions fort différentes (Strahler, 1952). Les espaces interfluves de ces bassins sont étroits et il ne reste plus d'évidence de la surface plane originale.

A mesure que l'érosion poursuit son oeuvre, le relief est aplani et le bassin atteint le stade de vieillesse. Cependant, la forme de la courbe hypsométrique n'est pas altérée et conserve un état d'équilibre. La valeur de l'intégrale hypsométrique ne subit pas de diminution significative à l'exception des cas où la phase "monadnock" se développe (courbe III de la figure 2.1.2), c'est-à-dire lorsque des masses de roches plus résistantes à l'érosion surplombent la plaine environnante.

Strahler (1952) a fixé arbitrairement les valeurs limites de l'intégrale hypsométrique pour les différents stades d'érosion des bassins de drainage, soit:

- phase de non-équilibre (jeunesse) : 0.60 et plus;
- phase d'équilibre (maturité, vieillesse) : 0.60 et 0.35;
- phase "monadnock" (vieillesse) : 0.35 et moins.

Strahler (1952) a également fait ressortir les relations entre l'intégrale hypsométrique et certaines caractéristiques topographiques de bassins versants du troisième et du quatrième ordres. Ainsi, les bassins versants ayant atteint le stade d'équilibre et caractérisés par un relief peu accentué, des pentes douces et des faibles densités de drainage ont une valeur élevée de l'intégrale hypsométrique. Par contre, les bassins versants ayant un fort relief, des pentes abruptes et des densités de drainage élevées, seront caractérisés par de faibles valeurs de l'intégrale hypsométrique.

L'utilité de l'intégrale hypsométrique ayant été démontrée, il convient d'en déterminer la valeur. C'est une mesure directe de la hauteur moyenne du bassin au-dessus de l'exutoire ou de la station de jaugeage, et également un auxiliaire du calcul de la pente moyenne du bassin.

Strahler (1952) suggère d'autres applications de la courbe hypsométrique, telles que le calcul de la charge de sédiments transportés hors du bassin en fonction des pentes du bassin et le calcul de l'étendue des différents types de végétation (lorsqu'une zonation verticale des espèces végétales existe).

iii) Méthodes d'obtention des courbes hypsométriques

Deux méthodes sont généralement utilisées pour l'obtention des courbes hypsométriques: a) planimétrie (méthode aire-courbes de niveau); b) emploi d'un quadrillage (méthode des intersections). Ces deux méthodes sont décrites par Cartier et Leclerc (1964). Les courbes hypsométriques obtenues par ces deux méthodes pour le bassin de la rivière Eaton furent comparées et trouvées pratiquement identiques (Cartier et Leclerc, 1964). La méthode du quadrillage sera donc

utilisée pour l'obtention des courbes hypsométriques puisqu'elle est la plus rapide. La procédure à suivre est cependant légèrement modifiée. Au lieu de compter le nombre d'intersections du quadrillage entre chaque partie successive de courbes de niveaux, l'altitude à chaque intersection du quadrillage sera notée et, par la suite, une courbe de distribution de fréquences cumulées des altitudes sera établie; une telle courbe exprimée en valeur moyenne des altitudes ainsi échantillonnées correspond à l'altitude moyenne du bassin. Deux raisons principales justifient le choix de cette procédure. En premier lieu, cette procédure requiert un nombre moins élevé de points d'échantillonnage (minimum de 20 à 25 points) pour obtenir avec la même précision l'altitude moyenne du bassin tandis qu'environ une trentaine de points sont requis pour obtenir une courbe hypsométrique de précision maximum. En deuxième lieu, la même procédure sera adoptée pour l'obtention des courbes aire-distance et aire-pente; l'échantillonnage pour les altitudes, les distances de transport et les pentes sera donc effectué dans une même opération à partir du même quadrillage.

B) Altitudes caractéristiques du bassin

i) Altitudes maximum et minimum

Les altitudes maximum et minimum du bassin sont relevées directement sur la carte topographique. Ces deux données sont indispensables pour l'obtention de la dénivelée totale du bassin (D).

ii) Altitude moyenne

L'altitude moyenne du bassin peut s'obtenir de trois manières différentes, telles que décrites par Cartier et Leclerc (1964):

- méthode aire-courbes de niveau;
- méthode des intersections;
- utilisation de la courbe hypsométrique.

Les deux premières méthodes sont approximatives puisqu'elles utilisent l'altitude moyenne entre deux courbes de niveau comme étant la moyenne de leurs altitudes respectives $\frac{H_1 + H_2}{2}$, ce qui n'est pas exact à moins que l'altitude du terrain ne varie linéairement entre deux courbes de niveaux.

La courbe hypsométrique est donc ordinairement préférée pour obtenir l'altitude moyenne du bassin. Lorsqu'elle est tracée en valeurs absolues (altitude vs surface), on "planimètre" l'aire au-dessous de cette courbe et on divise ce chiffre par la superficie totale du bassin pour obtenir l'altitude moyenne. Cependant, on peut éviter de planimétrer l'aire sous la courbe en utilisant la moyenne de l'échantillon des altitudes. L'altitude moyenne obtenue de cette manière n'est pas significativement différente de celle obtenue par l'emploi de la courbe hypsométrique.

iii) Altitude médiane du bassin

L'altitude médiane du bassin est l'altitude sur la courbe hypsométrique qui correspond à 50% de la superficie totale du bassin. Elle est généralement inférieure à l'altitude moyenne et traduit mieux l'influence de l'orographie sur les divers facteurs climatiques tels que la température, la précipitation, etc...

C) Pentes moyennes du bassin

La pente d'un bassin de drainage est un des facteurs majeurs influençant le temps de parcours du ruissellement de surface et de l'écoulement retardé et est donc en rapport étroit avec l'amplitude et la durée d'une crue. Vu l'importance de ce facteur et la difficulté de trouver un indice définissant adéquatement la pente moyenne du bassin, il n'est donc pas surprenant de constater que plusieurs

méthodes ont été suggérées pour définir ce facteur topographique. Une liste détaillée de ces différentes méthodes est donnée par les auteurs suivants: Langbein *et al.* (1947), Golding et Low (1960), Lawrenson *et al.*, (1963), Cartier et Leclerc (1964) et Coulson et Gross (1967).

Les différentes méthodes disponibles peuvent être classées en trois groupes suivant le type de pente moyenne obtenu, soit l'inclinaison générale du bassin, la pente moyenne réelle du bassin et un indice de pente du bassin.

i) Inclinaison et orientation générale du bassin

L'orientation et l'inclinaison du bassin de drainage influencent plus particulièrement la valeur de l'insolation potentielle, mesure fondamentale de la quantité d'énergie solaire disponible à la surface de la terre. Cette forme d'énergie est très importante et souvent prépondérante dans les processus hydrologiques tels que l'évaporation, la transpiration et l'ablation de la neige ainsi que pour le contrôle de la croissance et de la succession de la végétation. Le flux d'énergie solaire en un point quelconque est relativement facile à mesurer; cependant, cette énergie varie considérablement d'une surface à une autre et une mesure ponctuelle de son intensité s'avère une valeur limitée. L'hétérogénéité spatiale de l'énergie solaire est en grande partie attribuable aux variations de l'irradiation du faisceau solaire causées par l'extrême variabilité de l'inclinaison des surfaces terrestres par rapport à la direction du faisceau solaire selon Lee, (1963). Ce dernier a démontré que l'influence des facteurs topographiques par rapport à l'incidence de l'énergie solaire directe est à son maximum sous les latitudes médianes. Geiger (1957) a également souligné le fait que les surfaces ayant des inclinaisons différentes ne reçoivent pas la même quantité d'énergie solaire; il a aussi explicité que l'importance de l'exposition est à son maximum dans les latitudes médianes et croît avec l'altitude.

La radiation solaire étant un facteur important de l'évaporation et de la transpiration des végétaux, elle influence donc indirectement le débit spécifique d'un cours d'eau. Lee (1963) a démontré, pour 12 petits bassins de drainage répartis dans trois régions géographiques, que les débits mensuel et annuel moyens étaient inversement reliés à la radiation potentielle modifiée pour tenir compte de l'orientation et de l'inclinaison moyenne du bassin versant. Une analyse de covariance des données annuelles a montré que 92.5% de la différence dans les débits annuels de ces douze bassins est associée à la différence de leur insolation potentielle.

Il existe des valeurs tabulées pour l'insolation potentielle sur une surface horizontale en fonction de sa position géographique et du temps. Lee (1963) présente des formules permettant de corriger ces valeurs pour l'orientation et l'inclinaison de la surface considérée.

Il est relativement facile de déterminer l'orientation et l'inclinaison d'une surface et ainsi son potentiel de radiation. Par contre, un bassin de drainage est constitué d'une multitude de surfaces différemment orientées et inclinées et qui, de plus, peuvent être masquées de la radiation solaire par la topographie adjacente. La difficulté d'obtenir une mesure significative de l'exposition moyenne ou équivalente d'un bassin de drainage est responsable du fait que ce facteur ait été négligé dans la description quantitative des caractères physiques du bassin de drainage.

Lee (1963) a suggéré une méthode pour déterminer l'exposition du bassin; elle requiert considérablement moins d'efforts que toutes les autres méthodes actuellement utilisées et qui, de plus, fournit une mesure significative de ce facteur.

Cette méthode consiste à définir l'orientation et l'inclinaison d'une surface plane qui recevrait exactement la même quantité de radiation solaire que le bassin versant lui-même. L'inclinaison et l'orientation de la pente d'une telle surface permettraient donc la détermination rapide d'un index de radiation pour le bassin concerné. Ce plan est défini comme étant la surface ajustée statistiquement (techniques des moindres carrés) au périmètre du bassin et peut être calculé en exprimant une série de points équidistants le long du périmètre en termes de leurs coordonnées et en résolvant l'équation de régression multiple linéaire suivante:

$$H = a + k_1 X_1 + k_2 X_2 \quad (2.1.4)$$

où: H = l'altitude;

a = une constante;

k_1 = la pente du plan dans la direction de l'axe nord-sud (X_1);

k_2 = la pente du plan dans la direction de l'axe est-ouest (X_2).

L'orientation (b) de la droite de pente maximum par rapport à l'axe des X (nord-sud) est définie par:

$$b = \tan^{-1} \frac{k_2}{k_1} \quad (2.1.5)$$

et l'inclinaison maximum (k) par:

$$k = \frac{k_1}{\cos b} \quad (2.1.6)$$

Lee (1963) et Coulson (1967) ont obtenu un ajustement statistique de ce plan fort satisfaisant (coefficient de corrélation supérieur à 0.90). Ce fait ne constitue pas cependant une preuve irréfutable de la valeur de cette méthode.

Lee (1963) compara donc les résultats obtenus par cette méthode simplifiée à ceux obtenus par l'étude détaillée de la topographie et des effets d'ombrage des formes de terrains adjacents. Les résultats obtenus par les deux méthodes se comparent favorablement puisque les divergences excèdent rarement 3 à 4%. Cependant, la méthode a été vérifiée uniquement pour de très petits bassins (inférieurs à 150 acres) et la validité de la méthode pour de plus grands bassins reste à démontrer.

D'après Lee (1963), les résultats obtenus par sa méthode sont très près de ceux obtenus par la méthode de Horton (1932). Cette dernière consiste à déterminer les composantes nord-sud et est-ouest de la pente globale du bassin et à déterminer la pente résultant du plan passant par ces deux droites et l'orientation de ce plan par rapport au nord. On peut utiliser les mêmes équations que celles préconisées par Lee (1963). La composante nord-sud de la pente globale du bassin est obtenue par le décompte du nombre d'intersections entre les lignes de contour et les lignes d'un quadrillage orientées nord-sud en tenant compte du nombre d'intersections avec les pentes orientées vers le nord et du nombre d'intersections avec les pentes orientées vers le sud. La composante nord-sud de la pente globale du bassin est obtenue par le produit entre l'intervalle des contours et la différence entre le nombre d'intersections obtenues ci-haut, divisé par la longueur totale des lignes du quadrillage orientées nord-sud à l'intérieur du bassin. La composante est-ouest de la pente globale du bassin est obtenue de la même manière mais en utilisant le nombre d'intersections entre les lignes de contour et les lignes du quadrillage orientées est-ouest. Les résultats obtenus par ces deux méthodes sont du même ordre de grandeur pour les bassins de la rivière Eaton en amont de la rivière Clifton ainsi que pour celle-ci. La méthode de Horton est plus rapide pour les bassins versants inférieurs à 100 milles carrés (160 kilomètres carrés) environ à l'échelle 1: 50,000 ou pour des bassins beaucoup plus étendus lorsque des cartes à plus grande échelle sont utilisées. Par contre, pour de très grands bassins, la méthode de Lee est plus rapide puisqu'elle ne néces-

site que les coordonnées d'une cinquantaine de points équidistants le long du périmètre (quelle que soit la superficie du bassin) et parce que les calculs peuvent être effectués à l'aide d'une calculatrice électronique.

Une autre mesure de la pente globale du bassin peut être obtenue par l'emploi de la notion de hauteur moyenne du bassin. Cet indice de pente globale du bassin s'exprime ainsi:

$$h_{\text{moy}} = \frac{2 D}{L} \quad (2.1.7)$$

où: L = longueur du cours d'eau principal;

$$D = H_{\text{MAX}} - H_{\text{MIN}}.$$

La pente déterminée par cette méthode est du même ordre de grandeur que celle obtenue par les méthodes de Lee (1963) et de Horton (1932). Cette pente se déduit très rapidement de la courbe hypsométrique. Cette méthode ne donne pas cependant l'orientation du bassin, donnée importante pour évaluer l'effet de l'insolation sur les caractéristiques de l'écoulement des bassins versants. Une mesure approximative de l'orientation générale du bassin pourrait être effectuée en mesurant l'azimuth de la droite reliant l'exutoire au point le plus élevé du bassin.

ii) Pente moyenne du bassin

Les pentes des différentes surfaces d'un bassin versant influencent considérablement le temps de parcours du ruissellement direct et ainsi l'amplitude et la durée d'une crue.

Bien que les pentes varient considérablement à l'échelle d'un bassin versant, on caractérise ordinairement ce facteur par un nombre unique, soit pente moyenne du bassin.

Du point de vue théorique, la pente moyenne du bassin serait donnée par la formule suivante:

$$S = \frac{1}{A} \sum (s \, dA) \quad (2.1.8)$$

où "s" est la plus grande pente de l'aire dA.

Plusieurs méthodes sont utilisées pour déterminer la pente moyenne du bassin, les principales étant les suivantes: longueur des lignes de contours (Cartier et Leclerc (1964), méthode des intersections (Horton, 1932) et échantillon de pentes perpendiculaires aux lignes de contours (Linsley *et al.*, 1949).

(1) Méthode de la longueur des lignes de contour (Cartier et Leclerc, 1964)

La première méthode est probablement la plus ancienne et donne une valeur approchée de la pente moyenne théorique telle que définie ci-haut. Elle est obtenue de la façon suivante: la pente moyenne entre une paire donnée de courbes de niveau est égale à la différence constante de cotes "D" entre les courbes, divisée par la distance moyenne entre les courbes; la distance moyenne entre une paire donnée de courbes de niveau équivaut à l'aire intermédiaire divisée par la longueur moyenne des courbes; pour le bassin pris comme un tout, connaissant la longueur totale des courbes de niveau, la pente moyenne s'exprime alors par la formule:

$$S = \frac{D \, \epsilon l}{A} \text{ pieds/mille (ou m/km)} \quad (2.1.9)$$

où: ϵl : la longueur totale des courbes de niveau;

A: la superficie totale du bassin de drainage (Cartier et Leclerc, 1964).

Cette méthode donne généralement de bons résultats. Cependant, mesurer les lignes de contours représente une tâche laborieuse et difficile, particulièrement lorsque le relief est très accentué; c'est pourquoi d'autres méthodes moins laborieuses ont été suggérées.

(2) Méthode des intersections (Horton, 1932)

Cette méthode consiste à calculer le nombre de lignes de contours traversant les lignes nord-sud et est-ouest d'un quadrillage juxtaposé sur la carte topographique du bassin versant. La pente moyenne du bassin (S) est obtenue par l'application de la relation suivante:

$$S = \frac{N d}{L} \sec \theta \quad (2.1.10)$$

- où: N = nombre total d'intersections entre les lignes de contours et les lignes du quadrillage;
 d = dénivelée constante entre deux lignes de contours successives;
 L = longueur totale des lignes du quadrillage à l'intérieur du bassin;
 θ = angle moyen d'intersection entre les lignes de contours et de quadrillage;
 $\sec \theta$ = 1.571, sécante moyenne des angles variant de 0 à 90 degrés.

Pour simplifier la procédure, on utilise la valeur de 1.571 pour la sécante moyenne.

Cette méthode, beaucoup plus rapide que la méthode de la longueur des lignes de contours, donne des résultats qui lui sont comparables (Horton, 1932).

(3) Echantillonnage des pentes perpendiculaires aux lignes de contour
(Linsley *et al.*, 1949)

Cette méthode mesure la pente perpendiculaire aux lignes de contours en plusieurs points du bassin. Les points peuvent être choisis à l'intersection des lignes d'un quadrillage juxtaposé au plan topographique du bassin ou à partir de coordonnées obtenues à l'aide de tables de nombres aléatoires. La valeur moyenne de cet échantillon représente la pente moyenne du bassin. Linsley *et al.*, (1949) suggère un minimum de cinquante points pour obtenir la meilleure valeur possible de la pente moyenne. Coulson et Gross (1967) ont démontré, pour deux bassins expérimentaux de l'Alberta, qu'il n'y a aucune différence entre les résultats obtenus avec 50 points et ceux obtenus en utilisant 500 points. Ces auteurs ont également montré que les résultats obtenus par cette méthode sont presque identiques à ceux obtenus au moyen de la technique de la longueur des lignes de contours. La méthode par échantillonnage est, dans tous les cas, moins laborieuse que la méthode de la longueur des lignes de contours et que celle de Horton lorsque le bassin étudié a une grande superficie et un relief accidenté. Lee (1963) suggère un instrument fort utile pour l'évaluation rapide des pentes du bassin. Un cercle est tracé sur une règle transparente en indiquant son centre et deux diamètres perpendiculaires l'un à l'autre. La dimension du cercle dépend du degré de précision recherché, de l'échelle de la carte utilisée et de l'intervalle des contours. Ainsi, pour obtenir une précision .01 pi./pi., le diamètre du cercle est évalué de la manière suivante:

$$\text{DIAM} = \frac{d \times 12}{\text{Echelle} \times .01} \quad (2.1.11)$$

Ainsi, lorsque les cartes au 1:50,000 (avec des intervalles de contours de 25 pieds) sont utilisées, le diamètre du cercle requis pour obtenir une augmentation de pente .01 pi./pi. pour chaque ligne de contour croisant le diamètre du cercle est le suivant:

$$\text{DIAM} = \frac{25 \times 12}{.01 \times 50,000} = 0.6 \text{ pouce} \quad (2.1.12)$$

La pente au point échantillonné est obtenue en plaçant le centre du cercle en ce point et en orientant le diamètre du cercle (figure 2.1.3) perpendiculairement aux lignes de contours dans la direction de l'écoulement. Le nombre de lignes de contours traversant le diamètre du cercle correspond à la pente exprimée en centième de pied de dénivellation par pied de distance horizontale.

Cette méthode représente un sérieux avantage sur les méthodes précédentes puisqu'elle permet d'obtenir une distribution de fréquence des pentes du bassin et ainsi le pourcentage d'aire du bassin ayant une pente égale ou supérieure à une valeur spécifiée (Linsley, *et al.*, 1949). De telles représentations graphiques des pentes (figure 2.1.4) permettent de comparer rapidement les bassins entre eux et, combinées aux courbes hypsométriques, elles permettent de visualiser complètement le relief du bassin.

D) Rectangle équivalent et indice de pente

i) Rectangle équivalent

La notion de rectangle introduite par Roche (1963) permet de comparer facilement des bassins entre eux au point de vue de l'influence de leurs caractéristiques sur l'écoulement. On suppose que l'écoulement sur un bassin donné est approximativement le même (à conditions climatologiques égales) que sur un rectangle de même superficie ayant même coefficient de compacité et même répartition hypsométrique, étant entendu que la distribution des sols et de la végétation et la densité du drainage sont respectées dans les différentes aires comprises entre les courbes de niveau. Il s'agit donc d'une transformation purement géométrique dans laquelle le contour du bassin devient un rectangle de même périmètre, les courbes de niveaux deviennent des droites parallèles aux petits côtés du rectangle

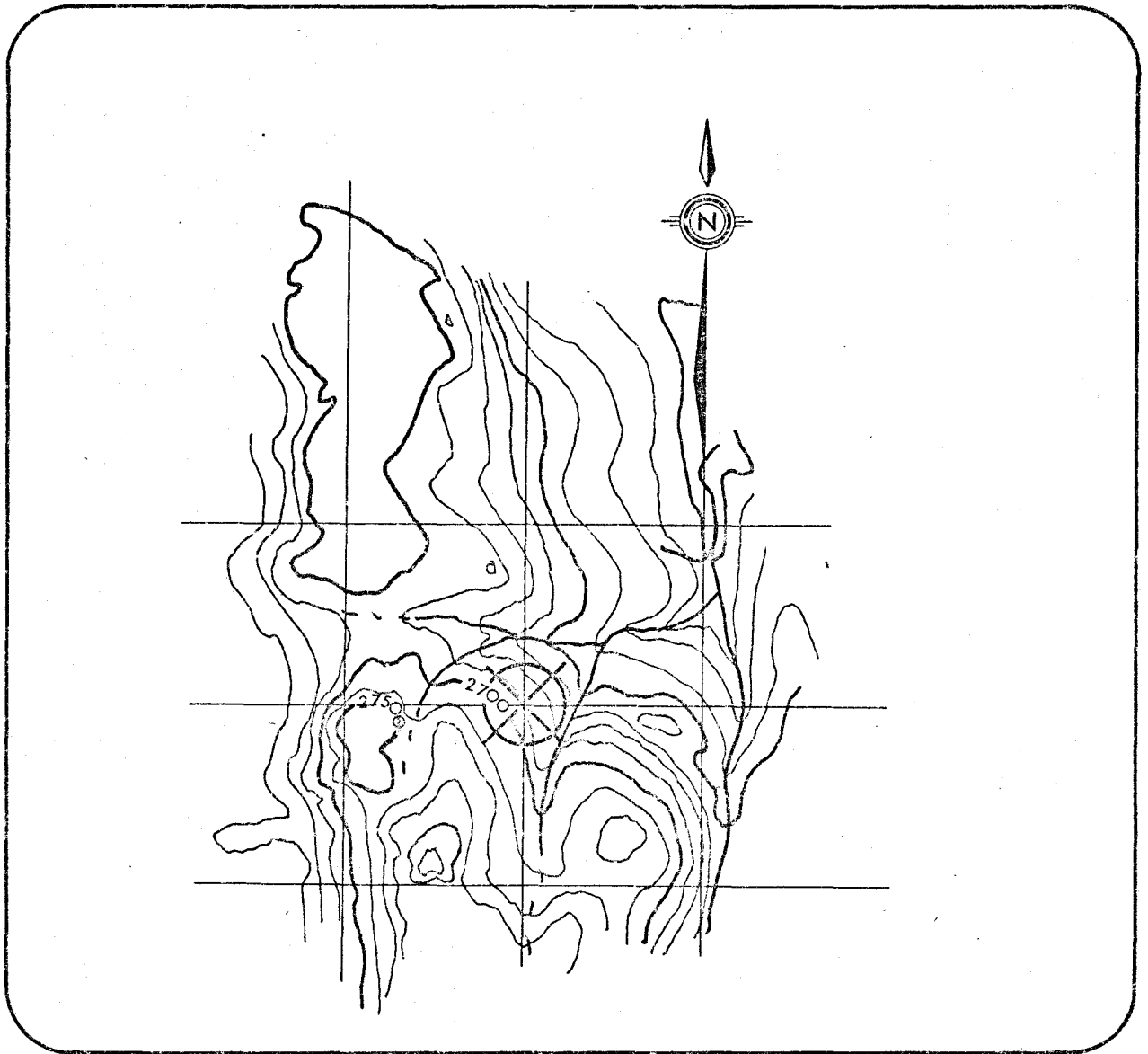


Fig. 2.1.3. Mesure de la pente à un point d'échantillonnage du bassin.

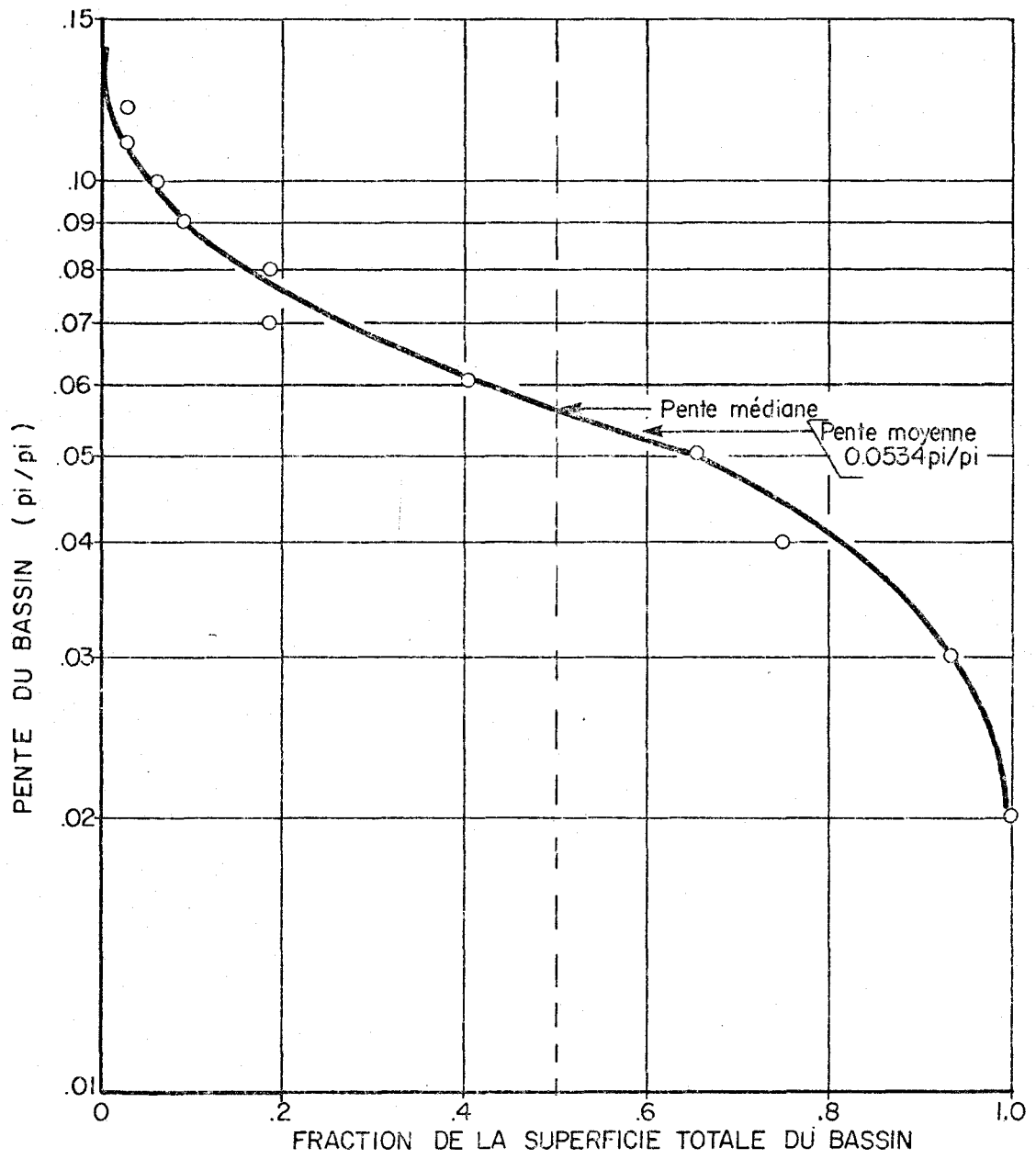


Fig. 2.1.4. Courbe aire-pente du bassin de la CLIFTON .

et l'exutoire un des petits côtés du rectangle.

Soit: l_e et L_e : la largeur et la longueur du rectangle équivalent;

P et A : le périmètre et l'aire du bassin versant;

K_c : l'indice de compacité.

On définit alors:

$$K_c = 0.28 P A^{-\frac{1}{2}} \quad (2.1.13)$$

$$2 (L_e + l_e) = P = \frac{K_c A^{\frac{1}{2}}}{0.28} \quad (2.1.14)$$

$$l_e L_e = A \quad (2.1.15)$$

$$L_e = \frac{K_c A^{\frac{1}{2}}}{1.12} \left[1 + \sqrt{1 - \left(\frac{1.12}{K_c} \right)^{-2}} \right] \quad (2.1.16)$$

$$l_e = \frac{K_c A^{\frac{1}{2}}}{1.12} \left[1 - \sqrt{1 - \left(\frac{1.12}{K_c} \right)^2} \right] \quad (2.1.17)$$

Il est plus commode de calculer l_e par: $l_e = \frac{P}{2} - L_e \quad (2.1.18)$

Il est également possible de résoudre les équations 2.1.14 et 2.1.15 sans avoir recours à l'indice de compacité; on les combine pour obtenir les équations quadratiques suivantes:

$$2 L_e^2 - P L_e + 2 A = 0$$

de même $2 l_e^2 - P l_e + 2 A = 0 \quad (2.1.19)$

$$L_e = \frac{P + (P^2 - 16 A)^{\frac{1}{2}}}{4} \quad (2.1.20)$$

$$l_e = \frac{P - (P^2 - 16 A)^{\frac{1}{2}}}{4} \quad (2.1.21)$$

Le rapport (l_e/L_e) , utilisé seul ou en conjonction avec la superficie du bassin, peut servir d'indice de forme purement géométrique du bassin puisqu'il dépend uniquement de la valeur de l'indice de compacité de Gravelius (voir les équations 2.1.16 et 2.1.17). Roche (1963) présente un diagramme la valeur de $\frac{L_e}{A}$ en regard des valeurs de K_c ; ce diagramme peut servir au calcul des dimensions du rectangle équivalent pourvu que l'on connaisse K_c et l'aire du bassin.

Le tracé des droites de niveau du rectangle équivalent découle directement de la répartition hypsométrique cumulée. La distance (x) entre chaque droite de niveau et le petit côté représentant le haut du bassin s'obtient en multipliant par L_e les fractions de surface cumulée.

$$\frac{x}{L_e} = \frac{a}{A} \quad (2.1.22)$$

ii) Indice de pente

C'est pour tenir compte de la forme de la courbe hypsométrique (donnée capitale pour l'écoulement et surtout pour le ruissellement) que Roche (1963) a introduit un indice de pente plus artificiel que la pente moyenne: cet indice, à son avis, rend mieux compte de l'influence du facteur pente sur le régime hydrologique du bassin. L'indice de pente proposé est la somme des racines carrées des pentes moyennes de chacun des éléments pondérées par la surface concernée, soit:

$$I_p = \frac{1}{L_e} \sum x_i \left[\frac{H_i - (H_i - 1)}{x_i} \right]^{\frac{1}{2}} \quad (2.1.23)$$

où: L_e = longueur du rectangle équivalent;

x_i = la distance entre chacune des lignes de niveaux;

H_i et $H_i - 1$ = altitudes des lignes de niveaux successives.

La pente définie par $\left[\frac{H_i - (H_i - 1)}{x_i} \right]$ est une mesure directe

de la pente de la courbe hypsométrique comprise entre les altitudes H_i et $H_i - 1$. La pente de la courbe hypsométrique entre les diverses tranches d'altitudes représente la pente réelle du terrain à condition que le bassin ait une largeur constante et ait donc la forme d'un rectangle, ce qui en réalité se produit très rarement, d'où l'appellation "indice" de pente.

L'indice de pente peut aussi être calculé directement à partir de la courbe hypsométrique. L'indice de pente équivaut alors à la somme des racines carrées des pentes moyennes de la courbe hypsométrique prises entre des tranches d'altitudes successives et pondérées par la surface concernée et le rectangle équivalent permettrait de déterminer sur quelle longueur on doit appliquer la dénivelée totale en vue du calcul de l'indice de pente. Le rectangle équivalent et la courbe hypsométrique se complètent (figure 2.1.5) puisque le premier représente une vue du plan du bassin réduit à une forme rectangulaire et le second une vue de face du même bassin. On pourrait donc se passer de représenter graphiquement le rectangle équivalent puisque la vue de face représentée par la courbe hypsométrique permet de visualiser plus facilement le relief du bassin. Par contre, le rectangle équivalent, tracé en coordonnées non-dimensionnelles, permet de comparer facilement les bassins entre eux du point de vue compacité.

La longueur du rectangle équivalent (L_e) dans le diagramme à la figure 2.1.5 est ramenée à une valeur identique pour tous les

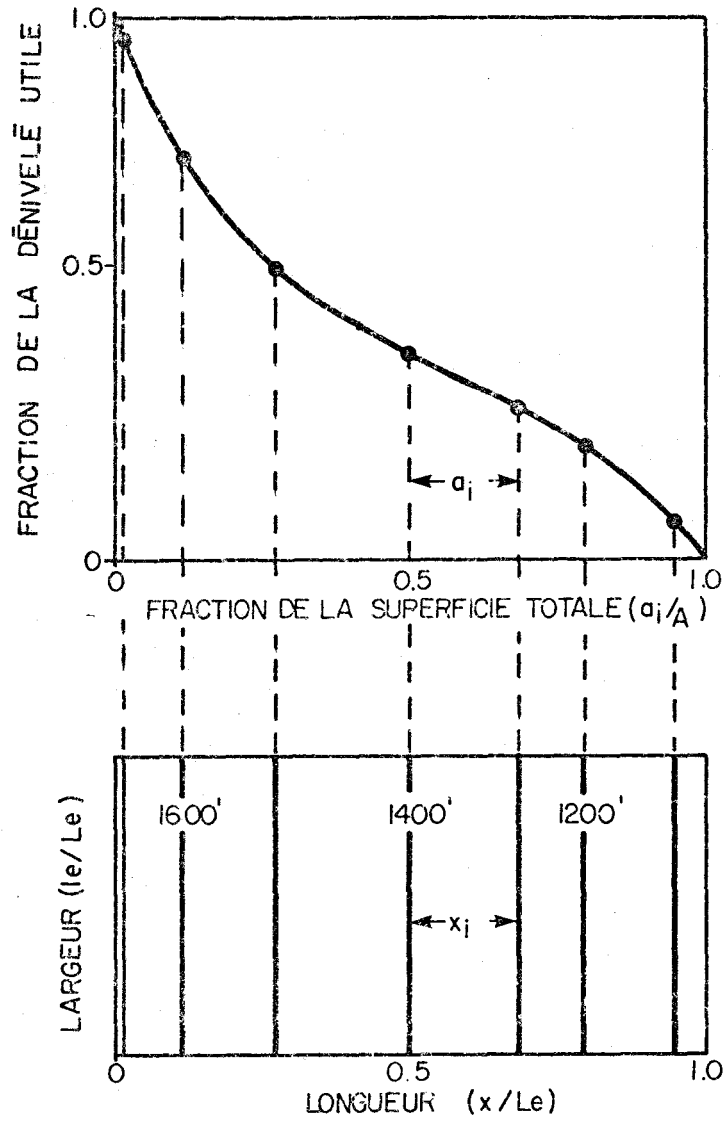


Fig. 2.1.5 . Courbe hypsométrique et rectangle équivalent .

bassins, soit 1.0 ou 100. Seule la largeur, exprimée en fraction de la longueur du rectangle équivalent, sera variable d'un bassin à l'autre et indiquera le degré de divergence de compacité entre les différents bassins. Tel que mentionné dans la section précédente, le rapport l_e/L_e dépend uniquement de l'indice de compacité. La courbe de relation entre ces deux variables peut donc être tracée de façon définitive (figure 2.1.6).

En résumé, nous proposons que pour les cours d'eau étudiés, le relief d'un bassin soit caractérisé graphiquement par sa courbe hypsométrique et le rectangle équivalent correspondant. De plus, les pentes moyennes du bassin telles que définies à la section 2.1.4C et l'indice de pente de Roche défini par l'équation 2.1.23, seront déterminés jusqu'à ce qu'un nombre suffisant de données permettent de définir par analyse de régression lequel de ces paramètres traduit le mieux l'influence du relief sur les diverses caractéristiques de l'écoulement.

2.2 CARACTERES PHYSIQUES DU RESEAU DE DRAINAGE

2.2.1 Longueur des cours d'eau

La longueur des cours d'eau ou des tronçons de cours d'eau est une propriété dimensionnelle révélant la grandeur caractéristique des divers éléments d'un réseau de drainage. La connaissance de la longueur des cours d'eau est un élément essentiel de la détermination des courbes aire-distance, de l'étude morphologique du réseau de drainage, de l'établissement du profil en long des cours d'eau et du calcul des pentes et du temps de concentration du ruissellement.

La longueur des cours d'eau se mesure directement à partir des cartes topographiques en utilisant un curvimètre ou une pointe sèche. Il existe, cependant, plusieurs définitions de la longueur des cours d'eau et il importe d'utiliser systématiquement la

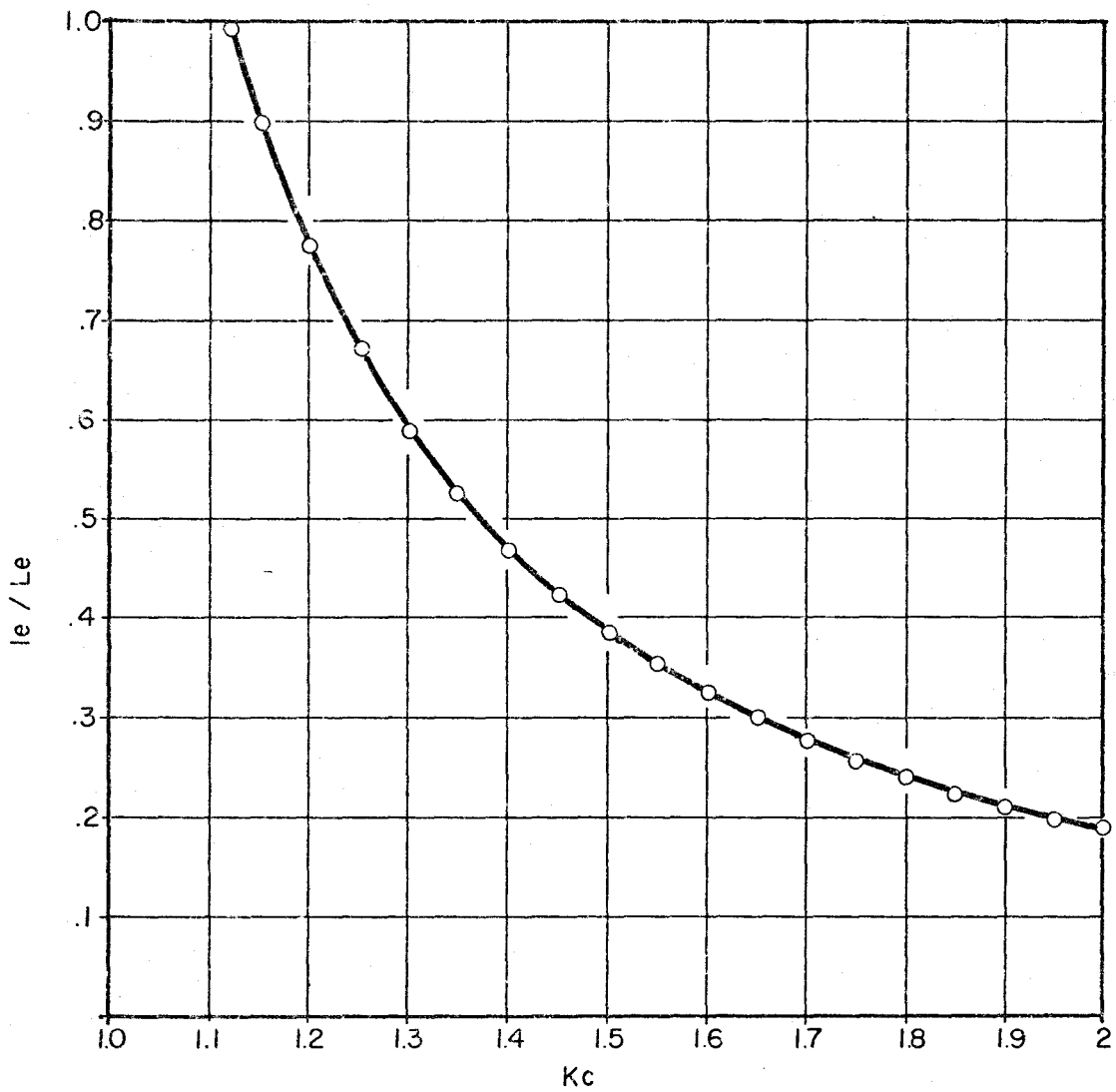


Fig. 2.1.6. Relation entre le rapport de la largeur sur la longueur du rectangle équivalent et l'indice de compacité de Gravelius.

même de façon à obtenir des valeurs comparables entre elles.

Une première définition correspond à la longueur des lignes bleues apparaissant sur les cartes; cette longueur dépend donc de la fidélité de transcription du cartographe et de la saison de la cartographie. La deuxième méthode de mesure consiste à prolonger les lignes bleues vers la ligne de partage des eaux et à insérer de nouveaux cours d'eau lorsque les crénelures des lignes de contours indiquent la présence d'une vallée ou d'un chenal; cette méthode est sujette aux mêmes erreurs que la précédente mais les résultats obtenus avec les cartes à grande échelle ne sont pas statistiquement différents de ceux obtenus en mesurant les cours d'eau directement sur le terrain (Schneider, 1961; Morisawa, 1958).

L'erreur engendrée en utilisant la première méthode est importante lorsque les bassins étudiés sont de dimensions restreintes (bassins expérimentaux) et elle devient négligeable lorsque les bassins sont très grands.

Une troisième méthode consiste à prolonger les cours d'eau, indiqués en bleu sur les cartes, jusqu'à la ligne de partage des eaux en suivant une trajectoire perpendiculaire aux lignes de contours. La longueur ainsi obtenue sera systématiquement toujours plus grande ou égale à la longueur réelle du cours d'eau.

Pour les petits bassins expérimentaux, il serait préférable d'utiliser la deuxième méthode. Pour les autres bassins, la première définition de la longueur sera utilisée. L'erreur ainsi introduite étant systématique, une forte corrélation existe entre cette longueur et la longueur réelle du cours d'eau pour une région donnée (Smart et Surkan, 1967).

La longueur totale du cours d'eau principal d'un bassin d'ordre spécifié comprend la longueur des lacs qui interrompent la continuité de ce cours d'eau. La longueur des lacs sera mesurée le long d'une ligne droite reliant l'entrée du cours principal dans le lac à la sortie de celui-ci.

2.2.2 Profil longitudinal des cours d'eau

On exprime graphiquement le profil longitudinal d'un cours d'eau en portant en ordonnée l'altitude (en pieds ou en mètres) en regard de la distance (en miles ou kilomètres) mesurée à partir de l'embouchure. Les données sont obtenues directement à partir des cartes topographiques. Les distances sont mesurées de l'embouchure à chaque ligne de contour équidistante de 50 pieds (approximativement 15 mètres).

Le profil est généralement formé d'une série de tronçons de droites reliés entre eux et de pentes variables, dont l'allure est généralement concave vers le haut. Le profil indique une décroissance générale de la pente du cours d'eau de l'amont vers l'aval. Cependant, ceci n'est pas toujours vrai, principalement lorsque l'évolution des pentes est contrôlée par certains traits géologiques.

2.2.3 Pente des cours d'eau

La pente des cours d'eau d'un bassin de drainage se réfère uniquement à la pente du cours d'eau principal puisqu'aucune considération n'est donnée aux pentes des tributaires. Tel que mentionné auparavant, la pente du cours d'eau principal varie tout au long de sa longueur et il serait préférable de représenter la pente du cours d'eau par une valeur unique.

Plusieurs méthodes sont proposées dans la littérature; seules les principales seront exposées ici. Les méthodes choisies sont celles décrites par Laurenson *et al.* (1963).

A) Pente globale

Dans une première méthode, la pente (S_1) est égale à la dénivelée totale entre la source et l'embouchure du cours d'eau, divisée par la longueur du cours d'eau. Cette méthode n'est pas recommandée car de courts segments du cours d'eau, ayant une forte pente, exercent une influence sur la valeur de la pente (S_1) qui est disproportionnée par rapport à l'influence réelle qu'ils exercent sur le temps de transport d'une particule d'eau.

B) Pente utilisant la notion de "hauteur moyenne du cours d'eau"

La deuxième méthode utilise le profil longitudinal du cours d'eau principal. Cette pente (S_2) est déterminée en traçant une droite partant de l'embouchure du cours d'eau localisée sur le profil de telle sorte que la hauteur moyenne de cette droite corresponde à la hauteur moyenne du profil longitudinal du cours d'eau principal. Cette hauteur est obtenue en planimétrant l'aire sous la courbe du profil et en divisant cette aire par la longueur du cours d'eau. La pente (S_2) équivaut donc à deux fois la hauteur moyenne du profil divisée par la longueur du cours d'eau. D'après Laurenson *et al.* (1963), cette procédure donne des résultats valables lorsque les pentes abruptes sont localisées uniquement dans la partie supérieure du cours d'eau.

C) Pente équivalente

Taylor et Schwarz (1952) ont proposé une mesure de la pente du cours d'eau (S_3) qui correspondrait à un chenal de pente uniforme possédant la même longueur, les mêmes caractéristiques hydrauliques et un temps de transport équivalent au cours d'eau actuel.

En prenant pour hypothèse que la rugosité et le rayon hydraulique sont constants sur la longueur totale du cours d'eau, la pente (S_3) se calcule par la formule suivante:

$$S_3 = \left[\frac{\sum l_i}{\sum (l_i / s_i^{\frac{1}{2}})} \right] \quad (2.2.1)$$

où l_i = longueur des tronçons individuels du cours d'eau;

l = longueur totale du cours d'eau;

s_i = pente de chaque tronçon du cours d'eau.

Cette équation (2.2.1) est basée sur l'hypothèse que la vitesse est proportionnelle au carré de la pente et fournit donc une définition plus rationnelle de la pente du cours d'eau que les indices précédents.

Taylor et Schwarz (1952) ont démontré que cette mesure de pente était un des facteurs contrôlant la variabilité du temps de réponse et du débit de pointe de l'hydrogramme unitaire d'un bassin versant à l'autre.

D) Indice de pente de Benson

Benson (1959; 1962) a proposé un indice de pente (S_4) qui représente la pente globale de la partie centrale du cours d'eau, excluant 10% de la partie inférieure et 15% de la partie supérieure de sa longueur totale. Cette pente se calcule très rapidement puisqu'elle représente la dénivelée entre ces deux points divisée par 75% de la longueur totale du cours d'eau. La pente, pour cette partie du cours d'eau, fournit la meilleure corrélation entre les débits de crue de diverses fréquences de récurrence et la superficie totale du bassin versant. Au total, 91 indices de pentes du bassin, représentant dans chaque cas la pente entre deux points différents le long du cours principal, furent analysés par

la méthode de régression multiple. Cette étude a été effectuée pour des cours d'eau de la Nouvelle-Angleterre et il est fort possible que cette mesure soit également peu représentative de l'influence du relief sur les débits de crues d'autres régions car elle dépend largement de la forme du profil des cours d'eau.

Pour chaque région morphologique, il faudrait déterminer lequel de ces indices reflète le mieux l'influence de la partie du cours d'eau sur les diverses caractéristiques de l'écoulement.

2.2.4 Sinuosité des cours d'eau

La sinuosité des cours d'eau est définie par le rapport entre la longueur totale du cours mesurée le long de son tracé réel et la longueur obtenue en omettant les méandres et les coudes mineurs. Cette dernière mesure dépendra en grande partie du jugement de l'opérateur. Pour éliminer toute subjectivité, Sribnyi (1961) suggère de mesurer la longueur du cours d'eau sur deux cartes, dont une est à grande échelle (ex.: 1:50,000) et l'autre à petite échelle (1:500,000) au niveau de laquelle on élimine les méandres et les coudes d'importance secondaire. La valeur de la sinuosité varie de 1.0 pour les cours d'eau exempts de méandres à plus de 1.25 pour les cours d'eau très sinueux. Sribnyi prétend que la sinuosité affecte matériellement la longueur que doit parcourir l'onde de crue avant d'atteindre son niveau culminant. De plus, durant le passage de l'onde de crue, la sinuosité affecte la résistance à l'écoulement, même pour un niveau élevé, lorsque les méandres mineurs sont complètement submergés.

On a mentionné, dans une section précédente, la relation qui existe entre la longueur et la superficie des cours d'eau. Cette relation prend la forme suivante:

$$L = c A^n \quad (2.2.2)$$

où: L = longueur;
 A = superficie;
 n et c = constantes.

Une valeur de n égale à 0.5 est une indication que la similitude géométrique entre ces deux dimensions est conservée d'un bassin à l'autre ou à l'intérieur d'un même bassin (Hack, 1957). Une valeur de n supérieure à 0.5 indique que le bassin change de forme générale vers l'aval en y devenant plus allongé et plus étroit. Smart et Surkan (1967) ont souligné le fait que non seulement le changement de forme du bassin vers l'aval influence l'exposant de cette relation mais également la sinuosité du cours d'eau vu qu'elle engendre une augmentation de la longueur de plus en plus importante vers la partie aval du bassin.

2.2.5 Courbes "aire-distance" ou caractéristiques de forme du drainage d'un bassin

La forme du drainage d'un bassin est caractérisée par la distribution des superficies ayant égal temps de transport par rapport à l'exutoire. Une amplification d'aire près de l'exutoire augmente le temps de concentration de l'écoulement tandis qu'une concentration d'aire à la tête du bassin produit l'effet contraire à conditions égales. Cet indice de forme du drainage est plus représentatif que l'indice de forme purement géométrique du bassin (voir discussion, section 2.1.3B).

Les lignes d'égal temps de transport à la station de jaugeage peuvent être obtenues par l'emploi des calculs hydrauliques basés sur les formules de Manning ou Kutter (Snyder, 1938). Cependant, ces formules entraînent une certaine erreur; de plus, elles sont laborieuses et rarement utilisées en pratique.

Les lignes d'égal temps de transport sont donc souvent remplacées par les lignes d'égale distance. Ce procédé ne tient pas compte des variations de pente et du rayon hydraulique des cours d'eau, facteurs qui modifient considérablement le temps de concentration de l'écoulement; par contre, il requiert moins de travail.

A) Méthodes d'obtention des courbes "aire-distance"

Les courbes "aire-distance" ont deux utilisations principales: elles servent à l'obtention d'indices de forme du drainage d'un bassin et du cheminement du ruissellement de surface dans les modèles pluie-débit ou encore dans les modèles de crues de fonte de neige. Trois méthodes différentes peuvent être utilisées pour obtenir la courbe de répartition des aires en fonction des distances à partir de l'exutoire.

La première méthode consiste à indiquer, sur chaque cours d'eau, les distances à partir de l'exutoire ou de la station de jaugeage et à relier les points de même valeur pour obtenir les courbes d'égale distance. En planimétrant l'aire comprise entre chaque paire consécutive de lignes d'égale distance, on peut construire le graphique aire-distance en portant la superficie tributaire cumulée en fonction de la distance de parcours le long du drainage, distance mesurée à partir de la station hydrométrique pour le bassin total ou à partir des confluent respectifs pour les divers tributaires.

Golding et Low (1960) utilisent une autre définition de la courbe aire-distance en considérant les superficies des bassins tributaires du cours principal en regard de la longueur mesurée le long de celui-ci. Un gros tributaire va donc faire monter subitement l'aire contributoire du réseau de drainage en fonction de la longueur mesurée à partir de la ligne de partage des eaux et le long du cours principal.

Laurenson *et al.*, (1963) suggèrent une troisième procédure, laquelle est une extension de la méthode proposée par Busby et Benson (1960) pour déterminer la courbe aire-distance. Les distances à partir de l'exutoire sont échantillonnées aux points d'intersection d'un quadrillage superposé à la carte topographique du bassin versant. La distribution des fréquences cumulées des longueurs, exprimée en pourcentages, représente la courbe aire-distance telle que déterminée par la première méthode mentionnée. Notons que cette méthode, plus rapide que la première, sera donc plus souvent utilisée pour obtenir les courbes aire-distance des bassins de drainage.

B) Indice de forme du drainage d'un bassin

i) Aire au-dessus de la courbe aire-distance

L'aire comprise au-dessus de la courbe aire-distance est utilisée comme indice de la facilité de concentration du ruissellement. Langbein *et al.* (1947) obtiennent cet indice (I_d) en subdivisant le bassin en 50 à 75 sous-bassins et en faisant la somme des produits de l'aire A_i de chaque sous-bassin par la distance l_i mesurée le long des cours d'eau séparant la station hydrométrique du point milieu du cours d'eau qui dessert le sous-bassin considéré:

$$I_d = \sum A_i \cdot l_i$$

Ils ont vérifié, au cours de leur étude, que ce degré de subdivision était suffisant pour obtenir une valeur rapprochée de la valeur limite exacte. L'étude de 340 bassins variant de 1.64 à 7797 milles carrés, situés dans la région nord-est des Etats-Unis, a permis de tracer un graphique de I_d en milles cubes en fonction de la superficie A des bassins de drainage en milles carrés; une courbe de régression moyenne fut obtenue dont l'équation est:

$$I_d = 0.90 A^{1.56} \quad (2.2.3)$$

Des valeurs de I_d plus grandes que celles données par l'équation indiquent un bassin moins compact que la moyenne tandis que des valeurs plus faibles que celles-ci indiquent des bassins plus compacts.

ii) Longueur caractéristique L_{CA}

Snyder (1938) a défini L_{CA} comme étant la distance le long du cours principal à partir de la station de jaugeage jusqu'à un point situé vis-à-vis du centre de gravité de la projection du bassin sur un plan horizontal. La détermination de ce centre de gravité peut se faire graphiquement en découpant sur un carton d'épaisseur constante la forme du bassin de gravité par suspension à partir de divers points du carton. Snyder (1938) utilise cette valeur de L_{CA} pour la détermination des paramètres de l'hydrogramme synthétique.

Une meilleure valeur de L_{CA} est obtenue à partir de la courbe aire-distance. On définit donc:

$$L_{CA} = \frac{I_d}{A} \quad (2.2.4)$$

Busby et Benson (1960) ont développé une nouvelle méthode pour déterminer la valeur de L_{CA} . Cette méthode consiste à obtenir un échantillon des distances de transport à l'intérieur d'un bassin à l'aide d'un quadrillage. La valeur moyenne de cet échantillon est équivalente à la valeur de L_{CA} . Aucune mesure de superficie n'est requise puisque la mesure à chaque intersection du quadrillage est représentative de l'aire d'un carré du quadrillage. Les auteurs ont comparé les résultats obtenus par cette méthode à ceux obtenus par la méthode plus élaborée de Langbein *et al.*, (1947).

Dans tous les cas où plus de 20 points furent utilisés, les différences observées étaient inférieure à $\pm 2.7\%$, ce qui révèle un estimé non-biaisé. Les résultats obtenus par cette méthode pour le bassin et quelques sous-bassins de la rivière Eaton ont été comparés à ceux obtenus par Cartier et Leclerc (1964); les différences n'étant pas significatives, cette méthode est recommandée pour la détermination de I_d et de L_{CA} pour les bassins du Québec.

Les caractéristiques de forme de drainage du bassin, I_d et L_{CA} , sont fortement reliées à la superficie du bassin et à la longueur du cours principal (Langbein *et al.*, 1947; Gray, 1961). Pour obtenir un indice de forme de drainage du bassin indépendant des autres caractères physiques, Laurenson *et al.* (1963) ont suggéré d'exprimer la longueur moyenne de transport (L_{CA}) sous forme non-dimensionnelle en la divisant par la racine carrée de la superficie du bassin. Une deuxième mesure de la forme du drainage est présentée par ces auteurs, soit l'écart-type de la distribution de fréquence des distances de transport.

Bowden et Wallis (1965) ont signalé le fait que l'écart-type n'est pas indépendant de la superficie du bassin et ont proposé le rapport suivant:

$$\frac{L_{CA}}{\text{écart-type}^1} = \text{coefficient de variation} \quad (2.2.5)$$

Ce rapport, tout en étant indépendant des autres caractères physiques du bassin, préserve la variabilité inhérente aux diverses formes de drainage des bassins versants.

¹ Ecart-type de la distribution des fréquences des distances de transport.

D'autres facteurs de forme de drainage du bassin utilisant L_{CA} sont couramment employés. Par exemple, Snyder (1938) a introduit le facteur $(LL_{CA})^k$ pour le calcul des paramètres de l'hydrogramme unitaire synthétique; un exposant de 0.30 fut déterminé par l'étude de bassins localisés dans les hautes-terres des Appalaches tandis qu'un exposant de 0.36 fut calculé pour les bassins de centre et du nord de l'Atlantique (Taylor et Schwartz, (1952). Cependant, l'emploi du terme LL_{CA} dans les études hydrologiques représente peu d'avantage sur l'emploi de L ou de L_{CA} seul puisque ces deux termes ne sont pas indépendants et par conséquent devraient être exclus de toute analyse dimensionnelle. Gray (1961) a trouvé la relation suivante entre ces deux termes pour des cours d'eau du centre des Etats-Unis et de la région de l'Atlantique nord et central:

$$L_{CA} = 0.54 L^{0.96} \quad (2.2.6)$$

2.2.6 Lacs et marécages

La présence de lacs et de marécages sur un bassin versant joue un rôle important dans la modification du régime de l'écoulement d'un cours d'eau. Ces surfaces lacustres jouent un rôle similaire aux réservoirs artificiels, soit celui de régulariser l'écoulement en diminuant ainsi les risques de crues et d'étiages sévères. La présence de lacs en abondance est également un facteur important à considérer dans le calcul des pertes par évaporation. La lame d'eau annuelle écoulee sera moindre pour un bassin versant possédant de vastes étendues lacustres que celle d'un bassin exempt de lacs.

Bien que l'influence des lacs sur l'écoulement soit un fait admis, peu d'efforts ont été faits pour évaluer cette influence sous forme d'un indice. Dans quelques études de régression entre l'écoulement et les facteurs qui le conditionnent, on tient uniquement compte de la superficie des lacs exprimée en pourcentage

de la superficie totale du bassin (Benson, 1962; Lull et Sopper, 1966; Benson et Matalas, 1967). Signalons aussi que l'écoulement est également influencé par la position des lacs par rapport à l'exutoire (Coulson, 1967).

2.3 ETUDE MORPHOLOGIQUE DU BASSIN ET DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE

L'étude quantitative des caractères morphologiques des bassins de drainage a connu un essor marqué durant la dernière décade grâce aux travaux des géomorphologues américains tels que Strahler (1964) et ses associés de l'Université Columbia. L'analyse dimensionnelle forme la base de l'étude de l'aspect géométrique et mécanique des bassins de drainage. La similitude géométrique est un aspect important de l'analyse dimensionnelle appliquée à l'étude morphologique des bassins de drainage par Strahler (1958: les systèmes de forme de terrain ayant évolué sous l'influence des mêmes processus et matériaux géologiques, ils possèdent un degré élevé de similitude géométrique, un attribut qui rend possible la reconnaissance et la classification des formes de terrains. Les mesures d'éléments linéaires tels que la longueur des cours d'eau ou des tronçons de "thalwegs", le périmètre du bassin versant et le relief permettent de comparer, au point de vue de leurs dimensions, des unités topographiques géométriquement analogues. Les mesures de superficies représentent le produit de deux éléments de longueurs. Les nombres non-dimensionnels tels que l'ordre des cours d'eau, le rapport de confluence et le rapport des longueurs, les mesures d'angles et de pentes permettent enfin de comparer la forme des bassins de drainage indépendamment de leurs dimensions absolues.

L'application des principes de mathématique statistique à l'étude morphologique est essentielle si l'on désire arriver à des conclusions significatives. L'analyse statistique est tout particulièrement utile pour établir un mode d'échantillonnage des éléments à mesurer ainsi que pour l'analyse des distributions de fréquence de ces mesures et leurs descriptions en termes objectifs et utiles. Les tests statistiques per-

mettent de comparer plusieurs échantillons dans le but d'établir s'ils appartiennent ou non à différentes populations. De plus, l'application de l'analyse de régression permet d'établir s'il y a une relation quelconque entre deux ou plusieurs variables.

L'étude morphologique des bassins de drainage, vue dans cette optique, est susceptible de faciliter la synthèse régionale de l'étude de l'écoulement. Plusieurs auteurs ont déjà démontré la relation qui existe entre le climat, l'évolution morphologique du bassin versant et les caractéristiques de l'écoulement (Maxwell, 1960; Morisawa, 1962; Potter, 1953; Carlston, 1963, 1966; Chorley, 1957; (Taylor et Schwarz, 1952; Potter, 1953; Chorley, 1957; Maxwell, 1960; Benson, 1962; Morisawa, 1962; Carlston, 1963 et 1968; Farvolden, 1963; Lull et Sopper, 1966; Benson et Matalas, 1967).

Les deux chapitres précédents sont indispensables pour procéder à l'étude morphologique, vu que les différentes méthodes disponibles pour obtenir une valeur quantitative des caractères physiques y ont été discutées. Les données ainsi obtenues seront maintenant utilisées pour définir les caractères morphologiques des bassins versants. Certaines courbes caractéristiques telles que la courbe hypsométrique et le profil longitudinal des cours d'eau ont été traitées dans les chapitres précédents et leurs utilités dans l'analyse morphologique ont déjà été mentionnées. La présente section traitera donc de la classification des cours d'eau, des lois morphologiques et des différentes mesures caractérisant la texture du drainage ainsi que des relations potentielles entre la géomorphologie et l'écoulement des cours d'eau.

2.3.1 Classification des cours d'eau

La première étape dans l'analyse morphologique des bassins versants consiste à classer les cours d'eau suivant un ordre spécifique. Cette classification reflète le degré d'importance des affluents dans un bassin et indique la ramification du réseau hydrographique.

Horton (1945) a proposé un schéma selon lequel un cours d'eau sans affluent est d'ordre 1; tout cours d'eau ayant au moins un affluent d'ordre 1 est d'ordre 2 et celui ayant un affluent d'ordre x devient d'ordre $x + 1$, etc... Un "thalweg" garde son ordre depuis sa source jusqu'à l'embouchure à un confluent; on lève l'indécision en donnant l'ordre supérieur au plus long des deux affluents formateurs (Dubreuil, 1966) ou encore au cours d'eau drainant la plus grande superficie.

Strahler (1953) a modifié le schéma de Horton dans le but d'éliminer cette imprécision. Il donne l'ordre μ à un tronçon de rivière formé de deux affluents $(\mu-1)$ (figure 2.3.1). Dans ce schéma, un cours d'eau ne garde pas nécessairement le même ordre depuis sa source de sorte qu'on peut parler de l'ordre des tronçons de cours d'eau. Le bassin versant et les sous-bassins prennent l'ordre du tronçon de cours d'eau à l'exutoire.

Il est donc plus avantageux d'utiliser la classification de Strahler. L'emploi de cette classification nécessite cependant une reformulation des lois morphologiques énoncées par Horton (1945) pour qu'elles demeurent valides.

L'utilité de la classification des cours d'eau repose sur l'hypothèse suivante: si un échantillon assez grand est étudié, l'ordre des cours d'eau est directement proportionnel aux dimensions du bassin versant et du chenal ainsi qu'au débit au point étudié dans le réseau. Aussi, deux bassins versants présentant chacun un régime hydrologique différent peuvent être comparés par rapport à des points correspondants dans leur géométrie par l'emploi de l'ordre des cours d'eau.

2.3.2 Lois morphologiques

A) Loi de l'ordre des cours d'eau

Après avoir classifié les cours d'eau, la deuxième étape consiste à compter le nombre de cours d'eau de chaque ordre. La

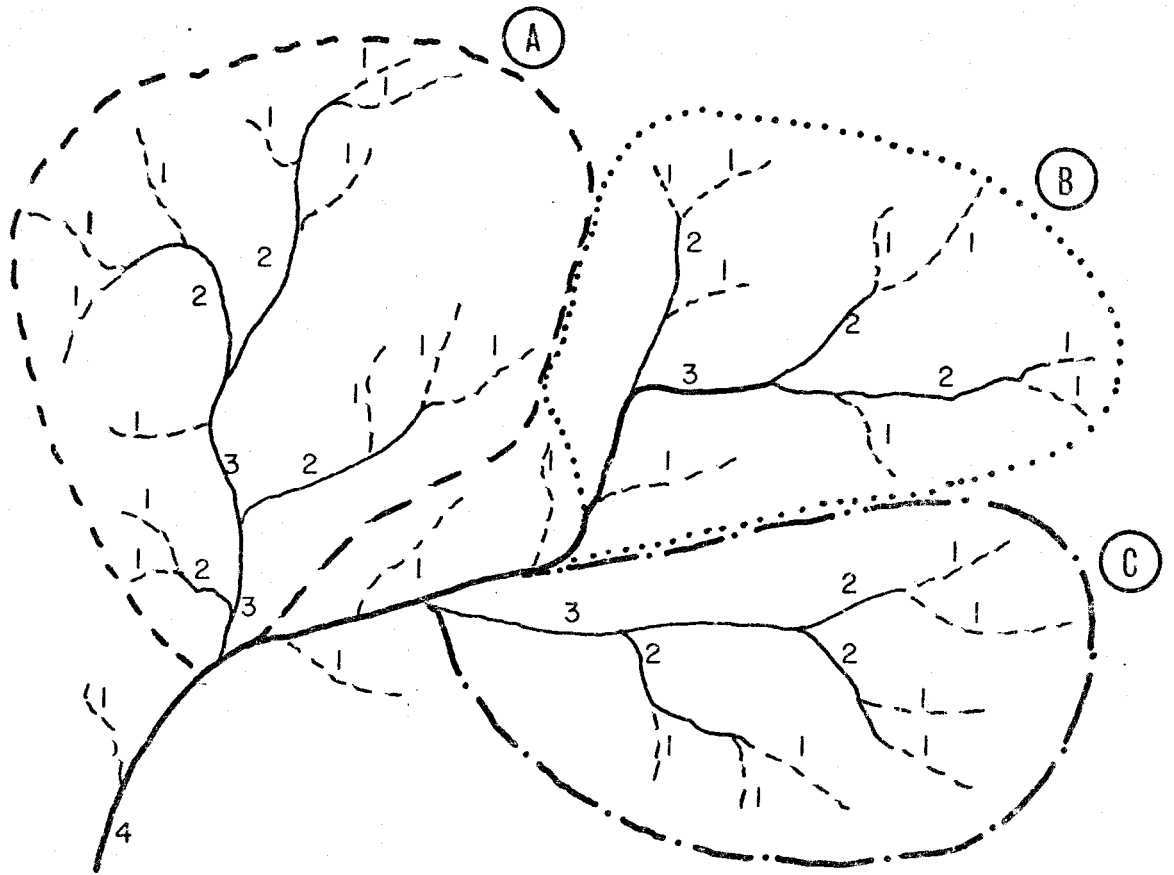


Fig. 2.3.1. Classification des cours d'eau, méthode de Strahler .

Loi du nombre de cours d'eau de Horton (1945) exprime simplement que le nombre des cours d'eau de chaque ordre forme, dans un bassin, une série géométrique inverse. Cette loi de Horton et les autres qui seront énoncées ne représentent que des ajustements à des résultats observés sur des échantillons et constituent donc simplement une tendance moyenne qui, pour un bassin donné, peut admettre une certaine dispersion (Dubreuil, 1966).

Cette loi est exprimée par la relation suivante:

$$N_u = R_c s^{-u} \quad (2.3.1)$$

N_u = nombre de tronçons de cours d'eau d'ordre u ;

R_c = rapport de confluence;

s = ordre du tronçon le plus élevé.

Cette équation représente une droite sur graphique semi-logarithmique et R_c est l'antilog de la pente de cette droite (figure 2.3.2).

Le rapport de confluence varie dans la plupart des cas suivant que l'on adopte la classification de Horton ou celle de Strahler. Bowden et Wallis (1965) ont déterminé que les rapports de confluence obtenus à partir des deux schémas étaient comparables pour les cours d'eau qu'ils ont étudiés. Par contre, Guisti et Schneider (1965) et Shreve (1966) sont arrivés à une conclusion contraire. Shreve (1966) a notamment établi à partir des données de 246 bassins versants que, dans 85% des cas, l'utilisation de la classification de Strahler donne un meilleur ajustement à une série géométrique inverse.

Les lois de Horton représentent simplement l'application géomorphologique d'un processus de marche au hasard découlant de la définition de l'ordre des cours d'eau. Leopold et Langbein (1962) et Milton (1967) ont reproduit des réseaux de marche au hasard

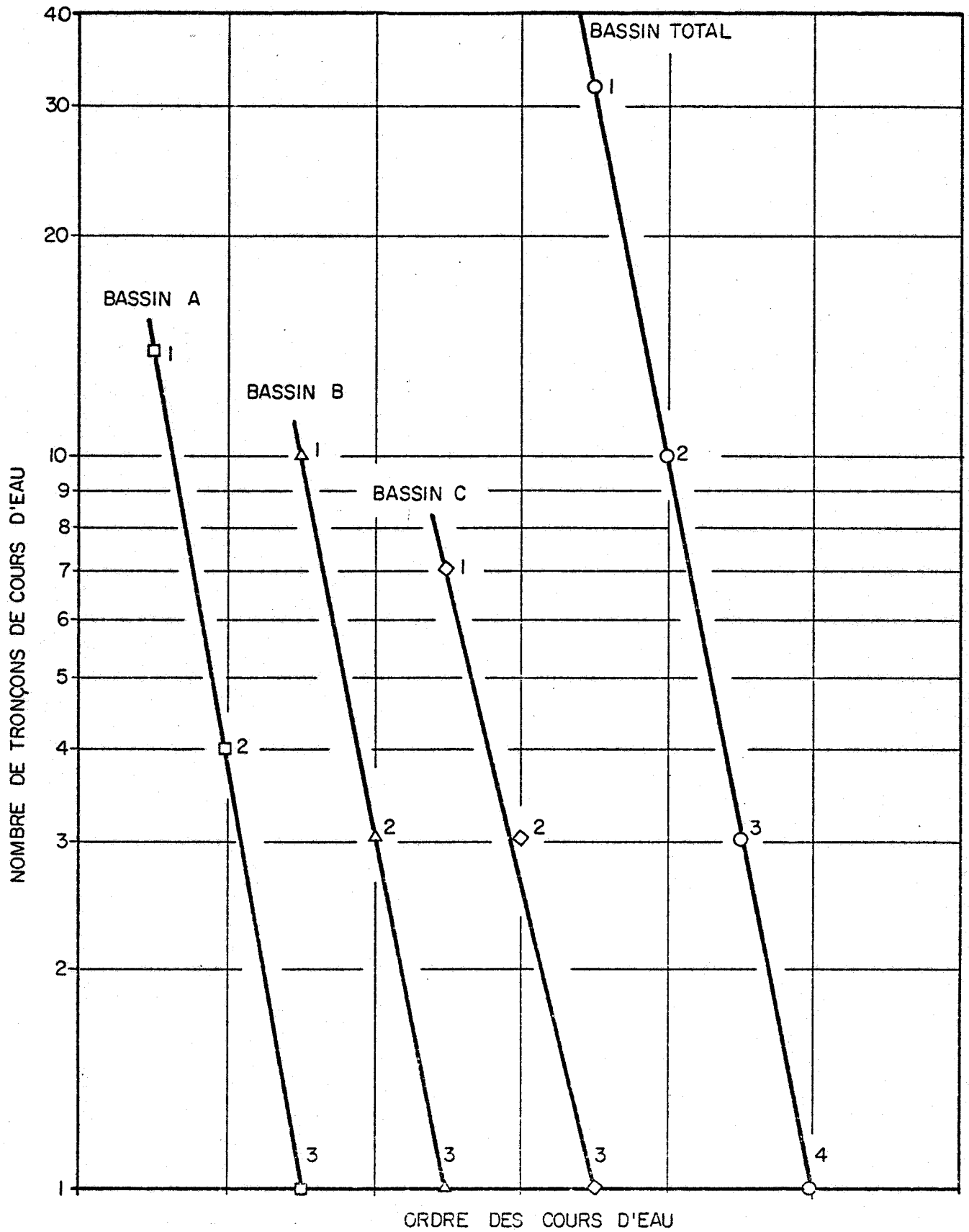


Fig. 2.3.2. Loi de l'ordre des cours d'eau (HORTON, 1945).

possédant les mêmes lois statistiques que les réseaux de drainage. Seuls les rapports non-dimensionnels sont contrôlés par des facteurs géomorphologiques. Ainsi, le rapport de confluence est fonction de la densité de drainage et de la relation angulaire à la jonction de deux segments de "thalwegs" (Milton, 1967). Le rapport de confluence augmente sensiblement avec la superficie des bassins versants du même ordre et devient constant au-delà d'une certaine superficie limite.

La valeur du rapport de confluence est relativement stable, variant peu d'une région à l'autre (3.0 à 5.0), sauf lors que le développement du réseau de drainage a été contrôlé par des facteurs géologiques (Strahler, 1958).

Le rapport de confluence est un indice de la forme du réseau de drainage du bassin et, comme tel, influence grandement l'allure de l'hydrogramme de crue.

B) Loi de la longueur des cours d'eau

La longueur moyenne des tronçons des cours d'eau est une propriété dimensionnelle caractérisant l'ordre de grandeur du réseau de drainage. La longueur moyenne des cours d'eau du premier ordre et la superficie contributive forment la cellule de base de tout bassin versant. Puisque les bassins du premier ordre démontrent une forte tendance à être géométriquement similaires, peu importe alors la propriété de dimension qui est choisie pour caractériser la grandeur des systèmes qu'on désire comparer d'une région à l'autre.

La loi de la longueur des cours d'eau, énoncée par Horton (1945), exprime simplement que les longueurs moyennes de chaque ordre s'ordonnent selon une série géométrique directe dont le premier terme est la longueur moyenne des cours d'eau du premier ordre.

$$L_u = L_1 R_L^{u-1} \quad (2.3.2)$$

L_u = longueur moyenne des cours d'eau d'ordre u ;

L_1 = longueur moyenne des cours d'eau du premier ordre;

R_L = rapport des longueurs.

Comme dans le cas de la loi de l'ordre des cours d'eau, cette équation donne une droite sur graphique semi-logarithmique et le rapport des longueurs est l'inverse de la pente de cette droite (Figure 2.3.3).

Selon Strahler (1964), la vérification des lois de Horton est une indication que la similitude géométrique est préservée dans les bassins d'ordre croissant. Hack (1957) a jeté quelques doutes sur cette théorie vu que la longueur des cours d'eau est reliée à la superficie par une loi exponentielle à la puissance 0.6:

$$L = 1.4 A^{0.6} \quad (2.3.3)$$

Rappelons ici qu'un exposant de 0.5 est requis pour préserver la similitude géométrique à l'intérieur d'un bassin versant. Smart et Surkan (1967) ont expliqué la raison pour laquelle l'exposant peut dévier de 0.5 (Voir 2.2.4).

Le rapport des longueurs, lorsque le schéma de classification de Strahler est utilisé, ne donne pas des résultats comparables à ceux obtenus par l'emploi du schéma de Horton (Bowden et Wallis, 1965). Strahler (1958) obtient une série géométrique directe lorsqu'il utilise la longueur totale des tronçons de cours d'eau de chaque ordre au lieu de la longueur moyenne des cours d'eau. Cette loi est fonction, cependant, de la loi du nombre de cours d'eau énoncée précédemment puisque:

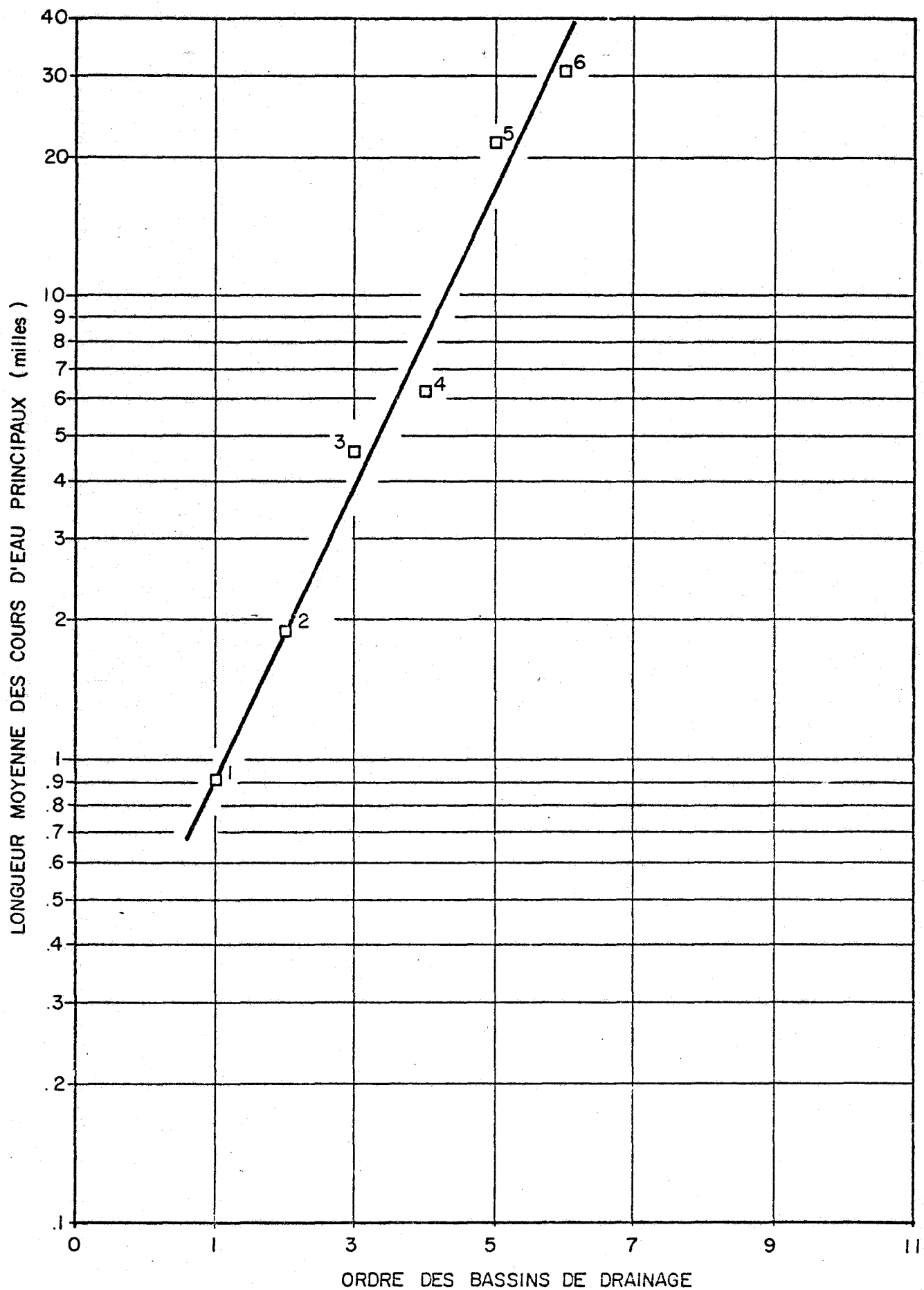


Fig. 2.3.3. Loi de la longueur , rivière EATON .

$$\sum L_u = N_u L_u \quad (2.3.5)$$

Broscoe (1959) utilise la longueur moyenne cumulée des tronçons de cours d'eau d'ordre spécifique pour obtenir des résultats comparables à ceux obtenus par l'emploi de la classification de Horton. Ainsi, la longueur utilisée pour les bassins du deuxième ordre est la somme de la longueur moyenne des tronçons de cours d'eau du premier ordre et de celle des cours d'eau du deuxième ordre, la longueur utilisée pour les bassins du troisième ordre est la somme des longueurs moyennes des tronçons du premier, deuxième et troisième ordre et ainsi de suite pour les bassins d'ordre supérieur.

Il existe d'autres lois géomorphologiques, telles la loi des superficies introduite par Schumm (1956) et la loi des pentes moyennes des cours d'eau proposée par Horton (1932). Malgré le fait que ces lois ne soient pas étudiées dans ce texte, mentionnons que la loi des longueurs suffit à caractériser l'ordre de grandeur des bassins versants puisque, régionalement, les longueurs, les superficies et les pentes sont statistiquement liées.

2.3.3 Densité de drainage

A) Facteurs contrôlant la densité de drainage

La densité de drainage est définie comme étant le rapport entre la longueur totale des tronçons de cours d'eau de tout ordre et la superficie (A) du bassin de drainage.

$$D_d = \frac{\sum_{u=1}^{s=u} L_u}{A} \quad (2.3.5)$$

où D_d = densité de drainage;

L_u = longueur totale des tronçons de cours d'eau d'ordre u ;

s = l'ordre le plus élevée; A = superficie du bassin.

La densité de drainage est un autre indicateur de l'échelle de grandeur des formes de terrains de sorte que les facteurs contrôlant la densité de drainage contrôlent également les dimensions caractéristiques des bassins de drainage d'un ordre spécifié (Strahler, 1964).

Melton (1957) a déterminé, par analyse de régression multiple et de corrélation, que les principaux facteurs contrôlant la densité de drainage étaient par ordre d'importance: un indice de pluie efficace, la capacité d'infiltration, le couvert végétal et l'intensité du ruissellement de surface. En général, les régions constituées de matériaux très perméables ou très résistants à l'érosion, protégées par un couvert végétal dense et ayant un faible relief, sont caractérisées par une faible densité de drainage. Par contre, là où les matériaux du sous-sol sont imperméables ou peu résistants à l'érosion et possèdent un couvert végétal peu fourni et un relief accentué, la densité de drainage sera très élevée, particulièrement dans les régions de pluies intenses.

Carlston (1966) a déterminé expérimentalement une relation mathématique entre ces divers facteurs pour 15 cours d'eau localisés dans la région climatique humide subtropicale de l'est des Etats-Unis. Ainsi, le débit de base des cours d'eau est directement proportionnel à la "transmissibilité" du bassin versant, laquelle est inversement proportionnelle au carré de la densité de drainage:

$$Q_b \propto T \propto \frac{WD_d^{-2}}{9 h_0} \quad (2.3.6)$$

où Q_b = débit de base par unité de longueur du cours d'eau;

T = transmissibilité du bassin (taux de mouvement de l'eau dans la zone saturée et non-saturée et taux d'entrée de l'eau dans le sol);

- W = recharge (fonction de la précipitation et de la capacité d'infiltration);
 D_d = densité de drainage;
 h_o = hauteur de la nappe au-dessus du cours d'eau adjacent;
 \propto = signe de proportionnalité.

Pour les bassins étudiés, les paramètres W et h_o ont été considérés constants (à l'exception de quatre bassins exclus de l'étude) et l'équation (2.3.7) devient:

$$Q_b = 2.8 D^{-2} \quad (2.3.7)$$

Carlston a également mis en relief que la densité de drainage est fonction de l'intensité du ruissellement de surface, reflétée par le débit de crue, ou de la transmissibilité du terrain.

Ainsi,

$$Q_{\text{crue}} \propto \frac{1}{T} \propto D_d^2 \quad (2.3.8)$$

La densité de drainage est donc le produit de l'interaction complexe existant entre les facteurs climatiques, les caractères physiques du bassin et l'écoulement résultant de ces conditions.

B) Evaluation de la densité de drainage

Bien qu'à première vue il semble facile d'obtenir une mesure précise et significative de la densité de drainage, il en est autrement en pratique. En effet, la mesure de la longueur totale des cours d'eau à partir des cartes topographiques est sujette à deux risques inhérents à la fidélité de transcription du cartographe et à l'échelle de la carte:

- (1) les cours d'eau d'ordre inférieur ne sont pas toujours représentés sur la carte et certains cours d'eau ne sont pas cartographiés jusqu'à leurs sources;
- (2) Les sinuosités des cours d'eau sont d'autant plus atténuées que l'échelle diminue.

Ces sources d'erreurs ont été constatées par plusieurs auteurs dont Morisawa (1958), Schoneider (1961), Dubreuil (1966), Gregory (1966) et Scheidegger (1966). La densité de drainage ne peut être calculée directement car la longueur totale des cours d'eau est sous-estimée. Ce problème est résolu par l'utilisation des photographies aériennes et par des visites sur le terrain pour compléter le réseau hydrographique du bassin versant. Cette procédure laborieuse et coûteuse peut être adoptée pour les bassins expérimentaux. Cependant, pour les bassins de plus grandes étendues, il sera plus pratique d'évaluer la densité de drainage par l'emploi des lois morphologiques (Dubreuil, 1966). La densité de drainage d'un bassin d'ordre D_s se calcule à partir de la relation suivante:

$$D_s = \frac{l_s}{A_s} \times \frac{1 - p^s}{1 - p} \quad (2.3.9)$$

$$p = \frac{R_c}{R_1} \quad (2.3.10)$$

où: R_c = rapport de confluence;

R_1 = rapport des longueurs;

l_s = longueur du tronçon de cours d'eau d'ordre le plus élevé (s);

A_s = surface du bassin d'ordre D.

Malgré l'emploi de cette formule, l'imprécision existe toujours car l'ordre le plus élevé des tronçons de cours d'eau (s) est connu à un ou deux ordres près; de plus, la dispersion des lois morpholo-

giques peut être très élevée dans certains cas, affectant ainsi la précision des rapports utilisés dans la formule. La valeur ainsi obtenue doit donc être considérée comme un indice de la densité de drainage réelle du bassin.

D'autres mesures de la texture du drainage sont mentionnées dans la littérature. Schumm (1956) utilise la réciproque de la densité de drainage multipliée par 5280 pour obtenir le nombre de pieds carrés requis pour maintenir un tronçon de cours d'eau long d'un pied. Horton (1932) utilise le nombre de tronçons de cours d'eau par unité de surface (F) pour caractériser la texture du drainage. Une relation existe entre la densité de drainage et la fréquence (F) des tronçons de cours d'eau. Melton (1957) a déterminé la relation suivante pour 156 bassins de drainage couvrant une gamme très variée de conditions climatiques et de caractères physiques:

$$F = 0.694 D_d^2 \quad (2.3.11)$$

2.4 ASPECTS BIOGEOGRAPHIQUES DU MILIEU TERRESTRE

L'objectif de cette section est d'étudier la répartition de la flore et de la faune sur le territoire d'un bassin hydrographique et de mettre en évidence les éléments qui en sont responsables. Cette étude biogéographique tentera de faire ressortir les rapports existant entre les différents types de flore ou de faune et leur environnement. Elle permettra ainsi de délimiter les grandes aires de répartition des principales espèces végétales et fauniques. On insistera davantage sur la répartition de la végétation plutôt que sur celle de la faune, celle-ci lui étant étroitement liée. Ajoutons que seul le milieu terrestre sera ici considéré, le milieu aquatique et certaines de ses interactions avec l'écosystème terrestre étant étudiés ultérieurement (voir chapitre 6).

Il convient d'aborder en premier lieu la notion de zone biogéographique. Celle-ci peut être définie comme une subdivision de territoire comportant une homogénéité géologique, géomorphologique et cli-

matique caractérisée par une distribution régulière des sols et de la végétation. La zone biogéographique résulte d'une intégration de différentes composantes: latitude, relief, nature de la roche-mère, type de sol, réseau de drainage, altitude, végétation. Les interrelations de chacune de ces composantes détermineront un type de paysage caractérisant la zone biogéographique.

Rousseau (1952) définit celle-ci comme un élément géographique, plus ou moins large, identifiable au moyen d'éléments communs ou analogues (ex.: la toundra, la taïga, la zone tempérée). Chaque zone est caractérisée par un type de végétation dominant représentant la végétation climatique ou "climax" (végétation ayant atteint un équilibre final avec le sol et le climat de son milieu).

Chaque grande zone comporte toutefois plusieurs écosystèmes (marais, dunes, tourbières, etc.) qui abritent chacun une ou plusieurs associations végétales différentes dépendant des composantes locales. Le climat est généralement considéré comme le principal facteur déterminant tel type de végétation mais, en certains cas, la topographie, la géologie ou les propriétés physiques et chimiques du sol seront les facteurs prédominants pour tel autre type de végétation. Ainsi, certaines espèces se rencontrent uniquement dans les marécages et d'autres au sommet des montagnes; parallèlement, les affleurements de calcaire ou de serpentine, les sables ou les argiles seront caractérisés chacun par une flore particulière.

Avant d'étudier la répartition de la végétation et de la faune dans un bassin, il est indispensable de considérer de façon globale les grandes zones biogéographiques de l'ensemble du Québec. On procédera donc à l'analyse de chacune des composantes de ces grandes zones: relief, géologie, dépôts de surface, climat, sol et végétation. Ensuite, on tentera de transposer cette analyse à l'échelle d'un bassin hydrographique, lequel peut constituer une petite partie d'une grande zone biogéographique ou englober plusieurs zones différentes.

2.4.1 Description et analyse des composantes des grandes zones du Québec

A) Relief

Le relief est une composante de base du paysage de la végétation et de la géomorphologie est sans doute la mieux exprimée dans les classifications de paysages mises au point par Jurdant (1964). Les méthodes reposent sur l'utilisation des photos aériennes pour faire des relevés sur le paysage en combinant la nature de la végétation et du relief pour définir les unités morphologiques, géologiques, topographiques et pédologiques.

Au Québec, on distingue 3 grands ensembles topographiques. Ces ensembles topographiques se présentent comme des pénéplaines ou plate-formes fortement marquées d'empreintes glaciaires et s'étagent en escaliers de part et d'autre du Saint-Laurent (voir figure 2.4.1).

- 1) La plate-forme inférieure correspond à la zone des basses terres du Saint-Laurent. Son altitude moyenne varie de 90 à 180 m, sauf dans la région de Montréal où elle est inférieure à 15 m. Elle couvre toute la plaine du Saint-Laurent, le rebord des Appalaches, les bords de l'estuaire et la plaine du lac Saint-Jean. Sa surface est assez plane, sauf dans sa partie occidentale où elle est surmontée par des collines isolées qui s'élèvent parfois jusqu'à 550 m (monts Saint-Hilaire, Yamaska, Rougemont). Cette zone est la plus densément peuplée du Québec.
- 2) La plate-forme moyenne comprend la majeure partie du plateau laurentien et du plateau appalachien. L'altitude moyenne varie de 180 à 600 m.

- a) Le plateau laurentien, qui fait partie du bouclier canadien, a une altitude variant autour de 450 m et son étendue est très importante. La régularité de sa surface n'est interrompue que par quelques saillies tel le Mont Tremblant. La partie sud du bouclier accuse un relief plus marquée; son altitude moyenne est de 814 m et cette partie "prélaurentienne" est localisée selon un axe parallèle au Saint-Laurent.
- b) La plate-forme appalachienne, qui occupe toute la partie sud-est du Québec, est moins uniforme et horizontale que la précédente. Son altitude varie de 240 à 396 m. L'érosion n'y a pas laissé une surface parfaitement plane mais plutôt bosselée. On trouve à sa surface, çà et là, des éléments non érodés de certains plis. Le tout s'ordonne en rangées S.-O./N.-E., c'est-à-dire suivant la direction générale des plis appalachiens.
- 3) La haute plate-forme dont l'altitude moyenne est supérieure à 600 m est plus difficile à cerner car il n'en reste que des lambeaux. On la retrouve dans les Monts Schickshocks en Gaspésie: Mont Jacques-Cartier (1268 m), Mont Albert (1150 m), Mont Logan (1135 m). Un massif semblable existe au nord de la ville de Québec dans le parc des Laurentides. Le Mont Tremblant (960 m) au nord de Montréal et le Mont Marie-Victorin (1128 m) dans le nouveau Québec peuvent être rattachés à cette plate-forme.

Notons que ces unités topographiques ont été modifiées par l'intervention des glaciers qui les ont érodées et qui y ont laissé des dépôts d'une valeur considérable pour la végétation.

B) Géologie

La nature de la roche-mère peut avoir une influence prépondérante sur la répartition de la végétation bien que cette dernière

soit davantage reliée au climat lorsqu'elle a atteint son équilibre final (climax).

En effet, la roche-mère est à l'origine du processus de pédogénèse ou de formation des sols. Au début de sa formation, le sol dépendra du type de roche-mère et donnera par conséquent une végétation particulière.

Ainsi, les roches du massif précambrien, qui sont souvent granitiques et acides, donnent une flore pauvre quant au nombre d'espèces mais riche en oxyloxérophytes: composées, éricacées, graminées et gymnospermes.

A l'intérieur du massif appalachien, on trouve des enclaves importantes de serpentine dans les comtés de Mégantic, Beauce, Wolfe et Richmond. Les silicates magnésiens de la serpentine déterminent une végétation particulière. Quelques espèces de la flore sont en effet liées à ce genre de substrat; "Pillaea densa, Adiantum pedatum".

Notons également que les affleurements de calcaires cristallins dans certaines parties du bouclier canadien semblent coïncider avec la présence de cédrières.

Quant aux dépôts de surface que l'on retrouve dans la vallée du Saint-Laurent, ils sont constitués de particules de roches qui ont été arrachées et transportées par les glaciers. Ces dépôts serviront de substrat à un mélange de plantes très diverses.

i) Grandes zones géologiques du Québec

Sur le plan géologique, le Québec comprend trois grandes unités structurales: le bouclier canadien, les basses-terres du Saint-Laurent et la zone appalachienne (voir figure 2.4.2).

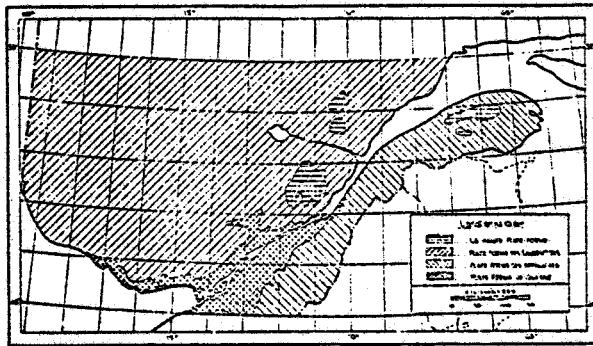


Figure 2.4.1. Les grands ensembles topographiques du Québec méridional (Grandtner, 1966, d'après Blanchard, 1960)

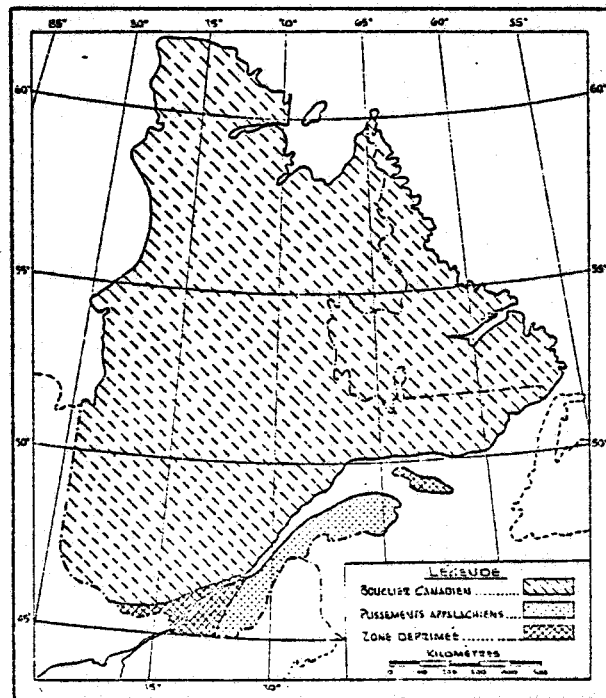


Figure 2.4.2. Les grandes unités structurales de la province de Québec. (Grandtner, 1966, d'après Blanchard, 1960)

- 1) Le bouclier est constitué de roches précambriennes que l'on classe parmi les plus vieilles et les plus résistantes du globe. Les unes sont d'origine ignée comme les granites et les basaltes, les autres d'origine sédimentaire comme les grès, les schistes et les calcaires; toutes s'avèrent fortement métamorphosées. On y trouve fréquemment des gneiss, des calcaires cristallins et des quartzites.

Il existe aussi sur le bouclier quelques lambeaux de roches primaires, anciens manteaux sédimentaires. Ce sont des schistes et calcaires qui ont été conservés et qu'on retrouve dans la cuvette du lac Saint-Jean, la partie sud-est de la baie James et les "grabbens" de Baie Saint-Paul et de la Malbaie.

- 2) Les basses-terres apparaissent comme une zone effondrée selon les lignes de faille que l'on distingue au nord (faille Logan) et au sud-est (faille Champlain); cette zone renferme divers sédiments. Les roches sous-jacentes se composent presque entièrement de roches sédimentaires du Cambrien et de l'Ordovicien disposées horizontalement: des schistes, des calcaires et des grès. Les collines montérégiennes, qui surplombent la région de Montréal, sont composées de roches ignées plus résistantes à l'érosion.
- 3) Les Appalaches sont formées essentiellement de roches sédimentaires paléozoïques (schistes calcaires, grès cambro-ordoviciens). Des roches volcaniques du même âge sont interstratifiées avec des roches sédimentaires et affleurent en divers endroits. Cet assemblage de roches sédimentaires et volcaniques a été fortement plissé, bouleversé et envahi par une grande variété de roches ignées, des péridotites en particulier. De plus, de grands amas intrusifs de granite du Dévonien forment quelques unes des hautes montagnes du centre de la péninsule de Gaspé et on rencontre des masses de serpentine (roche intrusive ignée et altérée) dans le centre et l'est de la Gaspésie et dans les Cantons de l'Est.

ii) Dépôts de surface

Au début de l'époque quaternaire, le Québec tout entier fut envahi par les glaciers. Le relief préglaciaire fut d'abord recouvert par une épaisse couche de dépôts morainiques. Ces dépôts se composent de débris "multidimensionnels" et non stratifiés (argile, limon, sable, caillou, etc.) connus sous le nom de "till". Une seconde forme d'accumulation glaciaire consiste en dépôts de sables, de graviers et de cailloux plus ou moins stratifiés résultant de l'action de l'eau de fusion pendant les époques de fonte des glaciers. On donne à ces amas le nom de dépôts fluvio-glaciaires.

A mesure que les glaciers reculaient vers le nord, les eaux marines (mer de Champlain) envahissaient les basses-terres du Saint-Laurent jusqu'au niveau de 600 pieds environ. Pendant cette période de submersion marine, des sédiments se sont accumulés: il y eut ainsi des dépôts d'argile dans les endroits les plus profonds de la mer, et des dépôts de sable et gravier sur des rivages.

Dans les plateaux laurentiens et appalachiens recouverts de dépôts morainiques, on y trouve aussi de petites étendues de sables et graviers fluvio-glaciaires ainsi que de minimes enclaves de sédiments lacustres. La plate-forme laurentienne, formée de roches acides, contient des dépôts de till souvent sablonneux et parsemés de roches très dures, rendant ainsi cette zone peu fertile. Par ailleurs, les assises primaires des Appalaches et des basses-terres du Saint-laurent ont fourni des matériaux dérivés de schistes tendres, de calcaires marneux et de conglomérats qui ont donné des complexes assez fertiles permettant à une végétation plus exigeante de s'établir.

Les basses terres du Saint-Laurent sont recouvertes en majeure partie de sédiments argileux, sableux et limoneux provenant de la mer de Champlain. Enfin, mentionnons que le long des principaux

cours d'eau, des alluvions récentes se sont déposées. Ces dépôts se composent principalement de sable fin ou grossier ou d'argile sablonneux. Les alluvions récentes forment généralement des sols riches en matière organique et s'avèrent ainsi très fertiles.

La figure 2.4.3 montre, de façon générale, les principaux dépôts de surface du Québec méridional.

iii) Influence des dépôts de surface sur les sols

Les dépôts morainiques fournissent une grande variété de sols, suive à la diversité des matériaux et aux modes de drainage naturel.

Les sols morainiques entrent surtout dans le groupe des "gley-sols" humiques ou celui des "gleysols" éluviés. Les sols morainiques modérément bien drainés se classent dans les "brunisols" ou dans les "podzols" humo-ferriques où les matériaux sont acides. Le caractère pierreux ou la trop faible profondeur constituent des limitations importantes pour l'agriculture: ces limitations sont souvent associées à un relief prononcé ou à un excès d'humidité.

Les brunisols mélaniques sont les plus fertiles tandis que les brunisols dystriques et les meilleurs podzols humo-ferriques sont parfois fertiles.

C) Climat

Le climat est l'une des composantes les plus importantes de l'écosystème. Il a une influence directe sur la nature des sols et la végétation.

Les éléments du climat sont surtout la température et les précipitations dont les fluctuations sont à la fois quotidiennes et saisonnières. La latitude, l'altitude, la position littorale

ou continentale, les courants marins, la pression, l'insolation sont autant de facteurs qui influencent le déplacement des masses d'air et qui déterminent la répartition du budget de chaleur et de précipitations en un endroit donné.

Pour chaque zone, on doit considérer la température annuelle moyenne, la température moyenne de janvier, la température moyenne de juillet, les précipitations totales, le nombre de jours sans gelée, le nombre annuel moyen de degrés-jours de croissance, la moyenne annuelle de l'évapotranspiration potentielle. Tous ces éléments serviront à déterminer la vocation d'une région (agricole ou forestière) et le type dominant de végétation qui la caractérise.

Nous verrons également plus loin que l'impact du climat s'exerce d'abord sur la roche-mère et est à l'origine des processus de formation des sols; les régimes pédologiques sont en effet raccordés aux régimes climatiques.

i) Grandes zones climatiques du Québec

Le territoire québécois peut être divisé en 3 grandes zones climatiques auxquelles sont étroitement reliées les zones de végétation: la toundra, la taïga ou zone subarctique et la zone tempérée ou humide.

- 1) Toundra (Climat de type E, d'après la classification de Köppen)
C'est le climat typique des régions nordiques où il ne pousse qu'une végétation de mousses, de lichens et d'arbustes. La température moyenne varie entre 50⁰F et -25⁰F. En général, les maxima et les minima atteignent respectivement 80⁰F et -50⁰F. La précipitation varie entre 10 et 20 pouces annuellement. Durant l'hiver, la durée d'insolation journalière est très courte et, durant l'été, les jours sont longs et ensoleillés.

Les marécages abondent du fait que le sol demeure gelé d'une manière permanente (pergelisol), sauf une couche supérieure de 2 ou 3 pouces durant l'été. La limite sud du pergelisol discontinu coïncide avec l'isotherme de 30°F pour la température moyenne annuelle.

2) Taïga (Dfc, d'après Köppen)

La température moyenne se maintient entre 60°F et -15°F. Les maxima et minima atteignent 85° et à -45°F respectivement. L'été est court. Seuls les mois de juin, juillet et août ont une température moyenne au-dessus de 50°F. Des gelées peuvent se produire même durant les mois les plus chauds.

La forêt couvre la majeure partie de la région. L'épinette, le sapin, le mélèze et le peuplier croissent dans sa partie méridionale ainsi que dans certains endroits à l'abri du vent et du froid rigoureux ou à l'embouchure des rivières. Dans sa partie nord, seuls les lichens, les mousses et les arbustes peuvent survivre.

3) Type tempéré (classe Dfb, d'après Köppen)

Le climat tempéré se trouve au sud du 50° parallèle où se situe la zone la plus chaude et la plus humide de la province. Ce climat continental humide est caractérisé par une température moyenne au-dessus de 50°F durant une période d'au moins 4 mois. La saison de croissance varie entre 60 et 160 jours. La température moyenne de janvier fluctue entre 0°F et 20°F et la température moyenne de juillet entre 50°F et 70°F. Les températures les plus élevées se rencontrent dans la partie sud du Québec, c'est-à-dire dans la région de Montréal. Elles sont aussi relativement élevées dans les bassins du fleuve Saint-Laurent, de la rivière des Outaouais et du lac Saint-Jean à cause de l'humidité qui se dégage de ces nappes d'eau. Dans le plateau des Laurentides et dans certaines parties de la chaîne des Appalaches qui ne subissent pas l'influence de la mer, l'air est moins humide. Il absorbe moins de radiations et la température varie

énormément. L'insolation y est intense durant le jour et le refroidissement par radiation plus rapide durant la nuit. L'estuaire du Saint-Laurent (de l'Ile d'Orléans au golfe) subit l'influence maritime; conséquemment, les variations annuelles et journalières y sont relativement faibles.

La précipitation annuelle varie de 30 à 50 pouces; elle décroît du sud au nord et de la mer vers l'intérieur. Mentionnons que la température et la précipitation dans cette zone tempérée sont propices à la croissance d'une flore forestière dense et variée ainsi qu'à l'agriculture.

Les figures 2.4.4 et 2.4.5 indiquent la température moyenne annuelle et la précipitation totale annuelle pour les différentes zones du Québec méridional. La figure 2.4.6 montre la longueur annuelle moyenne de la saison de végétation. Le tableau 2.4.1 présente enfin les caractéristiques climatiques du Québec méridional.

ii) Climat et agriculture

Si les caractères morphologiques et pédologiques ont un rôle à jouer dans l'utilisation du territoire, la connaissance des variations climatiques qui s'y produisent a pour sa part une importance fondamentale puisqu'elles conditionnent l'utilisation du territoire et lui imposent des limites. Ainsi, les activités agricoles d'une région sont fortement liées aux conditions climatiques qui y prévalent.

La carte agro-climatique (figure 2.4.7) fait apparaître les régions à vocation agricole ainsi que les régions à vocation exclusivement forestière. Cette carte a été dressée à partir de facteurs thermiques et hydriques.

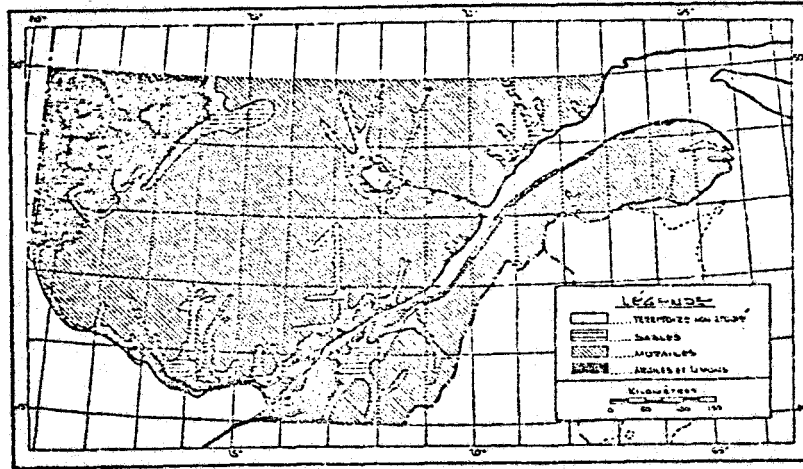


Figure 2.4.3. Les dépôts de surface du Québec méridional (Grandtner, 1966, d'après Ladouceur et Grandtner, 1961).

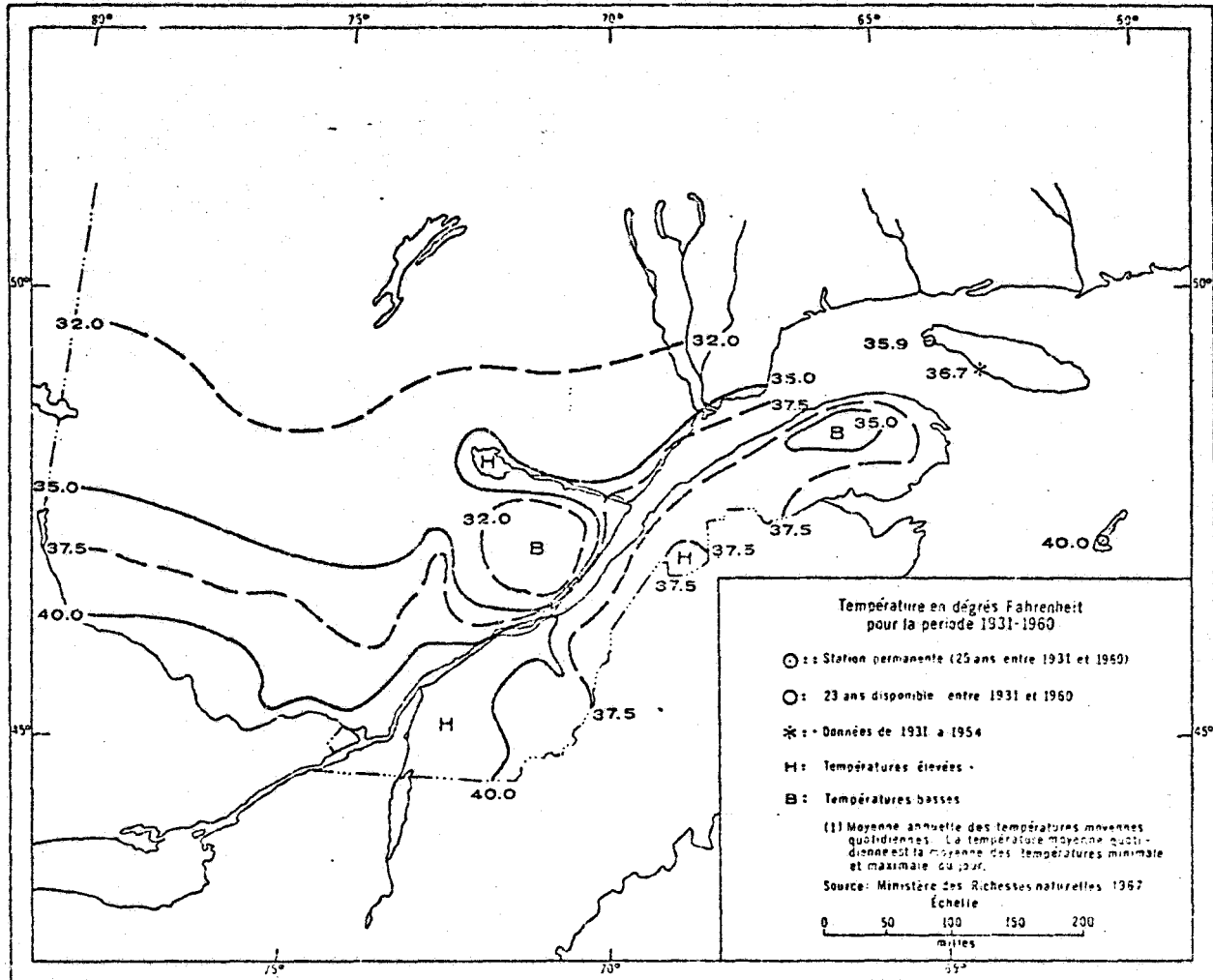


Figure 2.4.4. Température moyenne annuelle du Québec méridional (Ministère des Richesses naturelles, 1967).

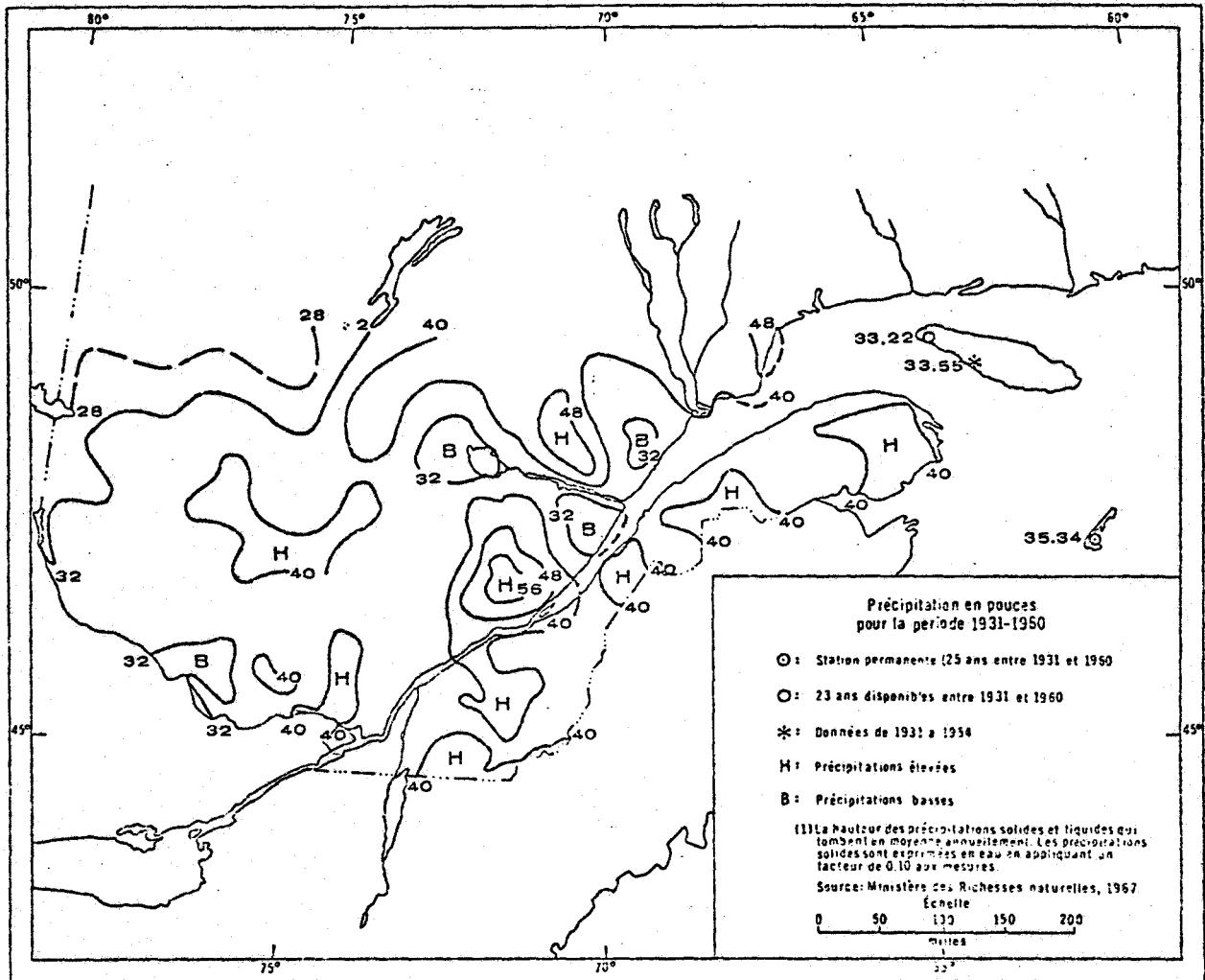


Figure 2.4.5. Précipitation totale annuelle du Québec méridional.

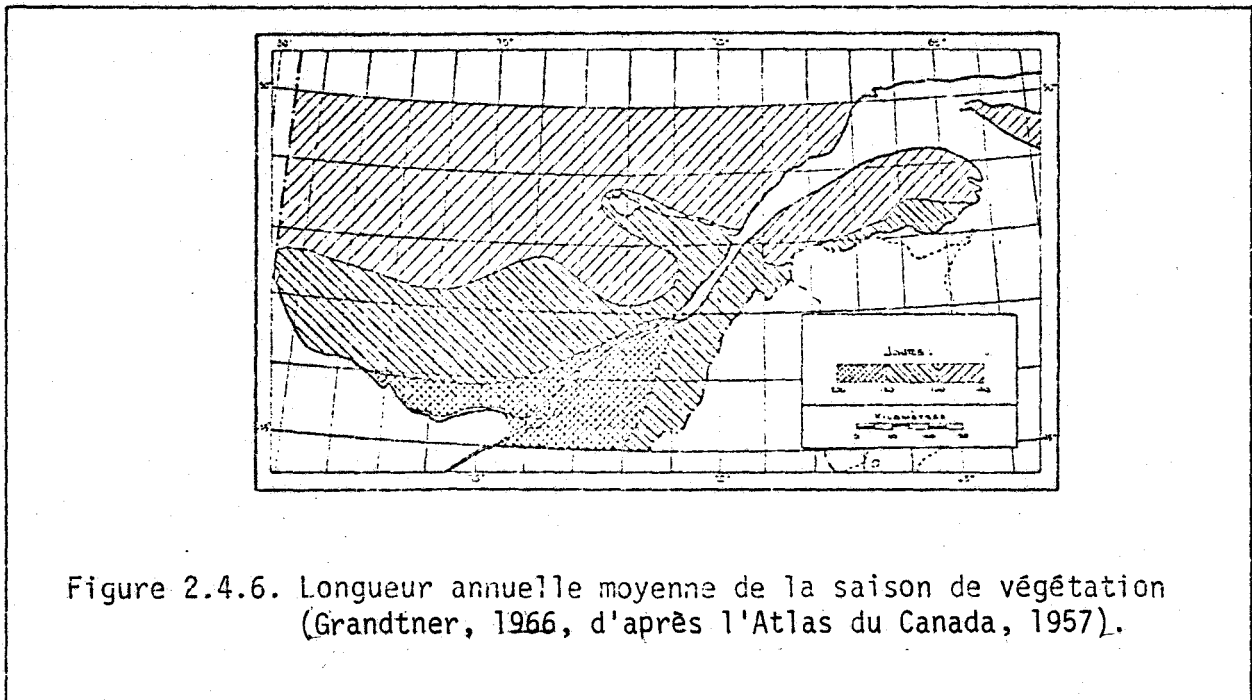


Figure 2.4.6. Longueur annuelle moyenne de la saison de végétation (Grandtner, 1966, d'après l'Atlas du Canada, 1957).

TABLEAU 2.4.1: Caractères climatiques de quelques régions du Québec Méridional

	Région de Montréal			Région de Québec	Gaspésie	
	Plaine de Montréal	Laurentides	Appalaches		Cap-Chat	Trois-Rivières
Température moyenne annuelle (°F.)	40-43	39	39-40	39-40	38	
Température moyenne de juillet (°F.)	70	65	65	64-68	63	62-68
Température moyenne de janvier (°F.)	12.5	10	10	8-12	12	5-12
Précipitation totale annuelle (pouces)	36-40	40-42	40-42	38-46	35	35-55
Période sans gel (jours)	125-150	115-120	115-125	100-120	?	80-140
Période de végétation (degrés-jours)	3000-3400	2250-2500	2700-3000	3000	2250	

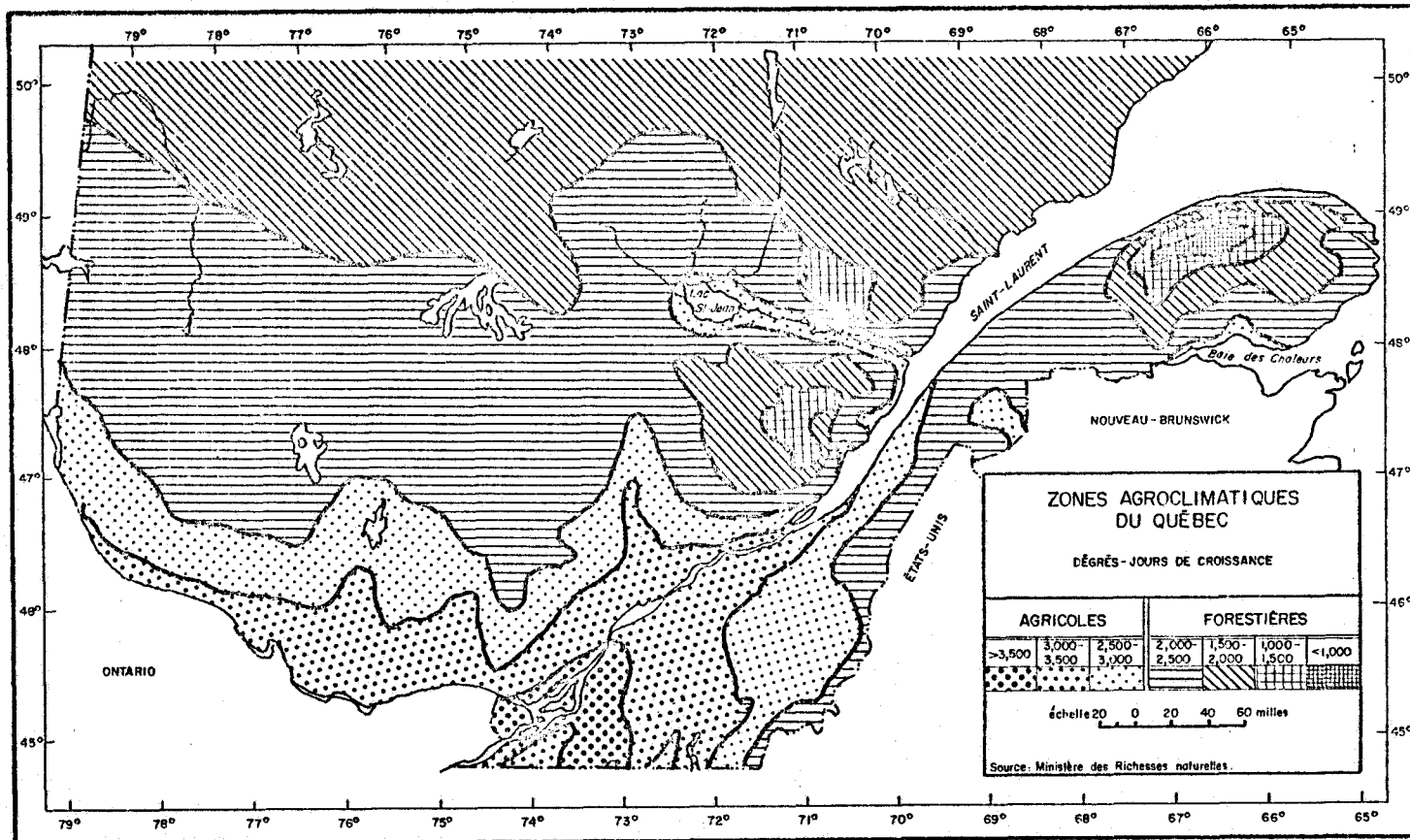


Fig . 2.4.7.

L'indice thermique repose sur l'utilisation des degrés-jours de croissance. Le degrés-jours sont calculés en fonction de la longueur de la saison de végétation et de la température moyenne quotidienne lorsque celle-ci est supérieure à 42°F. Les valeurs varient de 3500 degrés-jours dans la région de Montréal à 1500 degrés-jours dans le parc des Laurentides. En Gaspésie, elles passent de 2500 à 1000 degrés-jours au fur et à mesure que l'on s'éloigne des côtes. Il faut noter l'effet important du relief (massifs montagneux et vallées) sur la valeur de cet indice thermique.

Le critère hydrique repose sur le fait que, très souvent, les plantes manquent d'eau pour assurer la pleine turgescence de leurs cellules et pour véhiculer les masses hydriques nécessaires aux besoins de l'évapotranspiration potentielle. Ce critère correspond à 100 fois le nombre annuel moyen de mois déficitaires déterminés à l'aide des bilans hydriques.

L'indice des degrés-jours est considéré comme fondamental et permet de délimiter les zones agro-climatiques que l'on a reproduites sur la figure 2.4.7.

Les zones à vocation agricole sont celles qui bénéficient d'au moins 2500 degrés-jours. Cette masse thermique est nécessaire à la plupart des cultures. Si elle n'est pas atteinte, il n'est pas souhaitable d'implanter dans la région une agriculture de type industriel.

Il faut toutefois exclure, de la région agricole, les terres qui ont un relief assez accidenté et qui sont boisées d'essences diverses où prédominent les feuillus. La carte agro-climatique n'est valable que si elle vient compléter des cartes pédologiques, topographiques, économiques ou autres. Ainsi, les terres qui doivent être considérées comme vraiment agricoles sont celles qui correspondent aux sols de classe 1 et 2 définies par l'Inventaire canadien des terres (1967). Ces sols comportent peu ou pas de facteurs limitatifs pour l'agriculture:

terrains plats ou à pente très douce, sols profonds, bien drainés et dotés d'une bonne capacité de rétention.

Les zones à vocation forestière sont celles qui ne bénéficient pas de 2500 degrés-jours pendant la saison de végétation; elles sont essentiellement composées de résineux dont l'aspect varie avec les conditions climatiques. A l'intérieur de ces zones, il y a des micro-climats locaux favorisent des cultures marginales de type artisanal; lesquelles peuvent fournir au marché régional quelques produits agricoles mais ne correspondant pas à une vocation agricole extensive.

D) Pédologie

Le type de sol est la résultante des facteurs suivants: climat, organismes végétaux et microscopiques, roche-mère, topographie, âge du sol, activités humaines. Parmi ces facteurs, le climat est sans contredit le facteur principal puisqu'il détermine les grandes régions pédologiques.

Avant de décrire les grandes régions pédologiques du Québec, il convient d'aborder la notion de "pédoclimax".

On appelle pédoclimax un sol ayant terminé son évolution et se trouvant en équilibre avec le climat et la végétation à condition que celle-ci ait atteint son propre climax, c'est-à-dire, qu'elle soit stabilisée et en équilibre avec le climat. Ce type de sol, appelé aussi sol zonal, est directement sous le contrôle du climat et de la végétation mais indépendant de la roche-mère. On le rencontre par exemple sous des climats froids et humides où décomposition des matières organiques à la surface est lente.

Tous les sols n'atteignent cependant pas cette maturité du pédo-climax. En effet, certains types de sols font exception à cette loi de l'évolution des sols. Les sols intrazonaux, par exemple, sont des sols dont l'évolution est étroitement conditionnée par les caractères

particuliers de la roche-mère ou de la topographie et non pas par le climat ou la végétation. On trouvera sur certains types de roche-mère des sols évolués mais différents des sols qui caractérisent habituellement cette zone. Ainsi, les calcaires suffisamment tendres et soumis à l'érosion ne donneront jamais naissance à un sol pédoclimax mais à un rendzine. Il en est de même pour des bas-fonds, caractérisés par la présence permanente d'un plan d'eau, dans lesquels se développeront des sols marécageux d'un type spécial ("gleysols"). Nous verrons plus loin que les sols intrazonaux recouvrent de grandes étendues de territoire au sud du Québec.

Enfin, on rencontre des sols azonaux. Ces sols sont soit non développés, soit très jeunes; ils sont indépendants du milieu bioclimatique. Comme exemples de sol azonal, mentionnons les sols alluvionnaires ("régosols") formés sur les abords immédiats des rivières et les lithosols sur les sommets des montagnes où il y a des affleurements rocheux.

On peut reconnaître, comme indicateur majeur d'une zone géographique de sol, le sol dit zonal. Le pédoclimax (ou sol zonal) déterminera les grandes zones pédologiques. Ajoutons, par ailleurs, que la description objective des sols de cette même zone doit tenir compte des espaces occupés par les sols zonaux ou intrazonaux, falaises, dunes, tourbières, marécages, etc...

i) Les zones pédoclimatiques du Québec

Du nord au sud du Québec, on reconnaît généralement 5 zones pédoclimatiques (figure 2.4.8). A la distribution horizontale des sols, s'ajoute la "zonalité" verticale.

1) Zone de toundra

Elle recouvre l'Ungava et le Labrador. Cette zone est caractérisée par des sols minces et tourbeux dont le sous-sol est constamment gelé (pergélisol). Les basses températures et les mau-

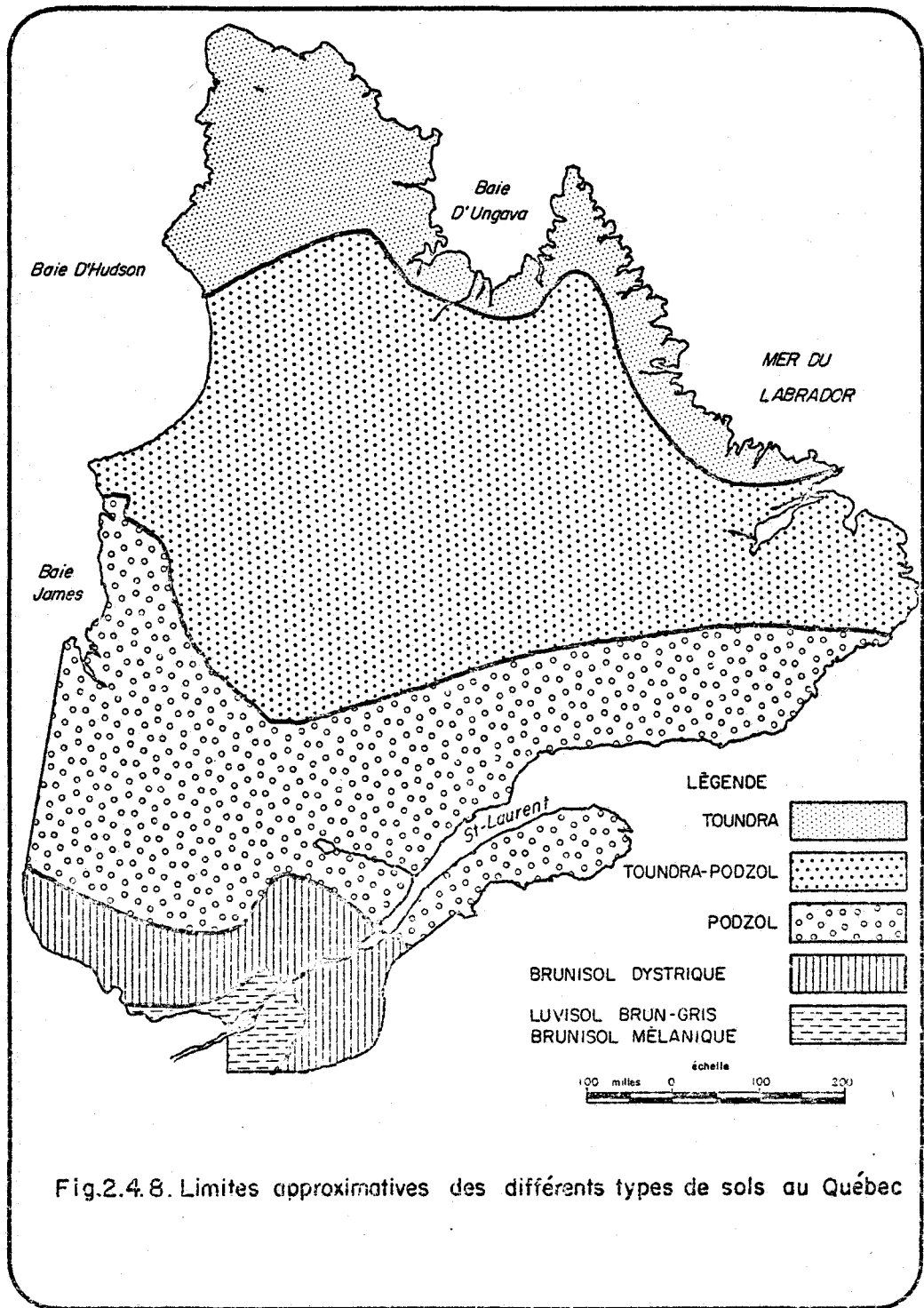


Fig.2.4.8. Limites approximatives des différents types de sols au Québec

vaises conditions de drainage ont favorisé le développement d'une couche tourbeuse à la surface du sol. Au niveau alpin des Shick-shocks et de quelques montagnes du Parc des Laurentides, on trouve quelques fois des sols qui comportent des caractéristiques similaires à celles de la toundra.

2) Zone de transition toundra-podzol

Cette zone se situe au sud de 57⁰ latitude Nord et est délimitée au sud par une ligne reliant Fort George sur la baie James (latitude 54⁰N.) à la rivière Eskimo (latitude 52⁰N.) près du détroit de Belle-Isle. Elle s'étend sur un territoire granitique, dénudé, occupé actuellement par une végétation naine. On y rencontre, en mosaïque, les sols de toundra, les "podzols rankers" de même que des lithosols développés sur le substrat précambrien. On retrouve aussi cette zone à l'étage subalpin caractérisé par des sols humiques silicatés.

3) Zone des podzols

Elle représente la zone pédologique la plus étendue au Québec. Elle couvre la majeure partie de la plate-forme laurentienne ainsi que les régions les plus élevées des Appalaches. C'est dans les régions les plus humides de la province que le processus de podzolisation est le plus intense; en effet, la forte pluviosité accentue l'appauvrissement des couches superficielles du sol par percolation. A de basses températures et dans un milieu acide, l'humus s'accumule en une couche épaisse et acide appelée "mor". L'intensité du processus de podzolisation reste toutefois variable puisqu'on rencontre des podzols humo-ferreux à alios, indiquant un stade très avancé de podzolisation, et puisqu'on peut déceler sur une roche mère calcaire et dans des conditions topographiques particulières des sols qui ont échappé complètement à ce phénomène (sols azonaux). La végétation climatique des sols de cette zone correspond à la forêt coniférienne où dominent l'épinette noire, l'épinette blanche et le sapin. A l'intérieur de cette zone, on doit distinguer l'enclave de la région du lac Saint-Jean, caractérisée par

des matériaux limono-argileux et argileux déposés par l'ancienne mer "Laflamme" et sur lesquels se sont développés des gleysols (sols azonaux).

4) Zone des brunisols dystriques - podzols humo-ferriques

La limite sud de cette zone longe les rebords méridionaux des Laurentides et se dirige vers le lac Champlain après avoir longé les contreforts des Appalaches. Comme sa végétation, cette zone est une zone de transition entre les podzols et les brunisols mélaniques; ceux-ci occupant surtout les flacs de vallées et ceux-là occupent une forte proportion de la plate-forme appalachienne.

5) Zone des brunisols mélaniques - luvisols brun-gris

Cette zone correspond à la forêt feuillue et englobe toute la plaine de Montréal.

Les luvisols brun-gris sont clairsemés dans la plaine de Montréal. Ils se confinent aux côteaux graveleux calcaires (ex.: Sainte-Philomène de Châteauguay) ainsi qu'aux pentes de sols limono-argileux des croupes morainiques calcaires.

Sur le sommet et les pentes de ces croupes morainiques, là où domine l'association végétale érable à sucre-hêtre, on rencontre des brunisols mélaniques. On peut les considérer comme des sols résistant aux phénomènes de la podzolisation à cause de leur forte réserve en carbonates de calcium et de magnésium.

On rencontre parfois des brunisols dystriques typiques mais ceux-ci sont confinés aux mamelons graveleux à réaction acide qui émergent de la plaine çà et là et aux terrasses graveleuses adossées aux flancs des prédominances montérégiennes.

Une grande partie des sols de cette zone appartient aux sols intrazonaux. Ces derniers couvrent une grande proportion des prin-

cipales étendues en cultures du Québec. Ils occupent la majeure partie du territoire inondé par les eaux de la mer Champlain ainsi que les étendues planes ou déprimées de la plate-forme appalachienne. Les terres basses et argileuses sont occupées par des gleysols caractérisés par un horizon humifère bien minéralisé. Une fois drainés, ces gleysols deviennent très productifs.

Par contre, en milieu rural drainé, ce sont surtout des sols hydromorphes organiques qu'on rencontre. Ils sont de deux types: les sols organiques et les gleysols humiques.

Enfin, parmi les sols azonaux, on observe des lithosols dans les Appalaches et les Laurentides tandis que les sols alluvionnaires (régosols) se trouvent aux abords immédiats des cours d'eau et s'avèrent très fertiles.

Pour résumer, les tableaux 2.4.2 et 2.4.3 présentent les grandes zones pédologiques du Québec.

E) Végétation et faune

Nous avons déjà mentionné que la répartition de la végétation est le résultat de l'interaction de différents facteurs naturels tels que le relief, la roche-mère, les dépôts de surface, les sols et surtout le climat. Ajoutons que la végétation dépend également de l'intervention d'agents extérieurs tels les coupes, les feux et surtout les défrichements effectués par l'homme pour l'agriculture ou pour l'urbanisation.

Nous nous proposons ici d'étudier la répartition des grands types de végétation au Québec, plus particulièrement celle de la végétation forestière. Nous considérerons également, mais de façon plus brève, la faune dont la répartition est fortement conditionnée par la forêt qui lui fournit abri et nourriture.

TABLEAU 2.4.2: Caractéristiques des sols zonaux du Québec

Types de sol	Climat	Végétation	Sol	Fertilité et productivité	Vocation
Toundras	Très froid, Sec (Ungava) Humide (Labrador) Temp. moy. an.: 26 ⁰ -32 ⁰ F. Préci. moy. an.: 10-30 po. Jours sans gel: peu ou pas Temp. moy. juillet: 42 ⁰ -51 ⁰ F.	Mousses Lichens Arbustes nains	Sol très mince Surface tourbeuse Sous-sol constamment gelé	Aucune	Pêche et chasse Industrie minière
Toundras-podzols	Temp. moy. juillet: 50 ⁰ -65 ⁰ F. Préci. moy. an.: 20-30 po. Saison de végétation: 60 jrs env. Possibilité de gel en tout temps	Forêts subarctiques Mousses et lichens Épinette et sapin: nains mais plus gros dans les vallées	Sol très mince Lithosols, substrat précambrien	Faibles	Pêche et chasse Industrie minière
Podzols humo-ferriques	Froid et humide Temp. moy. été: 50 ⁰ -58 ⁰ F. Préci. moy. an.: 28-56 po. Jours sans gel: 60-120 Évaporation: faible	Forêt boréale coniférienne: épinette noire, épinette blanche et sapin	Couches épaisses de matières organiques et d'humus brut (mor) Horizon d'accumulation parfois cimenté en alios ferrugineux Structure et sol peu développés	Faible fertilité Productivité moyenne avec application de chaux, fumier et engrais	Agriculture familiale marginale; industrie laitière Surtout: exploitation forestière Pêche Industrie minière
Brunisols dystriques	Temp. moy. an.: 36 ⁰ -40 ⁰ F. Temp. moy. été: 60 ⁰ -63 ⁰ F. Préci. an.: 30-49 po. Évaporation: faible Jours sans gel: 100-125	Mixte: érable à sucre, hêtre, merisier, pruche, pin blanc, épinette blanche et rouge au sud: tilleul, frêne blanc, orme d'Amérique	Couches minces de matières organiques peu décomposées	Fertilité faible à moyenne Productivité moyenne à bonne avec amendements calcaires et fumiers	Culture mixte et plus diversifiée que zone précédente Pâturages, Cultures fruitières, Forêts, Mines Expansion de petites industries
Luisols brun-gris	Temp. moy. an.: 40 ⁰ -43 ⁰ F. Temp. moy. été: 63 ⁰ -66 ⁰ F. Temp. moy. juillet: 68 ⁰ -70 ⁰ F. Précipitation: 35-40 po. Évaporation: relativement forte Jours sans gel: 125-150	Feuillus: érable à sucre, hêtre, érable rouge, orme, tilleul, frêne blanc, chêne blanc, noyer cendré	Absence relative de matières organiques non décomposées Présence d'une couche d'humus minéralisé (mull) Sol plus épais que les types précédents	Bonne fertilité Productivité très bonne en maints cas avec des fumures	Culture mixte et spécialisée. Les terres noires de cette zone offrent de grandes possibilités. Industrie sous toutes ses formes est très active
Brunisols mélaniques	Idem	Idem	Horizon d'humus minéralisé (mull) relativement épais, noir	Fertilité bonne à très bonne Demande moins de chaux et de fumure que le précédent	Cultures mixtes et spécialisées, diverses: betteraves à sucre, houblon, cultures maraîchères, etc.

TABLEAU 2.4.3: Principaux types de sol du Québec méridional¹.

Région	Types de sol	Texture	Relief	Drainage	Substrat	Remarques
1- Plaine de Montréal	Gleysols humiques	argileuse	uni ondulé à valonné	mauvais		fertilité élevée
	Podzols humo-ferri- ques	sableuse	uni			faible fertilité
	Sols organiques alluvionnaires		uni			cultures maraîchères
2- Région de Québec- Lac St-Pierre	Podzols humo-ferri- ques	sableuse			roc ou till remanié	problèmes de drainage
	Gleysols humiques	argileuse				
3- Estuaire du St- Laurent (mince bande de terre parallèle au fleuve)	Podzols humo-ferri- ques	sableuse ou graveleuse	terrasses	bon		
	Gleysols tourbeux et acides		plaines (riv. Ouelle et Trois- Pistoles)			
4- Laurentides et Bouclier Canadien	Podzols humo-ferri- ques	sableuse		bon		
	Brunisols dystri- ques				calcaire Grenville	Végétation: feuillus
5- Appalaches (partie méridionale) (partie septentrionale)	Brunisols dystriques					
	Podzols humo-ferri- ques			bon		

¹ Source: Roger W. Baril, In: Annuaire du Québec 1972
"Les régions pédologiques du Québec"

Dansereau (1959) reconnaît au Québec cinq zones bioclimatiques: la toundra, la taïga, la forêt boréale canadienne, les bois-francs et l'érablière laurentienne (voir figure 2.4.9). Cette répartition est avant tout fonction du climat. Les zones correspondent à des bandes latitudinales réparties du nord au sud. On retrouve à l'intérieur de ces grandes zones des écosystèmes abritant une ou plusieurs associations végétales et dépendant de la topographie et des sols.








A la tonalité latitudinale de la végétation, s'ajoute également la zonalité altitudinale. Tout comme pour les sols, une augmentation en altitude peut correspondre à une augmentation en latitude.

1) Toundra arctique et alpine

La toundra arctique se caractérise par une absence quasi-complète d'arbres, les éléments ligneux étant limités aux broussailles ou arbustes. La présence du pergélisol donne naissance à de nombreux marécages lors du dégel de la couche superficielle en été. Les mousses y croissent abondamment. Les lichens (*Cladonia*) se rencontrent dans les endroits secs et même sur les formations rocheuses telles que les crans de gneiss. Les dépressions contiennent des tourbières herbeuses où poussent des linaigrettes en été. Dans les endroits bien drainés et à l'abri du vent, on trouve une végétation composée d'herbes et d'arbustes ne dépassant pas deux pieds de hauteur que l'on désigne sous le nom de prairie arctique.

La principale espèce animale de cette région est le caribou qui y séjourne lors de ses migrations d'été. Il se nourrit principalement de *Cladonia* appelé d'ailleurs communément "mousse de caribou". On y rencontre des lemmings et autres petits rongeurs qui se nourrissent d'écorce de bouleau arctique (*Betula grandulosa*) ainsi que quelques animaux sédentaires tels que le renard, la logopède et l'hermine. La toundra est le lieu de reproduction de nombreux oiseaux qui se nourrissent de baies, bourgeons, racines, insectes, etc.



-  Érablière
-  Bois-francs
-  Forêt Canadienne
-  Taïga
-  Taïga-toundra
-  Toundra
-  Pelouse arctique-alpine

0 200 Miles
0 320 Kilomètres

Fig. 2.4.9. Zones de végétation du Québec (D'après Rousseau, 1952; Rowe, 1959; Dansereau, 1959).

La végétation alpine des Monts Shickshocks en Gaspésie ressemble à celle qui prévaut au nord du 60^e parallèle. Ainsi, le Mont Albert est un plateau de serpentine où se sont formées des tourbières dans les cuvettes. On y trouve quelques arbustes rampants (saules et bouleaux nains) mais la végétation la plus luxuriante est représentée par une pelouse de laïches très verdoyante.

2) Taïga subarctique

La taïga subarctique est une bande latitudinale s'étendant du 55^o au 50^o de latitude Nord. Elle consiste en une forêt clairsemée dont les arbres dispersés poussent sur un sol couvert de lichens. Ces arbres ne constituent pas une forêt mais plutôt un "parc" de conifères: épinette noire (*Picea mariana*) surtout mais aussi épinette blanche (*Picea glauca*) et sapin (*Abies balsamea*). Ces arbres sont de courte taille et croissent sur un tapis de *Cladonia* dans les habitats secs et sur un tapis de *Sphagnum* dans les lieux humides. En plus des conifères, on trouve des arbustes tels que le bouleau arctique (*Betula glandulosa*) et les aulnes (*Alnus crispa* et *Rubus chamaemorus*). En ce qui concerne la faune, la taïga est le domaine du caribou.

N.B.: Toundra-taïga

Au nord de la taïga, approximativement entre le 58^o et le 55^o de latitude Nord, se trouve une sous-zone où la toundra alterne avec la taïga. Cette sous-zone est désignée sous le nom de zone hémiarctique. La toundra recouvre les sommets ou les hautes terres alors que la taïga recouvre les vallées ou les berges des rivières.

Les mêmes types de végétation que la taïga se retrouvent à l'étage subalpin dans la péninsule de la Gaspésie et sur les hauteurs du Parc Provincial dans les Laurentides.

Notons qu'il existe une enclave à l'intérieur de la taïga. La région est de la baie James constitue, en effet, un îlot de climat tempéré dans l'immense taïga québécoise mais c'est beaucoup

plus son sol argileux que son climat qui permet une croissance forestière de valeur marchande (Rowe, 1959).

3) Forêt boréale canadienne

Cette forêt s'étend au sud du 50^o de latitude Nord. Elle est bornée au nord par la taïga subarctique et au sud par la forêt mixte. Elle recouvre une grande partie du plateau laurentien et quelques secteurs des Appalaches. Elle est caractérisée par sa densité, la pureté de ses associations et sa couverture continue sur le sommet des collines précambriennes. Cette forêt est largement exploitée et constitue le peuplement végétal le plus important pour la vie économique du Canada. L'espèce la plus importante est l'épinette noire (*Picea mariana*) mais l'épinette blanche (*Picea glauca*), le sapin baumier (*Abies balsama*), le mélèze (*Larix laricina*) et le pin gris (*Pinus banksiana*) sont également relativement abondants. On y trouve aussi des cèdres (*Thuja occidentales*), des pruches (*Tsuga canadensis*) ainsi que quelques feuillus: bouleau blanc (*Betula papyrifera*), sorbier (*Sorbus americana*), bouleau merisier (*Betula lutea*), tremble (*Populus tremuloides*). Les feuillus sont toutefois plus fréquents dans la partie sud que dans la partie nord. Grandtner (1966) divise cette forêt en deux domaines: la pessière (épinettes), correspondant à la partie septentrionale, et la sapinière, correspondant à la partie méridionale de la zone. Notons que la sapinière se retrouve, en outre, dans certaines parcelles des Appalaches, notamment dans le haut des comtés de Montmagny, l'Islet et Bellechasse.

De façon générale, l'association épinette-sapin-bouleau se rencontre surtout sur les sols bien drainés et occupe les pentes douces du bouclier canadien. Dans les endroits où l'élévation est supérieure à 600 m et sur les stations mal drainées, on rencontrera les pessières à sphaignes. Les plantes herbacées de la forêt coniférienne sont les pyroles, les orchidées, les gaulthéries, les violettes, etc... La flore est conditionnée par

la nature acide des roches affleurantes qui exclut de nombreuses espèces calcicoles.

Les abords des rivières sont communément occupés par des peupliers (*Populus tremuloides*, *Populus balsamifera*) ainsi que par des petits saules, des fougères et plusieurs formations herbacées.

C'est dans les divers écosystèmes de la forêt boréale que vivent les animaux à fourrure tels que vison, castor, lynx, loutre, loup et hermine. La forêt boréale est le domaine par excellence de l'orignal. L'association bouleau blanc et sapin lui fournit de la nourriture en quantité, particulièrement les bourgeons de viornes (*Viburnum lantanoides*) et du bois barré (*Acer pensylvanicum*) qui lui permettront de subsister pendant l'hiver.

Signalons enfin la présence d'une enclave à l'intérieur de la forêt boréale: la région du lac Saint-Jean est située dans des terres basses recouvertes en grande partie de couches d'argiles et de sables marins d'une épaisseur considérable déposés par l'ancienne mer Laflamme. Cette région possède un climat plus doux que celui de la région environnante à cause de la présence des eaux du lac qui ont un effet adoucissant sur le climat. A cause de ces différents facteurs, la végétation de cette région est différente de celle de la forêt boréale environnante. Il s'agit d'une forêt mixte entourée de tout côté par la forêt coniférienne. Les principales associations forestières sont le pin blanc, le bouleau jaune, le bouleau blanc, l'érable rouge et le frêne noir. Une bonne partie de cette région a été déboisée pour l'exploitation agricole parce que la topographie et le sol s'y prêtent.

4) La forêt tempérée ou mixte

La zone située au sud de la forêt coniférienne fait partie de la région forestière "Grands-Lacs Saint-Laurent" (Rowe, 1953).

Cette forêt peut être subdivisée en deux sous-zones: la forêt des bois francs et la forêt laurentienne.

a) La forêt des bois-francs

Dansereau (1959) désigne sous le nom "forêt des bois-francs" la forêt occupant les zones ou les sites les plus froids de la forêt tempérée. Grandtner (1966) la désigne sous le nom d'érablière à bouleau jaune. Cette forêt occupe les contreforts des Laurentides et les Appalaches. On la rencontre également dans l'enclave du lac Saint-Jean où elle atteint 49⁰ de latitude vers le nord et 65⁰ de longitude vers l'est. Cette forêt constitue une unité de transition entre la forêt coniférienne et l'érablière laurentienne (voir plus loin).

Les principales espèces forestières qui la caractérisent sont l'érable à sucre (*Acer saccharum*) et le hêtre (*Fagus grandifolia*) et, ensuite le bouleau jaune (*Betula lutea*), le bouleau blanc (*Betula papyrifera*) et le sapin (*Abies balsamea*). On trouve, en sous-bois, l'érable de Pennsylvanie (*Acer pensylvanicum*), l'érable à épi (*Acer spicatum*), le coudrier (*Crylus cornuta*).

Ce type de forêt est lié aux sols podzoliques à moder. Ces sols sont plus acides que ceux de la forêt laurentienne et se sont développés sur des dépôts glaciaires (till) et fluvio-glaciaires. On la retrouve aussi sur les sols brunisoliques (sols bruns podzoliques).

A l'intérieur de cette sous-zone des bois francs, on rencontre des sous-associations forestières reliées à des conditions topographiques, géomorphologiques et pédologiques particulières. Ainsi, les dépressions formées de sols organiques sont occupées par une sapinière à thuya ou par une pessière noire à mélèze. Les hauts versants sont générale-

ment occupés par l'érablière à hêtre (vivant sur des podzols humo-ferriques), les bas versants par la sapinière à bouleau jaune (se développant sur des dépôts morainiques) et les moyens versants par l'érablière à bouleau jaune. Les plaines de délavage, les kames et les eskers sont colonisés par la pinède blanche à pin rouge et la sapinière à épinette rouge. Le long des berges des rivières, nous retrouvons des peuplements composés de peupliers à feuilles deltoïdes et d'érables rouge; de plus, des aulnaies sont disséminées ici et là le long des ruisseaux.

b) L'érablière laurentienne

L'érablière laurentienne est confinée aux basses-terres du Saint-Laurent. Elle occupe entièrement la plaine de Montréal et se prolonge vers l'est en une mince bande parallèle au fleuve jusqu'aux environs de la ville de Québec. Toutefois, la majeure partie de cette couverture forestière naturelle a été déboisée pour les besoins de l'agriculture. Ce qui reste du couvert forestier original est plus continu dans les croupes de piémont, les rebords de plateaux et apparaît en lambeaux dans la plaine sur les dépôts de till glaciaire, les terrains mal drainés et les traînées de sable.

Cette forêt se compose exclusivement d'arbres à feuilles caduques: érable à sucre (*Acer saccharum*) et hêtre (*Fagus grandifolia*) et, ensuite, tilleur (*Tilia americana*) et frêne (*Fraxinus americana*). La forêt laurentienne repose sur des sols brunisols mélaniques à mull faiblement acides et, dans certains cas, sur des brunisols dystriques à moder un peu plus acides. Elle comporte quelques sous-associations dont les principales sont:

- l'érablière à caryers que l'on retrouve dans les sites les plus chauds de la plaine argileuse de Montréal; elle ne dépasse pas ou peu vers l'est, la rivière Richelieu et

le lac Saint-Pierre et, vers l'ouest, la ville d'Ottawa; cette association se compose de caryers (*Carya cordiformis*), de chênes rouges à gros fruits (*Quercus macrocarpa*) et d'érables noirs (*Acer nigrum*);

- l'érablière à orme (*Ulmus damericanus*) sur des tills imparfaitement drainés;
- l'érablière à tilleul sur des tills bien drainés;
- l'érablière à hêtre, celle à bouleau jaune et celle à tilleul, qui occupent des tills glaciaires respectivement sur le sommet des croupes, les pentes et le bas des pentes;
- la cédrière (*Thuja occidentalis*) qui colonise les affleurements de calcaire et les dépressions où le calcaire est sous-jacent;
- les sapinières et les cédrières dans le fond des ondulations;
- l'érablière argentée à érable rouge située sur les alluvions récentes ou sur les sols généralement inondés lors des grandes crues du printemps;
- la saulaie noire qui se rencontre en bordure des cours d'eau où le niveau d'eau reste haut toute l'année;
- la pessière noire à mélèze composée d'épinette noire et de mélèze dans les tourbières à sphaignes;
- les peupliers sur des étendues sableuses en bordure des cours d'eau;
- l'érablière à chêne rouge et/ou même la chénaie boréale au sommet des collines dans les endroits secs;
- l'orme qui persiste souvent dans les champs cultivés.

La forêt mixte comporte en outre une gamme très riche d'espèces dans la strate arbustive et herbacée. Au printemps, avant la feuillaison, le parterre des forêts est recouvert d'une abondance de plantes surtout bulbeuses ou rhizomateuses: érythron, claytonie, trille, dycentre, ail des bois, etc. Avec la feuillaison progressive, le tapis herbacé est privé de lumière et ces plantes disparaissent et sont remplacées par d'autres plus éparses: eupatoire, cinna, aster et verge d'or (Dansereau, 1972).

Les rivages et la plaine de débordement renferment plusieurs associations herbacées. De fait, en bordure des rivières, le foin bleu et l'herbe à liens bordent les haies de cornouillers et d'aulnes tandis que les prairies sont submergées de rouches. Dans les forêts où l'orme est associé à l'érable rouge, à l'érable argenté et au frêne noir, la strate inférieure est composée de bleuets géants, de nerpruns, de houx, de populages, de fougères, de choux puants, d'eupatoires, d'orties du Canada, etc... Les étendues sableuses, en bordure des cours d'eau, sont occupées par des peupliers auxquels s'agrippent l'herbe à puce et la vigne; des élymes et sanicules y croissent aussi.

Enfin, la flore arbustive ou herbacée des endroits marécageux comprend des eupatoires, des iris versicolor, plusieurs espèces de saule et une multitude de carex (Danse-reau, 1972).

La forêt tempérée mixte (érablière laurentienne et bois-francs) est l'habitat du chevreuil. Celui-ci se rencontre principalement sur le rebord du bouclier canadien à la limite de la forêt boréale ainsi que dans certains secteurs du plateau appalachien. Sa distribution est conditionnée par l'épaisseur de la neige au sol qui s'avère parfois une limite dans ses déplacements en hiver.

Outre le chevreuil, on retrouve dans ces forêts plusieurs mammifères: (lièvre, raton-laveur, martre, castor, écureuil, tania, etc...) ainsi qu'une myriade d'oiseaux (fauvettes, grives, etc...).

La zone de l'érablière laurentienne constituant la zone la plus développée (agriculture, urbanisation) et la plus densément peuplée du Québec est évidemment la zone dont la faune a été le plus perturbée par l'action de

l'homme. Ainsi, le chevreuil est une espèce qui a été considérablement réduite.

2.4.2 Transposition sur le bassin hydrographique

Le réseau hydrographique du Québec peut se diviser en trois grands bassins ou régions hydrographiques:

1. Le bassin du Saint-Laurent (fleuve, estuaire et golfe) qui se subdivise en versant nord et versant sud;
2. Le bassin versant de la baie James - baie d'Hudson;
3. Le bassin versant de la baie d'Ungava.

Chacun de ces grands bassins comprend plusieurs rivières formant elles-mêmes d'autres bassins hydrographiques. Ces bassins sont évidemment compris dans des zones bioclimatiques différentes selon leur latitude, leur relief, leur climat, leurs sols, etc.

Les rivières du bassin versant de la baie James - baie d'Hudson ont des bassins caractérisés par une végétation de type toundra ou taïga sauf la partie sud-est du bassin de la baie James qui appartient à la forêt boréale coniférienne. Les bassins de la baie d'Ungava sont également inclus dans les deux zones de végétation toundra et taïga.

Si l'on considère le bassin du Saint-Laurent, on constate que le versant nord du fleuve a des caractéristiques biophysiques différentes de celles du versant sud.

Le versant nord est occupé, en majeure partie, par le bouclier canadien. Seule une mince bande de terre en bordure du fleuve appartient à la zone des basses-terres du Saint-Laurent. Sur le versant sud, les basses-terres s'étalent plus largement tandis que les Appalaches occupent la partie sud-est de ce versant.

Sur le versant nord, les pentes sont généralement plus fortes que sur le versant sud. Ainsi, les rivières prenant naissance ou s'écoulant totalement dans le bouclier canadien ont des pentes assez fortes. Sur le versant sud, les cours d'eau s'écoulant presque entièrement dans les Appalaches ont des pentes moyennes et ceux dont la majeure partie s'écoule dans les basses-terres présentent des pentes faibles.

Sur le plan climatique, on retrouve des différences assez marquées entre le versant nord et le versant sud; ces différences s'expliquent principalement par la différence de latitude et d'altitude entre les deux versants. La température moyenne annuelle du versant sud est supérieure à celle du versant nord et les périodes de jours sans gel et de végétation sont plus longues dans le premier que dans le second. Les effets de ces variations climatiques se manifestent au printemps par un décalage dans le temps du dégel des rivières le long du Saint-Laurent; le décalage moyen entre la crue de la rive nord et celle de la rive sud est estimé à 15 jours. La différence climatique se manifeste également par les possibilités agricoles offertes par les deux versants. Sur le versant sud, les bassins Yamaska et Richelieu se trouvent dans la région la plus chaude du Québec méridional, soit la plaine de Montréal; cette région possède la plus longue durée annuelle d'insolation (2000 à 2100 heures) et le plus grand nombre de degrés jours de croissance (3000 à 4000⁰). En plus de ce climat favorable, la fertilité des sols argileux des basses-terres contribue à donner au versant sud une vocation nettement agricole.

Le versant nord est défavorisé sur le plan thermique ainsi que sur le plan pédologique; les dépôts morainiques du bouclier, peu propices à l'agriculture, confèrent à ce versant une vocation forestière.

La majeure partie du territoire du versant nord est donc montagneuse et boisée. Le territoire est voué à la récréation, à la conservation et à l'exploitation forestière. La végétation forestière

qui caractérise la partie septentrionale des bassins du versant nord est la forêt boréale (sapin, épinette, mélèze). La forêt des bois-francs peuple la partie centrale des bassins du versant nord situés en amont de Québec alors que dans la partie inférieure de ces bassins, les basses-terres, situées en bordure du fleuve, ont été défrichées à des fins urbaines ou agricoles.

Sur le versant sud, le territoire boisé est relativement moins important puisque la plaine fertile du Saint-Laurent s'étalant plus largement dans les terres a été presque entièrement défrichée pour les besoins de l'agriculture. Les superficies boisées sont localisées sur les hautes terres du plateau appalachien ou encore sur les quelques étendues des basses terres non propices à l'agriculture. La végétation forestière naturelle de la partie sud-ouest du versant sud est l'érablière laurentienne qui se compose presque exclusivement de feuillus alors que celle de la partie orientale est constituée par les bois-francs.

Bassin de la rivière Yamaska

Afin de mieux illustrer la description des caractères biophysiques d'un bassin, prenons l'exemple du bassin de la Yamaska qui a été l'objet de plusieurs études.

Le bassin de la Yamaska a une superficie totale de 1896 milles carrés. Ce bassin est caractérisé par sa vocation agricole. Il existe, toutefois, à l'intérieur de ce bassin, deux zones distinctes ayant chacune des caractéristiques qui leur sont propres.

Au point de vue topographique, la majeure partie du territoire du bassin, soit sa partie nord-ouest, est comprise dans les basses-terres du Saint-Laurent alors que sa partie sud-est fait partie des Appalaches. Les basses-terres représentent 65% de la superficie du bassin. Le relief est plutôt uniforme et l'altitude varie de 15 à 120 m, exception faite des collines montérégienues. La partie du

bassin comprise dans le système appalachien a un relief plus accidenté et l'altitude peut y atteindre 760 m; 4% du bassin a une altitude supérieure à 300 m.

Au point de vue géologique, les basses terres sont constituées de schistes argileux et de calcaires datant de la période cambro-ordovicienne. Ces formations ont été fortement érodées à l'exception des intrusions de roches ignées plus résistantes qui forment les collines montérégiennes.

A l'époque quaternaire, la mer Champlain y a laissé des dépôts meubles constitués par de grandes étendues d'argile très fertiles ainsi que par quelques dépôts de sables que l'on rencontre de façon sporadique dans le bassin. Par ailleurs, certains dépôts morainiques laissés par le glacier n'ont pas été recouverts par les dépôts marins.

Les hautes-terres des Appalaches sont caractérisées par la présence de roches fortement plissées et faillées: grès, ardoise, dolomie et quelques types de roches volcaniques. La majeure partie des dépôts de surface sont des dépôts morainiques (till) d'origine glaciaire ou des dépôts fluvio-glaciaires (sables, cailloux, graviers plus moins stratifiés).

La différenciation entre les hautes et les basses-terres existe également au niveau climatique. Dans la zone des basses terres, la température moyenne annuelle se situe entre 40° et 43° alors que, dans les Appalaches, elle varie entre 37° et 41°. La période sans gel comprend 140 jours dans les basses-terres et 90 jours dans les hautes. Le nombre de degrés-jours de croissance équivaut à 3600 dans les basses-terres et à 3000 dans les hautes-terres. Les précipitations totales changent aussi avec le relief: 914 à 1117 mm pour les basses-terres et 1117 à 1524 mm pour les hautes-terres.

Au point de vue climatique, toute l'étendue du bassin possède une vocation agricole. En effet, le territoire jouit du climat le plus tempéré au Québec dû principalement à sa situation à l'extrême sud du Québec. On y relève un minimum de 130 jours sans gelée. Les températures sont nettement suffisantes pour permettre des cultures variées allant des céréales aux arbres fruitiers. Toutefois, les basses-terres sont dans des zones agro-climatiques plus favorable que les hautes-terres. De plus, ces dernières deviennent marginales pour l'agriculture si l'on considère leurs sols et leur topographie; l'agriculture y est difficilement rentable et il vaut mieux conserver à cette partie du bassin une vocation forestière.

Végétation du bassin

La totalité du territoire du bassin est située dans la région forestière de l'érablière laurentienne qui comprend des espèces telles que l'érable à sucre, le hêtre, l'ostryer, le frêne, le cerisier tardif, l'épinette, le pin blanc, le sapin, la pruche, le cèdre, le tilleul, l'orme, le chêne, etc. Trente-cinq pourcent (35%) de la superficie du bassin est encore sous couvert forestier. Le reste du territoire a été défriché. Toutefois, environ 15% des terres défrichées ont été abandonnées à cause de leur non rentabilité. Quelques-unes se sont régénérées mais la plupart sont restées improductives.

Les basses-terres, constituées en majeure partie de bons sols argileux, ont donc été déboisées à 90% pour les besoins de l'agriculture. Les quelques étendues boisées qui persistent se rencontrent sur les dépôts de till morainique et comprennent des espèces telles que l'érable, le bouleau et le hêtre. On en rencontre également sur les étendues de sables déposées par la mer Champlain et surmontant les dépôts argileux de la région; leur végétation comprend le bouleau, le cèdre, le pin blanc, le sapin, l'épinette noire, le mélèze, l'aulne, etc. Les parties déboisées de ces terres sableuses sont parfois utilisées pour la grande culture et le pacage.

La végétation arborescente naturelle de la plaine argileuse, aujourd'hui déboisée, était composée d'érable rouge, de chêne, de frêne et d'ormes. Certaines étendues argileuses étaient colonisées principalement par le pin rouge (ex.: argile Sainte-Rosalie, comté de Bagot). De nos jours, seuls quelques ormes ont résisté au défriement et peuvent être aperçus dans la plaine argileuse.

Les terres argileuses ont une très grande valeur agricole bien que leur topographie plane occasionne certains problèmes de drainage. La majeure partie d'entre elles convient très bien à la grande culture, à la betterave à sucre, aux légumineuses (trèfle et luzerne), au maïs fourrager, au lin et au mil.

Les terres argileuses situées sur les berges de la rivière Yamaska et de ses affluents sont toutefois sujettes aux méfaits de l'érosion. Ces berges sont déboisées et leurs pentes abruptes d'argile sont facilement érodables. Pour prévenir les dommages de l'érosion, on considère que les pentes en bordure des cours d'eau devraient être laissées en herbage ou reboisées par des espèces telles que l'aulne, le saule, le peuplier, le cèdre ou le mélèze.

Mentionnons aussi que les développements urbains et industriels du bassin se sont implantés la plupart du temps sur les bonnes terres agricoles des basses-terres. On remarque des concentrations de population le long des cours d'eau principaux; ceux-ci ont favorisé les développements urbains et industriels à cause des avantages liés aux ressources hydriques: source d'énergie, alimentation en eau et voie de communication.

Pour conclure, ajoutons que le bassin est constitué par des formations naturelles différentes se traduisant par des activités humaines différentes. La plaine est utilisée de façon intensive par l'homme (agriculture, habitat) tandis que la zone montagneuse est exploitée de façon extensive notamment à des fins récréatives.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ATLAS DU CANADA (1957)
Ministère des Mines et des Relevés Techniques, Ottawa, 3e édition.
- BENSON, M.A. (1959).
"Channel slope factor in flood frequency analysis". Proc. Am. Soc. Civ. Eng.,
Hydraulics Div., 85: 1.
- BENSON, M.A. (1962).
"Factors influencing the occurrence of floods in a humid region of diverse terrain".
U.S. Geol. Surv. Water Supply Paper 1580-B.
- BENSON, M.A. and N.C. MATALAS (1967).
"Synthetic hydrology based on regional statistical parameters". Water Res. Research,
3: 931.
- BOWDEN, K.L. and J.R. WALLIS (1965).
"Watershed shape as a hydrologic parameter". American Water Resources Association,
Proc., 1: 222.
- BROSCOE, A.J. (1959).
"Quantitative analysis of longitudinal stream profiles of small watersheds". Project
N.R389-042, Tech. Rept. 18, Columbia University, Dept. of Geology, New York.
- BRUSH, L.M. Jr. (1961).
"Drainage basins, channels, and flow characteristics of selected streams in central
Pennsylvania". U.S. Geol. Surv. Prof. Paper 282-F: 145.
- BUSBY, M.W. and M.A. BENSON. (1960).
"Grid method of determining mean flow distance in a drainage basin". International
Association of Scientific Hydrology, Bull., 20: 32.
- CARLSTON, C.W. (1963).
"Drainage density and streamflow". U.S. Geol. Surv. Prof. Paper 422-C.
- CARLSTON, C.W. (1966).
"The effect of climate on drainage density and streamflow". International Associa-
tion of Scientific Hydrology, Bull., 9: 62.
- CARTIER, L. et A. LECLERC. (1964).
"Rivière Eaton: Ministère des Richesses naturelles du Québec: caractéristiques
topographiques du bassin versant".
- CHORLEY, R.J. (1957).
"Climate and morphometry". J. Geol., 65: 628-638.
- CHORLEY, R.J., MALM, E.G. and M.A. POGORZELSKI (1957).
"A new standard for estimating drainage basin shape". Am. J. Sci., 255: 138.

- CLARK, C.O. (1945).
"Storage and the unit hydrograph". American Society of Civil Engineers, Proc., 69: 1419.
- COULSON, A. (1967).
"Flood frequencies of Nova Scotia streams". Water Res. Branch, Dept. of Energy, Mines and Resources, Ottawa, Tech. Bull. 4.
- COULSON, A. and P.N. GROSS (1967).
"Measurement of the physical characteristics of drainage basins". Inland Waters Branch, Dept. of Energy, Mines and Resources, Ottawa, Tech. Bull. 5.
- DANSEREAU, P. (1959).
"La végétation naturelle du Québec". In: Annuaire du Québec 1973, Bureau de la Statistique du Québec. Ministère de l'Industrie et du Commerce du Québec; p. 44.
- DANSEREAU, P. (1972).
"Biogéographie dynamique du Québec". In: Etudes sur la géographie du Canada - Québec, 22ième Congrès international de géographie, Presses de l'Université de Toronto; p. 74.
- DUBREUIL, P. (1966).
"Les caractères physiques et morphologiques des bassins versants. Leur détermination avec une précision acceptable". Cahiers de l'Office de Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer, Série Hydrologie, 5.
- ENGLAND, C.B. et C.A. ONSTAD (1968).
"Isolation and characterization of hydrologic response units within agricultural watersheds". Water Res. Research, 4: 73.
- FARVOLDEN, R.N. (1963).
"Geologic controls on groundwater storage and baseflow". J. Hydrol., 1: 219.
- GEIGER, R. (1957).
"The climate near the ground". Harvard Univ. Press, Cambridge, Mass: 494 p.
- GIUSTI, E.V. and W.J. SCHNEIDER (1965).
"The distribution of branches in river networks". U.S. Geol. Survey Prof. Paper 422-G.
- GOLDING, B.L. and D.E. LOW (1960).
"Physical characteristics of drainage basins". J. Hydraulics Div., American Society of Civil Engineers, 86: 7.
- GRANDTNER, M. (1966).
"La végétation forestière du Québec méridional". Les presses de l'Université Laval, Québec, 216 p.
- GRAY, D.M. (1961).
"Interrelationships of watershed characteristics". J. Geophys. Research, 66: 1215.
- GREGORY, K.J. (1966).
"Dry valleys and the composition of the drainage network". J. Hydrol., 4: 327.

- HACK, J.T. (1957).
"Studies of longitudinal stream profiles in Virginia and Maryland". U.S. Geol. Survey Prof. Paper 294-B.
- HORTON, R.E. (1932).
"Drainage-basin characteristics". Trans. Am. Geoph. Union, 1350.
- HORTON, R.E. (1945).
"Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology". Bull. Geol. Soc. Am., 56: 275.
- INVENTAIRE DES TERRES DU CANADA (1967).
"Productivité forestière des terres". Par R.J. McCormack, Ministère des Forêts du Canada, rapport no 4.
- JURDANT, M. (1964).
"Carte phytosociologique et forestière de la forêt expérimentale de Montmorency". Direction des Recherches forestières, Ministère des forêts - Canada.
- KINNISON, H.B. and B.R. COLBY (1945).
"Flood formulas based on drainage basin characteristics". American Society of Civil Engineers, Proc., 69: 849.
- LANGBEIN, W.B. and al. (1947).
"Topographic characteristics of drainage basins". U.S. Geol. Survey water supply paper 968-C: 125.
- LAURENSEN and al. (1963).
"Research data assembly for small watershed floods". Eng. Res. Center, Colorado State Univ., Fort Collins, Colorado.
- LEE, R. (1963).
"Evaluation of solar beam irradiation as a climatic parameter of mountain watersheds". Hydrology Paper No 2, Colorado State University.
- LEOPOLD, L.B. and J.P. MILLER (1956).
"Ephemeral streams: hydraulic factors and their relation to the drainage net". U.S. Geol. Surv. Prof. Paper 282-A.
- LEOPOLD, L.B. and W.B. LANGBEIN (1962).
"The concept of entropy in landscape evolution". U.S. Geol Surv. Prof. Paper 500-A.
- LINSLEY and al. (1949).
"Applied hydrology". McGraw-Hill, 689 p.
- LULL, H.W. and W.E. SOPPER (1966).
"Factors that influence streamflow in the northeast". Water Resources Research, 2: 371.
- MAXWELL, J.C. (1960).
"Quantitative geomorphology of the San Dimas experimental forest, California". Project Nr 389-042, Tech. Rept 19, Columbia University, Dept. of Geology, New York.
- MELTON, M.A. (1957).
"An analysis of the relations among elements of climate, surface properties, and geomorphology". Project NR-389-042. Tech. Rept. 11, Columbia University, Dept of Geology, New York.

MILLER, V.C. (1953).

"A quantitative geomorphic study of drainage basin characteristics in the Clinch Mountain area, Virginia and Tennessee". Project NR 389-042, Tech. Rept 3, Columbia University, Dept. of Geology, New York.

MILTON, L.E. (1967).

"An analysis of the laws of drainage net composition". Bull. Ass. Int. Hydrol. Scient., 12: 51.

MINISTERE DES RICHESSES NATURELLES DU QUEBEC (1970).

"Les zones agroclimatiques du Québec méridional". Service de météorologie, rapport M-55. (Bruno Massin).

MORISAWA, M.E. (1958).

"Measurement of drainage-basin outline form". J. Geol., 66: 587.

MORISAWA, M.E. (1959).

"Relation of quantitative geomorphology to stream flow in representative watersheds of the appalachian plateau province". Tech. Rept. 20, Dept. of Geology, Columbia University, New York.

MORISAWA, M.E. (1962).

"Quantitative geomorphology of some watersheds in the appalachian plateau". Geol. Soc. Am. Bull., 73: 1025.

OSPINA, C.S. and G. TAME (1950).

"Discussion of Lane and Lei (1950). Streamflow variability index". American Society of Civil Engineers, Trans., 115: 1108.

POTTER, W.D. (1953).

"Rainfall and topographic factors that affect runoff". Trans. Am. Geoph. Union, 34: 67.

ROCHE, M. (1963).

"Hydrologie de surface". Gauthier-Villars, Paris; p. 267.

ROUSSEAU, J. (1952).

"Les zones biologiques de la péninsule Québec-Labrador et l'hémisarctique". In: Can. Journ. Bot., 30.

ROWE, J.S. (1959).

"Forest regions of Canada". Department of Northern affairs and National Resources, Forestry Branch. Bulletin 123.

SCHEIDEGGER, A.E. (1966).

"Effect of map scale on stream orders". International Association of Scientific Hydrology Bull., 11: 56.

SCHNEIDER, W.J. (1961).

"A note on the accuracy of drainage densities computed from topographic maps". J. Geoph. Research, 66: 3617.

SCHUMM, S.A. (1956).

"Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy, N.J.". Geol. Soc. Am. Bull., 67: 597.

- SHREVE, R.L. (1966).
"Statistical law of stream numbers". J. Geol., 74: 17.
- SMART, J.S. and A.J. SURKAN (1967).
"The relation between mainstream length and area in drainage bassins". Water Res. Research, 3: 963.
- SNYDER, F.F. (1938).
"Synthetic Unit. Graphs". Trans. Am. Geoph. Union, 19: 447.
- SRIBNYI, M.E. (1961).
"Problems of river runoff control. Chap. III. Geomorphological characteristics of catchment basins. URSS, Academie des Sciences. Editor: Israel Program for scientific translations, 145 p.
- STRAHLER, A.N. (1952).
"Hypsometric analysis of erosional topography". Geol. Soc. Am. Bull., 63: 1117.
- STRAHLER, A.N. (1953).
"Revision of Horton's quantitative factors in erosional terrain". Trans. Am. Geoph. Union, 34: 345.
- STRAHLER, A.N. (1958).
"Dimensional analysis applied to fluvially eroded land forms". Geol. Soc. Am. Bull., 69: 279.
- STRAHLER, A.N. (1964).
"Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks". Handbook of applied hydrology, section 4-II: 4-39-4-76. Chow, V.T. editor.
- TAYLOR, A.B. and H.E. SCHWARZ (1952).
"Unit Hydrograph lag and peak flow related to basin characteristics". Trans. Am. Geoph. Union, 33.
- U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS (1959).
"Washington District unit hydrograph compliations", project CW 153.

CHAPITRE 3

EVOLUTION DE LA QUALITE DE L'EAU DANS LE CYCLE HYDROLOGIQUE

Henri Grisel

Marius Lachance

Michel Meybeck

Jean-Louis Sasseville

Henri St-Martin

INTRODUCTION

Le but de ce chapitre est d'exposer les connaissances actuelles concernant la qualité physico-chimique de l'eau dans les différentes phases du cycle hydrologique en relation avec le milieu naturel et d'expliquer les processus par lesquels l'eau acquiert ses caractères physico-chimiques observés. Ces connaissances s'avèrent essentielles pour quiconque désire prédire les variations spatio-temporelles de ces caractères dans le système hydrologique naturel ou modifié par les activités humaines.

L'étude simultanée du cycle hydrologique et des caractères physico-chimique de l'eau permet d'établir les bilans des apports aux océans dans le cycle des éléments chimiques; toutefois, pour des fins pratiques, les bilans hydriques et physico-chimiques ne seront établis qu'à l'échelle du bassin versant. Les processus de l'érosion jouent un rôle primordial dans la caractérisation de la qualité naturelle de l'eau, cette dernière étant le principal agent d'altération des matériaux et de loin le facteur de transport le plus important des produits de l'érosion.

Avant d'étudier les caractéristiques essentielles de la qualité des eaux atmosphériques, des eaux souterraines et des eaux de surface, nous ferons un bref rappel de notions concernant les éléments du cycle de l'eau, les zones de stockage du bassin versant et le bilan hydrique. De plus, nous rappellerons les principes essentiels de la chimie des solutions aqueuses pour comprendre les processus d'érosion chimique des matériaux et l'équilibre entre l'eau et son environnement. Dans l'optique d'une méthode d'acquisition des données de la qualité des eaux en vue de la connaissance, de la caractérisation et du contrôle de la ressource ainsi que de l'utilisation du territoire, nous insisterons particulièrement sur les différents facteurs responsables de la variabilité spatio-temporelle des caractères physico-chimique de l'eau.

3.1 ZONES DE STOCKAGE

Avant de procéder à l'étude de l'évolution de la qualité de l'eau dans le cycle hydrologique, il est essentiel de considérer, du moins schématiquement, le système pluie-écoulement d'un bassin versant.

Le seul dispositif capable à ce jour de reproduire exactement l'écoulement causé par une pluie est le bassin versant lui-même. Dans les différentes études hydrologiques, on tente généralement de simuler l'effet du bassin versant en le décomposant en différentes zones de stockages. On reconnaît généralement quatre zones principales:

- stockage dans le réseau hydrographique (lacs et cours d'eau);
- stockage de surface;
- stockage dans la zone d'évapotranspiration du sol;
- stockage dans les nappes d'eaux souterraines.

La décomposition théorique du bassin versant en différentes zones de stockages met en relief son influence sur la répartition de l'écoulement dans le temps et dans l'espace. Chaque zone se caractérise par une capacité de stockage spécifique ainsi que par une alimentation (recharge) et par une vidange contrôlées par les facteurs du climat et de la végétation ainsi que par les caractères physiques des sols.

Il est difficile d'explicitier les lois régissant l'alimentation et la vidange de ces zones ainsi que l'interrelation existant entre elles en raison de la grande complexité et de l'hétérogénéité des caractéristiques physiques de ces différentes zones. Les principaux processus physiques en cause sont: l'interception, l'évapotranspiration, l'infiltration, le drainage des nappes et le ruissellement. Bien que ces phénomènes puissent être mesurés pour une parcelle de terrain, leur variabilité d'un point à l'autre du bassin nécessite l'usage de méthodes semi-empiriques pour déterminer d'une façon quantitative leurs caractéristiques essentielles moyennes à l'échelle du bassin versant.

La Figure 3.1.1 indique les différents éléments du cycle de l'eau ainsi que les zones de stockage et d'écoulement du bassin versant. Il apparaît sur ce schéma que l'alimentation des cours d'eau s'effectue par quatre voies différentes: les pluies sur les surfaces d'eau libre, le ruissellement de surface, l'écoulement hypodermique et l'écoulement souterrain.

En régime dit non influencé, les cours d'eau sont uniquement alimentés par les réserves d'eau souterraines; la décroissance des débits à l'exutoire est donc fonction du tarissement des nappes. En régime dit influencé, la proportion des apports des différents types d'écoulement varie considérablement dans le temps et l'espace.

Dans un système aussi complexe, on imagine aisément que la qualité physico-chimique de l'eau de pluie sera modifiée de multiples manières en fonction des différents trajets parcourus avant d'atteindre le cours d'eau.

3.1.1 Stockage de surface

Ce type de stockage comprend l'interception par le couvert végétal et l'eau captée dans les dépressions du terrain. La portion de la précipitation qui alimente ce type de réserve ne participe ni à l'infiltration ni au ruissellement; c'est donc une perte quasi-totale à l'écoulement. En effet, l'eau retenue par la végétation et dans les dépressions du sol sera éventuellement évaporée alors qu'une infime partie de l'eau retenue dans les dépressions s'infiltrera dans le sol.

Les principaux facteurs influençant la capacité d'interception du couvert végétal sont le type, la densité, l'âge de ce dernier ainsi que les conditions climatiques et physiographiques ambiantes.

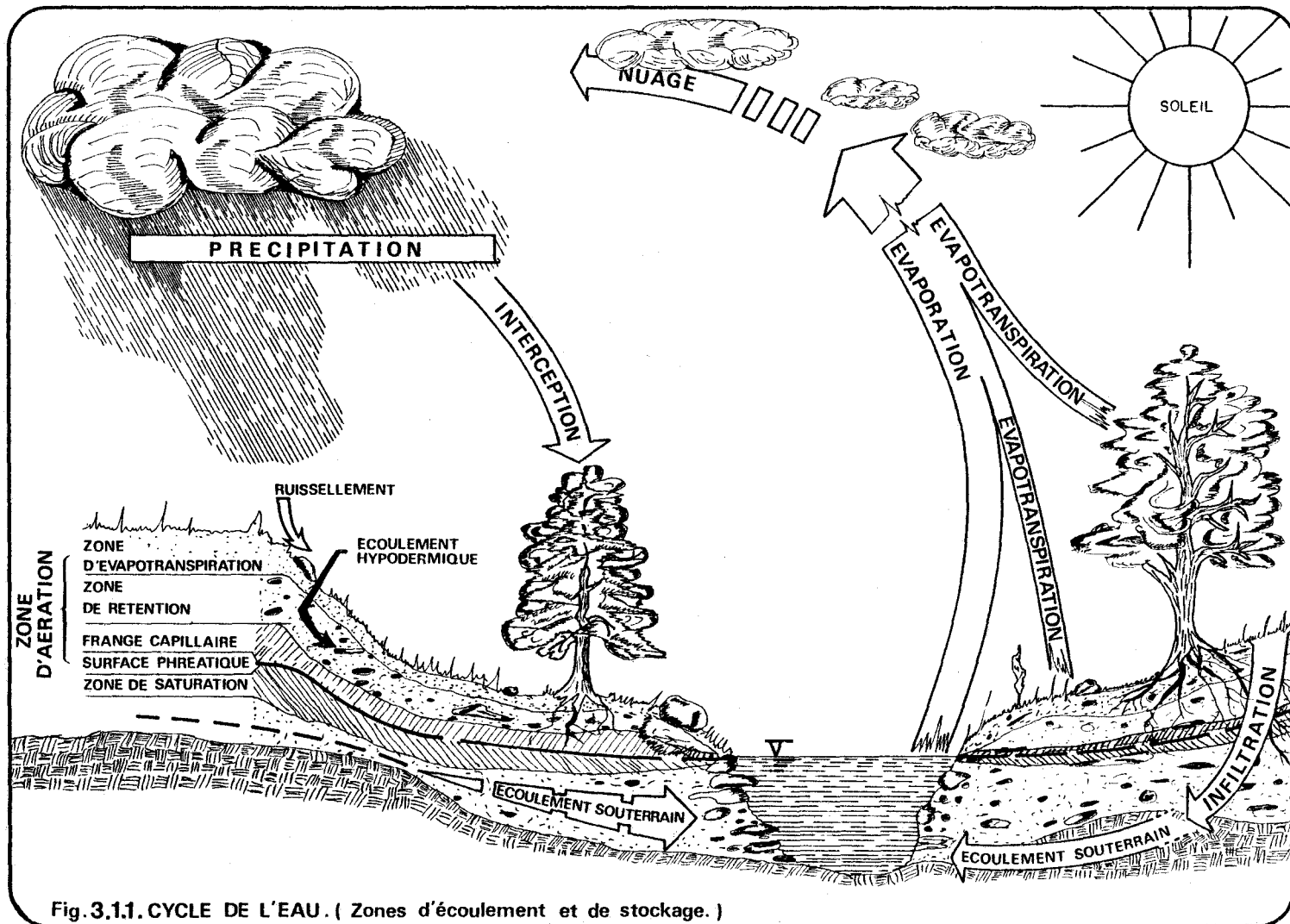


Fig. 3.1.1. CYCLE DE L'EAU. (Zones d'écoulement et de stockage.)

Plusieurs résultats expérimentaux sur l'interception ont été accumulés par de nombreux chercheurs. Il est cependant difficile d'appliquer ces résultats à l'ensemble d'un bassin en raison de la grande variété des techniques utilisées. L'interception par le couvert végétal est expérimentalement déterminée en mesurant la précipitation totale en l'absence de végétation et en soustrayant l'écoulement le long des troncs d'arbres et à travers les interstices du couvert végétal. Linsley, Kohler et Paulhus (1958) estiment la capacité d'interception d'une forêt bien développée à 0.03 - 0.06 pouces. Helvey et Patric (1965) estiment que les pertes annuelles dues à l'interception d'une forêt de bois dur de l'est des Etats-Unis équivalent approximativement à 13% de la précipitation totale annuelle. Ce chiffre n'inclut pas l'interception de la pluie par la litière du sous-bois. Ce dernier facteur est inadéquatement estimé de 2 à 5% de la pluie annuelle totale.

Plusieurs auteurs croient que les pertes infligées au ruissellement par l'interception ont peu d'importance, du moins sur une base saisonnière ou annuelle. Cette affirmation est basée sur l'hypothèse que l'évaporation de l'eau interceptée est compensée par une réduction de la décroissance de l'humidité du sol. Thorud (1967) a déterminé expérimentalement que l'application d'eau sur le feuillage des végétaux réduit le taux de transpiration des pins Ponderosa mais cette réduction ne représente qu'en moyenne 9% de la quantité d'eau appliquée. On arrive à des résultats semblables pour le chêne, le saule et le tremble chez lesquels la réduction de la transpiration varie de 12 à 26%. Les chiffres ci-hauts sont mentionnés pour donner une idée de l'importance de l'interception des végétaux dans la détermination du taux de rendement d'un bassin forestier.

Le volume d'eau stocké dans les dépressions du terrain représente une valeur qu'il est impossible de déterminer quantitativement. On croit généralement que ce volume peut être considérable et avoir une influence sur la répartition de l'écoulement. Le

stockage dans les dépressions est ordinairement inclus avec l'interception du couvert végétal et le tout est considéré comme des pertes initiales au ruissellement de surface.

Dans certains modèles hydrologiques, on tient compte indirectement du stockage de surface par l'emploi de la notion de "pluie nette", c'est-à-dire la pluie disponible pour alimenter l'infiltration et le ruissellement de surface. Une autre méthode consiste à combiner le stockage sur les surfaces avec l'écoulement dans les fissures et les chenaux du sol ainsi qu'avec l'infiltration dans les premiers pouces du sol pour former une seule zone supérieure de stockage ("upper zone storage").

Une fois la capacité de stockage de surface satisfaite, l'excédent de pluie pourra suivre différentes voies: ruisseller en surface pour alimenter le réseau hydrographique ou s'infiltrer dans le sol pour recharger la zone d'évapotranspiration et la zone des nappes souterraines. La capacité d'infiltration des sols sera le facteur primordial à considérer dans la détermination quantitative du volume d'eau ruisselé et infiltré. La quantité d'eau en stockage sur les surfaces sera ultimement évaporée.

3.1.2 Stockage dans la zone d'évapotranspiration du sol

A) Capacité maximum de stockage

La tranche supérieure limitée au sommet par la surface du sol minéral et à la base par la zone de racine principale est appelée zone d'évapotranspiration du sol ("soil water zone"). La quantité d'eau retenue dans cette zone par les forces de cohésion et d'adhésion varie sous l'influence de l'infiltration et de l'évapotranspiration. La limite supérieure de stockage permanent dans cette zone, sous des conditions de bon drainage, est appelée "capacité au champ". Ce degré d'humidité du sol est défini comme étant la quantité d'eau

retenue dans le sol après que l'excès d'eau gravitationnel se soit écoulé. Sous l'effet de la transpiration des plantes, le taux d'humidité du sol peut être abaissé jusqu'à une limite inférieure appelée "coefficient de flétrissement". Le volume d'eau disponible aux plantes et à l'évapotranspiration est donc la différence entre le taux d'humidité à la capacité au champ et le coefficient de flétrissement.

La limite supérieure de stockage de cette zone varie principalement avec la texture du sol, les sols très fins ayant une capacité de stockage beaucoup plus grande que les sols à texture grossière. D'autres facteurs, tels que le pourcentage de matières organiques, la nature du sol et les dimensions géométriques ont également une influence considérable sur la capacité de stockage du sol. L'épaisseur de cette zone dépend du climat, du type de couverture végétale et de la position de la nappe aquifère et du roc.

B) Recharge

La zone d'évapotranspiration est alimentée par la portion de la pluie qui s'y infiltre. Le taux de recharge de cette zone est donc contrôlé par le taux d'infiltration, c'est-à-dire la vitesse d'entrée de l'eau dans le sol. Il existe un taux maximum à laquelle l'eau pénètre dans le sol en un point dans des conditions d'humidité données; ce taux est appelé "capacité d'infiltration f_p ". La capacité d'infiltration varie au cours d'une averse, étant maximale au début d'une pluie et décroissante exponentiellement vers une valeur limite f_c lorsque le profil du sol devient saturé. Horton (1933) exprima la variation de f_p en fonction du temps écoulé depuis le début de l'averse, par la forme mathématique suivante:

$$f_p = f_c + (f_o - f_c)e^{-kt} \quad (3.1.1)$$

- où k = constante positive
 t = temps en heures
 f_0 = capacité d'infiltration au début de l'averse en pouces par heure.

L'intégration de cette formule donne le volume d'eau infiltrée durant le cours de l'averse en un point donné.

La courbe de la capacité d'infiltration varie suivant la texture et la structure du sol, son humidité avant l'averse, sa teneur en matières organiques, le couvert végétal et la saison. La capacité d'infiltration peut donc varier considérablement d'un endroit à l'autre et dans le temps selon la saison. L'équation de Horton est valide lorsque la pluie nette excède la capacité d'infiltration et lorsque le sol est initialement sec. Cette équation ne tient pas compte de la variation d'humidité du sol. Betson (1964) modifia l'équation de Horton en y incorporant une fonction de l'humidité du sol de façon à indiquer le point de départ de l'équation, soit la limite inférieure d'intégration:

$$L = f(sm) \int_{fc}^{fo} (fo - fc) e^{-kT} dT \quad (3.1.2)$$

- où $f(sm) = mS + gS^2$
 L = infiltration totale en pouces
 $f(sm)$ = fonction d'humidité du sol
 m et g = coefficients
 S = index d'humidité du sol variant de 0 à 1
 D = durée de l'averse

Cette équation fut encore modifiée pour tenir compte des pertes initiales dues à l'interception de la quantité totale de pluie et de la portion du bassin contribuant à l'écoulement de telle sorte que les formes plus raffinées de l'équation représente la capaci-

té d'infiltration moyenne de cette portion du bassin ou encore la capacité d'infiltration apparente du bassin.

D'autres méthodes pour déterminer l'infiltration de masse à l'échelle du bassin tiennent compte du fait que la capacité d'infiltration varie d'un point à l'autre du bassin. La courbe hypothétique de distribution des capacités est représentée par plusieurs valeurs moyennes ("multi-capacity accounting" de Kohler et Richards, 1962) ou encore par une relation linéaire entre la capacité d'infiltration et le pourcentage de superficie du bassin ayant une capacité d'infiltration spécifiée (Crawford et Linsley, 1962). Plusieurs autres méthodes sont également utilisées pour déterminer l'infiltration de masse d'un bassin en utilisant les courbes cumulées de pluie nette et de ruissellement de surface.

Une partie seulement de l'infiltration totale est utilisée pour combler le déficit d'humidité du sol. Simultanément avec la recharge de la zone d'évapotranspiration, il peut y avoir recharge des nappes souterraines par l'entremise des pores et des fissures non-capillaires ainsi qu'un écoulement latéral "écoulement hypodermique" à l'interface de couches de sol de perméabilités différentes. Aucune loi n'existe à ce jour pour nous permettre de subdiviser quantitativement l'infiltration totale dans les différentes voies de circulation que peut emprunter l'eau infiltrée à l'échelle d'un bassin versant. On a recours à certaines hypothèses simples pour essayer de résoudre ce problème. Penman (1948) et Thornthwaite (1948) ont été les premiers à adopter l'hypothèse qu'aucun ruissellement et aucune recharge aux nappes souterraines ne peuvent se produire avant que le déficit d'humidité du sol ne soit comblé. Bien que cette restriction ne corresponde pas aux phénomènes physiques naturels, cette façon de procéder permet de maintenir un bilan de l'humidité du sol très satisfaisant. Cependant, l'utilisation de cette hypothèse pour la détermination de l'écoulement en période de crue ne donne

pas de bons résultats. Une des causes de ceci réside dans le fait que cette méthode ne tient pas compte de la portion d'eau infiltrée qui participe à l'écoulement hypodermique. Ce dernier a un temps de réponse intermédiaire entre le ruissellement de surface et l'écoulement souterrain; le pourcentage d'écoulement hypodermique par rapport à l'écoulement total affecte ainsi la forme de l'hydrogramme. Crawford et Linsley (1962) ont développé une procédure permettant d'évaluer le volume de recharge des trois éléments mentionnés précédemment en utilisant les données historiques de pluie-débit du bassin. Les paramètres-clés de cette méthode sont uniquement fonction du rapport entre le volume actuel d'eau stocké dans la zone d'évapotranspiration du sol et le volume maximal de stockage de cette zone. Il est à remarquer que c'est une des premières études qui a tenu compte de l'écoulement hypodermique pour reproduire le débit des cours d'eau.

C) Vidange

Le degré d'humidité du sol décroît progressivement sous l'influence de l'évaporation et de la transpiration des végétaux. Ces deux éléments, qui représentent la somme de toutes les pertes par transformation de l'eau en vapeur, quelque soit le facteur mis en jeu, sont réunis en un seul: l'évapotranspiration. Ce phénomène est essentiellement fonction des facteurs climatiques, du couvert végétal et de l'alimentation en eau, donc du degré d'humidité du sol, laquelle limite parfois son action. L'évapotranspiration réelle, qui apparaît dans les conditions naturelles d'humidité du sol, lui est étroitement liée. C'est pourquoi, on a introduit la notion d'évapotranspiration potentielle, valeur qui représente la quantité d'eau qui serait évaporée et transpirée si les réserves en eau étaient suffisantes pour satisfaire le pouvoir évaporant de l'atmosphère.

Au fur et à mesure que le sol se dessèche, l'humidité devient plus difficilement accessible et le taux de mouvement vers la zone de racine décroît, ce qui réduit ainsi le taux d'évapotranspiration. Plusieurs chercheurs ont précisé que l'évapotranspiration réelle décroît linéairement avec le degré d'humidité dans la zone des racines; cependant, cette relation linéaire n'est valide qu'à l'intérieur de certaines limites.

Le taux d'évapotranspiration réel est parfois déterminé en séparant le sol en deux zones. Le dessèchement du sol dans la zone supérieure se produit au taux potentiel alors que, dans la zone inférieure, les pertes ont lieu à un taux décroissant proportionnel au taux potentiel. Il est donc nécessaire de connaître l'état d'humidité du sol pour déterminer l'évapotranspiration réelle. Le degré d'humidité du sol peut être mesuré directement ou obtenu en maintenant un bilan. Il est à remarquer qu'à l'instar de l'infiltration, l'humidité peut varier considérablement d'un point à l'autre du bassin; ceci dépend principalement des types de sols et de leurs profils. Certains auteurs emploient donc les mêmes concepts pour déterminer l'humidité moyenne pour l'ensemble d'un bassin que ceux utilisés pour l'infiltration de masse.

D) Zone de rétention

La zone de rétention du sol ne semble pas exercer une grande influence sur le bilan hydrologique. Cette zone est le domaine exclusif des eaux suspendues; elle ne présente aucun lien hydraulique avec les couches inférieures. Cette zone sert à véhiculer l'excès d'eau gravitationnelle de la zone d'évapo-transpiration vers la zone de saturation permanente. L'épaisseur de cette zone varie considérablement et peut même devenir insuffisante dans les cas où il y a existence de nappes aquifères peu profondes.

3.1.3 Stockage dans la zone de saturation

Dans la zone de saturation, les pores et les fissures des formations rocheuses et des dépôts meubles sont entièrement saturées d'eau. On appelle "aquifère" une formation (ou un groupe de formations) saturée qui laisse circuler facilement l'eau. Notons que les calcaires, les dolomies, les grès mal cimentés et les sables et graviers peuvent être de bons aquifères tandis que les roches cristallines et métamorphiques sont en général de pauvres aquifères. Les argiles sont très poreuses mais, à cause de la petitesse des pores, elles sont relativement imperméables.

Suivant la présence ou l'absence d'une surface phréatique, on a un aquifère à nappe libre ou à nappe captive. La limite supérieure d'un aquifère à nappe libre est une surface d'équilibre dont la pression en tout point est égale à la pression atmosphérique tandis que celle d'une nappe captive est soumise à des pressions plus élevées à cause des formations supérieures imperméables.

La plupart des aquifères sont d'assez grande étendue et équivalent à des réservoirs d'emmagasinement d'eau souterraine. Une particule d'eau qui pénètre dans ce réservoir naturel en ressort sous l'action de la force de gravité. Le volume d'eau annuel qui entre ou qui sort du réservoir ne représente qu'une petite fraction seulement de la capacité totale de stockage. Il est donc utile de classer les réserves d'eaux souterraines en quatre grandes catégories (Castany, 1963), déterminées essentiellement par le rythme des précipitations:

- les réserves régulatrices;
- les réserves géologiques;
- les réserves naturelles;
- les réserves d'exploitation.

Les réserves régulatrices représentent la quantité d'eau libre emmagasinée par l'aquifère au cours d'une recharge importante par alimentation naturelle. Elles subissent donc l'effet du rythme saisonnier ou interrannuel des précipitations. Les réserves régulatrices sont en rapport étroit avec l'amplitude des fluctuations de la surface piézométrique.

Les réserves géologiques ou profondes sont en relation avec le cycle pluriannuel des précipitations. Bien qu'alimentées moins souvent que les réserves régulatrices, elles sont plus considérables et permettent une exploitation régularisée sur des périodes de plusieurs années.

Les réserves naturelles sont constituées de la totalité de l'eau libre contenue dans une nappe aquifère. Elles sont donc égales à la somme des réserves géologiques et régulatrices.

La totalité des réserves naturelles ne peut être exploitée pour des raisons techniques et de sécurité. La réserve d'exploitation est donc constituée de la quantité d'eau libre pouvant être obtenue de l'aquifère compte tenu des limitations imposées plus haut. Elle est déterminée par les réserves régulatrices et une partie des réserves géologiques.

A) Capacité de stockage

La détermination directe des réserves naturelles d'un aquifère requiert des travaux de forage extensifs et des essais de débits de manière à préciser les dimensions de l'horizon aquifère, le coefficient d'emmagasinement, le coefficient de perméabilité, la transmissivité et le rayon d'action fictif. La capacité de stockage dé-

pend donc de la nature des formations géologiques du bassin. La propriété la plus importante du roc est la porosité car elle affecte la capacité de stockage, le taux de recharge et le taux de vidange d'un aquifère. Elle est donc une mesure directe de la capacité de stockage de la nappe aquifère. Cependant, une partie seulement de cette eau peut être drainée ou pompée alors que les forces intermoléculaires et de tension superficielles retiennent une portion de l'eau. Le volume d'eau ainsi drainé correspond donc à la porosité efficace ou débit spécifique. Les valeurs de la porosité efficace dépendent de la grosseur des grains, de la forme et de la distribution des pores ainsi que de la compaction du matériau lui-même.

B) Alimentation

La précipitation est la principale source d'alimentation des horizons aquifères. Une partie seulement de l'eau infiltrée atteint les nappes d'eau souterraines. Comme il a déjà été mentionné, la détermination quantitative de la recharge à partir de modèles mathématiques est basée uniquement sur des règles empiriques guidées par le jugement de l'hydrologue. En général, les paramètres ainsi déterminés n'ont pas de signification physique, d'où l'impossibilité d'obtenir ces paramètres par observation sur le terrain.

L'alimentation et la vidange des nappes souterraines peuvent être estimées à partir de l'observation des fluctuations de niveau de la nappe phréatique par détermination des caractéristiques hydrologiques de l'aquifère à l'aide d'essais de débits. Cependant, cette méthode est difficile d'application et coûteuse lorsque le bassin est constitué de plusieurs aquifères.

Les lysimètres fournissent une autre méthode de déterminer l'infiltration efficace. Toutefois, ces mesures renferment des erreurs dont la principale est la suivantes: absence de ruissel-

lement de surface et hypodermique, ce qui occasionne une surévaluation de l'infiltration efficace. Les résultats obtenus ne sont donc représentatifs que d'une parcelle de terrain; lorsque ces données sont généralisées à l'échelle du bassin, les variations des facteurs climatiques, de la texture et de la structure du sol introduisent des erreurs très importantes. Sur un bassin complexe, plusieurs lysimètres sont requis pour obtenir un bon échantillonnage des différentes conditions du sol, d'où le coût élevé de cette méthode, ce qui limite son application à grande échelle.

C) Vidange des nappes aquifères

Deux processus principaux sont considérés dans la vidange des nappes aquifères: l'écoulement des eaux souterraines vers les ouvrages de captures (réseaux hydrographiques, puits, canaux d'irrigation) sous l'influence des gradients de pression et la vidange des nappes par l'action de l'évapotranspiration. Pour étudier la relation entre la recharge et la vidange des nappes souterraines, c'est-à-dire déterminer la fonction de transfert des réservoirs souterrains, Dooge (1960) trouve utile de distinguer les aquifères en fonction de leurs différents types de recharges et de vidanges. Il différencie quatre types de nappes: (1) les nappes profondes, (2) les nappes peu profondes (liens hydrauliques avec les cours d'eau), (3) les nappes peu profondes (absence de liens hydrauliques), (4) les nappes mixtes.

Dans le cas des nappes peu profondes, il y a recharge directe des nappes par précipitation et vidange par évapotranspiration. Par contre, les nappes profondes sont alimentées lorsque le degré d'humidité de la zone d'évapotranspiration est supérieur à la capacité au champ. De plus, l'extraction par évapotranspiration est impossible. Les nappes peu profondes sont subdivisées suivant qu'il y a écoulement ou non entre les nappes et la rivière. La recharge

par l'entremise de la rivière est possible lorsque le niveau d'eau de cette dernière devient supérieur à celui prévalant dans sa nappe alluviale. Les nappes mixtes sont celles qui réagissent comme nappe profonde ou peu profonde suivant les fluctuations du niveau piézométrique.

Une telle classification est arbitraire et requiert une reconnaissance hydrogéologique du bassin assez poussée. Cependant, elle forme une base objective pour formuler un modèle mathématique des nappes aquifères dans le cadre de modèles pluie-écoulement.

Le stockage est l'effet essentiel des nappes sur les débits d'apport puisque, en pratique, les vitesses d'écoulement d'eaux souterraines sont très faibles et les effets de translation peuvent à toutes fins pratiques être négligés. Les différents types de nappes sont donc considérés comme des réservoirs souterrains et il est ainsi possible de concevoir un bassin de drainage dont le sous-sol est constitué d'un ou de plusieurs réservoirs en parallèles ou en séries.

Dans le but d'estimer les débits sortants des aquifères, Dooge (1960) décrit une méthode intéressante de cheminement à travers un réservoir linéaire. La recharge des nappes est reliée au débit sortant par la relation suivante:

$$Q_n = C_0 R_n - C_1 R_{n-1} - C_2 Q_{n-1} \quad (3.1.3)$$

où C_0, C_1, C_2 : coefficients de cheminement

Q_n, Q_{n-1} : taux de vidange des nappes lors de la période courante et précédente

R_n, R_{n-1} : le taux de recharge des nappes lors de la période courante et précédente.

Les réservoirs linéaires ont la propriété suivante:

$$S = K_S q \quad (3.1.4)$$

S = volume d'accumulation au-dessus du niveau de débit nul

K_S = coefficient de délai

q = débit sortant de l'aquifère

Ayers (1962) présenta une discussion fort complète de cette méthode. En 1963, il l'appliqua au bassin de la South Branch Thames River et obtint des résultats très satisfaisants.

3.1.4 Bilan hydrique

L'équation du bilan hydrique s'obtient par l'application du principe de conservation de l'eau. Le bilan peut s'effectuer à l'échelle du bassin versant, de la parcelle de terrain (case lysimétrique, évapotranspirométrie) ou d'une colonne verticale de terrain s'étendant entre la surface du sol et la surface piézométrique (Saint-Martin, 1973).

A l'échelle du bassin versant, l'équation du bilan peut s'exprimer sous la forme suivante:

$$P = \text{ETR} + \underbrace{R + I + G}_{\substack{\text{Écoulement} \\ \text{total du} \\ \text{cours d'eau} \\ \text{(E)}}} \pm \Delta RH \pm \Delta RS \pm \underbrace{\Delta RZE \pm \Delta RZR}_{\substack{\text{Zone d'aéra-} \\ \text{tion}}} \pm \Delta RRN_{\substack{\text{Zone (3.1.5)} \\ \text{Saturée}}}$$

- où
- P = précipitation
 - ETR = évapotranspiration
 - R = ruissellement de surface
 - I = écoulement hypodermique
 - G = écoulement souterrain
 - ΔR = variation des réserves

- H = variation des réserves dans le réseau hydrographique
- S = variation des réserves dûes au stockage de surface
- ZE = variation des réserves dans la zone d'évapotranspiration
- ZR = variation des réserves dans la zone de rétention
- RN = variation des réserves dans la zone de saturation

N.B.: Tous les termes sont exprimés en hauteur d'eau (L).

En général, seuls la précipitation et l'écoulement total du cours d'eau sont mesurés. L'équation 3.1.5 ne peut être résolue qu'en choisissant un intervalle de temps tel que les variations de réserves dans les différentes zones de stockage du bassin soient nulles ou négligeables. Le bilan est généralement effectué sur une période d'un an et permet d'estimer les pertes annuelles par évapotranspiration. Toutes les erreurs provenant de la variation des réserves entre le début et la fin de l'année sont donc reportées sur le terme ETR qui comprend également l'évaporation provenant du stockage de surface et du stockage dans le réseau hydrographique. Des mesures d'humidité du sol et des fluctuations de la surface piézométrique permettraient également d'estimer les variations de réserves dans les zones d'aération et de saturation.

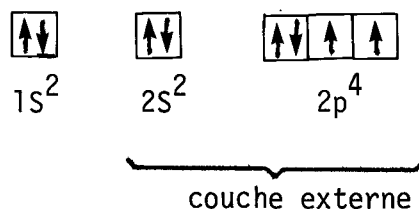
3.2 PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU

3.2.1 Propriétés physiques de l'eau

A) Molécule d'eau

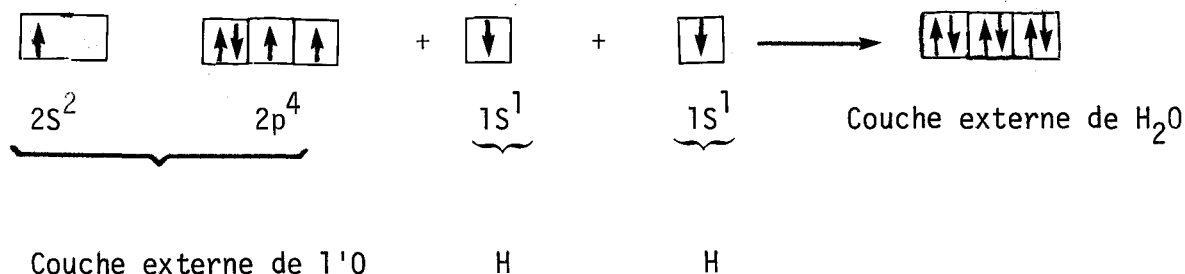
C'est une molécule d'un rayon de 1.38 Å; elle se compose d'un atome d'oxygène et de deux atomes d'hydrogène. Symboliquement, on la représente par H₂O. Sa structure est fonction des caractéristiques des atomes qui la composent.

L'atome d'oxygène a deux couches d'électrons successives. La couche (1) est saturée avec deux électrons de spins opposés ($1s^2$). La dernière couche (2), composée de deux sous couches ($2s$ et $2p$), a six électrons et il lui en manque deux pour être saturée. On la représente ainsi:



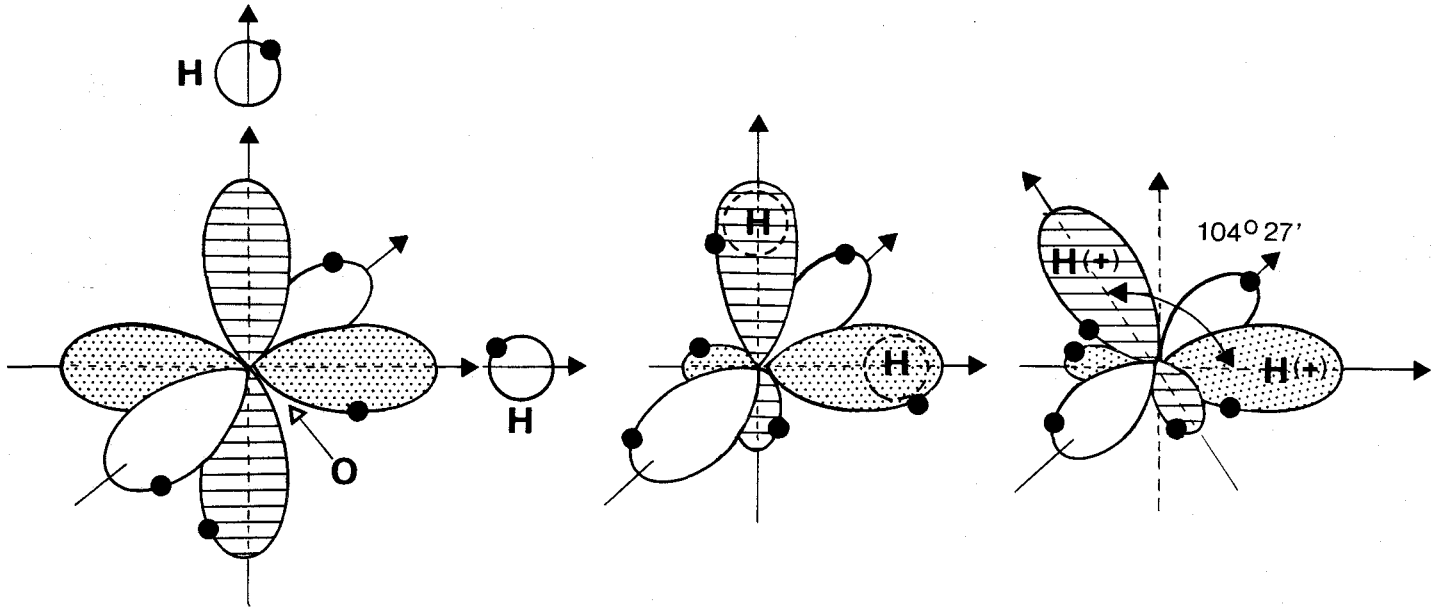
L'atome d'hydrogène possède sur son unique couche électronique un électron ($1s^1$). Il manque un électron pour saturer sa couche électronique ($1s$).

Pour parvenir à saturer leurs couches externes et ainsi devenir stables, les atomes H et O vont mettre leurs électrons externes en commun de manière à compléter les paires d'électrons. On aura ainsi:



Il se forme ainsi les liaisons covalentes O — H par mise en commun d'un doublet électronique (Fig. 3.2.1a).

L'attraction électrostatique du noyau d'oxygène est suffisamment forte par rapport à celles de chacun des noyaux d'hydrogène pour délocaliser à son profit le nuage électronique. Pour un observateur extérieur à la molécule, celle-ci apparaît comme un ensemble comportant un pôle négatif (site de l'oxygène) et deux pôles positifs (sites des hydrogènes). Ces deux pôles positifs par répulsion



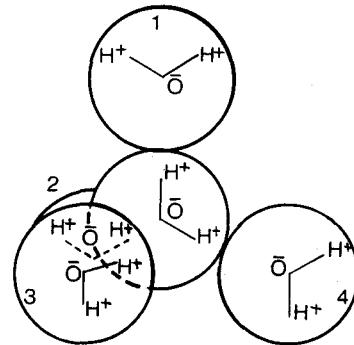
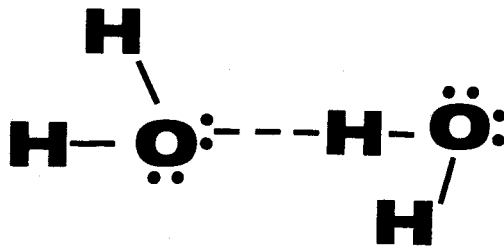
Les 3 orbitales 2p de l'oxygène sont dirigées sur 3 axes orthonormés.

Recouvrement des orbitales 1s des hydrogènes par 2 orbitales 2p de O.

La répulsion coulombienne des sites des H transforme l'angle de 90° en $104^\circ 27'$

LES COUCHES ÉLECTRONIQUES $1s^2$ & $2s^2$ DE L'OXYGÈNE NE SONT PAS REPRÉSENTÉES

(a) Représentation spatiale de la molécule d'eau.



(b) Liaison hydrogène

(c) Structure de la glace I

LA MOLÉCULE D'EAU

Figure 3.2.1.

électrique transforment l'angle normal de 90° en un angle de $104^{\circ}30'$ (Fig. 3.2.1a).

B) Liaison hydrogène

Dans le cas de deux molécules d'eau, cette liaison s'explique par les deux paires d'électrons libres de la couche externe (2) de l'oxygène. En effet, si nous rapprochons deux molécules d'eau, il va y avoir attraction entre un site positif (H) et le site négatif (O) de l'autre molécule. On va assister à la création d'une "pseudo-liaison" covalente entre H et O par l'intermédiaire d'un des deux doublets libres de l'oxygène (Fig. 3.2.1b).

Ainsi une molécule d'eau peut être reliée à quatre autres molécules d'eau, deux liaisons par son oxygène et deux liaisons par chacun de ses deux hydrogènes. La forme spatiale à quatre directions dans l'espace, la plus stable étant le tétraèdre, correspond à celle de la structure de la glace I ordinaire (Figure 3.2.1c).

C) Glace

Celle-ci est normalement caractérisée par l'empilement tétraédrique des molécules d'eau. Les liaisons hydrogènes qui relient les molécules entre elles laissent des cavités entre les molécules et donnent une symétrie hexagonale aux cristaux de glace ou de neige. Cet espacement dû aux larges mailles de la glace lui donne une densité inférieure à celle de l'eau à 0°C .

Il existe des formes cristallines de glace plus compactes que la glace I (ordinaire). Contrairement à la glace ordinaire, elles sont toutes plus denses que l'eau. Les travaux de Whalley (1966) en ont établi neuf différentes formes cristallines stables ou métastables dans différentes conditions de pression et température. Les variations structurales de la glace sont liées aux propriétés particulières de la liaison hydrogène.

D) Vapeur d'eau

La vapeur d'eau n'est pas un gaz parfait, à cause des interactions entre les molécules de la vapeur; ceci se constate notamment quand les interactions de type dipolaire deviennent très importantes lorsqu'on réduit la distance moyenne entre les molécules (à pressions élevées ou à saturation de vapeur à des hautes températures).

Dans des conditions de température et de pression normales, la vapeur d'eau suit la loi des gaz réels de Van der Waals:

$$\left(P + \frac{a}{V^2}\right) (V-b) = RT \quad (3.2.1)$$

P :	pression	a et b :	coefficients propres à H ₂ O vap
V :	volume		
T :	température	R :	8.32 Joules/mole. °K

E) Eau liquide

- Propriétés thermodynamiques

La température de l'eau liquide s'étend de 0°C à 100°C. Ces deux températures extrêmes de l'eau liquide sont relativement élevées. En effet, si on les compare (Fig. 3.2.2) à celles des composés hydrogénés d'une même série (carbone, azote, oxygène, halogènes), on constate que l'eau devrait avoir par extrapolation une température de fusion de -90°C et une température d'ébullition de 75°C. De fait, si on compare les températures aux moments dipolaires propres à chaque molécule, on s'aperçoit que les trois molécules HF, H₂O, NH₃ ont un caractère polaire très marqué. Les dipôles déterminent des associations relativement stables et, ainsi, des températures de changement de phase élevées; les tempéra-

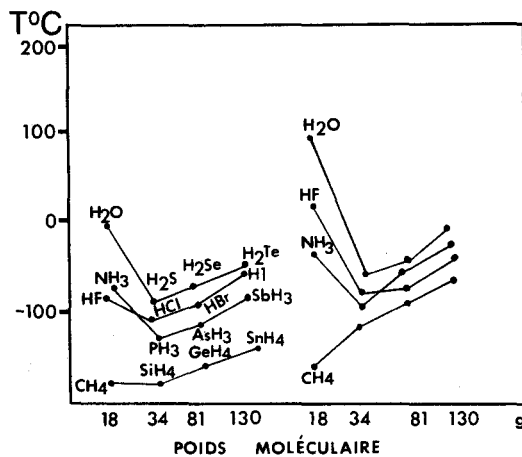


Figure 3.2.2. Température de changement de phase en fonction du poids moléculaire.

	M	$t_E^{\circ C}$	μ		M	$t_E^{\circ C}$	μ		M	$t_E^{\circ C}$	$t_F^{\circ C}$	μ		-M	$t_E^{\circ C}$	μ
CH ₄	16	-161	0	NH ₃	17	-33	1.30	H ₂ O	18	100	0	1.87	HF	20	20	1.92
SiH ₄	32	-112	0	PH ₃	34	-88	.58	H ₂ S	34	-62	-82	1.0	HCl	36.5	-85	1.08
GeH ₄	77	-90	0	AsH ₃	78	-55	.15	H ₂ Se	81	-42	-62		HBr	81	-67	0.78
SnH ₄	123	-50	0	SbH ₃	125	-17	-	H ₂ Te	130	-2	-51		HI	128	-35	0.38

Tableau 3.2.1 Représentation des poids moléculaires (M), moments dipolaires (μ), des températures de fusion (T_F) et d'ébullition (T_E) pour la série hydrogénée.

	$C_{(F)}$ cal/mole	$C_{(V)}$ cal/mole	μ
Eau	1436	9729	1.87
H ₂ O ₂	2520	10270	2.2
Benzene	2375	8092	0
SO ₂	1769	5960	1.47
HCN	2009	6027	2.98
NH ₃	1352	5581	1.3

Tableau 3.2.2 Chaleur de fusion (C_F) et de vaporisation (C_V) et moments dipolaires (μ) pour différentes substances.

tures de l'eau sont particulièrement élevées (Tableau 3.2.1).

- Chaleur de changement de phase et chaleur spécifique

Tout comme les températures de fusion et d'ébullition, les chaleurs de changement de phase de l'eau sont "anormalement élevées" (Tableau 3.2.2).

Par ailleurs, la chaleur spécifique de l'eau (1cal/g. degré), supérieure à celle de la glace (.5 cal/g. degré), est également beaucoup plus élevée que celle d'autres substances telles que l'acide acétique (0.047) et le mercure (0.34).

La chaleur spécifique de l'eau liquide présente une anomalie dans son évolution en fonction de la température: elle passe par un minimum vers 35°C (Fig. 3.2.3).

Elle joue un rôle prépondérant dans la régulation thermique du système terrestre. On cite par exemple qu'un courant marin de 100 milles de large et de 0.25 milles de profondeur transporte à la vitesse d'un mille/heure entre deux zones à 20°C de différence l'énergie calorifique équivalente à la combustion de 175 millions de tonnes de charbon; la production mondiale annuelle ne suffirait à ce rythme que pendant 12 heures.

- Propriétés électriques

La constante diélectrique de l'eau est due essentiellement à sa structure dipolaire. En règle générale, les constantes diélectriques (ϵ) élevées résultent de moments électriques (Γ) prononcés.

Exemple

Benzène à 25 ⁰ C	: ϵ = 2.274	Γ = 0	Debye
Ammoniac à -50 ⁰ C	: ϵ = 22.7	Γ = 1.44	"
Ethanol à 25 ⁰ C	: ϵ = 24.3	Γ = 1.70	"
Eau à 25 ⁰ C	: ϵ = 78.95	Γ = 1.85	"
HCN à 21 ⁰ C	: ϵ = 95	Γ = 2.7	"

La diminution de la constante diélectrique avec la fréquence du champ électrique appliqué au milieu de mesure est le signe d'interactions moléculaires fortes. Lorsque la fréquence croît, le moment dipolaire de la molécule a tendance à s'orienter avec le champ électrique et a de plus en plus de mal à suivre les oscillations du champ. Il s'ensuit une diminution de la constante diélectrique et parallèlement un échauffement du liquide soumis au champ (Fig. 3.2.4).

Par ailleurs, on note que la glace a, près de son point de fusion, approximativement la même constante diélectrique que l'eau liquide.

La constante diélectrique élevée de l'eau (ϵ) est responsable de son grand pouvoir ionisant. L'effet diélectrique joue sur les forces électrostatiques entre les charges. Dans le cas d'ions de charges inverses (Z^+ , Z^-) séparées par une distance r , la force d'attraction s'exerçant sur chaque ion s'exprime de la façon suivante:

$$f(r) = \frac{e^2 Z^+ Z^-}{\epsilon r^2} \quad (3.2.2)$$

e = charge électronique

La force d'attraction entre deux ions de signes opposés diminue lorsqu'on les introduit dans un milieu tel que l'eau où ϵ est élevé.

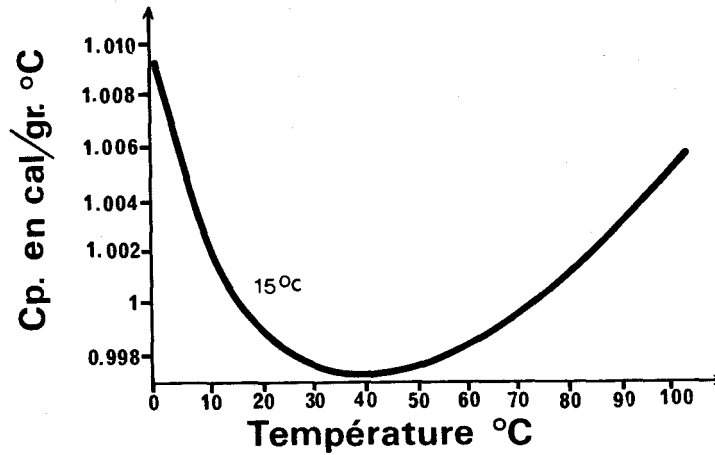
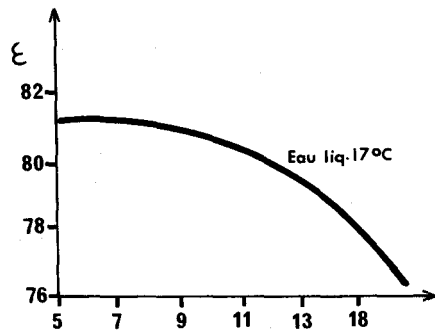
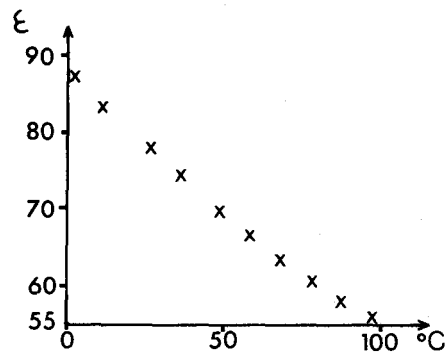


Fig:3:2:3 Chaleur spécifique de l'eau en fonction de la température.



(a) Fréquence MC/sec. x 10²



(b) Température en °C

Fig:3:2:4 Variation de la constante diélectrique en fonction de la fréquence du champ électrique appliqué au milieu (a) et en fonction de la température(b)

- Conductivité

La conductance (L) est la capacité d'une substance à conduire le courant électrique et la conductivité spécifique (Ksp) est définie comme étant l'inverse de la résistance mesurée entre les faces opposées d'un cube d'un centimètre de côté à une température donnée.

$$L = \frac{1}{R} \text{ et } Ksp = L \cdot \frac{A}{l} \quad (3.2.3)$$

- L = conductance en mho
 R = résistance en ohm
 A = surface de 1 cm^2
 l = longueur de 1 cm
 Ksp = conductivité spécifique en $\text{mho} \cdot \text{cm}^{-1}$

La conductance équivalente (L) est définie par la relation suivante:

$$L = \frac{1000 \text{ Ksp}}{C} \quad (3.2.4)$$

- Ksp = conductivité spécifique
 C = concentration en équivalent par litre

Pour une solution simple d'un seul ion, la conductivité Ksp est directement proportionnelle à sa concentration C pour une température donnée et pour une concentration inférieure à 1000 ppm. (La conductivité augmentant de 2% par degré centigrade, on ramène toujours la mesure à une température de référence, 18°C ou plus généralement 25°C ; ceci implique qu'on effectue une mesure de température pour chaque mesure de conductivité). La relation s'écrit (Hem, 1970):

$$K_{sp} = \alpha C \quad (3.2.5)$$

K_{sp} = en micromhos cm^{-1} à 25°C

C = concentration en mg/l

Pour une solution multiple, si les proportions des ions sont toujours les mêmes, la relation entre la concentration globale S et la conductivité est linéaire:

$$S = \beta K_{sp} \quad (3.2.6)$$

Un exemple est donné par Hem (1970) (Fig. 3.2.5 et 3.2.6) pour la rivière Gila dont les concentrations couvrent une gamme très étendue de 250 mg/l à 3250 mg/l . Le coefficient β est variable suivant la composition chimique des rivières et, d'après Hem, va de 0.55 à 0.96 .

- Propriétés physiques
- Propriétés spectroscopiques

Dans le domaine du visible, l'eau est transparente. Elle absorbe une partie des radiations rouges, ce qui lui confère une couleur bleue; dans le domaine de l'ultraviolet, elle est très peu absorbante tandis que, dans celui de l'infrarouge, son spectre donne lieu à de larges bandes d'absorption. Notons que la glace réagit de manière semblable avec ces trois types de radiations et que la vapeur s'en différencie en présentant un spectre infrarouge moins complexe.

Les spectres "Raman" de diffusion de la lumière présentent aussi une ressemblance eau-glace et une différence avec la vapeur. On explique ces fréquences communes à l'eau et à la glace par des oscillations autour de la position d'équilibre résultant des champs de force intermoléculaires significatifs d'un état structuré.

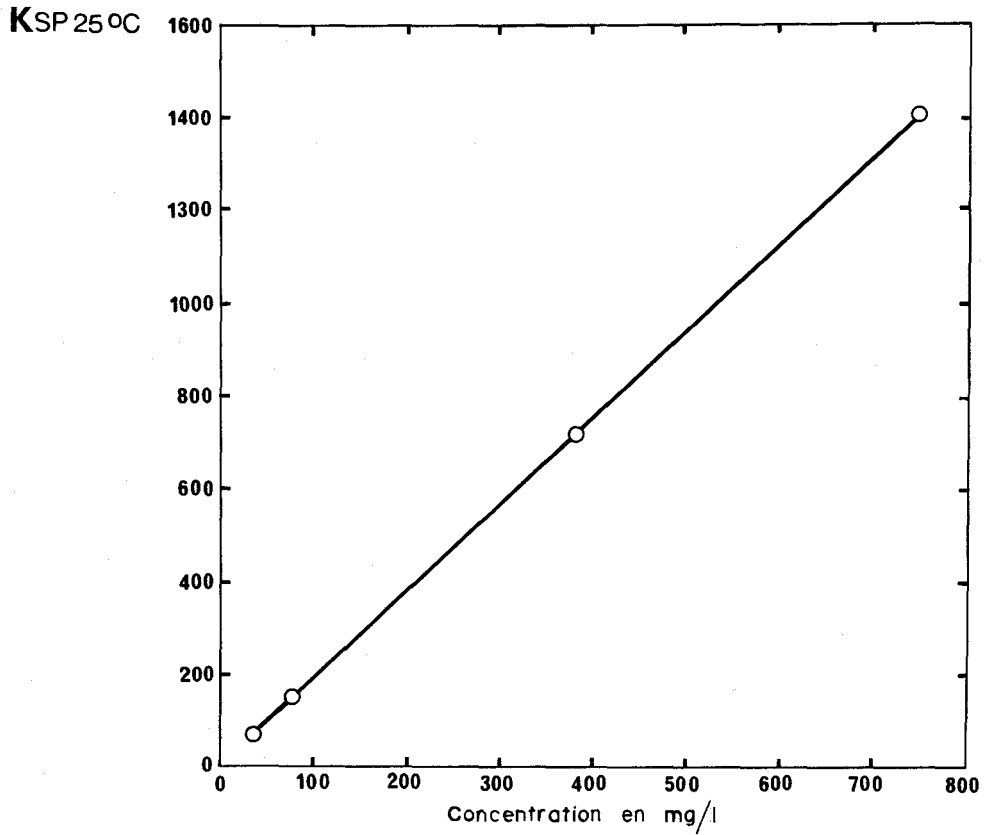


Fig:3:2:5 Conductivité spécifique d'une solution de chlorure de potassium à 25 °C (Hem,1970).

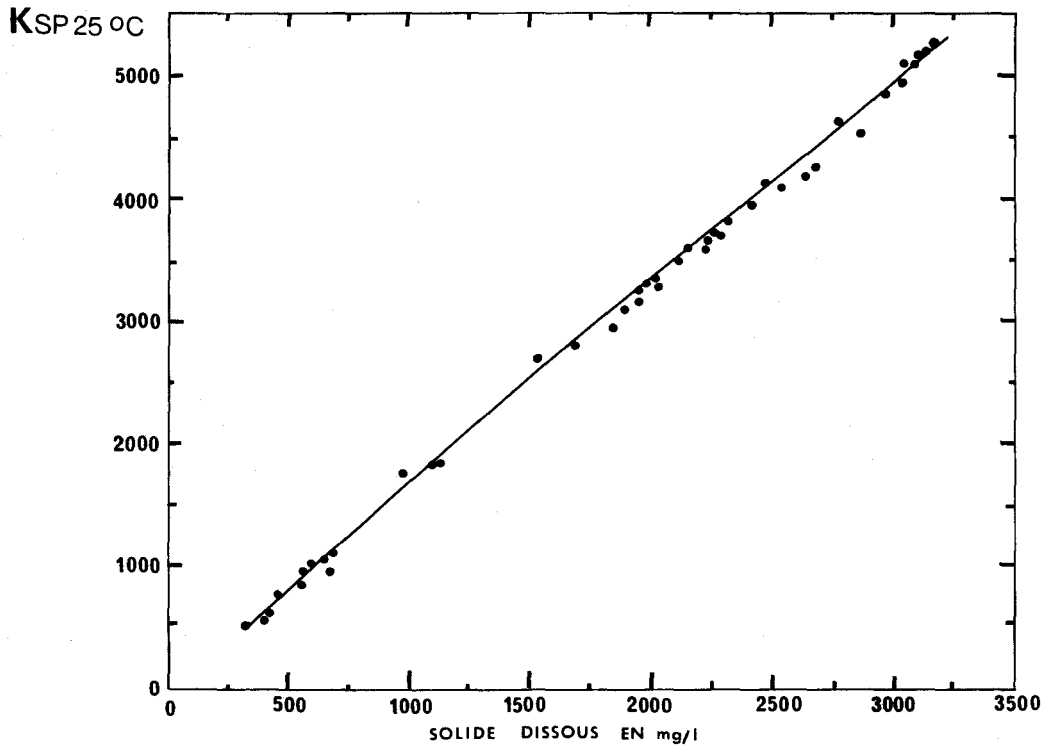


Fig:32:6 Concentration en solides dissous et conductivité spécifique d'une eau naturelle en provenance de la rivière Gilla (Hem,1970).

- Densité

Celle-ci présente l'anomalie la plus connue de l'eau (Fig. 3.2.7). L'augmentation de densité de 0°C à 4°C est contraire au comportement de la majorité des substances qui se dilatent par chauffage. L'augmentation de la densité du liquide, quoique faible, joue un rôle primordial dans la nature: elle maintient les eaux de fonds à 4°C.

- Viscosité

La viscosité de l'eau pure à 20°C est de 1,002 cp. Elle décroît avec la température. La viscosité présente une anomalie dans son comportement vis-à-vis de la pression (Fig. 3.2.8). Généralement, il y a croissance de la viscosité avec la pression. Dans le cas de l'eau, la viscosité diminue avec une augmentation de la pression puis augmente en passant par un minimum pour des pressions plus élevées.

A la température ordinaire, il semblerait que la pression contrebalancerait dans un premier temps les contraintes intérieures au liquide par écrasement de son organisation moléculaire; ensuite, les contraintes externes croissant à nouveau, la viscosité augmente. Ce phénomène cesse pour des températures supérieures à 30°C-33°C (Kell, 1971).

- Tension superficielle

La tension superficielle de l'eau est de 72.75 dynes/cm à 20°C, ce qui correspond à une ascension capillaire de 14.89 cm dans un tube de 0.1 mm de diamètre; cette tension superficielle est élevée et décroît avec la température (à 100°C, 55.33 dynes/cm).

Dans les mécanismes d'érosion, la tension superficielle de l'eau a un rôle important. Elle permet l'infiltration de l'eau dans les roches, provoquant leur éclatement par le gel ou leur dissolution par hydratation. Elle est aussi responsable de la forme sphérique des gouttes de pluie et de leur cohésion et, ainsi, de la capacité érosive de la pluie.

- Compressibilité

En conditions normales, le coefficient de compressibilité est de $4.5 \times 10^{-5} \text{ bar}^{-1}$. On remarque l'importance de la compressibilité de l'eau au fait suivant: le niveau des mers serait 40 m plus haut si elle était incompressible, immergeant ainsi 5% du sol.

Ce coefficient présente plusieurs anomalies dans sa variation avec la température. En effet, suivant qu'on considère le coefficient isothermal, nous avons un minimum à 46.5°C tandis que, selon le coefficient isentropique, le minimum se situe à 64°C (Kell 1971).

En relation avec ce coefficient, on note que le maximum de la vitesse de propagation des ondes sonores dans l'eau est à 74°C . En règle générale, cette vitesse diminue lorsque l'on fait croître la température.

3.2.2 Structure de l'eau

A) Eau pure

On distingue grossièrement trois types de modèles:

- le modèle continu;
- les modèles intersticiels parmi lesquels ceux de Pauling (1957) et de Samoilov (1965);
- les modèles composés dont le modèle en "essaim" (cluster).

Le modèle continu propose une structure quasicristalline de l'eau à l'image de la glace. Chaque molécule d'eau est tétracoordonnée par pont hydrogène et le degré moyen de distorsion de la liaison est le paramètre qui varie avec la température et la pression. Le passage entre les différentes espèces structurées (0-4°C, 4°C - 200°C, 200°C et plus) se ferait de manière continue, le liquide restant toujours homogène.

Le modèle interstitiel de Samoilov (1965) prévoit que des molécules isolées peuvent être libérées par vibration ("shaken loose") de leurs positions dans le réseau de la glace ordinaire I. Ces molécules libérées prennent position dans les cavités du réseau. Elles sont alors "hydrophobisées" par le champ de haute symétrie créé par le réseau dans la cavité. La fraction des sites interstitiels occupés est fonction de la température et de la pression.

D'autres modèles interstitiels ont été envisagés. On a notamment imaginé des regroupements moléculaires d'eau comme dans la structure dodécahédrique pentagonale des gaz hydratés; au milieu des "cages" (Clathrates) ainsi formées, on retrouve une molécule d'eau hydrophobisée (Fig. 3.2.9).

Le modèle en essaim (cluster model) prévoit que la formation de liaisons hydrogènes dans le liquide est un phénomène "coopératif" qui donne lieu à des groupes de dimension variable et de durée de vie très courte (10^{-10} s à 10^{-11} s) suffisante toutefois pour définir l'existence d'un "essaim". Les molécules du liquide liées et non liées sont alors interchangeable dans la formation de ces groupes (Fig. 3.2.10).

Les trois types de modèles sont encore largement controversés. Certains auteurs estiment même que les modèles interstitiels et en "essaim" sont semblables en ce sens qu'il prévoit tous deux l'in-

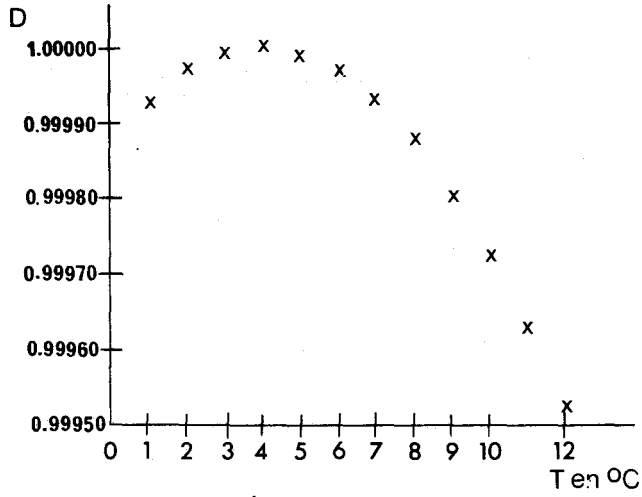


Fig.3-2-7 Densité de l'eau en fonction de la température.

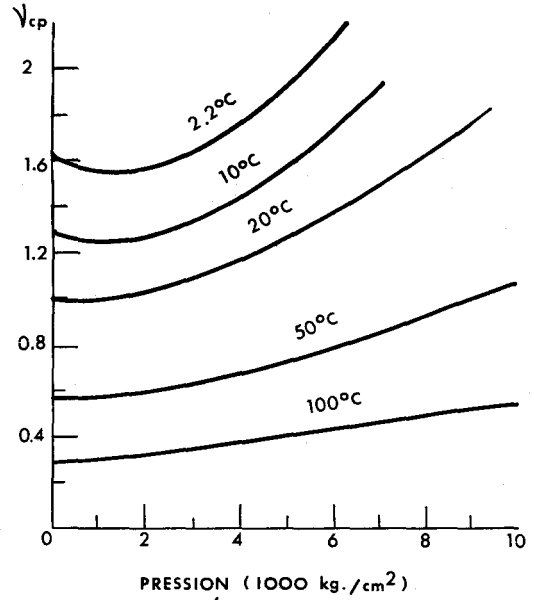


Fig. 3-2-8 Viscosité de l'eau en fonction de la température et de la pression.

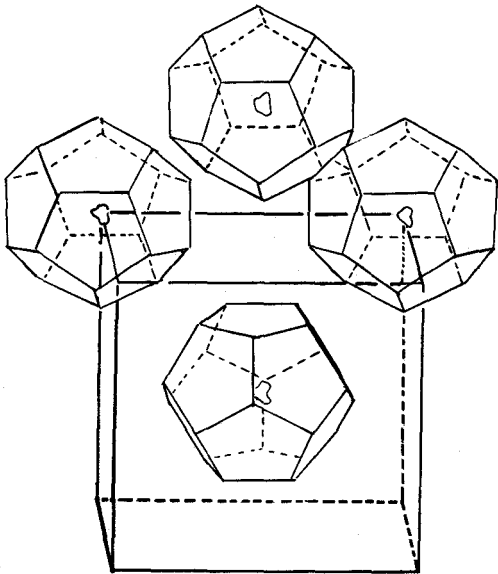


Fig.3-2-9 Dodécahèdre pentagonal.

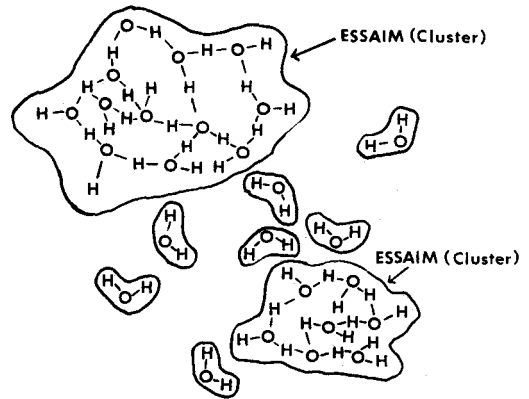


Fig. 3.2.10. Structure de l'eau.

tervention de molécules libres. Différents arrangements ont été proposés pour améliorer chaque type. Mais, à l'heure actuelle, aucun d'entre eux n'est vraiment satisfaisant.

Néanmoins il semble qu'un grand nombre de chercheurs préfèrent le modèle en "essaim" et ses dérivés comme étant le plus proche de la réalité tout en ne niant pas la valeur des autres types.

Des essais de synthèse des travaux présentés jusqu'à présent à ce sujet ont été faits par Safford et Leung (1971) et par Frank (1972).

B) Eau comme solvant

La dissolution d'une substance correspond à la destruction de sa cohésion qui est assurée par un ensemble de forces coulombiennes ou électrostatiques.

La dissolution d'un corps isole les molécules ou ions du corps dissocié au sein du solvant et les interactions qui se manifestent alors entre le solvant et la substance dissoute s'apparentent à de véritables réactions chimiques. Il s'agit d'une restructuration faisant intervenir l'ensemble des molécules et ions du solvant et du soluté.

- Soluté électrolytique (ionique)

Lorsqu'un ion est en solution aqueuse, son champ électrique interagit avec les molécules dipolaires de l'eau. Les molécules d'eau sont attirées et entourent l'ion d'une ou plusieurs couches de sorte que la densité du liquide décroît en allant de l'ion vers l'extérieur. On appelle ce phénomène l'électrostriction. (Fig. 3.2.11).

Les sels ont des solubilités différentes dans l'eau; cette solubilité s'exprime par la loi d'action de masse et, suivant les caractéristiques physico-chimiques (pH, μ , T, P), la solubilisation sera différente.

On distingue deux types d'ions comme soluté dans l'eau. Les ions tels Li^+ , Mg^{++} , Ca^{++} , H^+ , F^- sont appelés "formateurs de structure"; ils ne créent pas nécessairement une structure particulière dans l'eau mais offrent la capacité de servir de noyaux pour la formation d'essaims. Ces ions sont en général entourés d'un grand nombre de molécules d'eau formant plusieurs couches. (Fig. 3.2.12).

Les ions tels K^+ , Cs^+ , Cl^- , NO_3^- , Br^- sont dénommés "briseurs de structure". Ils possèdent une seule couche d'hydratation stable; les molécules d'eau qui occupent une position voisine de la première couche d'hydratation ont une orientation spatiale instable. Cette instabilité inhibe la formation d'essaims.

L'ion formateur de structure, ion de petite taille tels que Li^+ et H^+ , s'introduirait dans les cavités structurales de l'eau et par électrostriction ressererait le réseau moléculaire d'eau autour de lui en distordant les liaisons. L'ion briseur de structure tel K^+ , ne pouvant pénétrer à cause de sa taille à l'intérieur de ces cavités, briserait le réseau liquide de l'eau.

- Soluté non-électrolytique

On a d'abord envisagé à ce sujet la formation d'un "iceberg" entourant la molécule non polaire d'un "essaim" de molécules d'eau. La molécule non polaire est alors maintenue dans cet essaim ("hydrophobic bounding") dont les liaisons hydrogène sont renforcées.

Dans le cas de la structure dodécahédrique pentagonale de Pauling (1959), le groupe apolaire est situé à l'intérieur du dodécaèdre comme dans une cage. Sa présence tend à stabiliser l'eau et à renforcer son caractère cristallin.

Vers les années 1968, la destruction des liaisons hydrogène autour de la molécule insérée est envisagée.

En fait, la discussion est largement ouverte: la structure de l'eau peut se contracter, le soluté peut prendre place dans une des cavités du réseau de l'eau, le soluté peut introduire des vides dans la structure de l'eau, ou encore il peut être comprimé par l'eau.

D'autres chercheurs suggèrent que l'eau, grâce aux propriétés de ses liaisons hydrogène dans les trois dimensions, peut avoir une fonction intrinsèque de stabilisation du vide, ce qui satisfait plus ou moins la demande stérique de n'importe quelle molécule de soluté. De ce fait, une molécule de soluté contrôlera et protégera les ensembles liés par liaisons hydrogène de son voisinage, remplaçant par son propre volume une ou plusieurs des cavités qui auraient autrement existé.

C) Eau et interface

Drost et Hansen (1971) postulent que la structure à l'intérieur doit présenter une durée de vie notablement supérieure à celle de l'entité structurale proposée pour l'eau pure.

Dans ces conditions, il distingue deux types de surface: les surfaces polaires et les surfaces non-polaires.

Au voisinage d'une surface polaire, les molécules d'eau sont orientées par interactions dipolaires. Ensuite vient une zone intermédiaire désordonnée et enfin la représentation de la structure de l'eau pure. (Fig. 3.2.13a).

Au voisinage d'une surface non polaire apparaissent des entités structurées telles les cages et les essaims, etc.. en équilibre avec des molécules d'eau et des vides. Ensuite la zone intermédiaire de transition désordonnée sépare le voisinage de la surface de la structure de l'eau pure. (Fig. 3.2.13b).

3.2.3 Eléments de thermodynamique

L'approche thermodynamique des transformations physico-chimiques et des réactions chimiques nous permet de connaître d'une part si un processus particulier est possible (c'est-à-dire s'il peut se produire spontanément dans certaines conditions) et nous permet d'autre part de calculer la composition d'un système actif chimique à l'équilibre.

A) Système

Un système thermodynamique est un volume dans lequel les transformations se développent. A la surface de ce volume s'effectuent les échanges énergétiques entre l'extérieur et le système. On distingue les systèmes isolés, fermés et ouverts.

Le système est dit isolé lorsqu'il n'échange ni énergie, ni matière avec le monde extérieur.

Le système est dit fermé lorsqu'il peut échanger de l'énergie avec l'extérieur sans transfert de matière. La notion de système fermé est particulièrement importante, car c'est une des hypothèses les plus fréquemment faites lors de l'utilisation des équations thermodynamiques.

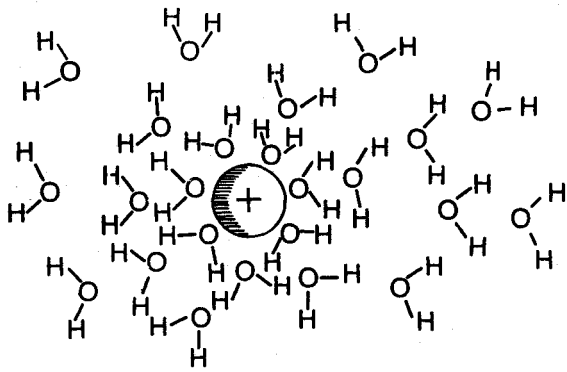


Fig:3:2:11 Représentation schématique de l'électrostriction.

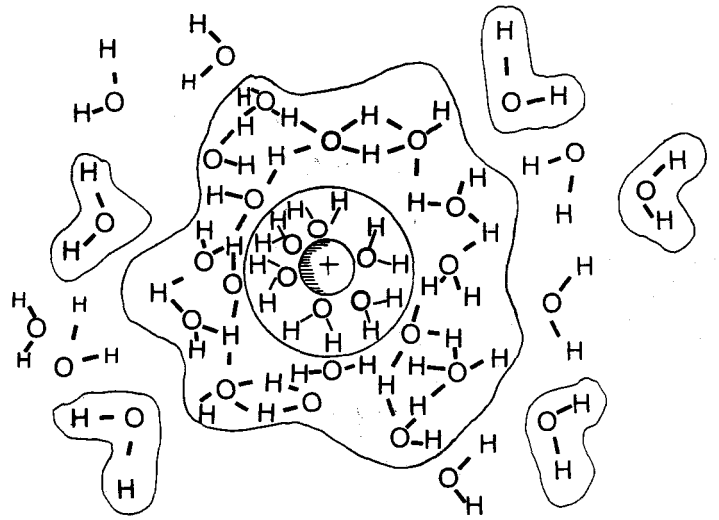
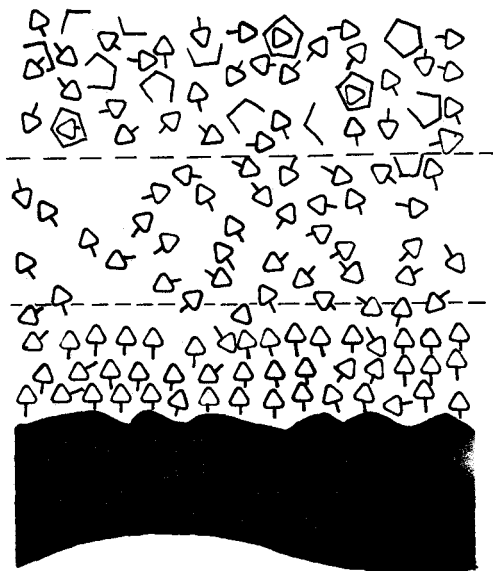
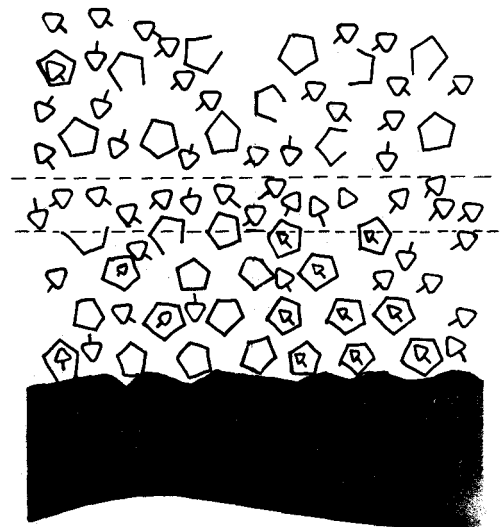


Fig:3:2:12 Représentation schématique d'un ion formateur de structures.



(a)



(b)

Fig:3:2:13 Représentation schématique de la structure de l'eau près d'une surface polaire(a) et non polaire(b).

Le système est ouvert lorsqu'il peut échanger avec l'extérieur de l'énergie et de la matière.

On peut assimiler un système réactionnel dynamique à un système fermé si le rapport $\frac{V}{q}$ (q : volume par unité de temps, V : volume total considéré traversé par le flux q) est suffisamment grand par rapport au temps de la réaction.

Ceci est particulièrement vrai pour les systèmes lents ou pour des volumes importants (océans, grands lacs, eaux souterraines dans certains cas). Par contre, cette hypothèse se vérifie difficilement dans le cas des eaux courantes.

B) Equilibre

Au point de vue cinétique, dans un système fermé, l'équilibre est une balance dynamique entre l'état de départ et l'état d'arrivée.

Au point de vue thermodynamique, c'est un état de stabilité maximale vers lequel un système clos arrive par un processus irréversible.

A l'équilibre, dans un système fermé, la composition chimique d'un système ne peut plus évoluer.

Un équilibre peut être stable ou métastable mais jamais instable; tout processus naturel tend vers un état d'équilibre, il n'en provient jamais.

C) Transformation spontanée et transformation réversible

On distingue trois types de transformations:

- le processus naturel qui correspond à un état hors d'équilibre et s'effectue sans l'apport d'énergie extérieure (ex: écoulement calorifique d'un état chaud vers un état froid, réactions chimiques...);
- le processus auquel il faut fournir de l'énergie pour qu'il ait lieu (ex: électrolyse);
- le processus réversible dans lequel le système se transforme par une suite continue d'états d'équilibre. Il évolue par des déplacements d'équilibre infiniment petits.

En fait, la transformation réversible n'est pas réalisable et on ne peut que l'imaginer ou au moins essayer de s'en rapprocher au plus près par des transformations d'états d'équilibre très petites.

D) Energie interne et premier principe

Le premier principe est celui de la conservation de l'énergie dans un système isolé; l'énergie interne (U) est constante, c'est-à-dire qu'il ne peut y avoir création d'énergie à l'intérieur du système. La variation (dU) d'énergie interne du système fermé correspond à un échange d'énergie avec l'extérieur soit sous forme de chaleur δQ soit sous forme de travail δw , soient les deux:

$$\boxed{dU = \delta Q + \delta w} \quad (3.2.7)$$

Par convention, on note de manière positive l'énergie reçue par le système et l'énergie interne s'exprime en joules.

E) Enthalpie

L'enthalpie (H) représente la somme de l'énergie interne U et du produit PV (P : pression, V: volume):

$$H = U + PV \quad (3.2.8)$$

L'enthalpie s'exprime en joules.

F) Entropie et deuxième principe

La thermodynamique statistique précise la notion d'entropie (S). L'entropie reflète l'ordre ou le désordre régnant dans un système: elle croît avec le désordre d'un système. On mesure l'entropie en joules par degré Kelvin.

Dans un système fermé, la variation d'entropie dS est la somme d'une composante dS_e due aux échanges de chaleurs δQ entre le système et l'extérieur à la température T ($dS_e = dQ/T$) et une composante dS_i due à la création d'entropie au sein du système:

$$dS = dS_e + dS_i \quad (3.2.9)$$

Il y aura création d'entropie ($dS_i > 0$) au sein du système si celui-ci contient des réactions spontanées et donc créatrices de désordre. Si le système ne subit que des réactions réversibles, il reste à tout instant en équilibre; le désordre n'est pas accru et la production d'entropie dS_i sera nulle.

Dans le cas d'un système adiabatique (pas d'échange de chaleur avec l'extérieur: $\delta Q = 0$), la variation d'entropie du système dS est égale à dS_i .

Considérons un système adiabatique fermé, où une réaction physique ou chimique part d'un état a vers un état b et calculons-y la variation d'entropie totale: $\Delta S_{\text{tot}} = (S_b - S_a)$.

Si $\Delta S_{\text{tot}} > 0$, on va de a à b spontanément.

Si $\Delta S_{\text{tot}} = 0$, il y a équilibre entre a et b.

Si $\Delta S_{\text{tot}} < 0$, on va de b vers a spontanément.

G) Enthalpie libre - Energie de Gibbs

L'entropie dans le cas d'un système adiabatique fermé sert de critère d'irréversibilité. Les transformations les plus communément étudiées, dont les réactions chimiques, sont essentiellement isothermes ou isobares. La fonction enthalpie libre G va nous renseigner dans ce cas.

$$G = H - T S \quad (3.2.10)$$

On démontre par calcul que la variation d'enthalpie libre dG équivaut à:

$$dG = VdP - SdT - TdS_i \quad (3.2.11)$$

Dans des conditions de pression et de température constantes, on aura:

$$dG = T dS_i$$

Par l'intermédiaire de la variation d'entropie interne, la variation d'enthalpie libre dG devient significative de la présence ou de l'absence d'irréversibilité au sein du système fermé (P, T constants).

En reprenant l'exemple précédent, dans des conditions P et T constantes, on a :

Si $\Delta G = G_a - G_b < 0$, la réaction a lieu de a vers b .

Si $\Delta G = G_a - G_b = 0$, il y a équilibre entre a et b .

Si $\Delta G = G_a - G_b > 0$, la réaction a lieu de b vers a .

On mesure l'enthalpie libre G en joules.

H) Potentiel chimique

Le potentiel chimique (μ_i) d'un composant i appartenant au système est défini par l'accroissement de l'énergie interne (U) du système thermodynamique suite à l'addition réversible d'une mole du composant i au système dans des conditions constantes d'entropie (S), de température (T) et de composition. Le potentiel chimique est mesuré en joules par mole.

Dans les conditions habituelles de température, pression et composition constantes, le potentiel chimique (μ_i) du composant i du système correspond à l'accroissement de l'énergie libre G du système thermodynamique produit par l'addition réversible d'une mole du composant i au système :

$$\mu_i = - \left(\frac{\partial G}{\partial n_i} \right)$$

P, T et composition
constantes (3.2.12)

- Les propriétés du potentiel chimique

Dans un système thermodynamique en équilibre le potentiel chimique du constituant i est le même pour toutes les phases dans lesquelles il est présent.

Dans un système en équilibre chimique, à pression et température constantes, on peut décomposer l'énergie libre de Gibbs comme la somme algébrique des potentiels chimiques des constituants du système, chaque potentiel étant multiplié par le coefficient stoechiométrique correspondant dans la réaction chimique:

Exemple: $aA + bB \rightleftharpoons cC + dD$

$$\Delta G = (a\mu_A + b\mu_B) - (c\mu_C + d\mu_D) \quad (3.2.13)$$

I) Idéauté - Activité - Force ionique

- Concept d'idéauté

Un mélange idéal est un mélange sans interaction d'aucune sorte entre les molécules, atomes, ions... C'est ainsi qu'on définit les gaz parfaits.

Un état réel est un lieu d'interaction de type ionique ou moléculaire conduisant à l'hydratation ou à la formation de complexes. Dans le cas de faibles pressions et concentrations, on peut se référer au cas idéal; les gaz réels suivraient alors la loi des gaz parfaits (loi de Mariotte: $PV = nRT$).

- Pression (Symbole P)

Dans le cas d'un mélange de gaz parfaits à la température T , G_i étant l'enthalpie libre d'une mole de l'espèce i dans le mélange et G_0 étant l'enthalpie libre d'une mole de l'espèce i pure, on peut écrire:

$$\mu_i = \mu_{i0} + RT \ln P \quad (3.2.14)$$

De ce résultat tiré de la thermodynamique statistique, on définit successivement par analogie la fugacité et l'activité.

- Fugacité (Symbole f)

Dans le cas d'un mélange de gaz réels à la température T , l'équation précédente devient:

$$\mu_i = \mu_{i0} + RT \ln (f_i) \quad (3.2.15)$$

- Activité (Symbole a)

Dans le cas de phases condensées en mélange à la température T , la même équation devient:

$$\mu_i = \mu_{i0} + RT \ln (a_i) \quad (3.2.16)$$

Dans le mélange, on a donc deux grandeurs pour déterminer l'espèce i . D'une part, la concentration (c_i) correspond à un dénombrement de l'espèce i ; d'autre part l'activité (a_i) représente la fraction de l'espèce i qui, dans le cas réel, est susceptible d'une action chimique.

- Coefficient d'activité: (Symbole γ)

C'est le rapport de l'activité (a) sur la concentration (c) d'une même espèce.

$$\gamma = \frac{a}{c} \quad (3.2.17)$$

Dans le cas idéal $c = a$ et $\gamma = 1$

Dans le cas réel et pour des solutions peu concentrées:

$$a < c \quad \text{et} \quad \gamma < 1.$$

- Force ionique (Symbole I)

La force ionique est définie par:

$$I = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n (C_i Z_i^2) \quad (3.2.18)$$

C_i représente la molalité et Z_i la charge de l'ion i . La sommation porte sur tous les ions positifs et négatifs de la solution.

La force ionique permet de comparer des solutions de composition variée; elle tient compte en effet des interactions d'origine électrique entre les différents ions de la solution.

A titre d'exemple, la force ionique des eaux des océans est approximativement dix fois plus grande que celle des eaux des roches et celle-ci, à son tour, s'avère dix fois plus grande que celle des lacs et rivières.

- Loi de Debye Hückel

La thermodynamique statistique s'appuyant sur les interactions de type électrostatique nous permet, dans les cas de solutions diluées, d'évaluer le coefficient d'activité d'un électrolyte fort par la formule de Debye Hückel:

$$\log \gamma_i = - \frac{A z_i^2 \sqrt{I}}{1 + B a_i \sqrt{I}} \quad (3.2.19)$$

γ_i est le coefficient d'activité de l'ion "i";

A est une constante relative au solvant (pour l'eau à 25°C, c'est: 0.5085);

z_i est la charge ionique de l'ion "i";

B est une constante relative au solvant (pour l'eau à 25°C, c'est: 0.3281);

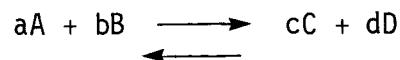
a_i est une constante relative au diamètre effectif de l'ion "i" dans la solution;

I est la force ionique.

Le calcul de γ en fonction de la force ionique revient à rapporter l'écart entre l'état idéal et l'état réel, pas seulement pour la seule espèce considérée mais aussi avec les interactions de type électrique dues à l'ensemble des ions de la solution sur l'ion considéré (Fig. 3.2.14).

J) Loi d'action de masse

Considérons un système fermé, siège d'une réaction chimique faisant intervenir les produits de départ A et B et les produits de réaction C et D:



à l'équilibre $\Delta G = 0$

En combinant les équations (3.2.13) et (3.2.15), on obtient alors la loi d'action de masse:

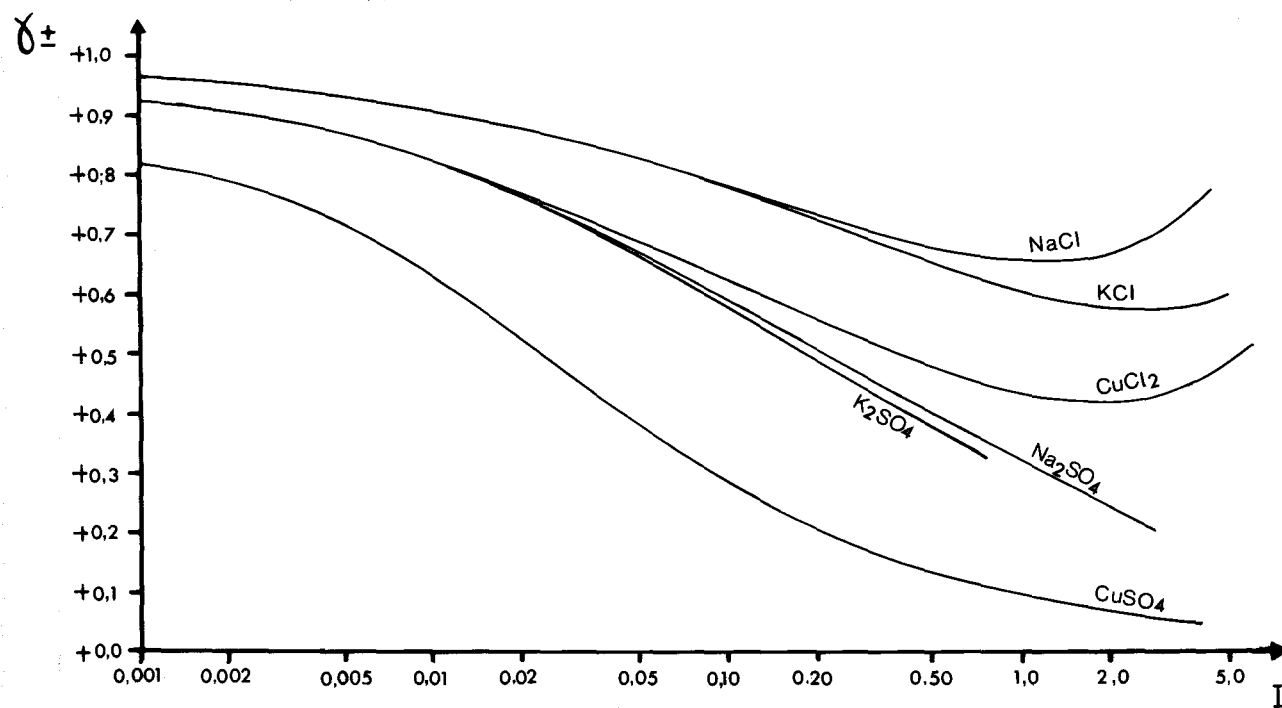


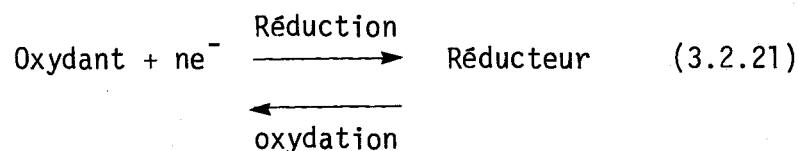
Fig. 3.2.14 Coefficient d'activité moyen $\bar{\gamma}_{\pm}$ de quelques sels en fonction de la force ionique: I

$$K = \frac{a_C^c - a_D^d}{a_A^a - a_B^b} \quad (3.2.20)$$

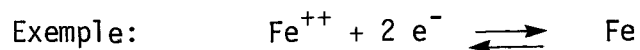
Cette loi nous permet de définir un équilibre chimique dans des conditions de pression et de température connues. Après une perturbation temporaire du système (par exemple, un excès ou un manque d'une espèce en équilibre), le système maintenu ou ramené à la température initiale revient à l'équilibre primitif.

K) Oxydo-Réduction

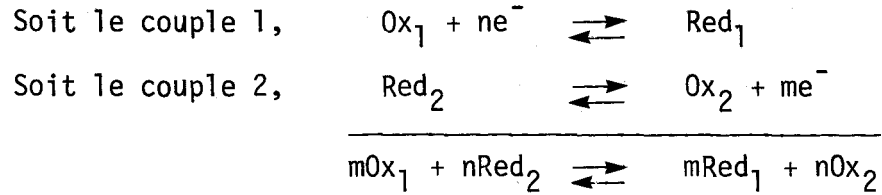
Une réaction d'oxydo-réduction est une réaction au cours de laquelle le degré d'oxydation d'un ou plusieurs éléments change. Cette modification des degrés d'oxydation s'effectue par échange d'électrons. A la perte ou au gain d'un électron correspond la perte ou le gain d'un degré d'oxydo-réduction:



(n est le nombre d'électrons (e^-) échangés dans la réaction).



Le degré d'oxydation "0" est celui de l'élément pur (Fe) tandis que le degré d'oxydation (+ II) correspond à celui de l'élément ionisé (Fe^{++}). Le réducteur et l'oxydant forment un couple Red-Ox et cette équation (3.2.21) est appelée la demi-réaction d'oxydo-réduction du couple. La somme de deux demi-réactions forme une équation chimique:



Le sens dans lequel s'effectuera la réaction déterminera la force relative de l'oxydant (1) ou du réducteur (1) par rapport à l'oxydant (2) ou du réducteur (2).

L) Potentiel d'oxydo-réduction et équation de Nerust

Le potentiel d'oxydo-réduction est la variable intensive qui rend compte de l'échange électronique mis en jeu par les réactions d'oxydo-réduction quand la solution se trouve à l'équilibre.

Considérons le couple Red-Ox: $\text{Ox} + ne^- \rightleftharpoons \text{Red}$. La variation d'énergie libre peut s'exprimer, à température et à pression constantes, par l'équation suivante:

$$\begin{aligned}
 \Delta G &= \mu_{\text{Red}} - \mu_{\text{Ox}} \\
 \Delta G &= \mu_{\text{Red}}^0 - \mu_{\text{Ox}}^0 + RT \ln \frac{(\text{Red})}{(\text{Ox})} \quad (3.2.22)
 \end{aligned}$$

Dans ces conditions, la variation de l'enthalpie libre correspond au travail électrique.

$$\Delta G = -nQ E_h \quad (3.2.23)$$

$-Q$: 96,500 coulombs.mole⁻¹ = 1 Faraday (F)

E_h : correspond au potentiel généré par le transfert d'électrons dans la réaction red-ox; il est canalisé par un système d'électrodes dont l'une (électrode à hydrogène) sert de référence et dont l'autre (électrode de platine) permet la mesure de l'apport électronique.

n : nombre de moles d'électrons échangés dans la réaction

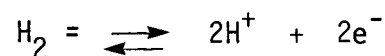
$$\Delta G : -nFE_h = \Delta G^0 + RT \ln \frac{(\text{Red})}{(\text{Ox})}$$

On obtient ainsi l'équation de NERNST:

$$E_h = E^0 + \frac{RT}{nF} \ln \frac{(\text{Ox})}{(\text{Red})} \quad (3.2.24)$$

avec

$$E^0 = \frac{-\Delta G^0}{nF} \quad (3.2.25)$$



$$E_h = E_{H_2/H^+}^0 + \frac{RT}{2F} \ln \frac{(H^+)^2}{(P_{H_2})} \quad (3.2.26)$$

$$E_{H_2/H^+}^0 = 0 \text{ Volt} \quad (3.2.27)$$

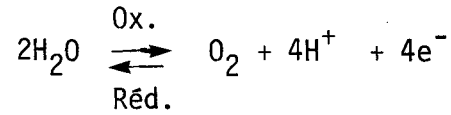
M) Construction du diagramme E_h -pH

A température et pression données, en connaissant les paramètres thermodynamiques (K , μ^0 , E^0), on peut préciser en fonction du E_h et du pH les conditions d'équilibre des réactions d'oxydo-réduction, des processus d'hydrolyse, de précipitation et de solubilisation. Ces conditions d'équilibre mises en équation déterminent dans un diagramme E_h -pH les limites des domaines de stabilité des différentes substances existant en solution.

Les domaines de stabilité sont subordonnés à l'existence de celui de l'eau.

L'eau est stable thermodynamiquement entre deux équilibres d'oxydo-réduction:

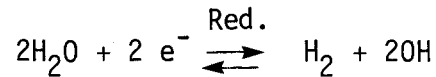
i) l'eau comme réducteur:



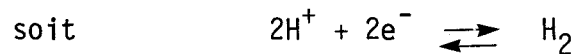
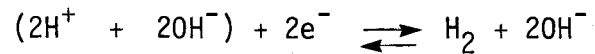
$$E_h = E^0 + \frac{RT}{4F} \ln [(P_{\text{O}_2}) \cdot (\text{H}^+)^4]$$

à $T = 25^\circ\text{C}$, $P_{\text{O}_2} = 1 \text{ atm}$: $E_h = 1,23 - 0,059 \text{ pH}$ (droite a, Fig. 3.2.15).

ii) l'eau comme oxydant:



on peut l'écrire aussi:



$$E_h = E^0 + \frac{RT}{2F} \ln \frac{(\text{H}^+)^2}{(P_{\text{H}_2})}$$

à $T = 25^\circ\text{C}$ et $P_{\text{H}_2} = 1 \text{ atm}$, $E_h = -0,059 \text{ pH}$ (droite b, Fig. 3.2.15).

Le domaine de stabilité de l'eau est inclus entre les droites a et b (Fig. 3.2.15).

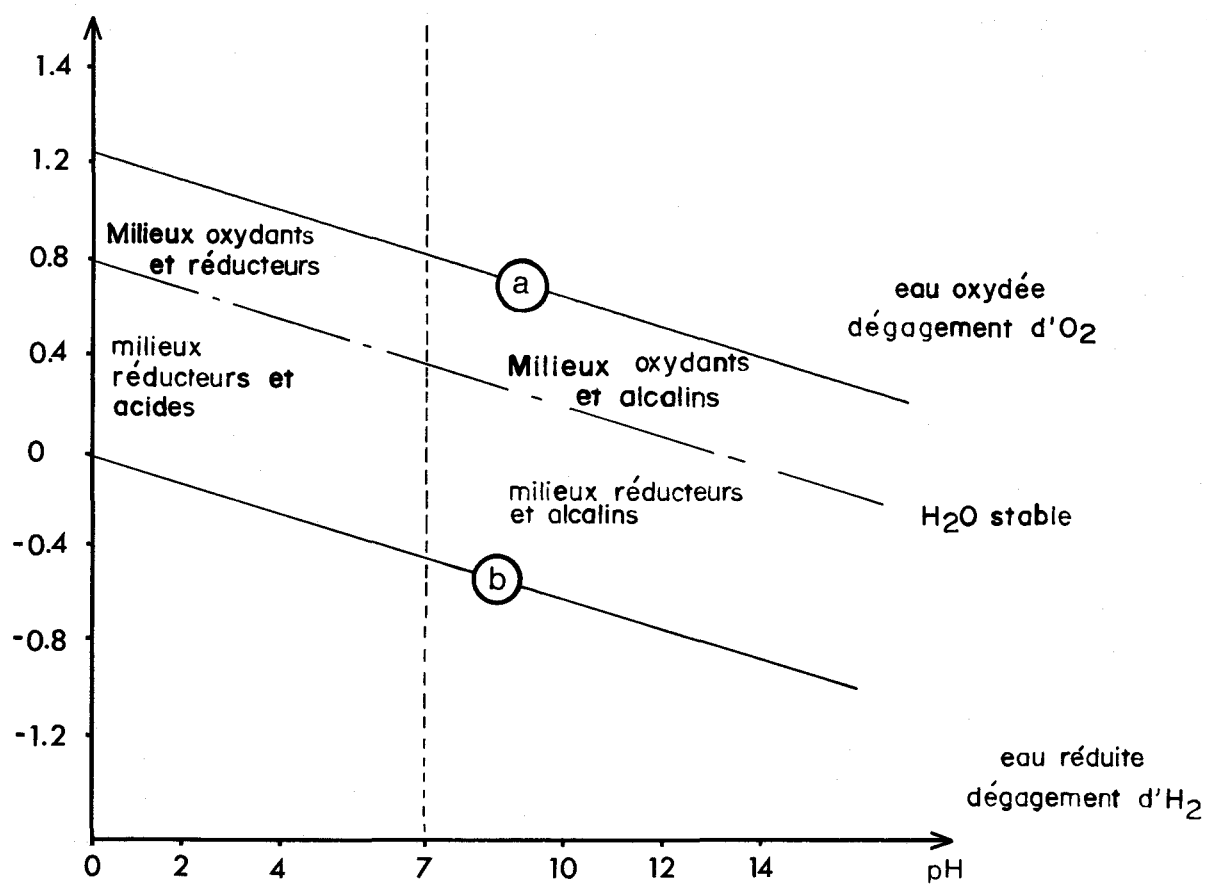


Fig:3·2·15

Domaine de stabilité thermodynamique de l'eau.

($T=25\text{ °C}$, $P=1\text{ atm}$).

N) Diagramme du fer

On établit le diagramme du fer en considérant les domaines de stabilité des différentes formes du fer suivant l'évolution du pH et du potentiel d'oxydo-réduction.

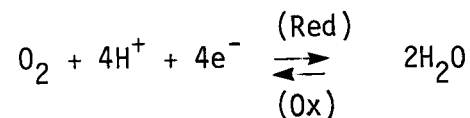
Si on part d'un milieu oxydant et acide (où Fe^{++} est stable) en restant en milieu oxydant, on obtient les ions complexes $\text{Fe}(\text{OH})^{++}$ et $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ et, ensuite, l'hydroxyde $\text{Fe}(\text{OH})_3$ précipite. Par contre, à partir d'un milieu acide et réducteur, en restant en milieu réducteur, on obtient l'ion complexe $\text{Fe}(\text{OH})^+$ qui donne l'hydroxyde $\text{Fe}(\text{OH})_2$, lequel précipite. La difficulté pour déterminer ces domaines provient de la connaissance des constantes de stabilisation des complexes.

A un même pH, on passe d'une substance à une autre par oxydo-réduction: par exemple, pour un $\text{pH} < 3$, il se forme du Fe^{+++} par oxydation d'une eau réductrice contenant du Fe^{++} .

Comme autre exemple, signalons qu'une eau réductrice (eau souterraine) avec un pH compris entre 5 et 9 va devenir oxydante lorsqu'elle est "aérée". L'oxygène de l'air va se dissoudre dans l'eau suivant la loi de Henry:

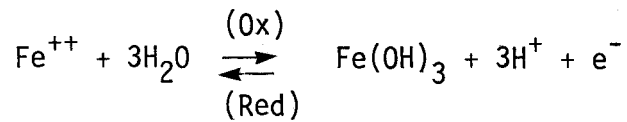
$$[\text{O}_2]_{\text{dissous}} = K P_{\text{O}_2} \quad (3.2.28)$$

Cet oxygène dissous associé à l'eau va déséquilibrer la demi réaction redox par réduction de l'oxygène introduit:



L'apport d'électrons nécessaires à cette réduction de l'oxygène en eau se fera par oxydation des éléments contenus dans l'eau.

Dans le cas du fer:



On précipite ainsi l'hydroxyde ferrique suivant:



Sur la figure 3.2.16 cette équation à l'équilibre correspond à la droite séparant les domaines de stabilité de Fe^{++} et Fe(OH)_3 .

Par vieillissement des précipités d'hydroxydes, on obtient les oxydes Fe_2O_3 (hématite) et Fe_3O_4 (magnétite). La position des domaines de stabilité par rapport aux ions ferriques Fe^{+++} et ferreux Fe^{++} est donné par la figure 3.2.17. On remarque qu'effectivement, Fe_3O_4 et Fe_2O_3 recouvrent les domaines des complexes et hydroxydes ferreux et ferriques respectifs (Fig. 3.2.16).

La composition de l'environnement aquatique peut intervenir. A la suite de l'exemple précédent (effet de l'oxygène dissous sur une eau souterraine), on peut citer les effets du gaz carbonique CO_2 et sulfureux H_2S . Ils entrent en solution suivant la loi de Henry (voir formule 3.2.28):

$$[\text{H}_2\text{S}]_{\text{dissous}} = k P_{\text{H}_2\text{S}}$$

$$[\text{CO}_2]_{\text{dissous}} = k P_{\text{CO}_2}$$

et réagissent avec les substances de l'eau. Dans le cas du fer, il y a formation des espèces solides FeS_2 (pyrite) et FeCO_3 (sidérite). Les nouveaux domaines de stabilité sont définis sur la figure 3.2.18.

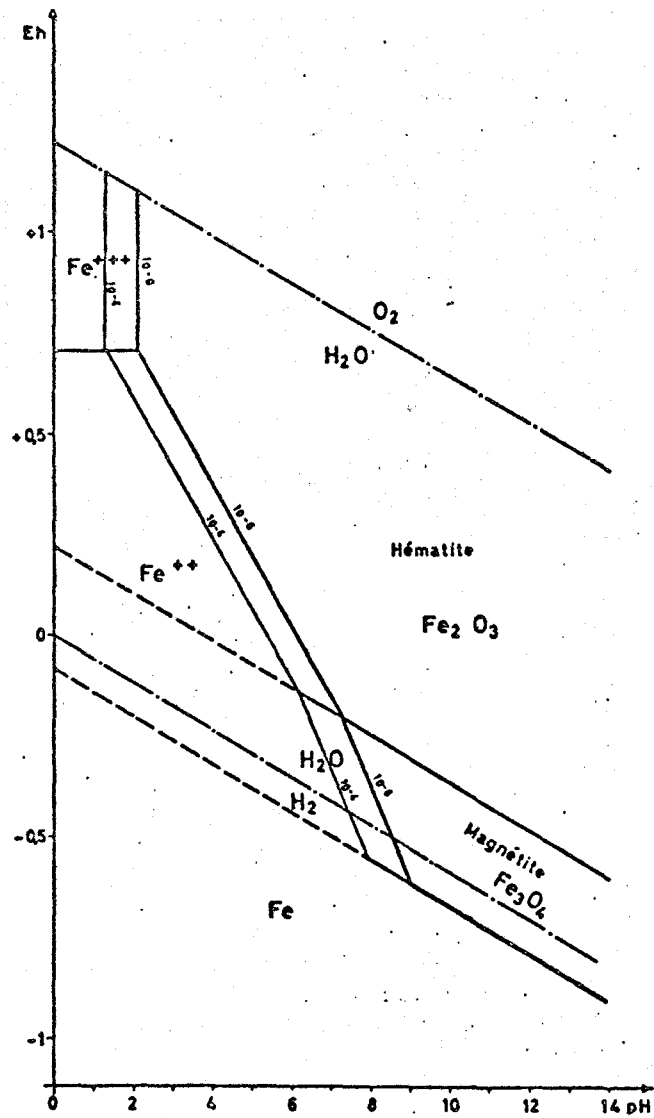


Fig. 3-2-16 Diagramme Eh - pH du fer à 25 °C et une pression totale de 1 atmosphère tenant compte de la stabilité de quelques ions complexes hydroxylés.

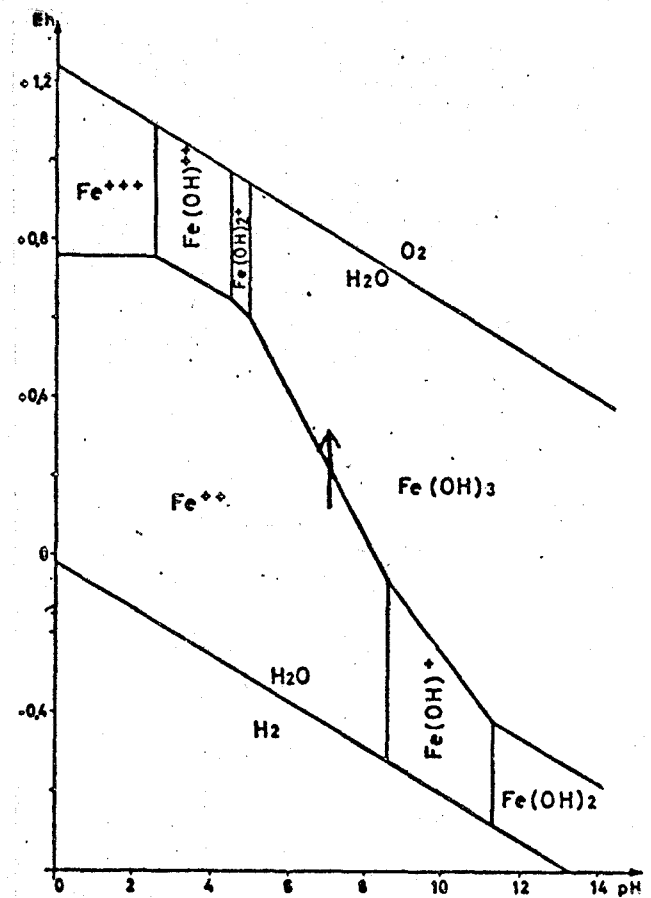


Fig. 3-2-17 Diagramme Eh - pH du fer à 25 °C et une pression totale de 1 atmosphère tenant compte de la stabilité des oxydes.

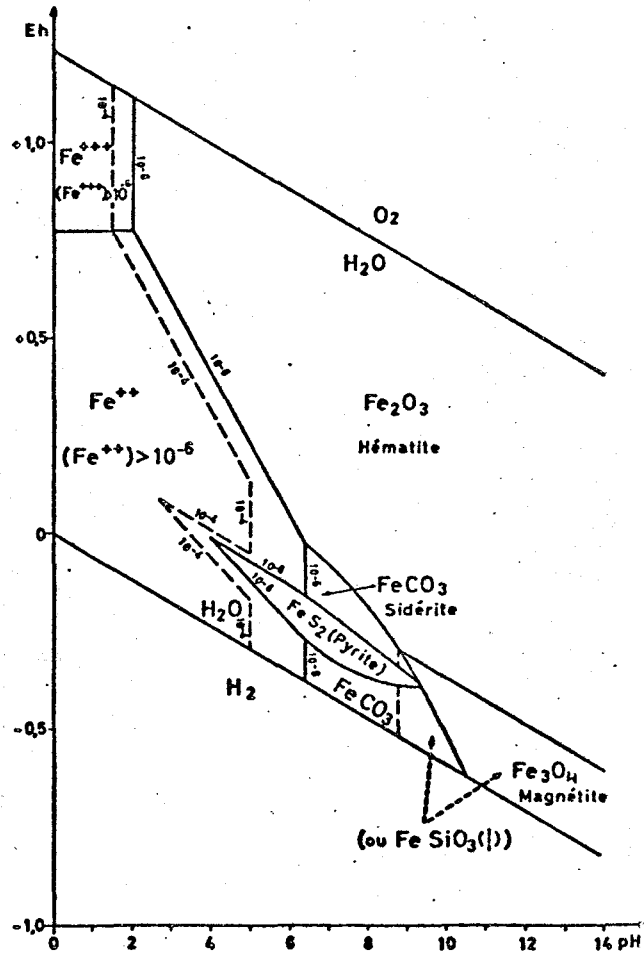


Fig. 3-2-18 Diagramme Eh - pH du fer à 25 °C et une pression totale de 1 atmosphère. Activité totale des sulfures dissous = 10^{-6} . Activité des carbonates dissous = 10^0 . (D'après Garrels et Christ, 1967).

On peut ainsi envisager la forme des différentes substances dans l'eau, en fonction du Eh et du pH. Un atlas des principaux diagrammes employés a été fait par Pourbaix *et al.* en 1963.

Garrels et Christ (1967) rapportent sur un diagramme Eh-pH le comportement redox des eaux naturelles (Fig. 3.2.19).

"Il découle de toutes ces considérations que seules les eaux de surfaces soumises à une bonne circulation sont oxydantes. Les eaux confinées perdent rapidement leur oxygène dissous, celui-ci étant soit fixé par les roches ou dans les pores du sol, soit consommé au cours de réactions biochimiques. Les eaux libres de matières organiques perdent leur caractère oxydant, en réagissant avec les silicates contenant du fer ferreux, tels que la biotite, les chlorites, les amphiboles et pyroxènes ou bien encore au contact des sulfures et des carbonates ferreux. Il existe aussi d'autres substances inorganiques réductrices mais le fer semble jouer de loin le rôle principal. Au cours de ces réactions, le pH tend à s'élever par suite de l'hydrolyse des silicates de telle sorte que les eaux deviennent progressivement alcalines et réductrices" (Garrels et Christ, 1967).

0) Intérêt des diagrammes E_h - pH

Les diagrammes d'équilibre E_h - pH permettent de comprendre un équilibre chimique et de connaître la nature des composés solubles et insolubles; de plus, on peut prévoir l'évolution d'un

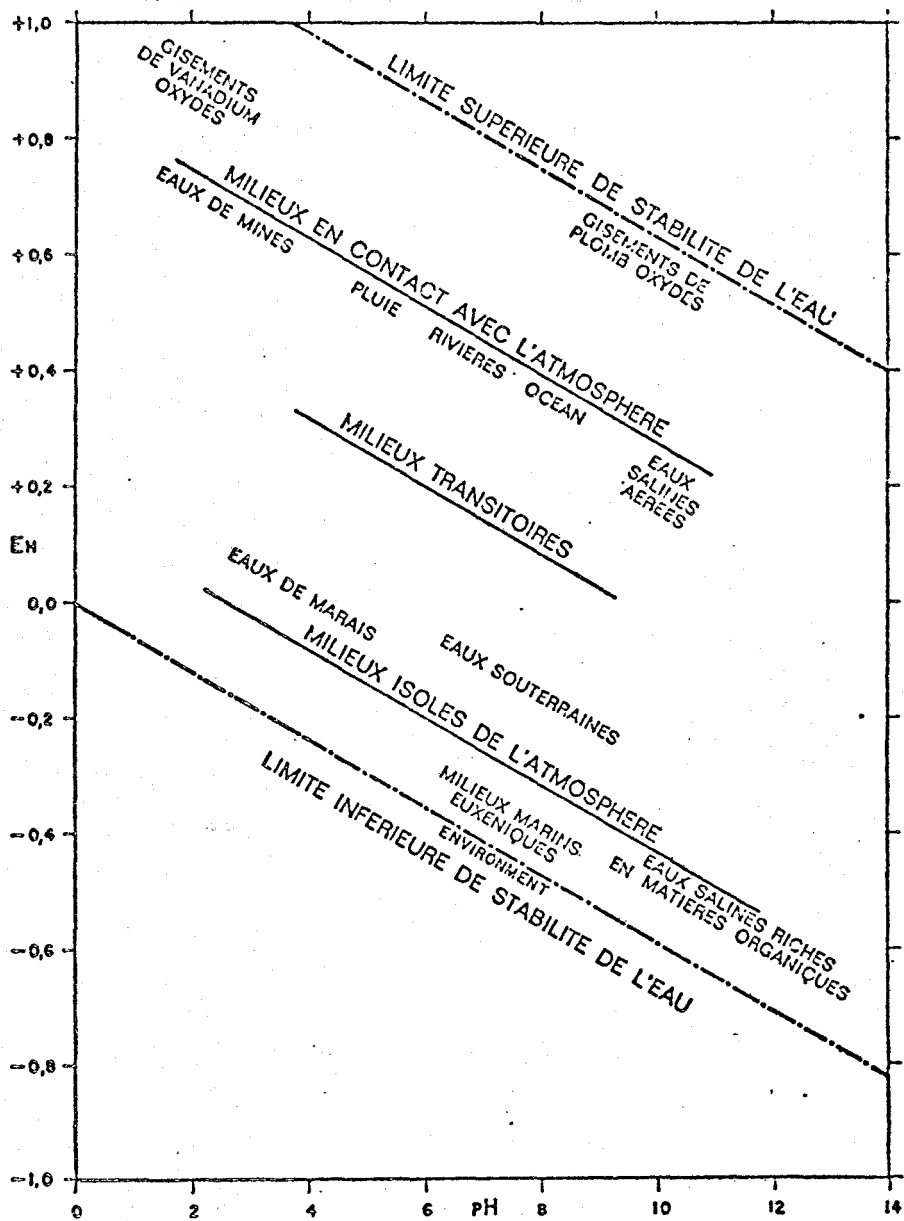


Fig. 3-2-19 Position approximative de quelques milieux naturels caractérisés au moyen du Eh et du pH. (D'après Garrels et Christ, 1967).

nouvel état d'équilibre en modifiant l'équilibre initial (exemple: précipitation de l'hydrolyse ferrique). D'autre part, il peut être intéressant d'effectuer des comparaisons entre éléments; les recouvrements de zone de stabilité identique permettent de comprendre certains types d'association minéralogique ou bien, si on connaît la qualité de l'eau d'une rivière et la composition minérale de son lit, on pourrait évaluer sa qualité à l'état d'équilibre.

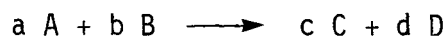
Treuil (1970) prend l'exemple d'une eau pure et aérée mise en contact avec la magnétite. Dans ces conditions, la magnétite n'est plus stable et le fer passera en solution sous la forme Fe^{++} ou Fe^{+++} ; ensuite, l'hydroxyde ferrique précipite et se transforme en hématite (Fig. 3.2.17).

Cette interprétation des diagrammes E_h - pH ne joue qu'à l'équilibre; or, en fait l'équilibre (en rivières par exemple) n'est généralement pas atteint. Dans ces conditions, il est nécessaire de suivre la cinétique des réactions en déséquilibre afin de prévoir la tendance à l'équilibre et son cheminement.

3.2.4 Approche cinétique

La thermodynamique permet de connaître dans un système fermé les transformations spontanées et leur composition chimique à l'équilibre; la cinétique s'attache à l'évolution vers cet équilibre.

La thermodynamique ne s'occupe que du début et de la fin de la réaction sans faire intervenir la variable "temps" et sans s'intéresser au processus réactionnel lui-même; de son côté, l'expérience nous donne la vitesse de la réaction. Elle est exprimée en terme de diminution de la concentration d'une espèce dans le temps. Ainsi, dans le cas:



on écrit:

$$v = \frac{-1}{a} \cdot \frac{dA}{dt} \quad (3.2.29)$$

Pour les systèmes liquides, A, B, C et D représenteront des concentrations et la vitesse (V) sera exprimée en concentration par unité de temps.

Pour les systèmes gazeux (à volume constant), A, B, C et D seront des pressions partielles.

En général, nous aurons une équation de la forme:

$$v = K(T) \cdot (C)^n \cdot (D)^m \quad (3.2.30)$$

N.B. (T): température, K: facteur de proportionnalité

La vitesse ainsi définie est un résultat expérimental suivi par l'étude des produits finis en fonction du temps. Le mécanisme réactionnel est différent: il peut être décrit par la réorganisation atomique des molécules et ions qui réagissent au moment de l'impact entre eux. Mais, il est plus logique d'envisager une séquence réactionnelle par étapes où chacune d'entre elles correspond à un réarrangement atomique ou électronique simple.

Cette séquence d'étapes fait intervenir des produits intermédiaires tels que: radicaux libres, ioniques ou polaires, etc... Chacune de ces étapes ayant une vitesse définie, la vitesse globale de la réaction sera donc fonction des différentes vitesses intermédiaires. Ce sont ces phénomènes que nous retrouvons au niveau des échanges d'oxydo-réduction.

Le potentiel d'électrode de la solution rend compte de l'échange électronique dû aux réactions d'oxydo-réduction du milieu. On démontre que l'intensité du courant électronique correspondant au potentiel de l'électrode de mesure rend compte de la variation réactionnelle des constituants au niveau de la solution étudiée.

Dans le cas d'une oxydation (l'électrode de mesure devient une anode):



on écrit:

$$i_a = i_{\text{ox}} = nF V_{\text{ox}} A; \quad (i_a > 0 \text{ par convention}) \quad (3.2.31)$$

avec:

A: aire de l'électrode

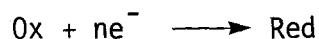
n: nombre de moles intervenant dans l'oxydation

F: 96459.5 coulombs . mole⁻¹

V_{ox} : vitesse de la réaction d'oxydation

i_{ox} : courant d'oxydation

Dans le cas d'une réduction (l'électrode de mesure devient une cathode):

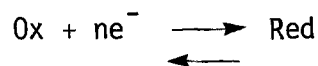


on écrit

$$i_c = i_{\text{red}} = nF V_{\text{red}} A;$$

$$(i_c < 0 \text{ par convention}) \quad (3.2.32)$$

La réaction globale s'écrit en faisant la différence des deux réactions:



le courant total est: $i = i_{\text{red}} - i_{\text{ox}} = nFA (V_{\text{red}} - V_{\text{ox}})$ (3.2.33)

A l'équilibre: $V_{\text{red}} = V_{\text{ox}}$, d'où $i = 0$ et $E = E_h$ (E étant le potentiel de l'électrode de mesure par rapport à l'électrode de référence).

Grace à la formule 3.2.33, on suit la cinétique de la réaction, par l'intermédiaire du courant i traversant l'électrode de mesure lorsque le potentiel E de celle-ci varie autour du potentiel d'équilibre E_h de la réaction Red-Ox.

Les trois cas précédents sont représentés à la figure 3.2.20 a, b, c, dans des diagrammes intensité-potentiel.

Deux possibilités existent pour un couple Red-Ox.

i) Le système peut être rapide (Fig. 3.2.21a). Il atteint l'équilibre avec une vitesse relativement grande, donc un courant i_0 grand pour l'oxydation ou la réduction. La courbe d'oxydo-réduction a une pente importante pour $i = 0$ et le potentiel E mesuré à $i = 0$ est égal au potentiel d'équilibre E_h . On peut citer en exemple le couple $\text{Fe}^{+++}/\text{Fe}^{++}$.

ii) Le système peut être lent (Fig. 3.2.21b et c.). La zone d'équilibre est atteinte avec une vitesse (d'oxydation ou de réduction) relativement faible. A l'équilibre (E_h), le courant d'oxydo-réduction n'est pas forcément nul; il peut en effet exister un très faible courant résiduel. Le E_m mesuré pour $i=0$ est donc différent de E_h . C'est le cas du couple $\text{H}_2\text{O}/\text{O}_2$.

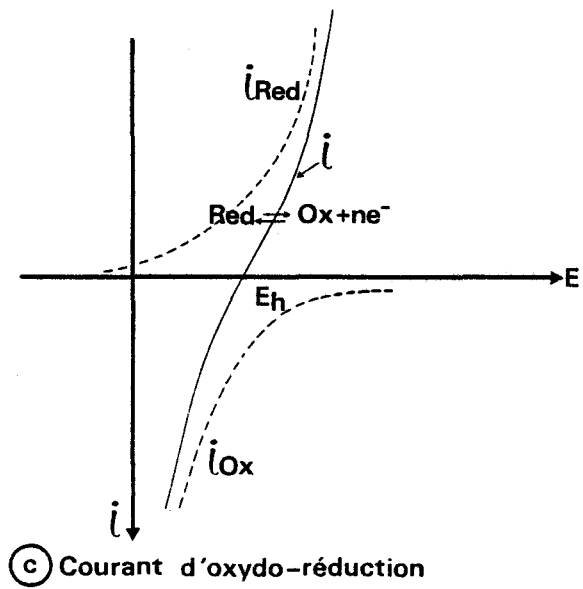
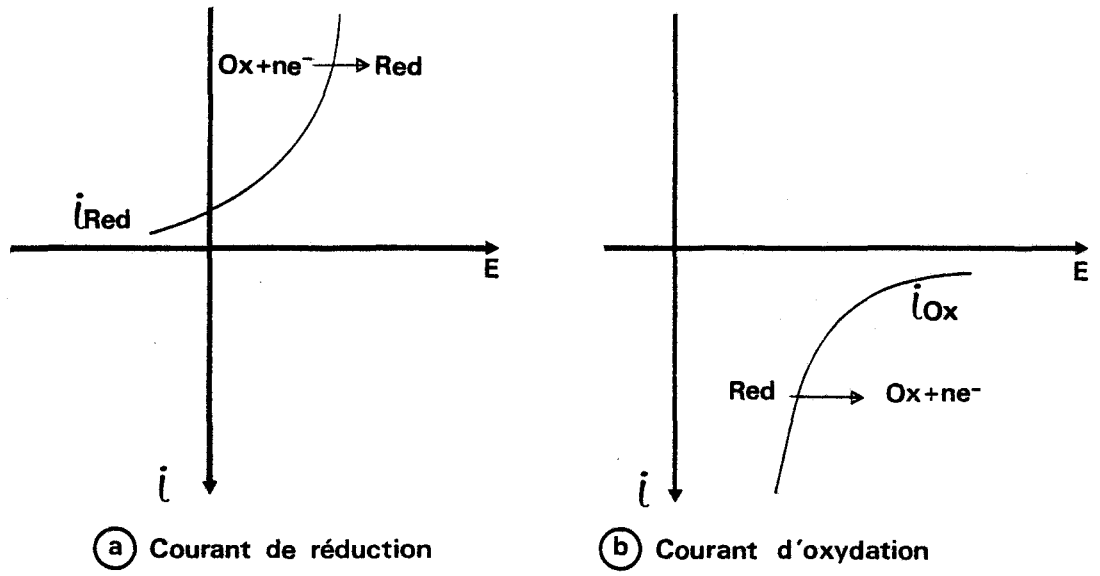
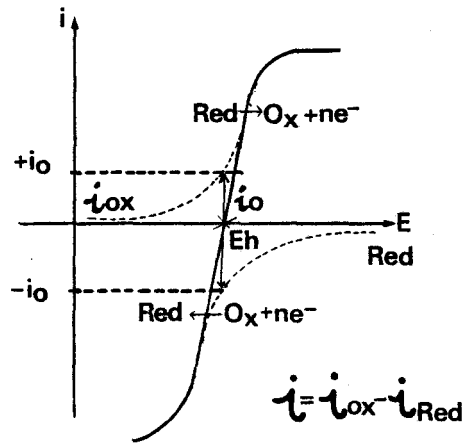
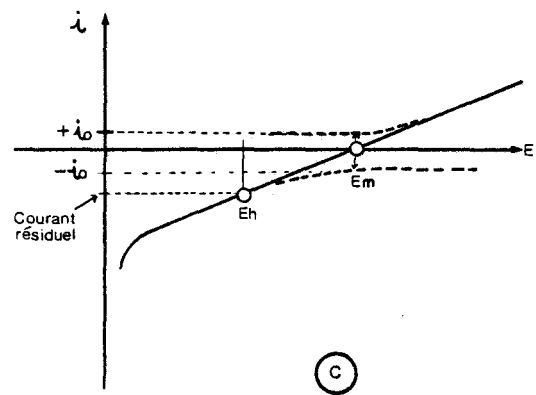
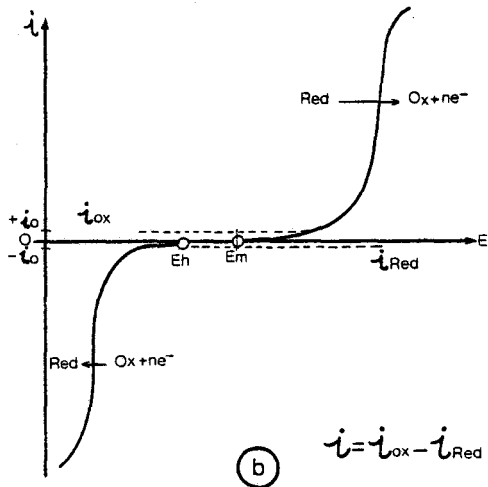


Fig. 3-2-20 Courbe intensité potentiel d'un couple Red-Ox-



(a) Courbe intensité-potentiel d'un couple redox rapide

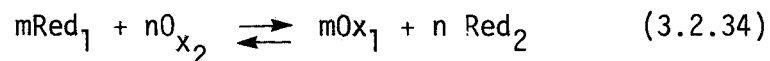


(b) et (c) Courbes intensité-potentiel d'un couple redox lent.

Fig. 3-2-21 Courbes intensité-potentiel d'un couple redox.

Faisons réagir maintenant deux couples Redox ensemble. C'est ce qui se passe dans la réalité. Plusieurs cas se présentent:

i) les deux couples sont rapides (Fig. 3.2.22a). Dans ce cas, l'équilibre est vite atteint et le potentiel mesuré pour $i=0$ est le potentiel E_m correspondant à l'équilibre:



On appelle ce potentiel E_m un "potentiel mixte".

ii) Le couple $\text{Red}_1\text{-Ox}_1$ est lent, le couple $\text{Red}_2\text{-Ox}_2$ est rapide (Fig. 3.2.22b et c).

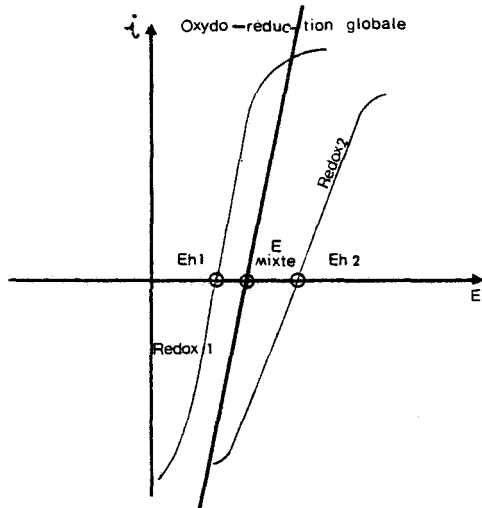
Si les deux potentiels respectifs d'équilibre E_{h1} et E_{h2} sont très différents, lorsque la vitesse d'oxydation (ou de réduction) de l'un sera faible, celle de l'autre couple sera suffisamment importante pour nous ramener au cas précédent. Pour $i=0$, nous aurons le potentiel E mixte de l'équilibre.

Si les deux potentiels E_{h1} et E_{h2} sont proches, le système rapide 2 va imposer son équilibre car les vitesses d'oxydation ou de réduction sont plus grandes au voisinage de l'équilibre ($i=0$). Le potentiel de l'équilibre sera donc celui du système 2 rapide (Fig. 3.2.22c). Par exemple dans une eau riche en fer, le potentiel mesuré à l'équilibre sera le plus souvent celui du couple $\text{Fe}^{+++}/\text{Fe}^{++}$ (couple rapide).

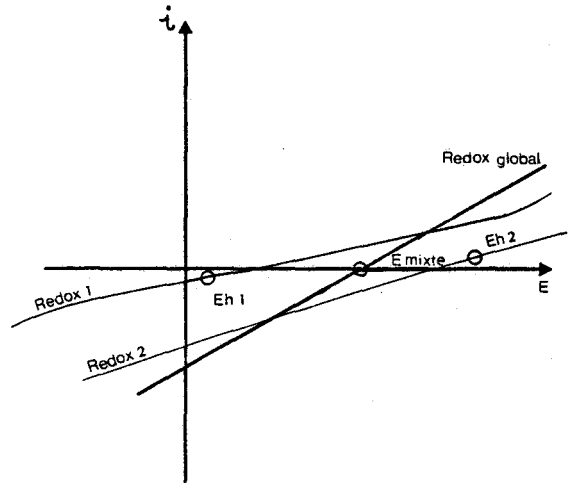
Le couple rapide 2 doit toutefois être en concentration suffisante relativement au couple lent 1.

iii) Les deux systèmes sont lents:

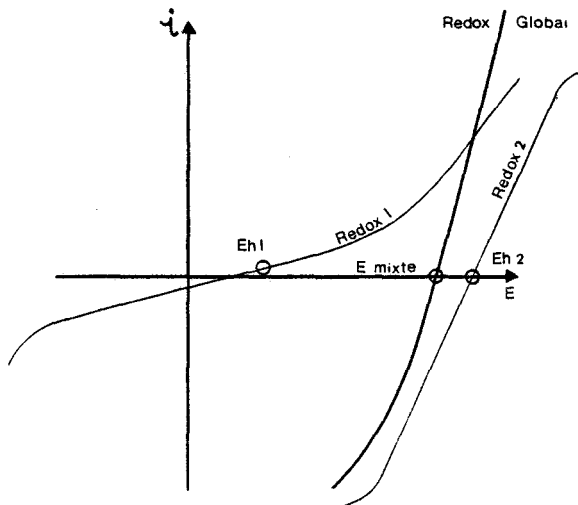
A l'équilibre, lorsque les vitesses s'annulent ($i=0$), on obtient un potentiel mixte E_m . (Fig. 3.2.22d).



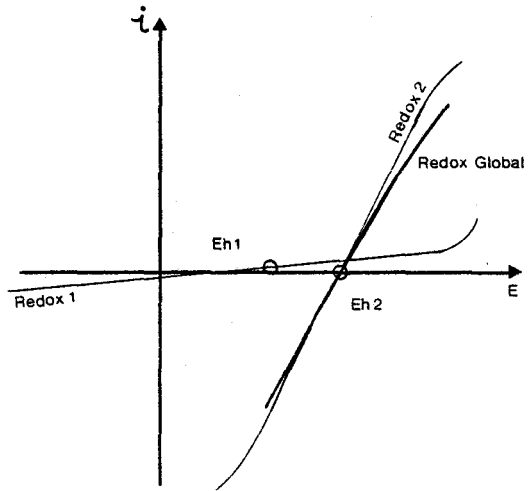
(a) Deux couples Redox rapides



(d) Deux couples Redox lents



(b) Couple Redox₁ lent et Couple Redox₂ rapide



(c) Couple Redox₁ lent et couple Redox₂ rapide

Fig. 3-2-22 Courbes intensité-potential dans le cas de deux couples Redox ensemble.

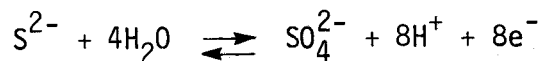
Ainsi, une eau faiblement ferrugineuse ($\text{Fe}^{+++}/\text{Fe}^{++}$ en faible concentration) nous donne avec le couple $\text{H}_2\text{O}/\text{O}_2$ un potentiel mixte.

En conséquence, la plupart des potentiels mesurés dans les eaux naturelles représentent des potentiels mixtes qui ne peuvent être utilisés dans une interprétation quantitative. Néanmoins, les diagrammes Eh-pH indiquent les domaines de stabilité à l'équilibre. En sachant qu'une eau n'est probablement pas dans cet état d'équilibre, en connaissant son pH et en mesurant son potentiel d'oxydo-réduction, on peut prévoir l'évolution qualitative de cette eau.

3.2.5 Oxydo-réduction en milieu naturel

Afin de comprendre comment on peut contourner la difficulté présentée par l'état de non-équilibre retrouvé généralement dans les eaux naturelles, nous allons exposer quelques travaux récents traitant de la question.

- Michard et Allègre (1969) ont choisi un diagramme logS-pH qui décrit et explique les milieux très réducteurs, en particulier ceux des sulfures. La réduction lente "Sulfates - sulfures", est catalysée en milieu aqueux par les bactéries (*D. desulfuricans*):



"La validité des diagrammes "Eh-pH" où l'on représente les domaines de stabilité des sulfures insolubles sera donc remise en question. Le problème est ici différent du précédent car le fait important est la présence d'une certaine quantité d'ions sulfures qui peut entraîner la précipitation d'un ion. En d'autres termes il ne s'agit plus d'étudier l'oxydation de

différents éléments par un même oxydant lent mais d'étudier la précipitation (sans changement de degré d'oxydation) de différents éléments par réaction sur le terme réduit du couple lent qui nous intéresse. Il nous a alors semblé préférable de remplacer dans les diagrammes " E_h -pH" E_h par l'état d'oxydation du couple SO_4^{2-} / S^{2-} , c'est-à-dire le rapport SO_4^{2-} / S^{2-} (qui sont des grandeurs mesurables) ou une fonction de ce rapport. Nous avons convenu d'utiliser la quantité $\log S$, où S représente la concentration totale de soufre à l'état d'oxydation (-II)" (d'après Michard et Allègre, 1969).

Helgeson (1968) analyse la redistribution des composantes d'un système dans un processus géochimique. L'idée fondamentale est la suivante: "Bien qu'irréversible dans un sens général, tout processus géochimique peut être représenté par une succession d'états d'équilibre, chacun réversible par rapport au suivant, mais tous reliés irréversiblement à l'état initial du système". De la sorte, Helgeson (1968) prétend suivre le "chemin de la réaction".

Mathématiquement, le travail consiste à utiliser les équations d'équilibre thermodynamique en les appliquant à des états d'équilibre infiniment petits. En fait, on suit alors les variations des potentiels chimiques des éléments considérés en reportant sur un diagramme logarithmique les activités de ces éléments dans la solution.

Treuil (1970) se propose d'étendre le raisonnement d'Helgeson aux diagrammes E_h -pH.

"En figurant dans un tel diagramme la solution par un point ayant pour coordonnées le pH et le potentiel (E_m) mesuré, on peut prévoir l'évolution des réactions d'échanges solide-solution. On peut dire en effet que le système évoluera dans le

sens de la formation d'une phase minérale qui serait en équilibre avec la solution en l'absence des autres phases minérales, le potentiel mesuré (E_m) présentant pour cette phase seule en présence de la solution le potentiel d'équilibre E_h . Ce résultat permet alors d'écrire les équations des réactions d'oxydo-réduction et donc de prévoir la variation de E_m et du pH de la solution et finalement le sens d'évolution de la solution" (d'après Treuil, 1970).

Ceci permet alors de déterminer la pente $\frac{dE}{dpH}$ de la droite d'évolution du point représentatif de la solution. Pour la suite, le raisonnement à l'aide du diagramme E_h -pH est analogue à celui d'Helgeson par rapport à son diagramme d'activités.

Stumm et Morgan (1970) traitent du non équilibre redox des eaux naturelles.

"On sait que l'azote et la matière organique persistent dans les eaux contenant de l'oxygène dissous; on ne trouve donc pas d'équilibre "redox" total dans les systèmes d'eaux naturelles, même dans les films de surface. Il existe des équilibres partiels traitables comme approximations d'équilibre soit en raison de la lenteur de l'interaction avec d'autres couples "redox", soit par isolation de l'environnement d'ensemble, résultat de la lenteur des processus de diffusion ou de mélange.

Le maintien de la vie résultant directement ou indirectement d'un impact régulier de l'énergie solaire (photosynthèse) est la cause principale des conditions de non équilibre. Tous les composants redox principaux en accord avec la composition des eaux naturelles sont biologiquement actifs. Les organismes eux-mêmes, produits de matière inorganique et formés à partir "d'éléments redox", leur composition stoi-

chiométrique relativement constante ($C_{106} H_{263} O_{110} N_{16} P$) et le cycle d'échange entre les éléments chimiques de l'eau et la biomasse ont des effets prononcés sur la concentration relative des éléments dans l'environnement. Les éléments biologiques actifs circulent suivant un processus différent de celui de l'eau ou des produits solubles actifs.

La photosynthèse piège l'énergie lumineuse et la convertit en énergie chimique; elle produit des états réduits (potentiels redox très électronégatifs) d'énergie libre importante et, de ce fait, crée le non-équilibre des concentrations des composés de carbone, azote et soufre.

...Au contraire, la respiration, la fermentation et d'autres processus non photosynthétiques de matière organique tendent à rétablir l'équilibre par catalyse ou réactions chimiques intermédiaires, en relachant l'énergie libre, augmentant ainsi le niveau moyen du potentiel redox.

...Par ce moyen, les organismes non photosynthétiques obtiennent une source d'énergie pour leur besoin métabolique.

...Ainsi les systèmes écologiques d'eaux naturelles sont représentés de manière plus adéquate par des modèles dynamiques que par des modèles d'équilibre. Ceux-ci peuvent seulement décrire l'état stable thermodynamique et donner la tendance du processus.

...Toutefois les organismes ne peuvent pas effectuer les transformations thermodynamiques des réactions redox en jeu. Le potentiel redox (E_h) est donc un paramètre qui caractérise de façon restrictive le comportement écologique. La valeur du E_h , où les réactions red-ox sont possibles, peut être estimée

par le calcul de la composition d'équilibre comme une fonction du potentiel redox" (d'après Stumm et Morgan, 1970).

Un autre exemple d'utilisation des diagrammes potentiel E_h -pH est illustré à la figure 3.2.23 extraite du "Memento technique de l'eau" de la société Degrémont: il s'agit de caractériser l'état de fraîcheur d'une eau usée par son potentiel d'oxydo-réduction.

3.3 QUALITE DES EAUX ATMOSPHERIQUES

Il est difficile d'identifier la contribution relative des différentes sources d'eaux atmosphériques qui précipitent sous forme de pluie ou de neige dans un bassin; la proportion des eaux de précipitation d'origine océanique sur un bassin comme le Mississippi est de 85-89%, le reste provenant de l'évapotranspiration du bassin (8-9%) et des bassins avoisinants (3-6%). La contribution océanique à la production des eaux atmosphériques diminue en fonction de la distance de la côte et dépendra de nombreux facteurs atmosphériques et topographiques affectant leurs parcours: dans les régions éloignées des mers, on admet que 20 à 30% des précipitations proviennent des eaux atmosphériques produites par l'évapotranspiration du sol et de la végétation (Bruce et Clark, 1966).

Les eaux atmosphériques, qu'elles soient sous forme vapeur, liquide ou solide, peuvent parcourir des distances énormes avant de précipiter au sol. Les masses d'air qui les accompagnent se chargent alors de matières particulaires et moléculaires d'origine naturelle ou de provenance urbaine ou industrielle. Les concentrations de ces substances retrouvées dans les précipitations dépendront du processus de formation des gouttelettes d'eau ou des cristaux de glace, de leur temps de séjour dans l'atmosphère et du nombre de collisions efficaces avec les molécules ou les particules en suspension avant que leur taille les entraîne vers le sol; ces concentrations dépendront aussi du captage d'ions en

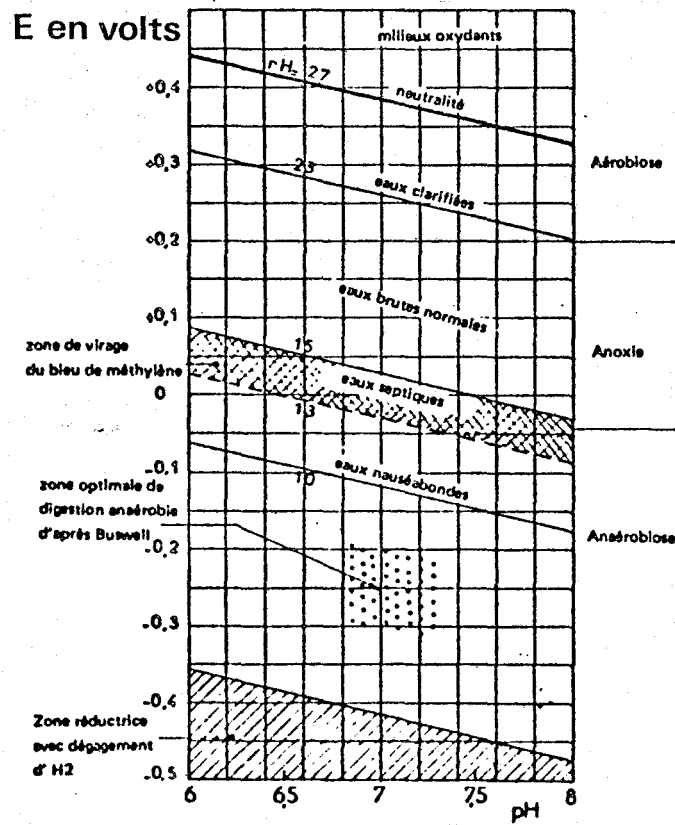


Fig.3-2-23

Etat de fraîcheur d'une eau usée caractérisée par son potentiel Redox

solution dans les minigouttelettes, de molécules, de polymères ou de particules lors de la traversée de l'atmosphère avant leur arrivée au sol.

3.3.1 Système particulaire aérien

Nous retrouvons dans l'atmosphère un spectre très étendu de particules caractérisées par leur composition moléculaire, leurs dimensions, leurs surfaces, leurs charges et leurs réactions avec la phase vapeur de l'eau. Ces particules peuvent être faites de matière vivante (pollen, microorganismes, insectes) ou non vivante (fumée, poussières, fibres, polymères, etc...).

Les périmètres des particules de matière non vivante s'étendent de $6 \times 10^{-4} \mu$ à 20μ . Leur demi-vie dans l'atmosphère, inversement proportionnelle à la vitesse de sédimentation, décroît rapidement quand la dimension des particules augmente. Généralement, les petites particules sont chargées et ces charges favoriseraient leur adsorption sur d'autres particules de charge inverse. (Corn, 1968).

Les particules ayant un rayon supérieur à 0.1μ constituent la majeure partie de la masse totale particulaire de l'atmosphère. Elles possèdent des propriétés hygroscopiques qui en font des noyaux de condensation responsables pour la formation des nuages et des précipitations. En effet, les particules qui sont non solubles ou hydrophobes deviendraient hybrides hydrophiles après adsorption sur leur surface de gaz ou de petites particules chargées (Corn, 1968).

3.3.2 Réactions du système gazeux aérien avec les eaux atmosphériques

Les eaux atmosphériques réagissent avec les gaz constituant l'atmosphère en les solubilisant selon la loi d'Henry ou, s'il s'agit de cristaux de glace, par adsorption physique; chaque gaz retrouvé dans l'atmosphère a une solubilité ou une adsorptivité différente variant selon ses caractéristiques moléculaires et ses réactions subséquentes avec l'eau.

Les gaz présents dans l'atmosphère sont nombreux et leur fraction molaire varie avec l'altitude, la latitude, la longitude, l'heure du jour ou la période de l'année; toutefois, pour certains d'entre eux parmi lesquels on retrouve les plus abondants, leur variabilité est très faible et l'échelle temps doit être étendue à plusieurs centaines d'années: c'est le cas pour l'oxygène, l'azote et la plupart des gaz rares.

En général, l'eau atmosphérique est en équilibre avec la composante gazeuse environnante. Lors de précipitations, la coalescence des micro-gouttelettes ou la floculation des cristaux (et leur chute subséquente) provoque un changement continu du point d'équilibre et amène un processus de solubilisation et d'adsorption différent. En effet, la variation de la tension de surface, l'augmentation de la température, la vitesse de précipitation, la captation de particules ou de molécules de gaz transforment de façon continue les réactions d'échange avec le milieu ambiant.

Trois types de réaction de la phase gazeuse aérienne avec les eaux atmosphériques sont possibles:

1. Solubilisation (Junge, 1963) ou adsorption simple selon la loi d'Henri ou les lois de l'adsorption physique des gaz tels que O_2 , N_2 , CH_4 , les gaz rares, etc.

2. Solubilisation ou adsorption physique suivie d'une réaction d'hydratation et de dissociation avec les gaz tels que CO_2 et NH_3 .
3. Solubilisation ou adsorption physique suivie d'une réaction d'oxydation ou d'une conversion irréversible avec les gaz tels que O_2 , SO_2 , NO_2 , etc..

La solubilisation dans les eaux atmosphériques est plus faible pour les gaz de la catégorie 1 que pour les gaz de la catégorie 2 ou 3; la solubilisation étant limitée par la pression partielle du gaz dans la phase aqueuse, sa transformation sous une autre forme à l'intérieur de cette phase augmente sa solubilité. Les réactions avec les cristaux de glace sont moins connues et les mécanismes de transformation des caractéristiques chimiques ont été peu étudiés.

On verra ultérieurement que les gaz aériens, même présents à l'état de trace, peuvent transformer les caractéristiques physico-chimiques des eaux atmosphériques.

3.3.3 Processus physiques influençant la qualité des eaux atmosphériques

Au cours de leur séjour aérien, les eaux atmosphériques, quelle soit la phase sous laquelle elles se retrouvent dans l'atmosphère, viennent en contact plus ou moins prolongé avec des ions, des molécules, des polymères, des macromolécules et des particules de toute sorte et de toute origine. Toute substance en contact avec les eaux atmosphériques a un effet sur au moins une phase des eaux atmosphériques et conditionne la qualité des précipitations.

Le cycle des aérosols et des gaz peut être décrit comme suit (Junge, 1963):

AEROSOL

- a) extraction de l'atmosphère via les précipitations;
- b) extraction de l'atmosphère par sédimentation;
- c) extraction de l'atmosphère par impact sur une surface attachée au sol;

GAZ

- a) extraction de l'atmosphère via les précipitations;
- b) adsorption sur des surfaces au sol et réactions subséquentes;
- c) transformation en aérosol ou en d'autres gaz traces par réaction chimique;
- d) extraction de l'atmosphère par volatilisation dans l'espace.

Il convient de distinguer deux modes d'extraction de l'atmosphère des gaz et des particules via les précipitations:

1. réaction intime avec les eaux atmosphériques au cours de la formation de gouttelettes ou cristaux précédant les précipitations;
 2. captage des gaz ou des particules par les gouttelettes ou les cristaux de glace lors de leur chute au sol.
- A) Processus associé au cycle hydrologique

Evaporation

L'évaporation de l'eau ou son passage de la phase liquide à la phase gazeuse est la source majeure des eaux atmosphériques. Elle survient partout où il y a contact entre une phase gazeuse comme l'air et la phase liquide. Le mécanisme moléculaire de l'évaporation est essentiellement le même, qu'elle se produise à partir de la surface de l'océan, des lacs, des rivières, du sol ou de gouttelettes d'eau en suspension dans l'atmosphère: une

molécule d'eau passe de la phase liquide à la phase vapeur quand elle a acquis suffisamment d'énergie cinétique pour échapper aux forces d'interaction des autres molécules d'eau (forces de van der Waals, moments dipolaires et liens covalents). L'énergie nécessaire à l'évaporation de l'eau est très élevée; elle est de l'ordre de 540 cal./gm à 100°C tandis que l'énergie radiante maximale à nos latitudes variera de $150 \text{ cal./cm}^2\text{jour}$ en janvier à $800 \text{ cal./cm}^2\text{jour}$ en juin.

Bien que l'eau soit de loin la masse liquide la plus importante de la géosphère, il existe une grande variété de produits naturels ou artificiels volatiles qui sont présents en abondance dans certaines régions. Si l'énergie nécessaire à leur évaporation est faible comparée à celle de l'eau, ces substances pourront influencer localement la composition de l'atmosphère.

La présence dans l'atmosphère de cristaux de sel ou de matière particulaire hydrophile serait en partie due à l'évaporation de gouttelettes ou de micro-gouttelettes pulvérisées par l'action combinée du vent, des vagues et de l'effervescence sur les grandes étendues d'eau: les sels solubles ou les particules qu'elles contiennent cristalliseraient ou s'aggloméreraient pendant l'évaporation et seraient transportés sur de longues distances par les vents après avoir été soulevés à de hautes altitudes par des courants de convection.

Ces deux phénomènes ont un effet sur la composition chimique des précipitations diminuant rapidement avec la distance.

Evapotranspiration

L'évapotranspiration des végétaux est une composante importante du bilan hydrique d'un bassin. La transpiration est essentielle au métabolisme des plantes parce qu'elle fournit l'énergie nécessaire aux mouvements d'eau et des électrolytes du sol vers les

feuilles; de plus, l'énergie d'évaporation de l'eau transpirée étant élevée, les feuilles peuvent exposer de grandes surfaces aux rayons solaires (photosynthèse) et à l'air ambiant (absorption d'oxygène et de dioxyde de carbone) sans élever leur température au delà de quelques degrés au-dessus de la température de l'air ambiant. La majeure partie de l'eau (98%) absorbée par la plante à partir du sol est évaporée vers l'atmosphère tandis que le reste est retenu dans le couvert végétal (1.8%) ou utilisé dans la photosynthèse (.2%) (Sutcliffe, 1968). Le mouvement de l'eau et des électrolytes dans la plante est associé intimement à son métabolisme. Ainsi, le liquide exsudé en surface de la feuille par les grandes salines est souvent riche en sel. Bien qu'on ne connaisse pas le mécanisme métabolique lié à cette sécrétion, cette dernière semble augmenter avec des conditions favorables à l'absorption d'eau et défavorables à la transpiration. Les gouttelettes apparaissant à la surface de la feuille contiennent de l'acide aspartique, de l'asparigine, des sucres, des produits organiques variés et une douzaine d'éléments minéraux (Kramer, 1969). L'action du vent sur les gouttelettes ou les résidus de leur évaporation ensemencera l'atmosphère au-dessus du couvert forestier et ces différentes substances pourront être transportées sur de longues distances.

Interception

Au cours d'une précipitation, le couvert végétal intercepte une certaine quantité d'eau qui, par la suite, est évaporée directement ou absorbée et ensuite transpirée par les plantes. Dans les régions humides et forestières, l'interception annuelle peut atteindre 25 cm sur 100 (Gray, 1972). Au cours des averses, l'eau captée par le couvert végétal est en équilibre avec la partie de l'eau qui rejoint la surface du sol; les substances solubles et les particules en provenance des sécrétions d'origine végétale ou des retombées sèches adhérant à la surface des plantes viendront changer les caractéristiques physico-chimiques des eaux atmosphé-

riques et contribueront de façon non négligeable au bilan hydro-électrolytique d'un bassin.

B) Substances associées aux phénomènes naturels et aux activités humaines

La présence dans l'atmosphère terrestre de substances solides ou de gaz résulte des émanations en provenance des activités humaines ou de phénomènes naturels (éruptions volcaniques, les feux de forêt, l'érosion des sols ou le bombardement cosmique). Les activités humaines provoquant des émanations sont diversifiées; nous y retrouvons, parmi les plus importantes, les produits de combustion de l'énergie fossile (SO_2 , NO_2 , CO , Zn , Pb , etc..), la poussière en provenance des activités industrielles (extraction de minerais, transformation de produits) et des activités agricoles (remuage des sols, épandage d'engrais ou de pesticides), les dérivés du contrôle industriel des moustiques et des feuilles ainsi que diverses substances provenant d'explosions en temps de paix et en temps de guerre.

3.3.4 Composition des précipitations

Dans le cycle hydrologique, les précipitations constituent le lien entre les eaux de surface ou souterraines et les eaux atmosphériques. La composition chimique des précipitations, que ce soit sous forme de pluie ou de neige, peut être considérée comme caractéristique des eaux atmosphériques locales et de la contamination de l'atmosphère traversée par les précipitations.

NA

La concentration de sodium retrouvée dans les précipitations sur le territoire américain varie, pour une année, de 0.2 mg/l dans des endroits éloignés de l'influence maritime à 8 mg/l à proximité

de la mer (Junge et Werby, 1958). Une partie importante du sodium provient des cristaux de NaCl produit par évaporation de gouttelettes d'eau à partir de la surface des océans. Dans ces conditions, le rapport des concentrations Cl/Na devrait être sensiblement le même que le rapport des concentrations de l'eau de mer où $Cl/Na = 1.8$. Quand ce rapport des concentrations diminue dans les précipitations, en supposant que le sel marin y est la principale source importante de chlore (Junge et Gustafson, 1957), on admet que la poussière provenant de l'érosion des sols riches en sodium s'avère une contribution significative à la concentration de sodium retrouvée dans les précipitations. Bien qu'il soit difficile d'identifier dans celles-ci la contribution des différentes sources de sodium, il est possible d'en mesurer l'efficacité globale; en effet, sur le territoire américain, le rapport précité varie de 1.8 dans les régions maritimes à 0.24 dans le centre ouest du pays (Junge, 1963). Par ailleurs, il est fréquent que l'on retrouve des rapports de concentration ($[Cl/Na]$) plus grands que 1.8 Junge (1963) a émis plusieurs hypothèses quant aux mécanismes susceptibles d'amener, dans certaines régions, un excès en chlorure:

- erreur systématique dans l'analyse;
- modification de la composition du sel de mer lors de la séparation de la surface de la mer;
- production de chlorures par l'industrie.

Cl

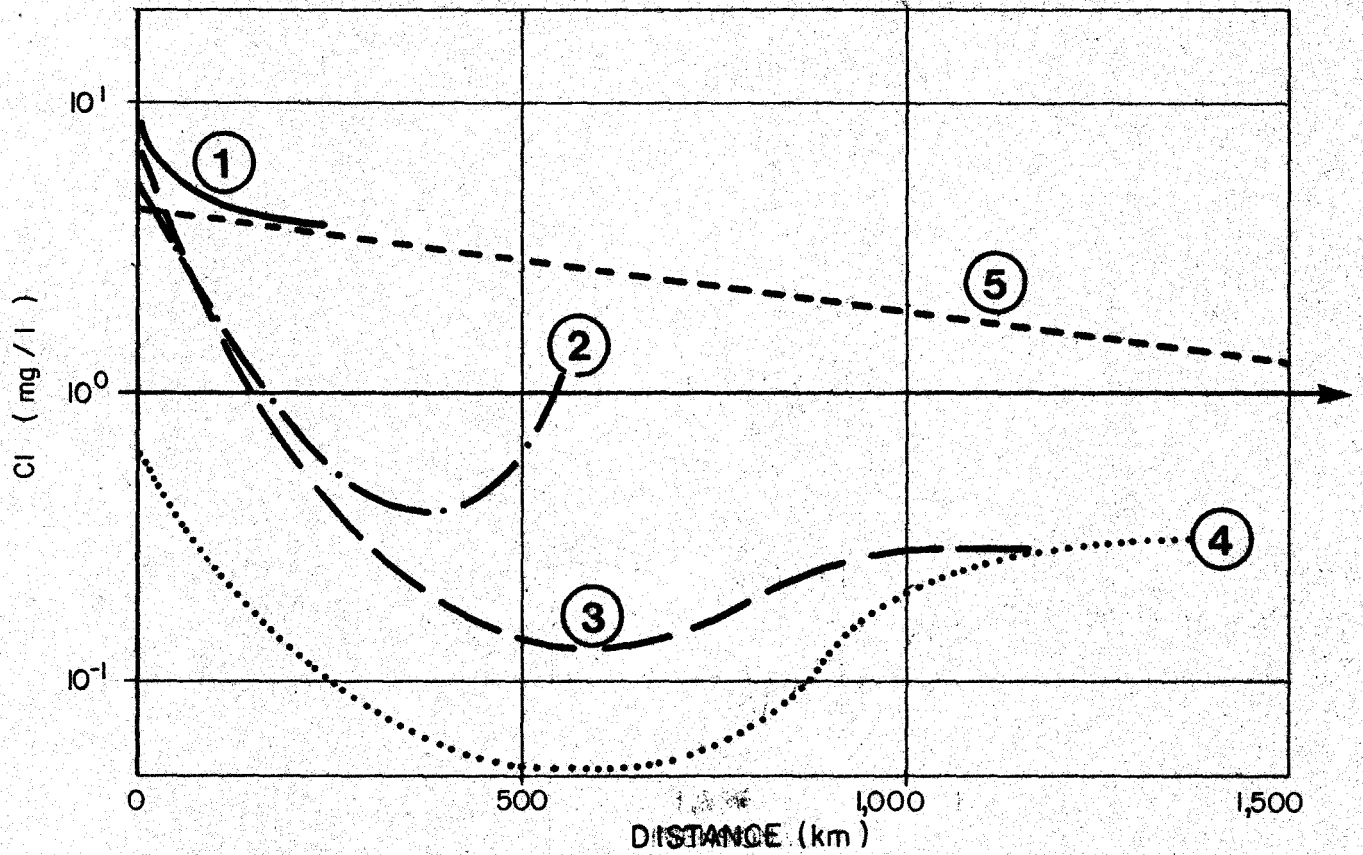
Les concentrations en ions chlorures rencontrées dans les précipitations varient de 8.6 mg/l à proximité des côtes à 0.08 mg/l profondément à l'intérieur du pays. Les ions chlorures proviennent en majeure partie des aérosols marins; ils sont formés lors de l'évaporation des gouttelettes d'eau salée dans l'atmosphère par le bris des bulles d'air s'échappant de la mer. La

dimension des cristaux de sel formés lors de l'évaporation dépend des dimensions des micro-gouttelettes qui, à leur tour, dépendent de la dimension des bulles d'air ou de gaz s'échappant vers la surface. La mise en suspension dans l'atmosphère sera d'autant plus grande si l'agitation de la mer et la force du vent seront élevées et que les courants ascendants sont nombreux.

La concentration décroît rapidement à mesure que l'on s'éloigne de la côte jusqu'à une concentration limite de 0.08 mg/l; la forme de la courbe décroissante est fonction du type de mélange vertical des aérosols d'origine marine à proximité des côtes et des conditions météorologiques moyennes rencontrées sur le parcours des eaux atmosphériques. Les émanations des chlorures causées par les activités humaines ou d'autres processus sont en général négligeables et ne contribuent qu'occasionnellement et localement à la présence d'ions chlorure dans les précipitations. Les concentrations minimales rencontrées à l'intérieur des côtes sont probablement influencées par le mélange vertical à grande échelle (Fig. 3.3.1).

La concentration en ions chlorure dans les précipitations diminue avec l'augmentation du volume de la précipitation. On a mesuré qu'elle diminuait plus rapidement au-dessus de la ville de Francfort qu'à une station d'échantillonnage située à 25 km de là à 800 m d'altitude: ceci permet de supposer une contribution non négligeable du milieu urbain particulièrement au niveau de l'espace aérien traversé par les précipitations.

On a remarqué (Campbell et Fisher 1966) une distribution non homogène de la concentration d'ions chlorure dans les précipitations sur le bassin de la Caroline du Nord (Campbell et Fisher, 1966): les apports importants en novembre, décembre, mars et avril s'expliquent par les tempêtes d'origine océanique les ayant provoquées.



1. Pays Bas (1938) —————
 2. Suède (1954) — · — · — · — · —
 3. États-Unis (1955) — — — — —
 4. États-Unis (1955) ·········
 5. Courbe théorique — — — — —
 D'après Junge et Gustafson, 1957.

Fig. 3.3.1. Concentration en ions chlorures en fonction de la distance de la côte.

Ca

Contrairement au sodium et au chlore, la concentration en calcium mesurée dans les précipitations est distribuée sur le territoire américain avec une tendance croissante vers l'intérieur des terres; par exemple, elle a augmenté au cours de l'année 1955-1956 de 0.025 mg/l près des côtes à 4.74 mg/l au centre sud-ouest du territoire (Junge et Werby, 1958). La poussière en provenance de l'érosion du sol semble être la source majeure de calcium dans l'atmosphère; les faibles concentrations de calcium dans l'eau de mer $\left[\frac{Cl}{Ca} = 46.3 \right]$, comme le révèlent les concentrations faibles de calcium dans les précipitations recueillies à proximité de l'océan, montrent que le calcium d'origine marine a une contribution insignifiante. Occasionnellement et à une échelle locale, les sols de haute teneur en calcium ou certains types d'activités industrielles ou minières augmenteront considérablement les concentrations retrouvées dans les précipitations.

L'érosion étant responsable de la présence de calcium dans les précipitations, sa concentration variera au cours de l'année selon les conditions climatologiques et les activités agricoles; elle sera plus grande en période sèche ainsi qu'au printemps et à l'automne lors des travaux sur les sols agricoles.

Mg

Les concentrations en magnésium dans les précipitations ont des valeurs généralement comprises entre 10 et 25% de la concentration en Na. Sur le bassin de l'est de la Caroline du Nord, Campbell et Fisher (1966) rapportent des concentrations variant entre 0.09 mg/l à l'intérieur des terres et 1.30 mg/l à proximité des côtes avec des valeurs moyennes sur le bassin comprises entre 0.18 et 0.28 variant selon la période de l'année. La concentration en magnésium semble diminuer progressivement à mesure que l'on s'éloigne de la côte; ceci suggère une forte contribution des sels d'origine marine à la teneur en magnésium des eaux de précipitation.

Gorham (1957) et Erickson (1960) rapportent des valeurs de concentration en magnésium pour plusieurs régions maritimes européennes avec des rapports Mg/Na variant de .12 à .17, alors que le rapport pour l'eau de mer est de .12. Ces rapports sont du même ordre de grandeur que ceux calculés par Campbell et Fisher (1966) dans les régions strictement côtière. A l'intérieur des côtes, ce rapport est très variable, augmente considérablement et peut atteindre localement des valeurs de 0.5. L'excès en magnésium, probablement causé par l'érosion des sols, est variable d'une région à une autre et sera largement influencé par le parcours des eaux atmosphériques avant leur condensation sous forme de pluie ou de neige.

K

Les concentrations en potassium dans les précipitations sont généralement faibles. Pour l'année 1955-1956, Junge et Werby (1958) rapportent des concentrations variant entre 0.09 mg/l sur la vallée du Missouri à 1.3 mg/l en Californie.

Près de la côte, les aérosols marins ont certainement une influence sur la concentration en potassium tandis qu'en s'éloignant vers l'intérieur il est probable que les poussières en provenance de l'érosion ont une influence dominante. Il est aussi vraisemblable que, localement, dans les régions urbanisées et industrialisées, les émanations polluantes contribuent à augmenter les concentrations en potassium.

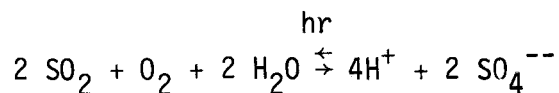
SO₄

Les concentrations en sulfate varient en général de 1 à 10 mg/l avec une concentration moyenne sur le territoire américain de 3 mg/l. Les sulfates d'origine marine seront présents en abondance dans les

précipitations océaniques et côtières; en effet, le rapport (SO_4/Cl) est, dans les précipitations océaniques, semblable à celui retrouvé dans l'eau de mer. Les mêmes types de phénomènes atmosphériques responsables pour la dispersion du chlore et du sodium amènent sur le continent des quantités relativement moins importantes de sulfate puisque le rapport SO_4/Cl y équivaut 0.14. Les poussières en provenance de l'érosion des sols ne contribuent pas de façon significative à l'apport en sulfates dans les précipitations. Excluant les fertilisants qui normalement devraient augmenter les concentrations ou l'apport global en période d'activités industrielles et biologiques impliquées dans le bilan atmosphérique du soufre, Junge (1960) a estimé à 30% la contribution des activités humaines à son bilan global.

La présence des gaz H_2S et SO_2 dans l'atmosphère est responsable pour la majeure partie des sulfates retrouvés dans les précipitations. L'anhydride sulfureux est produit, en conditions anaérobies, par réduction des sulfates lors de la décomposition de la matière organique: les sols (sous certaines conditions), les marais, les étangs, les volcans et l'océan en produisent annuellement environ 230×10^6 tonnes. On connaît mal le mécanisme de reconversion en sulfate qui est probablement lent; en laboratoire, en présence d'oxygène, le H_2S dissous s'oxyde même sans lumière, ce qui peut se rapprocher des réactions H_2S -eaux atmosphériques généralement saturées en oxygène dissous (Junge, 1960).

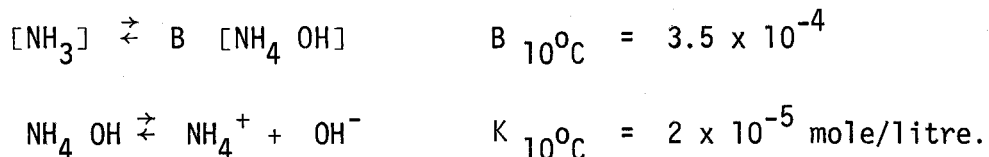
Par ailleurs, on connaît bien les mécanismes de conversion du SO_2 en SO_4^{--} ; en effet, le SO_2 provenant principalement d'activités industrielles, de la combustion d'énergie fossile ou encore des volcans s'oxyde en présence de lumière (hr) en solution dans l'eau:



Selon Junge (1963), les précipitations déposent à la surface du globe environ 390×10^6 tonnes de SO_4 desquelles 30% peuvent être attribuées aux activités humaines.

pH

Le pH des précipitations est faiblement acide; il se situe généralement entre 4 et 6 mais, exceptionnellement, il pourra atteindre des valeurs de 3 et de 8. La présence de SO_2 dans l'atmosphère joue un rôle fondamental dans le contrôle du pH des précipitations; l'acide sulfurique et, dans plusieurs cas, l'acide nitrique et l'acide chlorhydrique sont les formes chimiques acides les plus abondantes dans les précipitations. Toutefois, il existe certaines exceptions à la règle; par exemple, des traces d'ammoniaque peuvent modifier le pH de façon notable;



Ou bien, la présence de CaCO_3 , déplaçant l'équilibre de carbonate, contribue à l'augmentation du pH et occasionne un effet acide dû à la dissolution des gaz.

De façon générale, le pH des précipitations est un peu plus élevé que 5 en présence d'une atmosphère de type maritime; il diminue progressivement vers l'intérieur des côtes à mesure que l'excès en SO_4^{--} en provenance de la dissolution des gaz et de leur oxydation est plus important.



La concentration d'ammonium dans les précipitations varie entre 0.01 mg/l à 1 mg/l; les mesures les plus fréquentes sont de l'ordre de 0.1 - 0.2 mg/l. La concentration de NH_4^+ dans les précipitations est fortement influencée par le pH des eaux atmosphériques et la concentration d'ammoniaque dans l'atmosphère environnant. La concentration de NH_4^+ en bordure des côtes est faible et n'a pas dépassé, pour les mois de juillet, août et septembre 1955, une valeur de 0.03 mg/l (Junge, 1963); elle augmente progressivement vers le centre nord des Etats-Unis dans les régions où l'activité agricole est élevée. La concentration en ammonium est peu influencée par les milieux urbains ou industriels sauf par l'abaissement du pH qui favorise la solubilisation de l'ammoniaque et la production d'ions ammonium; les activités agricoles ainsi que la libération de l'ammoniaque et du NO_2 produit naturellement dans le cycle de l'azote auraient ainsi une influence marquée sur la teneur en azote des précipitations.



Les nitrates sont une composante importante de la chimie des précipitations; bien que cette forme d'azote ait été moins étudiée dans la littérature scientifique, on admet que ses valeurs varient généralement entre 1.0 mg/l et 2.5 mg/l dans les précipitations recueillies à l'intérieur des côtes et de 0.15 à 0.5 mg/l dans les précipitations recueillies en bordure des côtes ou sur la mer. Les concentrations en nitrates dans les précipitations suivent grossièrement la distribution géographique de la concentration en ions ammonium, ce qui permet de supposer une origine commune qui en l'occurrence serait les sols et les activités agricoles sur ceux-ci.

Bien que Junge (1963) pense que NO_3^- provient de NO_2 qui, sous l'influence de la lumière, peut produire des nitrates, Campbell et Fisher (1966) soulignent son incompatibilité avec la distribution saisonnière des concentrations dans les précipitations; cette remarque, accompagnée de la restriction de Junge (1963) à l'effet que la distribution spatiale non homogène de la concentration en nitrates est incompatible avec l'hypothèse d'une source unique, incite à rechercher d'autres origines possibles: les phénomènes électriques dans l'atmosphère ou encore l'épendage naturel en provenance des couverts végétaux.

NO_2

Les concentrations en nitrites dans les précipitations sont faibles et dépassent rarement $[\text{NO}_3^-]$; peu d'études scientifiques ont été faites aux Etats-Unis sur ¹⁰le sujet et les renseignements disponibles sur leur origine potentielle demeurent quasi-nuls.

P

La teneur en phosphore total dans les précipitations a été relativement peu étudiée. Armstrong et Schindler (1971) ont mesuré des concentrations en phosphore total soluble de 0.020 mg/l dans la pluie et de 0.010 mg/l dans la neige dans la région nord-ouest de l'Ontario tandis que, pour la station de Mayo-Point, l'U.S. Geological Survey (1971) rapporte des concentrations variant sur une année entière entre .003 et .087 mg/l avec une moyenne de .022 mg/l.

Sur le bassin du lac Ontario, Shiomi et Kuntz (1973) ont calculé une moyenne pondérée de 0.061 mg P/l. Bien que Shiomi et Kuntz n'aient pas identifié de relation entre la teneur en phosphate et les activités industrielles, il ne fait aucun doute que les émanations particulaire de P_2O_5 en provenance de l'industrie du

phosphore et les activités agricoles enrichissent les eaux atmosphériques en phosphate. Les sols riches en matières organiques peuvent, sous l'action d'une activité microbiologique intense, rejeter du phosphore sous forme particulaire (érosion) ou sous forme de gaz (PH_3).

Métaux lourds

En l'absence d'activités humaines, on retrouverait dans l'atmosphère les métaux lourds dans des proportions contrôlées par la composition des lieux d'origine, l'importance des sources et le comportement des particules dans l'atmosphère, les métaux lourds étant généralement incorporés à la structure des aérosols (matière particulaire ou cristalline). La contamination de l'atmosphère par les activités urbaines, agricoles ou industrielles y a engendré une hausse considérable de la concentration des métaux lourds. La teneur en métaux lourds des précipitations, qu'elles soient solides ou liquides, dépendra donc des concentrations retrouvées dans l'atmosphère; pour certains métaux comme le cuivre, le nickel, le fer et le plomb, les concentrations sont beaucoup plus élevées dans les zones où l'activité humaine est élevée (Hoschler *et al.*, 1973; Shiomi et Kuntz, 1973).

L'influence des activités humaines sur la teneur en métaux lourds des précipitations n'est pas confinée à des régions urbaines ou industrielles. En effet, Murozimi *et al.* (1964)., ont montré des augmentations de concentration en plomb considérables dans les neiges du Groenland et de l'antarctique: au Groenland, la concentration en plomb est passé de .005 ppb en l'an -800 à 0.210 ppb en 1969.

Le bilan des apports directs en métaux lourds par précipitation n'est pas négligeable; le tableau 3.3.1 indique que la concentration des métaux dans les eaux atmosphériques est du même

TABEAU 3.3.1 Comparaison entre les concentrations en métaux lourds retrouvées dans les eaux de surface et les concentrations retrouvées dans les précipitations.

Elément	Valeur observée pour les eaux de surfaces ¹ (Valeur moyenne en ppb pour 1962-1967).		Valeurs observées pour les eaux de précipitations ² (Valeur moyenne en ppb pour 1970-1971).
	Nord-Est (USA)	St-Laurent (Massena)	Lac Ontario
Pb	17	22	20
Fe	25	22	34
Zn	96	41	80
Cu	15	7	6
Cd	5	--	1

¹ Koop et Kroner (1967)

² Shiomi et Kuntz (1973)

ordre de grandeur que dans les eaux de surface (la forme chimique des apports atmosphériques est cependant vraisemblablement différente de la forme chimique des éléments mis en suspension dans le milieu par les mécanismes naturels de l'érosion).

Il est donc important de connaître les contributions relatives des sources auxquelles seront associés des types de réaction avec le milieu aquatique vivant ou inerte. Le tableau 3.3.2 présente, groupées selon leur origine ou encore selon leur toxicité ou leur rôle de co-facteur enzymatique, des concentrations observées d'une série de métaux lourds sur le continent nord-américain. Il faut noter qu'il n'y a pas de relations directes entre les concentrations mesurées dans l'eau des précipitations et les concentrations mesurées dans l'atmosphère; on peut dès lors seulement dire que les métaux présents dans l'atmosphère sont susceptibles de se retrouver dans les précipitations en général.

3.4 QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES

Nous avons vu dans la section précédente que l'eau de pluie contient une charge chimique substantielle qui peut contribuer à la composition chimique de l'eau des nappes et des cours d'eau. Cette contribution sera d'autant plus apparente que les bassins de drainage sont composés de roches difficilement solubles (Pearson et Fisher, 1971).

Dès que l'eau de pluie entre en contact avec la surface du sol, les dissolutions commencent déjà. Schoeller (1962) observe, à partir d'échantillons prélevés au contact du sol peu après une pluie en Tunisie, que la teneur en CO_3 et Ca correspond à des tensions de CO_2 supérieures à celle de l'atmosphère au sol. Ces eaux sont donc très différentes de l'eau de pluie puisque, dans ces dernières, il y a prédominance de Cl, SO_4 et Na alors qu'au contact du sol c'est CO_3 et Ca qui dominent.

TABLEAU 3.3.2 Comparaison entre les concentrations en métaux retrouvées dans les précipitations et les concentrations retrouvées dans l'atmosphère.

	Concentration ($\mu\text{g}/\text{l}$) dans les précipitations			Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans l'atmosphère		Origine
	moyenne	min.	max.	min.	max.	
Co				.46	1.8	sol
Mo						
Mn	(12) ² ₁			5	31	sol
Ag				0.05	.2	
Cd	(1) ³	<1 ¹	6 ¹			
Cr				2	16	sol
Cu	(21) ² , (6) ³			27	100	
Zn	(107) ²	2 ¹	800 ¹	27	500	pollution
Hg				1.3	100	pollution et sol
Ni	(4) ² , (4) ³					combustion
Pb	(34) ² , (20) ³	<4 ¹	200 ¹			combustion
V				1.5	11	combustion
Al				250	1170	sol
Fe	(31) ³	<5 ¹	500 ¹	610	3900	sol
Si	(160) ⁴					sol

1. Van Loon (1973): Toronto Area

2. Lazrus et al. (1970): Etats-Unis en général

3. Shiomi et Kuntz (1973): Lac Ontario

4. Feth et al (1964): Sierra Nevada

3.4.1 L'eau dans le sol agricole

A) Phénomènes

Les dissolutions débutent à la surface du sol et deviennent plus importantes dans l'eau d'infiltration du sol. Pour comprendre ceci, il faut examiner les phénomènes dont le sol est le siège.

Ce qui caractérise en particulier le sol agricole, c'est la présence de matière organique dans sa partie supérieure à partir de la destruction des animaux et végétaux et, en plus, la présence d'éléments vivants. Il y a transfert d'énergie des radiations solaires par les intermédiaires biotiques vers les processus de décomposition des matières minérales. Grâce à l'action de la photosynthèse, il y a production d'acides nitreux, nitriques, carboniques et organiques qui entrent en jeu et attaquent les minéraux.

Les mouvements de l'eau dans le sol revêtent une importance particulière puisqu'elle véhicule les substances dissoutes. Il nous faut considérer des mouvements ascendants et descendants. En effet, durant les périodes pluvieuses, lorsque le déficit d'humidité du sol aura été comblé, il y aura un mouvement descendant de l'eau vers la nappe d'eau souterraine. Lors des périodes de sécheresse, il peut y avoir des mouvements ascendants dus à l'évaporation à la surface du sol et à la transpiration des végétaux.

Lorsque le mouvement descendant prédomine, il se produit un lessivage complet des sols et un entraînement des substances dissoutes vers les nappes. Lorsque le mouvement ascendant domine, il y a remontée des substances dissoutes et parfois précipitation dans le sol. L'importance relative des deux mouvements est question de saison et de climat et est à la base de la zonalité climatologique de la composition chimique des eaux souterraines (Schoeller, 1962).

B) Composition chimique des eaux du sol

Schloesing (in Schoeller, 1962) montrait dès 1870 que les eaux des solutions des sols ont des teneurs de CO_3 et de CO_2 libre tout à fait comparables à celles des eaux souterraines. Les solutions sont saturées en CaCO_3 ; la dissolution se fait bien dans la terre arable et le CO_2 des eaux souterraines provient de cette terre (en particulier de la respiration des micro-organismes, des macro-organismes et des végétaux qui y vivent et, pour une part moins importante, de la combustion des matières organiques). Il faut noter ici l'équilibre remarquable entre le CO_2 dissous et la tension du CO_2 de l'atmosphère des sols.

Les cations des solutions des eaux des sols résultent de l'attaque des roches:

- Les ions Ca^{++} sont présents en grand nombre et sont apportés par la mise en solution de nombreux minéraux calciques. Ces ions sont en relation avec les ions HCO_3^- et NO_3^- . Dans les grès et dans les roches cristallines, les ions Ca^{++} sont peu importants et les ions Na^+ prédominent.
- Les ions Na^+ sont moins abondants que les ions Ca^{++} dans les sols de calcaires et de dolomies tandis que c'est l'inverse dans les terrains siliceux purs ou silicatés.
- Les ions K^+ sont, de manière générale, en moins grand nombre dans les solutions des sols alors qu'on observe l'inverse dans les minéraux argileux.

De leur côté, les anions ne proviennent que faiblement de l'attaque des roches. En effet, Cl est issu de l'eau de pluie, HCO_3^- du CO_2 de l'atmosphère des sols, NO_3^- des produits de la nitrification. Parmi ces anions, les éléments d'origine biologique HCO_3^- et NO_3^- sont les plus abondants. Enfin, les solutions contiennent généralement aussi un peu de SiO_2 originant de l'attaque des roches.

C) Passage des eaux du sol à la nappe souterraine

Selon Schoeller (1958), la pluie pénétrant le sol dilue les solutions et, lorsqu'elle est suffisante, il y a passage de l'eau du sol pour alimenter la nappe. En plus de la dilution, on observe également une diminution considérable du NO_3^- attribuée à une absorption par la végétation ainsi qu'une diminution du rapport K/Na due à la fixation du K dans le sol.

3.4.2 Relation entre la composition chimique et la lithologie

Plusieurs auteurs ont cherché à illustrer les relations qui existent entre la qualité chimique de l'eau souterraine et la nature minéralogique des terrains meubles et consolidés. Il convient ici de noter que cette relation ne peut être qu'imparfaite puisque de nombreux autres facteurs viennent modifier la composition chimique de ces eaux. Notre but est donc d'illustrer de manière générale la composition de l'eau que l'on doit s'attendre à trouver au contact de différents types de roches. Cette relation sera d'autant plus valable que le matériau aquifère est uniforme. Toutefois, la circulation de l'eau se produit souvent dans plusieurs aquifères inter-reliés et de composition chimique fort différente. De plus, certaines réactions chimiques telles que les échanges de bases, l'absorption d'ions dissous et des influences biologiques viennent modifier considérablement la qualité de l'eau souterraine.

Les roches sont en général constituées d'un ensemble complexe de minéraux dont la solubilité diffère largement. La masse des roches, à quelques exceptions près, est formée de minéraux difficilement solubles. La classification des roches basée sur la composition chimique globale n'indique pas toujours les minéraux les plus solubles qui exercent une action prépondérante sur la qualité de l'eau circulant à travers. Ainsi, un grès cimenté par du carbonate, bien que largement composé de silice sous forme de quartz, donnera lieu à une eau constituée essentiellement d'ions Ca^{++} et HCO_3^- .

A) Eau en contact avec des roches ignées

Il ne sera pas possible, dans le cadre de cet exposé, de traiter des produits solubles de décomposition de toutes les roches cristallines. Nous référons le lecteur aux ouvrages de Scheller (1962), Garrel (1967) et Hem (1970) pour un traitement plus approfondi. Nous nous bornerons à exposer les traits caractérisant la qualité des eaux circulant dans les roches.

Les roches ignées se subdivisent en deux grandes catégories suivant qu'elles sont extrusives ou intrusives. Les roches extrusives regroupent celles qui dérivent de l'activité volcanique (écoulements de laves ou explosions donnant lieu à des dépôts de cendres ou de poussières ou de brèches volcaniques). Ces dépôts sont parfois perméables et constituent de bons aquifères. Les roches intrusives se sont formées à l'intérieur de la terre et donnent lieu à des dépôts de diverses formes, denses et relativement imperméables.

La liste qui suit indique les principaux minéraux constituant les roches ignées et les métaux apportés par leur décomposition:

quartz	SiO_2 (traces)
orthose	$\text{SiO}_2 + \text{K}$
plagioclase	$\text{SiO}_2 + \text{Na} + \text{Ca}$
ferromagnésien	$\text{SiO}_2 + \text{Mg} + \text{Fe}$
biotite	$\text{SiO}_2 + \text{K} + \text{Fe}$
muscovite	$\text{SiO}_2 + \text{K}$

La mise en solution des roches ignées est difficile et le résidu sec des solutions sera faible comparativement aux roches sédimentaires. Cependant, l'eau des roches extrusives sera légèrement plus concentrée pour deux raisons: en premier lieu, ces formations exposent une plus grande surface à l'attaque de l'eau et, en second lieu, elles sont moins cristallisées.

Les cations:

On observe une prédominance d'alkali, en particulier dans les roches riches en plagioclase sodique. Le rapport Ca/Na est étroitement lié à celui observé dans les plagioclases présents dans la roche. La proportion de Na par rapport aux autres cations dépend théoriquement de l'abondance relative des minéraux ferromagnésiens présents dans l'aquifère.

Les anions:

HCO_3^- est peu abondant mais existe en concentration supérieure aux ions Cl^- et SO_4^{--} par suite de la rareté des chlorures et des sulfures. La pyrite peut apporter des ions SO_4^{--} mais elle le fait généralement en faible quantité.

SiO_2 :

La silice colloïdale existe en abondance. D'après Garrel (1967), la production de silice par ion hydrogène produit est plus grande pour les plagioclases sodiques que pour les autres minéraux présents dans la roche, ce qui implique que les granites et les rhyolites devraient avoir une concentration relative en silice par rapport à la charge ionique totale supérieure aux autres types de roches ignées.

B) L'eau en contact avec les roches sédimentaires

Les roches sédimentaires peuvent être classées suivant leur composition chimique selon les subdivisions suivantes.

Résistates:

formations qui sont constituées principalement de SiO_2 tels que les grès et autres types de dépôts formés de fragments de roches relativement inaltérées comme les sables et graviers;

Hydrolyzates:

roches avec minéraux argileux tels que les marnes, les argiles, les shales;

Précipitates:

formations composées de minéraux carbonatés tels que les calcaires et les dolomies.

Evaporites:

dépôts consistant de minéraux relativement solubles tels que le gypse et l'halite.

Resistates:

Relativement à ceux-ci, Hem (1970) observe que la composition chimique des eaux à leur contact varie considérablement suite aux multiples manières dont leur qualité peut être affectée. La présence et la nature des matériaux cimentant les grès constitue un de ces facteurs. De plus, la bonne perméabilité en général de ces formations favorise les échanges de solutés avec les formations voisines de composition minéralogique différente. Plusieurs processus d'altérations peuvent venir modifier la composition chimique de l'eau, comme la précipitation de matériau liant, la remise en solution de minéraux et la coprécipitation de certains métaux. Les concentrations des éléments mineurs dans l'eau de ces roches sont fréquemment liées à ces processus (Hem, 1970). Mentionnons que les eaux des grès et des sables purement siliceux se comportent différemment des autres formations de résistates. L'absence de carbonates en particulier donne lieu à un résidu sec très faible, lequel est parmi les plus faibles que l'on puisse rencontrer dans les eaux souterraines.

Hydrolyzates:

ces roches formées de minéraux argileux possèdent une grande porosité dépassant fréquemment 50 pour cent. Les pores sont très tenues, la surface de contact eau-roche très élevée et la vitesse de circulation de l'eau très faible de sorte que ces terrains sont généralement imperméables. Ces terrains renferment fréquemment des quantités notables de sels (chlorures, sulfates, etc.) absorbées par la partie colloïdale de la roche lors de la précipitation des sédiments en milieu marin. Le résidu sec des eaux au contact de ces sédiments est généralement très élevé. Les teneurs en SO_4^{--} et en Cl^- de ces eaux sont supérieures à celles des eaux des autres terrains et dépassent fréquemment la teneur en HCO_3^- . Le cation prédominant est fréquemment le Na^+ mais la capacité élevée d'échange de bases des minéraux argileux contrôle fréquemment le rapport relatif des différents cations.

Précipitates:

cette catégorie de sédiments comprend les calcaires constitués principalement de CaCO_3 et les dolomies faits de composé $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$. Dans les calcaires magnésiens et les calcaires impurs, le rapport Ca:Mg peut prendre des valeurs fort variées, Ca étant toujours supérieur au Mg.

La qualité de l'eau des calcaires est donc contrôlée par le processus de mise en solution du carbonate de calcium, lequel processus a déjà été expliqué lors de l'application des calculs d'équilibre chimique (voir chapitre 3.2.3). Le résidu sec des eaux provenant des calcaires varie de faible à moyen suivant les caractéristiques des calcaires influençant la vitesse de circulation de l'eau et la surface de contact eau-roche. Les calcaires étant pauvres en sulfates et en chlorures, la composition chimique de ces eaux reflète celle de la roche. Néanmoins, certains auteurs auraient trouvé que le rapport Mg/Ca dans l'eau serait plus petit que celui de la roche, ce décalage étant lié aux phénomènes de dolomitisation.

Evaporites:

ces terrains étant facilement solubles, les eaux qui les traversent sont fortement concentrées et atteignent très souvent la saturation. C'est le cas des eaux traversant le gypse qui se concentre en SO_4^{--} et Ca^{++} et des eaux traversant les terrains salifères.

C) Eau en contact avec des roches métamorphiques

Le métamorphisme est un processus d'altération des roches par la chaleur et la pression qui modifie leurs propriétés physiques et même parfois leur composition minéralogique. Puisque tous les types de roches peuvent être altérés, il est difficile de trouver beaucoup de points communs dans la composition chimique des eaux au contact des différents types de roches métamorphiques.

On trouvera dans (Schoeller (1962), White *et al.* (1963), et Hem (1970) de nombreux exemples d'analyses chimiques des eaux météoriques en contact avec différents types de roches. White *et al.* (1963) présentent également des analyses chimiques typiques pour des eaux d'origines autres que météoriques, telles que les eaux juvéniles, fossiles, métamorphiques et magmatiques.

3.4.3 Relation entre la composition chimique des eaux souterraines et le climat

Nous avons mentionné précédemment (voir chapitre 3.4.1) que l'importance relative des mouvements ascendants et descendants dans le sol est conditionnée par le climat; ces mouvements se trouvent donc à la base de la zonalité climatique de la composition chimique des eaux souterraines. Les principaux facteurs climatiques régissant la composition chimique des eaux sont les suivants (Schoeller, 1962): la pluviométrie, l'évapotranspiration et la température.

La pluviométrie provoque un lessivage des terrains et entraîne les sels les plus solubles vers les nappes d'eau souterraine et les cours d'eau. L'appauvrissement en sels solubles dans les terrains est d'autant plus marqué que la pluviométrie est élevée; de même, la dilution des sels restants passant en solution sera en relation directe avec la pluviométrie. CaCO_3 suit cependant un autre régime car sa mise en solution est contrôlée par la teneur en CO_2 libre de l'eau.

L'évaporation a pour effet d'augmenter en particulier la concentration des chlorures et des sulfates et par là le résidu sec de l'eau. Les faibles pluies qui ne font qu'alimenter les couches superficielles sont très efficaces dans le processus de concentration des eaux. L'effet d'évaporation s'ajoute donc à celui d'une faiblesse excessive de la pluviométrie.

En plus d'être un facteur primordial de l'évaporation, l'élévation de température favorise les attaques des silicates, active les mises en solution simple et favorise l'activité des micro-organismes du sol et la combustion des matières organiques.

L'évolution spatiale des caractères chimiques des eaux souterraines est largement contrôlée par les facteurs climatiques. Schoeller (1941) a examiné les différentes zonalités climatiques des caractères chimiques des eaux souterraines depuis les régions tempérées de l'Europe de l'Ouest jusqu'aux régions équatoriales d'Afrique et Garnonov (1958) a publié une carte de la zonalité des eaux des nappes libres dans la partie européenne de l'U.R.S.S. Ces zones hydrochimiques couvrent de larges régions et sont délimitées en se basant sur l'anion prédominant. Ainsi, Garnonov (1958) délimite cinq zones hydrochimiques. La zone (1) des eaux hydrocarbonatées (bicarbonates) et siliceuses coïncide avec la région de la toundra où la température moyenne annuelle est de 0°C ; ces eaux ont un résidu sec très faible. La zone (2) des eaux hydrocarbonatées calciques couvrent toute la partie cen-

trale de l'U.R.S.S. caractérisée par plusieurs formations géologiques différentes mais la plupart comprennent des matériaux calcaires. La zone (3) des eaux sulfatées, "chlorurées" et calciques se situe au sud de la partie centrale et des steppes et est caractérisée par un excédent d'évaporation sur la pluviométrie. La zone (4) d'eaux chlorurées se localise dans les basses terres de la Mer Noire dans la partie nordique de la péninsule de la Crimée et dans la dépression du nord de la Caspienne. Une zone (5) d'eaux hydrocarbonatées calciques caractérisent les régions montagneuses de la Crimée et du Caucase. Schoeller (1941) observe la même zonalité du nord au sud, c'est-à-dire du type hydrocarbonaté au type sulfaté chloruré puis au type chloruré. L'évolution des cations est liée à celle des anions. Ca^{++} et Mg^{++} s'accroissent en relation avec l'augmentation du SO_4^{++} , Mg^{++} croissant plus rapidement et la concentration en Na^{++} liée à celle du Cl^- . On observe donc une augmentation générale de la concentration des régions tempérées aux régions désertiques puis une diminution des concentrations plus au sud vers les régions équatoriales par suite de l'augmentation de la pluviométrie.

On voit qu'il y a une première zonalité géographique très large indépendante des facteurs géologiques et influencée par des facteurs climatiques qui tendent à minimiser les autres causes de variabilité spatiale des caractères chimiques des eaux souterraines. A l'intérieur de ces zones hydrochimiques, on pourra trouver des zonalités géologiques dans lesquelles les modifications apportées au type d'eau dépendent de la nature minéralogique des terrains.

3.4.4 Evolution de la qualité de l'eau dans les nappes

Jusqu'à présent, nous avons considéré l'évolution de la composition chimique des eaux souterraines de nappes libres. Mais, nous observons une troisième zonalité attribuable cette fois aux

caractéristiques hydro-dynamiques des systèmes d'écoulement des eaux souterraines. Ainsi, dans un même réservoir aquifère, il y a des variations latérales et verticales attribuables aux différences dans la longueur des lignes de courant et des perméabilités des formations géologiques et, par conséquent, dans le temps de contact entre la solution aqueuse et les minéraux. Pour examiner et comprendre l'évolution de la qualité de l'eau dans un réservoir aquifère, il s'avère nécessaire d'étudier les systèmes hydrauliques d'écoulement souterrain.

A) Systèmes hydrauliques d'écoulement souterrain

Hubbert (1940) et Toth (1962) ont développé et illustré les concepts théoriques caractérisant les systèmes d'écoulement souterrain pour différents environnements géologiques et physiographiques. Plusieurs études de terrain dont celle de Maxey (1968) confirment les schémas théoriques d'écoulement souterrain. Le système hydraulique est formé de trois zones distinctes:

1. Une zone de recharge caractérisée par des mouvements d'eau descendants donc le potentiel énergétique décroît avec la profondeur.
2. Une zone d'écoulement souterrain latéral où les lignes de courant sont essentiellement parallèles et les équipotentielles verticales, ce qui implique que le potentiel énergétique ne varie pas avec la profondeur.
3. Une zone de vidange où le mouvement de l'eau est ascendant et le potentiel énergétique augmente avec la profondeur.

Ce système d'écoulement est illustré à la figure 3.4.1 et implique que le milieu hydrologique soit isotrope et homogène et que la surface piézométrique soit sensiblement parallèle à la topographie. Toutefois, la structure géologique du réservoir aquifère recèle de nombreuses hétérogénéités qui peuvent modifier le schéma hydraulique de la figure 3.4.1.

Toth (1962) développa plusieurs modèles théoriques d'écoulement souterrain pour différentes conditions de relief et de pente de la topographie et de l'épaisseur du réservoir aquifère.

Ses profils d'écoulement (Fig. 3.4.2) pour des bassins de superficie de quelques centaines de milles carrés mettent en évidence que trois types de systèmes hydrauliques (local, intermédiaire et régional) peuvent se développer. Tel que présentés à la figure 3.4.2, les systèmes d'écoulement locaux ont leur zone de recharge sur les parties élevées du bassin et leur zone de vidange dans les parties basses adjacentes. La zone de recharge du système régional se localise dans la région de la ligne de partage superficielle du bassin et la vallée principale constitue la zone de vidange du système. Un système d'écoulement intermédiaire peut également exister; Mifflin (1968) fut cependant incapable de distinguer sur le terrain le système d'écoulement régional de l'intermédiaire. Ce schéma d'écoulement explique bien les transferts d'eau d'un sous-bassin à un autre par l'entremise des systèmes intermédiaires et régionaux d'écoulement souterrain.

Freeze et Witherspoon (1966) présentèrent également un modèle théorique d'écoulement qui tient compte cette fois de la perméabilité relative des formations géologiques. La figure 3.4.3, par exemple, illustre que des transferts d'eau importants d'un sous-bassin à l'autre peuvent être occasionnés par la présence en profondeur d'une couche fortement perméable.

B) Les zonalités verticales et latérales dans les réservoirs aquifères

Il est tout naturel, si l'on considère la différence dans la longueur des lignes de courant (donc du temps de contact entre les solutions aqueuses et les formations rocheuses, les perméabilités relatives des terrains et la surface de contact eau-roche)

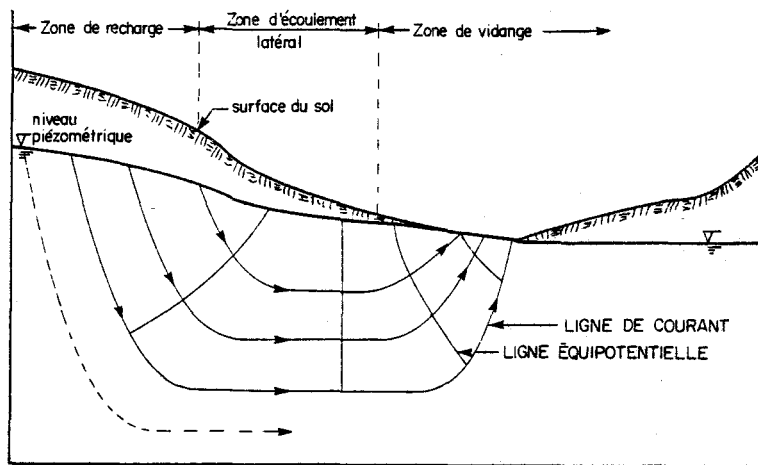


FIG.3.4.1 . Diagramme d'un réseau d'écoulement idéalisé .

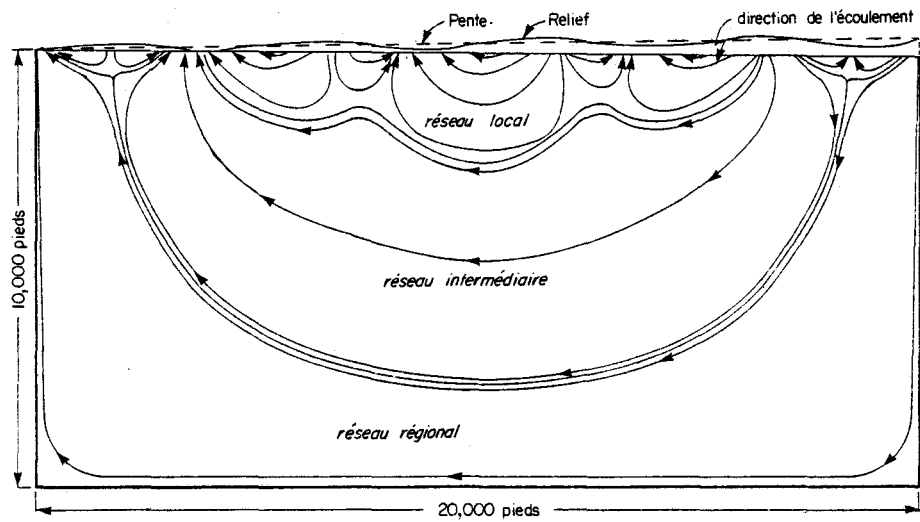
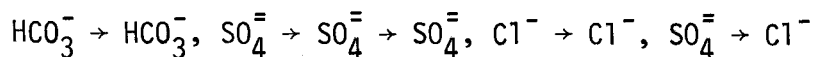


FIG.3.4.2 . Des réseaux d'écoulement souterrain local , intermédiaire et régional peuvent se développer dans les bassins de drainage en fonction de l'épaisseur du réservoir souterrain, de la pente et du relief des versants .

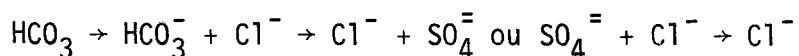


FIG.3.4.3 . Influence de la perméabilité relative des formations sur l'écoulement souterrain .

d'observer une évolution de la qualité de l'eau avec la profondeur et, latéralement le long des lignes de courant. Selon le schéma d'Ignatovitch - Souline (Siline et Bektchourine, 1952), les eaux hydrocarbonatées en surface deviennent chlorurées en profondeur; on observe alors la séquence suivante:



Chebotarev (1955) indique une autre séquence:



Cette deuxième séquence est presque identique à celle observée par Charron (1969) dans la vallée de la Rivière Rouge (Manitoba).

La qualité de l'eau tend progressivement vers celle de l'eau de mer. On observe de façon générale cette évolution des caractères chimiques de l'eau dans les systèmes hydrauliques d'écoulement régional, l'eau étant de type hydrocarbonatée dans la zone de recharge et évoluant vers un type d'eau sulfatée-chlorurée à chlorurée dans la zone de vidange. Notons que la charge en solides dissous augmente avec la profondeur et à partir de la zone de recharge vers la zone de vidange. Ce schéma simplifié d'évolution de la qualité de l'eau dans les nappes peut être modifié par la complexité des structures géologiques, par la présence de formations rocheuses très solubles, par les processus d'échanges de bases, de réduction des sulfates et l'effet de membrane des argiles. Back (1966), lors d'une étude hydrogéochimique de la plaine côtière atlantique des Etats-Unis, conclut que la lithologie et la minéralogie sont responsables des divers types d'eau qui peuvent exister tandis que le système hydraulique d'écoulement détermine leur distribution spatiale dans les réservoirs aquifères.

Plusieurs études de terrain dont celles de Backs (1966) Maclay et Winter (1967), et Charron (1969) tendent à confirmer le

schéma classique d'évolution de la qualité de l'eau. D'autres études, telles que celles de Maxey (1968) et Mifflin (1968), ont mis en évidence pour des terrains carbonatés du Nevada que, bien que presque toutes les eaux soient du type hydrocarbonatées, calciques et magnésiennes, la concentration des ions Na^+ , K^+ , SO_4^- et Cl^- augmentent proportionnellement à la distance parcourue depuis la zone d'alimentation. Hanshaw *et al.* (1965) observent le même phénomène dans les terrains calcaires de l'aquifère floridien en milieu humique cette fois.

L'augmentation de concentration est due aux nouvelles dissolutions et il suffit d'une très faible quantité de sels solubles dans la roche pour causer une concentration relativement élevée. Mais cette concentration ne peut dépasser un certain seuil car les eaux tendent vers un équilibre physico-chimique avec les roches dans lesquelles elles circulent. L'étude de l'évolution de la qualité chimique dans les nappes fournit une alternative intéressante pour l'étude des systèmes d'écoulement en eau souterraine. Notons que les travaux de Smoor (1967), en Arizona et de Simard (1973) sur le bassin versant de la rivière Eaton au Québec ont montré que, dans certains environnements géologiques, la qualité chimique de l'eau demeurerait relativement constante sur toute l'étendue du système d'écoulement. Cependant, certains éléments chimiques tels Na et K semblent plus affectés que d'autres par la lithologie et, à ce titre, s'avèrent de bons indicateurs de la circulation de l'eau souterraine bien qu'ils ne subissent que de faibles modifications de leur concentration. Le rôle de ces ions dans la délimitation des systèmes hydrauliques d'écoulement fut confirmé par des études de datation des eaux souterraines à partir de la concentration en tritium et carbone-14 des eaux souterraines (Mifflin, 1968; Simard, 1973). La relation entre la concentration en ions Na^+ et K^+ et celle en tritium permet d'établir que l'augmentation relative en ions Na^+ + K^+ est dépendante du temps de séjour dans le réservoir aquifère.

3.4.5 Méthodes d'études de la chimie de l'eau dans les nappes

Les études hydrogéochimiques suivent généralement les étapes suivantes:

1. identification des différents types d'eau; ceci nécessite l'adoption d'une méthode de classification;
2. représentation graphique des différents types d'eau dans le but de montrer leur distribution spatiale et leur genèse en relation avec l'environnement géologique et les systèmes hydrauliques d'écoulement souterrain;
3. interprétation plus rigoureuse basée sur l'application des principes de la thermodynamique et ayant pour objectifs d'identifier les facteurs contrôlant la chimie de l'eau et de comprendre l'origine des différents types d'eau.

A) Classification des eaux

On trouvera dans Schoeller (1962) un résumé des principales méthodes proposées pour classifier les eaux naturelles. Nous insisterons plus particulièrement sur la méthode préconisée par Back (1960, 1961 et 1966) pour distinguer les caractères chimiques des eaux dans leur environnement. Le concept de faciès hydrochimique fut introduit par Back (1960) comme un raffinement des zones hydrochimiques défini par Garmonov (1958) en ce sens que le faciès peut être considéré comme une subdivision d'une zone majeure et permet de suivre de façon plus détaillée l'évolution des caractères chimiques de l'eau dans les systèmes hydrauliques souterrains.

La terminologie utilisée pour désigner les faciès anioniques et cationiques est indiquée au tableau 3.4.1 et dépend du pourcentage des différents constituants exprimés en équivalents par million. On peut simplifier cette classification en définissant un type d'eau basé uniquement sur l'anion et le cation prédominant tel

TABLEAU 3.4.1 Classification des faciès hydrochimiques
(traduit de Back, 1966)

Faciès cationiques	Pourcentage des constituants en équivalents par million			
	Ca + Mg	Na + K	HCO ₃ + CO ₃	Cl + SO ₄
Calcium-Magnésium	90-100	0<10		
Calcium-Sodium	50-90	10<50		
Sodium-Calcium	10-50	50<90		
Sodium-Potassium	0-10	90<100		
<u>Faciès anioniques</u>				
Bicarbonate			90-100	0<10
Bicarbonate-chlorure sulfate			50-90	10<50
Chlorure sulfate- bicarbonate			10-50	50<90
Chlorure sulfate			0-10	90<100

qu'illustré à la figure 3.4.4. Par exemple, un type d'eau chlorurée sodique implique que l'élément chlore constitue plus de 50% de la charge des anions et le sodium plus de 50% de la charge des cations.

Notons cependant que cette classification ne tient pas compte de la concentration en silice qui, dans certaines régions (par exemple, le bouclier précambrien), est plus élevée que celle des radicaux ioniques pris individuellement.

B) Représentations graphiques

Il existe plusieurs méthodes de représenter graphiquement les analyses chimiques des eaux. Les plus couramment employées en hydrogéochimie sont le diagramme trilinéaire de Piper (1944), le diagramme semi-logarithmique de Schoeller (1962) et le polygone de Stiff (1951).

La figure 3.4.4 représente le diagramme de Piper (1944) en utilisant la terminologie de Back (1966). Le diagramme se divise en trois parties: (1) le triangle de gauche indique par un seul point la proportion relative des principaux cations (Ca^+ , Mg , Na^+ , K) exprimée en pourcentage du total en équivalents par million; (2) le triangle de droite est réservé de façon analogue aux principaux anions (HCO_3^- , $\text{SO}_4^{=}$, Cl^-) dont la composition relative est représentée par un seul point; (3) la partie centrale du diagramme a la forme d'un losange et sert à indiquer par un seul point la composition chimique globale des principaux ions présents dans l'eau. Ce point se situe à l'intersection de deux droites ayant pour origine le point obtenu dans chacun des deux triangles de bases et tracées parallèles aux côtés extérieurs des triangles.

Ce diagramme permet de classer les eaux suivant les faciès de Back (1966) et de regrouper les unités stratigraphiques dont les eaux souterraines possédant les mêmes caractères chimiques pour ensuite les étudier en tant qu'unités hydrogéochimiques. Ce diagramme s'avère également utile lorsqu'il s'agit de prouver ou de

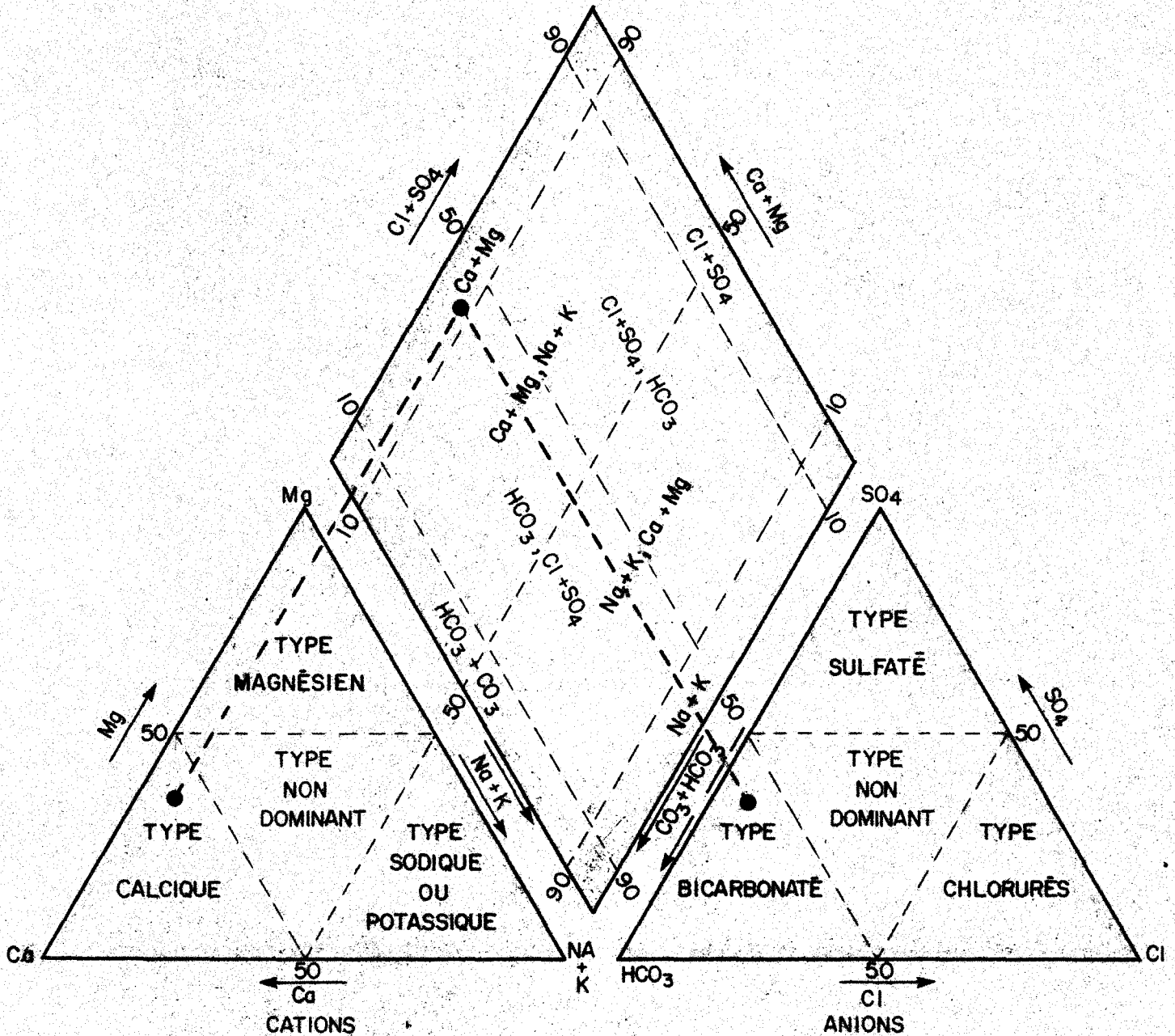


FIG. 3.4.4 . Diagramme montrant les faciès hydrogéochimiques. Les coordonnées sont exprimées en pourcentage du total d'équivalents par million (d'après Piper, 1944) .

réfuter que la composition chimique d'une eau provient du mélange de deux eaux d'origine différentes, comme par exemple l'invasion marine d'une nappe d'eau douce.

Ce diagramme a l'inconvénient de ne pas représenter les concentrations en valeurs absolues. Pour obvier partiellement à cette lacune, chaque analyse peut être identifiée par un cercle dont le diamètre est proportionnel à la concentration ionique. Le graphique devient alors rapidement enchevêtré. De plus, ce graphique ne laisse nullement entrevoir les rapports caractéristiques importants entre les différents ions (Ca/Mg, Na/Cl, Cl/SO₄, etc...).

Pour remédier à ces désavantages, Schoeller (1962) proposa un diagramme semi-logarithmique. Sur l'axe des abscisses, il dispose à intervalles réguliers et successivement de gauche à droite les ions Ca, Mg, Na, K, Cl, SO₄, HCO₃ et CO₃ et porte sur l'axe des ordonnées, gradué suivant une échelle logarithmique, le nombre de milliéquivalents de chacun des ions. Les points obtenus sont reliés par des droites (Fig. 3.4.5).

Ces graphiques permettent, d'après l'inclinaison des traits, de voir les rapports des éléments entre eux. La configuration des traits permet de distinguer rapidement les différents types d'eau. De plus, il est possible de déterminer à l'aide du graphique si la saturation de l'eau en sulfate de chaux et en carbonate de calcium est atteinte. On peut également se dispenser de calculer les milliéquivalents en reportant directement le poids de l'élément ou du radical à l'aide d'une échelle logarithmique préfabriquée sur laquelle on a placé l'équivalent (poids atomique ou moléculaire divisé par sa valence) des différents ions. Cette échelle est superposée à l'ordonnée du graphique de manière à ce que la valeur 1.0 de l'ordonnée corresponde à la valeur de l'équivalent de l'ion considéré sur l'échelle logarithmique.

Vu leurs tailles, ces deux types de diagrammes se disposent difficilement sur les cartes hydrogéologiques. A cet effet, on

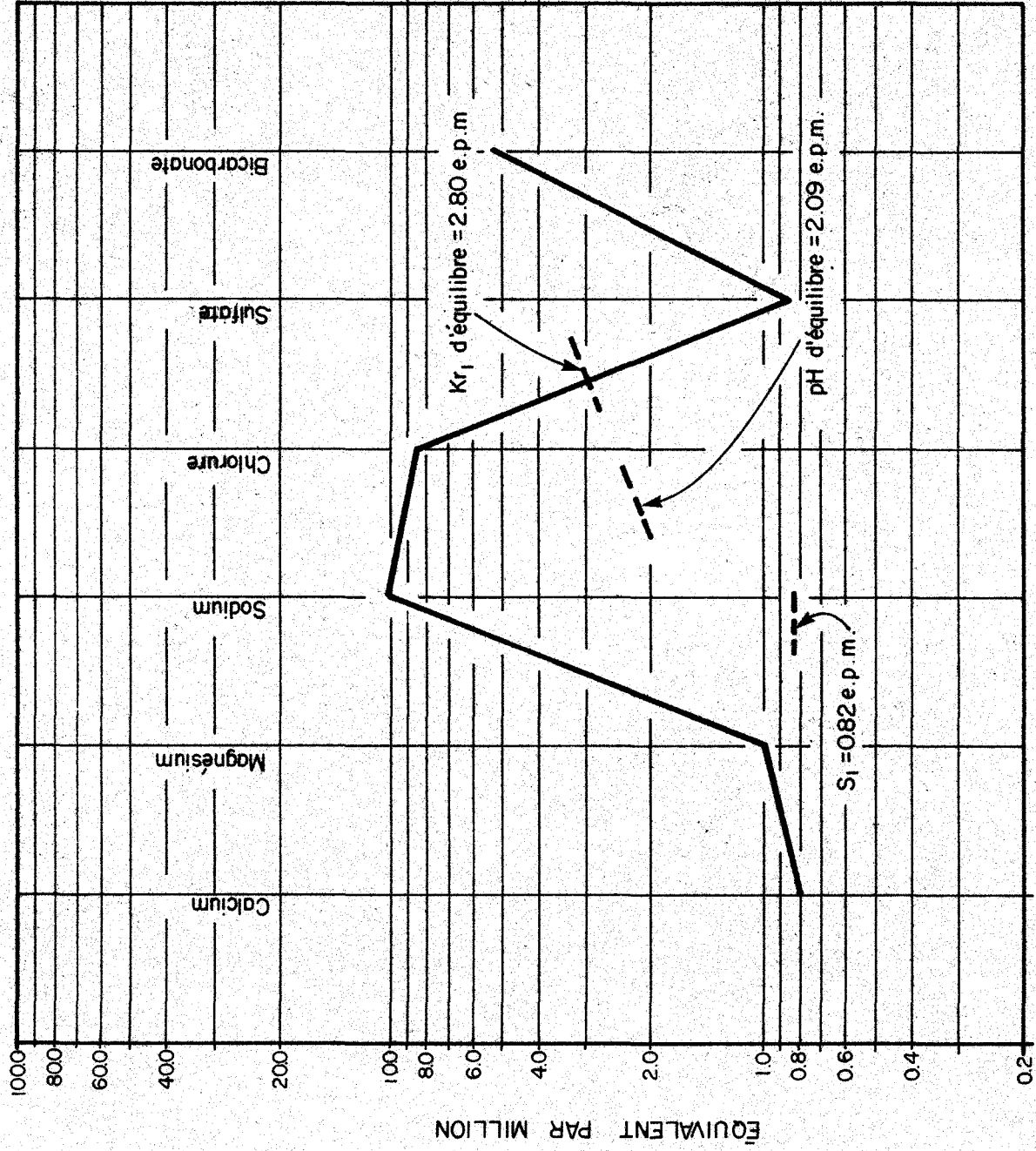


FIG.3.4.5. Diagramme de Schoeller (.1962) .

peut utiliser le mode de représentation proposé par Stiff *et al.* (1951) qui a l'avantage d'être plus condensé. Les caractéristiques essentielles de ce diagramme sont illustrées à la figure 3.4.6a et consistent en quatre droites horizontales s'étendant de part et d'autre d'une ligne verticale considérée comme l'origine (0). Chaque tronçon situé à gauche de l'origine représente la concentration des cations en milliéquivalents par litre tandis que les tronçons de droite représentent les anions en milliéquivalents, par litre. Les concentrations des ions sont reportées sur leurs lignes respectives et les points sont reliés entre eux pour former un polygone (Fig. 3.4.6b). Le polygone tend à conserver la même forme lorsque l'échantillon est dilué. L'évolution du type d'eau entraîne une modification dans la forme du polygone. Cette propriété du diagramme de Stiff permet de visualiser l'évolution de l'eau souterraine par rapport aux unités hydrostratigraphique lorsque ces diagrammes sont reportés sur les coupes géologiques.

C) Cartographie des caractères chimiques

La cartographie des caractères chimiques est un moyen puissant de visualiser l'interaction entre les facteurs de l'environnement hydrologique et les caractères chimiques de l'eau.

Les courbes isocones (égales concentrations d'un élément ou d'un radical) et les courbes des rapports caractéristiques juxtaposées aux courbes isopiézométriques de la nappe étudiée permettent de suivre l'évolution de la qualité de l'eau en relation avec les caractéristiques hydrodynamiques de la nappe (Schoeller, 1962). A l'instar de Henningsen (1962), les différents faciès peuvent être identifiés sur les cartes géologiques par des teintes caractéristiques et les directions d'écoulement par des flèches. Le report des faciès sur des blocs-diagrammes géologiques (Back, 1966) permet cette fois la représentation en 3 dimensions de l'évolution de la qualité en relation avec la lithologie et la structure géologique. Ces

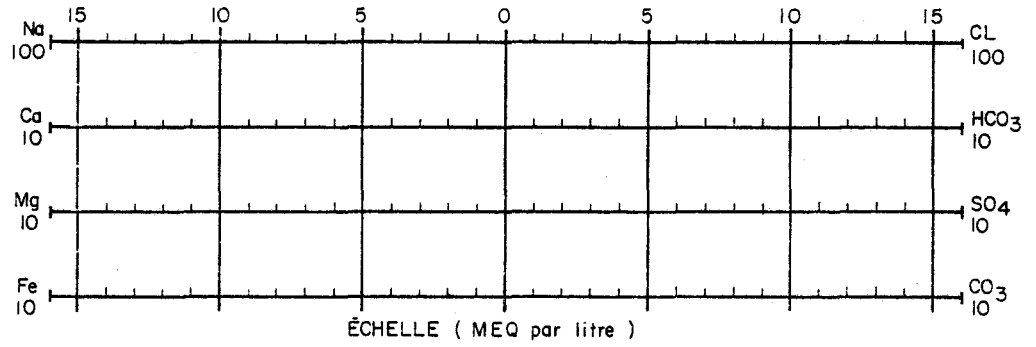


Fig. 3.4.6a . Traits essentiels du diagramme de Stiff et al. . (1951) .

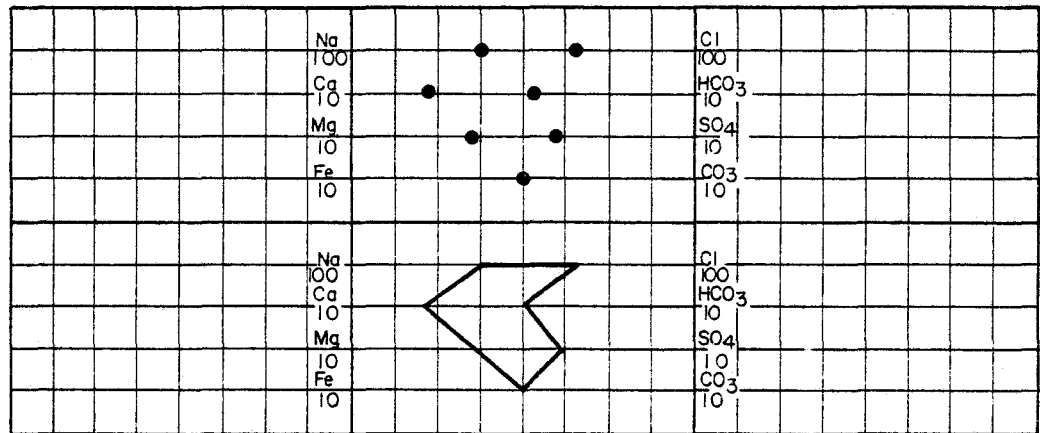


Fig. 3.4.6b . Méthode pour construire le diagramme de Stiff et al. . (1951) .

méthodes cartographiques ne permettent pas cependant de traiter globalement le nombre croissant de paramètres chimiques analysés (éléments majeurs, traces, toxiques-etc...) et de points de mesures échantillonnés. De plus, pour ne pas perdre d'informations, il faut dresser une carte pour chacun des éléments dosés. La comparaison des cartes tracées est souvent irréalisable. Ces diverses difficultés ont incité certains chercheurs à appliquer les méthodes statistiques multivariées au domaine de la qualité des eaux souterraines.

D) Analyse statistique multivariée

Dawdy et Feth (1967) sont les premiers chercheurs, à notre connaissance, qui ont appliqué l'analyse factorielle en composantes principales à l'étude de la qualité chimique des eaux souterraines. Une variante de cette méthode, l'analyse factorielle des correspondances, fut appliquée par Cazes *et al.* (1970) à l'étude chimique des nappes superposées de la craie et du calcaire carbonaté dans le nord de la France.

Selon ces derniers, parmi les différentes méthodes d'analyse multivariée, l'analyse des correspondances est la plus avantageuse car elle compare des profils de répartition. Nous avons déjà vu qu'en hydrogéochimie, il est plus significatif d'étudier la répartition relative des éléments dosés dans les prélèvements correspondants que d'étudier les teneurs absolues de ces éléments.

L'analyse multivariée a pour but d'analyser un tableau de données rectangulaire comprenant des échantillons (en rangées, par exemple) caractérisés par des dosages (en colonnes).

Cette analyse permet:

- de dégager les relations entre les éléments dosés (corrélations), et de préciser quelle portion de la variance de chacun des éléments peut être expliquée par sa relation avec les

autres éléments;

- de déterminer quels sont les éléments qui expliquent la majeure partie de la covariance du système;
- de dégager, s'il y a lieu, certains sous-ensembles constituant l'ensemble des échantillons étudiés; ainsi, Cazes *et al.* (1970) ont pu attribuer l'ensemble des prélèvements à deux nappes distinctes;
- de caractériser ces sous-ensembles (nappes) par des associations ioniques-type;
- d'étudier l'évolution géographique de la chimie des eaux à l'aide des facteurs de l'analyse factorielle qui ont la propriété d'être non "corrélés" et d'être classés par ordre décroissant d'explication statistique; la répartition géographique des deux ou trois premiers facteurs suffit en général à caractériser l'information de base; il va sans dire que les cartes "isofacteurs" sont d'autant plus significatives que les facteurs représentés ont une signification géologique (Cazes *et al.*, 1970).

La cartographie des facteurs déduits par la méthode des composantes principales reflète la concentration ionique globale et ne permet pas d'identifier la provenance des ions prédominants (Dawdy et Feth, 1967).

E) Les études d'équilibres

Les méthodes discutées précédemment ont pour but de montrer l'interaction entre les caractères chimiques de l'eau, la géologie et l'hydrologie d'un bassin versant. Une fois cette phase complétée, une interprétation plus rigoureuse doit permettre de déterminer quels sont les facteurs qui contrôlent la qualité de l'eau et quelle est l'origine des différents faciès identifiés. En d'autres termes, on identifie les minéraux qui sont en équilibre avec l'eau souterraine. Cette connaissance devrait permettre, compte tenu de la minéralogie d'un aquifère et de la composition chimique de l'eau, de prévoir l'évolution du système si celui-ci est soumis à des modifications naturelles telles que le captage ou la recharge de nappes.

Il semble que l'étude thermodynamique des relations solides-solutions puisse permettre des progrès dans la solution de ces problèmes. Nous présentons, plus haut (voir 2.2.3) les principes théoriques présentement utilisés dans l'étude des équilibres solides-solutions car ces méthodes peuvent être appliquées aussi bien dans les réservoirs aquifères que dans les systèmes hydrographiques et lacustres.

3.5 PROCESSUS REGULATEURS DE L'EROSION

Les agents de l'érosion sont multiples; l'eau en est le principal. Elle agit à la fois comme agent d'altération (désintégration physique par alternance gel - dégel; décomposition chimique par dissolution, hydrolyse, échange d'ions, néo-formation de minéral) et comme agent de transport. La glace a un pouvoir d'érosion mécanique énorme dans certaines conditions (glaciers de type alpins) tandis que le vent a un pouvoir d'érosion faible, son pouvoir de transport étant limité aux particules de petits diamètres (0.02 à 0.07 mm en suspension, 0.15 à 0.3 mm en saltation et quelques cm en roulage). Enfin, la perte de masse sous l'action de la gravité et des agents biotiques (homme, plantes et animaux) peuvent être importantes dans certaines régions.

On distingue trois types de facteurs d'érosion:

- les facteurs externes: climat, végétation, relief;
- les facteurs géologiques: lithologie, degré de fracturation et degré de fissuration;
- les facteurs minéralogiques et chimiques: propriétés chimiques des minéraux et des éléments (exemples: dissolution de la calcite et de l'aragonite, équilibre des carbonates en solution).

De plus il faut faire intervenir le facteur temps et l'histoire antérieure des terrains. Ainsi, au Québec, l'érosion glaciaire a complètement décapé la partie altérée des roches.

Les apports en minéraux en provenance des précipitations ou des retombées sèches peuvent être très importants dans les régions où les eaux sont faiblement minéralisées. Il s'agit essentiellement du Cl de provenance marine, du soufre de provenance volcanique et industrielle, du Ca, Na et K de provenance marine et de l'érosion des sols ainsi que des bicarbonates formés à partir du CO_2 de l'air. Notons également que les précipitations peuvent avoir une action érosive chimique plus ou moins grande suivant leur composition.

L'influence des activités humaines est très importante sur l'érosion du type détritique par déforestation, par mise en culture et par excavations etc..., ainsi que sur les transports en solution par rejets directs aux rivières. L'exemple typique à ce sujet est celui des Grands Lacs (Beeton, 1965): en 60 ans, la concentration en sulfates est passée de 7 mg/l à 15 mg/l dans le lac Huron et celle du calcium et du chlore de 30 à 38 mg/l et de 7 à 25 mg/l respectivement dans le lac Ontario.

La compréhension des mécanismes de l'érosion fait intervenir des connaissances sur le matériel sujet à l'érosion, sur l'agent d'érosion de transport. Néanmoins, la plupart des études récentes montrent que les facteurs principaux d'érosion sont le climat, le relief et, en dernier lieu, la géologie.

3.5.1 Transport des matériaux en suspension et en solution par les eaux courantes

Nous distinguons essentiellement deux types de matériaux transportés: les substances sous forme dissoute¹ et les substances sous forme particulaire.

Transport des matériaux solides

Deux approches peuvent être considérées: l'approche déterministe qui relève de l'hydraulique où le mouvement des particules

¹ Substances dissoutes: substances traversant en filtre de 0.45μ (Livingstone, 1963).

transportées est fonction de leur diamètre et de leur densité, de la vitesse d'écoulement du fluide, etc... Il semble que la vitesse d'écoulement soit le facteur principal régissant la turbidité. L'autre approche est empirique et consiste essentiellement à relier la quantité de matériaux transportés au débit.

Il y a trois modes de transport hydraulique: la suspension, la saltation, et la reptation ou le roulage. Les deux derniers composent le charriage de fond ("bed load"). La partie transportée sur le fond est difficile à estimer et généralement on s'intéresse au transport en suspension en se contentant d'estimer le charriage. Pour le Mississipi par exemple, on estime le charriage de 7 à 10% du transport solide total (Fairbridge, 1968).

Nous nous limiterons ici à l'approche déterministe du transport solide en suspension. D'une façon générale, la turbidité C_s est relié au débit Q_ℓ par la relation:

$$C_s = a Q_\ell^b \quad (3.5.1)$$

où "a" et "b" sont des coefficients: "a" tient compte de la turbidité générale de la rivière et "b" de l'augmentation de la capacité de transport avec le débit. Selon Muller et Forstner (1968), cette relation est universelle.

On voit donc que le transport augmente en fonction du débit, ce qui est la caractéristique essentielle du transport en suspension. Il en résulte que les basses eaux n'auront qu'une très faible turbidité et que la majeure partie du transport se fera lors des crues. Toutefois, la relation turbidité-débit est une fonction "hystérésis", la turbidité étant généralement plus forte à débit égal en montée des eaux qu'en décrue. Le pic de turbidité a lieu aux deux tiers de la montée des eaux. Etant affecté par des phénomènes rares à l'échelle humaine mais courant à l'échelle géologique (glissements de terrains, crues centenaires...), le transport solide est irrégulier et discontinu.

- Transport des matériaux dissous¹

La concentration globale ou salinité S ainsi que la concentration des principaux ions majeurs (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{--} , HCO_3^-) varient généralement avec le débit suivant une loi

$$S = a' Q_{\rho}^{b'} \quad (3.5.2)$$

où le coefficient a' tient compte de la minéralisation générale de la rivière et b' exprime la différence de concentration entre les eaux de surfaces et les eaux souterraines ($b' < 0$): la valeur négative de b' indique que les concentrations en solides dissous les plus fortes apparaissent aux plus faibles débits. Généralement $b' < 1/3$ en valeurs absolues mais pour des régions semi-arides ou en présence de sources salines, les variations de concentrations peuvent être très fortes (dans ce cas $|b'| > 1.0$). Notons que chaque élément a un coefficient b' qui lui est propre et que les rapports entre les éléments seront fonction du débit. Rappelons également qu'il existe des cycles annuels, des cycles de crues ainsi que des variations totalement indépendante du débit: c'est le cas pour les éléments mineurs nutritifs (NO_3^- , PO_4^-).

Peu de travaux ont abordé le mode de transport des matières organiques dissoutes. Pourtant, dans certaines rivières (fleuve Amazonie, rivières sibériennes) cet aspect est important; Alekin et Brazhnikova (1960) estiment que 20% de la matière dissoute transportée en URSS est sous forme organique, particulièrement en Sibérie dont les caractères généraux sont semblables à ceux du Québec.

3.5.2 Paramètres caractéristiques de l'érosion

Deux paramètres facilement mesurables, la turbidité et la salinité, permettent de caractériser globalement les produits de l'érosion transportés par les eaux de drainage.

¹ Transport des matériaux dissous: Meybeck, 1972.

- La turbidité peut se mesurer de diverses façons par gravimétrie (filtration et pesée), par néphélométrie (absorption de la lumière émise par une source), par transmission nucléaire (absorption ou diffusion du rayonnement gamma émis par une source) et par radioactivité naturelle (mesure de la radioactivité gamma émise par les particules en suspension).
- La salinité S peut être facilement estimée par la mesure de la conductivité X. En effet, on a généralement la relation suivante:

$$S = m X - e$$

où : m et e sont des constantes.

Une bonne calibration préliminaire pour chaque rivière permettra donc d'obtenir la salinité à partir de la conductivité.

A l'échelle mondiale, les gammes de variations des turbidités et des salinités moyennes annuelles (masse annuelle transportée/volume d'eau annuel) sont les suivantes:

- turbidité: C_s varie de 2 mg/l à 16 000 mg/l. La limite inférieure est atteinte pour les rivières d'Amazonie et de Finlande (Laaksonen, 1971) et la limite supérieure pour des rivières drainant des glaciers alpins. A l'échelle du globe, on pourrait proposer la classification suivante:

1	$< C_s \leq 10$ mg/l	rivière très peu turbides
10	$< C_s \leq 100$	rivières peu turbides
100	$< C_s \leq 1000$	rivières de turbidité moyenne
1000	$< C_s \leq 10000$	rivières très turbides
10000	$< C_s$	rivières extrêmement turbides

- salinité: S varie de 5 mg/l à 10 000 mg/l. La borne limite inférieure correspond à nouveau aux rivières d'Amazonie tandis que la limite supérieure correspond aux rivières des zones semi-arides. On peut proposer une classification analogue à la précédente.

1	$< S \leq 10$ mg/l	rivières très peu minéralisées
10	$< S \leq 100$	rivières peu minéralisées
100	$< S \leq 1000$	rivières de minéralisation moyenne
1000	$< S \leq 10000$	rivières très minéralisées

La salinité est généralement reliée au débit spécifique moyen annuel; à relief égal, les rivières à très faibles débits spécifiques (< 0.1 litre/s/km²) seront très minéralisées et, inversement, les faibles minéralisations sont atteintes pour les rivières ayant de forts écoulements (> 20 litre/s/km²).

Il est évident que les valeurs instantanées peuvent être plus fortes: lors des crues, les turbidités sont facilement 10 fois supérieures aux valeurs moyennes annuelles tandis que, lors des étiages, les salinités peuvent être 4 ou 5 fois supérieure à la moyenne annuelle.

3.5.3 Climat

L'intensité de l'érosion est étroitement liée aux facteurs climatiques, lesquels sont responsables d'une zonalité géographique indépendante des facteurs géologiques. Fournier (1960) a directement relié l'érosion détritique au rapport $\frac{p^2}{P}$ où p est la pluviométrie du mois le plus pluvieux et P la hauteur d'eau totale annuelle. D'après Schumm (1954), l'érosion augmente avec la température lorsque les autres conditions sont égales. Ceci s'explique par le fait que les terrains sont protégés des actions érosives directes par la couverture de neige. Dans les pays froids où le pergélisol existe (climat subarctique et arcti-

que), le sol gelé en permanence est protégé de la dissolution et les actions érosives sont limitées aux phénomènes de "solifluction".

Il y a trois principaux types de climat au Québec: le climat tempéré chaud et froid, le climat subarctique ($\sim 55^{\circ}$ N à 60° N) et le climat arctique (au-dessus du 60° N).

Hamelin et Grenier (1971) identifient au Québec les régions climatiques (figure 3.5.1). Le tableau 3.5.1 résume les principaux caractères climatiques à un site représentatif de chacune de ces régions. Pour de plus amples informations concernant le climat du Québec, on consultera les travaux de Gagnon et Ferland (1967) et de Wilson (1971).

3.5.4 Relief

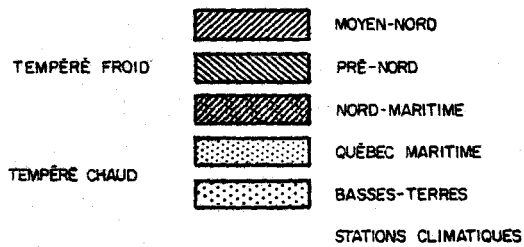
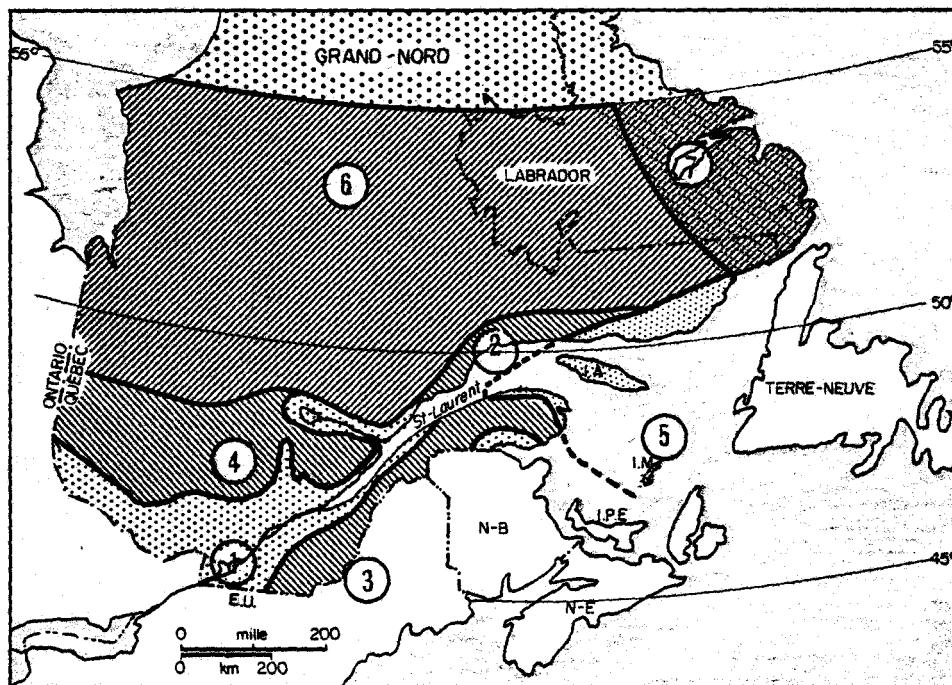
Schumm (1954) a défini un coefficient de relief $\frac{A_m - A_o}{L}$ où A_m est l'altitude maximale du bassin, A_o l'altitude minimale et L la longueur du cours d'eau. L'érosion détritique E_d ($t/km^2/an$) peut s'exprimer par la formulation suivante:

$$E_d = \exp \quad a \quad \frac{A_m - A_o}{L} + b \quad (3.5.6)$$

Fournier (1960) précise un coefficient orographique $\frac{H^2}{S}$ où H est la "hauteur moyenne du relief", c'est-à-dire l'altitude moyenne de la courbe hypsométrique moins l'altitude de l'émissaire, et S est la surface du bassin.

$$\frac{H^2}{S} < 6 \quad \text{faible relief}$$

$$\frac{H^2}{S} > 6 \quad \text{fort relief}$$



Le Moyen-Nord et le Grand-Nord : conditions climatiques rigoureuses en toutes saisons.
 Le Nord maritime : moins froid en hiver que l'intérieur des terres atlantiques.
 Le Québec maritime (Cap-aux-Meules) : la mer diminue les contrastes entre l'été et l'hiver.
 Les Appalaches (Mégantic), l'Estuaire (Sept-Îles) et le Pré-Nord (Lac Kempt) : été plus frais et l'hiver plus rude.
 Les basses terres (Montréal) : été très chaud, hiver froid mais moins qu'ailleurs dans le Québec.
 Temps très irrégulier en toutes saisons.

Les chiffres (1,2,3,4,5,6 et 7) correspondent aux régions climatiques décrites au tableau 3.5.1.

Fig. 3.5.1. Les régions climatiques (d'après Hamelin et Grenier, 1971).

Tableau 3.5.1 Les régions climatiques (valeurs, caractéristiques).
D'après Hamelin et Grenier (1967).

	Nébulosité moyenne de février, mars, juin, juillet	Temp. janvier F	Temp. juillet F	Amplitude annuelle F	Précipitation totale en pouces	Pourcen- tage de neige
Goose Bay (7)*	6.3/7.6	-0.8	60.5	61.3	28.7	49
Nitchequon (6)	5.8/7.2	-9.1	56.7	65.8	29.6	36
Montréal (1)	6.2/5.9	14.5	70.9	56.4	38.2	26
Mégantic (3)	6.6/6.3	12.3	63.7	51.4	40.1	30
Lac Kempt (4)	6.1/5.7	3.1	60.5	57.4	36.0	35
Sept-Iles (2)	5.7/6.6	7.1	59.6	52.5	42.4	38
Cap-aux-Meules (5)	7.4/6.7	20.7	61.8	41.1	35.9	25

* Ces chiffres renvoient à la figure 3.5.1

Fournier arrive ainsi à la relation suivante:

$$\log E_d = m \log p^2/P^* + n \log H^2/S + u \quad (3.5.7)$$

Plus récemment, Anhert (1970) a trouvé une relation linéaire entre l'érosion totale E_t (exprimée ici en dénudation) et le "relief moyen" h défini comme "la moyenne du relief mesurée dans des surfaces régulièrement espacées". Pour des rivières de même climat, on aurait donc:

$$E_t = a h - b \quad (3.5.8)$$

Il y a au Québec trois grandes zones physiographiques étroitement liées à la géologie:

- Appalaches: cette chaîne de montagnes est relativement récente; son relief est vallonné et les altitudes atteignent 1500 m en Gaspésie;
- Basses Terres du Saint-Laurent: elles sont séparées des Appalaches par l' "accident de Logan". Ce relief y est plat (on retrouve seulement quelques soulèvements dus aux intrusions montégériennes plus dures) et les altitudes y sont généralement inférieures à 150 m.
- Bouclier Canadien: (provinces Laurentienne et province de James): il s'agit de terrains anciens (plusieurs milliards d'années) et érodés; le relief général est peu accentué sauf dans la région des vallées glaciaires en "U" où les altitudes sont également faibles (300 m à 700 m).

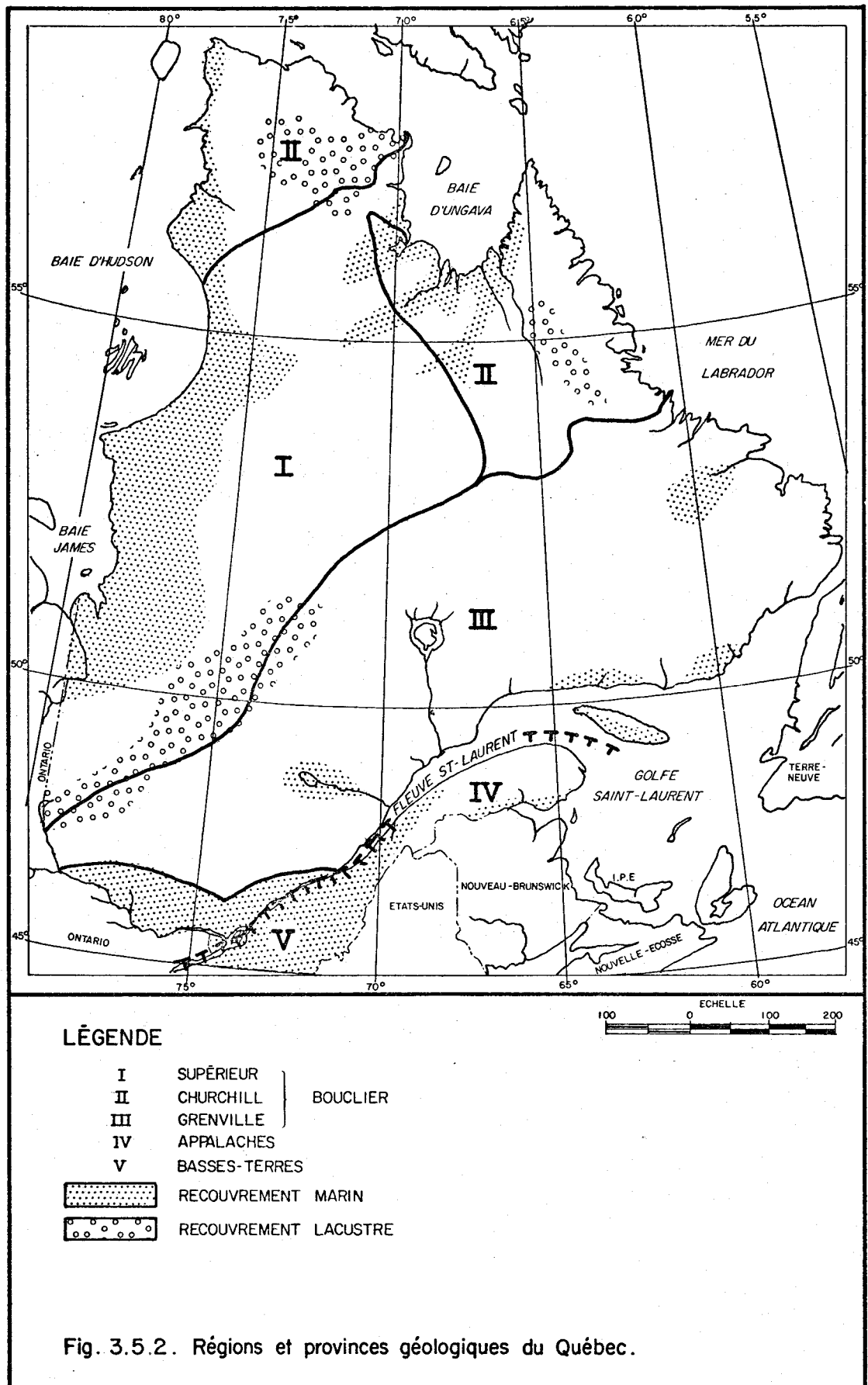
* Cette relation intègre les caractéristiques pluviométriques et les caractéristiques du relief à l'érosion de type détritique.

3.5.5 Géologie

La composition minéralogique des roches n'intervient pas en général dans les études traitant de l'érosion détritique. La roche est protégée de l'action érosive directe par une couverture végétale. Néanmoins, il est évident que les roches ont des propriétés très variables vis-à-vis de l'érosion. Par rapport à l'érosion détritique, les roches les plus "érodibles" sont celles qui ont le moins de cohésion comme les "loess" (dépôts argileux éoliens), les argiles, les marnes, les schistes, les sédiments quaternaires glaciaires et fluvio-glaciaires peu consolidés; à l'opposé, se situent les roches cristallines et certaines roches métamorphiques. Par rapport à l'érosion chimique les roches les plus vulnérables sont celles qui contiennent des minéraux très solubles ou facilement hydrolysables: calcite, dolomite, gypse, anhydrite, hematite, goethite, pyrite. Ces propriétés n'auront d'effet que si les agents d'érosion et de transport sont puissants et la protection des terrains faibles. De cette façon, un dépôt de marnes à pente faible et recouvert de forêts ainsi que des bassins calcaires horizontaux, moyennement drainés seront faiblement érodés par dissolution.

Dans les régions où les roches ont une perméabilité d'origine (grès) ou acquise (calcaire fissuré, granites fracturés), les eaux souterraines, longtemps en contact étroit avec les formations aquifères, seront plus chargées que les eaux de surface. L'érosion chimique sera forte dans la mesure où la circulation de ces eaux sera importante (sources, résurgences etc...). Dans le cas d'eaux souterraines profondes circulant peu (les temps de séjour sont couramment de l'ordre de 1000 ans), l'érosion restera faible puisque le transport est restreint.

A l'intérieur d'une zone climatique, ce sont les aspects géologiques, en particulier la lithologie ainsi que les aspects hydrogéologiques, qui influenceront le plus l'érosion physique et chimique.



- Aspects lithologiques

On divise généralement le Québec en trois grandes régions géologiques:

- le Bouclier Canadien qui est essentiellement constitué de roches cristallines;
- les Appalaches qui sont formées d'un mélange de roches cristallines et sédimentaires plissées (calcaires, schistes, grès);
- les Basses Terres qui sont constituées de roches sédimentaires peu plissées (calcaires, schistes, grès).

Ces formations sont souvent recouvertes de dépôts quaternaires. Les glaciations successives et surtout celle du Wisconsin (de l'an - 50 000 à -12 000) ont laissé des dépôts fluvio-glaciaires et glaciaires (moraines, "kames", "eskers"); les dépôts locaux d'argiles lacustres (Abitibi) ou marines (Basses Terres et Lac Saint-Jean) sont apparus après le retrait des glaces.

Les argiles marines de la mer Champlain atteignent quelquefois 50m d'épaisseur dans les Basses Terres (Prévost, 1972). Ces dépôts argileux sont également importants dans la région du lac Saint-Jean où ils occasionnent de nombreux glissements de terrain.

A part quelques exceptions locales, la lithologie du Québec (roches dures et peu solubles) n'est pas propice à une érosion importante.

- Aspects hydrogéologiques

Il est difficile d'aborder ce problème peu étudié jusqu'ici au Québec. Les caractéristiques hydrogéologiques des aquifères superficiels liés au Quaternaires seront différentes des caractéristiques des aquifères généralement plus profonds liés aux terrains primaires et secondaires.

Dans les Appalaches, les calcaires et les grès peuvent être des formations aquifères. Les aquifères les plus caractéristiques du Quaternaire sont les terrasses marines s'élevant de 70 à 100m au dessus du niveau marin actuel. Dans la Beauce et les Cantons de l'Est, les eaux souterraines se rencontrent surtout dans les anciens chenaux remplis de sables et graviers.

L'hydrogéologie des Basses Terres a fait l'objet d'une étude récente (Prévost 1972). Les formations aquifères sont essentiellement quaternaires et peuvent être divisées en 2 groupes séparés par des argiles imperméables:

- sables (basses terrasses, hautes terrasses, sables de dunes, sables marins);
- argile marine (mer de Champlain);
- dépôts glaciaires.

En raison de la salinité des argiles marines, les eaux traversant cette formation seront minéralisées. Nous donnons à titre d'exemple trois analyses d'eaux de dépôts glaciaires (tableau 3.5.2).

Pour le Bouclier Canadien, les études ont été rares; on peut toutefois considérer que les eaux souterraines seront très localisées dans les zones fracturées où dans les dépôts superficiels. En bordure du Bouclier, les sables et graviers deltaïques constituent d'excellents aquifères.

3.5.6 Erosion globale au Québec

Suite à ce qui précède sur les facteurs de l'érosion, il "appert" que l'érosion au Québec sera faible pour les raisons suivantes:

- climat peu agressif: températures basses, pluviométries moyenne ou faible;

- couverture végétale omniprésente, sols gelés;
- relief très peu accusé;
- roches très résistantes, peu fracturées ou peu fissurées et faiblement solubles.

Cependant, dans certaines régions, les conditions locales peuvent augmenter l'érosion. Celle-ci est effectivement plus forte dans les Appalaches, particulièrement en Gaspésie en raison du relief; de plus, il semble que les argiles marines de la mer Champlain soient responsables de la minéralisation plus élevée des rivières des Basses Terres (tableau 3.5.3).

Bien que les valeurs exposées au tableau 3.5.3 ne porte que sur une année, il est possible, vu la régularité de l'érosion, de les considérer comme représentatives. Les rapports des modules annuels des débits sur leurs moyennes interannuelles étaient de 1.04 pour la York et de 1.27 pour la Harricana.

On voit que les salinités et les turbidités des rivières Chaudière et Harricana entrent dans les catégories "peu turbides" et "peu minéralisées" tandis que la York appartient à la catégorie des rivières de minéralisation moyenne.

Pour le bassin de la Chaudière, l'érosion chimique est du même ordre que l'érosion détritique; pour celui de l'Harricana, l'érosion chimique est plus élevée que l'érosion détritique. De plus, on voit que les facteurs externes de l'érosion sont les plus importants car, malgré la présence d'argiles lacustres sur le bassin de l'Harricana, la turbidité y reste faible.

D'après les données de l'Annuaire hydrographique (Ministère des Richesses naturelles, 1969), les rivières Québécoises sont "peu turbides" (inférieures à 100 mg/l). Les réservoirs et les lacs ont un

TABLEAU 3.5.2 Analyse d'eau souterraine en provenance d'aquifères en contact avec des dépôts glaciaires. (Prévost, communication personnelle, 1972).

	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	HCO ₃	NO ₃
(1)	43.7	5.9	trace	trace	10.5	25.1	61.6	1.0
(2)	750	102	1424	38	226	731	169	-
(3)	51.9	9.9	traces	traces	14.0	48.5	55.8	0.75

(1) alluvions fluvio-glaciaires

(2) alluvions fluvio-glaciaires à recouvrement d'argiles marines près de la zone d'alimentation

(3) alluvions fluvio-glaciaires

TABLEAU 3.5.3 Erosion chimique et détritique pour trois bassins au Québec (D'après l'Annuaire Hydrologique du MRN, Québec, 1969).

rivière	érosion chimique t/km ² /an	érosion détritique t/km ² /an	C _s mg/l	S mg/l
York	95	-	-	151
Chaudière	37	59	83	66
Harricana	24	13	27	49

C_s : turbidité

S : salinité

effet important sur la régulation du transport des matériaux non solubles en provenance de l'érosion. Dans certaines rivières, comme l'Harricana ou la Saint-Maurice qui ont jusqu'à 9% de leur bassin occupé par des lacs, la sédimentation pourrait jouer un rôle important dans le transport des substances non solubles.

Les transports solides et dissous suivent un cycle annuel. Comme les concentrations des substances dissoutes varient peu avec le débit, la masse totale des apports dissous suivra étroitement les débits. Les principaux transports auront ainsi lieu lors des hauts débits, c'est-à-dire essentiellement à la fonte des neiges: en 1969, par exemple, un tiers des apports dissous de la Chaudière est passé en avril. Les transports solides étant surtout reliés au débit, ce sont donc les crues de fonte de neige et les crues d'orages courtes mais érosives qui correspondront aux transports majeurs; pour la Chaudière en 1969, près de 65% des apports solides sont passés en avril et 9% pour la seule crue du 6 et du 7 novembre.

En nous basant sur les valeurs moyennes annuelles de la salinité (tableau 3.5.4), sur l'apport relatif des différents éléments à la salinité moyenne (tableau 3.5.5) et sur les caractères physiographiques des bassins étudiés (tableau 3.5.6), nous pouvons faire une première distinction d'au moins 4 types d'eaux:

I Cantons de l'Est et Gaspésie (Matapédia, York, Ste-Anne, Eaton)

eaux "moyennement minéralisées" (95 à 150 mg/l de concentration globale¹), essentiellement bicarbonatées calciques (80% et plus de sels dissous);

II Beauce et Bas du Fleuve (Rimouski, Rivière-du-Loup, La Chaudière, Saint-François)

eaux "peu minéralisées" (60 à 115 mg/l), bicarbonatées calciques avec une teneur en sulfates plus élevées que dans les Appalaches (9 à 13 mg/l);

¹ Concentration globale = somme des ions majeurs en mg/l

TABLEAU 3.5.4 Concentrations moyennes des rivières du Québec (1969) en mg/l

Nom de la rivière	# de la station de qualité	Bassin versant (mi ²)	Concentration moyenne pour 1969 (mg/l)								Concentration globale (mg/l)	Erosion ¹ globale ¹ (tonne métrique/an x m ²)	Rapport écart-type / conc. moyenne (1969)							
			Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	SO ₄	Cl	NO ₃			Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	SO ₄	Cl	NO ₃
**Matapédia	01150 A	1,440	26.2	3.8	2.1	.4	94	5.5	1.1	.9	134.0	**179.5	.16	.13	.48	.25	.15	.29	1.0	6.3*
York	02040 A	390	29.0	3.8	3.6	.4	100	9.6	3.9	.7	151.1	265.8	.18	.20	.26	.37	.15	.28	.28	.71
Ste-Anne G.	02140 B	304	21.8	4.0	2.5	.4	81	6.1	2.7	.5	119.0	301.8	.27	.22	.44	.75	.25	.43	.55	.80
Matane	02160 A	635	27.5	3.4	3.1	.4	94	7.8	2.9	1.0	140.2	271.7	.22	.21	.29	.24	.20	.35	.41	.70
Rincuski	02200 A	612	20.2	3.4	4.1	.6	69	12.4	3.3	.8	113.8	188.0	.14	.21	.39	.28	.13	.48	.55	.62
**Du Loup	02250 A	490	10.5	1.3	3.7	.6	30	9.1	3.0	1.0	59.2	** 85.6	.23	.31	.27	.67	.30	.34	.47	.50
Cnaugière	02340 A	2,250	10.5	2.3	3.5	.9	33	9.7	3.6	2.2	65.7	102.7	.29	.26	.57	.44	.27	.19	.94	.77
St-François	05020 A	3,710	19.1	3.2	6.1	.9	63	13.2	6.2	1.5	113.2	174.9	.14	.16	.44	.33	.17	.18	.40	.93
**Eaton	03020 X	225	17.7	2.9	2.5	.6	59	7.6	3.0	1.4	94.7	**146.3	.27	.28	.56	.50	.29	.30	.77	.79
Yamaska	03030 B	491	17.5	2.7	12.2	1.5	45	16.5	15.8	3.2	114.4	146.1	.24	.30	.60	.33	.32	.27	.59	.75
Chateauguay	03090 A	951	29.9	8.8	6.9	1.7	100	27.4	8.1	1.6	184.4	194.3	.15	.30	.39	.24	.17	.19	.27	.56
Des Outaouais	04310 A	55,200	10.5	2.4	3.1	.9	31	13.1	2.6	1.6	65.2	72.8	.25	.21	.29	.22	.25	.16	.46	.62
**St-Maurice	05010 A	16,600	4.2	.7	2.1	.5	11	7.3	1.1	.7	27.6	** 38.2	.24	.57	.29	.40	.25	.18	.91	.71
Ste-Anne P.	05040 A	599	2.4	.5	1.7	.3	6	5.0	1.3	.8	18.0	44.8	.25	.40	.47	4.67*	.28	.26	.85	.75
**St-Charles	05090 A	130	5.4	1.2	4.1	.7	16	6.4	4.4	1.4	39.6	** 54.8	.19	.25	.34	.29	.26	.52	.48	.79
R. des Eaux-Volées	05100 B	3.54	2.2	.4	1.0	.3	8	3.1	.3	.1	15.4	39.2	.27	.50	.20	.67	.31	.45	1.0	2.0
Chamouchouane	06190 A	5,920	3.6	1.1	.9	.4	14	2.4	.3	1.1	23.8	39.1	.36	.27	.22	.50	.29	.50	2.0	.55
**Seguény	06200 B		3.4	.8	1.1	.4	11	3.8	1.1	.9	22.5	** 37.0	.15	.25	.91	.25	.18	.34	.73	.67
(NR) Magpie	07350 A	2,930																		
Harricana	08010 A	1,420	8.5	2.0	2.0	.9	19	13.9	1.8	.9	49.0	66.9	.20	.15	.20	.33	.16	.13	.56	.78

¹ : Erosion totale (tonne métrique/an x m²) = (.893) Q spéc. (p^{1/3}s x m²) x conc. globale (mg/l).
 ** : Stations (débits et qualité) différentes. * : Erreur probable, lire 1.0 pour 6.3 et .16 pour 4.67.
 (NR) : Station de qualité non-régulière.

TABLEAU 3.5.5 Concentrations moyennes annuelles,
pourcentage des différents éléments
dans des rivières québécoises

Rivière	(100 X conc. moyenne / conc. globale moyenne)							
	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	SO ₄	Cl	NO ₃
	%	%	%	%	%	%	%	%
Matapédia	19.6	2.8	1.6	.3	70.1	4.1	.8	.7
York	19.2	2.5	2.4	.3	66.2	6.4	2.6	.5
Ste-Anne G	18.3	3.4	2.1	.3	68.1	5.1	2.3	.4
Matane	19.6	2.4	2.2	.3	67.0	5.6	2.1	.7
Rimouski	17.8	3.0	3.6	.5	60.6	10.9	2.9	.7
Du Loup	17.7	2.2	6.2	1.0	50.7	15.4	5.1	1.7
Chaudière	16.0	3.5	5.3	1.4	50.2	14.8	5.5	3.3
St-François	16.9	2.8	5.4	.8	55.7	11.7	5.5	1.3
Eaton	18.7	3.1	2.6	.6	62.3	8.0	3.2	1.5
Yamaska	15.3	2.4	10.7	1.3	39.3	14.4	13.8	2.8
Chateauguay	16.2	4.8	3.7	.9	54.2	14.9	4.4	.9
Des Outaouais	16.1	3.7	4.8	1.4	47.5	20.1	4.0	2.5
St-Maurice	15.2	2.5	7.6	1.8	39.9	26.4	4.0	2.5
Ste-Anne P	13.3	2.8	9.4	1.7	33.3	27.8	7.2	4.4
St-Charles	13.6	3.0	10.4	1.8	40.4	16.2	11.1	3.5
R. des Eaux-Volées	14.3	2.6	6.5	1.9	51.9	20.1	1.9	.6
Chamouchouane	15.1	4.6	3.8	1.7	58.8	10.1	1.3	4.6
Saguenay	15.1	3.6	4.9	1.8	48.9	16.9	4.9	4.0
Harricana	17.3	4.1	4.1	1.8	38.8	28.4	3.7	1.8

TABLEAU 3.5.6 Caractères physiographiques des bassins

Nom de la rivière	# de la station de débit	Bassin versant (mi ²)	ALTITUDE			POURCENTAGE				Débit spécifique p ¹ /s/pi ² (*)
			de la station (pi)	maximum du bassin (pi)	moyenne du bassin (pi)	de lac	de forêts	de marais	pente moy.	
Matapédia	011,507	1,070	150-200			3.0				1.50(1)
York	020,401	390	40	2,850	1,250	1.0	99.0	0.0	2.1	1.97(24)
Ste-Anne G.	021,405	304	50	2,600	1,870	1.0	99.0	0.0	4.9	2.84(2)
Matane	021,601	636	70-80	1,800	1,150	1.0	94.0	0.0	1.8	2.17(47)
Rimouski	022,003	612	50-100	1,850	950	3.0	92.0	0.0	1.2	1.85(46)
Du Loup	022,513	401	307	1,700	960	1.0	83.0	1.0	1.5	1.62(45)
Chaudière	023,402	2,250	467-480	3,880	1,290	1.0	69.0	1.0	1.3	1.75(49)
St-François	030,203	3,710			1,120	3.0	69.0	2.0	1.2	1.73(43)
Eaton	030,234	248	625	2,000	1,320	0.0	84.0	4.0	1.3	1.73(37)
Yamaska	030,302	491	200-225	2,700	630	1.0	42.0	0.0	1.1	1.43(30)
Chateauguay	030,901	951	75-100							1.18(48)
Des Outaouais	043,118	55,200								1.25(97)
St-Maurice	050,115	16,300		1,900	1,430	9.0	89.0	1.0	.8	1.55(59)
Ste-Anne P	050,408	599	425-430	2,600	1,660	3.0	95.0	0.0	1.9	2.79(4)
St-Charles	050,904	138	25-50	2,500	890	1.0	76.0	1.0	2.3	1.55(3)
R. des Eaux Volées	051,003	3.54	1,850-1,900	3,250		0.0				2.85(3)
Chamouchouane	061,901	5,920	400	1,800	1,400	5.0	92.0	3.0	.7	1.84(7)
Saguenay	062,901	28,200								1.84(57)
Naple	073,502	2,930		2,000	1,920	9.0	89.0	1.0	1.6	2.23(8)
Harricana	080,101	1,420	960-970	964	1,070	9.0	72.0	14.0	.3	1.53(55)

(*) : Années de mesures

III Basses Terres (Châteauguay)

eaux de la rivière Châteauguay "moyennement minéralisées" (185 mg/l) et bicarbonatées calciques avec une proportion importante de sulfates (15%);

IV Bouclier Canadien (Saint-Maurice, Sainte-Anne de la Pérade, Chamouchouane, Saguenay, Harricana)

Toutes ces rivières appartiennent à la catégorie des eaux "peu minéralisées" (20 à 50 mg/l). Les bicarbonates et le calcium sont les ions majeurs mais les sulfates constituent de 10 à 30% des sels dissous. Pour la rivière Saint-Charles et la Rivière des Outaouais, l'influence humaine est certaine; elle se traduit par une augmentation du sodium et du chlore pour la première et par une minéralisation légèrement plus forte (65 mg/l) pour la deuxième.

Malgré des données encore fragmentaires, on peut estimer qu'au Nord de 50° N les eaux sont moins chargées et peuvent être classées dans la catégorie "très peu minéralisées" (tableau 3.5.7).

Nous avons joint à ce tableau les concentrations moyennes annuelles de la rivière Vuoksi en Finlande (61 000 km²) dont les caractéristiques physiographiques, géologiques et climatiques sont très proches de celles du Nord du Québec, afin de faire ressortir l'analogie des valeurs. Comme nous l'avons écrit plus haut, pour de telles rivières, l'apport atmosphérique peut être déterminant dans la minéralisation de l'eau.

3.6 COMPORTEMENT PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DE SURFACE

L'étude de la qualité physico-chimique de l'eau des rivières a été entreprise à la fin du siècle dernier par des limnologues (Forel, 1886). Elle se développa beaucoup pendant la période entre les deux guerres autant en Europe qu'aux Etats-Unis. Actuellement, une nouvelle perception

TABLEAU 3.5.7 Analyses des rivières Arnaud et George se jetant dans la Baie d'Ungava et de la Grande Rivière de la Baleine se jetant dans la baie d'Hudson

Rivières	pH	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	HCO ₃	Conductivité
Arnaud* 23-2-1969	6.8	1.2	0.9	0.5	0.1	1.0	0.0	6	14
George* 19-4-1969	6.8	2.4	0.7	0.4	0.2	0.0	2	10	21
Grande Rivière* 14-8-1969	6.0	1.2	0.4	0.9	0.3	0.5	2.0	5	15
Vuoksi**		3.8	1.2	-	1.7	1.5			

* D'après Annuaire hydrographique, MRN, 1969

** D'après Viro, 1955

de la qualité chimique des rivières s'amorce par le développement des modèles de qualité. Les études de qualité chimique des rivières portent surtout sur les aspects suivants:

- étude de l'érosion par dissolution des reliefs (géomorphologie);
- établissement des bilans d'apports à l'Océan et des cycles des éléments (géochimie, océanographie);
- origine des eaux, nature des terrains traversés, participation des eaux souterraines (hydrologie) et des eaux atmosphériques;
- détermination de la qualité des eaux en vue de leurs utilisations: eau potable, industries, agriculture, récréation (gestion de la qualité des eaux).

3.6.1 Variation des concentrations en éléments majeurs en fonction du débit

On s'est aperçu très tôt (Forel, 1886) que la salinité des rivières n'était pas constante et diminuait lorsque le débit augmentait en raison du phénomène général de dilution des eaux souterraines par des eaux provenant de la surface. De tous les facteurs affectant la composition chimique d'une rivière en un point déterminé, c'est le débit qui est le plus important. La façon la plus simple d'étudier la variation de la concentration en fonction du débit est d'inscrire en ordonnée la concentration et en abscisse les débits. Les échelles peuvent être linéaires, semi-logarithmiques ou bi-logarithmiques, cette dernière représentation étant la plus utilisée. Pour Durum (1953), la concentration C diminue en fonction du débit Q suivant une loi hyperbolique (fig. 3.6.1).

$$C = \frac{K}{Q} \quad (3.6.1)$$

Iaworska (1968) améliore cette relation après avoir remarqué que la concentration atteint une limite inférieure pour les forts débits, et place une asymptote parallèle au débit à l'ordonnée C_m correspondant à la concentration minimale observée (fig. 3.6.2).

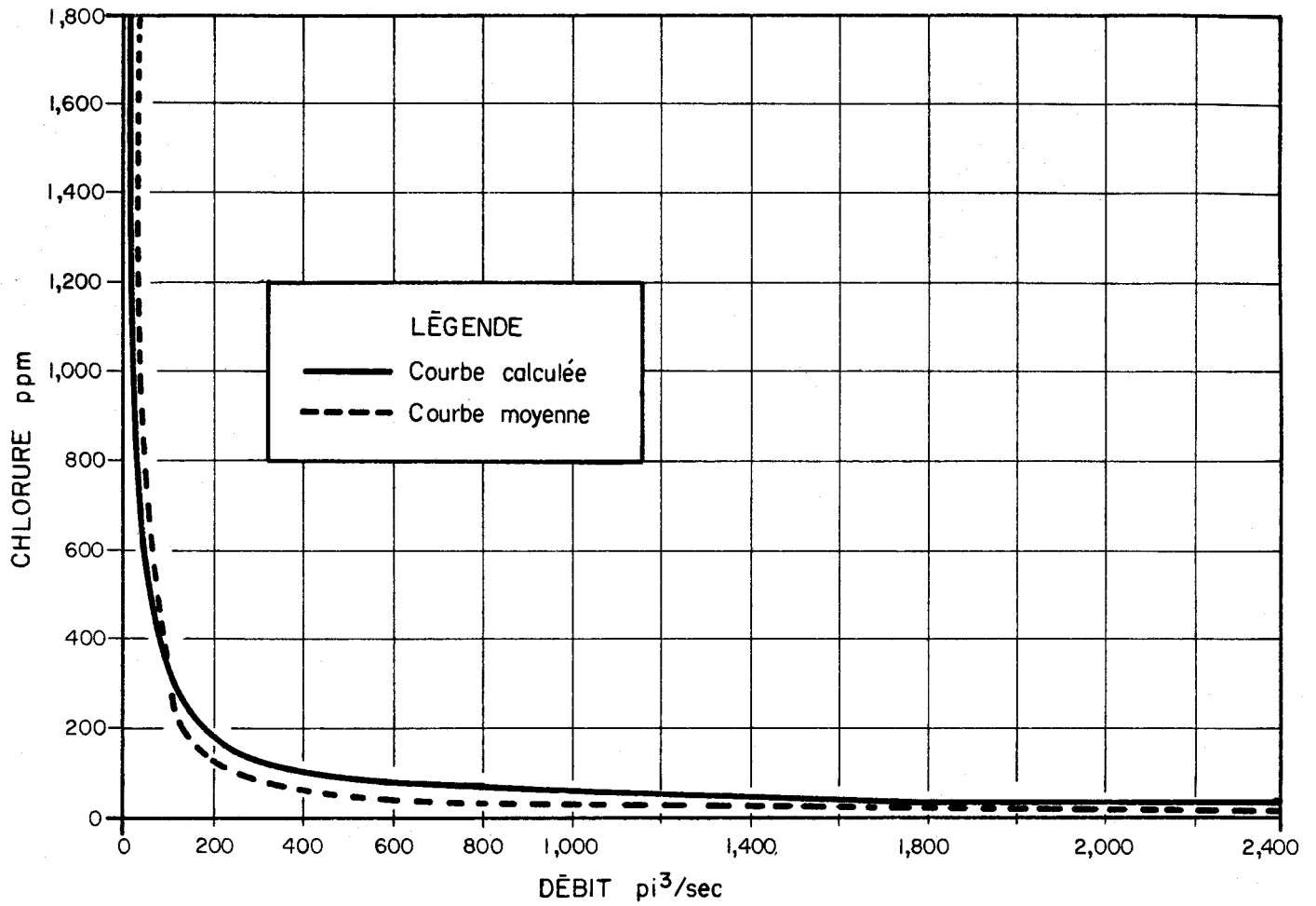


Fig. 3.6.1. Représentation de la loi hyperbolique pour un cours d'eau naturel (selon Durum, 1953).

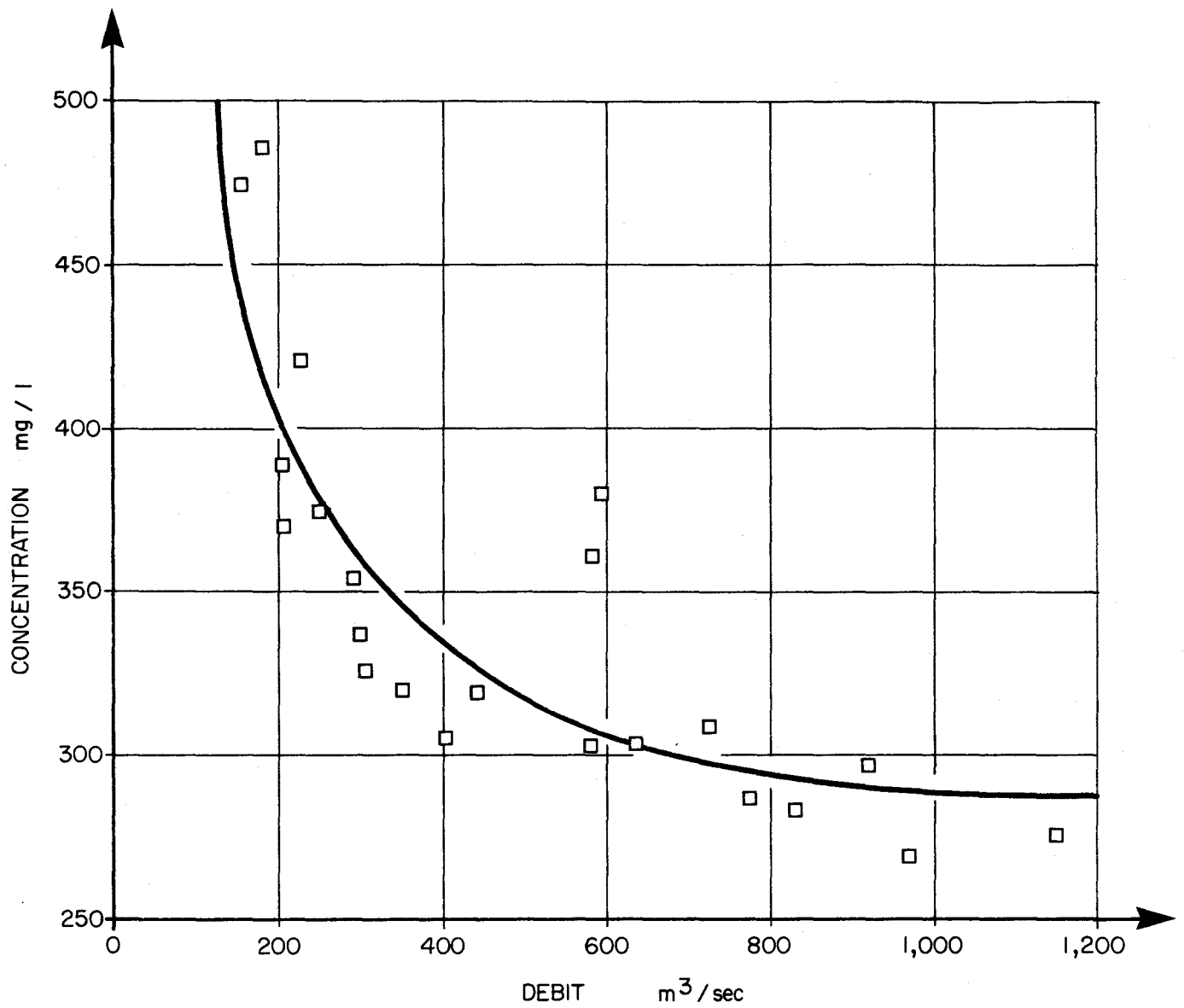


Fig. 3.6.2. Relation entre la concentration et le débit tenant compte d'une limite inférieure élevée (selon laworska , 1968).

$$C = \frac{K}{Q} + C_m \quad (3.6.2)$$

Toler (1965 b) remplace la variation de concentration par une variation de conductivité:

$$X = a \log Q + b \quad (3.6.3)$$

où a et b sont des paramètres de régression

Cette même relation rejoint également les observations d'Hendrickson et Krieger (1964). Néanmoins, la majorité des variations de concentration semble obéir à une loi du type:

$$C = a Q^b \quad (3.6.4)$$

La courbe $C = f(Q)$ (fig, 3.6.3) peut être tracée en fonction de coordonnées log-log; cette variation a été observée par Ledbetter et Gloyna (1964), Gunnerson (1967), Steele (1969), etc...

Le coefficient de corrélation entre $\log C$ et $\log Q$ peut aller jusqu'à 0.96 pour la concentration globale et jusqu'à 0.98 pour certains éléments (Steele, 1969) bien que, généralement, il soit plus faible.

Ledbetter et Gloyna (1964) se basant sur 10 ans d'observations sur la Canadian River à Whitefield Oklahoma (1,040 analyses), apportent des améliorations considérables: dans l'équation 3.6.4, ils considèrent que l'exposant b est variable avec le débit:

$$\text{d'où: } b = PQ^n \text{ avec } n < 0 \quad (3.6.5)$$

et l'équation 3.6.4 peut s'écrire:

$$C = aQ^{PQ^n} \quad (3.6.6)$$

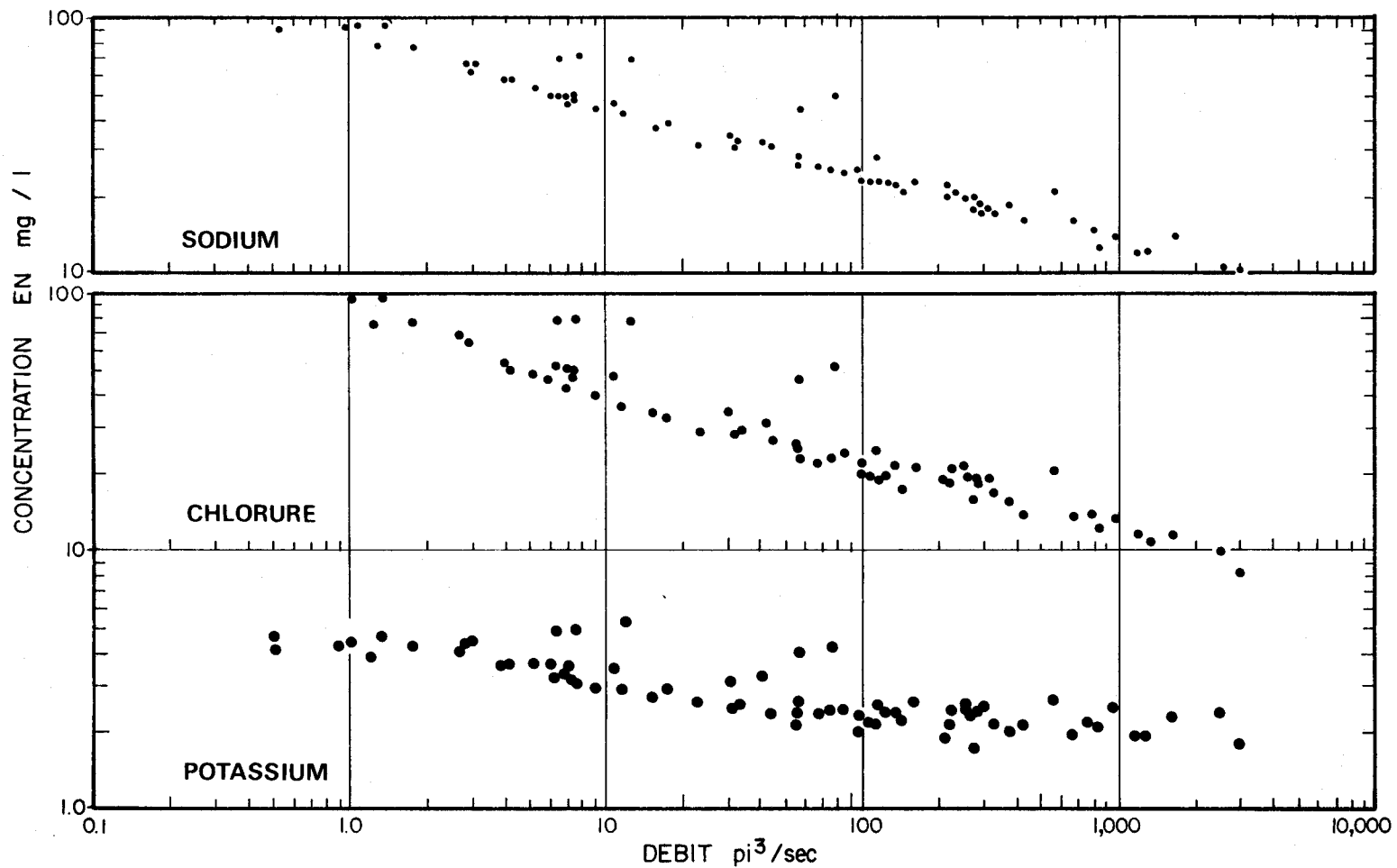


Fig. 3.6.3 . Représentation logarithmique des concentrations en sodium, chlorure et potassium en fonction du débit .

Mais la dispersion des valeurs du paramètre b reste importante d'une année à l'autre pour le même débit. Les auteurs tiennent compte des débits précédents et définissent un index des débits antérieurs A_{qk} tel que:

$$A_{qk} = \sum_{i=1}^{i=N} \frac{Q_i}{N} \quad (3.6.7)$$

où Q_i représente le débit des N jours précédant le $k^{\text{ième}}$ jour.

La relation entre b et Q devient alors:

$$b = f + g \log A_q + h Q^n \quad (3.6.8)$$

d'où

$$C = a Q^{f+g \log A_q + h Q^n} \quad (3.6.9)$$

L'expression (3.6.9) représente actuellement le degré maximum de complexité atteint dans la relation $C = f(Q)$.

Steele (1969) remarque par ailleurs que, pour le Pescadero Creek en Californie, la relation $C = f(Q)$ peut être décrite par deux portions de droites $\log C = a' + b \log Q$ suivant l'intervalle de débit considéré avec une pente (b) accrue vers les débits supérieurs. Cette variation se rapproche beaucoup de la précédente et il n'y manque que la partie des très forts débits.

L'amélioration la plus sensible consiste à faire varier l'exposant b avec le débit; en effet, pour les très forts débits, la dilution s'affaiblit et la concentration de la rivière tend vers une valeur limite correspondant à celle des eaux de surface du bassin considéré. Par contre, aucun auteur n'a, à notre connaissance, tenu compte dans la formulation de la relation $C = f(Q)$ du phénomène de concentration limite pour les étiages prolongés où la pente

b tend également vers zéro et la concentration de la rivière tend vers la concentration des eaux souterraines du bassin. Si l'origine des eaux souterraines est très variée, on aura une forte dispersion dans les faibles débits (Gunnerson, 1967). Les dispersions résiduelles non expliquées sont à relier à d'autres causes secondaires: cycles annuels, cycles de crues, pollutions, etc... mais aussi aux comportements différents des divers éléments en fonction du débit.

Enfin, il faut remarquer que la dispersion provient très souvent du fait qu'on associe des couples de valeurs de représentativité différente; ainsi, des analyses ponctuelles sont rapportées à des débits moyens journaliers. Il est évident qu'on ne peut associer que des valeurs de même représentativité (exemple: concentration moyenne journalière - débit moyen journalier, concentration d'un prélèvement - débit au moment du prélèvement).

D'autres types de variation plus rares ont été décrits par Gunnerson (1967) et résultent de mélanges incomplets (rivière Ohio à Cairo, Illinois) ou d'une grande dispersion aux faibles débits due aux apports souterrains de différentes origines (Canadian River, Texas).

Il faut remarquer ici qu'un certain nombre de variations de qualité sont dues au mauvais mélange latéral de la rivière, non seulement en aval d'un affluent important mais aussi en aval des égouts industriels et urbains. En effet, on recommande généralement de ne pas effectuer les rejets sur toute la largeur de la rivière pour laisser un passage d'eau de bonne qualité à la faune.

La variabilité des concentrations en fonction du débit, décrite par le coefficient b, est une propriété importante de la rivière et de la station considérées; Gunnerson (1967) distingue:

$b < 1/10$	faible variation
$1/10 < b < 1/3$	variation moyenne
$b > 1/3$	forte variation

La plupart du temps, b est inférieur à l'unité (ce qui signifie notamment que les apports les plus importants sont fournis lors des gros débits); Ledbetter et Gloyna (1964) trouvent cependant une valeur de b allant jusqu'à 1.4 pour le Canadian River (concentration globale).

3.6.2 Variation longitudinale de la concentration en éléments majeurs

La qualité chimique de l'eau des rivières n'est généralement pas constante tout au long de celles-ci et on peut classer les causes de variations en trois groupes: effet des affluents ou des sources rencontrés, évaporation et cristallisation, effet des lacs.

Il est évident qu'une rivière recevant un affluent important de qualité légèrement différente ou une source très minéralisée verra sa composition modifiée. Gunnerson (1967) donne un excellent exemple des variations longitudinales pour la Columbia River et la Snake River; chaque station étudiée a une concentration moyenne caractéristique et une variation typique des éléments dissous avec le débit (figure 3.6.4).

Quelquefois, la présence d'un affluent va complètement perturber la variation normale des concentrations; c'est le cas de l'Ohio River à Cairo Illinois, juste après le confluent avec la Tennessee River et la Cumberland River (Gunnerson, 1967). Des apports importants d'eaux souterraines ont les mêmes effets; Toler (1965a) explicite l'influence de la nappe (Floridan aquifer) artésienne sur l'Econfina Creek: la salinité de ce dernier augmente considérablement après le passage dans cette zone.

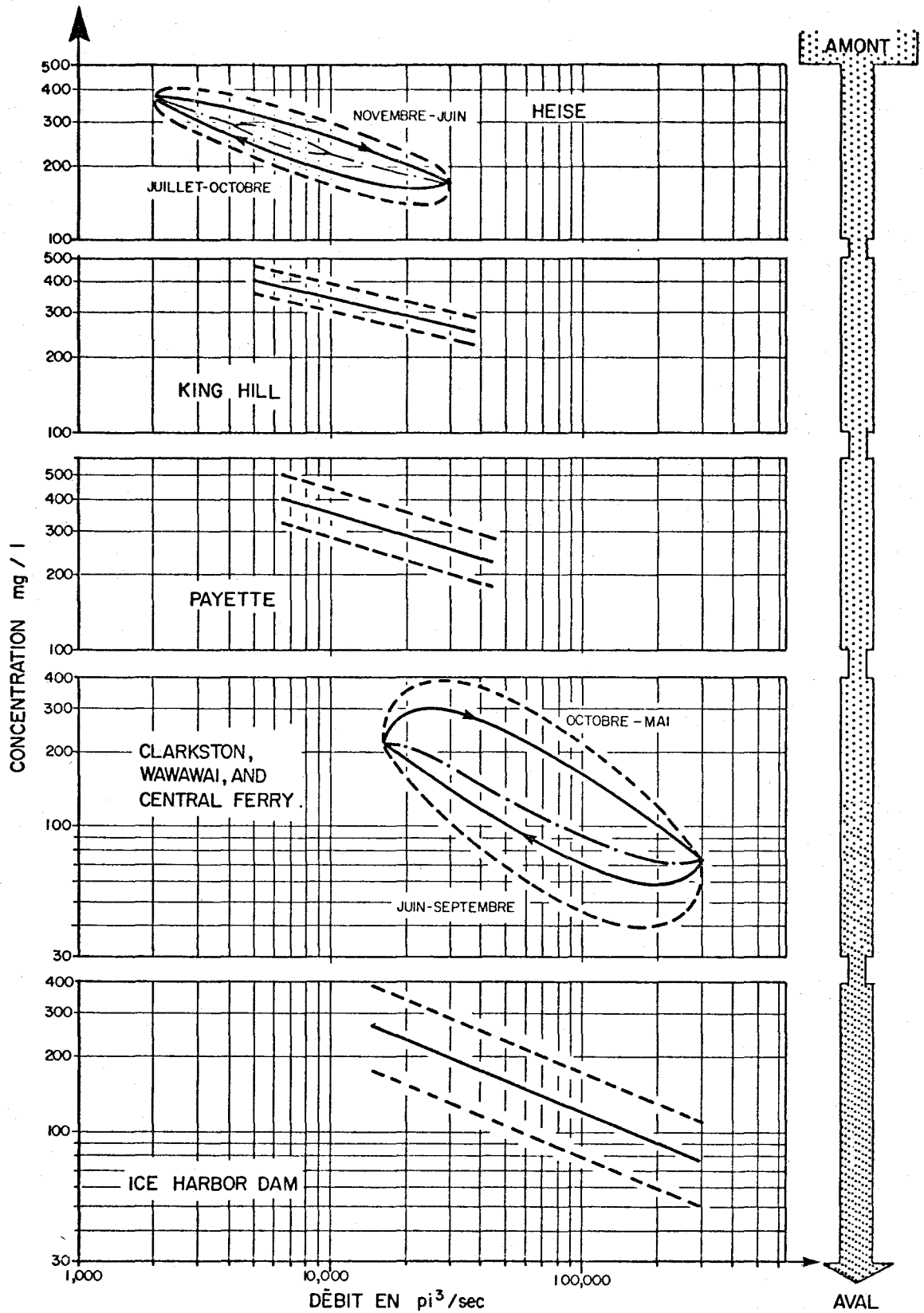


Fig. 3.6.4. Variation de la concentration en solides dissous totaux (ppm) en fonction du débit en plusieurs points de la Snake River (Gunnerson, 1967).

Dans les zones arides, comme le Sud-Est des USA, les rivières présentent des variations importantes de concentrations. Les eaux du bassin supérieur sont modérément minéralisées (quelques centaines de mg/l); au fur et à mesure qu'on s'éloigne des sommets des Rocheuses, la concentration en minéraux augmente considérablement par les effets combinés de l'évaporation et de la cristallisation (Gibbs, 1970) auxquels s'ajoute généralement l'apport de sources très minéralisées. L'exemple de la Pecos River (New Mexico) est significatif (d'après les rapports de l'US Geological Survey, 1971) à ce sujet.

3.6.3 Comportement cyclique annuel

Les cycles saisonniers connus actuellement sont de deux origines: variations de la composition des eaux d'un lac et variations dues à l'état géochimique du bassin versant.

A la sortie d'un lac important, la rivière a la composition des eaux de surface du lac, laquelle composition est tout à fait indépendante du débit. Ainsi, nous avons pu remarquer dans le Rhône, à la sortie du lac Léman (fig. 3.6.5), un cycle régulier avec un maximum des concentrations de novembre à juillet et un minimum d'août à octobre, période de précipitation des carbonates de calcium dans la couche superficielle (Meybeck, 1971).

Le deuxième type de variation se superpose au débit: Gunnerson (1967) présente un tel cycle annuel pour la Snake River (fig. 3.6.6). A débit égal, les concentrations sont nettement plus élevées en février qu'en juillet. Gunnerson explique ce phénomène ainsi: de septembre à décembre, les concentrations sont maximales et correspondent aux débits les plus faibles. Lorsque la neige fond de janvier à avril, la concentration diminue progressivement car l'écoulement lessive les sels résultant de l'érosion des roches. De mai à juin, l'excès de sel s'élimine et il y a une forte dilution. En juillet et août, il y a effectivement érosion des terrains et la concentration augmente régulièrement. Dans certains cas, le cycle est tel que pour une année

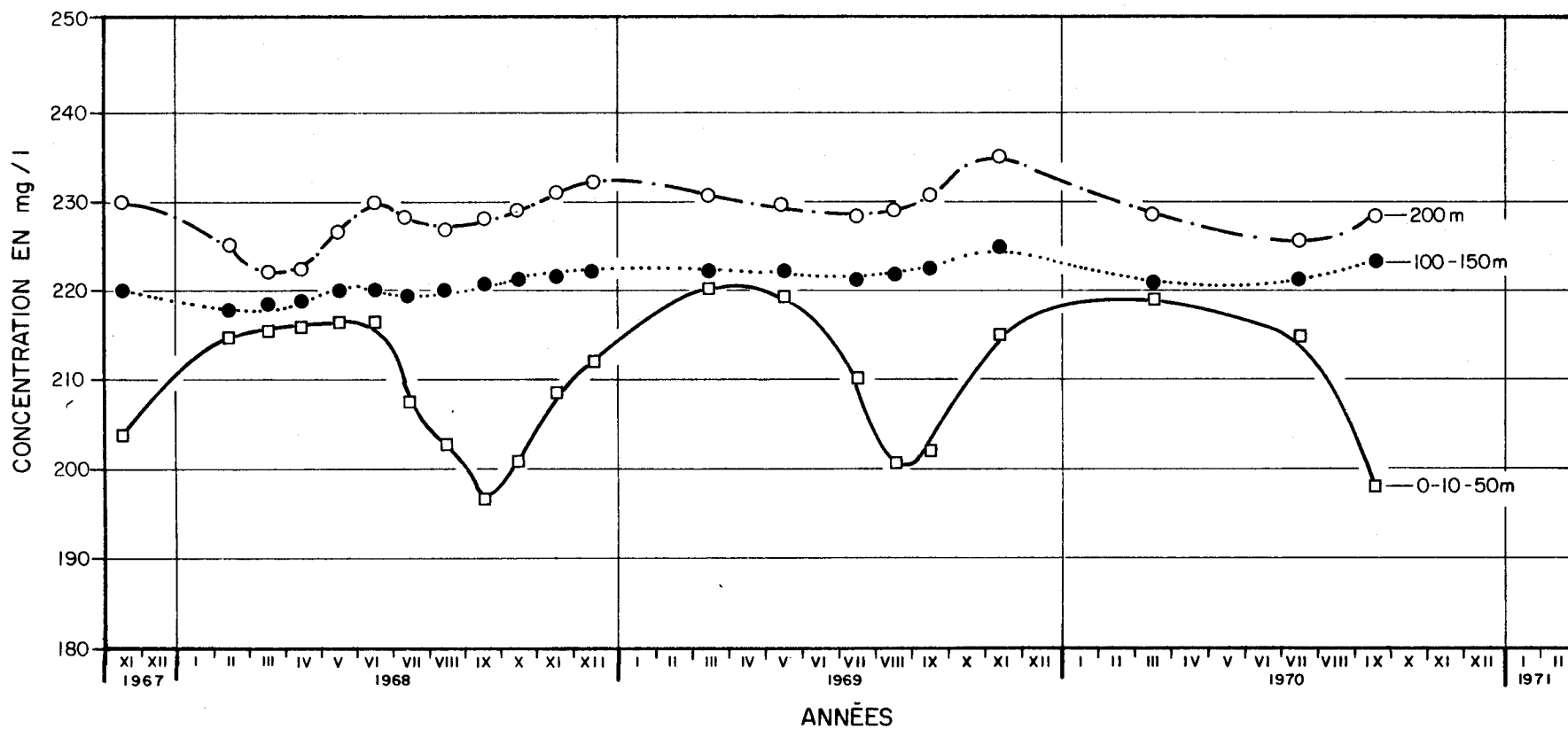


Fig. 3.6.5. Concentration globale en éléments dissous dans trois couches du Lac Léman pour les mois de novembre 1967 à juillet 1970. (Genève, commission de la protection du Lac Léman, 1970).

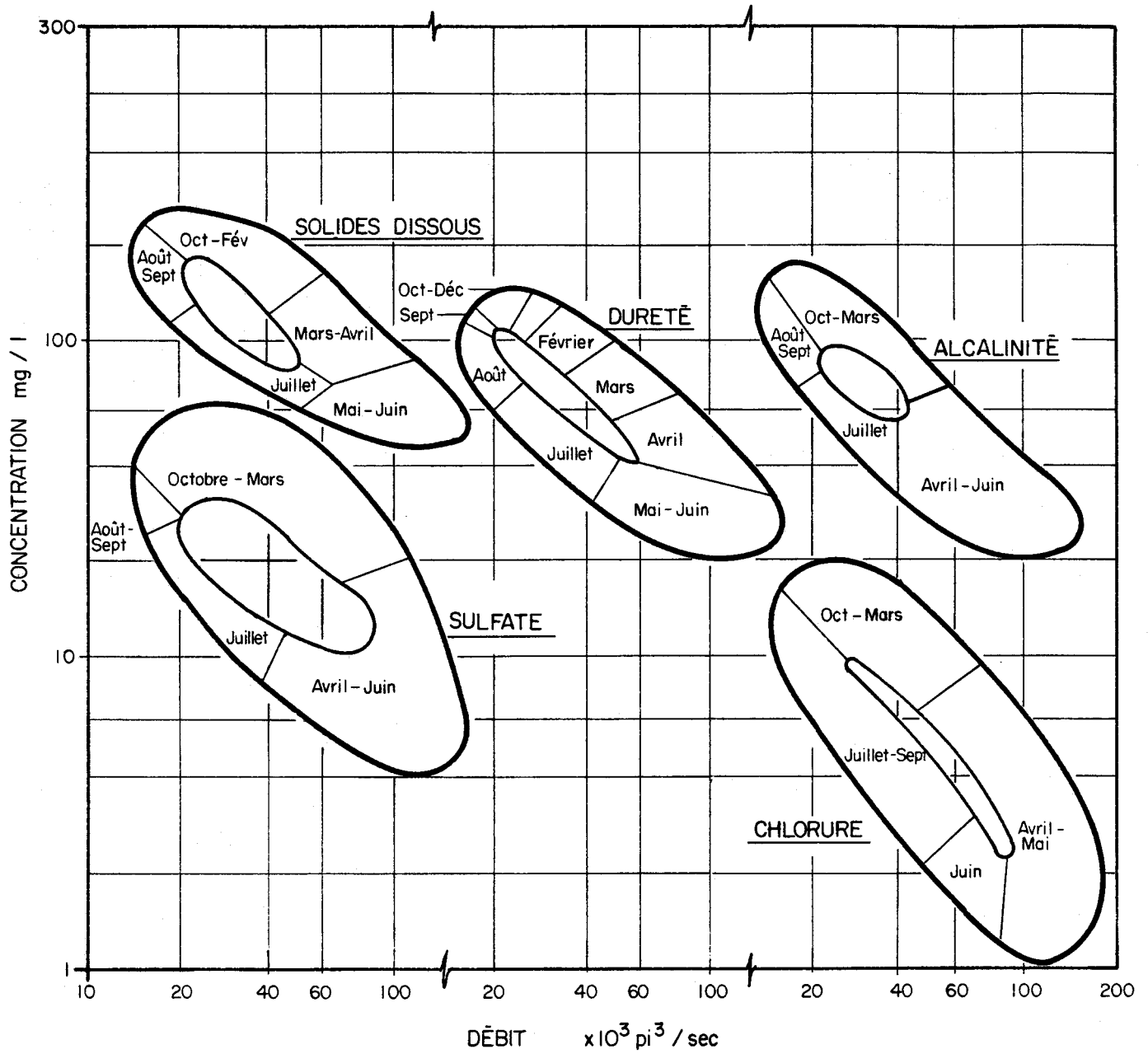


Fig. 3.6.6 . Variation de la concentration des solides dissous et de différents éléments en fonction du débit pour les différents mois de l'année pour Snake River à Wawawai . (Oct, 1959 - sept, 1962) . D'après Gunnerson (1967) .

déterminée les différents domaines sont bien individualisés (Snake River à Heise) et, dans d'autres cas, les domaines s'interpénètrent (Snake River à Clarkston, fig. 3.6.4).

3.6.4 Comportement cyclique en période de crue

On note parfois, en période de crue, des cycles très analogues aux cycles annuels. L'étude la plus complète de cette variation a été réalisée par Hendrickson et Krieger (1964) sur la Salt River à Shepherdsville (USA). Dans ce cas, le cycle de crue est caractérisé par des concentrations plus élevées lors de la montée des eaux qu'en décrue (fig. 3.6.7).

On explique ainsi le cycle: lors du début de la crue, les eaux de surface dissolvent rapidement les sels disponibles des sols et du lit de la rivière; de plus, les eaux poussent devant elles les eaux anciennes de la rivière beaucoup plus chargées. A la pointe de crue, il y a une diminution rapide de la concentration; à la décrue, l'eau souterraine constitue une bonne partie de l'écoulement global et les concentrations augmentent régulièrement. On voit que l'explication de ce cycle est analogue à celle avancée pour les cycles annuels directs: dissolution rapide par les eaux de surface des sels mis à disposition par l'attaque des roches.

Dans certains cas, il peut exister des cycles de crues rétrogrades. Hendrickson et Krieger (1964) les ont remarqués pour les crues de faibles débits après une période d'étiage prolongée. Toler (1965b) observe des cycles rétrogrades nets pour le Spring Creek (Georgia) et les explique ainsi: lors de la montée des eaux, l'eau souterraine participe à l'écoulement global mais beaucoup moins vite que les eaux de surface qui sont nettement moins chargées. Lors de la décrue les eaux souterraines forment la majeure partie de l'écoulement. Nous avons remarqué un phénomène analogue dans les rivières des Alpes drainant des terrains très calcaires. Pour Hendrickson et Krieger (1964), les cycles "s'aplatissent" pour les forts débits en raison de la faible proportion d'eau souterraine qui intervient alors.

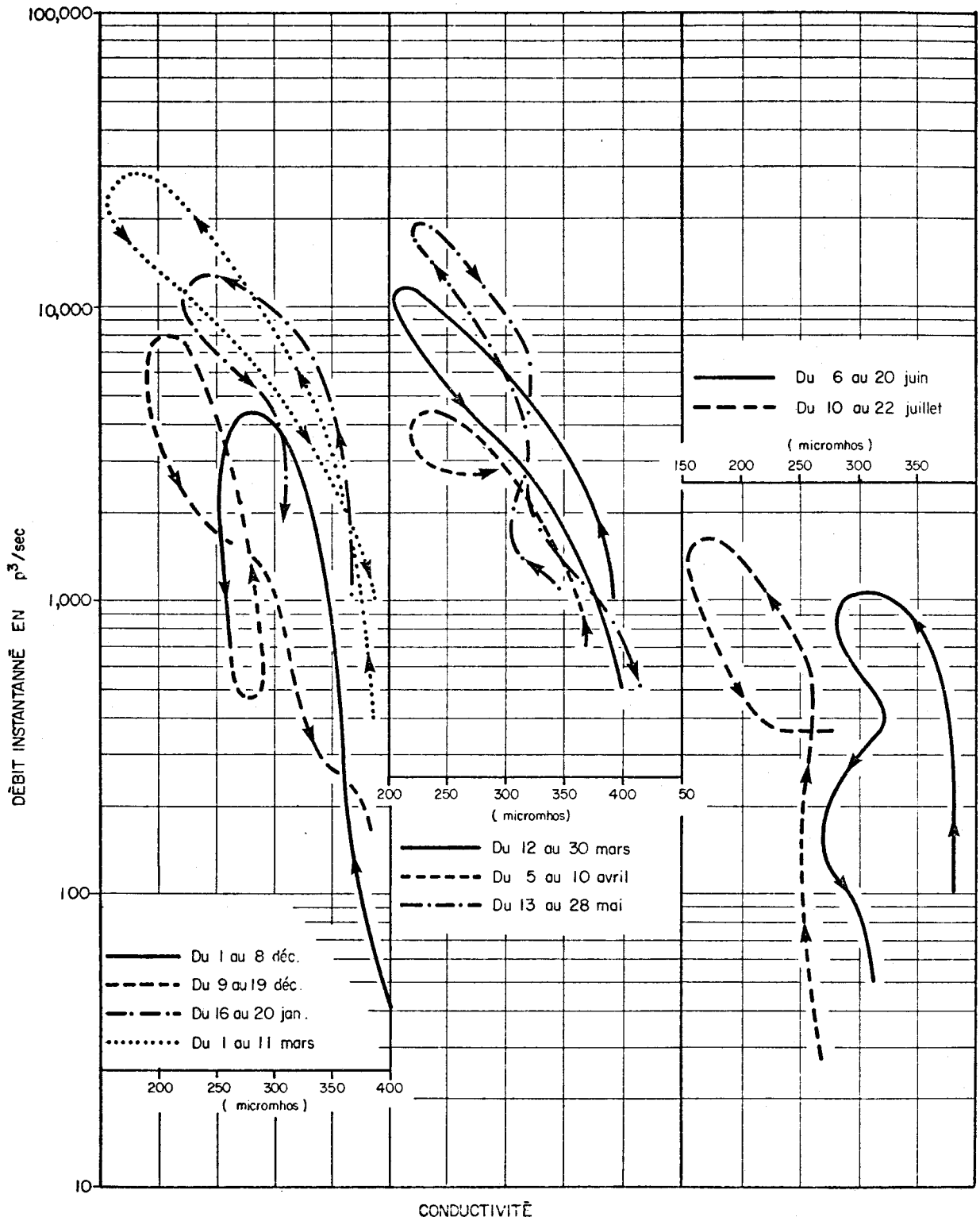


Fig. 3.6.7. Variation cyclique de la conductivité en fonction du débit pour 9 crues de l'année 1953 de la Salt River à Shepherdville. (Adapté d'Hendrickson et Krieger, 1968.)

3.6.5 Comportement spécifique des ions

Très souvent, les recherches sur la composition chimique ne se limitent pas seulement à la composition globale (Total Dissolved Solids, TDS) ou à la conductivité mais comprennent aussi l'analyse de certains ions, tel que les chlorures et les bicarbonates, ou même de l'ensemble des éléments majeurs. Le comportement des ions est souvent différent et la variabilité des concentrations est plus ou moins grande. Pinder et Jones (1969) en fournissent un bon exemple dans le tableau 3.6.1.

Pour la rivière April, les teneurs en sulfate varient d'un facteur 100, celles des bicarbonates d'un facteur 4 et celles de silice d'un facteur 1.5. L'origine des éléments est très variable: eau atmosphérique, dissolution par les eaux de surface, dissolution par les eaux souterraines, activité biologique, etc...

Dans les régions tempérées, par exemple, les teneurs en silice sont faibles (quelques mg/l) et presque constantes dans la rivière quelque soit le débit; en effet, les eaux souterraines n'apportent pas plus de silice que les eaux de fonte de neige. Le même phénomène s'observe chaque fois que les eaux souterraines sont très peu chargées de tel ou tel élément (par exemple, les chlorures); c'est, en général, le cas des rivières du Québec drainant le bouclier canadien.

A l'opposé, certains éléments proviennent essentiellement de la dissolution des roches par les eaux souterraines et c'est le cas des sulfates qui proviennent des gypses et anhydrites; dans les régions tempérées, la concentration de cet anion est variable (Pinder et Jones, 1969; Meybeck, 1971). Dans les régions arides, où la gamme de concentration est très étendue, les éléments les plus variables sont généralement le sodium et les chlorures qui proviennent de la solubilisation des dépôts salins. Dans les régions où une bonne

TABLEAU 3.6.1 Concentration en ions (ppm) retrouvées dans les rivières April, Fraser et Sharpe à l'étiage et au débit le plus élevé (Pinder et Jones, 1969).

Ions	DEBIT MINIMUM			DEBIT MAXIMUM		
	April	Fraser	Sharpe	April	Fraser	Sharpe
Bicarbonate	84.8	18.0	15.8	18.8	0.7	0.0
Chlorure	43.0	4.8	6.7	6.7	2.9	7.8
Nitrate	0.05	0.05	0.05	1.2	2.1	2.1
Sulphate	451.0	3.7	4.1	4.0	5.8	5.6
Silicate	6.2	3.8	11.0	4.1	2.1	6.6
Calcium	103.0	4.0	4.5	5.5	1.8	1.3
Fer	0.1	0.2	0.3	0.8	0.4	0.7
Magnesium	9.5	0.4	1.2	1.2	0.9	0.8
Potassium	1.2	2.9	0.3	0.5	0.4	0.6
Sodium	42.0		3.9	4.8	1.5	3.2

partie de l'écoulement provient des eaux souterraines, même aux forts débits, les concentrations des différents ions varient peu (Crouzet et Meybeck, 1971).

La concentration de certains éléments ne présentent aucune corrélation avec le débit; c'est souvent le cas pour les phosphates provenant de sources ponctuelles diverses. Par contre, la concentration de certaines substances augmentent avec le débit; Pinder et Jones (1969) l'ont observé en Nouvelle-Ecosse pour les nitrates et le fer tandis que Crouzet et Meybeck (1971) l'ont observé dans les Alpes pour les nitrates qui augmentent lors de la crue de la fonte des neiges. Néanmoins, la plupart du temps, les apports dus aux pollutions sont caractérisés par une grande variabilité indépendante du débit, tel qu'on peut le voir pour les chlorures, les phosphates et les nitrates du Rhin.

Des études poussées ont été réalisées par l' "Internationale Gewässerschutz Kommission für den Bodensee" qui remarque, dans son rapport no 6 sur les apports au Bodensee en éléments polluants, des variations très fortes en quelques heures sans que le débit du Rhin ait sensiblement varié (tableau 3.6.2).

L'étude la plus complète jusqu'ici est celle effectuée par Johnson, Likens *et al.*, (1969) sur les rivières expérimentales du Hubbard Brook, New Hampshire. Le comportement des éléments majeurs (Na, SiO₂, Mg, SO₄, Cl, Ca, Al, H, NO₃ et K) a été étudié en fonction du débit, des tampons chimiques et de l'activité biologique (tableau 3.6.3).

On comprend ainsi qu'un paramètre intégrant tel que la concentration globale (TDS) ou la conductivité pourra être affectée par le comportement des différents ions, en particulier si les proportions des ions entre eux changent. Par exemple, pour la rivière Dolores, Utah, les eaux sont à prédominance de chlorures pour les faibles débits, de sulfates pour les débits moyens, et de bicarbonates pour les forts débits.

TABLEAU 3.6.2 Variation de la concentration en chlorure en phosphore et en azote pour de courts épisodes hydrologiques du Rhin (année 1961).

Mois	Eléments	Variation sur 7 jours (mg/l)	Variation sur 1 jour (mg/l)
<u>Février 1961</u> Débit de 101 m ³ /s à 133 m ³ /s	Chlorures	1,05 - 1,55	1,05 - 1,55
	Phosphore total	0,06 - 0,17	0,06 - 0,17
	Azote total	0,95 - 2,56	1,07 - 2,56
<u>Juillet 1961</u> Débit variable de 300 m ³ /s à 545 m ³ /s	Chlorures	0,3 - 2,4	0,3 - 2,0
	Phosphore total	0,05 - 0,45	0,05 - 0,30
	Azote total	1,06 - 2,44	1,06 - 2,32
<u>Octobre 1961</u> Débit de 84 m ³ /s à 126 m ³ /s	Chlorures	0,7 - 5,4	0,7 - 4,2
	Phosphore total	0,01 - 0,28	0,01 - 0,28
	Azote total	0,8 - 1,96	0,8 - 1,96

TABLEAU 3.6.3 Comportement des éléments en substances majeurs dans le Hubbard Brook pour les années 1963 à 1967 (Johnson et al., 1969).

IONS	DILUTION AVEC LE DEBIT	CONCENTRATION AUGMENTE AVEC LE DEBIT	LIMITES INFERIEURES ET SUPERIEURES	REPOSE A L'ACTIVITE BIOLOGIQUE	VARIATION D'ANNEE EN ANNEE	VARIATION DE SOUS BASSINS A SOUS BASSINS
Na	++	-	+	-	+	+
SiO ₂	++	-	+	-	-	+
Mg	+	-	++	-	-	-
SO ₄	+	-	++	-	-	-
Cl	-	-	++	-	-	-
Ca	+	+	+	-	+	+
Al	-	++	+	-	-	+
H	-	+	+	-	++	+
NO ₃	-	++	+	++	+	-
K	-	+	+	++	-	+

+ Irrégulier

++ Régulier

- Ne se manifeste pas

Bien souvent, les principaux éléments qui constituent la majeure partie des solides dissous varient de la même façon; c'est le cas pour les sulfates, les chlorures, la dureté et l'alcalinité de la Snake River à Wawapai qui présentent des cycles annuels analogues au cycle des solides dissous (Gunnerson, 1967).

3.7 BILAN HYDROCHIMIQUE

L'étude du bilan hydrochimique des bassins s'est toujours avérée indispensable aux scientifiques intéressés à connaître le cycle géochimique des éléments et l'importance du taux de dénudation des sols. Cette information permet de visualiser à l'échelle géologique le comportement hydrogéochimique d'un bassin et de situer chaque composante du bilan dans leur environnement climatique, géologique, morphologique et biotique.

De plus en plus, les gestionnaires des ressources en eau portent une attention spécial aux études du bilan hydrochimique des bassins à cause de l'importance du transport des charges dissoutes dans l'aménagement des territoires. Il est possible, à partir de ce genre d'étude, de classer chaque bassin en fonction de leur potentiel d'utilisation et de leur spécialisation. Cette approche permet aussi d'évaluer l'effet de certains types d'aménagement et de certaines cultures sur la qualité physico-chimique des eaux de drainage d'un bassin.

L'étude du bilan hydrochimique d'un bassin présente aussi beaucoup d'importance du fait qu'elle est une étape préliminaire essentielle à l'étude des flux d'énergie et des cycles nutritifs dans les écosystèmes. La connaissance du mouvement et de la circulation des nutriments dans un écosystème permet de comprendre comment les composantes biotiques et abiotiques d'un écosystème interagissent et sont reliées entre elles. Cette approche permet ainsi de voir l'action de la nature, de comprendre et même de prédire l'impact de tel aménagement ou tel type de culture sur l'écosystème aquatique.

3.7.1 Equation du bilan hydrochimique

Sur un bassin naturel ou vierge, le mouvement des éléments nutritifs et minéraux se compose d'une circulation générale de ces éléments sur le bassin et d'une circulation interne au bassin provenant du captage des nutriments par le biota et de leur relâchement par lessivage et décomposition de la matière organique. A partir de la loi de conservation de masse, on peut représenter la circulation générale des éléments nutritifs et minéraux par l'équation suivante:

$$\underline{M_o = M_i + \Delta M_g + \Delta M_B}$$

M_o : représente la charge minérale et nutritive dissoute transportée hors du bassin par les eaux de drainage;

M_i : représente la charge minérale et nutritive soluble apportée par les précipitations (pluie, neige et retombées sèches), et la charge nette nutritive provenant des gaz atmosphériques (solubilisation ou volatilisation, fixation et photosynthèse ou respiration);

ΔM_g : représente la contribution de la masse géologique ou abiotique du bassin; elle représente la masse des minéraux transportées hors du bassin et provenant de la dissolution du matériel géologique. Les contributions au transport total de ce matériel géologique dissous dépend de l'origine des eaux: nappes profondes, nappes phréatiques, écoulement hypodermique, etc... ΔM_g englobe aussi la disparition d'éléments dissous par précipitation, adsorption et réaction chimique (complexation et immobilisation);

ΔM_B : représente la contribution de la masse biotique; la contribution négative consiste en l'emménagement des substances minérales et nutritives par les organismes autotrophes et hétérotrophes du bassin tandis que la contribution positive provient de la décomposition détritique et du lessivage des produits d'excrétion, d'échange et de transformation métabolique.

La figure 3.7.1 représente les relations entre ces différentes composantes du bilan hydrochimique. Ce schéma représente les deux façons pour les éléments nutritifs d'entrer dans l'écosystème, c'est-à-dire par les précipitations et par les gaz en contact avec les masses biotiques et abiotiques. L'entrée de la plupart des ions se fait par les précipitations, sauf dans le cas des carbonates et bicarbonates ainsi que des formes solubles d'azote où l'apport provenant des gaz par fixation et solubilisation est important.

La masse abiotique ou géologique d'un écosystème peut se représenter en deux compartiments: les minéraux primaires et secondaires et les "nutriments" disponibles. Le compartiment des minéraux primaires et secondaires contient des nutriments sous des formes temporairement non disponibles aux organismes vivants. Ces minéraux peuvent être décomposés par altération chimique et produire des nutriments disponibles pour la végétation et les microorganismes. Le compartiment des nutriments disponibles comprend des éléments nutritifs et minéraux dissous dans le sol et dans les aquifères ou adsorbés sur les sites d'échange des particules d'argile ou d'humus. Des nutriments disponibles peuvent retourner au compartiment des minéraux primaires et secondaires par la formation de nouveaux minéraux insolubles, par échange ou par précipitation.

La masse biotique peut se diviser en masse vivante et en débris ou détritus organiques. Des éléments nutritifs peuvent être captés et emmagasinés par la végétation et les microorganismes; ils peuvent ensuite circuler dans les chaînes alimentaires très complexes à l'intérieur de ce compartiment biotique et redevenir disponibles par la

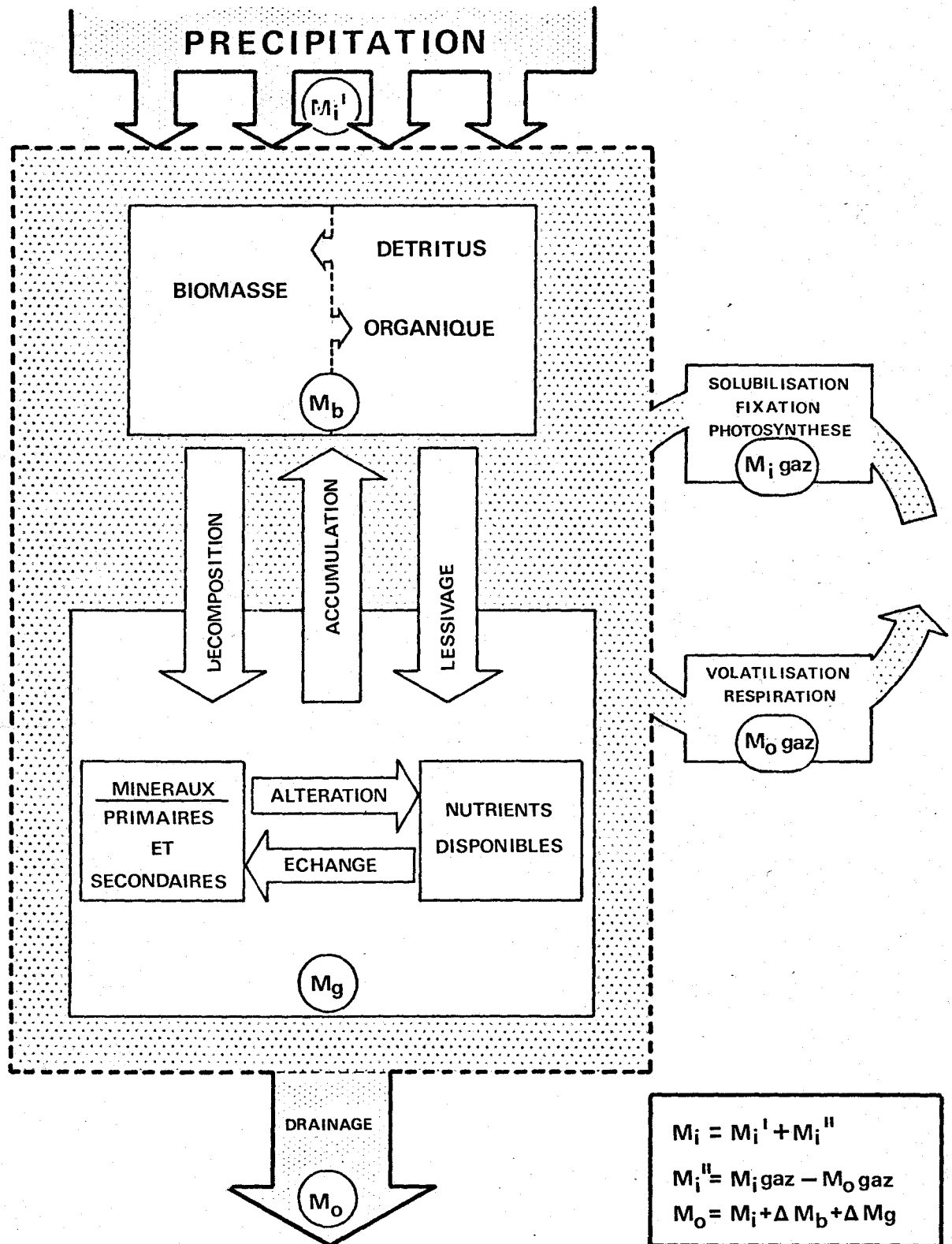


Fig. 3.7.1. Représentation schématique des relations entre les différentes composantes du bilan hydrochimique d'un bassin (Modifié d'après Bormann et Likens, 1967).

décomposition et le lessivage de la matière organique vivante ou morte.

Les eaux de drainage du bassin transportent hors du bassin les substances nutritives et minérales provenant des trois principales composantes du bilan hydrochimique: l'atmosphère, la masse biotique et la masse géologique.

Dans les bassins affectés par la présence de l'homme, il faut modifier légèrement l'équation du bilan pour tenir compte de l'ensemble des activités humaines. Cette équation s'exprime ainsi:

$$M_o = M_i + \Delta M_g + \Delta M_B + \Delta M_H$$

- M_o : représente la charge minérale et nutritive dissoute transportée hors du bassin par les eaux de drainage;
- M_i : équivaut à la charge naturelle apportée par les précipitations et les gaz atmosphériques définie précédemment et à la charge apportée par les émanations d'oxygène industrielle, urbaine et agricole qui retomberont sur le bassin;
- ΔM_g : représente la contribution de la masse géologique ou abiotique du bassin définie précédemment et modifiée par les activités humaines (ex. construction de routes et d'édifices, opérations minières, labourage de la terre, etc);
- ΔM_B : exprime la contribution de la masse biotique définie précédemment et modifiée par la présence de l'homme (ex. cultures, coupe de bois, élevage, etc);
- ΔM_H : représente la contribution de l'homme en substances minérales et nutritives; elle consiste en rejets plus ou moins directs des produits provenant du métabolisme des humains et des transformations de la matière par l'activité de l'homme.

Au point de vue de la contribution au bilan hydrochimique d'un bassin, l'ensemble des activités humaines peut se représenter à la fois comme une source ponctuelle se manifestant par des rejets assez directs de déchets ou produits de métabolisme ou de transformation dans les eaux de drainage et comme une source diffuse se reflétant par une modification des apports naturels au bassin.

3.7.2 Apport atmosphérique

La connaissance de la chimie des précipitations est une étape préliminaire importante dans l'étude de la qualité des eaux de surface et souterraines. On sait que depuis un certain temps que l'atmosphère contribue à une grande partie de la charge totale en certains ions dans beaucoup de rivières et lacs (Likens *et al.* 1967; Fisher, 1968; Fisher *et al.*, 1968; Peasron et Fisher, 1971). Pour certaines régions du Québec où la minéralisation des eaux est faible, la part des éléments apportés par les précipitations est probablement élevée.

Variabilité temporelle de la chimie des précipitations

Les concentrations des éléments retrouvés dans la pluie ou la neige varient considérablement d'une précipitation à une autre. Leur domaine de variation est particulièrement grand pour des précipitations peu abondantes; Georgü et Weber (1960) ont trouvé que le rapport des concentrations maximales sur minimales est plus grand que 20 pour une précipitation de 1 mm et équivaut à 10 et à 5 pour des précipitations de 10 et 20 mm respectivement.

Cette diminution du rapport des concentrations avec la quantité de précipitation dépend presque complètement de la diminution des concentrations maximales tandis que les concentrations minimales sont plutôt indépendantes de la quantité. Cette grande variabilité de concentrations retrouvées dans les faibles précipitations résulte du captage plus ou moins élevé d'aérosols lors de la descente des

gouttelettes ("washout") et de l'évaporation subséquente qui augmente les concentrations presque indéfiniment.

Par contre, la composition chimique des précipitations abondantes est moins variable car elle dépend surtout des processus rencontrés lors de la formation des gouttelettes à l'intérieur des nuages ("rainout").

A cause de la grande variabilité dans la composition chimique des précipitations, les résultats d'analyse sont habituellement publiés sous forme de moyennes mensuelles saisonnières et annuelles. Sur une base mensuelle, les concentrations ioniques varient souvent d'un facteur égal à 2 ou 3 (Likens et al. 1967; Fisher et al. 1968). A cause de leur origine plutôt continentale, les éléments suivants tels que Ca, Mg, K, NH_4 et NO_3 augmentent parfois durant la saison estivale. Dans les régions industrialisées, les valeurs de SO_4 sont plus élevées en hiver à cause des émanations de SO_2 dans l'atmosphère provenant de la combustion plus abondante d'hydrocarbures; les valeurs de Na et Cl mesurées sont aussi plus élevées en hiver à cause de l'influence des sels de déglacage déposés sur les routes et soulevés par les automobiles.

Les concentrations maximales étant souvent associées aux faibles précipitations, la charge ionique apportée par les précipitations est beaucoup plus constante d'un mois à l'autre et d'une année à l'autre. Ainsi, dans les régions rurales du Nord-Est des Etats-Unis, on a constaté que la charge ionique était relativement constante pour le Na, K, Ca, Mg, Cl et HCO_3 pour des précipitations annuelles variant de 65 à 115 cm d'eau (Pearson et Fisher, 1971).

Variabilité spatiale de la chimie des précipitations

Le rôle des aérosols marins et terrestres dans la formation des précipitations permet d'expliquer les variations des concentrations ioniques de certains éléments en fonction de la distance de

l'océan. Cette variation a été observée à partir des données recueillies d'un réseau de collecteurs de précipitation installé sur tout le territoire des Etats-Unis. (Junge, 1958; Junge et Werby, 1968). Le tableau 3.7.1 montre les valeurs de Na, Ka, Ca, Cl, NO₃ et NH₄ calculées pour deux régions typiques à partir de courbes isoparamétriques.

L'examen du tableau 3.7.1 permet de constater que le potassium et surtout le sodium et le chlore diminuent avec l'éloignement de la côte tandis que les éléments d'origine terrestre et atmosphérique tels que le calcium, les nitrates et l'ammonium augmentent progressivement vers l'intérieur des terres.

Il existe aussi des différences de concentrations dans les caractères chimiques des précipitations, spécialement les sulfates et l'acidité selon la distance des centres industrialisés. (Overrein, 1972). Bien que l'influence des régions industrialisées ne se fasse pas sentir à des distances supérieures à 100 Km, des gaz comme le SO₂ peuvent être transportés sur de plus grandes distances (supérieures à 1000 Km) et affecter la qualité des précipitations. Ainsi, on pense que les régions industrialisées situées en Angleterre et dans la vallée de la Ruhr sont responsables de l'augmentation en Scandinavie de la concentration en sulfates et en acidité dans les précipitations (Likens *et al.* 1972; Likens et Borman 1974). Depuis 1956, on y a observé une augmentation de l'acidité dans les précipitations et des valeurs de pH aussi faibles que 2.8 ont été enregistrées; pour le Nord-Est des Etats-Unis, on a des indications que le pH est plus faible que partout ailleurs aux Etats-Unis (Likens et Bormann, 1974).

L'évaluation de l'apport atmosphérique est complexe à cause de la variabilité spatiale et temporelle de la composition chimique des précipitations et aussi à cause des retombées sèches qui constituent souvent une partie importante de la charge totale ionique apportée par les précipitations. Ainsi, on a trouvé 25% plus de chlorures dans les précipitations recueillies dans des contenants continuellement ouverts par rapport à des contenants ouverts seulement durant

TABLEAU 3.7.1 Valeurs comparatives de Na, K, Ca, Cl, NO₃ et NH₄ en mg/l dans les précipitations tombant dans des régions situées près de la côte de l'Atlantique et près des Grands-Lacs.

Régions	Na	K	Ca	Cl	NO ₃	NH ₄
Régions situées près de la côte Atlantique	4	0.3	0.3	7	0.3	0.05
Région des Grands-Lacs	0.2	0.15	1.0	0.2	1.0	1.0

(D'après Junge et Werby, 1968).

les périodes de précipitation (Junge et Gustakson, 1957). Eriks-son (1955) a suggéré que la végétation serait un collecteur important de particules de poussières sèches; il est parvenu ainsi à identifier l'origine d'une partie de la charge en chlorures transportée par les rivières qui ne s'expliquait pas par la mise en solution des chlorures lors du processus d'altération des roches.

Evaluation de l'apport atmosphérique

Pearson et Fisher (1971) ont étudié la qualité des précipitations dans le Nord-Est des Etats-Unis notamment à Pittsburg; les résultats obtenus à cet endroit apparaissent dans le tableau 3.7.2. On y détermine un total de 66.2 Kg/hectare/an comme apport atmosphérique global.

L'importance de l'apport atmosphérique peut être illustrée à partir de données obtenues par Viro (1953) en Finlande où les conditions climatiques, physiographiques et géologiques sont assez semblables à celles du Québec (Tableau 3.7.3).

Dans ces rivières, la contribution des eaux atmosphériques à la charge en éléments dissous est d'environ 20% pour le sodium, de 10 à 20% pour le potassium, de 10% pour le magnésium, de 20 à 40% pour le calcium, de 30 à 50% pour les chlorures et de 50 à 70% pour les sulfates. L'évaluation de l'apport atmosphérique ne tient généralement pas compte des poussières captées par la végétation, lesquelles sont susceptibles de mettre en solution des éléments tels que Ca, Mg, Na, Cl, SO₄; il en résulte une contribution encore plus élevée de la charge atmosphérique qui demeure néanmoins difficile à estimer.

Pour les substances nutritives (azote et phosphore), la charge atmosphérique est généralement plus élevée que la charge transportée hors du bassin; au Hubbard Brook, par une période de 5 ans, on a observé un apport atmosphérique 2 fois plus élevé en NO₃ et 7 fois plus élevé en NH₄ que la charge des eaux de drainage tandis

TABLEAU 3.7.2 Concentration en mg/l et charge en Kg/hectare dans des précipitations à Pittsburg (U.S.A.). (D'après Pearson et Fisher, 1971).

	H	Ca	Mg	Na	K	NH ₄	Cl	SO ₄	NO ₃	N _T
conc. mg/l	.021	.54	.083	.47	.135	.25	.46	3.6	.43	.29
charge* Kg/hec	.213	5.6	.87	4.9	1.4	2.6	4.8	37.6	4.5	3.7

* Hauteur de la précipitation annuelle: 104 cm

TABLEAU 3.7.3 Apport atmosphérique et transports des ions en Kg/hectare/an pour deux rivières de Finlande (D'après Viro, 1953).

	Ca	Mg	Na	K	SO ₄	Cl
	Kg/hectare/an					
Apport via précipitation	2.7	0.4	1.0	0.6	9.3	1.5
Charge de la rivière 1	12.2	3.9	6.0	5.4	17.7	4.9
Apport via précipitation	4.2	0.4	1.4	0.9	11.0	3.2
Charge de la rivière 2	10.6	3.6	5.6	4.1	15.5	6.4
	% des charges provenant des précipitations					
Apport atmosphérique						
Charge de la rivière 1	22	10	17	11	53	31
Apport atmosphérique						
Charge de la rivière 2	40	11	25	22	71	50

qu'il entrerait 7 fois plus de phosphore qu'il en sortait (Fisher *et al.*, 1968; Hobbie et Likens, 1973).

3.7.3 Apport géologique et biotique

Influence de la nature de l'écoulement

L'eau qui s'écoule dans les rivières et les ruisseaux provient en partie des aquifères superficiels et artésiens et du ruissellement plus ou moins direct de l'eau de précipitation. Cette eau de ruissellement (écoulement de surface et écoulement hypodermique) a un contact plutôt bref avec le sol et la végétation. Elle constitue une grande partie de l'écoulement des rivières pendant et immédiatement après des précipitations abondantes.

L'eau provenant des nappes profondes a habituellement une teneur constante et élevée en solides dissous à cause des conditions de température et de pression constantes et du temps de contact très long pendant lequel l'eau altère chimiquement les roches. De son côté, l'eau de ruissellement réagit avec le sol de telle sorte que son contenu ionique est habituellement plus élevé que celui de l'eau de précipitation mais généralement plus faible que celui de l'eau en provenance des nappes. En période de crue, ce sont les eaux de ruissellement qui constituent la majorité des eaux drainées; en conséquence, on s'attend à ce que la concentration totale en solides dissous diminue avec l'augmentation du débit.

Il est difficile d'évaluer quantitativement les deux composantes de l'apport géologique pour les tributaires de grandeur moyenne et élevée. En effet, la quantité d'écoulement de base change avec le temps et l'importance relative des différentes sources qui contribuent au débit n'est pas constante. Néanmoins, on peut calculer, pour certaines rivières, la contribution des eaux souterraines pour différents ions comme l'on fait Pinder et Jones (1969). Leurs calculs, valables pour les ions qui ont une bonne corrélation avec le débit comme HCO_3^- et Ca^{++} , sont discutables pour les autres ions.

*Processus de modification de la qualité de l'eau dans les sols
et les roches*

Gorham (1961), dans une revue des principaux facteurs contribuant à la présence des ions majeurs dans les eaux naturelles, a établi une excellente synthèse des processus impliqués dans l'apport géologique des sols et des roches.

L'altération chimique des roches et des sols comme source de minéraux dans les eaux est assujettie à une multitude de facteurs de l'environnement allant de la nature des sols au climat régional. Cependant, il n'a pas été possible d'évaluer quantitativement l'importance relative des différents processus influençant la composition ionique de l'eau en circulation; toutefois, on peut les grouper en quatre catégories: mise en solution, réactions d'oxydo-réduction, activité des ions H et chélation.

A) Mise en solution

La mise en solution est surtout importante lorsque l'eau s'écoule à travers des roches sédimentaires riches en sels solubles qu'on peut rencontrer dans des dépôts d'argile marine (exemple: mer de Champlain). C'est la différence de solubilité des différents sels qui amène des variations prononcées dans les proportions ioniques des eaux de rivière en période de crue et d'étiage.

En effet, durant une crue, le chlorure de sodium peut se dissoudre plus facilement que le sulfate de calcium provenant des sols avec le résultat que les chlorures peuvent prédominer sur des sulfates durant les crues même si, en conditions normales, les chlorures sont plus faibles en concentration (Clarke, 1924).

B) Oxydo-réduction

Ces processus affectent surtout le fer, le manganèse, le soufre, l'azote, le phosphore et les composés carbonés du sol. Les réactions d'oxydation ou de réduction peuvent être le résultat d'un

nouvel équilibre chimique comme l'oxydation du fer ferreux en présence d'une eau aérée ou dépendre de l'action des microorganismes dans les sols.

L'oxydation du fer ferreux et la réduction du fer ferrique présent dans les silicates peuvent contribuer à la charge ionique des eaux naturelles en diminuant la stabilité des minéraux et les rendant plus facilement altérables.

Les sulfates de fer sont des constituants communs des roches et des sols marécageux. L'oxydation des sulfites en sulfates et l'augmentation subséquente de l'acidité fournissent des sulfates aux eaux naturelles.

La décomposition microbiologique des composés de soufre organique peut aussi ajouter des sulfates aux eaux naturelles dans lesquelles ils peuvent se retrouver sous forme d'acide sulfurique. Selon Gorham (1961), cet acide fort est responsable en grande partie de l'acidité des sols forestiers fortement organiques et des eaux marécageuses.

C) Activité des ions hydrogènes

L'altération et le lessivage des roches et des sols sont fortement dépendantes de l'activité des ions hydrogènes. Dans les sols, la source plus importante des ions hydrogènes est la dissociation de l'acide carbonique. L'air contenu dans les interstices du sol, siège de multiples réactions métaboliques, est communément 10 à 100 fois plus riche en CO_2 que l'atmosphère. L'eau passant à travers le sol dissout une quantité élevée de gaz carbonique dont une partie se transforme en acide carbonique. L'importance de l'acide carbonique dans l'altération des roches est bien illustrés par la forte proportion d'ions bicarbonates dans la plupart des eaux de rivière. Même dans les rivières qui ont une salinité inférieure à 50 ppm et qui drainent seulement des roches ignées, le bicarbonate est l'anion principal.

Les précipitations avec un pH d'environ 4.0 sont aussi une source en ions hydrogène. Les ions hydrogène en provenance des précipitations réagissent principalement dans les couches d'humus superficielles des sols dans lesquels on retrouve une bonne partie des nutriments essentiels à la croissance des végétaux. Le lessivage du calcium par les précipitations acides dans les sols "podzoliques" des forêts a été étudié récemment par Overrein (1972).

On a observé une augmentation rapide du taux de lessivage du Ca lorsque, le pH de la précipitation atteignant des niveaux de pH inférieur à 4.0 après plusieurs jours de précipitations, l'acidité des sols s'amplifie indiquant ainsi un appauvrissement du sol en Ca et Mg. Ces pertes en éléments nutritifs sont souvent responsables de la présence des cations que l'on retrouve dans les eaux naturelles. Au Hubbard Brook par exemple, la quantité de bases retrouvée dans l'eau de drainage équivaut à la quantité d'ions hydrogènes fournis par les précipitations (Fisher *et al.*, 1968).

D) Chélation

La chélation est le processus par lequel une molécule organique s'associe à un ion en modifiant ainsi son interaction avec le milieu support.

La présence d'une grande quantité de divers agents chélateurs dans l'horizon organique des sols modifie considérablement les réactions d'échange avec l'eau interstitielle; la stabilité des sols et leur résistance aux processus érosif jouent un rôle important dans le comportement des éléments minéraux essentiels au cours de leur circulation hydrologique.

Influence de la masse biotique

Les organismes vivants (végétation et micro-organismes) sont en grande partie responsables de la circulation des éléments nutritifs dans les écosystèmes. La distribution de ces organismes est généralement conditionnée par une multitude de facteurs de l'environnement tels que le climat, la géologie, la pédologie, la topographie, etc. La diversité des interactions biotiques augmente les difficultés d'évaluer leur rôle dans la régulation de la qualité physico-chimique des eaux naturelles.

La quantité d'éléments nutritifs mis en circulation par la végétation est souvent semblable ou supérieure à l'apport atmosphérique et peut atteindre une fraction appréciable des charges transportées par les eaux de drainage. Au tableau 3.7.4 apparaissent les quantités de Ca, Mg, Na et K accumulées et mises en circulation annuellement par la végétation (forêt de pin et de bouleau) par rapport à l'apport atmosphérique et à la charge transportée par les eaux de drainage.

Les cations les plus importants pour le métabolisme biotique sont le calcium et le potassium. On se rend compte cependant que le calcium en circulation est moins important que le potassium par rapport aux charges transportées. En effet, une grande partie du potassium disponible peut circuler dans le métabolisme de la végétation qui joue aussi un rôle régulateur au niveau de la teneur en potassium dans les eaux de drainage.

3.7.4 Charge transportée

La charge totale transportée par les eaux de surface inclut une grande variété de substances inorganiques et organiques en solution et en suspension provenant des précipitations et des différentes contributions biotiques et géologiques. La charge dissoute comprend des ions essentiels au métabolisme du biota, des ions non essentiels,

TABLEAU 3.7.4 Eléments nutritifs des minéraux captés et accumulés par la végétation par rapport à l'apport atmosphérique et aux charges transportées dans les eaux de drainage (kg/hectare/année)

	Ca	Mg	Na	K
consommation moyenne d'une forêt de pin pendant 55 ans: Sud-Est de l'Angleterre (1)	41	7.8	2.4	35
retour détritique	33	5.9	1.6	31
accumulation nette	8	1.9	0.8	4
consommation par une forêt de bouleau pendant 55 ans: Sud-Est de l'Angleterre (2)	44	5.6	0.6	28
retour détritique	34	4.7	0.5	25
accumulation nette	10	0.9	0.1	3
apport des précipitations: Sud-Est de l'Angleterre (3)	11	<4	19	3
charge transportée dans les eaux de drainage: Europe et Amérique du Nord (4)	82	13	24	9

- (1) Données d'Ovington (1959)
 (2) Données d'Ovington et Madgwick (1959)
 (3) Données de Madgwick et Ovington (1959)
 (4) Données de Russell (1950)

des composés inorganiques non ionisés et de la matière organique dissoute. La charge en suspension comprend, d'une part, une fraction organique consistant en débris et détritus de feuilles, racines, bois, insectes et en produits de rejets du métabolisme des organismes et, d'autre part, une fraction inorganique composée de cailloux, sable, quartz, mica, silt, argile etc.. provenant de l'érosion.

Importance du transport dissous

L'importance du transport dissous par rapport à la charge totale transportée dans les rivières a été soulignée par Léopold *et al.* (1964). Dans 70 rivières drainant différentes régions des Etats-Unis, environ 20% de la charge totale mesurée est transportée en solution. Le pourcentage de la charge en solution varie de 1% dans la rivière Little Colorado à 64% dans la rivière Juniata en Pennsylvanie.

La variation du rapport des charges en solution n'est pas aléatoire. Dans les régions arides et semi-arides, où la végétation est éparse et la production de sédiments élevée, la charge dissoute est une partie relativement faible de la charge totale. Dans les régions où les précipitations sont plus abondantes, l'écoulement spécifique plus élevé et la végétation dense, le pourcentage de la charge totale sous forme dissoute augmente. La charge dissoute constitue seulement 9% de la charge totale dans les régions de faible écoulement et augmente progressivement à 37% dans des endroits où le débit est égal ou supérieur à $0.7 \text{ pi}^3/\text{sec-mille}^2$ (Tableau 3.7.5). Dans la forêt expérimentale du Hubbard Brook où les conditions morphologiques, climatologiques et géologiques ressemblent à certaines régions de l'est du Québec, le pourcentage de la charge dissoute mesurée en 1965-66 et 1966-67 atteint des valeurs moyennes annuelles beaucoup plus élevées, soit 94% et 78% de la charge totale (Bormann *et al.* 1969).

A partir des données de qualité chimique obtenues pour 170 rivières aux Etats-Unis, on a calculé les charges dissoutes de ces ri-

TABLEAU 3.7.5 Variation avec le climat du rapport de la charge dissoute à la charge totale (D'après Léopold et al., 1964).

Indication climatique débit spécifique ($\text{pi}^3/\text{sec-mi}^2$)	Nombre de rivières dans l'échantillon	Charge dissoute en % de la charge totale
0 - 0.1	22	9
0.1 - 0.3	19	16
0.3 - 0.7	7	26
0.7	22	37

vières en fonction de leur écoulement annuel (Léopold *et al.*, 1964). On a ainsi démontré que les charges en solides dissous augmentaient très rapidement avec l'écoulement pour des écoulements inférieurs à 7.5 cm/an et tendaient vers une valeur limite de 525 Kg/hectare lorsque l'écoulement dépassait 25 cm/an.

La variation des charges en solides dissous est une fonction de la disponibilité des sels dans les sols et les roches. Lorsque la précipitation dépasse une valeur seuil, l'altération des roches atteint un taux maximum et une précipitation additionnelle ne produit pas de quantités plus grandes de substances solubles. Cette situation se rencontre dans les régions humides du Nord-Est des Etats-Unis et probablement du Québec.

Contribution des débits à la charge totale

Les courbes de distribution de la fréquence des débits sont nécessaires à l'analyse des valeurs de débits associées au transport principal des substances dissoutes et en suspension. Des excellents exemples ont été élaborés par Leopold *et al.* (1964) pour la rivière Bighorn (Wyoming) et McCarthy (1964) pour la rivière Delaware (Trenton). La figure 3.7.2 représente les courbes cumulatives et différentielles de la fréquence des débits observés et de la contribution de ces débits à la charge dissoute et en suspension.

A partir de ces graphiques, on voit que le débit moyen de 1900 pi³/sec. n'est dépassé que pour 40% du temps. Beaucoup d'autres rivières se comportent de cette façon avec des valeurs variant de 25 à 40%. On remarque que les débits situés entre 400 et 600 pieds³/sec correspondant à 3.6% du temps contribuent à 0.9% du volume total d'eau tandis que les rares débits supérieurs ou égaux à 10,000 pieds³/sec contribuent seulement à 6% du volume total; ainsi, les crues ont une contribution au volume total d'eau transportée relativement faible.

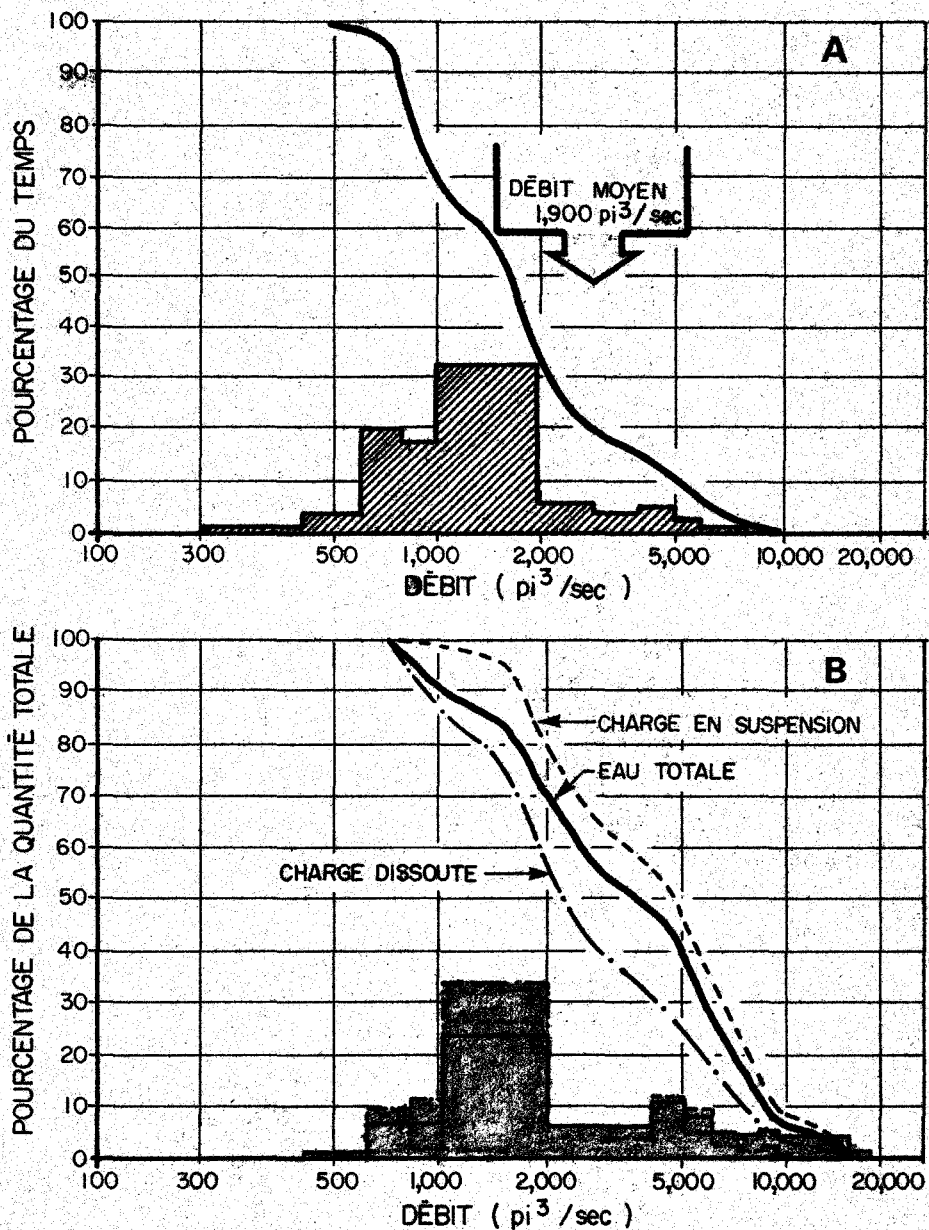


Fig. 3.7.2 . Courbes cumulatives et différentielles du comportement des débits et des charges de la rivière Bighorn. (Thermopolis, Wyoming).

A. Fréquence des débits observés.

B. Contribution des débits à la charge dissoute et à la charge en suspension
(d'après Leopold et al., 1964).

L'augmentation habituelle des concentrations des sédiments en suspension avec le débit nous porte à croire que les débits élevés transportent la majeure partie de la charge totale en suspension. Cependant, tel n'est pas le cas dans l'exemple de la rivière Bighorn. On constate que les débits de 10,000 pieds³/sec et plus transportent seulement 9% de la charge totale mesurée. Par contre, les débits inférieurs à 5500 pieds³/sec qu'on rencontre 90% du temps transportent 57% de la charge totale en suspension. En termes de transport et de sédiments, ce sont les débits modérément élevés et fréquents qui sont les plus importants.

A cause de la diminution de la concentration en substances dissoutes avec l'augmentation du débit, la contribution des crues au transport en solides dissous est encore plus faible. Ainsi, les débits inférieurs à 5500 pieds³/sec. transportent 75% de la charge dissoute. En résumé, dans des régions protégées de l'action érosive par une végétation abondante, un relief peu accentué et un climat humide, ce sont les débits modérément élevés et plutôt fréquents qui contribuent le plus à la charge totale et qui sont les plus significatifs du point de vue de l'érosion chimique et physique.

3.7.5 Influence des activités humaines

L'étude du bilan hydrochimique d'un bassin urbanisé, semi-urbanisé ou agricole ne peut se faire sans une évaluation des apports provenant des activités humaines qui, en général, augmentent considérablement la charge dissoute transportée par les eaux de drainage. Ces apports varient beaucoup selon la quantité et la diversité des industries, le type de cultures et d'élevage, le nombre et l'importance des aménagements. De plus, ces différents apports prennent plus ou moins d'importance selon le climat, la nature des sols, la topographie et le relief. Un développement élaboré des différentes composantes des apports découlant des opérations et activités humaines dépasse les objectifs de ce texte. Un traitement détaillé de ces apports a d'ailleurs été réalisé par Cluis, Couillard et Potvin (1974).

La complexité de l'influence des activités humaines sur le bilan hydrochimique d'un bassin peut-être contournée en abordant le problème plus simplement. On peut considérer d'abord l'importance, par rapport aux apports naturels, des rejets plus ou moins directs dans les eaux de drainage des produits qui proviennent du métabolisme des humains et des transformations de matière par les activités humaines. On peut ensuite tenter d'évaluer l'impact de celles-ci sur les modifications des processus naturels contribuant au bilan hydrochimique.

Les apports provenant directement des excréments de la population humaine sont importants principalement au niveau de l'azote et du phosphore. On a déjà calculé les quantités déversées par unité de superficie pour différentes densités de population (Vollenweider, 1968). Si on compare les charges calculées en azote et en phosphore total pour trois populations différentes, on se rend compte que les apports provenant uniquement des humains se comparent aux charges transportées en phosphore et en azote par les eaux de drainage de bassins forestiers naturels lorsque la densité de population dépasse 10 habitants par hectare (Tableau 3.7.6).

Les activités urbaines et industrielles modifient considérablement la qualité des précipitations à proximité des centres d'émission. Ainsi, en milieu urbain, les précipitations (pluie et neige) ont des concentrations plus élevées en ions majeurs et en métaux lourds (Gorham, 1961; Anderson, 1969; Van Loon, 1973). Cependant, la partie importante des précipitations urbaines se compose de poussières sèches et de matières particulaires provenant en grande partie de la combustion incomplète d'hydrocarbures. Ces poussières qui s'accumulent sur les édifices, routes, sols et végétation, sont lessivées lors des pluies et contribuent à la charge en substances dissoutes retrouvées dans les égouts pluviaux urbains.

TABLEAU 3.7.6 Comparaison entre les charges en azote et phosphore provenant de trois populations différentes et les charges transportées par un bassin forestier naturel.

azote (Kg/hectare)	phosphore (g/hectare)	caractéristiques	références
.044 ¹	8 ²	1h/hectare	Vollenweider (1968)
.44 ¹	80 ²	10h/hectare	" "
2.2 ¹	400 ²	50h/hectare	" "
18.7	300	rivière de Finlande	Viro (1953)
---	400	rivière d'Angleterre	Crisp (1966)
2.02	9	Hubbard Brook	Hobbie et Likens (1973) Bormann et al. (1969)

¹ Calculé sur une base de 12g/habitant-jour

² Calculé sur une base de 2.25 g/habitant-jour

Les apports géologiques et biotiques naturels sont aussi modifiés par les activités humaines. En général, les aménagements comportant un bouleversement de la surface du sol, un enlèvement de la végétation ou un épandage d'asphalte ou de béton diminuent la capacité d'infiltration d'eau dans le sol et de rétention des particules, favorisent l'érosion physique et chimique et augmentent le ruissellement de surface.

Ainsi, les substances, provenant de la décomposition des masses stockées par les humains ou des opérations dues à leurs activités se dirigent plus rapidement vers les eaux de drainage, ce qui contribue à augmenter la charge hydrochimique des bassins. Ce cheminement rapide vers les eaux de drainage, ainsi que les sels de déglacage épanchés sur les rues et les routes en hiver constituent un excellent exemple de l'importance de modifications apportés par les activités humaines aux processus naturels.

Les activités agricoles modifient aussi les apports géologiques et biotiques. Les cultures intensives appauvrissent les sols à la longue et diminuent les quantités de nutriments disponibles entraînés par l'écoulement hypodermique et superficiel vers les eaux de drainage. Par ailleurs, les pratiques de fertilisation peuvent entraîner une augmentation significative des nutriments dans les eaux de surface et souterraines. Les insecticides et pesticides employés pour protéger les cultures jouent aussi un rôle important dans la dégradation de nos cours d'eau.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AHNERT, F. (1970).

"Functional relationships between denudation, relief, uplift on large midlatitude drainage basin". Am. J. Science, 268: 243.

ALEKIN, O.A. et L.V. BRAZNIKOVA (1960).

"Contribution à la connaissance de l'écoulement des substances dissoutes de la surface terrestre du globe". Traduit de Hidrokimceskie materialy, 32: 12.

ANDERSON, T. (1969).

"Small-scale variations of the contamination of rain caused by washout from the low layers of the atmosphere". Tellus, 21: 685.

ARMSTRONG, F.A.J. and D.W. SCHINDLER (1971).

J. Fish Res. Bd Canada, 28: 171.

ATLAS CLIMATIQUE DU QUEBEC (1971).

AYERS, H.D. (1962).

"A survey of watershed yield. Univ. of New South Wales, Water res. Lab. Report No 63: 31.

BACK, W. (1960).

"Origin of hydrochemical facies of groundwater in the Atlantic coastal plain". Intern. Geol. Congr., 21st Copenhagen, Rept. Session, Norden, Part 1: 87.

BACK, W. (1961).

"Techniques for mapping of hydrochemical facies. Short papers in the geologic and hydrologic sciences". U.S. Geol. Survey Prof. Paper 424-D: 0380.

BACK, W. (1966).

"Hydrochemical facies and groundwater flow patterns in northern part of Atlantic coastal plain". U.S. Geol. Survey prof. Paper 498-A: 41 p.

BEETON, A.M. (1965).

"Eutrophication of the St-Laurent great lakes". Limnol. Oceanog., 10: 240.

BETSON, R.P. (1964).

"What is watershed runoff". Geophys. Res., 69: 1541.

BORMANN, F.H. and G.E. LIKENS (1967).

"Nutrient cycling". Science, 155: 424.

BORMANN, F.H., G.E. LIKENS and J.S. EATON (1969).

"Biotic regulation of particulate and solution losses from a forest ecosystem". Bioscience 19: 600.

BRUCE, J.P. and R.H. CLARK (1966).

"Introduction to hydrometeorology". Pergamon Press.

CAMPBELL, A.W. and D.W. FISHER (1966).

"Chemical composition of rainfall Eastern North Carolina and Southeast Virginia". U.S. Geol. Surv. water supply paper 1535 K.

CASTANY, G. (1963).

"Traité pratique des eaux souterraines". Dunod, Paris, Chap. 20: 534.

CAZES, P., P. SOLETY et Y. GUILLAUME (1970).

"Exemple de traitement statistique de données hydrochimiques". Bull. Bureau de Recherches Géologiques et Minières (deuxième série), section III (4): 75.

CHARRON, J.E. (1969).

"Hydrochemical interpretation of groundwater movement in the bed river valley, Manitoba". Inland waters branch, Dept. Energy, Mines and Resources, Canada, Scientific series No 2: 31 p.

CLARKE, F.W. (1924).

"The data of geochemistry". 5th Ed. U.S. Geol. Survey Bull.: 841 p.

CLUIS, D., D. COUILLARD et L. POTVIN (1974).

"Planification de l'acquisition des données de qualité de l'eau au Québec". Tome IV. Utilisation d'un territoire et modèle d'apport. INRS-Eau, rapport scientifique No 35, 135 p. (Pour le Ministère des Richesses naturelles du Québec).

COMMISSION DE PROTECTION DU LAC LEMAN (1970).

"Rapport sur les études et recherches entreprises dans le bassin lemanique". Genève.

CORN, M. (1968).

"Nonviable particle in the air. In: Air pollution. Ed. A.C. Stern. Volume 1. Air Pollution and its Effect. Academic Press, New York.

CRAWFORD, N.H. and R.K. LINSLEY. (1962).

"The synthesis of continuous streamflow hydrographs on a digital computer". Stanford University, Techn. Report 2.

CRISP, D.T. (1966).

"Input and output of minerals for an area of Pennins moorland: the importance of precipitation, drainage, part erosion and animals". J. Appl. Ecol., 3: 327.

CROUZET, E. et M. MEYBECK. (1971).

"Le lac d'Annecy et son bassin versant". Archives des Sciences, Genève, 24: 437.

DAWDY, D.R. and J.H. FETH (1967).

"Applications of factor analysis in study of chemistry of groundwater quality", Calif. Water Resources Res. 3: 505.

DOOGE, J.C.I. (1960).

"The rooting of groundwater recharge through typical elements of linear storage". Int. Assoc. Sci. Hydrol., Publ. No 52: 286.

DROST and HANSEN (1971).

"Structure and Properties of water at biological interfaces". In: Chemistry of the cell interface. Academic Press, New York.

- DURUM, W.H. (1953).
"Relationship of the mineral constituents in solution to stream flow, saline river near Russel, Kansas". Trans. Am. Geoph. Union, 34: 435.
- ERIKSON, E. (1955).
"Air borne salts and the chemical composition of river waters". Tellus, 7: 243.
- ERIKSON, E. (1960).
"The yearly circulation of chloride and sulfur in nature; meteorological, geochemical and pedological implications. Part II". Tellus, 12: 63-109.
- FAIRBRIDGE, R.W. (1968).
"The encyclopedia of geomorphology". Rheinhold Book Corp, New-York: 1295 pp.
- FETH, J.H., S.M. ROGERS and C.E. ROBERSON (1964).
"Chemical composition of snow in the Northern Sierra Nevada and other areas". Geochemistry of water geological survey water supply, Paper 1535.
- FISHER, D.W. (1968).
"Annual variations in chemical composition of atmospheric precipitation, eastern North Carolina and southeastern Virginia". U.S. Geol. Survey Water Supply Paper 1535-M: 21 p.
- FISHER, D.W., A.W. GAMBELL, G.E. LIKENS and F.H. BORMANN (1968).
"Atmospheric contributions to water quality of stream in the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire". Water Resources Res. 4: 1115.
- FOURNIER, F. (1960).
"Débit solide des cours d'eau. Essais d'élimination de la perte en verre subie pour l'ensemble du globe terrestre". Ass. Int. Hydrol. Sci. publ., 53: 19.
- FOREL, F.A. (1886).
"Le Léman, monographie limnologique". Ed. Rouge, Lausanne.
- FRANK, H.S. (1972).
"Structural models". Water a comprehensive treatise. Vol. 1. FRANKS, F. editor, Plenum Press, New York, p. 515.
- FREEZE, R.A. and P.A. WITHERSPOON (1966).
"Theoretical analysis of regional groundwater flow. 1. Analytical and numerical solutions to the mathematical model". Water Resources Res., 2: 641.
- GAGNON, R.H., M.G. FERLAND (1967).
"Climat du Québec septentrional". Ministère des Richesses naturelles du Québec, rapport MP10.
- GARNONOV, I.V. (1958).
"Fundamental principles of hydrochemical zoning of underground waters in the European part of the Soviet Union". Symposium on groundwater, Calcutta 1955.
- GARRELS, C. and C.L. CHRIST (1965).
"Solutions minerals and equilibria*". Harper Row, New York.

- GARRELS, C. and C.L. CHRIST (1967).
 "Equilibre des minéraux et de leurs solutions aqueuses". Gauthiers Villars Ed., Paris.
- GARREL, R.M. (1967).
 "Genesis of some groundwaters from igneous rocks in Abelson, P.H." In: Researches in geochemistry. John Wiley and Sons, New York: 405.
- GEORGU, H.W. and E. WEBER (1960).
 "The chemical composition of individual rainfalls". Technical note AFG1(052)-249, Air Force Cambridge Research Center, Bedford, Massachusetts: 28 p.
- GIBBS, R. (1970).
 "Mechanisms controlling world water chemistry". Science, 170: 1088.
- GORHAM, E. (1957).
 "The chemical composition of rain from Rosscahill in County Galway". Irish Naturalists J., 12: 1.
- GORHAM, E. (1961).
 "Factors influencing supply of major ions to inland waters, with special reference to the atmosphere". Bulletin Geol. Soc. America, 72: 795.
- GRAY, O.M. (1972).
 "Manuel des principes d'hydrologie". Publications du comité national Canadien de décennie hydrologique internationale, Ottawa: 500 p.
- GUNNERSON, C.G. (1967).
 "Streamflow and quality in the Columbia River basin". J. Sanit. Eng. Div., 39: 5626.
- HAMELIN, L.E. et F. GRENIER (1971).
 "Le Québec, géographie contemporaine". Editions du Renouveau pédagogique Inc., Montréal: 81 p.
- HANSHAW, B.B.⁸, W. BACK and M. RUBIN (1965).
 "carbonate equilibria and radiocarbon distribution related to groundwater flow in the floridan limestone aquifer". Int. Ass. Scient. Hydrology, Symp. Dubrovnik: 601.
- HELGESON, (1968 et 1969).
 "Evolution of irreversible reactions in geochemical processes involving minerals and aqueous solutions. I: Thermodynamic relations. II. Applications". Geochem. Cosmochim. Acta, 32: 853 and 33: 455.
- HELVEY, J.D. and J.H. PATRIC (1965).
 "Canopy and litter interception of rainfall by hardwoods of eastern United States". Water Resources Res. 1: p. 193.
- HEM, J.D. (1970).
 "Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water." U.S. Geol. Survey Water Supply Paper 1473: 363 p.

- HENDRICKSON, G.E. and R.A. KRIEGER (1964).
"Geochemistry of natural waters of the Blue Grass region, Kentucky". U.S. Geol. Survey Water Supply Paper 1700.
- HENNINGSSEN, E.R. (1962).
"Water diagenesis in lower cretaceous. Trinity aquifers of central Texas." Baylor geol. studies Bull. 3.
- HOBBIIE, J.H. and G.E. LIKENS (1973).
"Output of phosphorus, dissolved organic compound, and fine particulate carbon from Hubbard Brook watersheds". Limnology and Oceanography, 18: 734.
- HORTON, R.E. (1933).
"The role of infiltration in the hydrologic cycle". Trans. Am. Geophys. Union: 446.
- HOSCHLER, M.E., E.L. KANABOCKI and C.E. MOORE (1973).
"Applied spectroscopy", 27: 185.
- HUBBERT, M.K. (1940).
"The theory of ground water motion". J. Geology, 48: 159.
- IAWORSKA, M. (1968).
"Recherches préliminaires sur la dépendance entre le débit et le contenu en principaux ions des eaux rivulaires". Ass. Int. Hydrol. Scient. Publ. 78: 24.
- JOHNSON, N.M., G.E. LIKENS, F.H. BORMANN, D.W. FISHER and R.S. PIERCE (1969).
"A working model for the variation in stream water chemistry at the Hubbard Brook Experimental forest, New Hampshire". Water Resources Res., 5: 1353.
- JUNGE, C.E. (1958).
"The distribution of ammonia and nitrate in rain water over the United States". Trans. Am. Geophys. Union, 39: 241.
- JUNGE, C.E. (1963).
"Air chemistry and radioactivity". Academic Press, New York.
- JUNGE, C.E. and P.E. GUSTAFSON (1957).
"On the distribution of sea salt over the United States and its removal by precipitation". Tellus, 9: 167.
- JUNGE, C.E. and P.T. WERBY (1968).
"The concentration of chloride sodium, potassium, calcium and sulfate in rain water over the United States". J. Meteorology, (5): 417.
- JUNGE, C.E. (1960).
"Sulfur in the atmosphere". J. Geophys. Research, 65: 227.
- KELL, G.S. (1971).
"Thermodynamic and transport properties of fluid water". In: Water a comprehensive treatise. Plenum Press, New York. Vol I: p. 363.

- KOHLER, M.A. and M.M. RICHARDS (1962).
"Multicapacity basin accounting for predicting runoff from storm precipitation".
- KOOP, J.F. and R.C. KRONER (1967).
"Trace metals in water of United States". FWPCA.
- KRAMER, P.J. (1969).
"Plant and soil. Water relationships". McGraw-Hill Book Co, New York.
- LAAKSONEN, R. (1971).
"Quality of inland waters in Finland". Aqua Fennica, 47.
- LAZRUS, A.L., E.L. LORANGE, and J.P. LODGES (1970).
"Lead and other metal ions in United State precipitation". Environmental Science Rechnology, 4: 55.
- LEDBETTER, J.O. and E.F. GLOYNA (1964).
"Predictive techniques for water quality inorganics". J. Sanit. Eng. Div., 90: 127.
- LEOPOLD, L.B., M.G. WOLMAN, and J.P. MILLER (1964).
"Fluvial processes in geomorphology". W.H. Freeman and Company, San Francisco: 522 p.
- LIKENS, G.E. and F.H. BORMANN, F.H. (1974).
"Acid rain, a serious environmental problem". Science, 184: 1177.
- LIKENS, G.E., F.H. BORMANN, and N.M. JOHNSON (1972).
"Acid rain". Environment, 14: 33.
- LIKENS, G.E., F.H. BORMANN, N.M. JOHNSON and R.S. PIERCE (1967).
"The calcium, magnesium, potassium and sodium budgets for a small forested ecosystem". Ecology, 48: 772.
- LINSLEY, R.K., M.A. KOHLER and PAULHUS. (1958).
"Hydrology for engineers". Mc Graw-Hill Book Co., New York: 250 p.
- LIVINGSTONE, D.A. (1963).
"Chemical composition of rivers and lakes". Data of geochemistry, 6th edition. U.S. Geol. Survey Prof Pap. 440G p. G1 - G64.
- MACLAY, R.W. and T.C. WINTER (1967).
"Geochemistry and groundwater movement in northwestern Minnesota". Groundwater, 5: 11.
- MADGWICK, H.A.I. and J.D. OVINGTON (1959).
"The chemical composition of precipitation in adjacent forest and open plots". Forestry, 32: 14.
- MAXEY, G.B. (1968).
"Hydrogeology of desert basins". Groundwater, 6: 10.
- MCCARTHY, L.T. and W.B. KUGHTON (1964).
"Quality of Delaware River water at Trenton, N.J.". U.S. Geol. Survey Water Supply Paper 1779-X.

MEYBECK, M. (1971).

"Bilan hydrochimique et géochimique du lac Léman". Verh. Internat. Verein. Limnol., 18: p. 442.

MEYBECK, M. (1972).

"Qualité chimique naturelle de l'eau des rivières (ions majeurs). Revue de littérature". Rapport INRS-Eau, No 10 Université du Québec: 40 p.

MICHARD, A. et A. ALLEGRE (1969).

"Comportement géochimique des éléments métalliques en milieu réducteur et diagrammes (logS, pH)". Miner. Deposita Allem., 4: 1.

MIFFLIN, M.D. (1968).

"Delineation of groundwater flow systems in Nevada". Tech. Report No 4. Hydrology and water resources publ. Center for water resources research, Desert research institute.

MINISTERE DES RICHESSES NATURELLES DU QUEBEC. (1969).

"Annuaire Hydrologique. Débits et Qualité des Eaux". 411 p.

MULLER, G. and U. FORSTNER (1968).

"General relationship between suspended sediments. Concentration and water discharge". Nature, 217: 244.

MUROZUMI, M., T.J. CHOW and C. PATTERSON (1969).

Geochimica Cosmochimica Acta, 33: 1247.

OVERREIN, L.N. (1972).

"Sulphur pollution patterns observed; leaching of calcium in forest soil determined". Ambio, 1: 145.

OVINGTON, J.D. (1959).

"Mineral content of plantations of Pinus sylvestris". Ann. Bot. n.s., 23: 75.

OVINGTON, J.D. and H.A.F. MADGWICK (1959).

"The growth and composition of natural stands of branch. 2. The uptake of mineral nutrients". Plant and Soil, 10: 389.

PAULING, L. (1959).

"Hydrogen bonding". Pergamon, New-York.

PEARSON, F.J. and D.W. FISHER (1971).

"Chemical composition of atmospheric precipitation in the northeastern United States". U.S. Geol. Survey. Water Supply Paper 153 5-P.

PENMAN, H.L. (1948).

"Natural evaporation from open water, bare soil and grass". Proc. Royal Soc. (London), 193: 120.

PINDER, G.F. and J.F. JONES (1969).

"Determination of the ground water component of peak discharge from the chemistry of total runoff". Water Resources Res., 5: 438.

PIPER, A.M. (1944).

"A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses". Trans. Am. Geoph. Union, 25: 914.

- POURBAIX, VAN MEYLDER and ZHOUBOV. (1963).
 "Atlas d'équilibres électrochimiques à 25°C". Gauthier Villars, Paris.
- PREVOST, J.M. (1972).
 "Carte hydrogéologique des Basses-Terres du Saint-Laurent au 1/250 000". Ministère des Richesses naturelles du Québec.
- RUSSELL, F.W. (1950).
 "Soil conditions and plant growth". 8th ed. Longmans Green, London: 635 p.
- SAFFORD-LEUNG. (1971).
 Dans: "Techniques of Electrochemistry". Vol II. Wiley - New-York: by Ernest Yeager, Editor.
- SAINT-MARTIN, H. (1973).
 "Etude journalière "in situ" du bilan hydrique au dessus d'une nappe phréatique". Thèse de docteur-ingénieur présentée à l'Université de Bordeaux I: 169 p.
- SAMOILOV, OLEG YA. (1965).
 "Structure of aqueous electrolyte solutions and the hydratation of ions". New York.
- SCHUMM, S. (1954).
 "The relation of drainage bassin relief to sediment loss". Ass. Int. Hydrol. Sci. publ. 35: 216.
- SCHOELLER, H. (1941).
 "L'influence du climat sur la composition chimique des eaux souterraines vadoses". Bull. Soc. Géologique France, 5: 267.
- SCHOELLER, H. (1958).
 "Variation de la composition chimique des solutions des sols suivant les horizons pédologiques". Compte-rendus de l'Académie des Sciences, 246: 2276.
- SCHOELLER, H. (1962).
 "Les eaux souterraines". Masson et Cie, Paris: 642 p.
- SHIOMI, M.T. et KUNTZ, K.M. (1973).
 "Great Lakes precipitation chemistry. Part 1. Lake Ontario Basin". Canada Centre For Inland Waters, Burlington, Ontario.
- SILINE-BEKTCHOURINE, A.I. (1952).
 "Zonalité hydrochimique des eaux souterraines attenant à la Caspienne". Izvestia Akad. Nauk. SSSR, Serie Geol. 4: 27.
- SIMARD, G. (1973).
 "Natural isotopes and groundwater flow system in the Eaton River Basin". M.Sc. Thesis, University of Waterloo.
- SMOOR, P.B. (1967).
 "Hydrochemical facies study of groundwater in the Tucson Basin". Unpublished Ph.D. Dissertation, University of Arizona.
- STEELE, T.D. (1969).
 "Digital-computer applications in chemical quality studies of surface water in a small watershed". Ass. Int. Hydrol. Sci. publ., 80: 203.

- STIFF, H.A. (1951).
"The interpretation of chemical water analysis by means of patterns". Petroleum Tech., Sec. 1: 15.
- STUMM, M. and J.J. MORGAN (1970).
"Aquatic chemistry and introduction emphasizing chemical ecobria in natural waters". John Wiley, New York: 583 p.
- SUTCLIFFE, J. (1968).
"Plants and water". Arnold Publishers Ltd.
- THORNTHWAITE, C.W. (1948).
"An approach to a rational classification of climate". Geograph. Rev., 38: 55.
- THORUD, D.B. (1967).
"The effect of applied interception of transpiration rates of potted Ponderosa pine". Water Resources Res., 3: 443.
- TOLER, L.G. (1965a).
"Use of specific conductance to distinguish two base-flow components in Econfina Creek, Florida". U.S. Geol. Survey Prof. Paper 525-C, 206.
- TOLER, L.G. (1965b).
"Relation between chemical quality and water discharge in Spring Creek, Southwestern Georgia". U.S. Geol. Survey Prof. Paper 525C, 209.
- TOTH, J. (1962).
"A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins". Proc. Hydrology Symposium No 3, Groundwater. National Research Council, Ottawa p. 75.
- TREUIL. (1970).
"Les diagrammes d'équilibre en hydrogéochimie". Bureau de Recherches Géologiques et Minières (deuxième série) section III, No 4: 45.
- U.S. GEOLOGICAL SURVEY. (1971).
"1969 Water Resources, Data for New York, Part 2". Water Quality Proc.
- VAN LOON, J.C. (1973).
"Toronto's precipitation analysed for heavy metal content". Water and Pollution Control, 111: p. 38.
- VIRO, P.J. (1955).
"Loss of nutrients and the natural nutrient balance of the soil in Finland". Commun. Inst. Forest. Fenniae, 42: 45.
- VOLLENWEIDER, R.A. (1968).
"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 Economique, Paris, 182 p.
- WHALLE, U. (1966).
In "Advances in high Pressure Research". RS. Bradley ed. Academic Press, New York, Vol. 1: 143.

WHITE, D.E., J.D. HEM and G.A. WARING (1963).
"Chemical composition of subsurface waters in data of geochemistry". (6th ed). U.S.
Geol. Survey Prof. Paper 440-F: p. F1.

WILSON, C.V. (1971).
"Atlas climatique du Québec. Le climat du Québec". Service Météorologique du
Canada, Ottawa, 44 fig.

CHAPITRE 4

PERCEPTION CHIMIQUE DES EAUX D'UN BASSIN

Pierre-G. Campbell

Richard Lapointe

Jean-Louis Sasseville

André Tessier

INTRODUCTION

Les structures abiotiques des eaux d'un bassin sont déterminées par les processus de régulation "biogéotique", par les modes d'utilisation de la ressource sur l'ensemble du territoire drainé et enfin par leurs interactions multiples avec les composantes biologiques de l' "aquasystème". Bien que l'ensemble des composantes du secteur abiotique soit interrelié à la structure biotique (composition biologique du milieu), ce sont surtout les composantes chimiques, variables dans des échelles de temps courtes, qui modulent le comportement biologique ou qui sont affectées par les différents processus biologiques se déroulant dans le milieu. Ainsi, la présence en abondance de matière organique dans l'aquasystème révèle une activité biologique endogène (aquatique) ou exogène (terrestre) élevée; cette activité résulte d'une biosynthèse de matière ou d'une dégradation des composantes chimiques.

Différents constituants chimiques du secteur abiotique agiront directement sur le comportement de constituants biologiques. Par exemple, la matière organique dissoute est une source importante de "carbone réduit" pour la biosynthèse tandis que le carbone inorganique dissous sera la source principale du carbone utilisé dans la photosynthèse; de leur côté, les métaux lourds interviendront dans les différents processus biologiques, tantôt comme co-facteur enzymatique essentiel au métabolisme, tantôt comme inhibiteur de fonctions métaboliques.

Dans cette optique, la perception chimique des eaux d'un bassin ne peut être intégrale. Il importe donc de choisir une voie permettant l'exploration de processus fondamentaux dominants tels que l'évolution du carbone dans son cycle biologique et chimique dont la cinétique peut être affectée par l'activité d' "interférants" métaboliques organiques (facteur de croissance, vitamines, hormones, toxines, enzymes, complexants) ou inorganiques (métaux lourds).

4.1 PRESENCE DE LA MATIERE ORGANIQUE DANS LES EAUX NATURELLES

Le comportement physico-chimique et le rôle biochimique de la matière organique dans les flux d'énergie et de matière dans l'écosystème sont conditionnés par sa structure moléculaire. Cette structure résulte des différents métabolismes qui ont biosynthétisé ou modifié la matière organique ainsi que des différentes réactions physico-chimiques auxquelles elle est assujettie. En conséquence, on doit s'attendre à ce que le rôle "écochimique" des différents types de matière organique soit fonction du processus de production; dans ce contexte, on différencie les sources naturelles (peu ou pas reliées aux activités de l'homme) des sources non-naturelles (reliées aux activités de l'homme). Ces sources peuvent être ponctuelles (c'est-à-dire bien circonscrites dans l'espace) ou diffuses (c'est-à-dire que les lieux de production de la matière organique ne sont pas localisables) (Hutchinson, 1957).

4.1.1 Origine de la matière organique

On peut distinguer en fonction de l'origine deux catégories de matière organique:

la matière organique allochtone: celle dont l'origine se trouve en dehors du lac ou de la rivière considéré
(ex.: la matière organique transportée par les eaux de ruissellement).

la matière organique autochtone: celle dont l'origine se trouve dans le lac ou la rivière considéré
(ex.: la matière organique qui résulte de la production primaire).

Les différentes régions de transfert vers l'hydrosphère de la matière organique peuvent être classées de la façon suivante:

- i) *la zone euphotique*: site du métabolisme aquatique autotrophe et hétérotrophe;
- ii) *la zone non-euphotique*: région où la production dominante est hétérotrophe;
- iii) *les sédiments*: site de production hétérotrophe, chémo-autotrophe et autotrophe;
- iv) *le littoral*: région de transfert de matière organique provenant des sources diffuses et ponctuelles;
- v) *l'interface eau-atmosphère*: site de transfert de la matière organique transportée ou produite dans l'atmosphère.

4.1.2 Nature de la matière organique

La distribution du matériel organique vivant et non-vivant est assez constante dans l'hydrosphère; on la retrouve sous forme de matière organique dissoute et particulaire et incorporée au système vivant selon des proportions très différentes (figure 4.1.1).

La matière dissoute est de loin la fraction la plus importante du matériel organique retrouvé dans l'hydrosphère; en fait, elle est 10 fois plus abondante que la matière organique particulaire et 45 fois plus que le matériel organique vivant. A cause de son importance quantitative et de son rôle majeur dans les transferts de matière et d'énergie dans l'écosystème, nous allons axer l'exposé davantage sur la nature et les propriétés de la matière organique sous sa forme dissoute dans l'hydrosphère.

La matière organique dissoute est de type réfractaire ou biodégradable qu'elle soit d'origine naturelle ou non.

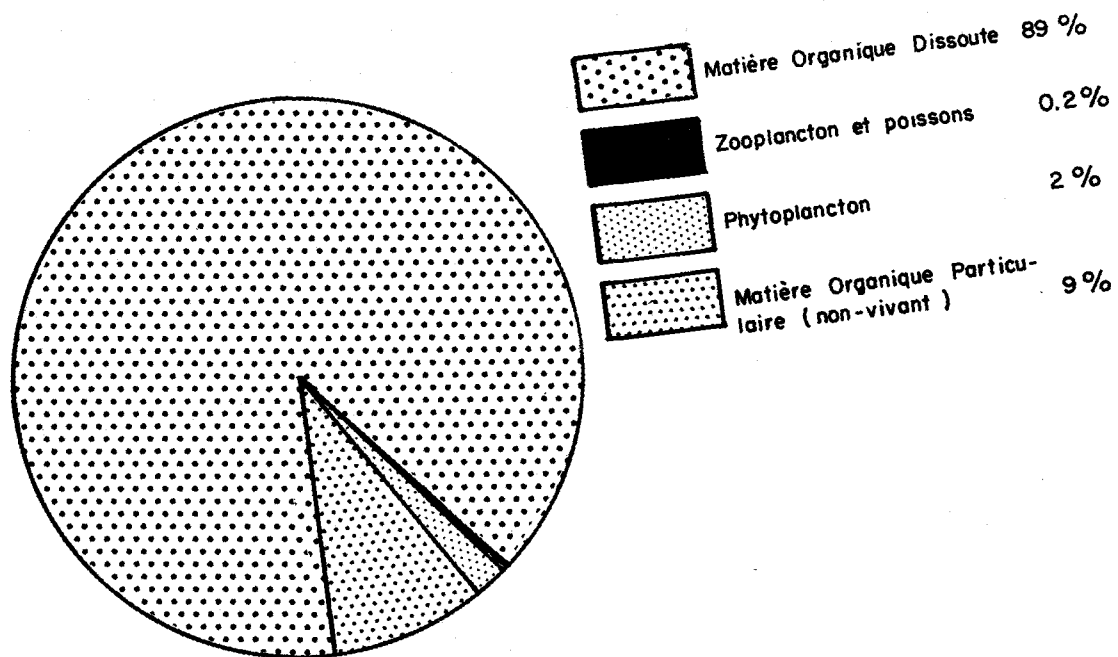


Fig. 4.1.1 . Distribution du matériel organique dans la zone euphotique de l'hydrosphère (d'après Horne , 1969) .

A Matière organique d'origine naturelle

On estime que la gamme des produits organiques d'origine biologique est extrêmement diversifiée. L'analyse chimique de chacun de ses composés est pratiquement irréalisable; toutefois, l'analyse globale des différents groupes qui la composent permet d'y caractériser les principales fractions.

Les principales classes de composés organiques naturels qui ont été analysées sont les acides aminés libres, les peptides, les carbohydrates et les lipides ainsi que les acides humiques, hymatomélaniques et fulviques. Le tableau 4.1.1 présente les principales classes de composés organiques retrouvés dans l'hydrosphère qui ont une activité biologique élevée; le tableau 4.1.2 mentionne les classes dominantes de produits organiques réfractaires.

La couleur des eaux naturelles est fortement associée à la présence de certaines classes de matière organique réfractaire; l'abondance d'eaux colorées témoigne de l'importance de ces fractions. Dans l'étude de la nature de cette matière organique colorée, Christman et Ghassemi (1966) ont considéré que la structure moléculaire dépend de l'origine et ont émis les hypothèses suivantes:

La matière organique colorée provient de:

- l'extraction aqueuse de substances constituant le bois vivant;
- la solubilisation des produits de dégradation du bois en décomposition;
- la solubilisation de la matière organique contenue et produite dans le sol;
- d'une combinaison de ces différents processus.

Tableau 4.1.1 Principales classes de composés organiques ayant une activité biologique élevée.

Classe de composés	concentrations observées	lieux d'observation	références
Acides aminés libres	50 - 230 µg/l	Lacs (Angleterre)	Fogg <i>et al.</i> (1955)
Acides aminés libres	150 - 750 µg/l	Lacs (U.S.A.)	Hutchinson (1957)
Acides aminés libres	120 - 720 µg/l	Lac Zürich	Schurmann (1964)
Peptides + protéines	.10 - .27 mg/l	Lacs (Angleterre)	Fogg <i>et al.</i> (1955)
Peptides + protéines	.45 - 2.0 mg/l	Lacs (U.S.A.)	Hutchinson (1957)
Peptides + protéines	.9 - 1.8 mg/l	Lacs, réservoirs (URSS)	Semenov <i>et al.</i> (1968)
Carbohydrates	64% MOD	Lacs (U.S.A.)	Birge <i>et al.</i> (1926a et b)
Sucres totaux	.2 - .7 mg/l	Eaux naturelles	Semenov <i>et al.</i> (1964)
Sucres réducteurs	.8 - 1.4 mg/l	Rivière	Rozinoyev <i>et al.</i> (1968)
Sucres réducteurs	.1 - .3 mg/l	Lacs, réservoirs	Semenov <i>et al.</i> (1968)
Lipides	4% MOD	Lacs Amérique du Nord	Birge <i>et al.</i> (1926a et b, 1934)
Lipides	.2 - .8 mg/l	Lacs	Welch (1952)
Acides gras totaux	0.1 - 2.0 mg/l	Fleuve Volga	Kolosova <i>et al.</i> (1957)
Acides volatils	.044 - .058 méq./l	Eaux minérales	Eristavi <i>et al.</i> (1965)
Acides volatils	6 - 34 méq./l	Rivière	Rozinoyev <i>et al.</i> (1968)

Tableau 4.1.2 Principales classes de produits organiques réfractaires retrouvés dans l'hydrosphère.

Classes de composés	concentrations observées	lieux d'observation	références
Acides humiques	~13 mg/l	Lacs, rivières	Ryhänen (1968)
Acides humiques et hymatomélaniques	<10% de MOD	Eaux de surface (Amérique du Nord)	Christman (1963)
Acides humiques	.7 - 3.4% du C-org	Réservoir (URSS)	Ivleva <i>et al.</i> (1965)
Acides humiques	5.5 - 445 mgC/l	Rivières (URSS)	Semenov <i>et al.</i> (1967)
Acides fulviques	2 - 30 ppm	Eaux de marais (Amérique du Nord)	Wilson (1959)
Acides fulviques	.7 - 1.6 mg/l		
Acides fulviques	.7 - 1.6 mg/l	Lacs, réservoirs (URSS)	Semenov <i>et al.</i> (1968)

Ainsi, Christman (1963, 1970) a pu démontrer que la matière colorée était constituée de noyaux aromatiques, qu'il y avait similitude entre les extraits de sol, de bois et d'eau naturelle et que la lignine n'était pas le seul précurseur de la matière organique colorée. Le poids moléculaire des polymères constituant la matière organique colorée est variable: de 700 à plus de 50,000. Ces polymères sont constitués d'unités formées par des noyaux benzéniques et flavénoïdes liées entre elles par des ponts de type ester, éther ou alkyl; leurs principaux groupements fonctionnels sont de types carboxyl, carbonyl, hydroxyl et methoxyl (figure 4.1.2).

Les organo-phosphorés constituent une catégorie importante de matière organique soluble en raison de leur rôle dans les flux de phosphore dans l'hydrosphère; 15% du phosphore total y est associé. Christman et Minear (1971) croient qu'ils trouvent leur origine dans le métabolisme actif des micro-organismes et dans la décomposition passive des organismes morts (autolyse); toutefois, la source majeure des organo-phosphorés n'a pas été clairement identifiée (figure 4.1.3).

B Matière organique d'origine non-naturelle

La matière organique soluble originant des activités humaines peut être injectée dans l'hydrosphère via des sources ponctuelles (telles que les émissaires d'égouts) ou des sources diffuses (telles que la pulvérisation d'insecticides). Ils jouent un rôle important dans l'écosystème tant à cause de la concentration des apports nutritifs dans certaines régions que des apports toxiques dont l'impact sur les organismes aquatiques se fait sentir à faibles concentrations.

Parmi les sources ponctuelles, les eaux usées sont prédominantes et la matière organique qui les compose est très diversifiée. Les principales classes de composés qu'on y retrouve sont les glucides, les acides aminés, les organo-azotés, les phénols, les hydrocarbures légers et lourds, la lignine et la cellulose.

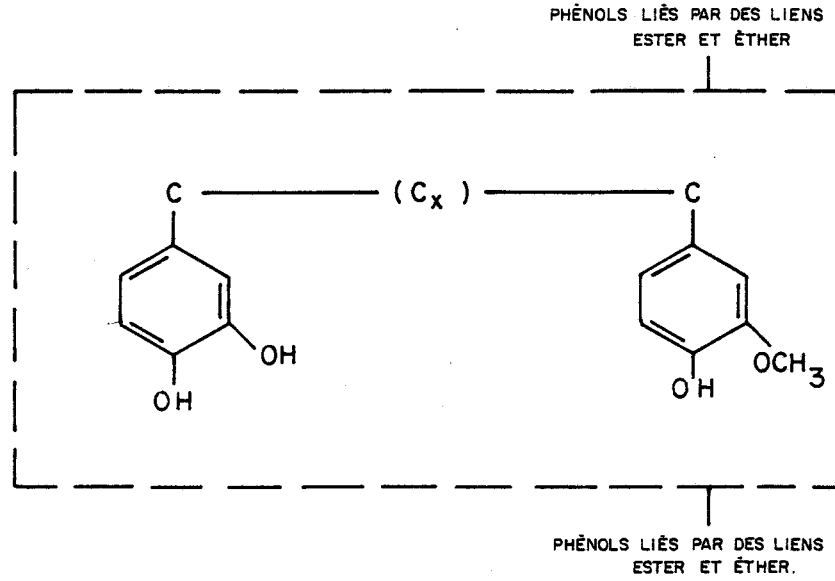


Fig. 4.1.2. Description symbolique d'une macromolécule colorée (d'après Christman , 1970).

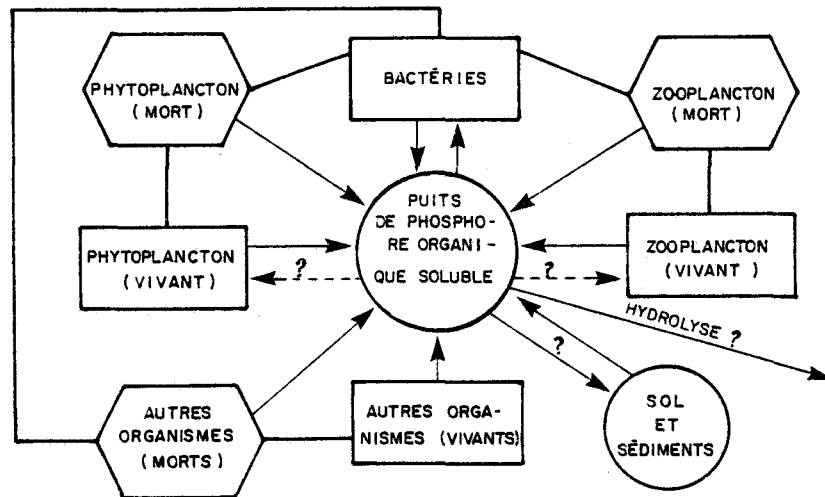


Fig. 4.1.3. Flux des composés organo-phosphorés dans l'hydrosphère (d'après Christman , 1971).

D'autre part, la synthèse ou la purification de produits organiques nécessaires au maintien des structures économiques et sociales (pesticides, hydrocarbures, détergents, etc), est de plus en plus intense et diversifiée; ces produits aboutissent tôt ou tard sous leur forme originelle ou modifiée dans les eaux de surface. Leur biodégradabilité ainsi que leur rôle métabolique primaire et secondaire sont souvent mal connus; malgré leur concentration relativement faible, ils pourront avoir un effet important sur l'équilibre de l'écosystème aquatique. Parmi ces composés organiques les plus susceptibles d'être rencontrés en milieu aquatique, mentionnons les hydrocarbures raffinés, les biphényles polychlorinés (PCB), les composés organiques du mercure, les aromatiques polynucléaires, les huiles minérales et végétales, les détergents, les pesticides, etc.

4.1.3 Propriétés de la matière organique dissoute

La matière organique dissoute confère à l'eau goût, couleur et odeur; elle contribue de plus à la demande chimique et biologique en oxygène (Bartsh, 1967) et aux réactions interfaciales dans le milieu via ses propriétés tensio-actives (Anonyme, 1967; 1970a). Toutefois, la matière organique possède des propriétés beaucoup plus importantes qui confèrent un rôle de médiateur énergétique dans l'écosystème; il s'agit de fonctions nutritives, régulatrices, catalytiques et chélatrices.

Les fonctions nutritives

a) Les fonctions nutritives directes

La matière organique dissoute joue un rôle important comme source d'énergie pour le métabolisme aquatique hétérotrophe et comme source de "carbone réduit" pour la biosynthèse. Les bactéries et les algues hétérotrophes sont donc tributaires de cette fonction nutritive directe. Cependant, il existe une compétition entre les bactéries et les algues hétéro-

trophes pour la matière organique; la petite taille des bactéries, leur grand rapport surface/volume et leur système de transport actif (perméase) semblent leur donner un avantage majeur.

b) Les fonctions nutritives indirectes

Les éléments nutritifs (azote, phosphore, soufre, etc.) incorporés à la structure de la matière organique et libérés lors de sa minéralisation peuvent être utilisés par les organismes autotrophes ou hétérotrophes pour leur biosynthèse.

Les fonctions régulatrices

Opérant même à des concentrations infimes, certains constituants de la matière organique dissoute peuvent agir comme "agents régulateurs" sur certains organismes aquatiques, influençant leur comportement physiologique et ainsi l'équilibre écologique (voir tableau 4.1.3). C'est dans ce groupe qu'apparaissent les facteurs de croissance, les hormones, les toxines ainsi que les diverses molécules organiques impliquées dans le domaine de la chémoréception¹.

Les fonctions catalytiques

La matière organique dissoute sous formes d'enzymes libres peut catalyser des réactions chimiques dans le milieu aquatique en participant, par exemple, à la dégradation extracellulaire de

¹ On peut identifier plusieurs genres de comportement qui sont contrôlés par messagers chimiques, à savoir:

1. obtention de nourriture (relation prédateur/proie);
2. action d'éviter le danger (p.e.: substances d'avertissement);
3. choix d'habitat ou d'hôte;
4. communication sociale;
5. migration, reconnaissance de territoire;
6. comportement sexuel.

Tableau 4.1.3 Quelques fonctions régulatrices de la matière organique.

TYPE DE FONCTION	SUBSTANCES	REMARQUES
effets chimiques interspécifiques (allélochimiques)	allomones kairomones dépressants	composé chimique donnant l'avantage à l'organisme producteur; composé chimique donnant l'avantage à l'organisme récepteur; composé chimique qui nuit à l'organisme récepteur sans donner d'avantage à l'organisme producteur.
effets chimiques intraspécifiques	autotoxines autoinhibiteurs phéromones	composé chimique qui nuit aux individus de la population productrice; composé chimique qui limite le développement des organismes producteurs afin d'éviter une surpopulation; composé chimique impliqué dans la communication chimique entre différents membres de la même espèce.
facteurs de croissance	vitamines	composé chimique jouant un rôle métabolique essentiel chez un organisme incapable de synthétiser la molécule requise (c'est-à-dire un organisme "auxotrophe").
chémoréception générale	matière organique dissoute en général	composé chimique impliqué dans la reconnaissance par les saumons migratoires de leur fleuve ou rivière d'origine.

macromolécules organiques de poids moléculaire élevé. Cependant, ni l'occurrence de tels enzymes ni leur importance comme catalyseurs extracellulaires n'ont été beaucoup étudiées.

Les fonctions chélatrices

Par analogie avec le rôle chélateur attribué depuis longtemps à la matière organique constituant les sols, plusieurs auteurs ont postulé une telle fonction pour la matière organique dissoute dans le milieu aquatique. En fait, l'existence de telles interactions organométalliques est plausible; cependant, la nature exacte de ces interactions (chélation/coordination/peptidisation/formation de micelles) demeure un sujet controversé.

Parmi les composés organiques susceptibles d'être trouvés dans les eaux naturelles, on peut considérer comme ligands potentiels les classes de molécules apparaissant au tableau 4.1.4. Ces composés, représentatifs de la partie complexante de la matière organique dissoute, peuvent influencer le comportement (solubilité/transport/disponibilité biologique/toxicité) des cations présents dans le milieu; cette influence est particulièrement significative pour les cations traces et les oligoéléments.

4.2 DYNAMIQUE DE LA MATIERE ORGANIQUE

Les multiples formes de la matière organique dissoute rencontrées dans l'hydrosphère proviennent de ses nombreux mécanismes de production; le caractère stable de certaines formes et très instable d'autres formes confère à la matière organique dissoute des caractéristiques bio-thermodynamiques diversifiées compatibles avec la diversité des fonctions métaboliques naturelles de l'écosystème aquatique. La matière organique instable jouera un rôle déterminant dans les cycles de transformation de matière et dans les flux bio-énergétiques; le remplacement ("turn over") biologique élevé auquel elle est assujettie en fait la fraction la moins abondante de la matière organique dissoute. De son côté, la

Tableau 4.1.4 Classes de molécules susceptibles d'agir comme ligands dans les eaux naturelles.

Classe	Groupements fonctionnels
Acides aminés libres	- NH ₂ ; - COO ⁻ ; - OH
Acides aminés combinés	- NH ₂ ; - COO ⁻ ; - OH
Acides uroniques	- OH; - COO ⁻
Acides polycarboxyliques	- COO ⁻
Acides fulviques	- OH; COO ⁻

matière organique réfractaire prédomine; les matières humiques et fulviques, composantes principales de la matière organique dissoute, subiront toutefois des réactions physico-chimiques et des transformations biochimiques et photochimiques plus ou moins importantes selon leur structure moléculaire. La compréhension des processus de production et des mécanismes de transformation de la matière organique est donc importante dans la perception de son rôle écochimique.

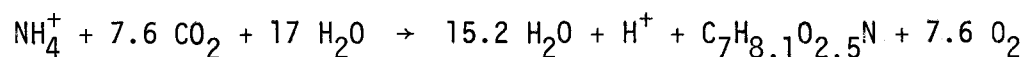
4.2.1 Processus de production de la matière organique

On reconnaît trois processus principaux de production de matière organique dissoute:

- i) la biosynthèse suivie d'une excrétion (diffusion moléculaire passive et active ainsi que la pinocytose inversée) ou d'une perte extracellulaire (lyse et autolyse) chez les organismes photoautotrophes et chémo-autotrophes;
- ii) l'excrétion ou la défécation chez les organismes hétérotrophes pluricellulaires;
- iii) la biodégradation de débris (organismes morts) ou de matière organique particulaire ou macromoléculaire par les microorganismes (bactéries, levures, champignons; protozoaires, etc.) aérobies et anaérobies.

La biosynthèse

La matière organique provenant de la biosynthèse se retrouve dans le milieu aquatique par excrétion ou perte extracellulaire. Pour les algues, ces produits sont le résultat de la photosynthèse que l'on peut représenter globalement par la réaction suivante:



La photosynthèse est influencée par différents facteurs internes (morpho-physiologiques) et externes (physico-chimiques et biochimiques). Les facteurs internes sont la teneur en chlorophylle et la proportion des différents types de chlorophylle présents dans les cellules productrices, leur complexe enzymatique, leur réserve en énergie facilement accessible, leur teneur en macro et en micro-éléments ainsi que leur forme. Les facteurs externes sont la lumière, la concentration en oxygène et en gaz carbonique dissous, la température, la concentration en oligo-éléments, en substances nutritives et en minéraux ainsi que la présence de matière organique dissoute.

Les produits extracellulaires sont libérés par des cellules vivantes et intactes; la formation et l'abondance relative de ces produits sont contrôlés par trois mécanismes (Fogg, 1971);

- les métabolites intermédiaires passent à travers la membrane cellulaire qui leur est perméable;
- le métabolisme est orienté vers un sous-produit (par exemple l'éthanol dans le cas des levures de fermentation alcoolique);
- les cellules produisent du matériel encapsulé qui est libéré par hydrolyse ou par pinocytose inversée.

La nature de ces produits est très variable; on retrouve des acides organiques, des acides aminés ou peptides, des glucides, des vitamines, des substances auto-inhibitrices, des antibiotiques, des toxines et des enzymes. On a démontré que le taux des pertes extracellulaires est relié au taux d'incorporation du carbone et évidemment aux conditions qui l'influencent telles que l'intensité lumineuse (Watt, 1966). De son côté, l'assimilation du carbone organique dissous est fonction du taux d'excrétion (phytoplancton) et du taux d'assimilation (bactéries) (Saunders, 1972a). Hough

et Wetzel (1975) affirment qu'une fraction appréciable de la matière organique d'origine biosynthétique est libérée en automne durant la sénescence annuelle des macrophytes via le phénomène de lyse ou d'autolyse.

La lyse peut être provoquée par des forces physiques dues à la pression osmotique ou par le contact de la paroi cellulaire de la bactérie avec la paroi cellulosique de l'organisme autotrophe. Par exemple, le contact algue-bactérie est nécessaire à la lyse d'algues bleu-vertes et ce contact est maintenu après la lyse et la libération consécutive du contenu protoplasmique et des vacuoles (Daft *et al.* 1973). D'autre part, la fonction autolytique, bien connue chez les animaux (lysosomes actifs; de Duve, 1963), semble aussi exister chez les autotrophes; toutefois, son mécanisme n'est pas encore très explicité.

Excrétion et défécation

L'excrétion et la défécation chez les organismes pluricellulaires peuvent contribuer de façon significative à la production de matière organique dissoute; évidemment, cette contribution n'est importante que pour certains types de matière organique qui ne sont pas produits par les autotrophes ou par les microorganismes ne faisant pas partie de la flore intestinale des différentes espèces d'organismes pluricellulaires. En effet, la biomasse des organismes supérieurs (zooplancton, invertébrés et poissons) est généralement faible par rapport à la biomasse totale supportée par l'hydrosphère dans la zone euphotique; cependant, l'importance relative de la contribution à la production de matière organique par ce groupe d'organismes est conditionnée par la structure de l'écosystème.

Le processus de production de matière organique par la biomasse des organismes hétérotrophes pluricellulaires est schématisé à la figure 4.2.1.

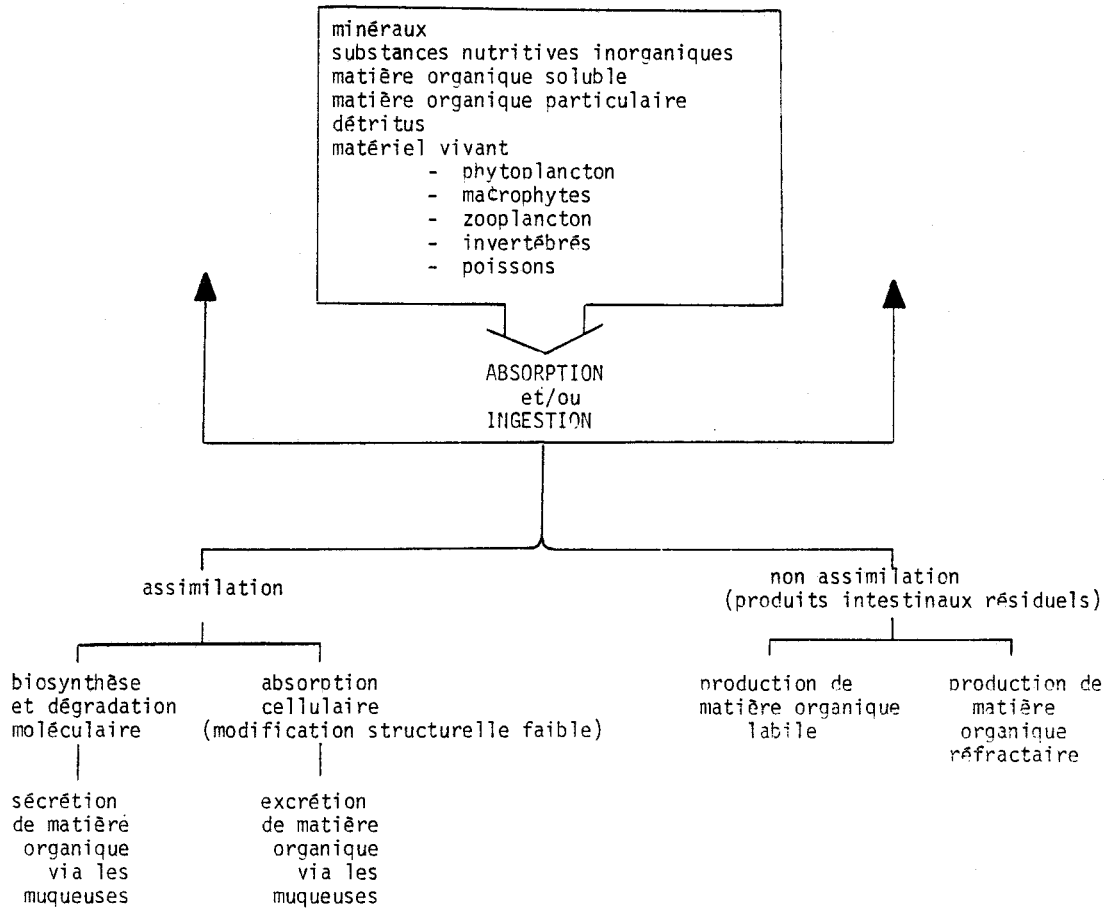


Fig. 4.2.1 Schéma du processus de production de la matière organique.

Biodégradation

La biodégradation s'effectue sur les détritux, sur la matière particulaire organique ainsi que sur la matière organique dissoute d'origine allochtone et autochtone. Les produits de la biodégradation correspondent à la matière organique particulaire vivante et non-vivante, des minéraux et de la matière organique réfractaire et labile. Les produits de dégradation des algues dépendront du type d'algue, de sa composition, des conditions physico-chimiques prévalant durant la biodégradation. Par exemple, dans certains cas, on a remarqué qu'une teneur initiale élevée en protéines et lipides favorise la décomposition tandis qu'une teneur initiale élevée en carbohydrates la ralentit (Barrow et Foree, 1970). La biodégradation peut s'effectuer en conditions anaérobies et aérobies selon des voies métaboliques très différentes. Ainsi, Otsuki et Hanya (1972a et b) ont montré que le taux de production de la matière organique dissoute est quatre fois supérieur en conditions anaérobies qu'en conditions aérobies; par contre, ils ont aussi établi que le taux de disparition de la matière organique particulaire en conditions anaérobies n'est que deux fois (plutôt que 4 fois comme on pourrait s'y attendre) plus grand que le taux de disparition en conditions aérobies. Ceci montre clairement l'impact quantitatif sur la matière organique produite dans les voies métaboliques utilisées dans la biodégradation. Cependant, quelque soient les conditions de biodégradation, la matière organique réfractaire est de l'ordre de 20% de la production totale.

Sous nos latitudes, la végétation terrestre est assujettie aux cycles saisonniers. La chute des feuilles en automne constitue un apport allochtone important; les débris végétaux jonchant le sol entrent alors rapidement dans une phase de dégradation microbienne. La lyse des cellules libère de la matière organique soluble (5 à 20% de la réserve totale) constituée principalement de glucides, de phénols, d'acides organiques et d'une quantité moindre de protéines et d'acides aminés (McConnell, 1968; Kaushik et Hynes, 1971). Ces substances sont entraînées par les eaux de ruissel-

lement vers les eaux de drainages où elles sont utilisées dans le métabolisme microbien; les débris organiques peuvent être aussi entraînés vers les eaux de surface où ils pourront sédimenter et entrer dans le processus de biodégradation aérobie ou anaérobie.

Quant aux débris organiques résiduels (résistant à la biodégradation rapide), ils seront "colonisés" lentement par les champignons (Wetzel et Manny, 1972 a et b). La cinétique de la décomposition (lyse, biodégradation et colonisation) est conditionnée par la composition des débris organiques, la température ambiante, la disponibilité en oxygène, en nitrate, en ammoniac, en phosphates et en oligo-éléments; de plus, les facteurs physiques et chimiques pouvant affecter la composition de la microflore dans le milieu telle que la turbulence et la composition chimique du milieu-support agiront sur la cinétique de biodégradation.

4.2.2 Evolution de la matière organique dissoute

La matière organique dissoute synthétisée par les organismes terrestres (allochtones) et aquatiques (autochtones) est constituée par une phase organique labile et une phase organique de type réfractaire. Son évolution est conditionnée par des réactions de nature physico-chimique et biochimique.

A) Mécanismes physico-chimiques

Parmi les mécanismes d'évolution les plus importants, mentionnons l'adsorption et la co-précipitation, l'aérosolisation et l'évaporation.

L'adsorption et la co-précipitation surviennent en présence de particules inorganiques telles que les argiles, l'hydroxyde de fer, le carbonate de calcium, etc. Par exemple, Otsuki et Wetzel

(1973) ont montré que des quantités importantes de matière organique disparaissent par ce processus dans les lacs où la concentration en carbonate de calcium est élevée. A l'apparition de la matière organique dans le milieu aquatique, le mécanisme de précipitation prédomine sur le mécanisme de dégradation bactérienne en raison de la cinétique de la réaction physico-chimique. Le taux de précipitation sera d'autant plus élevé que la concentration en ions tels que Ca^{++} est grande et que la turbulence qui facilite le contact moléculaire est prononcée dans le milieu; de son côté, la séquence de la précipitation sera influencée par le pH des eaux (Lush et Hynes, 1973).

L'aérosolisation est un mécanisme naturel efficace dans l'enlèvement des films organiques à la surface des eaux; il résulte du pétilllement des bulles des gaz produites dans le milieu par le métabolisme des organismes aquatiques ou par l'aération des eaux résultant de la turbulence superficielle et de la dissolution des gaz atmosphériques. Ce sont surtout la matière organique polaire et les sels dissous qui sont alors préférentiellement éjectés dans l'atmosphère (Baier, 1972). L'aérosolisation de la matière organique se produit en présence de fines particules présentes dans le voisinage de l'interface bulle-eau, lesquelles deviennent une partie des noyaux de condensation autour desquels les fines gouttelettes d'eau se formeront; la compression de surface qui prévaut lors de la formation des gouttelettes d'eau occasionne une structuration permanente et presque instantanée de la matière organique autours des noyaux de condensation qui, ainsi enrobés, résistent à l'attaque acide (McIntyre, 1974).

L'évaporation de la matière organique est prédominante pour la matière de faible poids moléculaire et volatile aux températures ambiantes.

La photooxydation est une réaction physico-chimique affectant la matière organique qui se trouve dans les premiers centimètres en surface des eaux; toutefois, malgré l'abondance et la diversité de la matière organique superficielle, l'importance quantitative de ce phénomène n'est pas connue (McIntyre, 1974).

B) Mécanismes biochimiques

L'action biologique sur la matière organique est généralement plus importante sur la structure moléculaire que les réactions de type physico-chimique. Le destin ultime de la matière organique est, après avoir été assimilé et métabolisé par le vivant aquatique, la minéralisation (transformation en sels et en gaz carboniques) et l'accroissement de la phase organique non biodégradable.

L'assimilation peut se faire de deux façons: la matière organique est assimilée directement sous forme dissoute par les microorganismes ou sous forme particulaire par les organismes hétérotrophes unicellulaires ou pluricellulaires.

Les bactéries et les algues sont responsables de la circulation métabolique de 90% de la matière organique. Par exemple, dans le cas du glucose, l'assimilation sera prédominante via les mécanismes de diffusion simple chez les algues quand les concentrations sont élevées; d'autre part, l'assimilation sera prédominante via les mécanismes actifs (diffusion facilitée, transport actif, etc.) chez les bactéries quand les concentrations sont faibles (Saunders, 1972b et 1972c).

Selon les types de microorganismes, on observe une assimilation de matière organique de type particulaire (macro-transfert) ou de type dissous (micro-transfert). Les "macro-transferts" sont caractéristiques des protozoaires qui peuvent ingérer des molécules intactes sous forme solide, par phagocytose ou des macro-

molécules hydrophiles par pinocytose. Les "micro-transferts" sont caractéristiques des bactéries qui assimilent directement à travers les parois cellulaires les molécules de poids moléculaires moyen et faible. Dans les cas de molécules à poids moléculaire élevé, l'assimilation de la matière organique ne peut se réaliser directement à travers la membrane cellulaire; cette matière doit au préalable être hydrolysée en ses monomères constituants ou encore en molécules assimilables.

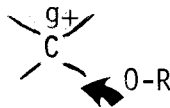
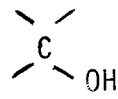
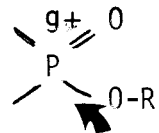
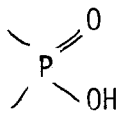
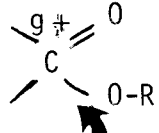
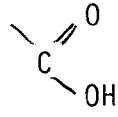
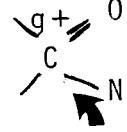
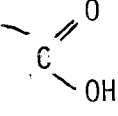
Ces hydrolyses sont de nature enzymatique; les principaux types de réactions enzymatiques hydrolytiques sont décrits au tableau 4.2.1. Ces réactions enzymatiques sont "omniprésentes"; l'activité des amidases, par exemple, peut être mise en évidence par le rapport $\left(\frac{\text{ACIDES AMINES LIBRES}}{\text{ACIDES AMINES COMBINÉS}} \right)$ qui est de l'ordre de

0.1 dans le milieu malgré l'utilisation rapide des acides aminés libres (Croll, 1972). La matière organique réfractaire est assujettie à des réactions enzymatiques lentes. Par opposition à la cellulose dont les liaisons inter-monomères sont identiques, la lignine, par exemple, présente un désordre structurel qui augmente la nécessité de contacts moléculaires multiples avec différents sites enzymatiques; il en découle une cinétique de réaction lente caractéristique de la matière organique réfractaire en général.

Les bactéries responsables de la dégradation moléculaire assimilent la majeure partie des monomères ou polymères de faible poids moléculaire; ces molécules réagissent avec la paroi cellulaire et le milieu intracellulaire et sont intégrées aux fonctions anaboliques ou cataboliques de la bactérie.

La matière organique dissoute peut servir de matière première en fournissant des molécules intactes susceptibles de se joindre aux voies biosynthétiques de l'organisme (ex.: des acides aminés vers les protéines) ou de devenir des sources d'énergie

Tableau 4.2.1 Types principaux de réactions enzymatiques provoquant l'hydrolyse de la matière organique.

TYPE D'ENZYME	SUBSTRAT	LIEN HYDROLYSÉ	PRODUITS
OSIDASE	POLYSACCHARIDES		 + R - OH
PHOSPHATASE	ORGANO-PHOSPHORÉS		 + R - OH
ESTÉRISE	LIPIDES		 + R - OH
AMIDASE	PROTÉINES		 + HN

utilisables dans le métabolisme basal de l'organisme (ex.: des polymères de faible poids moléculaire vers l'acétyl-coenzyme A avec libération d'énergie). Une vue globale du métabolisme est schématisée à la figure 4.2.2.

De son côté, la matière organique dissoute provenant de produits non-naturels sera biodégradable si sa structure peut être modifiée pour entrer dans le métabolisme de l'organisme. Cette transformation, souvent rendue possible par induction, rendra la matière organique synthétique non-naturelle semblable à un métabolite normal; l'induction enzymatique est provoquée par la présence du substrat de structure nouvelle.

La qualité de l'adaptation a une influence sur le taux de biodégradation de la matière organique synthétique; ainsi, la vitesse de la réaction est conditionnée par l'activité de l'enzyme, le nombre de molécules d'enzyme, le nombre de rencontres moléculaires enzyme-substrat et la disparition des métabolites intermédiaires.

4.2.3 Cycle de la matière organique dans l'hydrosphère

Le cycle de la matière organique peut être perçu globalement en considérant ses mécanismes de production (photosynthèse et biosynthèse), d'évolution (transformations physiques, chimiques et biologiques), de minéralisation (respiration aérobie et métabolisme anaérobie) et d'accumulation sous forme de matière organique réfractaire (lignine, acides humiques, hydrocarbures, etc.). Il peut aussi être perçu plus spécifiquement et plus quantitativement en suivant l'évolution des principaux éléments qui constituent la matière organique et qui jouent un rôle énergétique majeur dans le métabolisme du vivant; parmi ces éléments, les plus importants sont le carbone, l'azote et le phosphore.

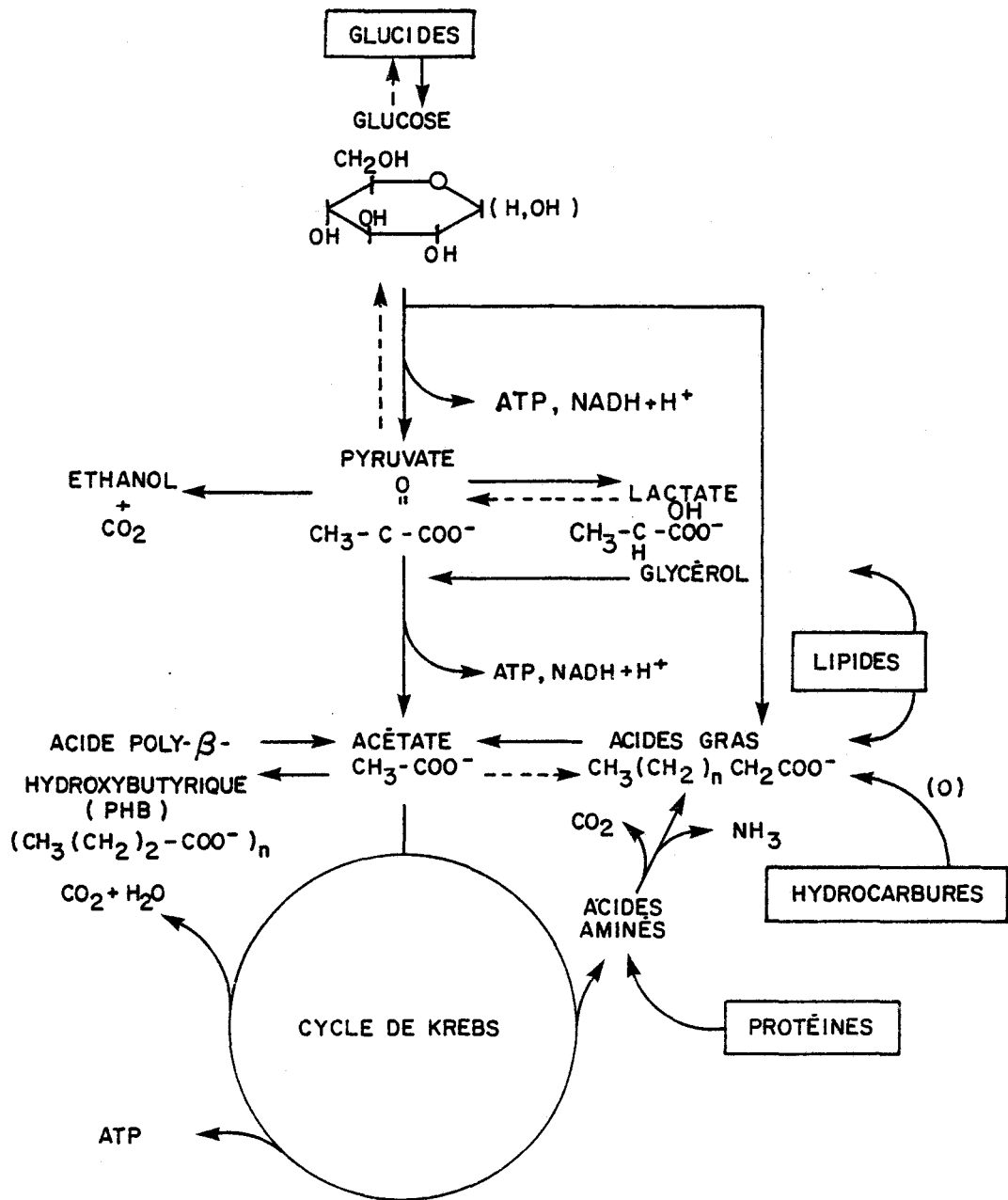


Fig . 4. 2.2 . Schéma global du métabolisme des glucides, des lipides, des protéines et des produits naturels.

A) Cycle du carbone

Le carbone est l'élément du cycle de la matière organique le plus important en terme de flux de matière. Le flux de carbone dans la géosphère peut être représenté par un schéma des échanges entre les principaux réservoirs de carbone (figure 4.2.3); le carbone inorganique se retrouve principalement sous forme de gaz carbonique dans l'atmosphère et sous forme de carbonates solubles et insolubles dans l'hydrosphère et la lithosphère tandis que le carbone organique se retrouve principalement dans la biosphère sous forme vivante ou de détritits et dans la lithosphère sous forme d'hydrocarbures.

On reconnaît sur la figure 4.2.4 les deux grands types de carbone organique: le carbone organique dissous et le carbone organique particulaire. En rivière comme en système lacustre, ces deux systèmes sont alimentés par des sources autochtones et allochtones; les mécanismes biomoléculaires sont responsables de la majorité des échanges entre la phase particulaire et la phase dissoute de la matière organique. Ainsi, le phytoplancton produit du carbone organique dissous par excrétion ou via la lyse cellulaire et peut en absorber directement pour l'incorporer à son métabolisme; d'autre part, la mort de ces organismes constitue un apport direct important au système du carbone organique particulaire. Similairement, les bactéries utilisant le carbone organique dissous et dégradant le carbone organique particulaire contribuent de façon importante par leur métabolisme au système de carbone organique particulaire (mort, décomposition passive). Le zooplancton, à son tour, absorbe et secrète du carbone organique dissous et, via la décomposition passive (processus physiques et chimiques) et la décomposition active (processus biochimiques) à la mort de ces organismes, il contribue aux apports de carbone organique dissous et de carbone organique particulaire. Le phytoplancton, les bactéries et le zooplancton, à cause de leur remplacement ("turn over") biologique élevé et de la prédominance

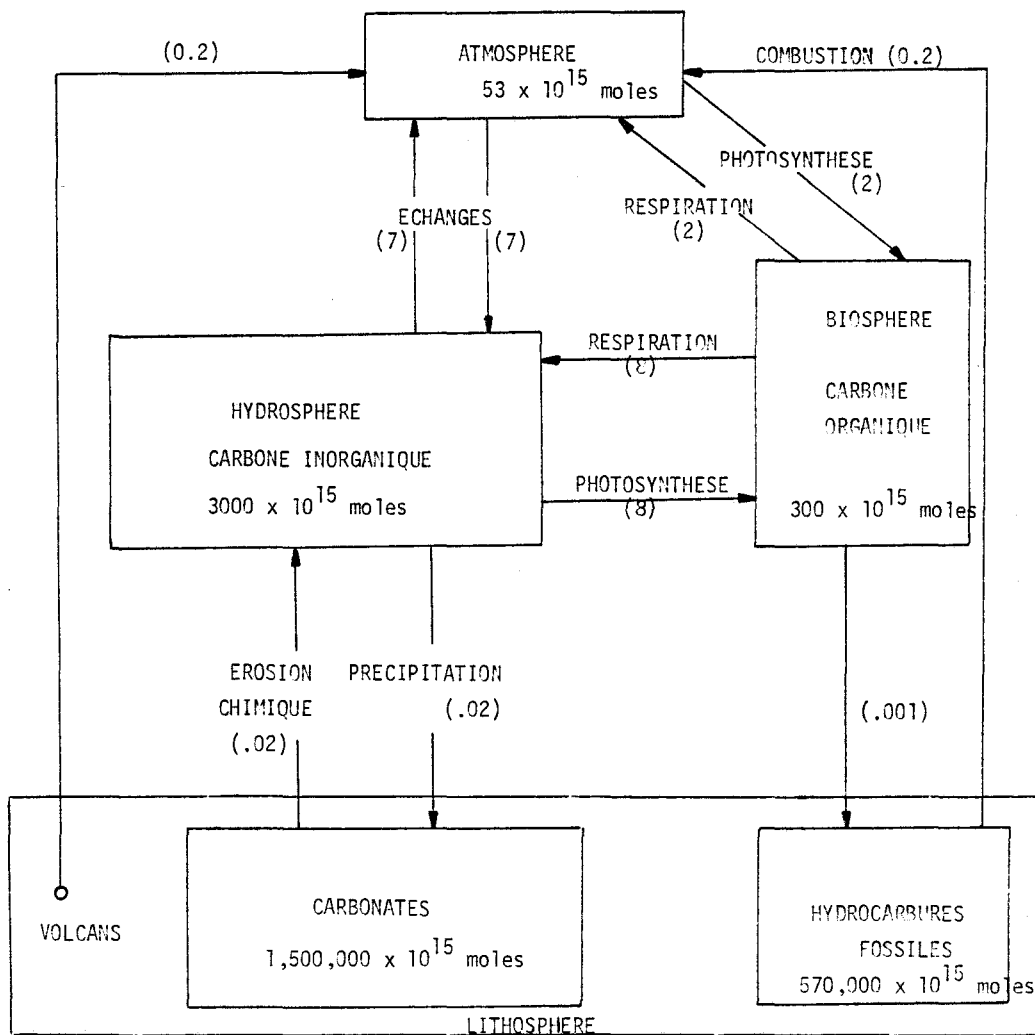


Fig. 4.2.3 Flux de carbone dans le milieu naturel (d'après Stum et Morgan, 1970). Les valeurs entre parenthèses indiquent le taux de circulation du carbone exprimé comme 10^{15} mole/année.

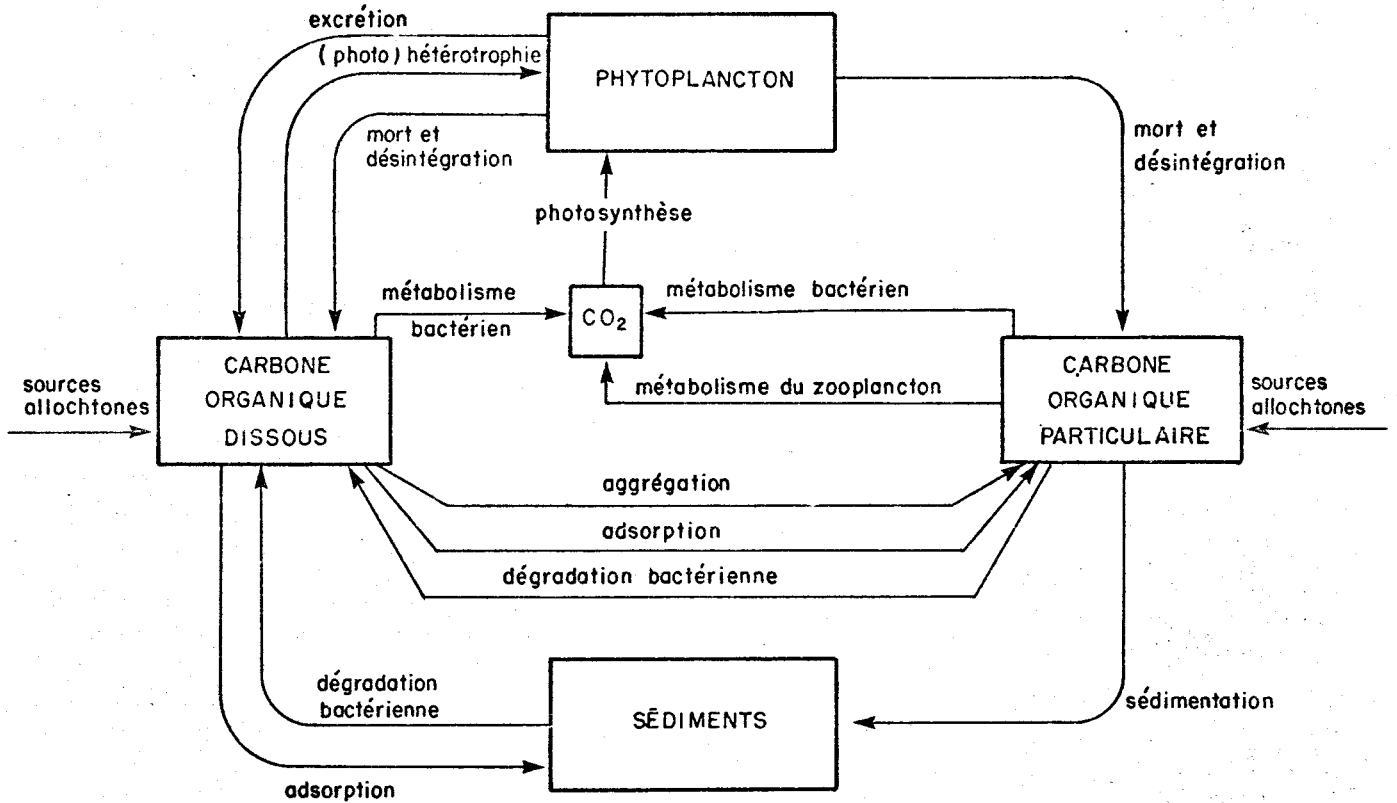


Fig. 4.2.4 Cycle du carbone (d'après Wangersky, 1972)

de leur biomasse dans l'écosystème aquatique (98%) dominant largement dans les mécanismes de transfert de carbone entre le réservoir organique particulaire et le réservoir organique dissous.

A titre d'exemple, afin de montrer l'importance de la quantité de carbone circulant dans l'écosystème aquatique par rapport à la quantité totale de carbone contenue dans les différents réservoirs, considérons le flux de carbone déterminé pour un écosystème lacustre par Saunders (1971) (voir figure 4.2.5). On constate à l'examen de ce schéma que les valeurs de transfert du carbone organique (taux d'entrée dans un compartiment) vers les compartiments vivants (phytoplancton, zooplancton et bactéries) sont plus élevées que la quantité totale de carbone dans ces compartiments; par exemple, il entre 806 µg/litre-jour de carbone dans le "compartiment zooplancton" qui ne contient en réserve que 438 mg/litre de carbone. Les figures 4.2.6 a et b comparent la réserve en carbone de chacun des compartiments avec les valeurs de transfert (taux d'entrée) du carbone pour chacun d'entre eux; les rapports $\frac{\text{taux d'entrée en C}}{\text{réserve en C}}$ sont les suivants: (Saunders, 1971):

Bactéries:	7.4
Zooplancton:	1.8
Algues:	0.6* (deux valeurs sont manquantes).

Les bactéries ont un "turn over" en carbone plus élevé et, malgré leur faible biomasse, elles jouent un rôle dans le transfert du carbone d'un compartiment à un autre.

B) Cycle de l'azote et du phosphore

L'azote et le phosphore sont associés au carbone dans la structuration de la matière organique; l'unité moléculaire globale du vivant peut, s'exprimer ainsi: $H_{29600}O_{14800}C_{14800}N_{160}P_{188}S_{10}$ tandis que l'unité moléculaire de la matière végétale s'exprimerait comme suit: $C_{106}H_{181}O_{45}N_{16}P$ (Anonyme, 1970b). L'azote et le phosphore

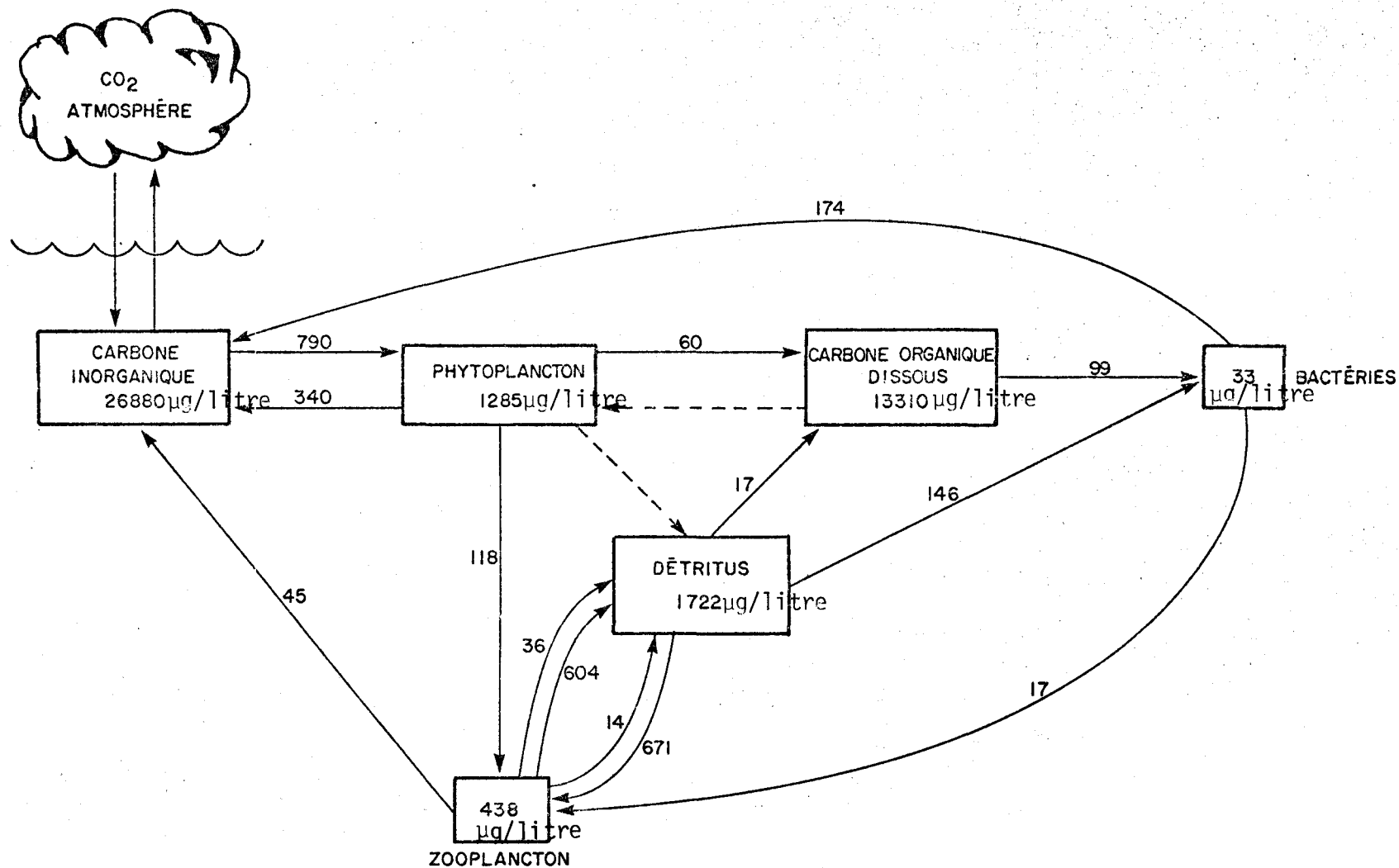


Fig. 4.2.5 Flux de carbone dans un écosystème lacustre; les valeurs de transfert sont en µg de C par litre et par jour (d'après Saunders, 1972c).

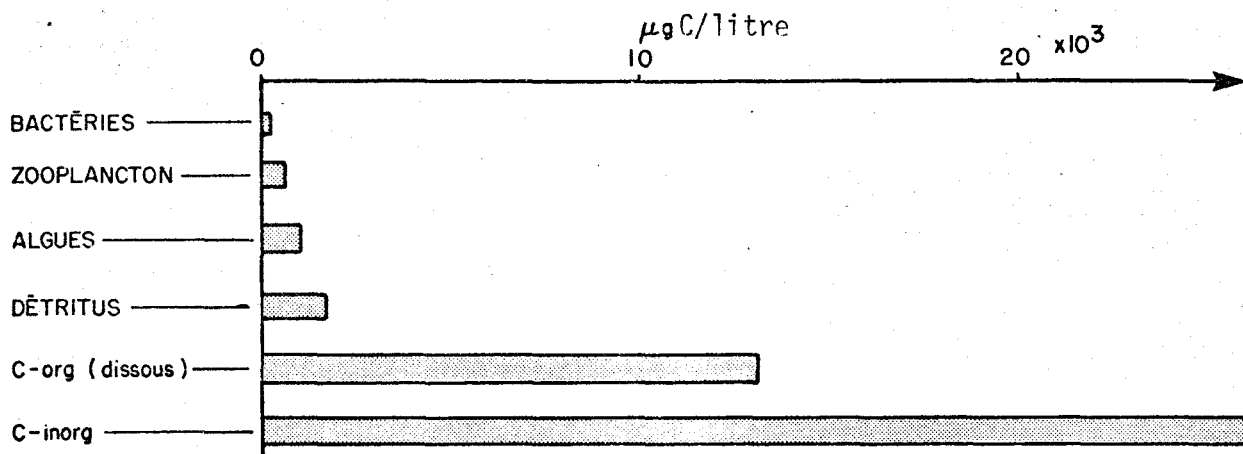


Figure 4.2.6 a Concentration initiale de carbone des compartiments du système au lever du soleil (d'après Saunders, 1971).

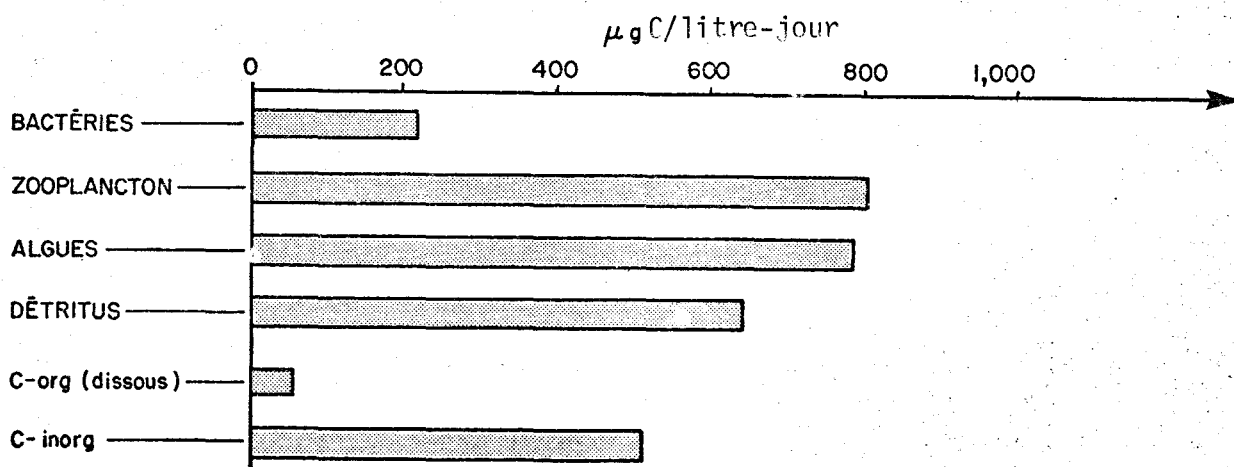
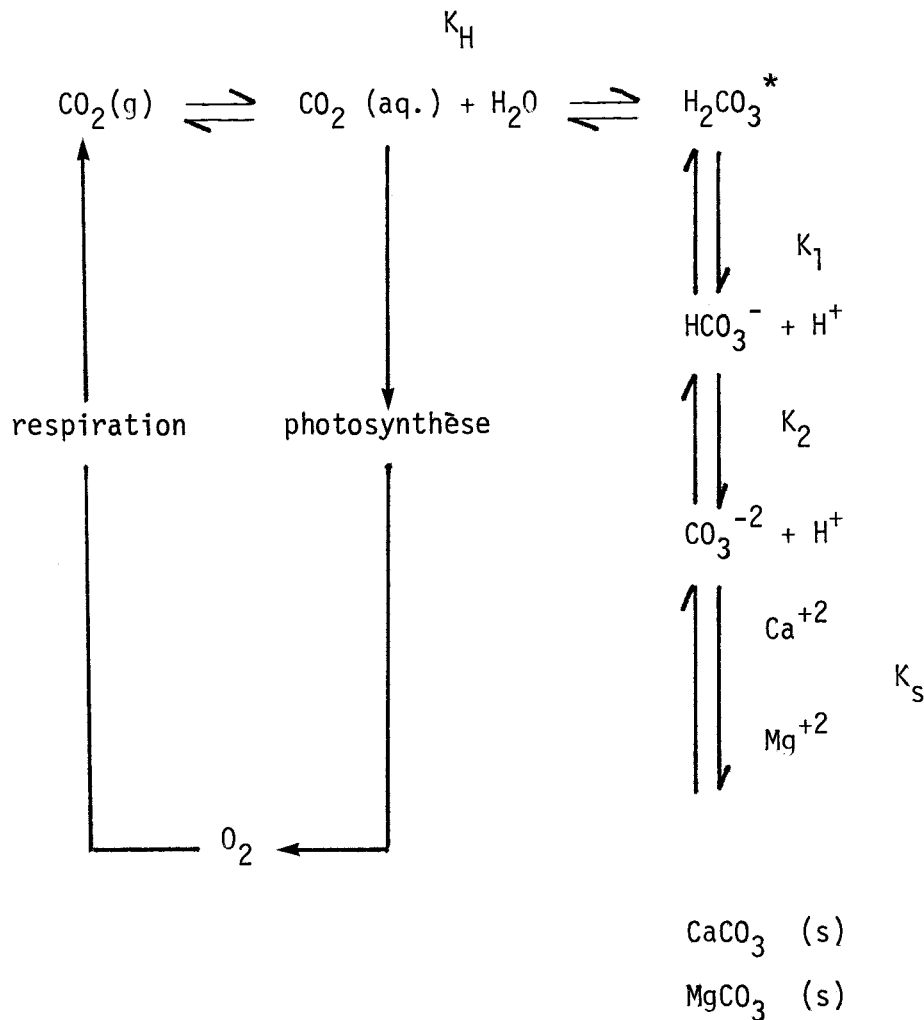


Figure 4.2.6 b Taux d'entrée du carbone dans les compartiments du système (d'après Saunders, 1971).

sont donc incorporés au flux de la matière organique comme éléments métaboliques actifs; essentielle au métabolisme du vivant, leur présence dans le milieu aquatique est considérée comme critique dans les mécanismes de production de la matière organique dissoute ou particulaire. Les cycles de l'azote et du phosphore sont schématisés à la figure 4.2.7 et 4.2.8.

4.3 CARBONE INORGANIQUE

Le système des carbonates et du CO_2 est sûrement l'un des plus importants dans les eaux naturelles. Il touche plusieurs aspects des sciences de la terre (météorologie, géologie, limnologie) et de l'écologie (productivité, respiration). On peut le décrire simplement de la façon suivante:



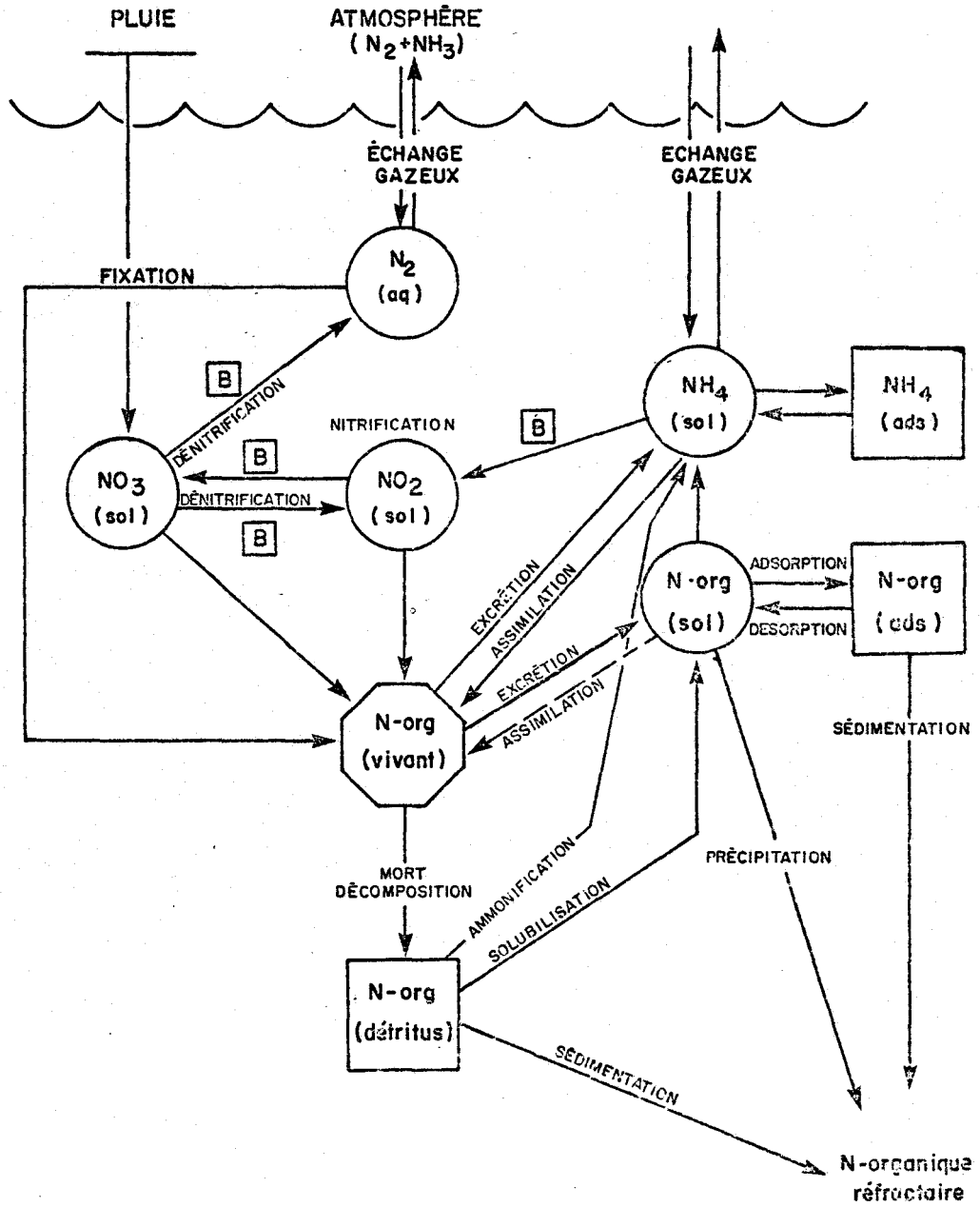


Fig. 4.2.7. Cycle de N (d'après Campbell, 1975)

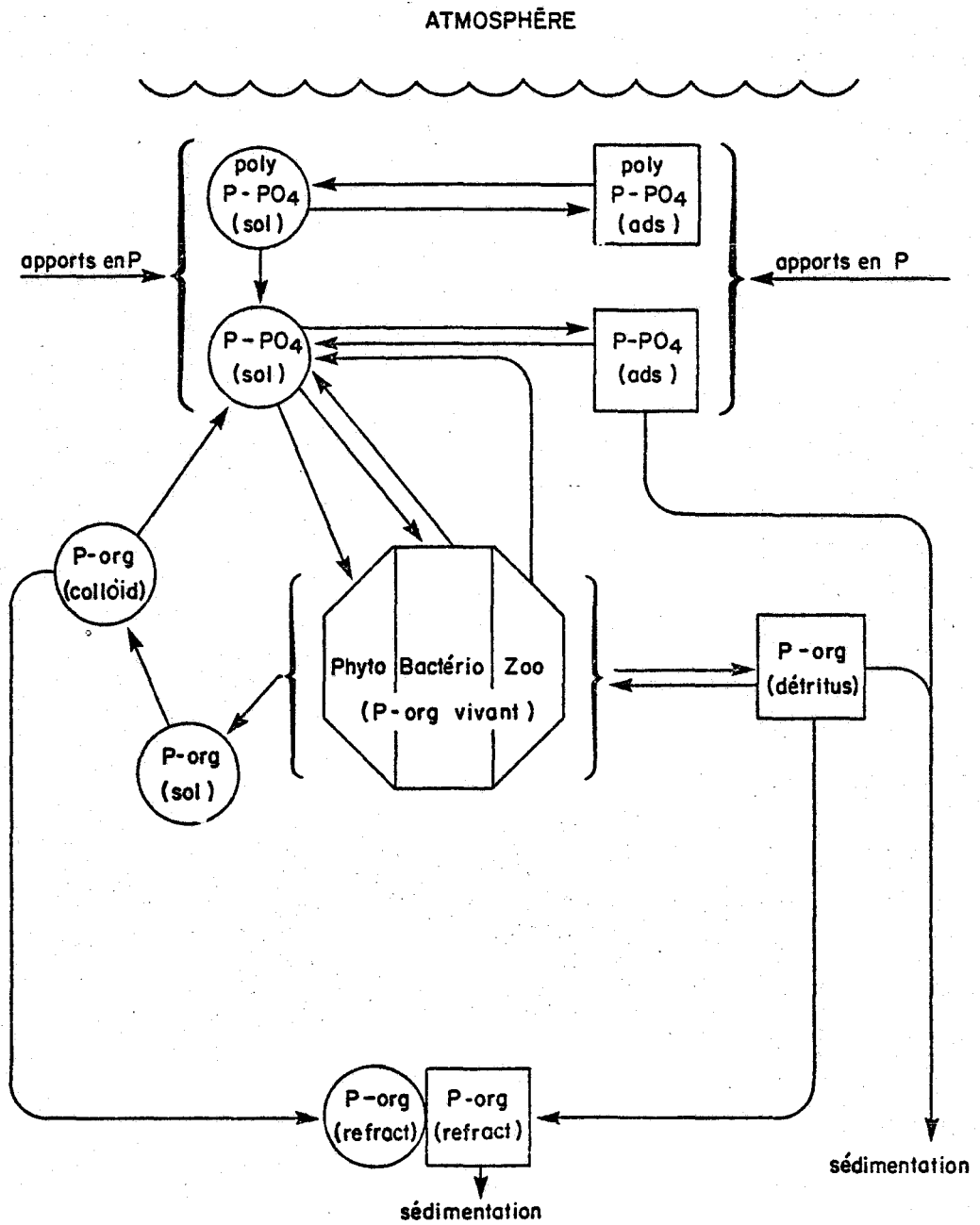


Fig. 4.2.8 Cycle du P (d'après Rigler, 1964).

Le CO_2 présent dans l'atmosphère provient surtout des combustions, de la respiration, de l'oxydation de la matière organique ainsi que de l'action des volcans. L'atmosphère sert de réservoir de CO_2 (g) pour les échanges avec l'eau.

Le CO_2 dissous dans l'eau forme un acide, H_2CO_3 , qui réagit avec les sols et les roches et participe ainsi aux processus de solubilisation. Les espèces carbonatées participent à des réactions acide-base homogènes ou hétérogènes ainsi qu'à des réactions d'échange avec la lithosphère et l'atmosphère. Ces réactions sont importantes pour régulariser le pH et la composition des eaux naturelles.

Les interactions des espèces carbonatées avec l'atmosphère ainsi qu'avec les autres espèces en solution sont complexes. Pour mieux comprendre le système, on peut cependant proposer des modèles d'équilibre thermodynamique qui permettent de prédire ce qui se produit en nature. Si on isole l'eau des sédiments, on peut considérer deux modèles thermodynamiques; un système en contact avec l'atmosphère et un système isolé de l'atmosphère (Stumm et Morgan, 1970).

Les modèles thermodynamiques ou leur représentation graphique sont utiles pour comprendre plusieurs caractéristiques des eaux. Pour simplifier l'écriture, les corrections des constantes d'équilibre pour la température et pour la force ionique ne sont pas incluses dans ce texte. On doit cependant se rappeler que ces corrections doivent être apportées si on veut effectuer un calcul rigoureux.

4.3.1 Système en contact avec l'atmosphère

Le modèle prédécrit représente, par exemple, une eau de rivière ou de lac bien agitée et en contact avec l'atmosphère. Le CO_2 de l'atmosphère se dissout dans l'eau pour former l'acide carbonique H_2CO_3 qui se dissocie en HCO_3^- et CO_3^{2-} suivant le pH.

On peut représenter graphiquement le log de la concentration des espèces carbonatées en fonction du pH pour une solution en équilibre avec l'atmosphère ($P_{CO_2} = 10^{-3.5}$ atm). Il s'agit d'utiliser les expressions des constantes d'équilibre K_H , K_1 , et K_2 données au tableau 4.3.1. On obtient, après substitution:

$$\left[H_2CO_3^* \right] = K_H P_{CO_2} \quad (4.3.1)$$

$$\left[HCO_3^- \right] = \frac{K_1 K_H P_{CO_2}}{H^+} \quad (4.3.2)$$

$$\left[CO_3^{-2} \right] = \frac{K_H K_1 K_2 P_{CO_2}}{H^+{}^2} \quad (4.3.3)$$

Connaissant les valeurs des constantes d'équilibre et de P_{CO_2} ($10^{-3.5}$ atm), on peut tracer le log des différentes espèces en fonction du pH, tel qu'illustré à la figure 4.3.1a.

Le carbone inorganique total, C_I est la somme des espèces carbonatées:

$$C_I = \left[H_2CO_3 \right] + \left[HCO_3^- \right] + \left[CO_3^{-2} \right] \quad (4.3.4)$$

Il est également représenté à la figure 4.3.1a.

Le pH d'une solution aqueuse pure de CO_2 est défini par la condition d'électroneutralité:

$$\left[H^+ \right] = \left[HCO_3^- \right] + 2 \left[CO_3^{-2} \right] + \left[OH^- \right] \quad (4.3.5)$$

On peut lire, à la figure 4.3.1b, que cette condition se réalise à pH = 5.7. Si on garde $P_{CO_2} =$ constante, la seule façon de changer le pH consistera à ajouter une base ou un acide à la solution. C'est ce qui se passe, par exemple, lorsque l'eau de pluie

TABLEAU 4.3.1 Equilibre homogène des espèces carbonatées

Réaction	Expression de la constante d'équilibre	log K à 25°C et à dilution infinie**
(1) $\text{CO}_2(\text{g}) + \text{H}_2\text{O} = \text{H}_2\text{CO}_3^*$	$K_H = \frac{[\text{H}_2\text{CO}_3]}{P_{\text{CO}_2}}$	- 1.47
(2) $\text{H}_2\text{CO}_3^* = \text{HCO}_3^- + \text{H}^+$	$K_1 = \frac{[\text{HCO}_3^-] [\text{H}^+]}{[\text{H}_2\text{CO}_3]}$	- 6.35
(3) $\text{HCO}_3^- = \text{CO}_3^{2-} + \text{H}^+$	$K_2 = \frac{[\text{CO}_3^{2-}] [\text{H}^+]}{[\text{HCO}_3^-]}$	-10.33
(4) $\text{H}_2\text{O} = \text{H}^+ + \text{OH}^-$	$K_W = [\text{H}^+] [\text{OH}^-]$	-14.00
<p>* H_2CO_3 se rapporte à la somme des espèces dissoutes H_2CO_3 et $\text{CO}_2(\text{aq.})$ Comme $[\text{H}_2\text{CO}_3] \ll [\text{CO}_2(\text{aq})]$, $[\text{H}_2\text{CO}_3]$ est pratiquement égal à $[\text{CO}_2(\text{aq})]$.</p> <p>** On doit noter que K est fonction de la température et de la force ionique.</p>		

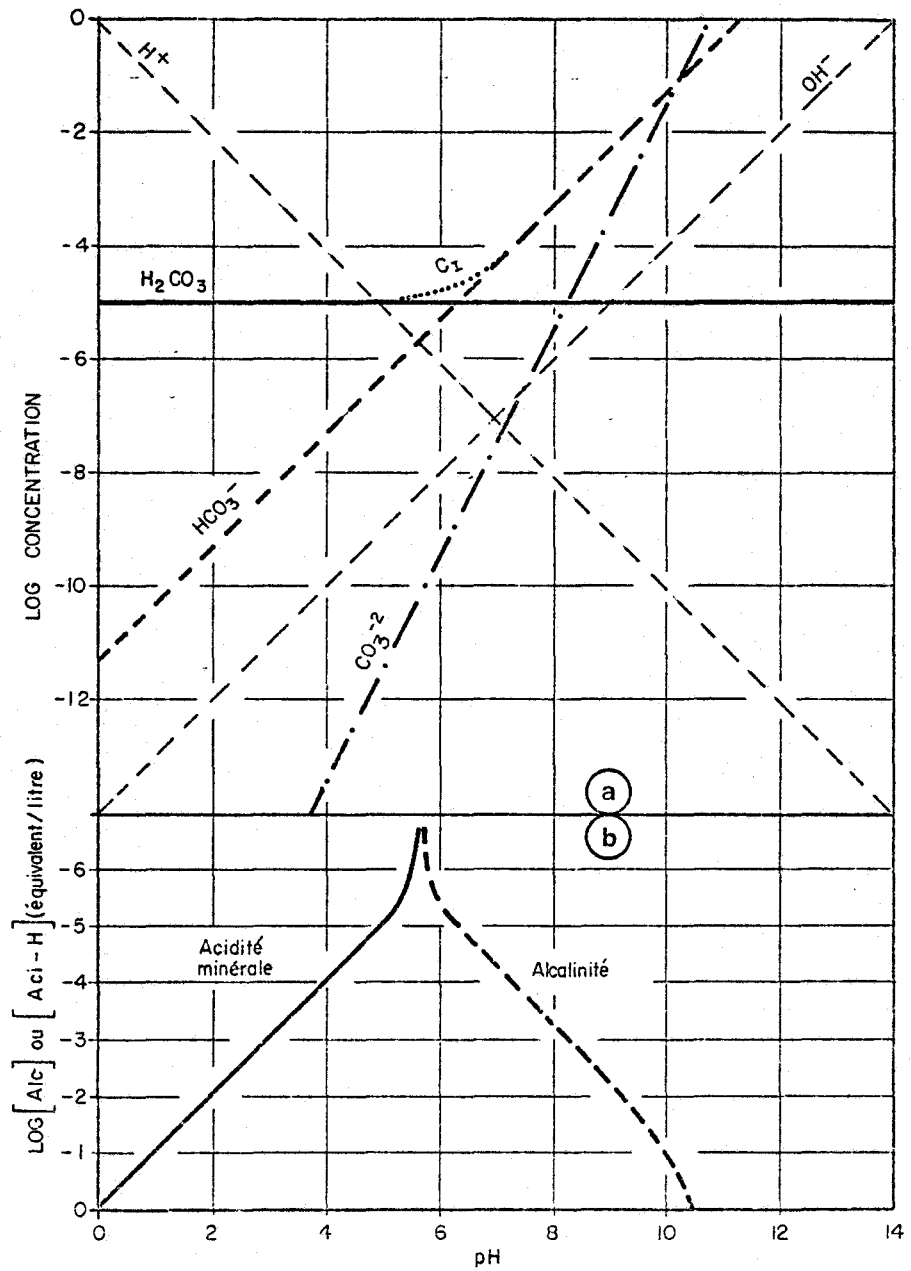


Fig. 4.3.1. Equilibre des carbonates dans un milieu ouvert à l'atmosphère.
 a : Distribution des espèces carbonatées en fonction du pH.
 b : Représentation de l'acidité minérale et de l'alcalinité en fonction du pH.

réagit avec les roches.

4.3.2 Système isolé de l'atmosphère

Le modèle représente une eau d'une couche profonde d'un lac ou une eau souterraine coupée de tout contact avec l'atmosphère ou un échantillon d'eau dans une bouteille où l'on évite tout échange avec l'atmosphère. En utilisant l'équation (4.3.4) ainsi que les expressions de K_1 et K_2 données au tableau 4.3.1, on peut exprimer les espèces carbonatées comme suit:

$$\left[\text{H}_2\text{CO}_3 \right] = \frac{C_I \left[\text{H}^+ \right]^2}{\left[\text{H}^+ \right]^2 + K_1 \left[\text{H}^+ \right] + K_1 K_2} \quad (4.3.6)$$

$$\left[\text{HCO}_3^- \right] = \frac{C_I K_1 \left[\text{H}^+ \right]}{\left[\text{H}^+ \right]^2 + K_1 \left[\text{H}^+ \right] + K_1 K_2} \quad (4.3.7)$$

$$\left[\text{CO}_3^{-2} \right] = \frac{C_I K_1 K_2}{\left[\text{H}^+ \right]^2 + K_1 \left[\text{H}^+ \right] + K_1 K_2} \quad (4.3.8)$$

En fixant C_I , on peut tracer un graphique de log de la concentration des espèces carbonatées en fonction du pH, tel qu'illustré à la figure 4.3.2a, pour $C_I = 10^{-2.5} \text{M}$. Un graphique de ce type nous permet de connaître rapidement les concentrations individuelles des espèces carbonatées pour un pH et un C_I donnés. On peut aussi visualiser l'effet d'un changement de pH sur la distribution des espèces.

4.3.3 Alcalinités et acidités

Les titrages acidimétriques ou alcalimétriques d'une eau naturelle jusqu'à des points d'équivalence déterminés représentent les procédures opérationnelles ordinairement utilisées pour déterminer les alcalinités ou acidités de cette eau. Les déterminations d'alcalinités et d'acidités sont donc des mesures de la capacité que

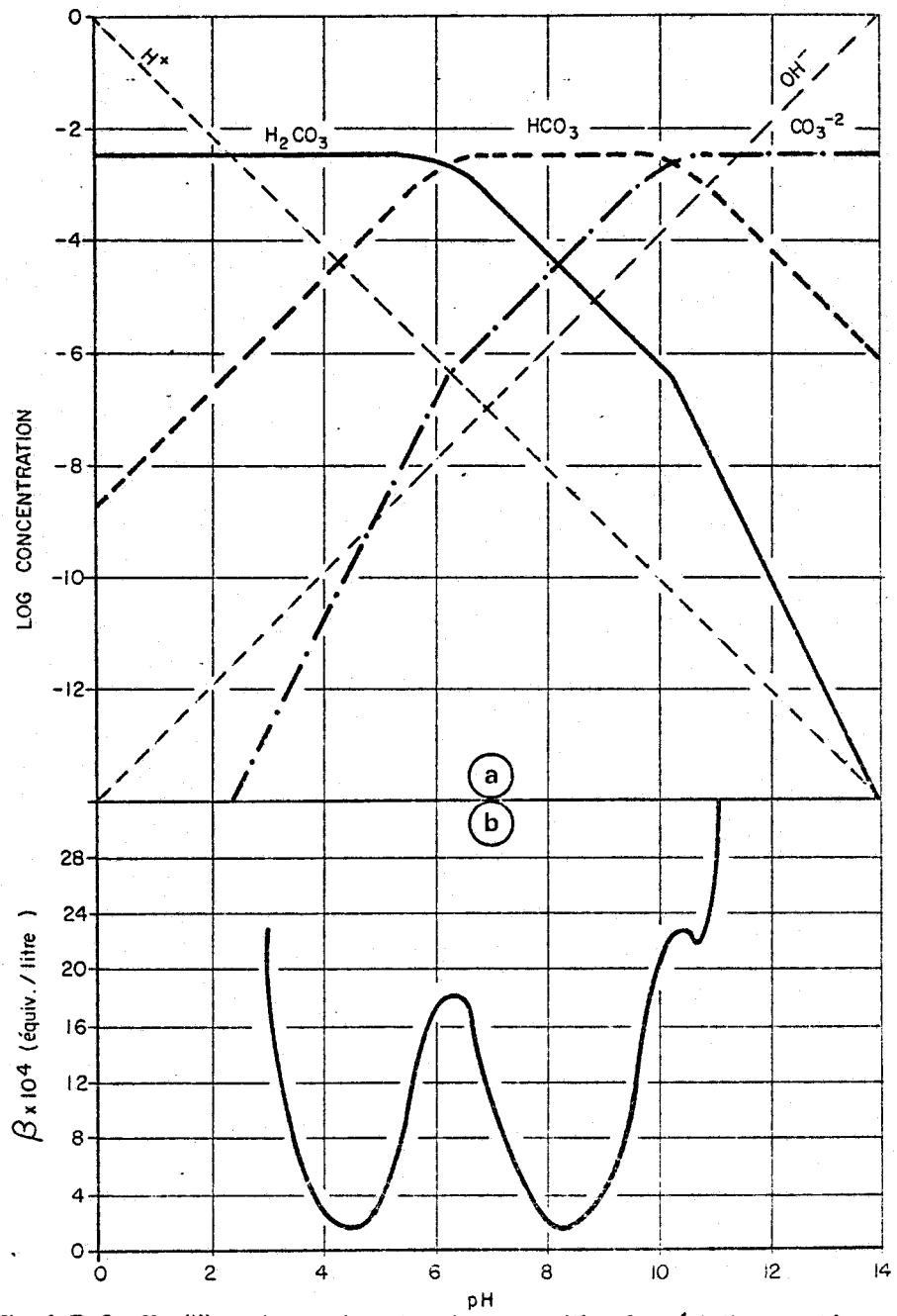


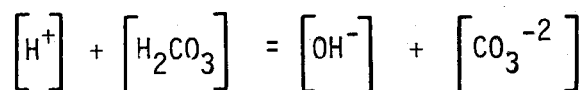
Fig.4.3.2. Equilibre des carbonates dans un milieu fermé à l'atmosphère.
 a : Distribution des espèces carbonatées en fonction du pH.
 b : Représentation de la capacité de tamponnage en fonction du pH.

possède une eau pour neutraliser un acide ou une base, sans que son pH diffère de celui du point d'équivalence.

Lorsqu'on fait les opérations de titrage sur un échantillon d'eau, on a intérêt à minimiser les échanges avec l'atmosphère; on tente de se rapprocher d'un système fermé à l'atmosphère (en agitant doucement et en effectuant les opérations rapidement et parfois sous atmosphère inerte).

Puisque le système des carbonates comporte trois points d'équivalence ($f = 0,1,2$), on peut décrire six (6) paramètres (trois acidités et trois alcalinités) tout en sachant que seulement trois de ces paramètres peuvent être mesurés sur un échantillon d'eau donné. Le tableau 4.3.2 donne ces trois types d'alcalinité et d'acidité, leur expression mathématique, leur point d'équivalence et la condition de proton* permettant de localiser sur un graphique, tel que celui de la figure 4.3.2, le pH du point d'équivalence.

* D'après la "condition de proton", le nombre de protons gagnés par rapport à un niveau de référence doit évaluer le nombre de protons perdus par rapport à ce même niveau. Le niveau de référence est représenté par les substances mises en présence. Par exemple, si on prépare une solution de NaHCO_3 dans H_2O , ces deux substances chimiques constituent le niveau de référence pour compter les excès ou déficiences en protons. Puisqu'après dissolution on obtiendra, à l'équilibre, les espèces H_2O , H_3O^+ , OH^- , H_2CO_3 , HCO_3^- et CO_3^{-2} , la condition de protons s'écrit:



A la figure 4.3.2, cette condition de protons est réalisée au point de rencontre des courbes de $[\text{H}_2\text{CO}_3]$ et $[\text{CO}_3^{-2}]$ où on lit $\text{pH} = 8.3$; c'est le pH du point d'équivalence $f = 1$ jusqu'ou on doit effectuer un titrage alcalimétrique pour obtenir l'acidité- CO_2 ou un titrage acidimétrique pour obtenir l'alcalinité- CO_3 .

On peut également utiliser des combinaisons de ces déterminations d'acidité ou d'alcalinité soit pour calculer C_I , soit pour vérifier si les déterminations sont bonnes. Par exemple, en additionnant $[Alc.]$ et $[Aci. -CO_2]$, on obtient la valeur de C_I et, en additionnant $[Alc]$ et $[Aci-H^-]$, on obtient zéro si les deux déterminations sont bonnes. Les différentes combinaisons sont regroupées au tableau 4.3.2.

Les valeurs de pH aux points d'équivalence $f=0$ (pH ≈ 4.5) et $f=2$ (pH ≈ 10.8) pour les déterminations de l'alcalinité totale et de l'acidité totale représentent les limites en dehors desquelles la plupart des processus de vie dans les eaux naturelles sont sérieusement menacés. Ce sont deux paramètres qui nous permettent d'estimer la capacité maximale d'une eau naturelle pour neutraliser des apports acides ou basiques sans entraver considérablement les activités biologiques dans le milieu récepteur.

Les différentes formes d'acidité et d'alcalinité peuvent être représentées en fonction du pH, en utilisant leur expression mathématique donnée au tableau 4.3.2. C'est ce que nous avons fait à la figure 4.3.1b, où nous avons représenté deux de ces paramètres (acidité minérale et alcalinité totale) en fonction du pH pour un système ouvert à l'atmosphère.

4.3.4 Capacité de tamponnage

La capacité de tamponnage, β , est reliée à la tendance d'une solution à changer de pH lorsqu'on lui ajoute un acide ou une base; on peut l'écrire:

$$\beta = \frac{dC_B}{dpH} = \frac{dC_A}{dpH} \quad (4.3.9)$$

où dC_A et dC_B sont respectivement les quantités d'acides ou de bases nécessaires pour reproduire un changement de pH d'une unité de pH.

TABLEAU 4.3.2 Alcalinités, acidités et leurs combinaisons

expression mathématique du paramètre	point d'équivalence	condition de proton
$[Alc.-OH] = [OH^-] - [HCO_3^-] - 2[H_2CO_3] - [H^+]$	f=2	$2[H_2CO_3^*] + [HCO_3^-] + [H^+] = [OH^-]$
$[Alc.-CO_3^{-2}] = [OH^-] + [CO_3^{-2}] - [H_2CO_3] - [H^+]$	f=1	$[H_2CO_3^*] + [H^+] = [CO_3^{-2}] + [OH^-]$
$[Alc.] = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{-2}] + [OH^-] - [H^+]$	f=0	$[H^+] = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{-2}] + [OH^-]$
$[Aci.-H^+] = [H^+] - [HCO_3^-] - 2[CO_3^{-2}] - [OH^-]$	f=0	$[H^-] = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{-2}] + [OH^-]$
$[Aci.-CO_2] = [H_2CO_3^*] + [H^+] - [CO_3^{-2}] - [OH^-]$	f=1	$[H_2CO_3] + [H^+] = [CO_3^{-2}] + [OH^-]$
$[Aci.] = 2[H_2CO_3^*] + [HCO_3^-] + [H^+] - [OH^-]$	f=2	$2[H_2CO_3] + [HCO_3^-] + [H^+] = [OH^-]$

COMBINAISONS	
$[Alc] + [Aci-H] = 0$	$[Alc] + [Aci-CO_2] = C_I$
$[Aci] + [Alc-OH] = 0$	$[Alc] + [Aci] = 2 C_I$
$[Alc-CO_3] + [Aci-CO_2] = 0$	$[Alc] - [Alc-CO_3] = C_I$
	$[Aci-CO_2] - [Aci-H] = C_I$

Il est bien connu que le système des carbonates est responsable, dans bien des cas, de la capacité de tamponnage des eaux naturelles. Pour une eau ne contenant que des espèces carbonatées, β peut s'écrire:

$$\beta = 2.3 \left\{ \left[\text{H}^+ \right] + \left[\text{OH}^- \right] + \frac{\left[\text{H}_2\text{CO}_3 \right] \left[\text{HCO}_3^- \right]}{\left[\text{H}_2\text{CO}_3 \right] + \left[\text{HCO}_3^- \right]} + \frac{\left[\text{HCO}_3^- \right] \left[\text{CO}_3^{-2} \right]}{\left[\text{HCO}_3^- \right] + \left[\text{CO}_3^{-2} \right]} \right\} \quad (4.3.10)$$

On peut donc calculer la valeur de β à partir de la figure 4.3.2a et la représenter graphiquement en fonction du pH (voir figure 4.3.2b).

4.4 COMPORTEMENT DES METAUX TRACES

Les scientifiques de l'environnement s'interrogent de plus en plus sur les effets et le rôle des métaux traces dans l'environnement aquatique et cherchent à identifier leurs effets sur la santé publique et sur la vie aquatique; en effet, certains de ces éléments traces sont nécessaires alors que d'autres peuvent être toxiques. De plus, même un élément nécessaire à de faibles concentrations peut devenir toxique ou avoir des effets nuisibles lorsqu'il est présent à des concentrations plus élevées.

Lorsqu'on parle de toxicité d'un élément trace ou de sa disponibilité biologique en général, il faut préciser sous quelles formes cet élément est présent. Un exemple typique est le cas du mercure où on a trouvé que la forme méthylée est beaucoup plus toxique que les formes inorganiques. La littérature scientifique abonde sur ce sujet et il suffira ici de citer l'ouvrage bibliographique de D'Itri (1971). Un autre exemple peut-être moins bien connu est celui du cuivre. On a trouvé (Steeman-Nielson et Wium-Andersen, 1970 et 1971) que le cuivre, sous forme ionique, (Cu^{+2}), est toxique pour certaines algues à des concentrations très faibles ($<5\mu\text{g/l}$). Par contre, en présence de ligands qui complexent le cuivre, sa toxicité est éliminée et ces mêmes algues croissent à des concentrations dépassant largement ce seuil de $5\mu\text{g/l}$.

A la lumière de ces faits, on se rend compte de l'importance de connaître sous quelles formes les métaux traces existent dans le milieu aquatique et quelles sont les lois qui régissent leur distribution sous différentes formes. On peut d'abord effectuer une division selon deux classes: les métaux en solution et les métaux liés aux sédiments. Dans la pratique, la séparation entre les deux classes se fait par moyen physique. On admet généralement que ce qui traverse un filtre de 0.45μ est "soluble". Il faut cependant admettre que c'est une séparation plutôt arbitraire puisque des particules colloïdales peuvent traverser des pores de 0.45μ .

La partie "soluble" comprend les formes ioniques ainsi que les formes complexées par des ligands inorganiques et organiques. La fraction des métaux liés aux sédiments peut être subdivisée de plusieurs façons. Gibbs (1973) les subdivise suivant la disponibilité en:

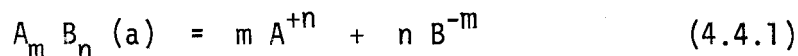
- adsorbés sur les solides; c'est une forme disponible assez facilement;
- incorporés dans la matière organique ou les hydroxydes; c'est une forme qui demande des changements chimiques avant de devenir disponible;
- constituants de la structure cristalline des solides; c'est une forme beaucoup moins disponible en nature.

Pour comprendre comment les métaux traces se répartissent selon les différentes formes énumérées, il est nécessaire de faire appel aux notions d'équilibres thermodynamiques de solubilité, de complexation et d'oxydo-réduction ainsi qu'aux phénomènes qui se passent à l'interface solide-solution comme l'adsorption spécifique, l'échange d'ions et la coagulation. C'est ce que nous examinerons brièvement dans les prochains paragraphes. Pour simplifier l'écriture, les concentrations seront utilisées au lieu des activités lorsqu'on traitera des équilibres.

4.4.1 Equilibre de précipitation et de dissolution

Les eaux naturelles acquièrent leurs caractéristiques chimiques par dissolution et réaction chimique avec les solides, liquides et gaz avec lesquels elles entrent en contact durant les différentes phases du cycle hydrologique. Par exemple, les réactions d'altération des roches, dues à l'interaction de l'eau et de l'atmosphère avec la croûte terrestre, sont responsables pour une bonne partie de ces caractéristiques chimiques. Sous des conditions physico-chimiques différentes, les métaux peuvent être subséquentement précipités et s'accumuler dans les sédiments des lacs et rivières.

Pour définir l'équilibre solide-solution, on se sert du produit de solubilité K_s . Par exemple, pour la réaction:



on aura

$$K_s = \left[A^{+n} \right]^m \left[B^{-m} \right]^n \quad (4.4.2)$$

Pour connaître la concentration maximale de métal libre en solution, on doit chercher la phase solide qui, pour les conditions données d'un milieu, contrôle sa solubilité. La phase solide qui contrôle la solubilité d'un métal sera celle qui donne la plus petite concentration du métal en solution. Les phases solides susceptibles de contrôler la solubilité d'un métal dans le milieu aquatique sont généralement les oxydes et hydroxydes, les carbonates et, dans les milieux anoxiques, les sulfures. Pour déterminer quelle phase solide contrôlera la solubilité plutôt qu'une autre, on doit donc tenir compte de paramètres comme la température, le pH et les concentrations d'anions comme les carbonates ou les sulfures.

4.4.2 Equilibres de complexation

Pour un métal donné "M", la fraction soluble comprend, en plus de l'ion libre, des espèces complexes qui se forment à partir des ions libres et des ligands "L", selon la réaction générale*:



La constante d'équilibre:

$$K_n = \frac{[ML_n]}{[M^{2+}][L]^n} \quad (4.4.4)$$

s'appelle constante de stabilité.

La concentration totale d'un métal de valence z en solution, M_T , sera donnée par l'expression:

$$M_T = [M] + \sum_{m=1}^m \sum_{i=1}^j ML(i)_n \quad (4.4.5)$$

où:

$[M]$ = concentration du métal de valence z sous forme ionique et non complexée

et:

* Les espèces complexes peuvent être ou non chargées selon les charges du métal et du ligand ainsi que le nombre de ligands. Pour simplifier l'écriture, nous n'indiquerons pas cette charge.

$\left[ML(i)_n \right]$ = concentration du complexe d'indice de coordination n formé à partir du métal M et du ligand L (i)

j = nombre total de ligands différents dans la solution

m = indice de coordination maximal qui représente le nombre de molécules de ligand associées à un ion métallique.

Dans le milieu aquatique, les métaux sont susceptibles de se complexer à des ligands inorganiques et/ou organiques. L'importance des différents ligands pour la complexation d'un métal dépendra évidemment de leur constante de stabilité ainsi que de leur concentration dans le milieu aquatique.

4.4.3 Complexes inorganiques

On considère ici une eau hypothétique qui ne contient pas de matière organique. Dans un tel cas, les ligands inorganiques qui risquent d'être importants, si on tient compte des constantes de stabilité et des concentrations naturelles de ces ligands, sont:

- l'eau et ses dérivés;
- les espèces carbonatées;
- les chlorures;
- les sulfures, dans certains cas.

La formation de complexes influence évidemment la répartition dans différentes formes d'un métal en solution. De plus, si la solution est en équilibre avec une phase solide d'un métal, la formation de complexes augmentera la solubilité de ce métal au delà de la valeur prédite par le produit de solubilité. Illustrons ces faits par deux exemples où le métal considéré est le cuivre. Pour faciliter la compréhension, on supposera que l'eau ne contient ni chlorures, ni sulfures.

Pour une solution qui ne contient que des espèces carbonatées et du cuivre de valence 2, on a trouvé expérimentalement que:

- les complexes suivants: $\text{Cu}(\text{OH}^+)$, $\text{Cu}_2(\text{OH})_2^{+2}$, CuCO_3 , $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{-2}$, $\text{Cu}(\text{OH})_3^-$ et du $\text{Cu}(\text{OH})_4^{-2}$ existent;
- que l'une ou l'autre des phases solides suivantes: CuO (tenorite) et $\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$ (malachite) contrôle la solubilité du cuivre en fonction du pH et de la concentration d'espèces carbonatées.

Au tableau 4.4.1, nous avons représenté les équations chimiques impliquées pour la formation des complexes énumérés ainsi que les valeurs des constantes d'équilibre compilées par Schindler (1967).

A l'aide de la loi d'action de masse et des valeurs des constantes d'équilibre données au tableau 4.4.1, on peut tracer un graphique du log des concentrations (C) de chaque espèce en fonction du pH à condition de spécifier certains paramètres. Si on spécifie que le système est fermé à l'atmosphère (pas d'échange gazeux avec l'atmosphère) et que la concentration de carbone inorganique total, C_T , est de 10^{-2}M , on obtient la représentation donnée à la figure 4.4.1. On voit à cette figure que la malachite contrôle la solubilité du cuivre de valence 2 jusqu'à un pH de 6.9. Pour des pH plus élevés, la tenorite est la phase solide qui contrôle la solubilité du cuivre.

La solubilité totale du cuivre Cu_T est représentée sur le graphique par la ligne de démarcation entre les phases solide et liquide. Si on utilise l'équation (4.4.5), la solubilité totale s'écrit:

TABLEAU 4.4.1: Equilibres du Cu (II) avec l'eau et les espèces carbonatées.

Réactions	Constantes d'équilibre*
$\text{CuO (s)} + 2 \text{H}^+ = \text{Cu}^{+2} + \text{H}_2\text{O}$ (tenorite)	$K_s = 10^{7.65}$
$\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3(\text{s}) + 4\text{H}^+ = 2 \text{Cu}^{+2} + 3\text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2(\text{g})$ (malachite)	$K_s = 10^{14.16}$
$\text{Cu}^{+2} + \text{H}_2\text{O} = \text{CuOH}^+ + \text{H}^+$	$K_1 = 10^{-8}$
$2\text{Cu}^{+2} + 2\text{H}_2\text{O} = \text{Cu}_2(\text{OH})_2^{+2} + 2\text{H}^+$	$K_2 = 10^{-10.95}$
$\text{Cu}^{+2} + \text{CO}_3^{-2} = \text{CuCO}_3(\text{aq})$	$K_3 = 10^{6.77}$
$\text{Cu}^{+2} + 2 \text{CO}_3^{-2} = \text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{-2}$	$K_4 = 10^{10.01}$
$\text{Cu}^{+2} + 3\text{H}_2\text{O} = \text{Cu}(\text{OH})_3^- + 3\text{H}^+$	$K_5 = 10^{-26.3}$
$\text{Cu}^{+2} + 4 \text{H}_2\text{O} = \text{Cu}(\text{OH})_4^{-2} + 4\text{H}^+$	$K_6 = 10^{-39.4}$

* Valeurs selon Schindler (1967).

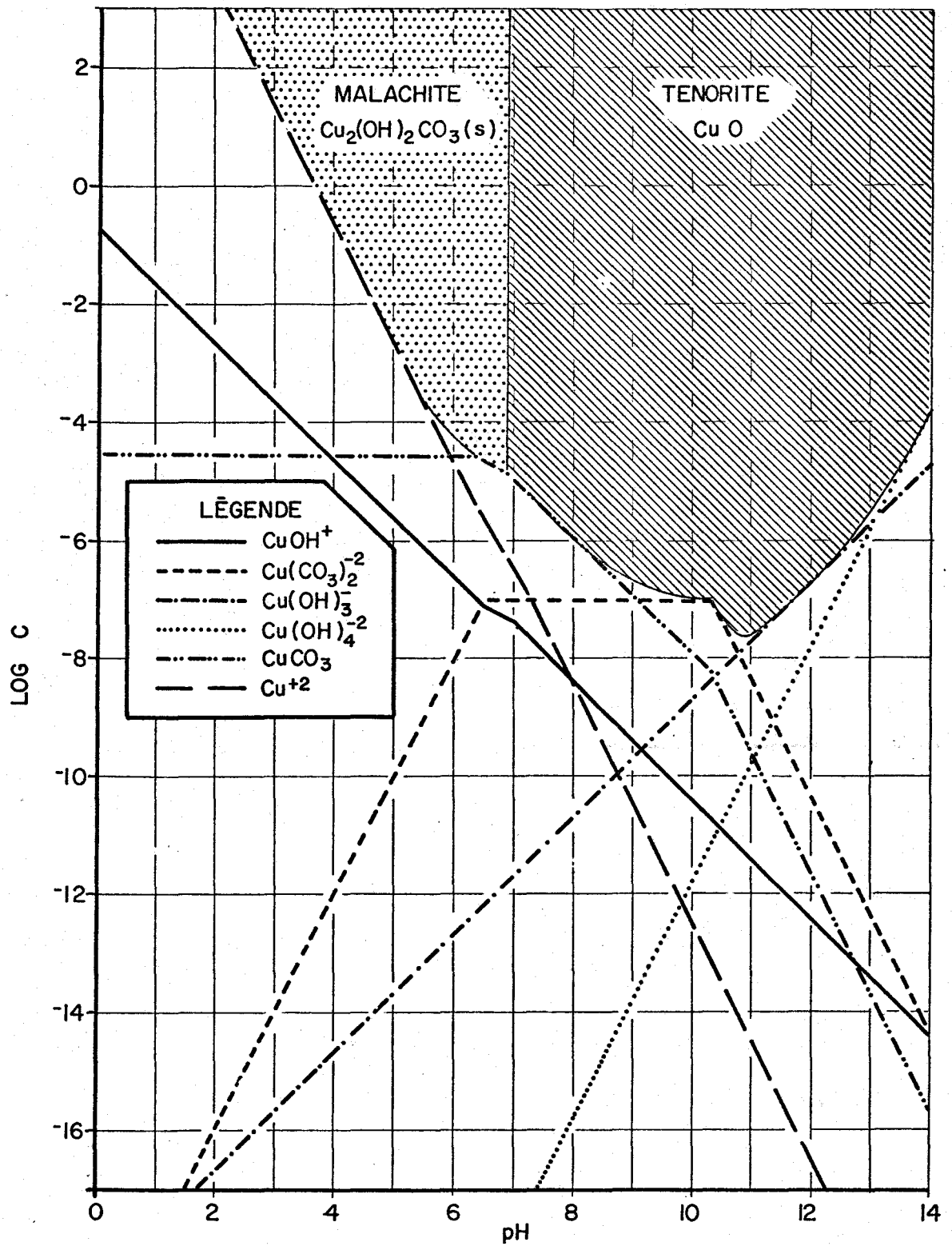


FIG 4.4.1 . SOLUBILITÉ DU Cu(II) EN FONCTION DU pH POUR UNE SOLUTION QUI NE CONTIENT QUE DU CUIVRE ET DES ESPÈCES CARBONATÉES ($C_T = 10^{-2} \text{ M}$).

$$\begin{aligned}
 [\text{Cu}]_T = & [\text{Cu}^{+2}] + [\text{Cu}(\text{OH})^+] + [\text{Cu}_2(\text{OH})_2^{+2}] + [\text{Cu}(\text{CO}_3)] + [\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{-2}] \\
 + & [\text{Cu}(\text{OH})_3^-] + [\text{Cu}(\text{OH})_4^{-2}]
 \end{aligned}
 \tag{4.4.6}$$

D'après le graphique, on voit qu'à partir de $\text{pH} = 5.6$, les ligands inorganiques augmentent la solubilité du cuivre bien au-delà de ce qui est prévu par le produit de solubilité. Si on considère que le pH de la plupart des eaux naturelles est compris entre 6 et 9, cette augmentation peut se traduire par plusieurs ordres de grandeur pour les seuls complexes inorganiques.

Dans l'exemple suivant, nous regardons quelle est la répartition des différentes formes de cuivre en fonction du pH pour une solution de cuivre qui n'est pas en équilibre avec une phase solide. C'est un cas qui se retrouve fréquemment en nature. On fixe donc une concentration totale de cuivre, Cu_T , inférieure à celle nécessaire pour former un précipité. Pour les mêmes normes que celles de l'exemple précédent ($C_T = 10^{-2}\text{M}$, système fermé à l'atmosphère espèces carbonatées et dérivés de l'eau comme seuls ligands), on voit, d'après la figure 4.4.1, que $\text{Cu}_T = 10^{-8}\text{M}$ remplit cette condition.

La solubilité totale du cuivre s'écrit donc, dans ce cas particulier:

$$\begin{aligned}
 [\text{Cu}]_T = 10^{-8}\text{M} = & [\text{Cu}^{+2}] + [\text{Cu}(\text{OH})^+] + [\text{Cu}_2(\text{OH})_2^{+2}] + [\text{Cu}(\text{CO}_3)] \\
 + & [\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{-2}] + [\text{Cu}(\text{OH})_3^-] + [\text{Cu}(\text{OH})_4^{-2}]
 \end{aligned}
 \tag{4.4.7}$$

En utilisant la loi d'action de masse, on transforme l'équation 4.4.7 en:

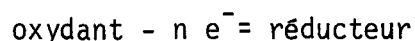
$$\begin{aligned}
 10^{-8} = & [\text{Cu}^{+2}] \left\{ 1 + \frac{K_1}{[\text{H}^+]} + \frac{K_2 [\text{Cu}^{+2}]}{[\text{H}^+]^2} + K_3 [\text{CO}_3^{-2}] + K_4 [\text{CO}_3^{-2}]^2 \right. \\
 & \left. + \frac{K_5}{[\text{H}^+]^3} + \frac{K_6}{[\text{H}^+]^4} \right\}
 \end{aligned}
 \tag{4.4.8}$$

L'équation (4.4.8) peut être résolue pour Cu^{-2} à différents pH en utilisant les valeurs des constantes d'équilibres indiquées au tableau 4.4.1. Connaissant $[\text{Cu}^{+2}]$, on peut ensuite calculer facilement les concentrations des espèces complexes. A la figure 4.4.2, nous avons représenté le log des concentrations des différentes formes du cuivre en fonction du pH. On y voit qu'à partir de $\text{pH} = 6$, les concentrations d'espèces complexes sont plus élevées que celles de l'ion libre pour les conditions spécifiques de l'exemple. Un changement de ces conditions ferait évidemment varier cette distribution. Par exemple, une diminution de C_I ferait décroître les concentrations du Cu CO_3 et $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{-2}$ au profit des autres espèces. On constate de plus, d'après la figure 4.4.2, que pour des pH entre 6 et 9, l'espèce complexe Cu CO_3 peut être l'espèce majeure.

4.4.4 Equilibres d'oxydo-réduction

Dans un lac typique, on observe une différence marquée du potentiel d'oxydo-réduction entre la surface en contact avec l'oxygène de l'atmosphère et l'eau interstitielle des sédiments. Entre ces deux extrêmes, existent plusieurs zones de potentiels intermédiaires à cause de l'activité biologique ou d'un mauvais mélange.

Une réaction rédox s'écrit:



où

n = nombre d'électrons e^- impliqués.

La constante d'équilibre de la réaction s'écrit:

$$K = \frac{[\text{red}]}{[\text{ox}][e^-]^n} \quad (4.4.9)$$

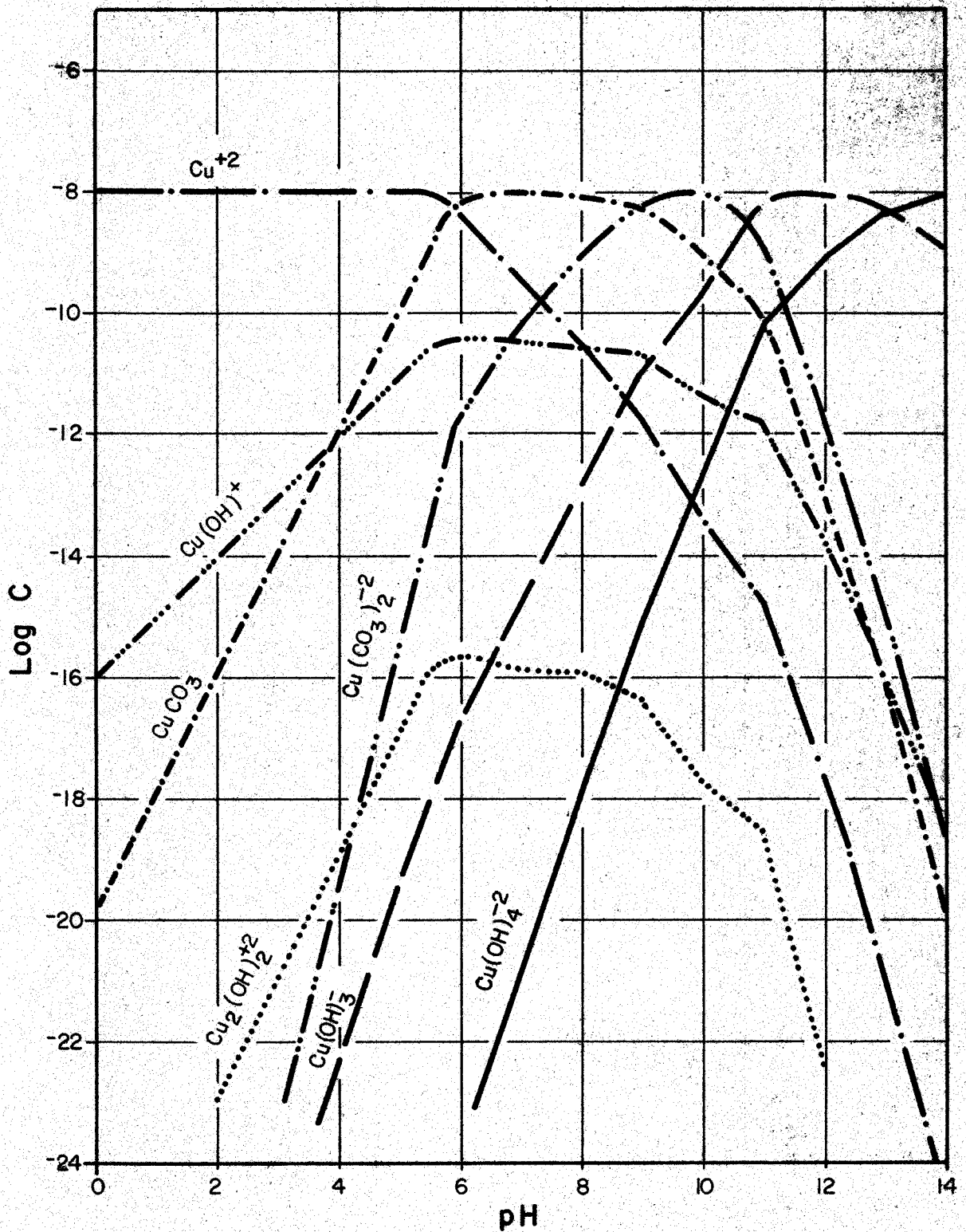


Fig. 4.4.2. Distribution des espèces (ion libre et complexes) en fonction du pH. $[\text{Cu}]_T = 10^{-8} \text{ M}$. $C_T = 10^{-2} \text{ M}$.

En substituant $p\varepsilon = -\log e^-$ dans 4.4.9, on obtient:

$$p\varepsilon = \frac{1}{n} \log K - \frac{1}{n} \log \left[\frac{\text{ox}}{\text{red}} \right] \quad (4.4.10)$$

Le $p\varepsilon$ est relié au potentiel redox, E_H , par l'équation:

$$p\varepsilon = \frac{E_H}{2.3RTF} \quad (4.4.11)$$

où

F = constante de Faraday et R = constante des gaz.

Pour comprendre les processus d'oxydo-réduction observés dans le milieu aquatique, on recourt souvent à des représentations graphiques. Dans cette optique, une des représentations les plus utiles est sûrement le diagramme $p\varepsilon - pH$. Illustrons ceci avec un exemple pertinent au milieu aquatique. Pour une concentration totale de fer en solution, $[Fe]_T = 10^{-5}M$, considérons les espèces $Fe(s)$, Fe^{+2} , Fe^{+3} , $Fe(OH)_2(s)$ et $Fe(OH)_3(s)$ pour tracer le graphique. La condition de concentration ainsi que les équations (2), (5), (8) et (12) du tableau 4.4.2 permettent de tracer les lignes de coexistence entre les différentes espèces, tel qu'illustré sur la figure 4.4.3. Sur cette figure apparaissent également (en traits pointillés) les limites de stabilité de l'eau obtenues à l'aide des équations (1) et (11) du tableau 4.4.2 en fixant p_{O_2} et p_{H_2} à une atmosphère.

Connaissant le $p\varepsilon$ et le pH d'un milieu, on peut voir rapidement à l'aide de cette figure 4.4.3 sous quelle forme le fer est stable dans ce milieu ou vers quelle forme stable il tendra. Ainsi, on voit que $Fe(s)$ est instable en présence d'eau; il réduit H_2O , tout en étant oxydé en Fe^{+2} . Dans les eaux souterraines qui sont souvent acides et de faible $p\varepsilon$, le Fe^{+2} est la forme prédominante. Par contre, dans les eaux de surface qui sont souvent des milieux oxydants et peu acides, on retrouve surtout le Fe^{+3} .

TABLEAU 4.4.2: Quelques réactions rédox pertinentes au milieu aquatique.

Réaction	log K *
(1) $\frac{1}{4} \text{O}_2 (\text{g}) + \text{H}^+ + \text{e}^- = \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$	+ 13.75
(2) $\text{Fe}^{+3} + \text{e}^- = \text{Fe}^{+2}$	+ 13.20
(3) $\frac{1}{2} \text{NO}_3^- + \text{H}^+ + \text{e}^- = \frac{1}{2} \text{NO}_2^- + \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$	+ 7.15
(4) $\frac{1}{8} \text{NO}_3^- + \frac{5}{4} \text{H}^+ + \text{e}^- = \frac{1}{8} \text{NH}_4^+ + \frac{3}{8} \text{H}_2\text{O}$	+ 6.15
(5) $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s}) + \text{H}^+ + \text{e}^- = \text{Fe}(\text{OH})_2(\text{s}) + \text{H}_2\text{O}$	+ 4.27
(6) $\frac{1}{2} \text{CH}_3\text{OH} + \text{H}^+ + \text{e}^- = \frac{1}{2} \text{CH}_4(\text{g}) + \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$	+ 2.88
(7) $\frac{1}{4} \text{CH}_2\text{O} + \text{H}^+ + \text{e}^- = \frac{1}{4} \text{CH}_4(\text{g}) + \frac{1}{4} \text{H}_2\text{O}$	- 0.06
(8) $\frac{1}{2} \text{Fe}(\text{OH})_2(\text{s}) + \text{H}^+ + \text{e}^- = \frac{1}{2} \text{Fe} + \text{H}_2\text{O}$	- 1.00
(9) $\frac{1}{8} \text{SO}_4^{-2} + \frac{9}{8} \text{H}^+ + \text{e}^- = \frac{1}{8} \text{HS}^- + \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$	- 3.75
(10) $\frac{1}{8} \text{CO}_2(\text{g}) + \text{H}^+ + \text{e}^- = \frac{1}{8} \text{CH}_4(\text{g}) + \frac{1}{4} \text{H}_2\text{O}$	- 4.13
(11) $\text{H}^+ + \text{e}^- = \frac{1}{2} \text{H}_2(\text{g})$	- 7.00
(12) $\frac{1}{2} \text{Fe}^{+2} + \text{e}^- = \frac{1}{2} \text{Fe}$	- 7.45

* Valeurs tirées de Stumm et Morgan (1970); ces valeurs sont données pour 25°C et pH = 7.0.

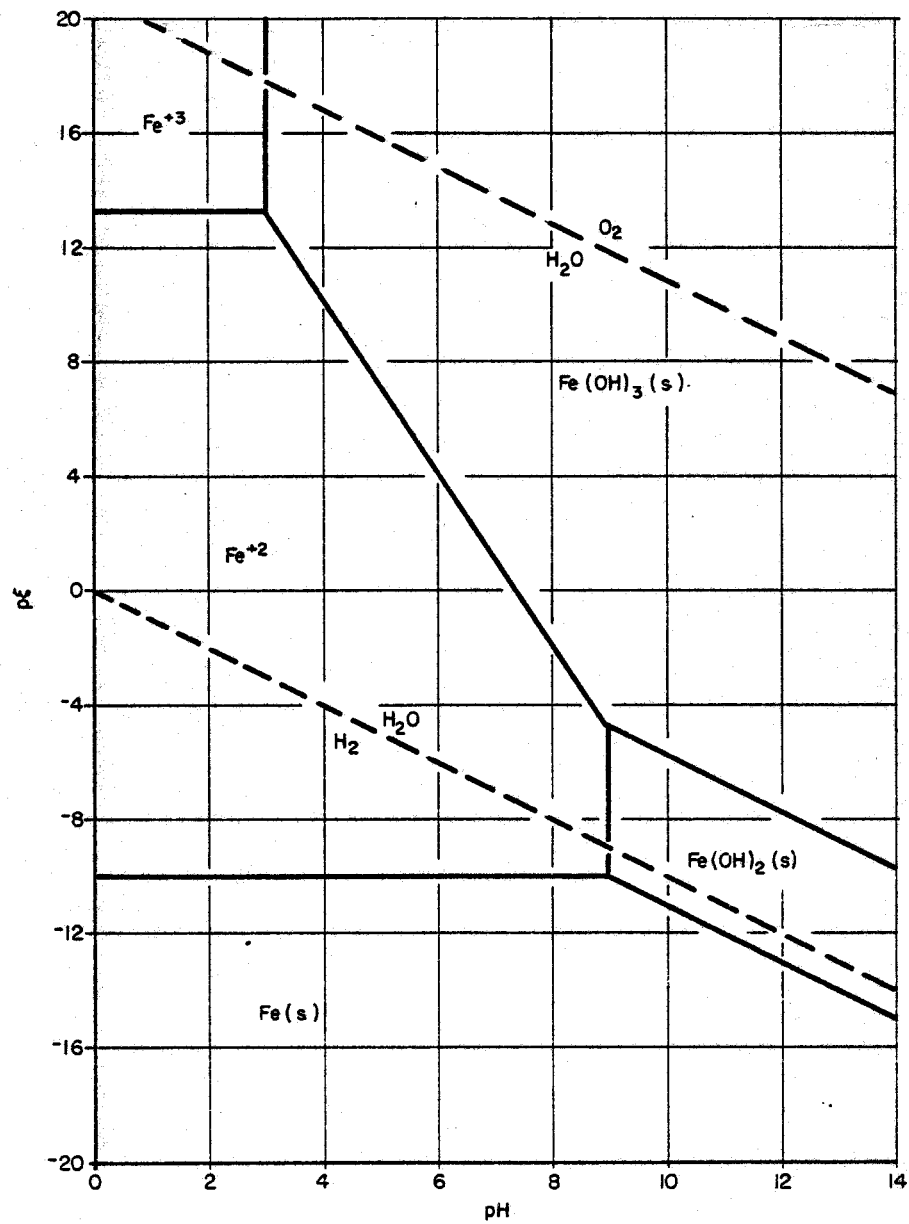


Fig. 4.4.3. Diagramme pE - pH pour le système du fer. La concentration totale de fer en solution est $10^{-5} M$.

Ces transformations du fer en milieu aquatique peuvent avoir une incidence sur les concentrations de métaux traces. En effet, lorsque le fer est oxydé sous forme de Fe(III), il peut alors précipiter sous forme d'hydroxyde, $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$, et entraîner, par co-précipitation, plusieurs métaux traces. Le phénomène inverse peut également se produire: dans un milieu suffisamment réducteur (ex.: sédiments), le fer peut être réduit de la valence 3 à la valence 2. Comme le Fe(II) est beaucoup plus soluble que Fe(III), il pourra alors y avoir libération des métaux traces originellement incorporés dans l'hydroxyde ferrique.

En utilisant les équations (1) et (11) du tableau 4.4.2 pour l'oxydation et la réduction de l'eau, on peut calculer les limites de p_{e} et E_{H} du milieu aquatique à différentes valeurs de pH. En considérant que le pH des eaux naturelles varie entre 4 et 10, on calcule ainsi $-10 < p_{\text{e}} < +17$ et $0.6 < E_{\text{H}} < 1.0$ volt. En dehors de ces limites, l'eau est soit réduite, soit oxydée. Pour l'eau en équilibre avec l'oxygène de l'atmosphère ($p_{\text{O}_2} = 0.21$ atmosphère) et à $\text{pH} = 7.0$, on calcule un p_{e} de 13.6, ce qui correspond à un milieu oxydant.

Seuls quelques éléments chimiques (C, N, O, S, Fe et Mn) participent de façon importante aux processus rédox en milieu aquatique. Dans l'eau en équilibre avec l'atmosphère ($p_{\text{e}} = 13.6$), tous les éléments chimiques mentionnés devraient exister dans leur état d'oxydation le plus élevé si l'équilibre d'oxydo-réduction était atteint.

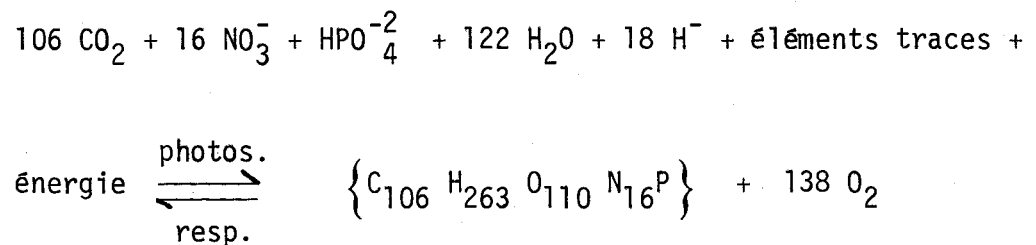
On devrait en effet retrouver:

- C sous forme d'espèces carbonatées avec les formes organiques réduites $< 10^{-35} \text{M}$;
- N sous forme de nitrates avec $\text{NO}_2^- < 10^{-7} \text{M}$;

- S sous forme de sulfates avec $\text{HS}^- < 10^{-20}\text{M}$;
- Fe comme fer trivalent avec $\text{Fe}^{+3} < 10^{-18}\text{M}$;
- Mn comme manganèse tétravalent avec $\text{Mn}^{+2} < 10^{-10}\text{M}$.

Même l'azote de l'atmosphère devrait être en grande partie oxydée en NO_3^- .

Il est bien évident qu'un équilibre redox complet n'existe pas dans le milieu aquatique puisqu'on retrouve des formes réduites (N_2 , matière organique etc..) même dans les régions bien oxygénées. La photosynthèse est sûrement une des causes majeures de ce non-équilibre thermodynamique dans les eaux naturelles. Par ce processus qu'on peut schématiser:



on produit des états réduits. Contrairement à la photosynthèse, les autres activités (respiration, fermentation, etc.) des microorganismes tendent à restaurer l'état d'équilibre en catalysant la décomposition des produits instables: les microorganismes obtiennent ainsi de l'énergie pour leurs besoins métaboliques.

Les eaux naturelles se rapprochent d'un état dynamique par rapport aux réactions redox plutôt que d'un état d'équilibre. On doit donc être conscient que les concentrations d'espèces réduites ou oxydées mesurées peuvent être différentes de celles prédites par la thermodynamique. Les équilibres redox ont cependant le mérite de nous aider à comprendre les processus observés (ou qu'on devrait observer). Ils servent au moins à établir des conditions limites vers lesquelles les systèmes tendent.

4.4.5 Phénomènes à l'interface solide-solution

Beaucoup de réactions chimiques qui ont lieu dans les eaux naturelles se passent à l'interface solide-solution des sédiments de fond ou du matériel en suspension. Ce dernier comprend:

- du matériel inorganique en partie sous forme colloïdale: argiles, silice ainsi qu'oxydes, hydroxydes et carbonates métalliques;
- de la matière organique colloïdale;
- des microorganismes: algues, bactéries.

On peut avoir une idée de l'importance de l'interface solide-solution si on considère l'état de subdivision du matériel en suspension. Par exemple, si on considère que les colloïdes sont des particules cubiques de 10^{-6} cm de côté, on peut calculer que 1 cm^3 de ces particules correspondra à $2,100 \text{ m}^2$ de surface. La figure 4.4.4 donne un schéma des interactions possibles entre les solutés et les solides du milieu aquatique; ces interactions sont ensuite brièvement discutées.

A) Adsorption

Deux modèles d'adsorption sont souvent utilisés dans la littérature; ce sont ceux de Langmuir et Freundlich. D'après Langmuir, la quantité X de soluté A adsorbé par unité de poids d'adsorbant s'exprime:

$$X = \frac{X_m b [A]}{1 + b A} \quad (4.4.12)$$

où

X_m = valeur limite de X

b = constante reliée à l'énergie d'adsorption

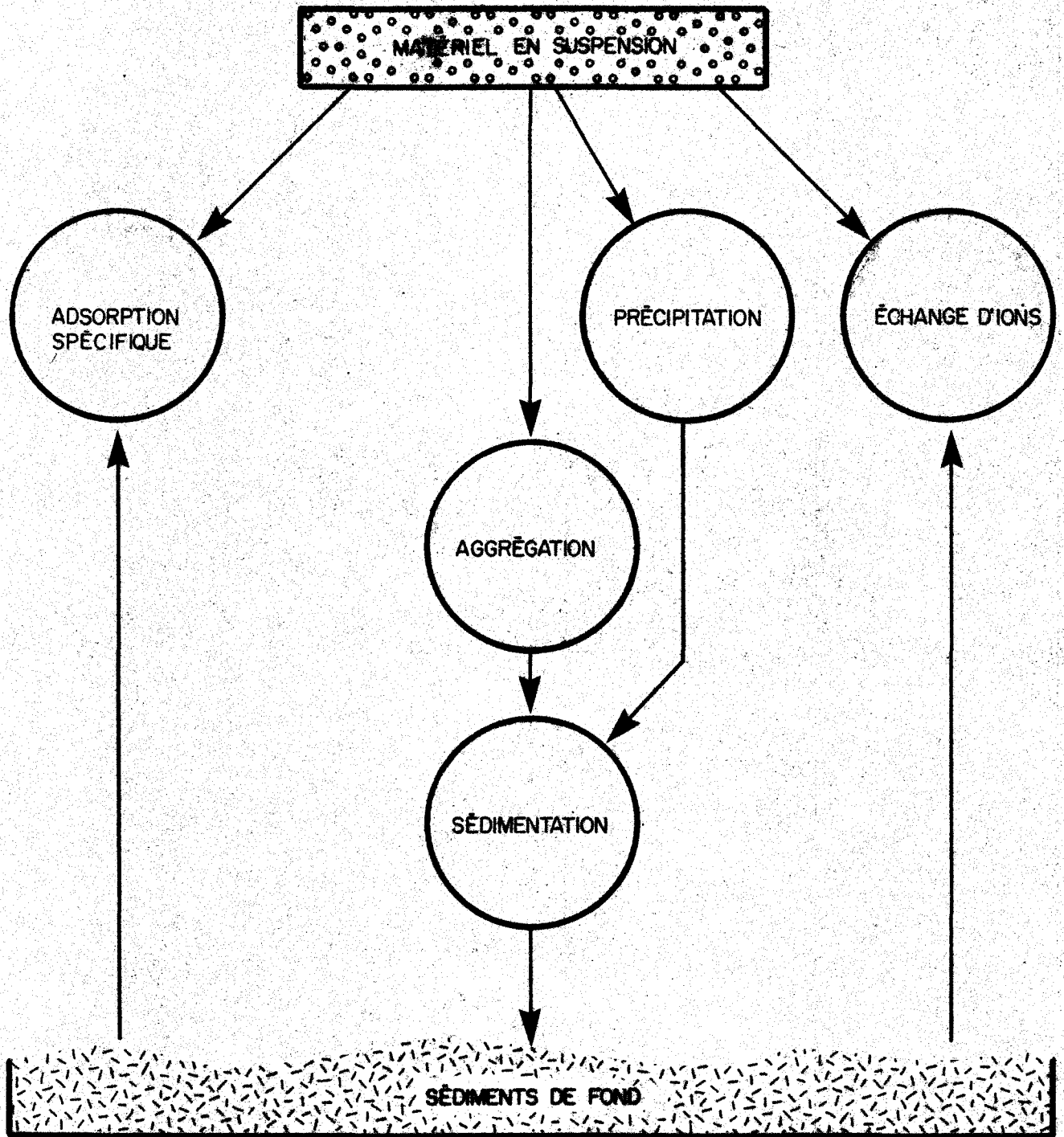


Fig. 4.4.4. Schéma des interactions entre solutés et solides dans le milieu aquatique.

L'isotherme de Freundlich est décrit par:

$$X = k [A]^n \quad (4.4.13)$$

où

k et n sont des constantes.

Les facteurs à considérer dans l'adsorption sont: la température, la nature de la substance adsorbée et de l'adsorbant, l'état de division de l'adsorbant ainsi que la concentration de soluté à adsorber. On distingue généralement l'adsorption électrostatique (échange d'ions) et l'adsorption spécifique (lorsque d'autres types d'interactions que les forces électrostatiques sont importantes).

En milieu aquatique, plusieurs constituants des sédiments comme les argiles, MnO_2 , $Fe(OH)_3$ et les acides humiques jouent un rôle important dans l'adsorption. Plusieurs études d'adsorption ont été conduites sur l'hydroxyde ferrique (Morgan et Stumm, 1964; Gadde and Laitinen, 1973) et l'oxyde de manganèse (Morgan et Stumm, 1964; Murray, 1972). Murray (1972) a trouvé que les alcalino-terreux s'adsorbent réversiblement dans l'ordre $Mg^{+2} < Ca^{+2} < Sr^{+2} < Ba^{+2}$ alors que les métaux de transition s'adsorbent irréversiblement dans l'ordre $Co^{+2} > Mn^{+2} = Cu^{+2} > Zn^{+2} > Ni^{+2}$. Dans une étude sur l'adsorption du Cu^{-2} par des sédiments, on a trouvé (Reimer and Toth, 1970) que les facteurs importants à considérer sont la nature des argiles et leur quantité, le contenu en matière organique et parfois le % de calcaire. L'ordre décroissant pour l'adsorption est: acides humiques > montmorillonite > kaolinite.

B) Echange d'ions

Une des caractéristiques les plus importantes des sédiments est leur capacité d'échanger des cations avec le milieu environnant. Ce phénomène se produit lorsqu'un cation est remplacé par un autre

sans changement majeur dans la structure du matériel qui fait l'échange. La plupart des échangeurs d'ions naturels sont des aluminosilicates ou silicates possédant des charges négatives (e.x.: zéolithes, feldspaths, argiles).

Le processus d'échange d'ion est important en géochimie. Lorsque les argiles et zéolithes sont produits durant l'altération des roches, leurs sites d'échange sont occupés par les cations disponibles à ce moment. Ces minéraux, suite à l'érosion, sont transportés dans un environnement différent où d'autres cations sont disponibles. L'échange d'ions peut donc modifier la composition du nouvel environnement et de l'argile.

La capacité des sédiments d'échanger des cations avec le milieu aquatique a été étudiée (Toth et Ott, 1970) en utilisant des méthodes de caractérisation des sols. On doit cependant être conscient de certaines différences entre les sols et les sédiments:

- les sols constituent un milieu aérobie alors que les sédiments sont souvent anaérobies;
- les sédiments sont continuellement lessivés, alors que les sols le sont moins;
- les sédiments sont plus riches en matières organiques que les sols.

La capacité d'échange de cation (CEC) et la quantité de cations échangeables (QCE) sont les deux paramètres utilisés pour plusieurs sédiments. La CEC mesure la capacité d'un échangeur pour retenir un certain cation à un pH et une concentration de sel donnés; on l'exprime en milliéquivalents/100g. d'échangeur sec. La QCE est la concentration d'ions spécifiques (milliéquivalents/100 g. d'échangeur sec) retenus par le sédiment pour échanges. Plusieurs échantillons de sédiments de fond de rivières, réservoirs et baies ont servi à déterminer la CEC et la QCE (Toth et OTT, 1970).

Au tableau 4.4.3, nous donnons, à titre d'exemple, quelques unes de ces valeurs. D'après ces résultats, on constate que les sédiments peuvent contenir beaucoup d'ions métalliques qui peuvent être échangés avec l'eau environnante. A cause de cette capacité d'adsorber des cations et de les échanger, les sédiments jouent un rôle de tampon pour les métaux traces.

C) Coagulation

Lorsqu'un solide est placé en contact avec l'eau contenant un électrolyte, un excès de charges se retrouve généralement à sa surface. Une quantité d'ions de charge opposée (contre-ions) est distribuée dans la phase aqueuse près de l'interface. Les charges de même signe peuvent empêcher les particules de s'agglomérer et de sédimenter. Ces charges proviennent:

- de réactions chimiques à la surface comme l'ionisation de groupements fonctionnels;
- d'imperfections ou de remplacements dans le réseau cristallin;
- d'adsorption d'ions à la surface du solide.

Plusieurs modèles ont été proposés pour décrire les colloïdes dont le modèle de Stern qui est le plus souvent retenu. D'après ce modèle, la région aqueuse avoisinant la surface du solide se divise en deux parties:

- i) une couche compacte adjacente à la surface (épaisseur: δ), contenant des ions adsorbés: le potentiel, dans cette épaisseur décroît linéairement (voir figure 4.4.5a);
- ii) une couche diffuse créée par l'agitation thermique; son potentiel décroît exponentiellement de $\psi\delta$ à 0 (voir figure 4.4.5a).

La surface du solide est souvent recouverte d'une couche monomoléculaire d'eau d'épaisseur "d". La frontière entre cette couche et la solution s'appelle surface de cisaillement et le potentiel correspondant est ψ_0 .

TABLEAU 4.4.3: Valeurs de la CEC et de la QCE pour quelques sédiments de rivières, réservoirs et baies.

Sédiments	CEC (meq./100 g)	QCE (méq./100 g.)						
		Fe	Mn	Na	K	Ca	Mg	H ^(*)
Rivière Hudson	25.8	0.3	1.6	2.1	0.3	7.5	3.5	10.5
Rivière Delaware	43.4	2.9	0.2	0.9	0.6	4.7	4.7	29.4
Réservoirs (New Jersey)	30.4	0.7	0.3	0.4	0.5	4.4	6.6	12.9
	7.1	0.4	0.2	0.3	0.2	1.0	0.8	4.2
Réservoirs (Pennsylvanie)	21.5	12.2	9.7	0.1	0.3	4.1	1.1	0.0
	33.0	15.8	2.5	0.2	0.3	5.3	2.8	6.1
Baie de Chesapeake	42.0	N.D.	0.7	32.9	0.9	1.3	5.5	1.4
Baie Barnegat	100	12.4	0.2	7.6	2.7	5.6	15.3	56.2

* Obtenu par différence entre la CEC et la somme de Fe, Mn, Na, K, Ca et Mg échangeables

Dans un système colloïdal, les particules sont souvent si petites qu'elles ne sédimentent que très lentement et que l'agitation thermique est suffisante pour les maintenir en suspension. Les forces en présence empêchent souvent l'agglomération des particules et leur sédimentation subséquente. En effet, lorsque deux particules de même charge primaire s'approchent, il existe un potentiel répulsif V_R qui croît lorsque la distance entre les particules diminue. Les forces de Van der Waals sont par contre responsables d'un potentiel d'attraction V_A . Une augmentation de la force ionique n'affecte pas le potentiel V_A . Par contre, elle a pour effet de compresser la double couche électrique et de faire décroître plus abruptement V_R en fonction de la distance (voir figure 4.4.5 b et c), ceci peut résulter en une coagulation.

La déstabilisation d'un système colloïdal peut se faire selon quatre mécanismes (O'Melia, 1972):

- i) par compression de la double couche en augmentant la force ionique; les concentrations d'ions mono-, di- et trivalents nécessaires pour la destabilisation varient dans le rapport 1, 100 et 1000;
- ii) par adsorption d'ions qui neutralisent la charge primaire. Les ions adsorbés peuvent neutraliser la charge primaire et même l'inverser;
- iii) par incorporation dans un précipité; les particules colloïdales peuvent être incorporées dans des précipités de $Fe(OH)_3$, $Mg(OH)_2$, $CaCO_3$, $Al(OH)_3$ et autres en servant de noyaux lors du processus de nucléation;
- iv) par adsorption et formation de ponts chimiques; une molécule de polymère peut être adsorbée sur plusieurs particules colloïdales, formant ainsi des "ponts" particule-polymère-particule.

Le premier mécanisme peut expliquer en partie ce qui se passe dans les estuaires (Edzwald, et al., 1974). En passant de l'eau douce à l'eau saumâtre, les particules colloïdales traversent une

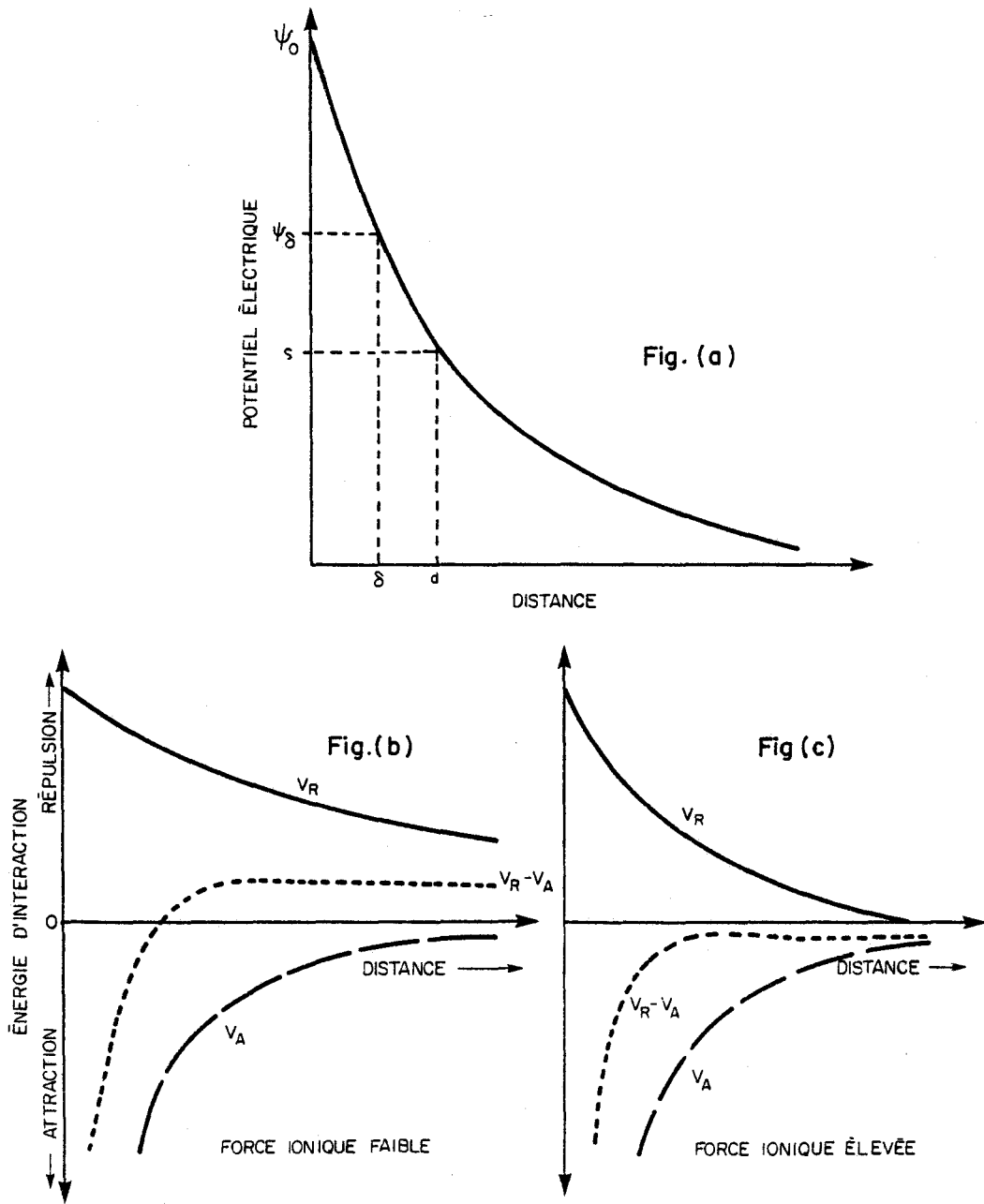


Fig.4.4.5. Représentation du potentiel électrique (a) et de l'énergie d'interaction pour des systèmes colloïdaux pour des forces ioniques faibles (b) ou fortes (c).

zone où la force ionique croît. La stabilité des colloïdes diminue lorsqu'ils arrivent dans ces régions salées et une aggrégation se produit. Ce phénomène contribue à la formation de pièges à sédiments dans les estuaires où la turbidité est beaucoup plus grande que dans l'eau de la rivière ou de l'océan. Les deuxième et troisième mécanismes peuvent aussi être importants dans les cas où l'eau contient suffisamment d'ions adsorbables ou lorsque des précipitations y surviennent. Il semble que le dernier mécanisme explique (Busch et Stumm, 1968) les phénomènes de biofloculation des bactéries ou leur adhérence à des interfaces en faisant intervenir les polymères naturels que ces organismes excrètent.

D'une part, on estime que les rivières transportent annuellement à la mer 12 km^3 de sédiments. D'autre part, ce matériel en suspension, comme nous l'avons vu, peut adsorber ou réagir chimiquement avec des cations tels que des métaux traces. Alors que la matière dissoute est transportée habituellement loin du point de rejet, le matériel en suspension, influencé par les forces de gravité, peut se déposer en entraînant les espèces solubles qu'il a fixées. Ce phénomène peut amener des effets bénéfiques en diminuant les effets de la pollution par certains métaux traces (par exemple, en rendant les cations non disponibles pour les organismes et en les fixant dans les sédiments de fond). Par contre, les sédiments de fond peuvent relâcher pendant longtemps les espèces solubles qu'ils retiennent, ce qui peut constituer un obstacle à un schéma de dépollution.

Les connaissances sur le rôle de la coagulation dans les eaux naturelles restent limitées et fragmentaires. Les théories existantes permettent de fournir des explications aux phénomènes observés mais ne permettent pas encore de donner des réponses valables pour les eaux naturelles en ce qui concerne la vitesse de coagulation, la dimension critique des agglomérats pour la coagulation, la vitesse de sédimentation et la distance de transport des colloïdes.

4.4.6 Distribution des métaux traces sous différentes formes

Après avoir traité des réactions des métaux traces en solution et à l'interface solide-solution, examinons leur distribution sous les différentes formes dans le milieu aquatique.

On peut d'abord distinguer les métaux traces en solution et ceux liés au matériel en suspension; cette distinction se fait ordinairement par filtration sur 0.45μ . Des déterminations des concentrations de métaux traces dans les deux phases ont été effectués en Russie par Konovalov et al. (1967a et 1967b). Un travail similaire a été effectué pour des rivières des Etats-Unis (Kopp et Kroner, 1967); des critères comme la population dans le bassin, l'activité industrielle, les sites récréatifs, les frontières nationales ou d'Etat ont servi au choix des rivières à échantillonner. Les résultats sont présentés au tableau 4.4.4: ils indiquent qu'on ne peut tirer de règles générales sur la distribution des métaux traces dans les deux phases. On se rend cependant compte de l'importance des sédiments en suspension dans le transport des métaux traces.

Gibbs (1973) caractérise les métaux traces liés aux sédiments en suspension de la façon suivante:

- adsorbés
- précipités ou co-précipités
- liés à la matière organique
- faisant partie du réseau cristallin.

Cette caractérisation s'est effectuée à partir d'attaques chimiques successives avec $MgCl_2$, $Na_2S_2O_4$, $NaClO$ et $LiBO_2$. Les résultats pour l'Amazone et le Yukon, deux rivières peu influencées par l'homme mais drainant des régions climatiques différentes, sont présentés dans le tableau 4.4.5: ils révèlent que la majorité du fer, nickel, cobalt, chrome, cuivre et manganèse est transportée sur le matériel en suspension, surtout à l'état cristallin ou sous forme de précipités ou de co-précipités.

TABLEAU 4.4.4 Concentration moyenne de certains éléments dans les fractions "solution" et "suspension" dans des rivières

Elements	Etats-Unis: Kopp et Kroner, 1967		Russie Asiatique: Konovalov et al. 1967b		Russie Européenne: Konovalov et al. 1967a	
	liés au matériel en suspension (µg/l)	en solution (µg/l)	liés au matériel en suspension (µg/l)	en solution (µg/l)	liés au matériel en suspension (µg/l)	en solution (µg/l)
Zn	62	64	252	39	476	20.1
Cd		9.5				
As		64				
B	44	101				
P		120				
Fe	3,000	52	18.6	0.17	28.3	0.08
Mo		68	0.03	1.1	0.15	1.2
Mn	105	58	658	8.8	2529	26.6
Al	3860	74				
Be	0.34	0.19				
Cu	26	15	21.1	11.7	24.4	6.3
Ag		2.6	3.3	0	0.9	0
Ni	29	19	18.4	2.2	38.1	2.2
Co		17	5.7	0	4.5	0
Pb	120	23	29.3	0	21	0
Cr	30	9.7				

TABEAU 4.4.4 SUITE

Eléments	Etats-Unis: Kopp et Kroner, 1967		Russie Asiatique: Konovalov <i>et al.</i> , 1967b		Russie Européenne: Konovalov <i>et al.</i> , 1967a	
	liés au matériel en suspension (µg/l)	en solution (µg/l)	liés au matériel en suspension (µg/l)	en solution (µg/l)	liés au matériel en suspension (µg/l)	en solution (µg/l)
V		40	29.8	2.2	44	1.3
Ba	38	43				
Sr	58	217				

TABLEAU 4.4.5 Distribution de certains éléments sous certaines formes dans les rivières Amazone et Yukon (Gibbs, 1973).

Eléments	Rivières	Adsorbé %	Précipité et co-précipité %	organique %	cristallin %	% total en suspension
Fe	Amazone	0.02	47.2	6.5	45.5	99.2
	Yukon	0.01	40.6	11.0	48.2	99.8
Ni	Amazone	2.7	44.1	12.7	37.7	97.2
	Yukon	3.1	47.8	16.0	31.0	97.9
Co	Amazone	8.0	27.3	19.3	43.9	98.5
	Yukon	4.7	29.2	12.9	51.4	98.2
Cr	Amazone	3.5	2.9	7.6	75.6	89.6
	Yukon	2.3	7.2	13.2	64.5	87.2
Cu	Amazone	4.9	8.1	5.8	74.3	93.1
	Yukon	2.3	3.8	3.3	87.3	96.7
Mn	Amazone	0.7	50	4.7	27.2	82.6
	Yukon	0.5	45.7	6.6	37.1	89.9

Il est important de connaître sous quelle forme les métaux traces sont transportés, même sur le matériel en suspension; d'après Gibbs (1973), les métaux adsorbés sont disponibles biologiquement alors qu'ils le sont moins s'ils sont incorporés à la matière organique ou à des précipités et pratiquement pas s'ils font partie d'un réseau cristallin.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ANONYME (1967).
"Origin of color in water". J. of the American Water Works Association, 59: 1023.
- ANONYME (1970a).
"Coagulation and color problems". J. of American Water Works Association, 62: 311.
- ANONYME (1970b).
"Chemistry of nitrogen and phosphorus in water". J. of American Water Works Association, 62: 127.
- BAIER, R.E. (1972).
"Organic films on natural waters". J. Geophysical Res., 77: 5062.
- BARROW, R.L. and E.G. FOREE (1970).
"Algal growth and decomposition, effects on water quality. - Phase II. Composition, decomposition, and nutrient regeneration of algae in batch culture". Kentucky Univ., Water Resources Institute, Research report 38; 45 p.
- BARTSCH, A.F. (1967).
"Stream life and the pollution environment". In: Biol. of Water Pollution, U.S. Federal Water Pollution Control Administration, Washington, D.C., p. 119.
- BIRGE, E.A. and C. JUDAY. (1926a).
"The organic content of lake water". Proc. Nat. Acad. Sci., 12: 515.
- BIRGE, E.A. and C. JUDAY (1926b).
"Organic content of lake water". Bull. U.S. Bur. Fish., 42: 185.
- BIRGE, E.A. and C. JUDAY (1934).
"Particulate and dissolved organic matter in inland lakes". Ecol. Monogr., 4: 440.
- BUSCH, P.L. and W. STUMM (1968).
"Chemical interactions in the aggregation of bacteria biofloculation in waste treatment". Environmental Science Technology, 2: 49.
- CAMPBELL, P.G., P. COUTURE, L. TALBOT et A. CAILLE (1975).
"Nutrient dynamics in running waters: production, assimilation and mineralization of organic matter". 2nd International symposium on environmental biogeochemistry, Hamilton, Ontario, april 8-11, 1975 .
- CHRISTMAN, R.F. (1963).
"The nature of organic color in water". PhD Thesis, University of Florida, Gainesville; 129 p.
- CHRISTMAN, E.F. and M. GHASSEMI (1966).
"Chemical nature of organic color in water". J. of American Water Works Association, 58: 723.
- CHRISTMAN, R.F. (1970).
"Chemical nature of color producing organic substances in water". In: Organic matter in natural waters. Editions D. Hood.

- CHRISTMAN, R.F. and R.A. MINEAR (1971).
 "Organics in lakes". In: Organic compounds in aquatic environments. S.J. Faust et J.V. Hunter; Naval Dekker, New York, 638 p.
- CROLL, B.T. (1972).
 "Organic pollutants in water". Water Treatment Examination, 21: 213.
- DAFT, M.J. and W.D.P. STEWART (1973).
 "Light and electron microscope observations on algal lysis by bacterium CP-1". New Phytol., 72: 799.
- DITRI, F.M. (1971).
 "The environmental mercury problem". Institute of Water Research, Michigan State University, Technical Report No 12: 289 p.
- DUVE, C. de (1963).
 "The Lysosome". Sci. Am., 117: 72.
- EDZWALD, J.K., J.B. UPCHURCH and C.R. OMELIA (1974).
 "Coagulation in estuaries". Environmental Science Technology, 8: 58.
- ERISTAVI, D.O. and L.V. BOKUCHAVA (1965).
 "Organic material in Borzhom mineral waters". Bynl. Mosk. Obshchestva Ispitatalei Prisydy, Otd. Geol, 40: 123.
- FAUST, S.J. and J.V. HUNTER (1971).
 "Organic compounds in aquatic environments". S.J. Faust et J.V. Hunter, Marcel Dekker, editor, New York: 638 p.
- FOGG, G.E. (1971).
 "Extracellular products of algae in freshwater". Arch. Hydrobiol. Beih Engebn. Limnol., 5: 1.
- FOGG, G.E. and D. WESTLAKE (1955).
 "The importance of extracellular products of algae in fresh waters". Verh. Int. Ver. Limnol., 12: 219.
- GADDE, R.R. and H.A. LAITINEN (1973).
 "Study of the sorption of lead by hydrous ferric oxide". Environmental Letters, 5: 223.
- GIBBS, R.J. (1973).
 "Mechanisms of trace metal transport in rivers". Science, 180: 71.
- HORNE, (1969).
 "Marine chemistry. The structure of water and the chemistry of the hydrosphere". Wiley-Interscience, 568 p.
- HOUGH, R.A. and R.G. WETZEL (1975).
 "The release on dissolved organic carbon from submerged aquatic macrophytes: dial, seasonal, and community relationships". Verh. Int. Verein. Limnol. 19: p. 939.

- HUTCHINSON, G.E. (1957).
"A treatise on limnology. Vol. 1. Geography, physics and chemistry". John Wiley, N.Y.; 1015 p.
- IVLEVA, I.N. and V.G. DATSKO (1965).
"The composition of organic substances in natural waters as exemplified by analyses on individual reservoirs". *Gidrokhim. Materialy*, 40: 128.
- KAUSHIK, N.K. and H.B.N. HYNES (1971).
"The fate of the dead leaves that fall into streams". *Arch. Hydrobiol.*, 68: 465.
- KOLOSOVA, N.N. and N.N. KOLOSOVA (1957).
"The biochemical composition of suspended matter in the water of the Volga River near the Frunze glade". *Trudy Kuibyshev. Med. Inst.*, 7: 112.
- KONOVALOV, G.S., A.A. IVANOVA and T.K.H. KOLESNIKOVA (1967a).
"Rare and dispersed elements (microelements) in the water and suspended substances of rivers in the european USSR". *Soviet Hydrology Selected Papers*, 5: 520.
- KONOVALOV, G.S., A.A. IVANOVA and T.K.H. KOLESNIKOVA (1967b).
"Microelements in the water and suspended substances of rivers in the asiatic USSR". *Soviet Hydrology Selected Papers*, 5: 533.
- KOPP, J.F. and R.C. KRONER (1967).
"Trace metals in waters of the United States (Oct. 1, 1962 - sept. 30, 1967)". United States Department of the Interior, Federal Water Pollution Control Administration, Division of Pollution Surveillance, Cincinnati, Ohio.
- LUSH, D.L. and H.B.N. HYNES (1973).
"The formation of particles in freshwater leachates of dead leaves". *Limnol. and Oceanogr.*, 18: 968.
- McCONNELL, W.J. (1968).
"Limnological effects of organic extracts of litter in a Southwestern impoundment". *Limnol. Oceanogr.*, 13: 343.
- McINTYRE, F. (1974).
"The top millimeter of the ocean". *Sci. Am.*, 230: 62.
- MORGAN, J.J. and W. STUMM (1964).
"The role of multivalent metal oxides in limnological transformations, as exemplified by iron and manganese". In: *Advances in water pollution research*. B.A. Southgate, Editor, Pergamon Press, Vol. 1: 103.
- MURRAY, J.W. (1972).
"Trace metal interactions at the manganese dioxide-solution interface". Division of water, air and waste chemistry. American Chemical Society, New York: 12: 2; p. 72.
- O'MELIA, C.R. (1972).
"Coagulation and flocculation". In: *Physico-chemical processes for water quality control* W.J. Weber, editor, Jr., Wiley-Interscience, New York: 640 p.
- OTSUKI, A. and T. HANYA (1972a).
"Production of dissolved organic matter from dead green algal cells I. Aerobic microbial decomposition". *Limnol. Oceanogr.* 17: 248.

- OTSUKI, A. and T. HANYA (1972b).
 "Production of dissolved organic matter from dead green algal cells. II. Analysis microbial decomposition". *Limnol. Oceanogr.* 17: 258.
- OTSUKI, A. and R.G. WETZEL (1973).
 "Interaction of yellow organic acids with calcium carbonate in freshwater". *Limnol. Oceanogr.*, 18: 490.
- REIMER, D.N. and S.J. TOTH (1970)
 "Adsorption of copper by clay minerals, humic acids and bottom muds". *J. of American Water Works Association*, 62: 195.
- RIGLER, F.H. (1964).
 "The phosphorus fractions and the turnover time of inorganic phosphorus in different types of lakes". *Limnol. Oceanogr.*, 9: 511.
- ROZINOYER, I.M., A.P. SAPRYKANA, S.M. POROYSKAYA, and L.I. BAKINA (1968).
 "The content and dynamics of organic substances in the water of the Voronezh River". *Hydrobiologia*, 4: 16.
- RYHANEN, R. (1968).
 "Die Betentung der Humus-substanzen im Stoffhaushalt der Gervässer Finnlands". *Verh. Intern. Verein. Limnol.*, 14: 168.
- SAUNDERS, G.W. (1971).
 "Carbon flow in the aquatic system". *In: The structure and function of freshwater microbial communities.* J. Cairns, ed., Virginia State University, 300 p.
- SAUNDERS, G.W. (1972a).
 "The kinetics of extracellular release of soluble organic matter by plankton". *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 18: 140.
- SAUNDERS, G.W. (1972b).
 "Potential heterotrophy in a natural population of *Oscillatoria Agardhii* var. *isothrix* Skuja". *Limnol. Oceanogr.*, 17: 764.
- SAUNDERS, G.W. (1972c).
 "The transformation of artificial detritus in lake water". *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 29 Suppl.: 261.
- SCHINDLER, P. (1967).
 "Heterogeneous equilibria involving oxides, hydroxides, carbonates and hydroxine carbonates". *In: Equilibrium concepts in natural water systems.* Advances in chemistry series, no 67, American Chemical Society, Washington: 344 p.
- SCHURMANN, J. (1964).
 "Organic matter in the water of Lake Zürich". *Vierteljahrsschr. Naturforsch. Ges. Zürich*, 109: 409.
- SEMOV, A.D., I.N. IVLEVA and V.G. DATSKO (1964).
 "Determination of reducing sugar in hydrolusates of organic substances from natural waters". *Gidrokhim. Materialy*, 36: 161.

- SEMENOV, A.D., A.P. PASHANOVA, T.S. KISHKINOVA and L.I. NEMTSEVA (1967).
"Content of individual groups of organic substances in the waters of some Soviet rivers". Soviet Hydrology Selected Papers, 5: 5494.
- SEMENOV, A.D., L.I. NEMTSEVA, T.S. KISHKINOVA and A.P. PASHANOVA (1968).
"Composition of organic substances in the waters of reservoirs and lakes". Soviet Hydrology Selected Papers, 6: 656.
- STEEMANN-NIELSON, E. and S. WIUM-ANDERSEN (1970).
"Copper ions as poison in the sea and in freshwater". Internat. J. Life Oceans Coastal Waters, 6: 93.
- STEEMAN-NIELSON, E. and S. WIUM-ANDERSEN (1971).
"The influence of Cu on photosynthesis and growth in diatoms". Physiol. Plant., 24: 480.
- STUMM, W. and J.J. MORGAN (1970).
"Aquatic Chemistry". Wiley-Interscience; 583 p.
- TOTH, A.J. and A.N. OTT (1970).
"Characterization of bottom sediments: cation exchange capacity and exchangeable cation status". Environmental Science Technology, 4: 935.
- WANGERSKY, P.J. (1972).
"The cycle of organic carbon in sea water". Chimia, 26: 559.
- WATT, W.D. (1966).
"Release of dissolved organic material from the cells of phytoplankton populations". Proc. Royal Soc. (London) Ser. B, 164: 521.
- WELCH, P.S. (1952).
"Limnology". McGraw Hill, New York: 538 p.
- WETZEL, R.G., P.H. RICH, M.C. MILLER and H.L. ALLEN (1972).
"Metabolism of dissolved and particulate detrital carbon in a temperate hard-water lake". Proc. of the IBP-UNESCO Symposium on Detritus and its role in aquatic ecosystems. Pallanza, Italy.
- WETZEL, R.G. and B.A. MANNY (1972a).
"Decomposition of dissolved organic carbon and nitrogen compounds from leaves in an experimental hard-water stream". Limnol. Oceanogr., 17: 927.
- WETZEL, R.G. and B.A. MANNY (1972b).
"Secretion of dissolved organic carbon and nitrogen by aquatic macrophytes". Verh. Internat. Verein. Limnol., 18: 162.
- WILSON, A.L. (1959).
"Determination of fulvic acids in water". J. Appl. Chem., 9: 501.

CHAPITRE 5

PRODUCTIVITE DES EAUX COURANTES

Pierre Couture

Jean-Louis Sasseville

André Caillé

INTRODUCTION

L'utilisation anarchique du territoire et de la ressource-eau a entraîné un enrichissement progressif des eaux de drainage en substances allochtones. Parmi les substances qui ont "gonflé" la structure chimique des eaux, on en retrouve certaines qui ont un effet antagoniste sur les transferts d'énergie et d'autres qui ont la propriété d'accélérer ces transferts, de multiplier ou de réduire les voies métaboliques par lesquelles ces transferts s'effectuent. Ces dernières substances ont un impact percutant sur l'équilibre trophique du cours d'eau. En effet, les substances nutritives (C, N, P) favorisent, via l'action combinée de la dégradation bactérienne et de la photosynthèse, l'accroissement de la biomasse des eaux souvent au détriment d'espèces animales et végétales souhaitées et entraînent de nombreux problèmes aux utilisateurs de la ressource-eau pour fins d'alimentation, d'irrigation ou de récréation.

Si, d'une part, l'enrichissement en substances nutritives dans les eaux courantes révèle une piètre efficacité dans la gestion du territoire, il est aussi, d'autre part, un indice important de l'appauvrissement des sols qui doit être compensé par l'importation croissante sur le bassin de substances allochtones. A leur tour, une partie de ces substances viendront enrichir les eaux courantes au long de leurs parcours; indifférentes aux contraintes biophysiques exercées par le type d'eaux de drainage (partie amont, système lacustre, système marécageux, etc.), elles favoriseront l'établissement de nouvelles conditions écologiques qui risquent d'entraîner une vie aquatique misérable et de diminuer l'accessibilité à la ressource.

Dans le cadre du processus de gestion de la ressource-eau, il importe donc de comprendre les mécanismes d'interactions du bassin avec la productivité des eaux courantes et d'être en mesure de l'évaluer.

5.1 CARACTERISTIQUES GENERALES D'UN COURS D'EAU

L'une des premières nécessités rencontrées dans l'établissement de bases scientifiques de l'aménagement de la ressource-eau est la caractérisation du bassin à l'aide de ses différents éléments constitutants. Deux méthodes principales de classification sont retenues: la première découle de considérations purement physiques et la deuxième est basée sur des observations physico-chimiques et biologiques.

La première classification (Strahler, 1964) identifie les différents tronçons d'un cours d'eau selon leur ordre (voir chap. 2.3). Ce type de classification ne correspond pas toujours à la réalité biotique et abiotique des eaux du bassin et est de moins en moins utilisée dans les travaux d'aménagement intégré de la ressource-eau.

La deuxième classification (Illies et Batosaneanu, 1963) est davantage axée sur le comportement biologique et hydrochimique des eaux du bassin que sur ses caractéristiques morpho-physiographiques générales. En effet, elle est reliée à l'évolution de certaines caractéristiques physico-chimiques et biologiques qui témoignent de la dynamique de l'équilibre des eaux courantes. Les cours d'eau sont alors caractérisés par 4 régions-types de comportement écologique particulier: l'eucrenon, l'hypocrenon, le rhithron et le potamon (Fig. 5.1.1). L'eucrenon correspond à la région amont, c'est-à-dire aux sources. Celles-ci donnent naissance à de petits ruisseaux qui abondent dans la région de l'hypocrenon. La troisième région que l'on trouve en aval des deux premières est le rhithron. La température moyenne s'y maintient au-dessous de 20°C et la concentration en oxygène dissous est toujours élevée. Le courant y est rapide et turbulent; le lit se compose de rochers, de pierres ou de gravier et parsemé de quelques taches de sable ou de vase. La faune qui y vit est caractéristique des eaux courantes et le phytoplancton y est rare. Le potamon succède au rhithron et s'étend jusqu'à

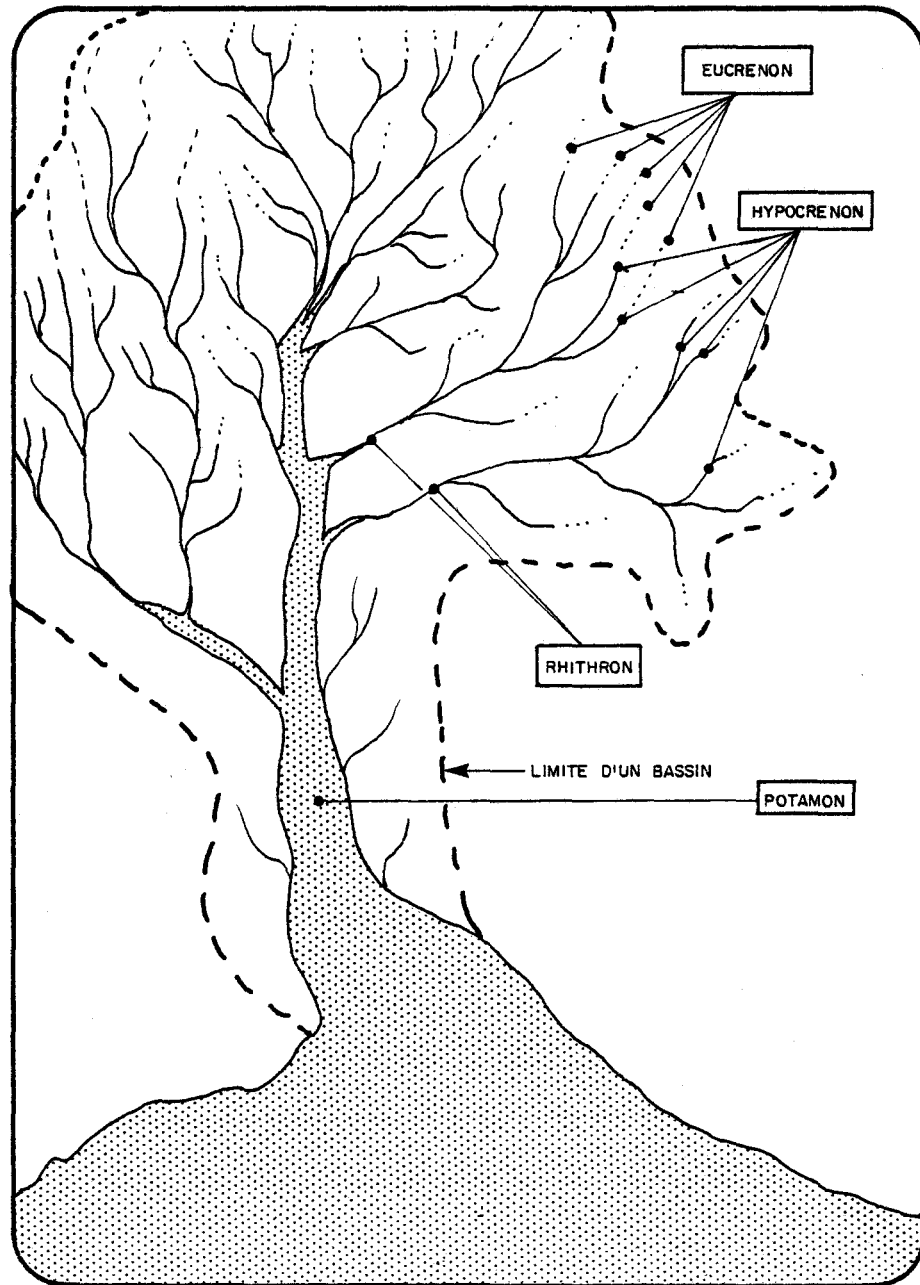


Fig.5.1.1 Classification des cours d'eau (Illies et Botasaneanu, 1963), selon leurs caractéristiques physico-chimiques et biologiques.

l'embouchure. En été, la température mensuelle moyenne peut s'élever à plus de 20°C; des déficiences en oxygène dissous s'y produisent à certains moments; le courant y est plus lent que dans le rhithron; le lit est constitué principalement de sable et de vase; la faune est composée d'espèces habitant normalement les eaux calmes et le phytoplancton peut y être très abondant.

5.2 INTERACTIONS PHYSIQUES DU BASSIN AVEC LA PRODUCTIVITE

La qualité générale des eaux d'un bassin ainsi que leur productivité sont conditionnées par différents éléments du territoire drainé: la surface du bassin, sa morphologie générale, son type de sol et de couvert végétal, son climat (température, précipitation, vent), le type de sous-sol, la longueur du cours d'eau, sa profondeur et largeur moyenne, sa latitude sont autant de facteurs conditionnant la qualité physique, chimique et biologique des eaux de drainage. Ces différents éléments sont des indicateurs capables de caractériser le bassin et de servir de paramètres aptes à évaluer la productivité potentielle du réseau.

5.2.1 Longueur de rivière et surface de bassin drainé

Le rapport $\left\{\frac{L}{A}\right\}$ (la longueur "L" du cours d'eau majeur d'un bassin sur la surface "A" drainée) est une caractéristique importante des bassins si on veut comparer la qualité générale de leurs eaux. Quand $\left\{\frac{L}{A}\right\}$ est grand, le nombre de tributaires (ordre 2, 3...) est grand et leur débit s'avère faible; bien que le pouvoir d'érosion soit plus faible, il est probable que, pour un même couvert géologique (sol et sous-sol), la minéralisation des eaux augmente avec le rapport $\left\{\frac{L}{A}\right\}$. En général, il est possible de déduire (Leopold, 1963) une relation entre la longueur du cours d'eau et la surface drainée:

$$L = \sigma A^b \quad (5.2.1)$$

pour l'ensemble des Etats-Unis, on a calculé que $\sigma = 1.4$ et que $b = .6$.

5.2.2 Dénivellation

Pour des bassins semblables, c'est-à-dire ayant un rapport $\left\{\frac{L}{A}\right\}$ du même ordre de grandeur et un couvert géologique de même nature, plus la dénivellation est grande, plus la vitesse de l'écoulement est élevée; en conséquence, le pouvoir d'érosion devient plus élevé et le transport de solides en suspension et la turbidité ont tendance à augmenter avec la dénivellation. De plus, la rétention de l'eau par les sols s'avère moins longue et l'érosion chimique moins importante. Lorsque la dénivellation est grande, le transport de solides et la turbidité étant généralement élevés, la minéralisation plus faible et enfin l'écoulement plus turbulent, la productivité biologique du cours d'eau faiblit.

5.2.3 Type de couvert forestier et type de sol

L'évaporation et la transpiration sont surtout reliées au type de couvert végétal, à l'ensoleillement et à la température; les eaux de ruissellement sont conditionnées par le type de sol et les eaux souterraines par le type de sol et de sous-sol. La réponse du débit d'une rivière aux précipitations et à la fonte de neige sera fonction des caractéristiques physiographiques du bassin tandis que la qualité physico-chimique des eaux du bassin sera partiellement contrôlée par l'évolution de l'eau à travers le couvert forestier, l'horizon organique et le sol saturé de la nappe phréatique. Il est donc indispensable pour comparer la productivité biologique de différents milieux de les associer d'une part selon leurs caractéristiques phytosociologiques et pédologiques et, d'autre part, selon leurs caractéristiques physiographiques et climatologiques.

5.2.4 Profondeur et largeur moyenne

En tout point d'une rivière, la connaissance de la profondeur, de la largeur moyenne et du débit renseigne sur le type de fond et sur la productivité de la faune et de la flore qui lui sont associées.

La connaissance du débit sera d'autant plus importante qu'il s'agit là d'un facteur déterminant dans le comportement écologique des eaux courantes; ainsi, si l'on veut connaître les caractères écologiques associés à la largeur et à la profondeur moyenne, il est indispensable d'être en mesure d'évaluer la vitesse de l'écoulement. A cette fin, on recourt aux équations empiriques suivantes:

$$\bar{w} = pD^x \quad (5.2.2)$$

$$\bar{h} = gD^y \quad (5.2.3)$$

$$\bar{v} = rD^z \quad (5.2.4)$$

avec D: Débit
w: largeur du cours d'eau
v: vitesse de l'écoulement
h: profondeur du cours d'eau

x, y, z et p, g, r sont des constantes caractéristiques de tronçons de cours d'eau;

$$x + y + z = 1 \quad \text{et} \quad p \times g \times r = 1$$

si on connaît en plus la largeur et la profondeur moyenne d'un cours d'eau ainsi que les débits à partir des données pluviométrique, il est possible d'établir la vitesse de l'écoulement. La distribution des vitesses, (fig. 5.2.2) facteur important du potentiel érosif de la rivière, joue un rôle déterminant dans les mécanismes de productivité biologique.

5.2.5 Régime climatique

Le régime thermique est le facteur de régulation de la productivité biologique le plus important: le métabolisme des organismes aquatiques est associé à la température du milieu. La température des eaux de drainage d'un bassin est fonction du microclimat ambiant:

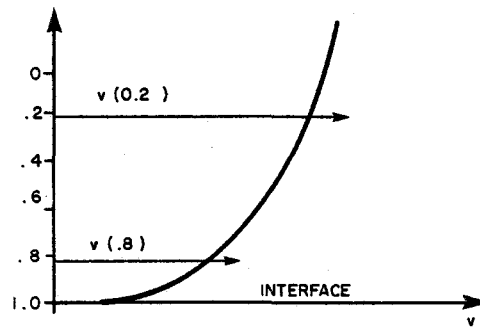
Les précipitations, la température de l'air ambiant et l'ensoleillement sont les principaux facteurs conditionnant le régime thermique des eaux. Ainsi, les conditions climatiques locales, la longueur du parcours, la morphologie des berges et le rapport $\left. \begin{array}{l} \text{largeur moyenne} \\ \text{profondeur moyenne} \end{array} \right\}$ seront des facteurs importants dans l'établissement du régime thermique d'un cours d'eau. Bien que l'écoulement des eaux naturelles soit généralement turbulent, il est possible que certaines grandes rivières aient un profil de température transversale non homogène; ceci s'explique par l'effet combiné du profil de la vitesse d'écoulement (fig. 5.2.1), de la morphologie du lit et de la distribution de l'énergie radiante.

5.3 ELEMENTS NUTRITIFS DE BASE

A cause de leur importance dans les différentes voies métaboliques de l'organisme, le carbone, l'azote et le phosphore sont considérés comme les éléments nutritifs de base: ils font partie des constituants primaires de la biomasse (tableau 5.3.1). Leur rôle capital dans le contrôle de la production biologique du milieu a été démontré par plusieurs auteurs, entre autres par Likens en 1972.

5.3.1 Distribution spatiale de différentes formes de substances nutritives dans une section transversale

L'azote est un élément chimique qui peut exister à différents états d'oxydation. Dans le milieu, il se retrouve dissous, en suspension ou associé aux sédiments. En solution, l'azote est présent sous la forme organique associée au carbone comme élément constitutif de matières organiques complexes et sous la forme inorganique (N_2 , NH_4 , NO_2 , NO_3). La concentration en N_2 dépend des échanges de l'eau avec l'atmosphère et obéit à la loi d'Henry (voir chap. 3). L'azote moléculaire N_2 est la fraction principale de l'azote inorganique en solution. Quant à l'azote ammoniacal, aux nitrites et aux nitrates, ils sont les produits d'oxydation de la matière organique. En suspension et dans les sédiments de fond, les fractions organiques



$$\bar{v} = \frac{v_{0.2} + v_{0.8}}{2}$$

PROFIL VERTICAL DE VITESSE



PROFIL TRANSVERSAL DE VITESSE (mm/sec)

Fig. 5.2.1 . Distribution type verticale et transversale de la vitesse de l'écoulement dans un cours d'eau .

TABLEAU 5.3.1 Composition élémentaire du phytoplancton excluant le chlore, l'iode et le vanadium.

Elément	Moyenne µgm/mg	Domaine (matière sèche)	# relatif d'atomes
H	65	29-100	8,140,000
C	430	175-650	4,460,000
O	275	205-330	2,120,000
N	55	10-140	487,000
Si	54	0-230	237,000
K	17.3	1-75	55,000
P	11	.5-33	43,800
Na	6.1	.4-47	32,500
Mg	5.6	.5-75	28,700
Ca	8.7	0.0-80	27,500
S	5.9	1.5-16	23,800
Fe	5.9	0.2-34	13,800
Zn	.28	.005-1.0	540
B	.03	.001-0.25	350
Cu	.10	.006-0.3	200
Mn	.06	.02-0.24	138
Co	.06	.0001-0.2	125
Mo	.0008	.0002-0.001	1

et ammoniacales sont généralement prédominantes tandis que les eaux interstitielles peuvent contenir des concentrations importantes de nitrites et de nitrates.

Le phosphore, comme l'azote et le carbone, peut exister sous forme inorganique et sous forme organique. Le phosphore inorganique se présente sous la forme de différents composés que l'on peut analyser globalement en les hydrolysant en orthophosphates. Quant au phosphore organique associé au carbone et à l'azote, il peut être extrait par digestion et transformé lui aussi en orthophosphates. Les orthophosphates rencontrés dans le milieu correspondent aux différentes formes de l'acide phosphorique (H_3PO_4 , $H_2PO_4^-$, HPO_4^{--}) et leurs concentrations relatives sont contrôlées par le pH. Toutes les formes du phosphore sont présentes en solution, en suspension et dans les sédiments de fond.

Ainsi, à cause de l'hétérogénéité de la distribution des formes chimiques sous lesquelles on retrouve les éléments nutritifs, il est normal que la distribution de leur concentration dans la masse d'eau d'une section transversale d'une rivière à écoulement lent soit variable dans l'espace.

Le calcul des charges en carbone, en azote et en phosphore à un point d'une rivière est une opération fort complexe qui doit tenir compte de la variabilité temporelle, de l'hétérogénéité spatiale (transversale) des concentrations de chacun de ces éléments ainsi que des différentes formes sous lesquelles on les retrouve dans le milieu; de plus, il est nécessaire de connaître les débits en tout temps pour la période considérée et le régime de l'écoulement dans la section considérée.

Les travaux de Wang et Evans (1970) permettent d'entrevoir des relations entre les différentes composantes (C, N et P) et le débit. Ils ont démontré qu'il existait dans le bassin étudié une corrélation entre les orthophosphates et le débit et entre les

concentrations en fluor et le débit (Fig. 5.3.1); ainsi, en utilisant le fluor et les orthophosphates comme "traceurs" ils sont parvenus à faire ressortir les relations entre les différentes formes d'azote (NH_3 , NO_3 et azote organique et le débit (Fig. 5.3.2 et 5.3.3). L'interprétation de ces courbes permet de discerner les phénomènes suivants:

- les concentrations en orthophosphates et en fluor diminuent avec l'augmentation du débit (l'effet majeur étant la dilution de ces éléments);
- les concentrations en NH_3 , NO_3 et en N organique diminuent peu ou pas avec le débit et beaucoup moins rapidement que les concentrations en fluor et en orthophosphates (figure 5.3.4); dans le cas de l'azote ammoniacal, les concentrations augmentent pour les faibles augmentations de débit, l'effet de dilution étant surcompensé par l'effet de l'érosion.

Toutefois Marvin *et al.* (1969) ont montré que, durant les premières heures d'une crue, les concentrations en phosphore augmentent avec le débit indiquant ainsi l'effet de l'érosion de surface qui, lors de cet épisode hydrologique, est la première à se faire sentir.

5.3.2 Evolution temporelle des concentrations de l'amont vers l'aval

Plusieurs facteurs externes et internes ont un rôle important dans la régulation des concentrations des différentes formes des substances nutritives dans l'espace (de l'amont vers l'aval) et dans le temps (au cours des saisons ou encore d'épisodes hydrologiques particuliers tels que la fonte des neiges, les étiages et les crues). Parmi les facteurs externes, mentionnons la morphologie générale du bassin, les différents apports directs en provenance

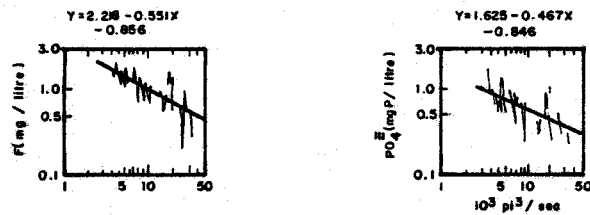


Fig. 5.3. 1 Relation entre le fluor et le débit et entre le PO₄ et le débit (selon Wang et Evans, 1970).

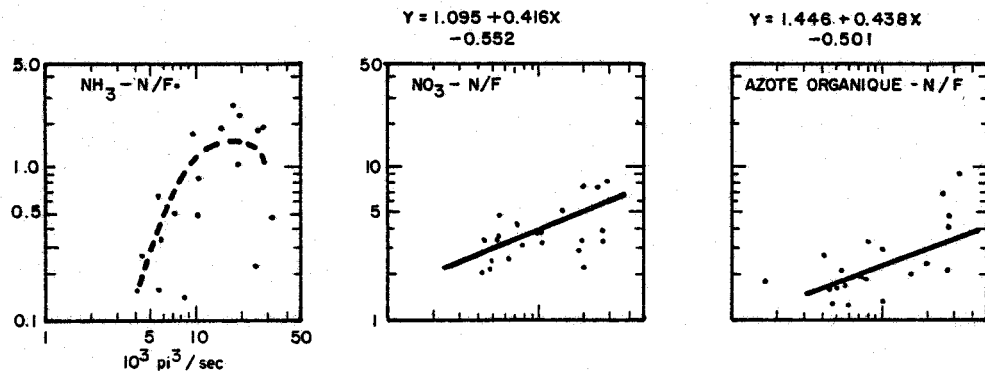


Fig. 5.3.2 Relation de l'azote ammoniacale, des nitrates et de l'azote organique (selon Wang et Evans, 1970).

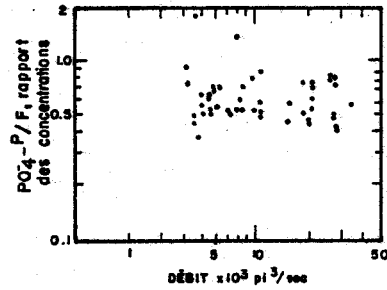


Fig.5.3.3 . Relation entre le rapport des concentration PO_4^-P/F et le débit (selon Wang et Evans , 1970).

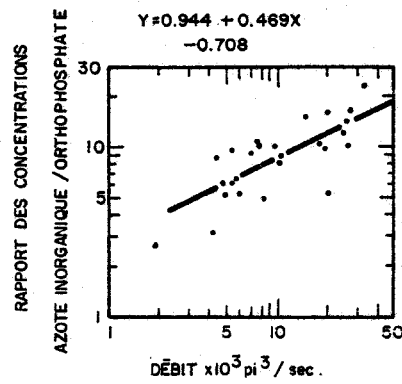


Fig.5.3.4 . Relation du rapport des concentrations de l'azote inorganique et des orthophosphates avec le débit (selon Wang et Evans, 1970).

des zones urbaines et industrielles ainsi que les différents apports indirects en provenance des zones agricoles, forestières ou marécageuses. La contribution des facteurs externes varie dans l'espace selon la spécialisation et la concentration des activités urbaines, agricoles et industrielles. Cette contribution évolue dans le temps au cours du cycle climatique annuel.

Les facteurs internes agissant sur les concentrations en substances nutritives de base sont nombreux et leurs interactions entre eux sont complexes. Parmi les plus importants, on retrouve l'oxydation chimique et biologique de ces substances, leur comportement sédimentologique, leur "turn-over" biologique, les facteurs physiques tels que la dilution, la turbidité, la turbulence, le mélange des tributaires, la température et les gaz dissous ainsi que les facteurs physico-chimiques tels que la minéralisation globale et la présence de co-facteurs ou d'inhibiteurs enzymatiques présents à l'état de traces.

Les figures 5.3.5 et 5.3.6 permettent d'illustrer les variations des concentrations des différentes formes de phosphore et d'azote dans le temps et dans l'espace. Ce comportement est spécifique au bassin étudié. Les différents paramètres biophysiques tels que la nature du sol et son relief, la nature du couvert végétal et sa distribution dans le bassin ainsi que le climat jouent un rôle important dans la distribution relative des éléments nutritifs. Signalons aussi que le pourcentage d'azote inorganique augmente avec la perte en azote des sols via les eaux de drainage du sous-bassins (Fig. 5.3.7). Les orthophosphates ne suivent pas une relation bien définie: pour un bassin de même charge spécifique en phosphore, le pourcentage d'orthophosphates peut varier de 22% à 68%. Il importe donc de ne pas généraliser les énoncés décrivant le comportement d'un bassin spécifique.

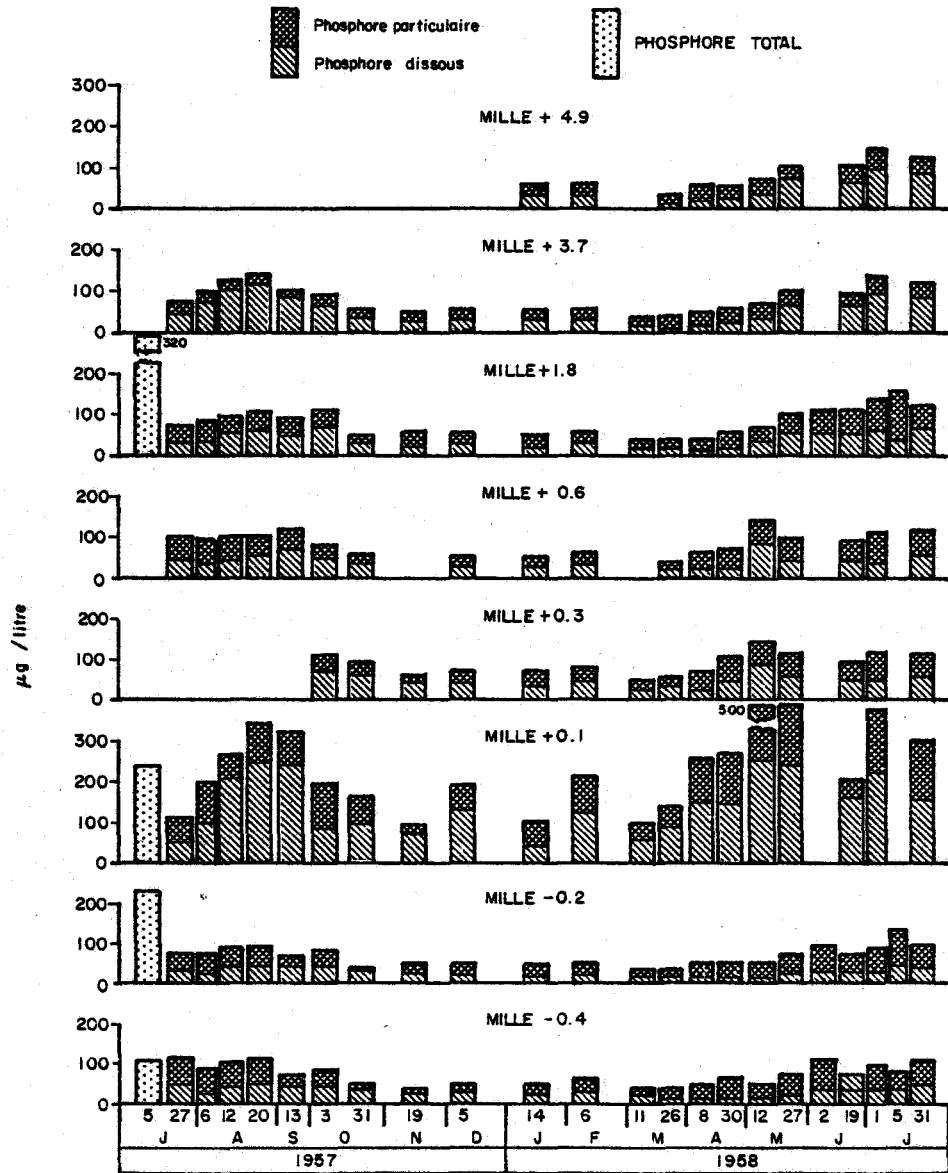


Fig. 5.3.5 .Évolution spatiale et temporelle du phosphore particulaire et dissous sur la rivière Red Cedar (Ball et al., 1969).

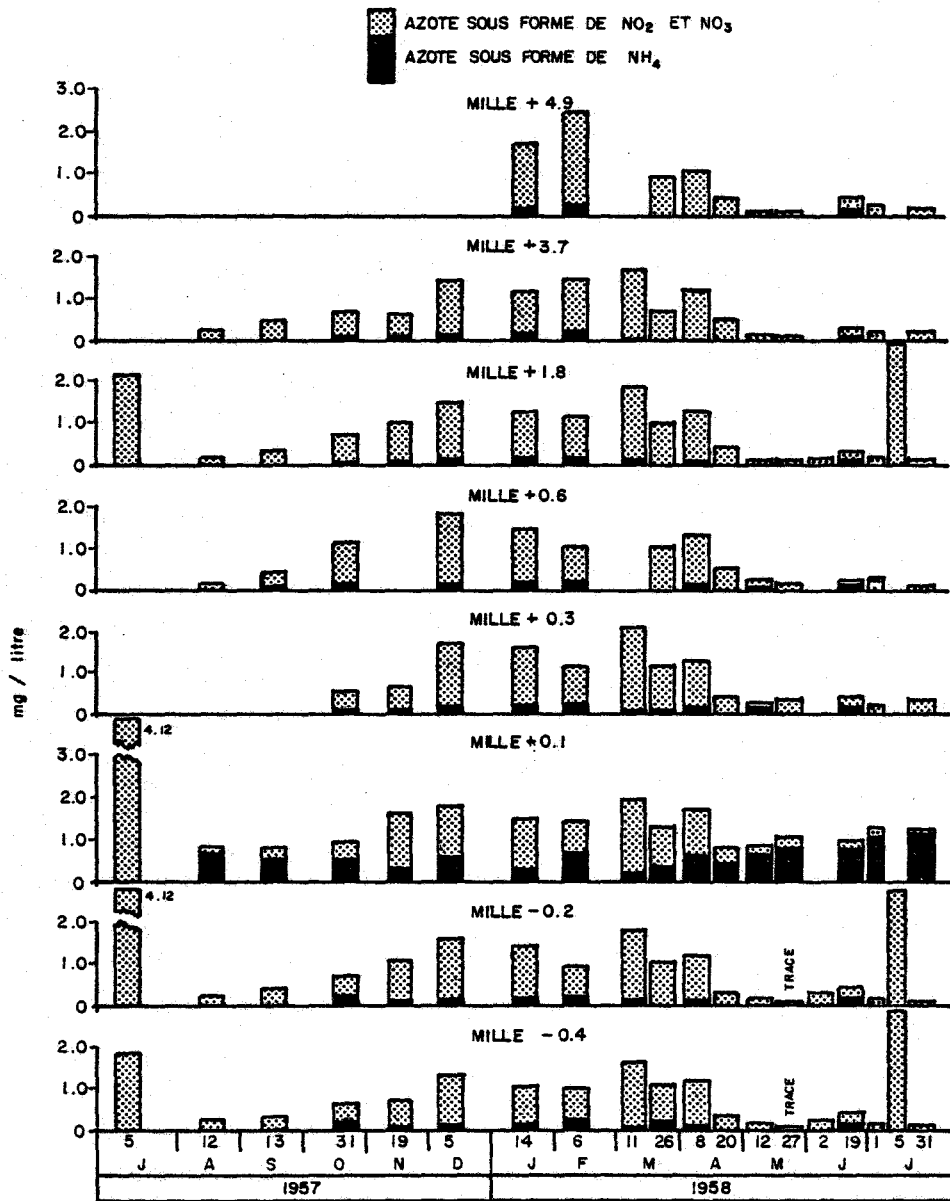


Fig. 5.3.6. Évolution spatiale et temporelle des différentes formes d'azote mesurées dans la rivière Red Cedar (Ball et al., 1969) .

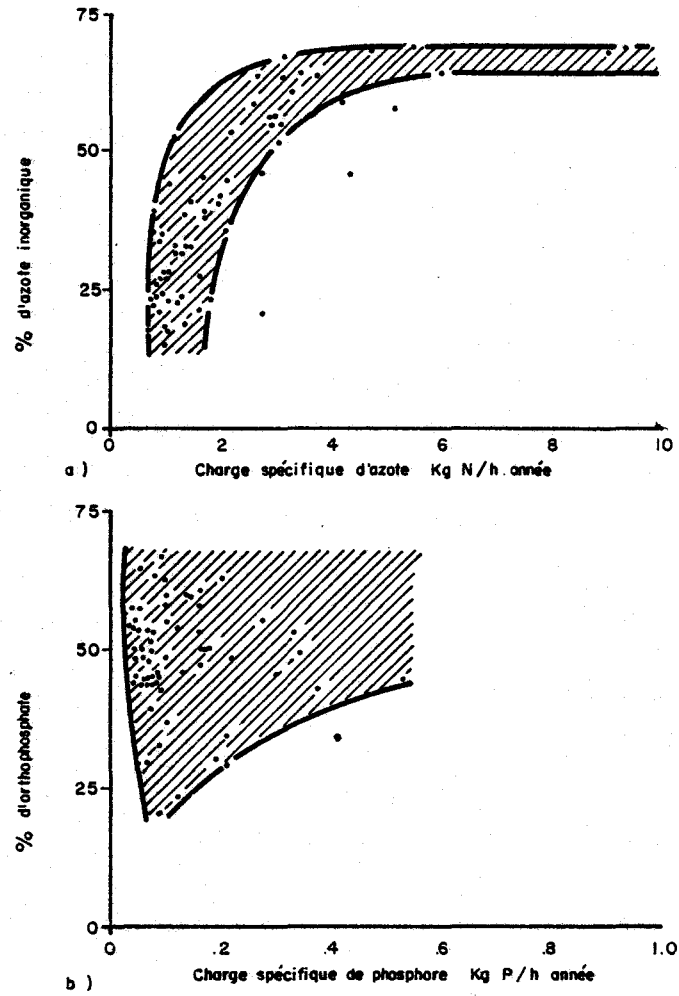
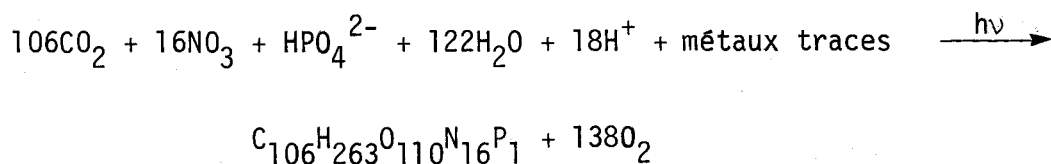


Fig. 5.3.7. a) Relation entre le pourcentage d'azote inorganique et la charge spécifique totale d'azote en provenance de sous-bassins
 b) Relation entre le pourcentage d'orthophosphate et la charge spécifique totale de phosphore en provenance de sous-bassins.

5.4 CARACTERISATION BIOLOGIQUE D'UN TRONCON DE RIVIERE

L'évolution et la distribution hétérogène des différentes formes d'éléments chimiques observées en rivière (Voir chapitre 5.3) entraînent des conditions de vie susceptibles d'affecter à la fois la composition des espèces et le métabolisme des individus. Parmi les organismes dont le métabolisme est le plus sensible aux conditions du milieu, il y a deux types qui se côtoient continuellement: les phototrophes et les microorganismes hétérotrophes. Les premiers utilisent l'énergie solaire alors que les seconds emploient l'énergie chimique des produits présents dans le milieu, ou l'énergie assimilée par les phototrophes.

Nous porterons notre attention ici sur les phototrophes. On y distingue trois groupes principaux: le phytoplancton, le périphyton et les macrophytes. Tous ces organismes utilisent l'énergie solaire et les éléments nutritifs de base pour synthétiser de la matière organique. L'équation chimique qui traduit ce phénomène est la suivante:



Les caractéristiques physiologiques et métaboliques de ces organismes sont déterminantes pour l'établissement de la structure écologique des rivières. En effet, l'abondance ou la prédominance de ces groupes est fonction de la région du cours d'eau (eucrenon, hypocrenon, etc. voir chap. 5.1) et du niveau d'enrichissement en substances nutritives disponibles dans ces eaux. En ce qui concerne les algues par exemple, plusieurs auteurs ont déjà démontré la relation qui existe entre la qualité du milieu et l'évolution des populations d'algues: les travaux de Borowitzka (1972) montrent que l'augmentation du niveau de substances nutritives a pour effet de réduire le nombre d'espèces d'algues; Brown (1971) rapporte que les milieux ne subissant pas d'apports allochtones importants sont caractérisés par la présence de plusieurs espèces d'algues; Barlow *et al.* (1973) ont mis en évidence, à l'aide de cultures

continues, que l'évolution de la composition d'une population d'algues était liée à la quantité d'éléments nutritifs disponibles dans le milieu; enfin, Bush et Welch (1972) rapportent la relation qui existe entre le temps de renouvellement des eaux et la composition de la population d'algues.

5.4.1 Techniques de caractérisation

Plusieurs chercheurs ont déjà utilisé des populations d'algues, tant sur le terrain qu'en laboratoire, en exploitant les relations qui existent entre les métabolisme des algues et l'ensemble des composantes du milieu aquatique. La dynamique de croissance d'une population d'algues devient ainsi un paramètre intégrant qui révèle indirectement la qualité du milieu. A cette fin, l'abondance et la diversité des techniques utilisées, telles que rapportées par Toerien *et al.* (1971), nous incitent à nous limiter à certaines méthodes.

A) Mesure de productivité primaire

Les techniques les plus utilisées sur le terrain sont des méthodes aptes à nous renseigner directement sur la productivité du milieu. Steemanm - Nielsen (1952) mentionne que l'équation de la photosynthèse ($\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{énergie} = (\text{CH}_2\text{O}) + \text{O}_2$) suggère que ce processus peut être suivi à l'aide de mesures de production d' O_2 , d'assimilation de CO_2 ou de formation de matière organique. Depuis plusieurs années, différents chercheurs ont par exemple utilisé la méthode des bouteilles noires et des bouteilles blanches pour mesurer la production d'oxygène et pour déterminer le taux d'assimilation du carbone. Les premières véritables déterminations de productivité furent ainsi effectuées par Gaarder et Gran (1927) à l'aide de mesures de production d'oxygène. Cette technique présente de nombreux inconvénients et son application en eaux courantes conduit à une sous-estimation de la productivité: l'immobilisation de l'eau à l'intérieur de bouteilles a pour conséquence de diminuer l'activité photosynthé-

tique (Wetzel, 1964). Plus tard, une technique beaucoup plus sensible, élaborée par Steemann-Nielsen (1952), permettait de mesurer le taux d'incorporation du CO_2 à l'aide d'un traceur radioactif (C^{14}). Cette dernière technique, malgré quelques inconvénients, a pris de plus en plus d'importance dans la détermination de la production primaire des eaux.

Mais différents points faibles de cette dernière technique sont susceptibles de sous-estimer la production réelle des eaux. Wetzel (1965) suggère la réduction des périodes d'incubation et des débits de filtration des échantillons d'eau: d'une part, les pertes en produits marqués via l'excrétion de matière organique, consécutives à une incubation trop longue et, d'autre part, les pertes en cellules consécutives à une filtration trop rapide, ont pour effet de minimiser les taux de production. Quasim *et al.* (1972) indiquent que, malgré que l'effet de la grosseur des bouteilles d'incubation puisse être compensé à l'aide de courtes périodes d'incubation, l'effet de "self-absorption" de la radioactivité sur les filtres gêne l'efficacité du comptage et que la présence de matière organique soluble fausse le marquage au carbone-14. McMahon (1973) met en évidence une interférence due à la rétention du carbone-14 par certaines substances inconnues: un lavage du filtre avec de l'eau non-radioactive élimine ce problème. Gieskes et Van Bennekom (1973) montrent que la sécrétion de mucus par des colonies d'algues peut conduire à une sous-estimation de la production. Kudryavtsev et Romanenko (1972) mettent en évidence la possibilité de réassimilation du CO_2 produit par les algues: une telle réaction réduit les mesures de production. L'utilisation de l'acidification et du barbottage d'air directement dans la bouteille d'incubation et le comptage en scintillation d'un aliquot de la solution incubée ont été recommandés par Schindler *et al.* (1972) cela réduit les possibilités de surestimation ou de sous-estimation des mesures. Aux exigences de cette dernière technique, il faudrait ajouter l'utilisation de courtes périodes d'incubations pour avoir une technique mieux adaptées à la mesure de la productivité réelle en rivière.

Selon Goldman (1972), l'application de la technique d'incorporation de carbone-14 demeure la méthode la plus adéquate pour mesurer la productivité; cette technique, qui permet de mesurer l'activité métabolique des populations d'algues, est plus sensible que les techniques mesurant les changements de concentration en oxygène, les pigments photosynthétiques et le nombre de cellules.

Toutefois, une telle technique ne peut nous renseigner de façon quantitative sur la contribution des différentes espèces d'algues à la production du milieu. Gutel'maker (1973) a développé une méthode apte à déterminer cette contribution: la quantité de produits incorporés et visualisés par l'autoradiographie nous renseigne sur l'activité photosynthétique des différentes espèces de la population étudiée. L'emploi d'une telle technique s'avère très intéressante au niveau de la caractérisation de l'évolution de la qualité d'un cours d'eau. Nous avons à cet effet cité plus haut différentes études qui mettaient en évidence la relation existante entre la qualité du milieu et l'évolution des populations d'algues. Ainsi, la caractérisation des activités photosynthétiques des différentes espèces viendrait identifier les espèces susceptibles de devenir dominantes: l'évolution de la qualité du milieu serait dès lors associée à des milieux déjà connus qui ont été colonisés par les espèces d'algues où des maxima d'activité auront été préalablement mesurés.

B) Mesure de chlorophylle

La lumière qui pénètre dans l'environnement aquatique est absorbée par les pigments chloroplastiques des algues et est convertie en énergie nécessaire aux différentes réactions du processus photosynthétique. L'activité photosynthétique de la communauté d'algues peut donc être caractérisée à l'aide de l'analyse quantitative et qualitative des différents pigments des populations d'algues.

Yentsch (1967) rapporte que c'est Harvey qui introduisit, en 1934, les mesures des pigments chlorophylliens pour l'étude de la dynamique de population. A la suite de ces expériences, les ca-

ractérisations des pigments chlorophylliens ont permis de mettre en évidence tant les difficultés méthodologiques inhérentes aux techniques que les limites de détection des différentes méthodes. Une première revue des procédures d'isolation et d'estimation fut faite par Smith et Benitez (1955): l'analyse des données spectrophotométriques de chaque pigment photosynthétique leur a permis de formuler des équations reliant les concentrations des chlorophylles aux mesures d'absorption. Bogorad (1962) prétend qu'il est plus difficile d'extraire la chlorophylle des algues que des plantes supérieures. Parsons et Strickland (1963) discutent et améliorent la technique proposée par Richards et Thompson (1952): les coefficients d'absorption utilisés par ces derniers sont trop faibles et conduiraient à une surestimation de la quantité de pigments; de plus, Parsonne et Strickland proposent de mesurer la densité optique à 750 m μ afin d'éliminer les erreurs dues à la turbidité. Plus tard, les travaux de Moss (1967) et de Lorenzen (1967) mettaient en évidence l'importance des dosages des formes dégradées de la chlorophylle (chlorophylle inactive): la détermination des concentrations de ces produits prévient une surestimation des mesures de chlorophylles actives. L'utilisation de la spectrofluorimétrie a grandement amélioré la sensibilité de la technique. Yentsch et Menzel (1963) prétendent que cette technique est 2 à 3 fois plus sensible que la méthode des dosages au spectrophotomètre; cependant, les maxima de variation calculés sont de 15%.

Quoiqu'il en soit, Jorgensen (1966) estime que la détermination des concentrations de chlorophylle "a" pourrait être considérée comme étant la meilleure mesure d'évaluation de la biomasse et du potentiel photosynthétique d'une population d'algues. Les mesures de biomasse telles que pratiquées par Strickland (1960) à l'aide des déterminations du contenu cellulaire (carbone organique, azote et phosphore) d'échantillons de plancton sont souvent erronées: la présence de détritus et de zooplancton à l'intérieur des échantillons viendrait fausser la mesure des paramètres. La technique utilisée par Stainton *et al.* (1974) nous semble la mieux adaptée à la déter-

mination des concentrations de chlorophylle en eaux douces au niveau de la précision, de la sensibilité et du volume d'échantillons à traiter.

L'évolution des différents pigments chlorophylliens est liée tant au développement de l'individu qu'à l'évolution de la population. Ainsi par exemple, les mesures de concentrations en chlorophylle varient en fonction de l'état physiologique des individus chez certaines populations d'algues. En effet, Jensen et Rystad (1973) ont observé que, chez T. pseudonana et S. costatum, l'augmentation de concentration en chlorophylle était synchronisée avec la croissance des cultures; par contre, dans le cas d'une autre espèce d'algues (P. tricornutum), la concentration en chlorophylle des cellules d'une culture ne variait pas en fonction de la croissance. Jorgensen (1966) rapporte que les concentrations en chlorophylle sont fortes durant la phase de croissance pour ensuite diminuer lors de la phase de stabilisation; de plus, il n'y a que de faibles concentrations en chlorophylle chez des individus issus de culture déficientes en fer, en azote ou en phosphore. La phase de croissance d'une population d'algues peut elle aussi être caractérisée; Jensen et Sakshaug (1973) concluent que le rapport chlorophylle "a"/chlorophylle "a" totale et que l'occurrence de produits dérivés de la chlorophylle nous renseignent sur l'évolution et la formation d'un "bloom" d'algues. Enfin, il est aussi possible de suivre l'évolution de la communauté d'algues (successions des espèces). Margaleff (1965) a développé une mesure qui se traduit par le quotient des densités optiques mesurées à 430 et 665 m μ . Le quotient est faible pour les populations simples à croissance rapide et plus élevé pour les populations plus âgées ou plus complexes (plusieurs espèces) où la densité des pigments est plus grande.

Plusieurs auteurs ont étudié la relation entre l'assimilation de carbone et la concentration de chlorophylle dans le milieu aquatique. Ryther et Yentsh (1958) ont explicité que les rapports {C-14 assimilé/chlorophylle "a"} les plus souvent rencontrés se

situent entre 1 et 4. D'après les études de Shimada (1958), cette variation serait attribuable aux changements de concentration en chlorophylle "a" au cours de l'expérience. Anderson et Banse (1965) établissent des coefficients de corrélation entre les mesures d'incorporation de C-14 et les mesures de densité optique à 665 m μ d'extraits de pigments de planctons marins: cette corrélation serait aussi importante que la corrélation calculée entre le C-14 et le contenu en chlorophylle "a" et plus importante que la corrélation établie entre le C-14 et le contenu en chlorophylle total. De leur côté, Sundararaj et Krishnamurthy (1973) montrent une relation linéaire entre la chlorophylle "a" et la production nette. Glooschenko *et al.* (1973) ont déterminé que l'évolution de la production primaire suit le même profil de distribution au cours de l'année que celle des concentrations de chlorophylle "a". Enfin, Laborde et Minas (1974) utilisent l'équation 60 mgC de carbone = 1 mg de chlorophylle "a" pour convertir les mesures de production primaire en une estimation des concentrations de chlorophylle "a" présentes dans le milieu.

C) Mesure du potentiel de fertilité

La "potabilité" d'une eau est souvent évaluée à partir de la quantité d'algues que l'on y retrouve: l'occurrence d'une population massive d'algues a toujours été associée à une qualité d'eau douteuse. Ces populations massives d'algues sont la résultante de l'assimilation des substances nutritives contenues dans le milieu aquatique. L'étude de l'évolution des populations d'algues, via l'utilisation des "bioessais", est apparue à plusieurs chercheurs, comme étant un outil très important pour l'investigation de la relation entre la qualité de l'eau et les substances nutritives. Ces bioessais sont en outre aptes à évaluer le potentiel de fertilité de l'eau (Lund, 1970). On peut définir le potentiel de fertilité comme étant la mesure de capacité d'une eau à supporter la croissance d'organismes autotrophes.

Toerien *et al.* (1971) mentionnent que c'est Allen et Nelson (1910) qui utilisèrent les premiers la technique des bioessais avec des algues: ils enrichirent de l'eau de mer et étudièrent des cultures d'organismes marins. Plus tard, Schreiber (1927), comme nous le rapportent Berland *et al.* (1972), décrit une procédure appelée "analyse physiologique" de l'eau de mer: cette méthode lui permit de mettre en évidence le facteur chimique limitant la production du plancton marin. Enfin, plusieurs auteurs comme Skulberg (1964), Oswald et Gaonkar (1969), Word (1970), Berland *et al.* (1972) et Fitzgerald (1972), décrivent comment l'utilisation de cette technique s'est développée au cours des quinze dernières années. Deux concepts ont alors été "exploités": les essais biologiques et les tests biologiques. Les différents modes d'utilisation des bioessais sont schématisés à la figure 5.4.1.

Berland *et al.* (1972) ont précisé ces deux concepts. D'une part, les essais biologiques sont des dosages d'éléments effectués à l'aide d'indicateurs biologiques en cultures pures: par exemple, Carlucci et Silbernagel (1966) utilisèrent une diatomée (Cyclotella nana) pour déterminer les concentrations de vitamines B-12 dans l'eau de mer. D'autre part, les tests biologiques, qui ne possèdent pas l'aspect quantitatif des essais biologiques, ont pour but de caractériser l'effet des éléments chimiques présents dans le milieu, c'est-à-dire stimuler ou inhiber la croissance. Nous discuterons ici uniquement de l'utilisation des tests biologiques.

Ces techniques ont déjà été utilisées, tant sur le terrain qu'en laboratoire. Elles sont habituellement réalisées à l'aide de mesures qui permettent de suivre l'évolution des populations d'algues: populations naturelles du milieu pour les tests faits sur le terrain et populations naturelles ou populations en cultures pures pour les études en laboratoire.

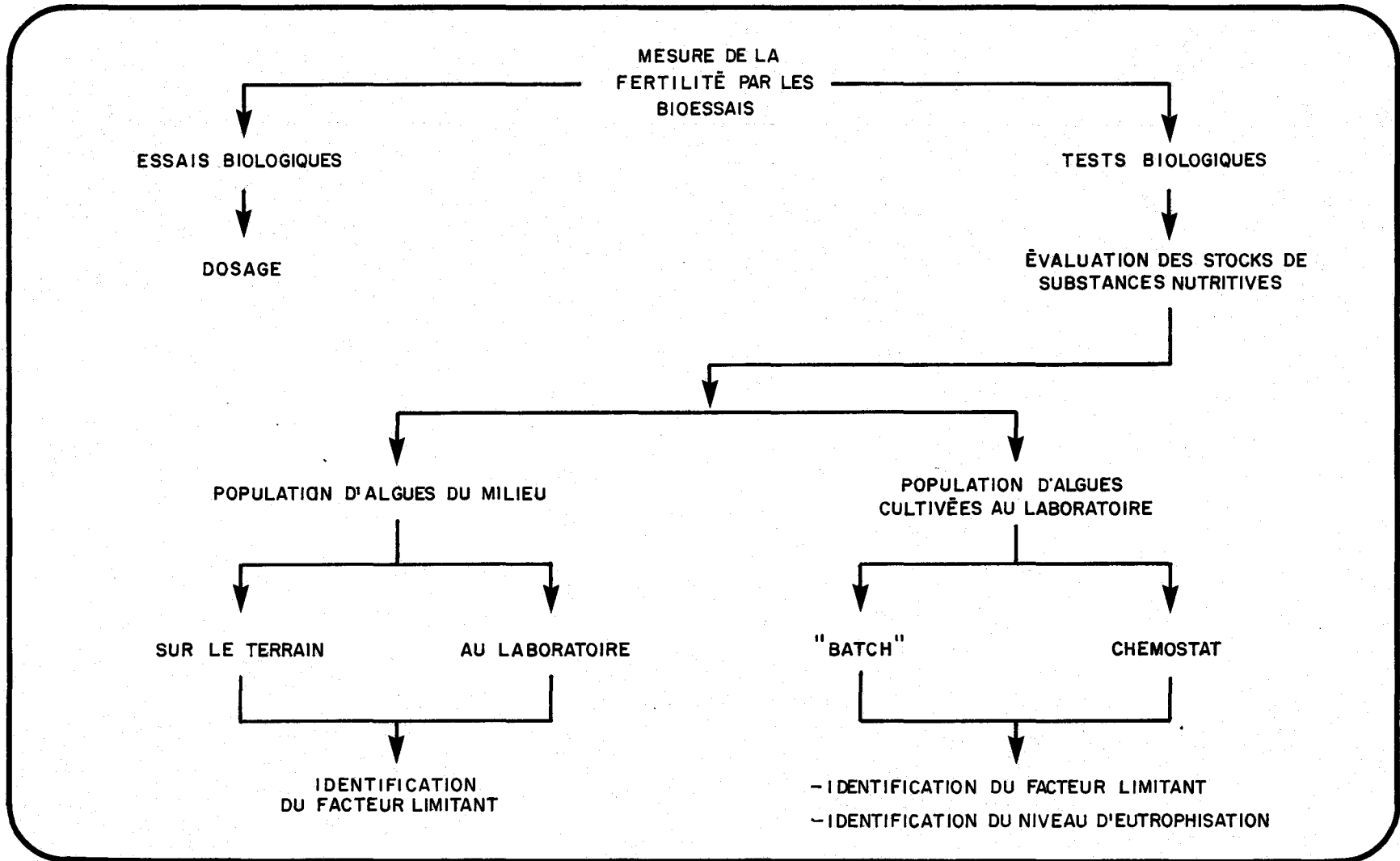


Fig . 5.4.1 . Modes d'utilisation des bioessais dans la mesure de la fertilité des eaux naturelles .

Les tests biologiques effectués à l'aide des populations d'algues naturelles visent à mettre en évidence les facteurs chimiques limitant la productivité du milieu. Ces tests sont habituellement réalisés en isolant une certaine quantité d'eau et en y ajoutant différents types d'éléments nutritifs. La stimulation de la croissance de populations d'algues consécutive à l'ajout d'une substance nutritive viendra identifier le facteur chimique limitant la production. Ainsi, comme le mentionne Fitzgerald (1972), l'utilisation d'un tel test nous renseigne sur l'état (surplus ou carence) des stocks de substances nutritives contenus dans le milieu aquatique. Ces expériences d'enrichissement sont effectuées, soit directement "in situ", soit en laboratoire sur des échantillons d'eau.

Au cours d'expériences effectuées sur le terrain, Goldman (1962) et Lund (1969) ont isolé de grandes masses d'eau à l'aide de tubes en polyéthylène d'une hauteur de 10 mètres; des substances nutritives étaient ajoutées à l'eau ainsi obtenue et les effets sur les populations d'algues présentes étaient observés. Plus récemment, Lean *et al.* (1974) utilisèrent à cette fin des "limnocorrals" qui sont des enceintes de vinyls. Enfin, Lund (1974) a mené de telles expériences à l'intérieur de tubes de caoutchouc pouvant contenir 18,000 m³ d'eau; il observe qu'après 2 à 5 années d'expérimentation les quantités d'algues contenues à l'intérieur de ces immenses tubes sont similaires à celles trouvées dans le milieu environnant (eaux lacustres).

D'autres expériences effectuées à l'aide des populations naturelles sont menées au laboratoire. Citons à ce sujet les travaux de Ryther et Guillard (1959). Ces chercheurs ont étudié les effets d'ajouts de substances nutritives à des échantillons d'eau naturelle; ces échantillons sont incubés au laboratoire et l'assimilation de carbone-14 est mesurée. Par la suite, Barber et Ryther (1969) ont prélevé des échantillons d'eau à différentes profondeurs; ces échantillons ont été ensuite enrichis et incubés au laboratoire et l'assimilation du C-14 fut mesurée. Enfin, plus récemment, Samsel

et al. (1972) ont recueilli des populations naturelles d'algues à l'aide d'un filet à plancton. Ces populations ont ensuite été maintenues en culture au laboratoire et incubées dans des échantillons d'eau enrichie.

L'identification du facteur chimique limitant la production de ces algues est essentielle dans la compréhension des phénomènes qui régissent leur évolution. Goldman (1972) prétend que l'utilisation de cette technique est nettement supérieure aux analyses physico-chimiques de la composition des eaux car ces analyses ne nous renseignent en rien sur le niveau de disponibilité des éléments nutritifs. Toutefois, l'interprétation des résultats obtenus reste difficile; ces mesures sont faites sur des populations hétérogènes où les différentes classes d'individus ont des exigences métaboliques différentes. Notons à ce propos que Lund (1970) prétend qu'il est difficile de faire des comparaisons entre les différents points d'échantillonnages où la composition des espèces est altérée.

L'utilisation de tests biologiques réalisés en laboratoire à l'aide d'une espèce d'algues en culture pure vient résoudre ces problèmes. Ces expériences sont réalisées en "batch" ou en "chemostat"; l'"Environmental Protection Agency des U.S.A." (1971) a développé récemment dans ce but une méthodologie particulièrement bien adaptée à l'étude de la qualité des eaux.

Les expériences réalisées en "batch" consistent essentiellement à prélever un échantillon d'eau, à le stériliser et à y ensemercer une souche d'algues. La croissance de cette souche est par la suite suivie à l'aide d'un comptage quotidien des individus de la population. Forsberg et Forsberg (1972) contrôlent à l'aide de ce test l'efficacité du traitement des eaux usées. Payne (1974) utilise ce test afin de caractériser la quantité de substances nutritives présentes dans les eaux. De leur côté, Ben-Bassat

et al. (1972) ont démontré via cette méthode les effets de la présence de toxiques sur des populations d'algues: des concentrations élevées de mercure ont pour effet d'augmenter la durée de la phase d'adaptation des cultures d'algues. L'utilisation de l'EDTA* (complexant chimique) peut caractériser la présence de toxiques inorganiques: l'EDTA altère la disponibilité des métaux (Barber *et al.*, 1971) et réduit par exemple la toxicité du cuivre ionique (Kanazawa et Kanazawa, 1969; Steeman-Nielsen et Wium-Andersen, 1970).

Toerien *et al.* (1971) ont discuté la précision et les limites de l'utilisation des tests biologiques effectués en "batch". Cette méthode est, selon eux, facile d'opération, ne demande qu'un équipement peu coûteux et s'avère digne de confiance quant à l'évaluation des concentrations en substances nutritives: une relation linéaire peut être établie entre la concentration de l'élément chimique limitant la production d'un échantillon d'eau et la concentration de cellules obtenues après incubation dans cet échantillon d'eau (coefficient de variation = 15%). Toutefois, des précautions particulières doivent être prises au niveau de la propreté des fioles d'incubation et de l'aération des milieux d'incubation: une mauvaise aération contribue à rendre le CO₂ limitant et vient ainsi fausser la mesure du potentiel de fertilité. Enfin, la qualité de l'inoculum utilisé est importante: les souches doivent se situer dans la phase de croissance exponentielle (5^{ème} jour) lors de l'inoculation.

Le dernier système utilisé en laboratoire pour effectuer des tests biologiques est la culture continue. Cette méthode, bien décrite par plusieurs chercheurs comme Toerien *et al.* (1971), est beaucoup plus complexe que la technique précédente et, en conséquence, moins employée. Cette méthode se résume essentiellement à l'emploi de cultures en flux continu où tous les facteurs physiques,

* EDTA: Ethylène-Diamine-Tétracétique

chimiques et biologiques sont maintenus constants. On évalue par la suite l'impact d'ajouts d'échantillons d'eau sur les différents paramètres qui caractérisent l'évolution de ces types de culture. Les complexités techniques de la méthode rendent cependant celle-ci difficile à utiliser sur une base routinière.

5.4.2 Caractérisation de la ressource

L'efficacité des différentes techniques étudiées précédemment s'évalue d'après leur potentiel de caractérisation de la ressource-eau. Certains auteurs ont identifié différents niveaux de production, soit à partir des mesures d'assimilation de C-14, soit à partir des déterminations de chlorophylle, soit à partir des mesures du potentiel de fertilité.

Des études des taux d'assimilation de lacs oligotrophes et de lacs eutrophes ont conduit Rodhe (1969) à établir trois groupes de lacs qui sont associés à trois niveaux d'eutrophisation:

Taux d'assimilation annuelle en $gC/m^2/année$	Lac Oligotrophe	Lac Eutrophe	
		naturel	pollué
	7-25	75-250	350-700

Margaleff *et al.* (1973) précise qu'un taux d'assimilation inférieur à $2 \text{ mg de } C/m^3/heure$ peut être caractéristique d'une eau oligotrophe. Enfin, Granberg (1973) rapportant les études de Hubel (1968) et de Lehmusluoto, (1968) identifie quatre niveaux d'eutrophisation:

Caractérisation des taux d'assimilation (KgC/ha/année)		
	HUBEL (1968)	LEHMUSLUOTO (1968)
1. Fortement eutrophe	2000-4000	1200
2. Eutrophe	700-2000	800-1200
3. Mésotrophe	300-700	400-800
4. Oligotrophe	100-300	400

Aruga et Monsi (1963) ont compilé les concentrations de chlorophylle extraites d'organismes originaires de différents milieux. Il semble en général que la concentration de chlorophylle retrouvée à l'intérieur de la zone "photique" des lacs et des océans se situe entre 0.1 et 1g/m^2 . Très souvent, la concentration descend sous 0.1g/m^2 ; il est à noter toutefois que la concentration de chlorophylle mesurée lors de "blooms" d'algues variait entre 0.1 et 1.3g/m^2 .

Ces deux auteurs signalent enfin les travaux d'Ichimura (1956) qui a mesuré les concentrations de chlorophylle pour des lacs de trois niveaux trophiques:

	Eutrophe	Mésotrophe	Oligotrophe
(Chlorophylle) g/m^2	0.12 - 0.03	0.03 - 0.01	0.01

Sundararaj et Krishnamurthy (1973), au cours d'expériences où étaient mesurées la production primaire et la concentration de pigments chlorophylliens, ont calculé les rapports chlorophylle c/chlorophylle a. Ces rapports furent par la suite associés aux différentes régions où les mesures de chlorophylle avaient été faites:

marécages:	0.093 - 0.116
réservoir:	0.310 - 0.634
mer:	1.143
estuaire:	0.339 - 0.543

Enfin, Weber (1973) utilise un index (AI) pour caractériser le niveau autotrophe des eaux. Cet index est défini par la relation suivante:

$$\text{AI} = \frac{\text{Biomasse (poids sec de matière organique)}}{\text{chlorophylle a}}$$

Dans les eaux non polluées, il se situe entre 50 et 100 pour les populations de plancton et de périphyton tandis que les eaux contenant de fortes quantités de détritiques et donc riches en organismes hétérotrophes ont habituellement un index autotrophe beaucoup plus élevé. Bombowna (1972) prétend d'ailleurs à ce sujet que la détermination de la chlorophylle doit être complétée par la détermination du carbone si l'on veut caractériser le niveau d'eutrophisation et l'activité biologique de la rivière.

Enfin, Miller *et al.* (1974) ont établi une relation intéressante entre le niveau d'eutrophisation de 49 lacs et la mesure du potentiel de fertilité de ces eaux. De plus, ils ont observé que le phosphore limite habituellement la production des eaux oligotrophes alors que l'azote contrôle celle des eaux eutrophes. A partir des mesures du potentiel de fertilité obtenues, ils ont précisé un indice de productivité (voir tableau ci-dessous) capable de caractériser leurs mesures.

productivité faible: (oligotrophe)	0.00 - 0.10 mg d'algues*/l*		
productivité modérée: (mesotrophe)	0.11 - 0.80	"	"
productivité modérément élevée: (eutrophe)	0.81 - 6.00	"	"
productivité élevée: (autotrophe)	>6	"	"

* Poids sec de la culture au bout de 21 jours de croissance dans l'échantillon d'eau à analyser.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALLEN, E.J. and E.W. NELSON (1910).
"On the artificial culture of marine plankton organisms". J. Mar. Biol. Assoc., 8: 421.
- ANDERSON, G.C. and K. BANSE (1965).
"Chlorophylls in marine phytoplankton: correlation with carbon uptake". Deep-Sea Res. 12: 531.
- ARUGA, Y. and M. MONSI (1963).
"Chlorophyll amount as an indicator of matter productivity in bio-communities". Plant Cell Physiol., 4: 29.
- BARBER, R.T. et al. (1971).
"Variations in phytoplankton growth associated with the source and conditioning of upwelling water". Inv. Pesq. 35: 17.
- BARBER, R.T. and J.H. RYTHER (1969).
"Organic chelators: factors affecting primary production in the Cromwell current upwelling". J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 3: 191.
- BARLOW, J.P., B.J. PETERSON and A.E. SAVAGE (1973).
"Continuous flow studies of phosphorus as a limiting nutrient for Payuga Lake phytoplankton". Proc. 16th Conf. Great Lakes Res. International Association for Great Lakes Research, p. 7, 1066 p.
- BEN-BASSAT, D., G. SHELEF, N. GRUNER and H.I. SHUVAL (1972).
"Growth of Chlamydomonas in a medium containing mercury". Nature, 240: 43.
- BERLAND, B.R., D.J. BONIN, S.Y. MAESTRINI et J.P. POINTIER (1972).
"Etude de la fertilité des eaux marines au moyen de tests biologiques effectués avec des cultures d'algues. I- Comparaison des méthodes d'estimation". Int. Revue Ges. Hydrobiol., 57: 933.
- BOGORAD, L. (1962).
"Chlorophylls". In: Physiology and biochemistry of algae. R.A. Lewin (ed). Academic Press New-York: 330 p.
- BOMBOWNA, M. (1972).
"Chlorophyll content of algae overgrowth as an indicator of the bioactivity of rivers". Fortschr. Wasserchem, Ihrer Grenzgeb., 14: 215.
- BOROWITZKA, M.A. (1972).
"Intertidal algal species diversity and the effect of pollution". Aust. J. Mar. Freshwat. Res., 23: 73.
- BROWN, R.D. (1971).
"The use of biological analyses as indicators of water quality". J. Environ. Health, 34: 62.

- BUSH, R.M. and E.B. WELCH (1972).
 "Plankton associations and related factors in a hypereutrophic lake". *Water, Air and Soil Pollution*, 1: 257.
- CARLUCCI, A.F. and S.B. SILBERNAGEL (1966).
 "A C¹⁴ uptake method for the determination of Concentration of vitamin B 12 in sea water". *Can. J. Micro.*, 12: 175.
- FITZGERALD, G.P. (1972).
 "Bioassay analyses of nutrient availability in nutrients in natural waters". In: *Nutrients in natural waters*. H.E. Allen et J.R. Kramer (ed.), John Wiley, New York, 457 p.
- FOGG, G.E. et COLNALEWAJKO (1964).
 "Glucolic acid as an extracellular product of phytoplankton". *Int. Ver. Ther. Angew. Limnol. Verh.*, 15: 806-810.
- FORSBERG, C. and A. FORSBERG (1972).
 "Algal growth potential test improves sewage effluent control". *Ambio*, 1: 26.
- GAARDER, T. and H.H. GRAN (1927).
 "Investigations of the production of plankton in the Oslo Fjord". *Verb., Cons. Int. Explor. Mer.*, 42.
- GIESKES, W.W.C. and A.J. VAN BENNEKOM (1973).
 "Unreliability of the C-14 method for estimating primary productivity in eutrophic Dutch coastal waters" *Limnol Oceanogr.*, 18: 494.
- GLOOSCHENKO, W.A., J.E. MORE and R.A. VOLLENWEIDER (1973).
 "Chlorophyll "a" distribution in lake Huron and its relationship to primary productivity". *Proc. 16th Conf. Great Lakes Res. International Association for Great Lakes Research*, 1066 p.
- GOLDMAN, C.R. (1962).
 "A method of studying nutrient limiting factors in situ in water columns isolated by polyethylene film". *Limnol. Oceanogr.*, 7: 99.
- GOLDMAN, C.R. (1972).
 "The role of minor nutrients in limiting the productivity of aquatic ecosystems; nutrients and eutrophication: the limiting nutrient controversy". *Limnol. Oceanogr.* 17: 21.
- GRANBERG, K. (1973).
 "The eutrophication and pollution of Lake Päijänne, Central Finland". *Ann. Bot. Fennici*, 10: 267.
- GUTEL'MAKER, B.L. (1973).
 "Autoradiography as a method of determining the relative contribution of individual algal species to the primary production of plankton". *Hydrobiol. J.*, 9: 61.
- ICHIMURA, S. (1956).
 "On the standing crop and productive structure of phytoplankton community in some lakes of Central Japan". *Bot. Mag. Tokyo*, 73: 458.

- ILLIES, J. et L. BOTANANEANU (1963).
 "Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique". Assoc. Int. Limnol. Thorie Appliqué, communications No 12, 57 p.
- JENSEN, A. and B. RYSTAD (1973).
 "Semi-continuous monitoring of the capacity of sea water for supporting growth of phytoplankton". J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 11: 275.
- JENSEN, A. and E. SAKSHAUG (1973).
 "Studies on the phytoplankton of the Trondhumsfjord. II- Chloroplast pigments in relation to abundance and physiological state of the phytoplankton". J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 11: 137.
- JORGENSEN, C.B. (1966).
 "Biology of suspension feeding". Pergamon Press, Oxford: 357 p.
- KANAZAWA, T. and K. KANAZAWA (1969).
 "Specific inhibitory effect of copper on cellular division in chlorella". Plant Cell. Physiol., 10: 495.
- KUDRYAVTSEV, V.M. and V.I. ROMANENKO (1972).
 "The reassimilation of carbon dioxide excreted by algae". Hidrobiol Z.H. 8: 100.
- LABORDE, P.L. et H.J. MINAS (1974).
 "Influence des conditions hivernales sur les productions phyto et zooplanctoniques en Méditerranée Nord-Occidentale. IV- Distribution verticale des taux d'adénosine triphosphate et de production primaire". Mar. Biol., 25: 203.
- LEAN, D.R.S., M.N. CHARLTON, B.K. BURNISON and T.P. MURPHY (1975).
 "Phosphorus: changes in ecosystem metabolism from reduced loading".
- LEOPOLD, L.B., J.P. MILLER and M.G. WOLMAN (1964).
 "Fluvial Processes in geomorphology". Freeman Press, San Francisco, 522 p.
- LIKENS, G.E. (1971).
 "Nutrients and Eutrophication". Science, 127: 873.
- LORENZEN, C.J. (1967).
 "Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrophotometric equation". Limnol. and Oceanogr. 12: 343.
- LUND, J.W.G. (1969).
 "Phytoplankton". In: Eutrophication: causes, consequences and correctives. Nat. Acad. Sci. Nat. Res. Council Publ. 1700: 306.
- LUND, J.W.G. (1970).
 "Primary production". Water Treatment Examination, 19: 332.
- MARGALEF, R. (1965).
 "Ecological correlations and the relationship between primary productivity and community structure". Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 18 Suppl.: 355.

- MARGALEF, R., D. PLANAS, J. ARMENGOL, J. TOJA, A. GUISET and A. VIDAL (1973).
"Plankton production and water quality in Spanish reservoirs. First report on a research project". International Commission on Large Dams, XI Congress Madrid.
- MARTIN, D.M. and D.R. GOFF (1972).
"The role of nitrogen in the aquatic environment". Academy of National Sciences of Philadelphia. Contributions from the Dept. of Limnol. no 2. 46 p.
- McMAHON, J.W. (1973).
"Membrane filter retention, a source of error in the C-14 method of measuring primary production". Limnol. Oceanogr., 18: 319.
- MILLER, W.E., T.E. MALONEY and J.C. GREENE (1973).
"Algal productivity in 49 lakes waters as determined by algal assays". Water Res., 8: 667.
- MOSS, B. (1967).
"A note on the estimation of chlorophyll a in freshwater algal communities". Limnol. Oceanogr., 12: 340.
- OSWALD, W.J. and S.A. GAONKAR (1969).
"Batch assays for determination of algal growth potential". In: Proceedings of the eutrophication-biostimulation assessment workshop. T.E. Maloney, E.J. Middlebrook, C.F. Powers and L.M. Kaack, editors p. 23, 281 p.
- PARSONS, T.R. and J.D.H. STRICKLAND (1963).
"Discussion of spectrophotometric determination of marine-plant pigments with revised equations for ascertaining chlorophylls and carotenoids". J. Mar. Res., 21 (3): 155.
- PAYNE, A.G. (1974).
"Response of the three test algae of the algal assay procedure: bottle test". Water Research, 9: 437-445.
- QUASIM, S.Z., P.M.A. BHATTAHIRI and V.P. DEVASSY (1972).
"Some problems related to the measurements of primary production using radiocarbon technique". Int. Revue ges. Hydrobiol., 57: 535.
- RICHARDS, F.A. and T.G. THOMPSON (1952).
"The estimation and characterization of plankton populations by pigments analyses. II- A spetrophotometric method for the estimation of plankton pigments". J. Mar. Res., 11: 156.
- RODHE, W. (1969).
"Crystallization of eutrophication concepts in northern Europe". In: eutrophication: causes, consequences and correctives. Nat. Acad. Sci. Nat. Res. Council Publ. 1700.: 50.
- RYTHER, J.H. and C.S. YENTSCH (1958).
"Primary production of continental shelf waters off New-York". Limnol. Oceanogr., 3: 327.

- RYTHER, J.H. and R.R.L. GUILLARD (1959).
"Enrichment experiments as a means of studying nutrients limiting to phytoplankton production". *Deep Sea Res.*, 6: 65.
- SAMSEL, G.L. Jr., J.R. REED and H.J. WINFREY (1972).
"Investigations on nutrient factors limiting phytoplankton productivity in two Central Virginia Ponds". *Water Resources Bull.* 8: 825.
- SCHINDLER, D.W., R.V. SCHMIDT and R.A. REID (1972).
"Acidification and bubbling alternative to filtration in determining phytoplankton production by C-14 method". *J. Fish Res. Bd. Canada*, 29): 1627-1631.
- SCHREIBER, E. (1927).
"Die Reinkultur von marinem Phytoplankton and deren Bedeutung für die Erforschung der Produktions-fähigkeit des Meerwassers". *Wess. Meeresunters. Abt. Helgoland*, 16: 1.
- SHIMADA, B.M. (1958).
"Diurnal fluctuation in photosynthetic rate and chlorophyll "a" content of phytoplankton from Eastern Pacific Waters". *Limnol. Oceanogr.*, 3: 336.
- SKULBERG, O. (1964).
"Algal problems related to the eutrophication of European water supplies, and a bioassay method to assess fertilizing influences of pollution on inland waters". *In: Algae and Man*. D.F. Jackson, editor, Plenum Press, New York p. 262, 234 p.
- SMITH, J.H.C. and A. BENITEZ (1955).
"Chlorophylls: analysis in plant materials". *In: Modern methods of plant analysis*. Springer-Verlag, Berlin, vol. 4, K. Paech et al. editors.
- STANTON, M.P., M.I. CAPEL and F.A.J. ARMSTRONG (1974).
"The Chemical Analysis of Fresh Water". *Freshwater Institute, Environment Canada, Winnipeg*. Miscellaneous special publication no 25, 119 p.
- STEEMANN-NIELSEN, E. (1952).
"The use of radio-active carbon (C-14) for the measuring organic production in the sea". *J. Cons. Int. Explor. Mer.*, 18: 117.
- STEEMANN-NIELSEN, E. and S. WIUM-ANDERSEN (1970).
"Copper ions as poison in the sea and in fresh water". *Marine Biology*, 6: 93.
- STRAHLER, A.N. (1963).
"The Earth sciences". 2nd Edition, Harper and Row, New York, 824 p.
- STRAHLER, A.N. (1964).
"Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks". *Handbook of applied hydrology*, section 4-II: 4-39. Chow, V.T. editor.
- STRICKLAND, J.D.H. (1960).
"Measuring the production of marine phytoplankton". *Bull. Fish. Res. Bd. Canada*, 17: 127.

- SUDARARAJ, V. and K. KRISHNAMURTHY (1973).
"Photosynthetic pigments and primary production". *Curr. Sci.*, 42: 185.
- TOERIEN, D.F., C.H. HUANG, J. RADIMSKY, E.A. PEARSON and J. SCHERFIG (1971).
"Final report provisional algal assay procedures". Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, SERL Report, No 71-6: 211 p.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1971).
"Algal assay procedure bottle test". National eutrophication research program.
- WANG, W.C. and R.L. EVANS (1970).
"Dynamics of nutrient concentrations in the Illinois River". *J. Water Pollution Control Federation* 42: 2117.
- WEBER, C.I. (1973).
Recent developments in the measurement of the response of plankton and periphyton to changes in their environment. *Bioassay tech. Environ. Chem.*, 119-138.
- WETZEL, R.G. (1964).
"A comparative study of the primary productivity of higher aquatic plants, periphyton, and phytoplankton in a large, shallow lake". *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 49: 1.
- WETZEL, R.G. (1965).
"Techniques and problems of primary productivity measurements in higher aquatic plants and periphyton". Pallanza, Italy. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 18 (suppl.): 249.
- YENTSCH, C.S. (1967).
"The measurement of chloroplastic pigments, thirty years of progress". *Woods Hole Oceanogr. Inst. Contribution no. 1909*: 256.
- YENTSCH, C.S. and D.W. MENZEL (1963).
"A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytion by fluorescence". *Deep Sea Research*, 10: 221.

CHAPITRE 6

PERCEPTION BIOLOGIQUE DES EAUX COURANTES

Armand Rousseau

Jean-Louis Sasseville

Raymond Van Coillie

Simon-A. Visser

INTRODUCTION

Les usages multiples des eaux courantes d'un bassin exercent constamment des pressions sur les différentes composantes de l'écosystème aquatique. La perception biologique de la qualité du milieu aquatique devient dès lors un aspect fondamental de la surveillance de la ressource; elle ne conduit cependant pas à l'élaboration de stratégies de restauration du milieu. Seule la compréhension des processus physiques, chimiques et biologiques se déroulant dans l'écosystème permet une surveillance adéquate et percutante de l' "état" de la ressource-eau.

Les interactions entre les différents constituants de l'écosystème sont complexes et diversifiées et contrôlent "l'état" de l'écosystème; elles ont été abondamment étudiées dans la littérature. Ces études ont conduit à l'élaboration de normes de qualité devant idéalement servir de guide général pour maintenir le milieu à un niveau de qualité acceptable. Ces critères ne peuvent toutefois être généralisés à l'ensemble des processus interactifs dans l'écosystème; ainsi, par exemple, ils ne peuvent tenir compte de l'action des sédiments sur le vivant aquatique ou de l'action des microorganismes sur leur environnement. Dans ces cas, il sera indispensable de comprendre les mécanismes d'action de ces composantes universellement présentes dans le milieu aquatique.

Les produits du "métabolisme d'utilisation" du bassin (agricole, urbain et industriel) constituent une voie d'impact considérable sur la qualité du milieu; l'approche abiotique (analyse chimique des rejets et du milieu récepteur, étude des produits consommés dans le métabolisme, etc.) est nettement insatisfaisante puisqu'elle ne tient pas compte des mécanismes réactionnels de l'ensemble des composantes de l'écosystème; la perception de l'impact des produits de métabolisme du bassin par l' "essai biologique" (bio-essai) et la compréhension du mécanisme d'action des stress sur le vivant conduisent à l'élaboration de stratégies d'intervention pertinentes, garantissant la sauvegarde de l'intégrité des relations entre l'homme et son milieu.

6.1 EVALUATION BIOLOGIQUE DE LA QUALITE DU MILIEU AQUATIQUE

On reconnaît depuis longtemps l'importance de caractériser l'état de l'écosystème aquatique dans l'évolution de la qualité globale du secteur abiotique; c'est dans cette optique que se situent l'élaboration de classes "saprobiennes", la mise au point d'indices de diversité ou encore l'étude de la sensibilité d'indicateurs de la qualité du milieu. Néanmoins, il est encore difficile de percevoir "l'état" d'un écosystème et plus difficile d'imaginer sa signification réelle en tant qu'intégrateur des stress multiples s'exerçant sur lui. En effet, les indices caractéristiques de l'état de l'écosystème sont associés à un secteur bien défini (par exemple, les organismes benthiques), à un niveau trophique quelconque ou encore à quelques individus d'une espèce connue; il reste ardu, par contre, de tenir compte de l'ensemble des facteurs internes (adaptation, adaptation symbiotique, succession écologique, reproduction, migration induite, etc.) et des facteurs externes naturels (régime thermique, régime physico-chimique, etc.) afin de les associer par leur rôle à l'état de l'écosystème et aux mécanismes de son évolution.

On s'est surtout intéressé jusqu'ici à la composition du secteur abiotique afin de définir des normes de qualité susceptibles de favoriser l'établissement d'un écosystème sain. Bien qu'il soit plus facile de caractériser le secteur abiotique (paramètres physiques, chimiques et organiques), il n'en demeure pas moins qu'en milieu naturel, il est quasiment impossible d'élucider toutes les relations entre le vivant et son milieu support. Pourtant, l'identification de certains paramètres physico-chimiques peuvent nous renseigner sur l'évolution de paramètres biologiques indiquant aussi le niveau de transfert d'énergie dans l'écosystème. Dans ce cas, la connaissance des mécanismes d'action des stress élémentaires est nécessaire si l'on veut éviter d'identifier l'ensemble des indices biologiques caractéristiques de l'état de l'écosystème.

Il y a donc confrontation dans l'évaluation de la qualité générale du milieu aquatique entre deux méthodologies; la première nous renseigne sur les structures des communautés tandis que la seconde nous renseigne sur la qualité du secteur abiotique.

6.1.1 Ecosystème aquatique

Les organismes vivants et leur environnement¹ sont interreliés et agissent les uns sur les autres. Toute partie de la nature qui comprend des organismes vivants et des substances non-vivantes intervenant dans les échanges de matériel entre la partie vivante et la partie non-vivante est un système écologique ou un écosystème² (Odum et Odum, 1960).

L'écosystème est l'unité fonctionnelle de base en écologie puisqu'il inclut à la fois les êtres vivants et le milieu dans lequel ils vivent avec toutes les interactions réciproques entre le milieu et les organismes.

Un écosystème présente une certaine homogénéité aux points de vue topographique, climatique, botanique, zoologique, pédologique, hydrologique et géochimique; les échanges de matière et d'énergie entre ses constituants se font avec une intensité caractéristique. Au point de vue thermodynamique, l'écosystème est un système stable dans le temps et ouvert; ses principaux constituants incidents sont l'énergie solaire, les éléments minéraux, les gaz atmosphérique et l'eau; ses constituants émergents sont la chaleur, l'oxygène, le gaz carbonique et divers autres gaz, les composés humiques et les substances biogènes emportées par l'eau, etc. (Dajoz, 1970).

Au point de vue fonctionnel, un écosystème a deux composantes qui sont partiellement séparées dans l'espace et dans le temps: d'une part,

¹ L'article 1, paragraphe 4 de la Loi de la qualité de l'environnement définit l'environnement dans les termes suivants: "l'eau, l'atmosphère et le sol ou toute combinaison de l'un ou l'autre ou, d'une manière générale, le milieu ambiant avec lequel les espèces vivantes entretiennent des relations dynamiques". L.Q. 1972, c. 49.

² Le terme écosystème a été proposé pour la première fois par Tansley mais ce concept avait déjà été pressenti par Forbes avec sa notion de microcosme et par Friedericks qui créa le terme d'holocénose; le mot biosystème de Thienemann en est également un synonyme. Les écologistes soviétiques emploient le terme biogéocénose que l'on peut considérer également comme synonyme d'écosystème. (Dajoz, 1971).

une composante autotrophe (qui se nourrit de matière non organisée) dans laquelle la fixation de l'énergie lumineuse, l'emploi de substances inorganiques simples et la construction de substances complexes prédominent et, d'autre part, une composante hétérotrophe (qui se nourrit de matière organisée) dans laquelle l'utilisation, le réarrangement et la décomposition des matériaux complexes prédominent. Il convient aussi ici d'identifier les quatre constituants qui forment l'écosystème (Fig. 6.1.1) (1) *les substances abiotiques*; composés organiques et inorganiques de base de l'environnement; (2) *les producteurs*; organismes autotrophes (surtout les plantes vertes) qui sont capables de fabriquer de la nourriture à partir des substances inorganiques simples; (3) *les consommateurs*; organismes hétérotrophes (principalement les animaux) qui ingèrent les autres organismes ou la matière organique particulaire; (4) *les décomposeurs* (micro-consommateurs, saprophobes et saprophytes); organismes hétérotrophes (principalement des bactéries et des fungi) qui décomposent les molécules complexes du protoplasme mort, absorbent quelques produits de la décomposition et remettent en circulation des substances simples utilisables par les producteurs (Odum et Odum, 1960).

Dans certains écosystèmes, ces catégories ne sont pas toutes forcément représentées. En particulier, les *écosystèmes mineurs*¹ sont dépourvus d'organismes producteurs et ils dépendent donc plus ou moins des écosystèmes voisins.

La plupart des écosystèmes se sont formés au cours d'une longue évolution et ils sont la conséquence de longs processus d'adaptation entre les espèces et le milieu ambiant. Les écosystèmes sont dotés de mécanismes d'auto-régulation et, dans certaines limites, ils sont capables de résister aux modifications du milieu ambiant et aux brusques variations de la densité des populations (Dajoz, 1970).

i

Le terme "mineur" n'est pas utilisé ici au sens de l'étendue ou de la superficie, mais plutôt au sens du concept d'écosystème.

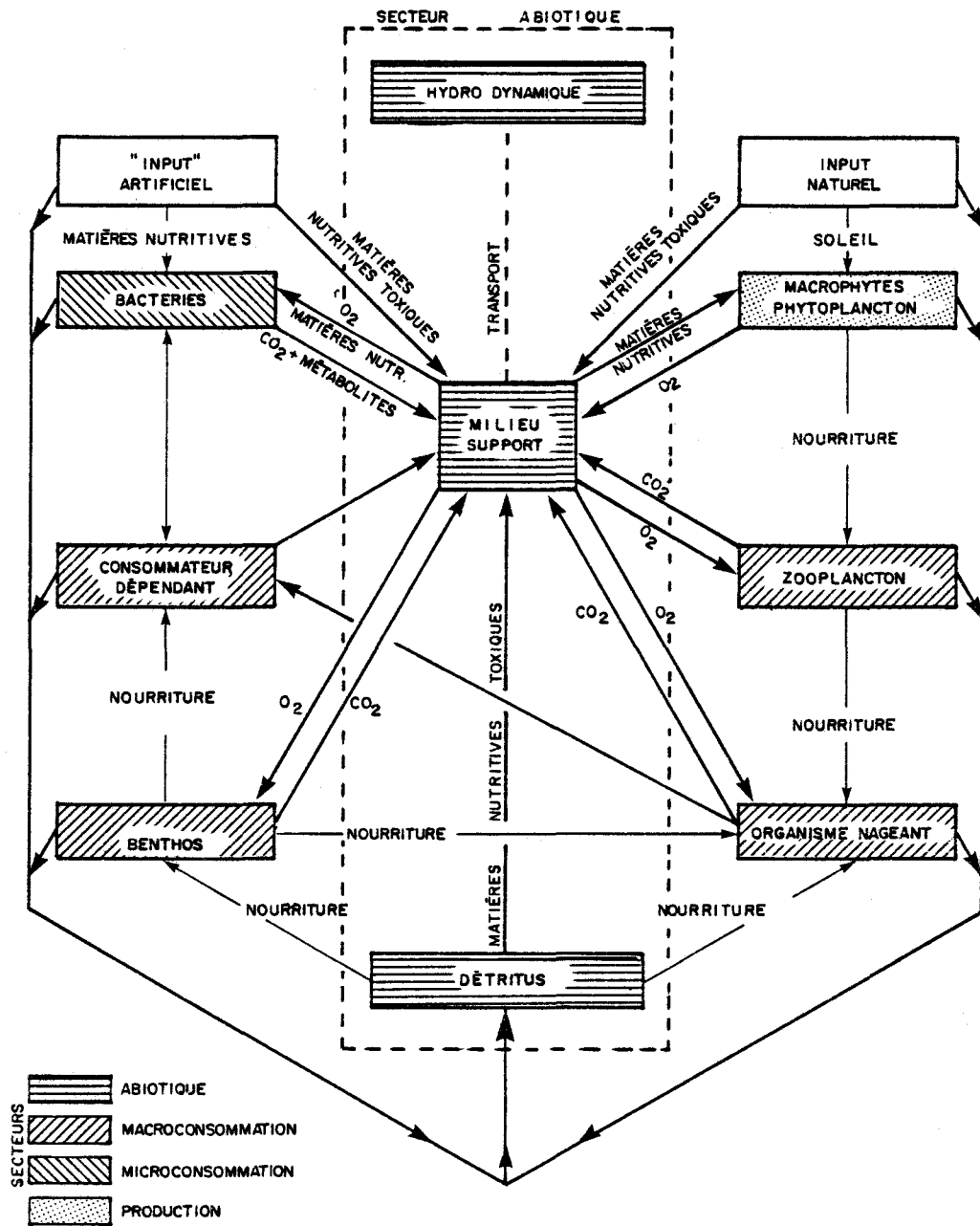


Figure 6.1.1. Représentation schématique d'un écosystème .

Ce modèle simplifié d'écosystème s'applique très bien aux lacs et au milieu terrestre; s'applique-t-il aux rivières? Avant de répondre à cette question, regardons sommairement ce qu'est une rivière au sens de Hynes (1970).

Sommairement, une rivière se définit comme une eau courante traversant une région. Ce ruban d'eau courante peut être divisé en différentes zones: l'eucronon, l'hypocronon, le rhithron et le potamon. Ces quatre zones peuvent être précisées de la façon suivante (Hynes, 1970):

- a) Eucronon: région de la source;
- b) Hypocronon: région du ruisseau;
- c) Rhithron: région s'étendant de la région du ruisseau à un point où la température mensuelle moyenne s'élève à 20°C et où la concentration en oxygène est toujours élevée, l'écoulement rapide et turbulent; le lit du cours d'eau y est composé de rocs, de roches et de gravier, ayant occasionnellement des zones sablonneuses et boueuses; la faune plus ou moins sténothermique¹ froide (oligotherme) est surtout caractérisée par une faune d'eau courante et il y a peu ou pas de vrai plancton²;

¹ Sténotherme (sténo:étroit, therme:température): propriété qui vaut pour des organismes ne pouvant supporter de larges écarts de température, ce qui signifie qu'une petite différence de température peut souvent être fatale. Il est à noter que les organismes sténothermes peuvent être soit des organismes tolérant les basses températures (oligothermes) ou des organismes tolérant les hautes températures (polythermes) (Ruttner, 1953) (Fig. 6.1.2).

² Plancton: organismes flottant dans des déplacements dépendant des courants. Bien que certaines espèces du zooplancton (plancton animal) montrent des mouvements actifs de natation qui les aident à se maintenir en position, le plancton dans son ensemble ne peut nager contre un courant appréciable.

- d) Potamon: région où la température mensuelle moyenne s'élève au-delà de 20°C et où il peut y avoir de temps en temps un déficit d'oxygène; l'écoulement y est plus lent et tend à devenir laminaire; le lit de la rivière se compose principalement de boues et de sables: sa faune, eurytherme¹ ou sténotherme chaude (polytherme), est composée presque entièrement de types qui atteignent leur développement maximum en eau calme; souvent le plancton est abondant².

Une caractéristique propre aux eaux courantes est que la matière produite dans une section est transportée dans une autre section. On peut dire que dans une rivière, pour une section donnée, la matière trouvée est presque exclusivement allochtone et que le potamon est le réservoir final où tout est canalisé.

Productivité et discontinuité

La productivité d'une rivière est croissante de sa source à son embouchure. En effet, la source se trouvant généralement en montagne ou sur des plateaux rocheux, elle donne naissance à une eau peu minéralisée sans grande capacité tampon; à mesure que les organismes s'y développent, ils sont souvent transportés vers le potamon. Par contre, le potamon présente une eau riche en minéraux et en matières nutritives possédant généralement une grande capacité tampon; elle offre un milieu favorable à une productivité élevée³.

¹ Eurytherme (eury: grand et therme: température); propriété qui vaut pour des organismes pouvant supporter de grands écarts de température, ce qui signifie qu'une petite différence de température affecte très peu l'organisme (Fig. 6.1.2) (Ruttner, 1953).

² Sans entrer dans la signification écologique des organismes "sténo" ou "eury", on peut considérer que l'évolution d'une tolérance étroite est une forme de spécialisation qui résulte d'une plus grande efficacité au dépend d'une adaptabilité. Les organismes "sténo" deviennent souvent très abondants si les conditions sont stables et favorables.

³ Cette forte productivité se manifeste non seulement sur le plan biologique mais aussi sur le plan économique par l'activité industrielle dans ces régions.

Ainsi, la rivière forme un "gradient environnemental" où les espèces seront distribuées sur sa longueur, chacune ayant une zone de préférence, ce qui permet d'énoncer que:

- chaque espèce est distribuée spécifiquement, selon sa génétique, sa physiologie, ses caractéristiques de cycle de vie et sa façon d'être en relation avec l'environnement physique et avec les autres espèces; ainsi, il n'y a pas deux espèces semblables dans leur distribution;
- les centres dispersés des populations le long d'un cours d'eau impliquent que la plupart des communautés se chevauchent le long des "gradients environnementaux" plutôt que de former des zones distinctes vraiment séparées; une discontinuité environnementale et une perturbation provoquée par l'homme peuvent entraîner des discontinuités entre les communautés.

De ce fait, en rivière, quand on veut caractériser la qualité du milieu aquatique par des indices biotiques, on doit d'abord examiner les variations de la structure des populations en fonction des grandes zonalités longitudinales.

6.1.2 Caractérisation biologique de la qualité du milieu

"Contrastant avec les indicateurs économiques hautement développés et l'intérêt porté depuis les dix dernières années aux indicateurs sociaux, les indicateurs de l'environnement sont d'un développement assez récent" (EPA, 1972); quant au problème des effets des polluants sur les organismes aquatiques, il reste encore à résoudre en grande partie.

Les stratégies visant à maintenir la qualité de l'environnement aquatique ont été élaborées uniquement après que se soient manifestées de nombreuses catastrophes biologiques (Goldizen et Davis, 1970). Si un contrôle réaliste de l'environnement doit se réaliser, ce sera

Le résultat direct du développement de systèmes d'alarme qui nous permettra de prédire les conditions qui favorisent un bris dans les relations écologiques et de prévenir ainsi des catastrophes biologiques (Cairns, 1970).

La nécessité de développer des indices de qualité pour l'environnement est soulignée dans des rapports tels que: "Oak Ridge Air Quality Index" (Thomas *et al.*, 1971) et "Environmental Indicator for Pesticides" (Strickland et Blue, 1972).¹

L'indice de diversité comme index de qualité

Le rôle du biologiste dans l'interprétation de l'effet des effluents dans les eaux courantes et de la formulation des pratiques d'aménagement appropriées a été sévèrement compromis par des techniques d'échantillonnage et de mesures inadéquates et un manque de données fondamentales en ce qui concerne les bio-systèmes des cours d'eau (Cummins, 1969). Traditionnellement, la condition générale d'un cours d'eau a été déterminée par l'analyse chimique directe de l'eau; il s'ensuit que la condition générale du cours d'eau n'est connue qu'au seul moment de l'échantillonnage. Depuis peu, la littérature écologique le montre bien, nombre de chercheurs portent leurs études sur l'indice de diversité des espèces pour analyser et comparer mathématiquement les changements dans une communauté aquatique dus aux stress s'exerçant sur le milieu (Wilhm et Dorris, 1966; Pielou, 1966a; Bechtel et Copeland, 1970; Cairns et Dickson, 1971). Tel que défini par Odum (1971), l'indice de diversité des espèces est le rap-

D'autres travaux sur les indicateurs associées aux problèmes écologiques spéciaux se retrouvent dans une série de rapports tels que: "National Environmental Indices; Air Quality and Outdoor Recreations" (The Mitre Corporation, 1971), "Development of Continuing Program to Provide Indicators and Indices of Wild life and Natural Environment" (Smithsonian Institution 1972) et "Land Use Indicator of Environmental Quality" préparé par l'équipe de "Earth Satellite Corporation". Notons de plus que la "National Wild Life Federation" publie annuellement un "Environmental Quality Index" dont la présentation est à la fois imagée et numérique. Une revision utile sur les indicateurs de la qualité de l'environnement fut entreprise lors d'une rencontre de l' "American Association for the Advancement of Science" tenue à Philadelphie du 26 au 31 décembre 1971 (Thomas, 1972).

port entre le nombre d'espèces et leur "importance" (biomasse, nombre, productivité, etc.).

Plusieurs indices de diversités ont été proposés (Fisher, *et al.*, 1943; Preston, 1948; Simpson, 1949; Margalef, 1951; Good, 1953; Brillouin, 1960; Chutter, 1972). Parmi les différents indices proposés, le plus prometteur semble être celui qui est dérivé de la théorie de l'information (Mathis, 1968; Margalef, 1969). Les mesures de la diversité basées sur la théorie de l'information font état de l'incertitude qui existe quant à l'appartenance possible aux différentes espèces d'individus choisis au hasard dans une population. Plus grand est le nombre d'espèces présentes ou plus les individus sont distribués également entre les espèces, plus grande est l'incertitude dans la sélection et plus grande est la diversité. De plus, ces indices satisfont trois conditions idéales: ils sont sans dimensions, s'avèrent indépendants de la grandeur de l'échantillonnage et caractérisent l'importance relative de chaque espèce dans l'échantillon (Wilhm et Dorris, 1966).

Pour l'estimation de la diversité totale de la communauté, l'index le plus utilisé est celui de Shannon et Weaver (1963):

$$\bar{H} = - \sum_{i=1}^n P_i \log_2 P_i \quad (6.1.1)$$

où P_i est le nombre d'individus de la n ième espèce divisé par le nombre total d'individus. L'emploi de cette formule est recommandé quand la communauté totale est trop grande pour être comptée et qu'elle doit être estimée par échantillonnage. Pielou (1966b) et Wilhm (1970) rapportent que l'indice de diversité moyenne (\bar{H}) pour un ruisseau dont la condition générale est bonne varie entre 3 et 4 tandis que, pour un cours d'eau pollué, il est souvent inférieur à 1. La diversité calculée par cette méthode suit approximativement une distribution normale; ainsi, les inférences statistiques sont donc justifiées.

Généralement, les systèmes aquatiques exposés aux stress environnementaux (pollution) ont beaucoup moins d'espèces et moins de diversité que les communautés naturelles (Mathis, 1968; Odum, 1971; Odum, 1967). Plusieurs chercheurs ont utilisé l'indice de diversité des espèces pour montrer dans un ruisseau, les altérations biologiques dues à ses effluents. Harrel (1966) trouva une réduction dans la diversité des espèces des macroinvertébrés benthiques dans un cours d'eau un peu après l'entrée d'un effluent pollué. Dans l'Oklahoma, Wilhm et Dorris (1966), ainsi que Mathis et Dorris (1968) trouvèrent une situation similaire dans un ruisseau recevant des déchets domestiques et industriels et des égoutements d'un champ de pétrole. Chez les poissons, peu d'études ont été réalisées sur le comportement de l'indice de diversité (Bechtel et Copeland, 1970).

La méthode mise au point par Verneaux et Tuffery (1967), est simple et non spécifique à un type donné de pollution ou à une catégorie de cours d'eau; elle présente en outre une sensibilité et une précision suffisantes pour être standardisée et permettre l'exploitation codifiée des résultats. Elle consiste à apprécier conventionnellement la qualité biologique normale d'une eau, en tenant compte seulement des macro-invertébrés au moyen d'un indice biotique dont la valeur s'échelonne de 0 à 10.

Cet indice biotique dépend, d'une part, des formes rencontrées appelées unités systématiques et, d'autre part, du groupe zoologique dominant ou groupe faunistique de référence de la biocénose. Par exemple, si les prélèvements donnent une majorité de larves de plécoptères ou de trichoptères à fourreaux, la qualité de l'eau sera meilleure que s'ils ramènent des mollusques ou des vers de la famille des tubicidés. Ce groupe faunistique de référence est lui-même représenté par une ou plusieurs unités systématiques à côté d'autres unités. En principe, l'unité systématique devrait être l'espèce, seule unité écologique valable. Toutefois, la détermination rigoureuse de l'espèce est souvent difficile et longue; l'unité retenue sera alors le plus souvent le genre, parfois même un groupe plus large suivant les cas; d'une manière générale, elle est arrêtée à la limite d'une détermination simple.

Dans le tableau de détermination des indices biotiques (tableau 6.1.1) la composition des groupes faunistiques formant l'échelle est établie en fonction de la sensibilité décroissante à la pollution générale du milieu, les plus sensibles étant placés le plus haut. Puis, on détermine le nombre total d'unités systématiques présentes, sans tenir compte du nombre d'individus, celui-ci pouvant varier en dehors de toute pollution sous l'action de nombreux facteurs (notamment la saison ou la nature des supports).

Pour un cours d'eau donné, cette opération est effectuée dans chacun des deux faciès qu'il peut présenter, le faciès lotique (eaux courantes) et le faciès lentique (eaux calmes).

A partir des groupes faunistiques de référence et du nombre d'unités systématiques rencontrées, le tableau permet de déterminer rapidement l'indice biotique (Fig. 6.1.3).

Considérons, par exemple, un prélèvement dans lequel on a dénombré 17 unités systématiques dont quatre appartiennent au groupe faunistique des trichoptères à fourreaux, les plécoptères étant absents. Le groupe faunistique de référence de la biocénose est donc celui des trichoptères à fourreaux (colonnes 1, 2) et la colonne 3 donne, pour plus de 16 unités systématiques présentes, un indice biotique de 9.

Il est facile de mesurer l'étendue d'une pollution sur un cours d'eau (figure 6.1.3). Prenons un cas: en A, en amont de l'effluent, les indices biotiques sont de 9,5 en faciès lotique et de 9 en faciès lentique. Au point B, à quelques centaines de mètres en aval, ils ont baissé respectivement à 4 et à 2. Puis à mesure que l'on s'éloigne des points pollués, la valeur des indices biotiques augmente; cette reconstitution est achevée au point C, soit dans notre exemple, à un peu plus de 5 km. La pollution a donc fait sentir ses effets sur cette distance.

TABLEAU 6.1.1: Standard de détermination des indices biotiques

I Groupes Faunistiques	II	III Nombre total des unités systé- matiques présentes				
		de 0 à 1	de 2 à 5	de 6 à 10	de 11 à 15	de 16 et +
1 Plecoptères ou Ecdyonaridae	1 + d'une US*	-	7	8	9	10
	2 1 seule US	5	6	7	8	9
2 Trichiptères à Fourreaux	1 + d'une US	-	6	7	8	9
	2 1 seule US	5	5	6	7	8
Ancyliidae 3 Epheméroptères sauf Ecdyonari- dae	1 + de 2 US	-	5	6	7	8
	2 2 ou - de 2 US	3	4	5	6	7
Aphelochenus 4 Odonates ou Gammoridae ou Mollusques (sauf Sphae- ridae)	0 Toutes les US ci-dessus absentes	3	4	5	6	7
Asellus ou 5 Hirudinae ou Sphaeridae ou Hemiptères (sauf Aphelocherus)	0 Toutes les US ci-dessus absentes	2	3	4	5	-
Tubificidae ou 6 Chironomidae des Groupes Thumni- plumosus	0 Toutes les US	1	2	3	-	-
7 Festahnae	0 Toutes les US ci-dessus absentes	0	1	1	-	-

* US Unité systématique choisie
(D'après Verneaux et Tuffery, 1967)

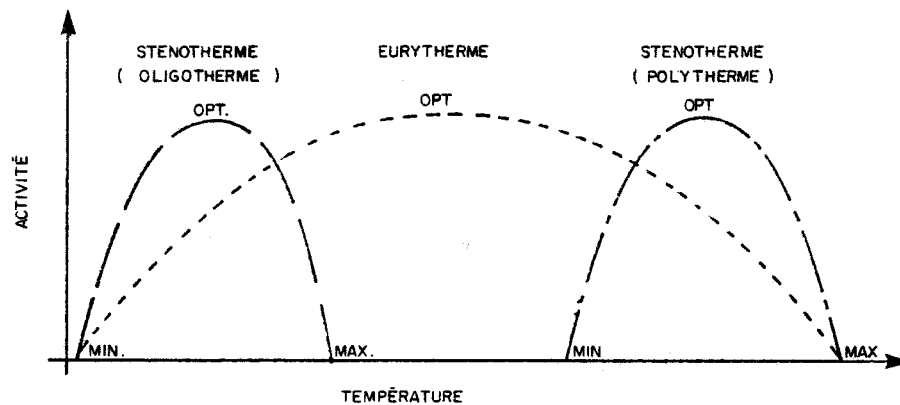


Figure 6.1.2. Comparaison de la limite de tolérance relative pour les organismes sténothermes et eurythermes .

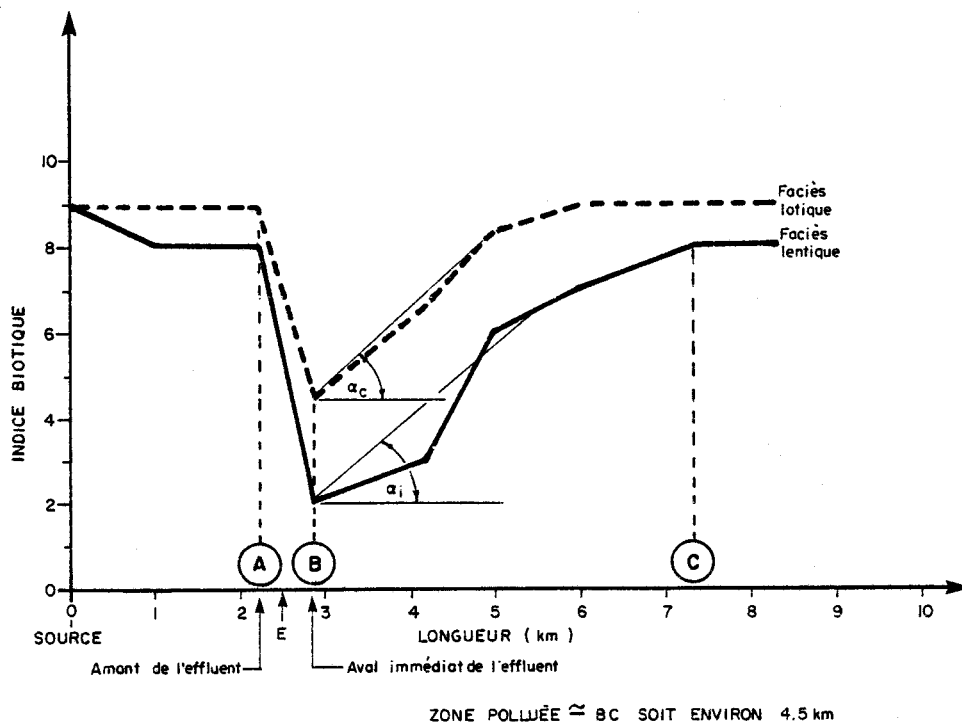


Figure 6.1.3. Exemple d'application de la méthode des indices biotiques sur un parcours de rivière polluée par un effluent ; graphique des indices biotiques (D'après Verneaux et Tuffery , 1967).

On remarquera qu'à partir du point dont la valeur est la plus basse, plus les angles α_c et α_i du graphique des indices biotiques sont grands, plus vite la rivière retrouve son aspect normal, à condition bien entendu que son débit soit constant tout au long de la zone polluée.

Afin de limiter autant que possible une interprétation subjective de la valeur des indices et de ne pas attribuer à des interventions extérieures des phénomènes dus à des conditions naturelles défectueuses, la valeur des indices en chaque point est confrontée avec les composantes de l'environnement.

Ces méthodes "biologiques" utilisées pour évaluer l'état de qualité des cours d'eau semblent prometteuses; à ce sujet, Hynes (1965) écrivait ceci:

"Je crois que l'étude de la faune et de la flore est un outil rapide et utile dans l'étude de la pollution. Il peut être un outil très délicat mais, comme tous les instruments, il doit être utilisé avec prudence, intelligence et habileté... Cependant, les macroinvertébrés montrent des réactions très nettes à la pollution organique...; ainsi, il y a une chance raisonnable qu'ils puissent servir pour la détection des pollutions de toutes sortes... Mon opinion est que l'étude des macroinvertébrés est un outil utile pour la détection de pollutions très faibles; elle nous permet de localiser les points de dangers et de suivre de très près leur recouvrement; cette méthode possède une sensibilité à un niveau tel que les autres méthodes d'étude cessent d'être utiles".

6.2 ACTION DES SEDIMENTS SUR L'ECOSYSTEME

6.2.1 Phase sédimentaire des eaux d'un bassin

Les sédiments en suspension transportés dans les rivières renferment une gamme très étendue de substances organiques et inorganiques et

ont des dimensions particulières échelonnées entre 0.1μ et plusieurs centaines de mm. Ces particules sont maintenues en suspension par la vitesse de l'écoulement de l'eau dans la rivière. Leur concentration, variant avec la profondeur selon le régime hydraulique de l'écoulement, change de l'amont vers l'aval avec les modifications morphologiques du lit de la rivière; elle dépend aussi de la géomorphologie du bassin, du type de sol, du couvert végétal, des activités territoriales, etc...

Le lit de la rivière, influençant le régime hydraulique de l'écoulement, est à son tour conditionné par la sédimentation de la charge en suspension et par son "érosibilité" sensible aux variations de débit. En général, il y a formation de plusieurs types de lit de l'amont vers l'aval; leur structure est modifiée selon la saison et lors d'accidents climatiques ou morphologiques sur le bassin.

En régime hydraulique stationnaire, le mode et la vitesse de sédimentation sont contrôlés par la densité et par la taille des particules. Les particules fines et celles dont la densité se rapproche de celle de l'eau peuvent être transportées sur de longues distances; le changement des conditions physico-chimiques du milieu et son évolution biologique sont alors les facteurs importants du contrôle de leur sédimentation. Les particules à densité et à taille élevées ont une demi-vie beaucoup plus courte et forment sur le lit de la rivière des zones plus ou moins homogènes dont la composition et l'importance varient avec la morphologie de la rivière (Leopold *et al.*, 1968). En général, sur de grands bassins, l'effet combiné des deux types de comportement se traduit par l'évolution continue de la nature du lit de la rivière et de la concentration des sédiments qu'elle transporte loin en aval; la pente, facteur majeur de régulation de la vitesse de l'écoulement, contrôle la structure du lit (tableau 6.2.1).

La concentration et la nature des sédiments en suspension dépend donc de la topographie du bassin et de sa géologie, de la nature des sols drainés, du type de couvert végétal et de sa productivité, des

TABLEAU 6.2.1 Dimension des particules formant le lit de la rivière, de l'amont vers l'aval sur le bassin du fleuve Mississippi

DISTANCE DE LA SOURCE milles	DEBIT pi^3/sec	PENTE %	DIAMETRE D_{50} mm.
15	260	.035	270
23	600	.021	210
36	-	.0086	90
75	26000	.0015	80
1300	110000	.000012	0.29-0.15
2400	436000	.000010	-
3070	2070000	.000076	.40
3500	-		.16

(D'après Leopold et al., 1968).

conditions climatologiques, du type d'activités humaines sur le bassin et de leur intensité, des travaux d'arnachement sur le bassin, de l'aménagement des berges, etc... La concentration des sédiments en suspension varie grandement dans le temps et dans l'espace; elle varie entre 3 et 45 ppm sur certains tronçons de la rivière Yamaska sur des distances inférieures à 30 km (Dubé, 1971) et on a mesuré des concentrations de 1 à 100 ppm dans la rivière Delaware à Trenton au New Jersey (Cairns, 1968).

Il n'est pas possible de définir clairement la phase particulière en milieu naturel. Il existe une zone grise entre la matière macromoléculaire dissoute et la phase colloïdale et entre la phase des sédiments en suspension et la phase colloïdale. Pour les sédiments en suspension, nous pouvons définir leurs limites au moyen de l'effet combiné des dimensions particulières, de leur densité et de leurs réactions interfaciales avec l'eau. Dans ce contexte, les particules qui ont un diamètre compris entre 0.1μ et 0.45μ et qui sédimentent dans l'eau distillée sous l'effet de la gravité seront considérées comme des sédiments en suspension.

Il est important de noter qu'il y a équilibre en milieu naturel entre la phase macromoléculaire, la phase colloïdale et la phase sédimentaire; cet équilibre peut être déplacé par la modification des caractéristiques chimiques (force ionique, pH, etc.), physiques (température, turbulence, etc.) et biologiques (biodégradation, agglutination induite, etc.).

6.2.2 Rôle écologique des sédiments

Bien que le comportement des sédiments ait rarement été intégré à la problématique globale de l'écosystème aquatique, on reconnaît depuis longtemps le rôle important qu'il joue dans la dynamique des relations entre la vie aquatique et le milieu qui la supporte. L'hétérogénéité des fonds, tant au point de vue morphologique qu'au point

de vue de leur composition, entraîne des conditions locales de courant, de gaz dissous, de lumière, de matières nutritives et toxiques particulaires ainsi que des éléments majeurs ou traces essentiels aux métabolismes des êtres vivants. Cette structure en mosaïque des fonds forme à l'échelle locale et régionale une architecture complexe de relations avec l'eau et ses composantes physico-chimiques et hydrodynamiques ainsi qu'avec les organismes sédentaires ou de passage. La structure des fonds évolue de plus en plus en fonction des épisodes hydrologiques saisonniers ou annuels et est modifiée dans le temps et dans l'espace par les processus d'érosion et de sédimentation ainsi que par les différents types d'activités biologiques des communautés benthiques.

Ces nombreux mécanismes relationnels sont les facteurs dominants qui contrôlent la diversité des habitats favorisant ainsi, en milieu naturel, la diversité biologique.

Comportement benthique

Le lit du cours d'eau majeur est non seulement diversifié dans sa structure mais il l'est aussi dans son comportement saisonnier et dans son évolution chronologique. Assujettis aux régimes thermique et hydrologique ainsi qu'aux contraintes que lui impose l'homme par les utilisations multiples du cours d'eau, les habitats benthiques se modifient parfois de façon irréversible, entraînant localement ou régionalement des transformations considérables dans l'organisation de l'écosystème.

Sédiments comme substrat biologique

Les argiles, sables, graviers et roches constituant le lit du cours d'eau offrent, selon leur proportion et leur disposition, différents types d'habitats. La dimension des particules ainsi que leur morphologie amènent des conditions de compacité, de porosité et de cohésion qui seront déterminantes pour de nombreuses espèces benthiques dont les modes de contact ou d'attache avec le substrat sont très spé-

cialisés. Selon leur composition minéralogique, les sédiments offrent des surfaces plus ou moins actives permettant, en fonction de leur compacité, la croissance d'une microflore qui se diversifie et modifie sa structure communautaire selon le type de matière nutritive disponible. A titre d'exemple, la figure 6.2.1 présente le schéma évolutif de résidus végétaux: les matières humiques et les produits intermédiaires de la biodégradation. Ces substances s'associent à des particules solides ou, par solubilisation, entrent dans la phase aqueuse. Ils interagissent avec l'écosystème aquatique en fournissant des substances métaboliquement actives et en modifiant les équilibres chimiques par l'intermédiaire d'un pouvoir de complexation accru.

L'activité microbologique dans les sédiments modifie leur composition physico-chimique (pH, potentiel redox, composition des eaux interstitielles, etc...); à partir de la matière organique, elle contribue à la formation de matière organique particulaire tel que schématisé sur la figure 6.2.2. La minéralisation de la matière organique constitue un apport important aux processus photosynthétiques du milieu.

Productivité benthique (aspects autotrophes)

La colonisation du lit des cours d'eau par des organismes autotrophes a un effet considérable sur l'évolution du substrat; en plus de soutenir des écosystèmes particuliers rattachés aux plantes elles-mêmes, leur abondance ralentit l'écoulement favorisant ainsi la sédimentation de particules plus fines ou plus légères.

La productivité des plantes vasculaires aquatiques dépend de la lumière disponible, du type d'eau et de sa teneur en matière nutritive. A ce sujet, on rencontre généralement trois zones, comme le montre le schéma ci-dessous (Verduin, 1970):

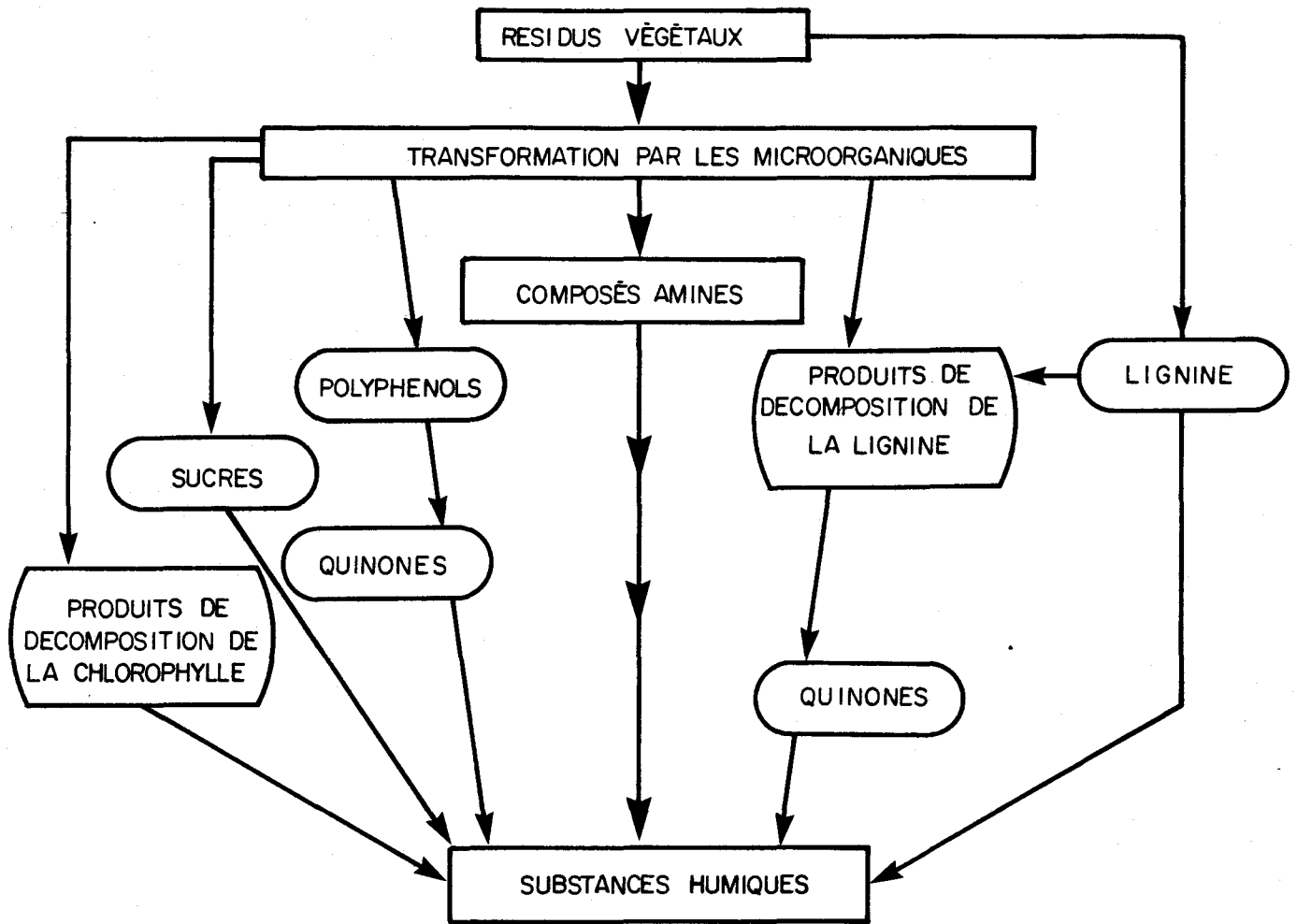


Fig. 6.2.1. Évolution des résidus végétaux (d'après Black, 1970).

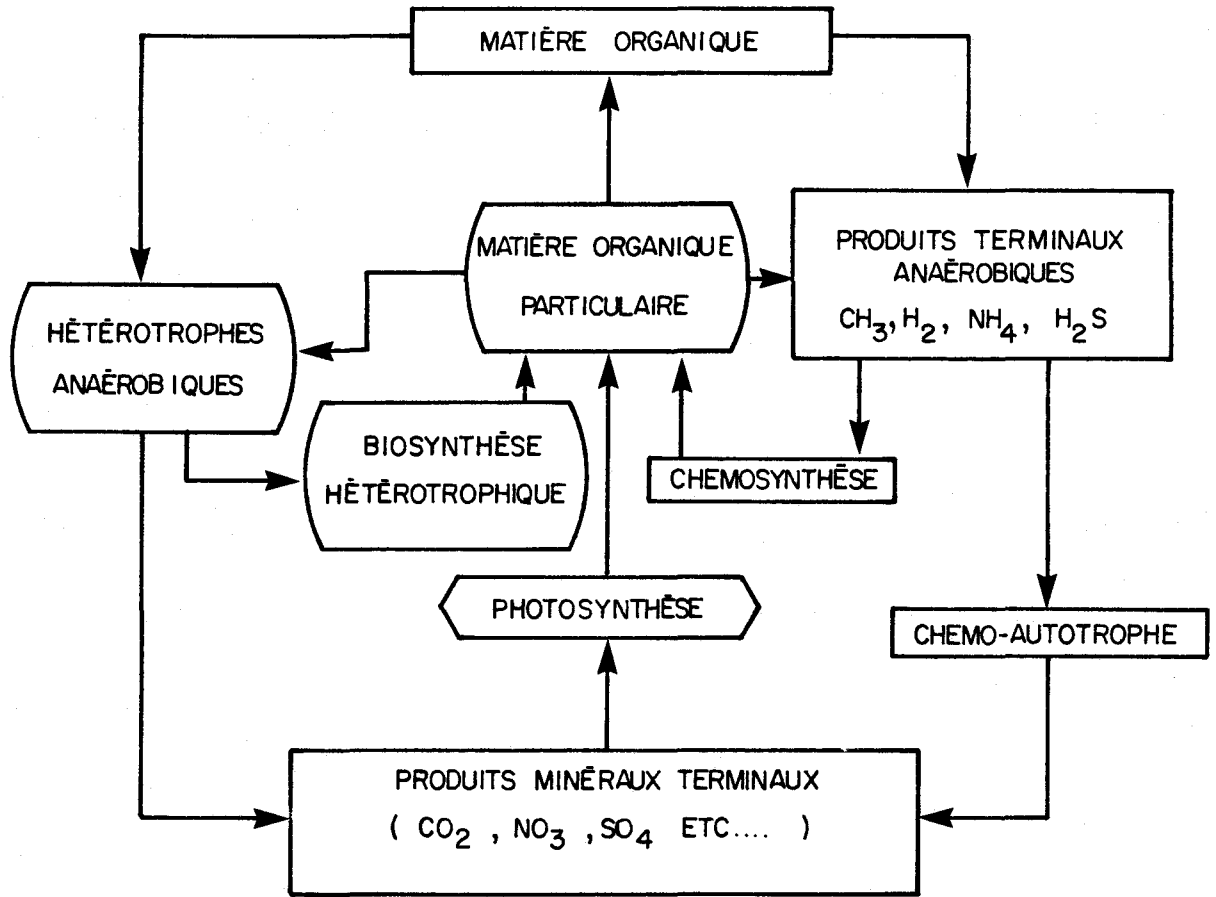
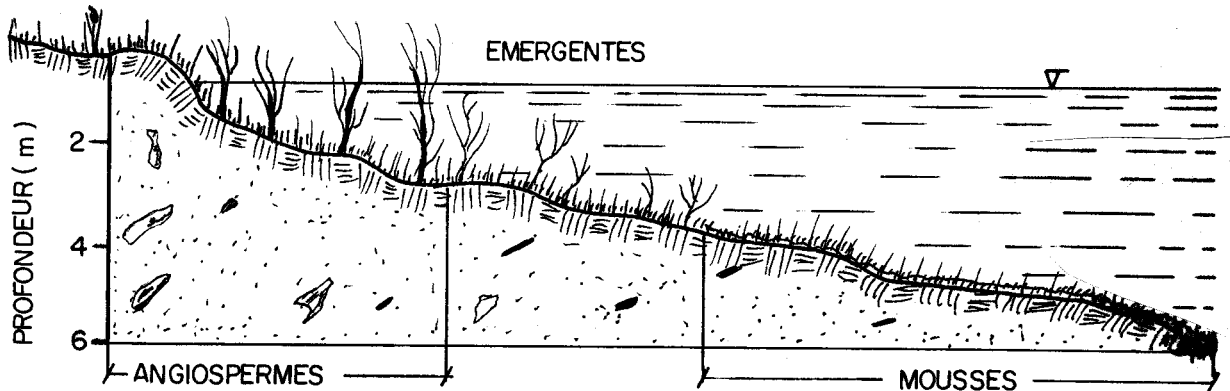


Fig. 6.2.2. Production de matière organique particulaire (d'après Sorokin, 1964).



Ces plantes vasculaires sont d'une importance fondamentale pour tous les petits animaux aquatiques en leur offrant support, abri, nourriture et oxygène (Dansereau, 1945; Hynes, 1970). A leur mort, tous ces organismes contribuent au stock de débris organiques nécessaires à la survie des insectes et des poissons. Toutefois, à l'intérieur de l'écosystème, la surabondance des plantes change progressivement la qualité de l'habitat à la fois pour elles-mêmes et pour les autres organismes aquatiques. Elle modifie le parcours métabolique de l'oxygène, augmente de façon démesurée la présence d'organismes qui s'en nourrissent directement et qui survivent dans des conditions de basse tension d'oxygène et enfin diminue la vitesse de l'écoulement. Les structures des communautés benthiques, la morphologie des fonds et leur texture (compacité, composition, sensibilité à de faibles modifications de débit etc...) sont donc liés les unes aux autres.

Dans les cours d'eau où les masses d'eau transportées sont considérables, les concentrations en O_2 , en CO_2 et en éléments nutritifs sont suffisantes pour qu'une grande partie de l'énergie solaire soit utilisée par les systèmes biologiques. Dans les régions où les fluctuations thermiques sont faibles et où les zones photiques (2m, 4m, 6m) sont considérables, les plantes vasculaires s'implantent partout où elles peuvent trouver un substrat adéquat. Etant donné l'étendue des structures en mosaïque, les communautés benthiques (autotrophes et hétérotrophes) atteignent chacune des dimensions considérables. La productivité aura alors tendance à augmenter jusqu'à ce que le milieu parvienne à une maturité.

A la lumière de ces quelques relations, on imagine facilement que l'hétérogénéité locale favorise le développement de plusieurs espèces benthiques; elle permet aux organismes plus gros et moins spécialisés d'y trouver en abondance une nourriture diversifiée minimisant ainsi les compétitions intra et inter-groupes.

Voies d'interaction dans le milieu

Le schéma apparaissant sur la figure 6.2.3 représente les voies d'interactions majeures entre les différentes composantes de l'écosystème aquatique. L'analyse de l'influence de chacun des paramètres sur le comportement de l'écosystème dépasse largement le cadre de cette analyse; toutefois, nous allons tenter de faire ressortir l'importance des facteurs dominants qui agissent sur les structures communautaires et dont on doit tenir compte dans l'évaluation de la salubrité des fonds.

Pour maintenir leur activité métabolique, les communautés benthiques consomment de l'oxygène gazeux ou minéralisé; la disponibilité en oxygène devient, dans des habitats diversifiés, un facteur essentiel. De même, pour les plantes aquatiques attachées, la disponibilité en oxygène et en éléments nutritifs (C,N,P) en condition de lumière satisfaisante est un facteur de contrôle de leur productivité.

Le courant et les turbulences locales amènent à proximité des interfaces biologiques les gaz dissous et les substances nutritives et transportent au loin les substances issues du métabolisme des êtres vivants; en conséquence, utilisé comme médiateur énergétique, le mouvement des masses d'eau constitue un élément essentiel de régulation de la dynamique des communautés benthiques et joue un rôle déterminant sur l'ensemble de l'écosystème.

La température du milieu, régissant le métabolisme de l'ensemble de l'écosystème et agissant sur le comportement chimique et physique du milieu (dissolution, équilibre, mobilité, viscosité, adsorption,

ÉCOSYSTÈME AQUATIQUE

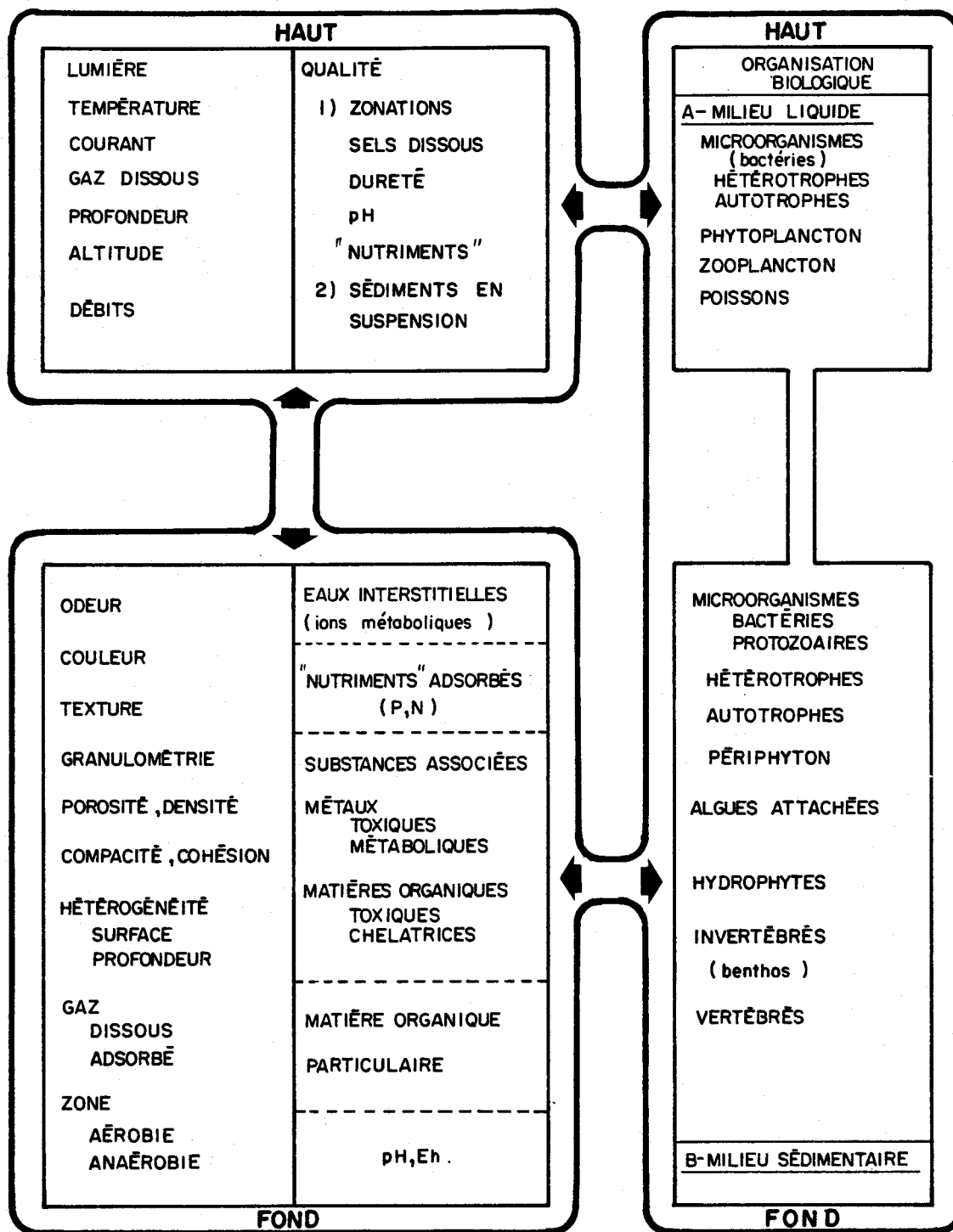


Figure 6.2.3. Schéma des relations importantes dans l'écosystème aquatique.

etc...), est aussi un facteur appréciable dans le mécanisme de régulation du comportement benthique. La stabilité du régime thermique des grands cours d'eau, duquel dépend la survie de plusieurs espèces, facilite l'effort d'intégration des facteurs importants qui agissent sur le milieu. Toutefois, à proximité de petits tributaires qui ont en général un comportement thermique où les fluctuations sont plus rapides et où les gradients de réchauffement et de refroidissement sont plus prononcés, on voit apparaître des zones benthiques particulières.

L'odeur, la couleur, la texture des sédiments, la disponibilité en substances nutritives et l'activité biologique des substances toxiques qu'on y retrouve sont des conditions du milieu résultant de l'activité dans l'écosystème. A leur tour, les caractéristiques de l'habitat s'avèrent déterminantes dans l'élaboration de la structure des communautés benthiques.

Les fluctuations de débit, en modifiant le substrat biologique et en entraînant des variations importantes dans la qualité des eaux et du transport solide, constituent un autre facteur important qui agit sur le système benthique; en conséquence, elles influencent l'écosystème en général.

6.2.3 Effets des sédiments en suspension sur l'écosystème aquatique

L'effet des sédiments en suspension sur l'écosystème aquatique se manifeste surtout par des mécanismes d'action physique agissant indirectement sur le potentiel physiologique des individus ou sur la productivité des communautés. Cairns (1968) a identifié 5 modes d'action écologique des sédiments en suspension:

- (i) action mécanique ou abrasive;
- (ii) opacitication (réduction de la pénétration de la lumière);

- (iii) formation d'un voile sédimentaire sur le lit de la rivière;
- (iv) augmentation de la surface disponible aux microorganismes et aux réactions interfaciales;
- (v) modification du régime thermique.

L'action mécanique: obstruction ou abrasion

Les effets mécaniques des sédiments en suspension sur les organismes aquatiques, tels que l'obstruction des voies respiratoires ou du tractus digestif, l'abrasion des branchies, de la muqueuse digestive ou d'autres tissus (Hynes, 1970; Cairns, 1968), diffèrent d'un milieu à un autre, d'une espèce à une autre et, dans une même espèce, d'un individu à un autre. La température du milieu, la concentration en O₂ dissous, ainsi que l'état pathologique et physiologique de l'organisme considéré sont tous des facteurs qui, agissant sur la respiration et la nutrition de l'animal, conditionnent les interactions "solides en suspension-métabolisme".

Chez les poissons, le mouvement operculaire et branchial participe au processus d'irrigation sanguine de l'organe respiratoire et régularise le volume de contact et le taux d'absorption de l'oxygène; la diminution du degré de liberté des opercules par obstruction mécanique entraîne une augmentation du travail cardiaque et diminue, chez les organismes aquatiques supérieurs, leurs secours en énergie. En général, l'irritation des muqueuses digestives et respiratoires provoquent des sécrétions de mucus surabondantes qui se détachent, après agglutination, de ces tissus hautement métaboliques; les parties dénudées de tissu deviennent perméables aux substances toxiques (organiques et inorganiques) ainsi qu'aux nombreux microorganismes pathogènes. L'organisme affaibli par la synthèse du mucus et ses lésions tissulaires est plus sensible à l'effet des toxiques et des microorganismes; cette rétroaction positive entraîne souvent la mort de l'animal. L'interférence mécanique des sédiments avec les nombreux processus d'ingurgitation alimentaire propre à chaque espèce favorise par ailleurs la prolifération des espèces mieux adaptées.

L'opacification

La turbidité des eaux diminue considérablement la pénétration de la lumière; l'opacification d'un milieu affecte la croissance et la reproduction des organismes photosynthétiques diminuant ainsi la productivité à tous les niveaux biologiques. Si la hausse de turbidité du milieu se maintient pendant la période de floraison ou d'émergence ou encore pendant une période suffisamment longue, on assiste à un déplacement de l'équilibre écologique vers un système où les structures communautaires sont moins diversifiées; dans certains cas, la prolifération d'espèces occasionne un appauvrissement substantiel de leur puits de nourriture, affaiblissant l'espèce et entraînant des conditions de vie misérable. La réinstallation de conditions plus propices n'entraînera pas nécessairement un retour rapide à l'équilibre qui prévalait antérieurement; en effet, des plantes vasculaires physiologiquement adaptées auront eu le loisir de proliférer à outrance et certaines espèces se seront installées définitivement dans le milieu tandis que d'autres n'auront pu prendre racine dans les zones de sédimentation intense.

Voile sédimentaire

La sédimentation intense en eaux courantes, consécutive à la mise en suspension de substances minérales et organiques lors d'un épisode climatologique ou pendant des travaux d'aménagement du lit de la rivière, a une incidence importante sur la faune et la flore benthique. La sédimentation anormale augmente considérablement le taux de migration passive des invertébrés; elle transforme la morphologie des habitats, diminue la disponibilité en nourriture, transforme l'équilibre gazeux régulateur de l'activité biologique dans la couche superficielle des sédiments. En période de fraye, elle inhibe l'apport en O_2 dissous indispensable à la vie des embryons et entraînera ainsi leur mortalité précoce mettant ainsi en péril la survie des espèces affectées.

L'augmentation de la surface disponible

La présence de concentrations élevées de sédiments en suspension favorise la formation de "flocons" dont le spectre dimensionnel est fonction de la dimension élémentaire des particules. Il ne fait aucun doute que l'adsorption de matière organique sur les surfaces des particules provoque la formation de tels flocons augmentant ainsi les surfaces particulaires; cet enrichissement en substrats organiques et en dimensions particulaires accélère la prolifération microbienne et augmente la consommation en O_2 dissous dans le milieu (Murray, 1973).

L'effet thermique

En général, les effets thermiques se font sentir à des concentrations élevées de sédiments en suspension. Dans des rivières profondes où l'écoulement est lent ou dans des élargissements de cours d'eau où le rapport $\frac{\text{surface}}{\text{volume}}$ augmente, l'absorption de l'énergie solaire à courte distance de la surface provoque un gradient thermique important et susceptible de modifier l'équilibre chimique et biochimique du cours d'eau. La cinétique de croissance des microorganismes autotrophes et hétérotrophes (Rose, 1967), les réactions enzymatiques, la dissolution des gaz (O_2 , CO_2), l'adsorption chimique et physique des substances organiques et inorganiques sur les sédiments, l'augmentation de la solubilité des sels minéraux (Angino et O'Brien, 1968) sont autant de facteurs interagissant à l'intérieur de l'écosystème qui sont modifiés par les fluctuations diurnes de la température du milieu. Lors des journées particulièrement ensoleillées, ($600 \text{ calories/cm}^2$) et quand les températures minima et maxima diffèrent de 15°C , les fluctuations diurnes du régime thermique peuvent avoir de graves répercussions sur l'écosystème aquatique.

6.3 ACTION DES MICRO-ORGANISMES SUR LEUR ENVIRONNEMENT*

Les micro-organismes sont omniprésents dans la biosphère. En effet, des souches actives ont été retrouvées dans des conditions environnementales extrêmes de:

- température: dans les "prairies" antarctiques (Corythion dubium), à la surface de la neige (différentes algues microscopiques), dans les sources chaudes à des températures aussi élevées que 75⁰C (Synechococcus sp.);
- pression osmotique: dans des milieux sans minéraux ou dans des eaux saumâtres (Dunaniella);
- humidité: dans les sols arides ou dans des sols assujettis à de longues périodes de sécheresse (Bacillus et Streptomyces sp.);
- pression: dans les grandes profondeurs océaniques, supportant des pressions de l'ordre de 1,400 atmosphères (bactéries barophiles);
- pH: dans des solutions acides à des pH inférieurs à 1 (Acentium velatum) ou dans des solutions alcalines à des pH de l'ordre de 13 (Plectonema nostocurum);
- conditions d'oxydation: dans des milieux aérobiques ou complètement anaérobiques.

On peut classifier les microorganismes sous deux grands types selon la manière avec laquelle ils obtiennent leur énergie: les autotrophes et les hétérotrophes. Les microorganismes autotrophes utilisent dans leur métabolisme l'énergie lumineuse ou l'énergie d'oxydation de composés inorganiques et assimilent le carbone nécessaire à leur biosynthèse en grande partie ou complètement à partir du CO₂. Les microorganismes hétérotrophes dépendent de l'énergie d'oxydation de la matière organique et en obtiennent la majorité ou la totalité du carbone nécessaire à leur biosynthèse.

* Références générales: Alexander (1965, 1971a et 1971b).

Les microorganismes qui contiennent de la chlorophylle et qui utilisent l'énergie produite par un processus photochimique constituent les "photo-autotrophes". D'autres genres de bactéries, en moins grand nombre toutefois, obtiennent l'énergie nécessaire à leur croissance via les processus d'oxydation de l'hydrogène, de l'azote, du soufre ou du fer; on les appelle les "chemo-autotrophes".

Un certain nombre d'algues photosynthétiques dépendent pour leur métabolisme d'un ou de plusieurs facteurs de croissance en dépit du fait que le CO₂ constitue leur principale source de carbone; il s'agit de photo-autotrophes. Chez les hétérotrophes, on peut distinguer 3 catégories:

- les phagotrophes: organismes qui ingèrent de la matière particulaire;
- les saprobes: organismes qui assimilent de la substance organique dissoute ou de la matière insoluble qui doit être solubilisée avant d'entrer dans la cellule;
- les parasites: organismes dont la croissance se fait au dépens d'animaux vivants, de plantes ou de microorganismes sans toutefois infester les cellules de l'organisme-hôte.

Quelque soit le milieu considéré, on est presque certain d'y retrouver certains types de microorganismes et la présence continue d'une certaine espèce dans un environnement particulier suggère qu'elle possède des caractéristiques physiologiques lui conférant un avantage écologique. Cet avantage peut être dû à la nutrition, à la tolérance à certains toxiques d'origine abiotique ou biochimique ou encore à la résistance offerte aux parasites ou aux prédateurs.

6.3.1 Microorganismes et leur environnement

La population de microorganismes associée à un habitat particulier est assujettie à plusieurs facteurs abiotiques et biotiques tels que l'intensité lumineuse et la présence de toxines, de prédateurs, de parasites, de phagocytes, de certains produits d'origine végétale ou animale, etc.

Le taux de croissance est souvent considéré comme étant le facteur déterminant de la sélection: un type d'organisme pouvant croître plus rapidement dans un milieu semble devoir finalement remplacer d'autres organismes ayant un taux de croissance plus lent. Toutefois, tel n'est pas le cas; un très grand nombre d'organismes qui ont une croissance excessivement lente sont à la fois abondants et omniprésents dans l'environnement. Des structures protectrices, des pigments particuliers, des dimensions cellulaires et certains autres caractères physiologiques permettant de résister aux prédateurs ou à des conditions environnementales hostiles peuvent compenser pour une croissance rapide. Par exemple, la production d'un enzyme permettant le métabolisme d'un substrat non utilisable par d'autres types d'organismes peut être déterminante dans le rôle écologique d'un type de bactéries. Ainsi, une très faible partie de la population bactérienne retrouvée dans les sols ou les eaux peuvent dégrader les détergents, les phénols ou les pesticides.

Seuls quelques autotrophes et hétérotrophes sont capables d'assimiler directement l'azote gazeux (N_2); les algues bleues-vertes (ex: Nostoc sp.) ou des souches de Clostridium peuvent dès lors se développer plus rapidement dans des eaux pauvres en azote organique, azote ammoniacal et en nitrate que les organismes ne pouvant assimiler directement l'azote gazeux. La dominance occasionnelle de certains autotrophes dans des eaux pauvres en matière organique doit être associée avec leur aptitude à croître en utilisant le CO_2 comme source unique de carbone avec la lumière, l'hydrogène gazeux, le fer ou des formes inorganiques du soufre ou de l'azote comme uniques sources d'énergie.

D'autres facteurs physiologiques peuvent rendre un microorganisme plus compétitif:

- la tolérance à des températures extrêmes, à des intensités lumineuses élevées, à l'humidité, aux fluctuations des conditions environnementales en général;
- la capacité de se reproduire à des concentrations faibles d'un facteur nutritif limitant;

- l'indépendance relative aux facteurs ou agents de croissance;
- l'efficacité de la conversion d'un "nutriment" limitant en constituants cellulaires;
- l'habilité à synthétiser et à emmagasiner des réserves;
- la capacité de se déplacer d'un milieu pauvre en substrat vers un milieu riche en substrat.

Les populations existent rarement indépendamment; dans une communauté où plusieurs types de microorganismes cohabitent, la proximité de chaque type influence le comportement des autres membres de la communauté. Ces communautés sont généralement caractérisées par des conditions d'équilibre biotique se manifestant par des densités (ou biomasse) cellulaires relativement constantes (homéostasie). Bien que ceci ne soit pas directement prouvé pour les communautés microbiennes, il est probable que la tendance au maintien d'un équilibre dans la composition des espèces augmente avec la diversité et la complexité biologique de la communauté. Un des éléments essentiels dans le maintien de l'équilibre des populations microbiennes est la rétroaction négative; cette propriété des systèmes en homéostasie réfère à l'induction d'une réaction dans une population par des changements environnementaux d'ordre abiotique ou biotique. Pour des changements à caractère abiotique, la réaction induite équivaut à une réaction d'adaptation aux changements par des modifications à caractère structurel et biochimique. Pour des changements de la composition de la communauté, les organismes réagissent de manière à rejeter les intrus ou à redistribuer la population en fonction de la résistance spécifique de chacun des types à l'influence des intrus (compétiteur, prédateur ou parasite).

Les eaux usées, par exemple, accueillent une gamme variée de microorganismes en provenance des fèces, du sol et du ruissellement urbain; sauf exceptions, ces organismes ne survivent pas dans le biosystème hautement spécialisé que constituent les eaux usées. Ainsi, les pathogènes intestinaux humains ou les nombreux saprobes qui sont continuellement introduits dans les eaux usées ne survivent que très peu de temps dans les eaux usées. Un grand nombre de microorganismes d'origine terrestre entre dans les eaux via l'érosion des sols ou le rejet d'eaux usées;

toutefois, ces eaux n'étant pas hospitalières pour ces types d'organismes, ils disparaissent rapidement du milieu.

Diverses études en médecine, en nutrition et en agriculture sur le contrôle de la composition microbienne de communautés naturelles par l'introduction d'espèces étrangères ont montré que les colonies inoculées disparaissaient progressivement du milieu jusqu'à extinction plus ou moins complète. Ce sont les conditions physiques et chimiques de l'habitat qui déterminent la composition en espèces de la communauté; en milieu naturel, la composition de la communauté est généralement optimisée par rapport aux facteurs abiotiques. Parmi les tentatives d'altération de la composition en espèces de communautés hétérogènes qui ont échoué, mentionnons les suivantes:

- l'application au sol de bactéries fixatrices d'azote (Azobacter sp.);
- l'addition au sol de Bacillus megaterium capable de convertir le phosphore organique à une forme inorganique;
- l'introduction de bactéries capables de synthétiser des antibiotiques afin de contrôler des pathogènes pour les plantes;
- la mise au point d'une diète à base de lait et contenant des Lactobacillus sp. dans le but de modifier la flore intestinale de l'homme.

Par contre, quand les microorganismes introduits dans le milieu peuvent occuper une niche inhabitée ou habitée par des organismes non adaptés aux conditions abiotiques nouvelles provoquées par un bouleversement du milieu, l'inoculation contrôlée peut amener des espèces étrangères à coloniser le milieu. Ainsi, par exemple, les Rhizobium sp. ajoutés aux grains de plantes légumineuses envahissent les racines et s'y multiplient en provoquant la formation de nodules; de plus, des souches d'algues bleues-vertes fixatrices d'azote gazeux (Tolypothrix,

Nostoc et Anabaena sp.), en occupant des niches inhabitées, ont pu s'établir dans des rivières.

L'interaction entre les organismes composant une communauté peut contribuer de façon importante au maintien de la stabilité. Dans un processus symbiotique, deux partenaires sont des composantes importantes de leur environnement mutuel. A titre d'exemple, on peut mentionner les situations biotiques suivantes:

- un des partenaires peut fournir une source d'énergie primaire à l'autre qui à son tour synthétise ou produit par dégradation un "nutriment" essentiel pour le premier;
- un hétérotrophe aérobique produit le CO_2 nécessaire à la photosynthèse d'une algue qui, à son tour, produit l' O_2 essentiel au métabolisme de l'hétérotrophe;
- chaque partenaire produit un facteur de croissance sans lequel l'associé ne peut croître;
- un des partenaires détruit une toxine qui inhibe la croissance de l'autre et ce dernier produit les éléments essentiels au métabolisme de l'organisme qui oxyde la toxine.

Deux espèces peuvent donc avoir ensemble un effet sur les conditions environnementales que chacune seule ne serait pas capable de produire ou qui est beaucoup plus grand que si chacune d'elle occupait individuellement un habitat identique.

Les exemples d'action synergétique de différents types de microorganismes sont nombreux:

- la formation de produits organiques complexes par deux types de microorganismes agissant en paire;

- la dégradation de molécules complexes plus rapide dans une culture mixte que dans une culture pure;
- la décomposition rapide de résidus végétaux par des cultures mixtes de microorganismes;
- la fixation et l'utilisation de l'azote par des cultures mixtes dans des milieux ayant une source de carbone non utilisable par les fixateurs d'azote;
- l'induction d'une maladie par l'effort symbiotique de deux organismes inoffensifs;
- l'oxydation de certains ions inorganiques par l'association de deux espèces qui, considérées individuellement, ne peuvent oxyder l'ion (ex.: l'oxydation du manganèse par des souches de Corynebacterium sp. et de Chromobactérium sp.).

Les exemples énumérés montrent que les informations obtenues à partir des cultures axéniques ne peuvent être généralisées au milieu naturel qui, en général, supporte des communautés hétérogènes dans lesquelles les différents types de microorganismes interagissent entre eux.

Une grande proportion des bactéries, "fungi", protozaires ou algues nécessite pour se reproduire un ou plusieurs facteurs de croissance tels que les acides aminés et les vitamines B (thiamine, biotine, acide pantothénique, acide folique, acide nicotinique, riboflavine et pyrodoxine).

La majorité des photoautotrophes aquatiques sont auxotrophiques particulièrement vis-à-vis de la biotine, de la thiamine et de la vitamine B₁₂. Bien que ces besoins aient été identifiés in vitro, on a constaté qu'ils sont communs et que ces facteurs-croissance ont certainement un rôle écologique important; toutefois, ceci n'implique

pas que ces vitamines doivent être produites dans l'environnement même où les photoautotrophes prolifèrent. L'excrétion de vitamines solubles par les bactéries est un processus bien connu; les produits non secrétés et utilisés dans la structure interne des bactéries peuvent se retrouver dans le milieu suite à la lyse des bactéries.

Si l'on considère les "nutriments" communs (C, N, P), le facteur limitant la croissance des hétérotrophes est généralement le carbone tandis que, pour les organismes autotrophiques, ce sont l'azote et le phosphore qui déterminent en quelque sorte la biomasse. Le phosphore dans certains cas peut s'avérer le facteur limitant la biomasse des algues au cours de l'automne et l'hiver tandis que l'azote devient le facteur limitant au cours du printemps et de l'été. Un cycle saisonnier dans lequel le magnésium devient le facteur limitant au cours de l'année a aussi été étudié. Dans certains habitats aquatiques, une déficience en "nutriments" autres que l'azote et le phosphore peut se manifester: on a pu démontrer que la silice, le potassium et le molybdène pouvait réduire l'activité photosynthétique dans le milieu.

Un nombre incalculable de genres et d'espèces microbiennes sont distribués dans la biosphère selon les différents habitats que l'on y retrouve; bien que la composition en espèce des communautés puisse varier d'un habitat à un autre selon les conditions biogéographiques, on y rencontre généralement les mêmes groupes taxonomiques. Toutefois, tel n'est plus le cas lorsqu'on considère des régions localisées ou des micro-environnements. Des observations portant sur le milieu aquatique ont montré qu'il existait des distributions hétérogènes d'algues et de bactéries photosynthétiques dans les eaux "ripariennes", profondes ou courantes ou encore dans les estuaires. Il ne semble donc pas qu'une espèce particulière de microorganismes puisse être favorisée de façon à être l'espèce dominante en tout point dans un environnement hétérogène. Les sols et les sédiments constituent plus particulièrement un environnement hétérogène et offrent une

multiplicité d'habitats spécifiques. Dans les sols, par exemple, plusieurs entités écologiques apparaissent et se différencient par le pH, la pression d'O₂, l'apport en CO₂, le potentiel d'oxydo-réduction, la teneur en eau, la composition et la quantité du substrat. L'existence de ces microenvironnements peut expliquer par exemple comment des organismes strictement anaérobiques peuvent se multiplier à proximité d'organismes aérobiques.

Dans plusieurs milieux où les substrats sont appropriés et où les facteurs abiotiques sont favorables, il est possible qu'une substance d'origine biologique puisse inhiber et même réprimer complètement certaines espèces. Des inhibiteurs excrétés par des plantes ou présents dans des organismes animaux ou encore biosynthétisés par des microorganismes peuvent donc devenir un facteur déterminant de la composition en espèces d'un habitat particulier; souvent, ces substances sont des agents conduisant à la sélection naturelle dans les communautés microbiennes.

Les inhibiteurs d'origine biotique sont des molécules à structure variée telles que: les acides gras, les substances phénoliques, certains enzymes (les lysozymes et les peroxidases), certaines protéines (les protamines), des glucosides et des résines terpéniques. Outre ces substances qui sont souvent formées au cours du métabolisme normal des organismes, d'autres sont associées à leurs mécanismes de défense et sont produites par rétroaction à l'envahissement de microbes. Parmi ces substances, on retrouve les interférons synthétisés par les plantes lorsqu'elles sont exposées à certains virus, les peroxidases, les anticorps et les phytoalexines.

6.3.2 Influence des microorganismes sur leur environnement

Un certain nombre de processus géochimiques peut être modifié et, occasionnellement, assujetti à des facteurs biochimiques faisant partie de la matrice métabolique du vivant. Cette activité biochimique et son influence environnementale se manifestent notamment par

le cycle d'un élément qui, sous forme inorganique ou associé à un substrat organique, est incorporé au cytoplasme (ou à diverses structures cellulaires) et ensuite rejeté sous une forme différente dans le milieu.

L'activité microbiologique ayant une signification géochimique peut être catégorisée suivant les processus suivants:

- minéralisation
- immobilisation
- oxydation
- réduction
- volatilisation
- fixation gazeuse
- formation de dépôts géologiques
- formation d'agents organiques complexants ou chélateurs
- fractionnement isotopique.

Minéralisation

La minéralisation est le processus par lequel un élément sous une forme organique est transformé en une forme inorganique. On constate que les microorganismes participent à la diminution de la structure biochimique d'un écosystème en dégradant par exemple les substrats carbonés et en relâchant dans le milieu les éléments du substrat sous leur forme inorganique. Ainsi, sous conditions aérobies, le CO₂, l'ammoniaque, le nitrate, l'orthophosphate, le sulfate et le silicate peuvent être libérés des débris animaux ou végétaux; sous conditions anaérobies, le méthane, l'hydrogène, l'ammoniaque, l'hydrogène sulfuré, le CO₂ et l'ortho-phosphate peuvent être libérés, dans le milieu. Les substrats naturels, susceptibles d'être dégradés par minéralisation sont variés: les résidus solides, les substances solubles secrétées par des microorganismes hétérotrophes ou autotrophes ou excrétées par d'autres formes de vie, les débris végétaux ou

animaux en général. D'autre part, les substances organiques associées aux activités humaines et rejetées dans le milieu aquatique via les égouts sont dégradées par les microorganismes.

Immobilisation

L'immobilisation est la conversion de "nutriments" inorganiques en un complexe organique; ce processus résulte de l'incorporation de l'élément au complexe protoplasmique.

Oxydation et réduction

Ces réactions sont souvent associées aux processus énergétiques de la cellule: à titre d'exemple, mentionnons l'oxydation des substances organiques par les microorganismes hétérotrophes et celle de l'azote, du soufre, du fer et de l'hydrogène par les microbes chemoautotrophes. D'autres réactions d'oxydation et de réduction ne sont pas directement reliées aux processus énergétiques des organismes tels que l'abaissement du potentiel d'oxydo-réduction lié à l'accumulation des métabolites réduits.

Volatilisation et fixation

Ces transformations occasionnent une modification de la concentration d'éléments dans le milieu. La fixation est un processus convertissant un gaz en un élément lié. La volatilisation est le processus inverse; dans le cas de la minéralisation, la perte en carbone sous forme de gaz se fait surtout via la production de gaz carbonique et de méthane tandis que la perte en azote s'effectue par dénitrification, (transformation des nitrates ou nitrites en azote). Dans certaines circonstances, des gaz tels que l'ammoniaque et l'hydrogène sulfuré s'échappent du milieu aquatique au cours de ce processus.

Formation de dépôts géologiques

Les dépôts géologiques comme ceux des sulfures, du pétrole et du charbon ont tous été d'une façon ou d'une autre produits par l'activité des microorganismes.

Formation d'agents organiques complexants ou chélateurs

La production de chélateurs organiques ou d'agents complexants par les microorganismes est importante dans la solubilisation de substances inorganiques relativement insolubles et dans le maintien en solution de plusieurs produits.

Fractionnement isotopique

Le fractionnement isotopique est un processus de sélectivité qui amène l'usage plus rapide d'un isotope en particulier parmi les isotopes naturels existants.

A) Le carbone dans l'environnement et l'activité microbiologique

Les microorganismes jouent un rôle fondamental dans le cycle du carbone dans la biosphère. On peut illustrer la distribution du carbone dans les compartiments de la géosphère comme suit:

COMPARTIMENT	Carbone en Kg
CH ₄ dans l'atmosphère	4.0 x 10 ¹²
CO ₂ dans l'atmosphère	6.4 x 10 ¹⁴
Carbone total dans l'océan	4.0 x 10 ¹⁶
Ecorce sédimentaire	1.5 x 10 ¹⁹
Organisme vivant	2.8 x 10 ¹⁴
Charbon et pétrole	6.0 x 10 ¹⁸

La production primaire

La photosynthèse en mer est le processus qui consomme le plus de CO_2 ; cette activité est en grande partie attribuable aux algues microscopiques. Les algues d'eaux douces ont elles aussi une participation importante à la production d'oxygène dans les lacs et les rivières mais leur contribution à l'échelle biosphérique est minime. On estime que les plantes terrestres peuvent fixer 1.9×10^{13} Kg C/an alors que les organismes marins en fixeraient 1.6×10^{13} Kg C/an.

Le taux de production primaire (voir chapitre 5) varie énormément dans le temps, selon la latitude et l'altitude de l'habitat des producteurs et en fonction des conditions nutritives du milieu. Le taux peut être aussi bas que $24 \text{ mg C/m}^2/\text{jour}$ dans les lacs antarctiques sous couvert de glace et aussi élevé que $7200 \text{ mg C/m}^2/\text{jour}$ dans un lac eutrophe au cours d'un bloom d'algues: sur les côtes de la Californie des taux de production aussi élevés que $33,000 \text{ mg C/m}^2/\text{jour}$ ont même été observés.

La production primaire et les processus qui en découlent induisent la formation d'un nombre très élevé d'entités moléculaires distinctes les unes des autres et la plupart d'entre elles sont minéralisées par l'activité microbienne. L'activité métabolique des communautés microbiennes apparaît dès lors très diversifiée; ainsi, pour chaque substance biosynthétisée, il existe un organisme qui est capable de la dégrader partiellement ou complètement. Toutefois, la minéralisation opérée par une population pure est généralement incomplète, même si l'oxygène est disponible en quantité suffisante et si les conditions de reproduction des microorganismes sont idéales.

La minéralisation

L'oxydation du carbone organique est une fonction métabolique fondamentale pour les hétérotrophes: cette réaction leur confère l'énergie nécessaire à leur croissance et à leur biosynthèse de

matériel cellulaire au cours du processus de la diversion cellulaire. La majeure partie du carbone utilisé est relâchée dans le milieu sous forme de CO_2 ou de molécules de faible poids moléculaire. Toutefois, une quantité appréciable de carbone est directement incorporée pour la biosynthèse du matériel protoplasmique; dans les conditions environnementales de 5 à 40% du carbone peut ainsi être assimilé dans le protoplasme des cellules hétérotrophes.

Le rôle géochimique de l'activité microbienne dans la transformation du carbone est très différent en l'absence d' O_2 ; cette situation est courante pour les sédiments marins et lacustres, les marécages, les étangs eutrophes, les sols inondés, les débris végétaux, les fèces des animaux, etc. et se produit quand la vitesse de diffusion de l'oxygène moléculaire est trop faible pour compenser la consommation d'oxygène. Dans ces conditions, le taux de minéralisation est plus faible et la biomasse produite par unité de substrat est plus faible qu'en présence d'oxygène moléculaire. Il en résulte la formation de substances organiques de structure moléculaire simple tels que les acides gras et les acides aminés. La séquence des étapes de la minéralisation dans des conditions naturelles est la suivante:

- la disponibilité en O_2 et ou NO_3 diminue progressivement et le milieu devient anaérobie;
- il y a alors accumulation de manganèse dans le milieu;
- le potentiel d'oxydo-réduction (Eh) étant de plus en plus négatif, on assiste à la production d'ions ferreux (Fe^{++});
- finalement, après la réduction des ions ferriques en ions ferreux, des gaz tels que le CH_4 , H_2 et H_2S sont produits.

La décomposition anaérobie peut aussi conduire à la solubilisation d'oxydes insolubles et d'éléments traces complexés: on a observé que le zinc, le cobalt, le molybdène, le chrome et le cuivre apparaissent au cours de la dégradation anaérobie de matériel carboné dans des territoires inondés.

Même si le potentiel de minéralisation des communautés microbiologiques naturelles est élevé et que la gamme des produits organiques qu'elles peuvent dégrader est très vaste, l'action des microorganismes n'est pas illimitée: de nombreux produits sont très résistants à la dégradation microbienne, quelque soient les conditions environnementales. Certaines molécules organiques disparaissent très lentement tandis que d'autres semblent complètement non-biodégradables; on les appelle les "molécules réfractaires". Des substances telles que l'humus, la tourbe et le pétrole ont une longévité très élevée dans l'environnement; ceci ne constitue pas en soi une caractéristique intrinsèque de la molécule mais plutôt une caractéristique circonstancielle. En effet, la longévité de ces substances dépend surtout des lieux où on les retrouve et où règnent des conditions environnementales protégeant le substrat de la biodégradation. En fait, ces substances sont biodégradables à un taux plus ou moins élevé dans des conditions environnantes différentes de celles qui existent dans le milieu naturel et leur longévité peut être attribuée aux raisons suivantes:

- production ou déposition du substrat potentiel dans un micro-environnement ou dans une région non favorable à la croissance microbienne en raison de la présence de toxiques ou d'agents antibiotiques;
- adsorption et inactivation des enzymes extracellulaires nécessaires à l'amorce de la dégradation moléculaire;

- absence de sites de déposition d'eau, d'azote, d'accepteurs d'électrons compatibles ou d'autres facteurs essentiels à la croissance.

B) L'azote dans l'environnement et l'activité microbiologique

L'azote joue un rôle important dans le métabolisme des microorganismes; en effet, 10^{11} Kg d'azote gazeux sont fixés annuellement par les microorganismes. On le retrouve distribué dans les compartiments géosphériques suivants:

Atmosphère:	
N_2	3.9×10^{18} Kg N
N_2O	3.0×10^{12} Kg N
Océans:	
N_2	2.2×10^{16} Kg N
autres formes de N	9.2×10^{14} Kg N
Roches mères:	10^{20} Kg N

Malgré les pertes mineures d'azote qui s'accumulent dans les sédiments marins et en dépit de l'apport en ammoniacque d'origine volcanique, l'azote semble circuler dans la biosphère selon un cycle presque parfait. On y retrouve de l'ammonium (NH_4^+), des nitrates (NO_3^-), des nitrites (NO_2^-), des oxydes nitreux (N_2O) et de l'azote gazeux (N_2) ainsi qu'un nombre incalculable de produits organiques azotés. Le cycle semble identique dans les eaux douces, les eaux salées et dans les habitats terrestres bien que les microorganismes qui y participent soient spécifiques à chaque habitat.

C) La symbiose

L'activité microbiologique peut jouer un rôle bénéfique dans l'écosystème; inversement, elle peut contribuer à détériorer le milieu en induisant de néfastes changements morphologiques, biochimiques et physiologiques dans les organismes animaux et dans les végétaux. Normalement, les animaux et les plantes ont une piètre performance (productivité, activité, etc.) dans la nature s'ils ne sont pas associés à une microflore qui est généralement spécifique à l'espèce; dans certains cas, la vie ou la reproduction est impossible sans les symbiotes. Chez les plantes, les interactions avec les microbes peuvent se produire dans la rhizosphère, à la surface des feuilles ou encore dans le sol à proximité des racines. Chez les animaux, les interactions se produisent dans le système gastro-intestinal, sur la peau ou encore dans le milieu environnant l'organisme (par exemple, la nourriture ingérée par les métazoaires peut être modifiée par les microorganismes longtemps avant l'ingestion). Une variété d'activités microbiennes peut s'effectuer directement à l'intérieur des organes, des tissus et même des cellules de macroorganismes; plusieurs types d'activités peuvent conduire à des troubles physiologiques ou constituer des maladies contagieuses.

Des études sur la croissance en milieu aseptique du rat et du cancrelat ont montré que ces organismes se développaient moins rapidement par rapport à ceux qui sont colonisés par les microorganismes. Dans certains cas, des animaux élevés aseptiquement malgré des conditions alimentaires idéales se sont avérés stériles.

D'autre part, des populations microbiennes peuvent avoir un effet désastreux sur la vie des organismes; des métabolites inhibiteurs ou des infections bactériennes peuvent être responsable de la réduction du taux de croissance des organismes. Par exemple, certaines bactéries ou champignons non pathogènes secrètent des toxines qui affectent les racines des plantes; plusieurs d'entre elles ont

été identifiées et on y retrouve des acides gras, des alcools simples, l'acide oxalique, le phényl acétate, l'acide 3-phényl propionique, des polysaccharides et, plus rarement, des antibiotiques.

Un équilibre symbiotique fragile se maintient généralement entre les bactéries et les protozoaires d'une part et les métazoaires d'autre part; la plupart des microorganismes sont, dans ce contexte, les agents qui amorcent la dégradation de la matière organique. Notons, par exemple, que la plus grande partie de la diète des herbivores est composée de cellulose, d'hémicellulose et de lignine; ces molécules ne pourraient être dégradées si des bactéries et des protozoaires anaérobies possédant l'appareil biochimique nécessaire à la dépolymérisation des polysaccharides n'intervenaient pas le processus digestif des herbivores. Notons aussi que la présence de microorganismes capables de fixer l'azote gazeux (N_2) peut donner à une plante, à laquelle ils sont associés, un avantage marqué sur des plantes n'ayant pas de tels partenaires lorsqu'elles sont en compétition pour l'azote dans un milieu déficient en NO_3^- ou NH_4^+ . Enfin, mentionnons que les microorganismes dans leurs relations symbiotiques avec des organismes pluricellulaires peuvent agir sur le comportement physiologique de ceux-ci en synthétisant des facteurs de croissance essentiels.

Dans les relations symbiotiques avec les plantes, les communautés microbiennes peuvent aussi agir sur la disponibilité en "nutriments" inorganiques, sur leur cinétique d'incorporation et parfois sur leur métabolisme. La minéralisation et l'immobilisation sont les processus dominants de régulation de l'assimilation des nutriments essentiels pour les végétaux; bien que le mécanisme d'interactions entre les hétérotrophes et les plantes soit mal compris, on a pu observer que certains microbes augmentaient le taux d'incorporation du phosphore, du potassium et du soufre tandis que d'autres hétérotrophes diminuaient l'assimilation du calcium, du phosphore, du rubidium, du strontium et du zinc.

D) L'action pathogène

Il semble que la présence de bactéries et de champignons dans la rhizosphère des plantes et dans la gorge ou dans le tractus digestif des animaux peut prévenir avec beaucoup d'efficacité les maladies induites par les pathogènes. En effet, une bactérie et/ou un champignon pathogène introduits dans un micro-environnement naturel causent moins de dommages et agissent plus lentement que s'ils sont introduits dans un micro-système semblable mais aseptique.

Parmi les substances responsables pour l'action pathogène des microorganismes, on retrouve une variété d'enzymes, de protéines sans activité enzymatique apparente, de polypeptides, de polysaccharides et de lipides.

E) Les métabolites

Une gamme très variée de substances est synthétisée par les microorganismes. Certaines d'entre elles ont une activité biologique intense tandis que d'autres n'ont pas d'effet détectable. Ces substances peuvent être élaborées par une ou deux souches seulement, par plusieurs espèces d'un même genre ou par des organismes appartenant à plusieurs genres. Parmi ces métabolites on retrouve des aldéhydes, amines, benzoquinones, caroténoïdes, esters, glycolipides, glycols, cétones, lactames, lactones, naphthoquinones, phénols, polyènes, polypeptides, stéroïdes, sucres, terpénoïdes, tétracyclines et acides tropoloniques. Plusieurs des métabolites synthétisées par les microorganismes ont une structure moléculaire unique. Cette même spécificité moléculaire se retrouve dans la capacité d'un type de microorganismes à dégrader des substances organiques qui résistent à l'attaque des autres hétérotrophes.

F) La matière réfractaire

Le caractère réfractaire de certaines molécules organiques est associé à leur structure moléculaire ou à des conditions environnementales spécifiques qui les protègent de l'attaque bactérienne. De façon générale, on peut assumer qu'il existe toujours un type de microorganismes capable, dans des conditions favorables, d'oxyder une substance qui est théoriquement oxydable. Si on rencontre des substances qui ne semblent pas dégradables par les microorganismes, c'est probablement parce que ces substances sont produites ou accumulées dans un environnement où les conditions ne sont pas favorables à la dégradation du produit. Toutefois, il ne faut jamais exclure la possibilité d'être en présence de substances vraiment réfractaires lorsqu'on considère les produits synthétiques ayant une longue demi-vie qu'on retrouve parfois dans les sols et dans les eaux sujets à des conditions écologiques extrêmes.

On a beaucoup étudié la résistance à la dégradation offerte par des substrats organiques retrouvés en association avec les argiles. Ce phénomène s'explique par des propriétés de surface; plus la surface interactive est grande, plus ce phénomène se manifeste. Les argiles amplifient le caractère réfractaire d'une substance organique qui leur est associée non seulement en l'adsorbant mais aussi en inactivant les enzymes adaptés à sa dégradation.

Un substrat organique peut aussi devenir inaccessible à la dégradation microbienne s'il est recouvert progressivement d'un matériel non métabolisable; c'est ainsi qu'il est possible de retrouver des acides aminés intacts dans des os fossilisés. Dans des produits végétaux, l'inaccessibilité peut aussi provenir de la protection structurelle offerte par des produits tels que la lignine qui enrobe par exemple des polysaccharides facilement dégradables.

G) L'accumulation de substances organiques

Dans la nature, les sites d'accumulation de substances organiques comme les marécages ou les tourbières sont généralement caractérisés par leur tendance à maintenir des conditions de déficience en oxygène. La dominance des conditions anaérobiques ne favorise pas la dégradation de sorte que la matière organique carbonée a tendance à s'accumuler sous forme de dépôt. Bien que l'on ignore les raisons pour lesquelles la matière organique se minéralise très lentement dans un milieu déficient en oxygène, on croit que la synthèse et l'accumulation de métabolites toxiques en milieu anaérobie peuvent amener une diminution considérable de l'activité biologique. Sous certaines conditions environnementales, l'utilisation lente du carbone est probablement due à l'absence d'accepteurs d'électrons adéquats. Les hydrocarbures aliphatiques, par exemple, semblent constituer une classe de composés dont l'oxydation ne peut se faire qu'en présence d'une autre substance pouvant agir comme accepteur d'électrons. On peut donc formuler trois hypothèses expliquant l'accumulation dans un milieu anaérobie de substances organiques:

- l'absence d'O₂ dans le milieu;
- la formation et l'accumulation d'inhibiteurs microbiens;
- l'absence d'accepteurs d'électrons adéquats.

Même sous des conditions aérobies, certains produits organiques naturels, comme les constituants azotés de l'humus, ont une résistance marquée à la dégradation biologique. L'importance du caractère réfractaire à la minéralisation de ces substances azotées peut être évaluée par les faibles taux de conversions de l'azote organique en azote inorganique. Les deux hypothèses les plus souvent retenues pour expliquer la minéralisation lente des réserves en azote organique sont les suivantes:

- l'adsorption du substrat azoté sur les argiles;

- la formation de complexes avec certaines substances telles que les lignines ou les tannins, ce qui rend l'utilisation de l'azote plus difficile.

H) Actions des microorganismes sur le milieu vivant

Les communautés microbiennes ayant des densités élevées de populations différentes sont caractérisées par des interactions compétitives. Une de ces interactions s'effectue par l'intermédiaire d'un agent antimicrobien: en diminuant le taux de croissance ou en tuant les cellules d'une population-cible, la production de l'agent sera un avantage pour son producteur puisqu'il diminue la compétition pour certains substrats, la lumière ou les lieux physiques pour la multiplication. Durant les premières phases de la colonisation ou encore quand une quantité considérable de matière organique devient disponible dans un écosystème, les toxines peuvent servir à exclure plusieurs "pionniers" microbiens permettant ainsi la prolifération du producteur de la substance antimicrobienne. Les eaux d'étangs où ont lieu des "blooms" d'algues (Anabaena, Mycrocystis, Oscillatoria, Pandorina et Spirogyra sp., etc.), contiennent des substances organiques qui ont une activité néfaste pour d'autres algues; toutefois, il n'est pas possible de déterminer si les agents actifs sont synthétisés par les photo-autotrophes dominants dans le bloom plutôt que par les hétérotrophes qui lui sont associés. La formation d'auto-inhibiteurs a quand même été postulée comme étant le facteur principal permettant le contrôle de la densité d'une espèce d'algues lors de sa prolifération massive.

Les toxines organiques synthétisées par les microorganismes peuvent être regroupées en deux catégories.

1. Les métabolites organiques de faible activité mais généralement produites à une abondance telle que leur rôle écologique ne fait aucun doute. On y retrouve par exemple les acides acétique, butyrique, propionique, acrylique et lactique. L'inhibition de la

croissance microbienne causée par ces acides ne semble pas être due seulement à un effet d'acidité étant donné que seuls quelques acides organiques spécifiques sont efficaces. Par exemple, la toxicité, à pH faible, de l'acide lactique ou acétique est plus élevée que celle à laquelle on doit s'attendre sur la base de l'acidité seule. Les organismes hétérotrophes habitant à proximité des racines peuvent affecter les plantes par l'excrétion de substances toxiques telles que les acides benzoïque, phénylacétique, 3-phénylpropionique, 4-phénylbutyrique, p-hydroxybenzoïque, p-coumarique, vanillique, férulique et syringique ainsi que les alcools méthyle, éthyle, n-propyle et n-butyle.

2. Les métabolites organiques hautement toxiques ont généralement une structure chimique complexe que l'on désigne sous le terme antibiotique. Ces substances ont été retrouvées dans des cultures axéniques de certaines espèces de bactéries, champignons, actinomycètes et algues. Elles peuvent inhiber ou tuer des bactéries, champignons, protozoaires, algues, levures, actinomycètes et virus dans des cultures en laboratoire. Toutefois, toutes sont sélectives à un degré plus ou moins élevé et agissent seulement sur certains organismes-cibles. Les antibiotiques sont soit excrétés par les cellules vivantes ou relâchés lors de l'autolyse des cellules mourantes ou déjà mortes. On ne connaît pas encore les conséquences de la synthèse des antibiotiques dans le milieu naturel. En effet, plusieurs antibiotiques sont synthétisés exclusivement dans des milieux riches en substances organiques; ainsi, leur synthèse se produit dans des conditions spécifiques improbables en milieu naturel. Plusieurs arguments soutiennent qu'ils ont une faible importance dans les écosystèmes naturels; résumons-les:
 - les antibiotiques qui ont été identifiés dans des cultures en laboratoires n'ont pas été retrouvés dans plusieurs écosystèmes naturels;

- l'insuccès de l'implantation de microorganismes étrangers, délibérément introduits dans des communautés hétérogènes, ne semble pas lié à l'augmentation de la concentration en substances toxiques;
- les populations pouvant excréter des antibiotiques potentiels ne sont pas nécessairement les espèces dominantes dans des communautés naturelles et, fréquemment, elles sont un groupe mineur;
- les espèces bactériennes ou les différentes cellules pouvant résister aux antibiotiques n'apparaissent pas comme étant plus abondantes que les espèces sensibles aux antibiotiques dans les habitats naturels;
- les antibiotiques sont inactivés ou détruits dans plusieurs environnements naturels;
- la formation ou la synthèse de nombreux antibiotiques exige des substrats spécifiques et des conditions environnementales peu susceptibles d'être rencontrées dans des écosystèmes naturels.

Les partisans du rôle important des antibiotiques en milieu naturel ont élaboré des arguments puissants. Ils soutiennent, par exemple, que si ces substances ne jouent aucun rôle particulier dans les écosystèmes, la capacité de les synthétiser se serait atténuée jusqu'à disparaître dans le temps; étant donné que leur activité a été préservée au cours de l'évolution, il est probable qu'elles confèrent certains avantages aux espèces microbiennes qui les produisent. De plus, bien que dans la plupart des habitats on ne retrouve pas un substrat suffisamment riche pour entraîner la synthèse de ces toxines, il est probable qu'il y existe des "micro-sites" suffisamment riches en matière organique pour permettre la synthèse des antibiotiques. En conséquence, le taux de synthèse d'antibiotique peut être suffisamment élevé dans des micro-

environnements pour avoir un effet sur le milieu tandis que leur concentration est trop faible pour être détectée dans l'habitat tout entier.

Pour plus d'informations sur les concepts présentés dans cette section 6.3, on peut consulter Alexander, 1965, 1971a, 1971b.

6.4 EVALUATION DE L'EFFET DE STRESS SUR LE VIVANT AQUATIQUE

Les organismes aquatiques, comme les organismes vivants en général, sont continuellement assujettis à une multitude de stress.

Les stress exogènes, dans l'état actuel des connaissances et surtout à cause des modifications de leur état suscitées par les activités humaines, sont perçus comme étant des facteurs régulateurs de la qualité de la vie plus importants que les stress endogènes. Ils peuvent être regroupés selon leur nature; en trois groupes, tel qu'explicité ci-après.

Stress d'origine physique: régime thermique, pression, gaz dissous (O_2 , CO_2 , N_2 , etc), luminosité, turbulence, vitesse de l'écoulement, sédiments en suspension, granulométrie des sédiments de fond, structure physique de la nourriture, etc.

Stress d'origine chimique: composition du milieu ambiant (matrice minérale, matrice organique, composés organométalliques, substances minérales et organiques à l'état de traces), composition de la nourriture, processus chimiques (oxydo-réductions, précipitation, solubilisation, complexation, etc.), fluctuation de la composition du milieu et de la nourriture, etc.

Stress d'origine biologique: structure de l'écosystème et interactions de ses constituants, modifications des structures, âge de l'organisme, productivité de l'écosystème, parasites, pathogènes, etc.

6.4.1 Voies d'intoxication

L'effet des stress exogènes sur les vivants aquatiques est fort complexe. D'une part, ils s'exercent simultanément sur les différents organismes composant l'écosystème; chacun des organismes réagit de façon particulière à l'ensemble des stress auxquels il est assujéti et, ainsi, les relations entre les éléments de l'écosystème sont modifiés. D'autre part, pour un même organisme, chaque stress a plusieurs points d'action; pour chacun d'entre eux, qu'il s'agisse de différents organes de l'organisme ou de différentes fonctions métaboliques, il y a une modification de l'équilibre qui prévalait avant l'apparition du stress.

A titre d'exemple, nous avons choisi de discuter brièvement d'un type de stress: l'intoxication. La figure 6.4.1 schématise les voies d'intoxication d'un organisme pluricellulaire possédant des fonctions physiologiques diversifiées. Les substances toxiques dans la phase aqueuse peuvent être d'origine naturelle (géotique ou biotique) ou provenir des activités humaines. La forme sous laquelle on retrouve ces substances dans le milieu (Lee et Veith, 1971) détermine le caractère de toxicité de la substance, c'est-à-dire les voies d'intoxication et de détoxification ainsi que les cinétiques qui y sont associées, et les fonctions physiologiques affectées (cellulaires et organiques). Ce schéma (Fig. 6.4.1) permet d'entrevoir les difficultés inhérentes à la compréhension intégrée de l'impact des stress toxicologiques s'exerçant sur un organisme. Pour ces raisons, nous devons nous satisfaire d'une évaluation plus ou moins globale de l'effet de toxiques sur certains paramètres physiologiques indicateurs de la qualité de la vie d'un organisme : c'est la méthode classique du "bio-essai".

6.4.2 La problématique de l'essai biologique

L'évaluation de la toxicité d'une substance en milieu aqueux se fait généralement par l'intermédiaire d'un médiateur biologique;

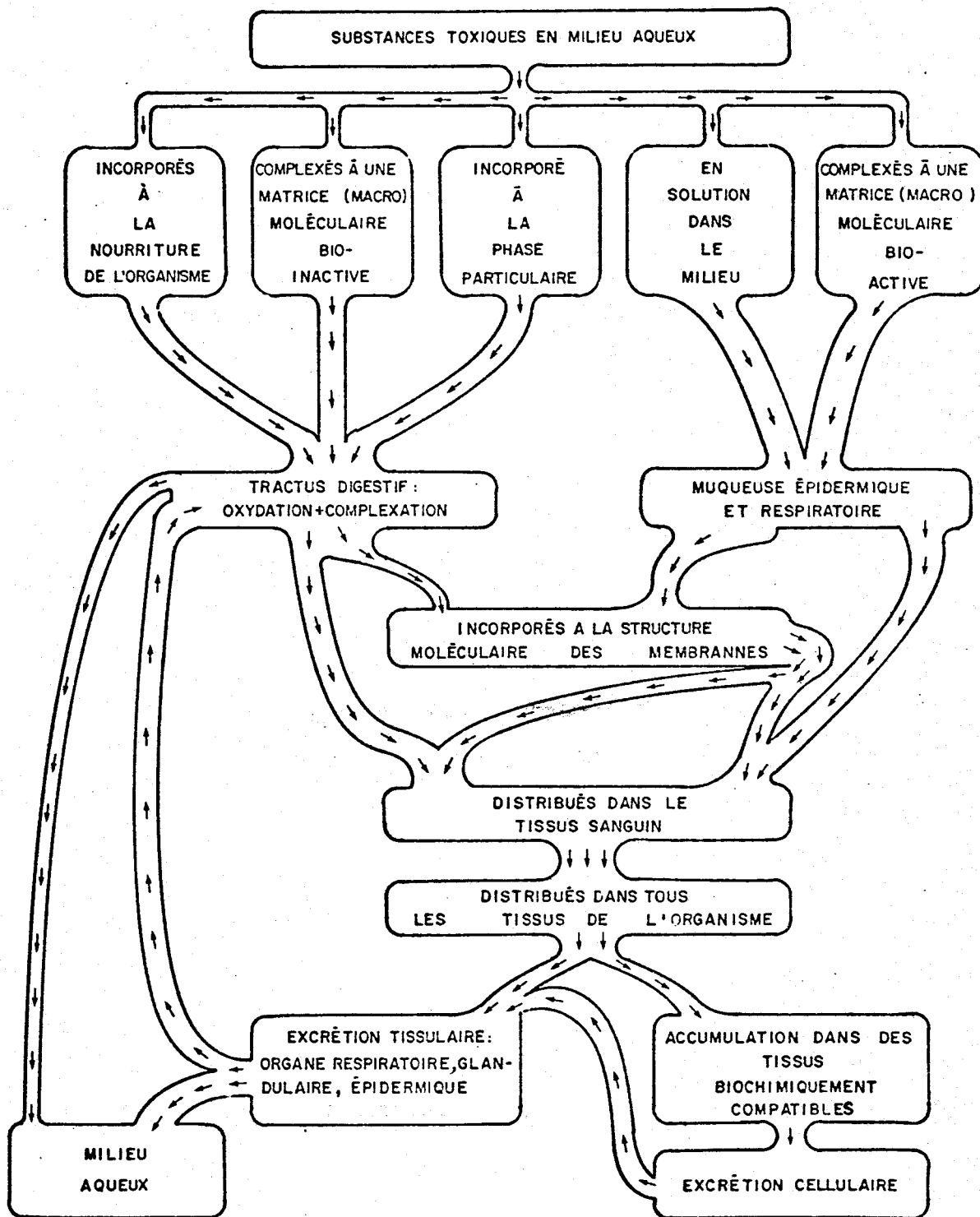


Fig .6.4.1. Schéma des voies d'intoxication et de détoxification d'un organisme aquatique .

ce médiateur est un organisme aquatique choisi en fonction de critères techniques (conservation, manipulation, manifestation physiologique, etc.). Toutefois, il est important de comprendre que l'évaluation de la toxicité sera fonction, d'une part, de l'histoire de l'organisme étudié et, d'autre part, de son architecture génétique.

En effet, il faut tenir compte du fait que le médiateur conditionné à un milieu a déjà établi ses habitudes physiologiques et métaboliques de façon à optimiser ses recours en énergie: il vit dans des conditions idéales en harmonie avec le milieu qui le supporte.

De plus, le nombre de cheminements évolutifs qui ont engendré les structures organiques d'un type de médiateur et la complexité qu'ils ont établie dans leur organisation le rend susceptible de réagir différemment de tout autre médiateur à des stress semblables. La nature et le nombre de ses réactions à une modification du milieu qui le supporte sont difficiles à identifier. Les mécanismes de réactivité sont d'autant plus complexes que l'organisation du médiateur l'est. En fait, pour un organisme pluricellulaire hétérotrophe, il n'est pas possible d'évaluer le déplacement de l'équilibre entre ses différentes fonctions physiologiques et les conditions nouvelles du milieu-support car il n'est pas possible de le définir avec des paramètres mesurables dans des conditions normales d'essai biologique.

Heureusement, certaines fonctions physiologiques intégrantes comme la respiration, l'excrétion, l'absorption, le potentiel d'utilisation de l'énergie en réserve, l'activité réflexe, etc., facilement mesurables, sont modifiées par des stress appliqués au milieu-support; ces fonctions physiologiques réagissent de façon spécifique à la perturbation de certains niveaux métaboliques. Pourtant, ces fonctions dites "macroscopiques" sont tolérantes aux modifications et réagissent peu aux stress subléthaux et l'examen morphologique donne peu de renseignements sur le comportement physio-

logique du médiateur. Dans cette optique, les incidents catastrophiques (intoxication perturbant l'ensemble du métabolisme) seraient plus révélateurs des voies métaboliques perturbées par le stress. La vitesse d'intoxication, par exemple, est un facteur déterminant de la manifestation de la catastrophe; dans le cas des catastrophes ultimes (mort occasionnée par rétroaction positive), la vitesse d'adaptation de l'animal et la vitesse d'intoxication sont déterminantes pour son temps de survie.

L'intérêt que nous portons aux essais biologiques en science de l'environnement est basé sur le désir de comprendre les mécanismes d'intoxication des êtres vivants par des substances que l'on retrouve dans le milieu. Dans ce contexte, bien que les poissons ne soient pas des médiateurs biologiques universels, le rôle important qu'ils jouent dans l'écosystème (sommet de la chaîne trophique) et leur haute sensibilité aux différents stress leur confèrent un intérêt particulier.

A) Définitions

La terminologie utilisée permettant de caractériser la toxicité de substances à l'aide de poissons est souvent ambiguë; il convient donc de bien définir le vocabulaire le plus courant. Au tableau 6.4.1 apparaissent les définitions des abréviations les plus souvent rencontrées dans la littérature.

RETOURNEMENT: (OVERTURNING) observation de la perte d'équilibre de l'animal; le poisson nage sur le dos ou sur le côté.

MORT-LETALITE: (LETHAL) observation de la mort de l'animal (l'arrêt cardiaque et respiratoire est souvent difficile à déceler).

TABLEAU 6.4.1 Signification des abréviations courantes utilisées dans la littérature scientifique.

ABREVIATION	TERME	SIGNIFICATION
TL _m 24,48,72 ou 96 h	Tolérance limite médiane	Dose ou concentration en toxique tolérée par 50% des individus durant une période de 24, 48, 72 et 96 heures.
TL ₁₀ ou 90, 96 h	Tolérance limite	Dose ou concentration en toxique tolérée par 10 ou 90% des individus durant une période de 96 heures.
LD ₁₀ ou 90, 96 h LC ₁₀ ou 90, 96 h	Dose létale Concentration létale	Dose ou concentration en toxique qui entraîne la mort de 10 ou 90% des individus après une période de 96 heures.
ED ₁₀ ou 90, 96 h EC ₁₀ ou 90, 96 h	Dose efficace Concentration efficace	Dose ou concentration en toxique qui entraîne un effet létal ou sub-létal chez 10 ou 90% des individus après une période de 96 heures.
LT _m ST _m	Temps létal médian Temps de survie médian	Temps pris par la moitié de la population pour mourir à une concentration donnée de toxique
LT ₁₀ ou 90	Temps létal	Durée d'action du toxique à une dose ou concentration après laquelle 10 ou 90% des individus sont morts.
ET ₁₀ ou 90	Temps efficace	Durée d'action du toxique à une dose ou concentration après laquelle on constate chez 10 ou 90% des individus un effet précis (létal ou sub-létal)
ILL LTC	Seuil de létalité "Incipient lethal level" "Lethal Treshold Concentration"	Dose toxique seuil au-delà de laquelle 50% des individus ne peuvent continuer à vivre pendant une période indéfinie.

- TEMPS DE MANIFESTATION: (MANIFESTATION TIME) temps mis par le poisson pour manifester un signe particulier d'intoxication; perte d'habileté à la nage, fibrillation, toux, etc.
- TEMPS DE SURVIE: (SURVIVAL TIME) temps durant lequel l'animal survit à une intoxication; généralement quand l'expérience est faite sur plusieurs animaux, il s'agit du temps de survie de 50% de la population.
- TEMPS DE RETOURNEMENT: (OVERTURNING TIME) temps mis par le poisson pour se retourner.
- DOSE: le toxique est administré en "dose", soit par la nourriture, soit par perfusion ou injection.
- TOXICITE AIGUE: (ACUTE) la dose ou la concentration en toxique étant élevée, elle provoque un effet grave (catastrophe); habituellement, on considère que la toxicité aigüe se manifeste en moins de 4 jours.
- TOXICITE CHRONIQUE: (CHRONIC) la dose ou la concentration de toxique agit de manière continue durant une longue période (1/10 ou plus de la durée de vie de l'animal).
- TOXICITE LETALE: (LETHAL) la dose ou la concentration occasionne rapidement la mort de l'animal.
- TOXICITE SUBLETALE: (SUB-LETHAL) la dose ou la concentration en toxique provoque un effet non mortel à court terme; elle peut entraîner indirectement la mort de l'animal à plus long terme.

TOXICITE CUMULATIVE: (CUMULATIVE) la dose administrée ou les concentrations de toxiques augmentent progressivement; suite à un taux d'intoxication progressif, l'effet induit s'amplifie et fait apparaître successivement différentes manifestations.

TOXICITE RETARDEE: (DELAYED) la dose ou la concentration en toxique occasionne un effet qui ne devient évident qu'après un certain délai.

TOXICITE LATENTE: (LATENT) la dose ou la concentration en toxique provoque chez l'organisme un effet qui ne se manifeste qu'en présence d'un inducteur particulier.

TOXICITE REVERSIBLE: la dose ou la concentration en toxique provoque un effet physiologique qui disparaît quand l'animal récupère en milieu sain.

B) Méthodologie

Les méthodologies développées dans la pratique des essais biologiques dépendent surtout des objectifs visés; ces méthodes peuvent être simples (par exemple, lorsqu'il s'agit d'évaluer la toxicité d'une substance particulière pour une espèce donnée) ou fort complexes s'il est question d'étudier les mécanismes d'impact de stress appliqués à un ensemble d'espèces vivant dans un milieu naturel (par exemple, l'impact des eaux résiduaires utilisées dans le traitement de minerai sur des espèces autochtones vivant dans les eaux du Bouclier Canadien).

Nous allons analyser ici le type le plus simple d'essais biologiques et mettre en évidence la quantité appréciable de renseignements qu'il est possible d'en tirer; notre approche sera générale et le lecteur qui désire connaître les techniques de bioessais en détail pourra consulter les excellents travaux de Jones (1969) et Sprague (1969, 1970, 1971).

Les facettes du problèmes sont très nombreuses et les méthodologies pour les étudier sont diversifiées. Toute démarche scientifique visant à établir la toxicité de substances sur le vivant devrait normalement comporter les 8 étapes suivantes:

Etape 1: *CHOIX DES OBJECTIFS.* Il est très important de circonscrire les objectifs et d'évaluer si les efforts techniques déployés sont compatibles avec les résultats souhaités; trop souvent les objectifs sont subordonnés ou adaptés aux méthodes empiriques qui abondent dans la littérature scientifique. Certaines modifications de méthodes existantes peuvent, sans augmenter l'effort expérimental, accroître considérablement le potentiel d'interprétation des résultats.

La définition des objectifs s'opère en s'interrogeant sur les points suivants:

- mesure ou évaluation de l'effet global (mortalité, retournement) de différentes concentrations du toxique sur un organisme;
- mesure ou évaluation de l'effet physiologique de différentes concentrations du toxique: respiration, comportement actif, reproduction, conduction nerveuse, mise en réserve énergétique, etc.;
- établissement du mécanisme d'intoxication: voies d'intoxication et de détoxication, voies métaboliques affectées, taux d'accumulation du toxique, cellules affectées, organites cellulaires affectés, réversibilité de l'intoxication, etc.

Souvent, l'évaluation de l'effet physiologique ou des mécanismes d'intoxication d'un toxique est beaucoup plus avantageuse que le simple constat de la toxicité du produit contaminant; la connaissance du mécanisme est, par exemple,

transposable au milieu naturel tandis que la connaissance de la toxicité globale ne l'est pas dans tous les cas.

Etape 2: *CHOIX D'UNE METHODE.* Le choix de la méthode devient subordonné aux objectifs fixés; néanmoins, le potentiel de l'interprétation anticipée sera d'autant plus élevé qu'il aura été possible de justifier les éléments suivants:

- composition chimique du milieu support: minéralisation, matière organique complexante, substances synergétiques ou antagonistes, etc.;
- circulation de l'eau; en circuit ouvert ou fermé dans un système hydraulique fluvial, turbulent ou statique;
- contrôle de paramètres vitaux: température, lumière, oxygène dissous, dioxyde de carbone dissous, pH, Eh;
- dimension des habitats utilisés dans les expériences.

Etape 3: *CHOIX DE L'ORGANISME.* Chaque méthode peut être appliquée à plusieurs espèces de poissons; le choix de l'espèce doit donc s'accorder aux objectifs poursuivis et à la méthode retenue. Le choix repose sur les critères suivants:

- connaissances scientifiques de l'espèce;
- accessibilité à un réservoir de spécimens de passé identique;
- réaction ou sensibilité de l'espèce au produit étudié;
- activité circadienne de l'espèce;
- conditionnement et adaptation au milieu-support;
- comportement territorial;
- cycle de reproduction;
- etc.

Etape 4: *CHOIX DES PARAMETRES PHYSIOLOGIQUES.* Les paramètres physiologiques sont diversifiés; ils seront aussi simples que la mesure du temps de retournement ou de survie dans des cas

d'évaluation globale de la toxicité d'une substance ou aussi complexes qu'un examen histopathologique approfondi couplé avec des mesures électrophysiologiques raffinées si l'on recherche l'explication du mécanisme d'intoxication et de ses effets physiologiques. Les paramètres morpho et écophysiologiques les plus souvent utilisés sont les suivants:

- longueur et poids des animaux;
- vitesse maximale de nage;
- résistance à la fatigue;
- respiration (taux de consommation d'O₂);
- activité motrice;
- activité operculaire;
- perte d'équilibre;
- préférendum thermique;
- etc.

Etape 5: *CHOIX DES PARAMETRES BIOCHIMIQUES.* Les paramètres biochimiques (Love, 1970) sont choisis en fonction des paramètres physiologiques. Ils sont d'autant plus significatifs qu'il y a une relation connue avec le ou les paramètres physiologiques et avec le produit toxique étudié. Ils renferment notamment:

- l'évaluation du produit toxique ou de ses dérivés dans l'organisme entier ou dans les organes ou tissus spécialisés du poisson;
- l'évaluation de l'activité de certains enzymes;
- la mesure de la synthèse des protéines, ARN* ou ADN*;
- la détermination de la teneur en eau de l'animal;
- la détermination de la matrice minérale (organisme entier ou organe);
- la teneur en sucres, en lipides et en protéines;

* ARN: acides ribonucléiques

** ADN: acides désoxyribonucléiques.

- la différenciation des protéines sanguines;
- le compte globulaire et la caractérisation volumique des globules sanguins.

Etape 6: *L'ETALONNAGE ET LE CONTROLE EXPERIMENTAL.* L'élaboration de l'étalonnage et du contrôle expérimental est une étape souvent négligée: rappelons que chaque spécimen réagit de façon différente au même stress, ce qui nécessite un étalonnage en milieu sain et toxique et un contrôle de chaque opération technique et scientifique dans la réalisation du protocole. En général, il faut tenir compte des éléments suivants:

- potentiel génétique des organismes: longueur, poids, activité métabolique, condition physiologique de l'animal, nombre de cellules, etc.;
- historique des organismes: origine (milieu), habitudes de passivité ou d'agressivité, stress induits par la manipulation et les opérations dans le laboratoire, repas, etc.;
- cinétique d'intoxication comprenant la dynamique physico-chimique du produit toxique, sa "bioactivité", son immobilisation par complexation, etc.

Etape 7: *LA RECUPERATION DES SURVIVANTS.* L'étude de la récupération des survivants peut donner des informations importantes sur la réversibilité de l'intoxication, ce qui amplifie la qualité de l'interprétation éco-physiologique du bioessai. Trop souvent les organismes sont sacrifiés inutilement à la fin de l'expérience afin de réduire les erreurs statistiques; il est important dans ces conditions de prévoir qu'un certain nombre de sujets expérimentaux seront remis progressivement en milieu sain afin d'évaluer si les dommages de nature biochimique sont réversibles.

Etape 8: *INTERPRETATION DES RESULTATS.* La représentation des résultats constitue une étape essentielle dans le processus d'interprétation. Sans entrer dans les détails des méthodes d'interpré-

tation abondamment traitées dans la littérature (Cairns, 1969; Sprague, 1969, 1970 et 1971; Love, 1970; Warren, 1971), nous avons voulu représenter à titre d'exemple (Fig. 6.4.2) sur papier log-log la durée moyenne de survie en fonction de la concentration en toxique avec les paramètres suivants:

- C = Concentration du toxique
- T = Durée d'action du toxique
- a = seuil de concentration létale
- b = seuil de durée létale
- n, K = constantes

L'établissement de ces relations sur papier logarithmique peut fournir des informations très utiles. Ainsi, Sprague (1969 et 1973) emploie de telles relations pour définir une unité toxique: à cette fin, il choisit d'abord une longue durée d'action toxique (2 à 3 semaines) située dans la partie la plus élevée de la courbe asymptotique (A) de la figure 6.4.2 et détermine ensuite la dose toxique qui occasionne une mortalité de 50% pour cette durée; cette dose représente le début de la dose létale (LD) ou la dose-seuil létale (LTC) et équivaut à une "unité toxique" arbitraire. En plus de préciser ainsi des doses-seuils et des durées-seuils de toxicité létale, les bioessais permettent également d'obtenir d'autres données sur les effets d'un toxique:

- changements provoqués par le toxique dans des fonctions physiologiques (fréquence des mouvements operculaires, consommation d'oxygène, osmorégulation, sécrétions hormonales, etc.);
- modifications causées par le toxique dans les caractéristiques comportementales (réactivité aux stimuli, taux d'activité, rythmes circadiens, etc.);

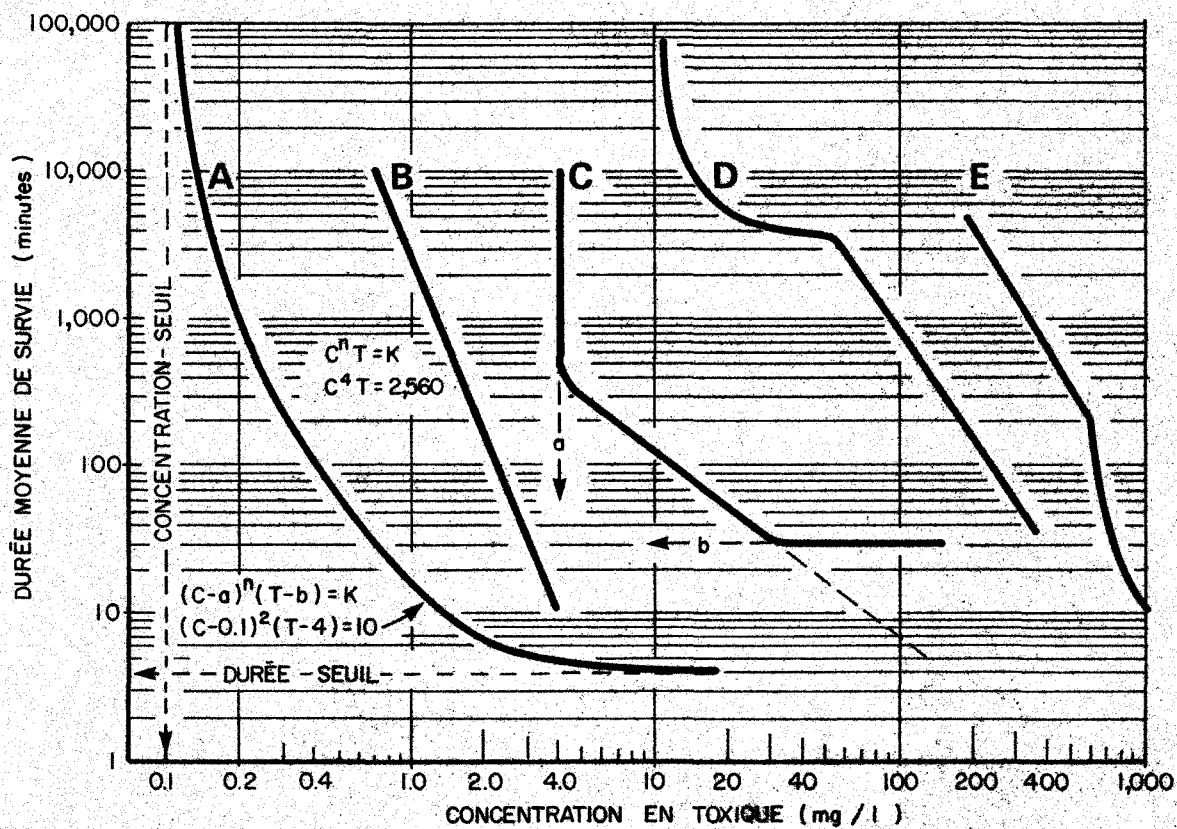


Fig. 6.4.2 . Ces 5 courbes (A, B, C, D et E) représentent 5 types de relation entre les moyennes de survie des animaux et les concentrations en toxiques . (d'après Warren , 1971) .

- accumulation et localisation du toxique dans les organes, tissus et organites cellulaires ou altérations induites par le toxique à ces niveaux morphologiques;
- influence du toxique sur la reproduction, le développement embryonnaire et la croissance;
- possibilité du toxique d'induire des mutations, des effets cancérigènes, une réduction de la résistance aux virus, etc.;
- inhibitions de synthèse ou transformations biochimiques dues au toxique.

6.4.3 Evaluation de la toxicité par le bio-essai

Le temps de manifestation

Lorsqu'un groupe de poissons, dont le nombre est établi par méthode statistique (Finney, 1964), est soumis à une intoxication (létale), on assiste à la mortalité et au retournement successifs des individus (Fig. 6.4.3). Théoriquement, on doit s'attendre à ce qu'un certain temps s'écoule avant que l'individu le plus sensible au toxique manifeste des signes spécifiques d'intoxication; c'est le temps minimal de manifestation au cours duquel il y a absorption et distribution du toxique via le sang ou via les tissus dans l'ensemble de l'organisme. Le temps de manifestation varie en fonction de l'espèce étudiée, du toxique en présence et de sa concentration, des conditions du milieu support (O_2 , CO_2 , dureté, salinité, pH, température). De plus, des considérations antérieures révèlent que le temps de manifestation varie en général avec les individus au sein d'une même espèce; afin de standardiser, on mesure le temps de manifestation médian correspondant au temps pris par 50% des individus du groupe à mourir à une concentration donnée de toxique. La figure 6.4.4 représente des résultats expérimentaux qui confirment la description théorique du phénomène.

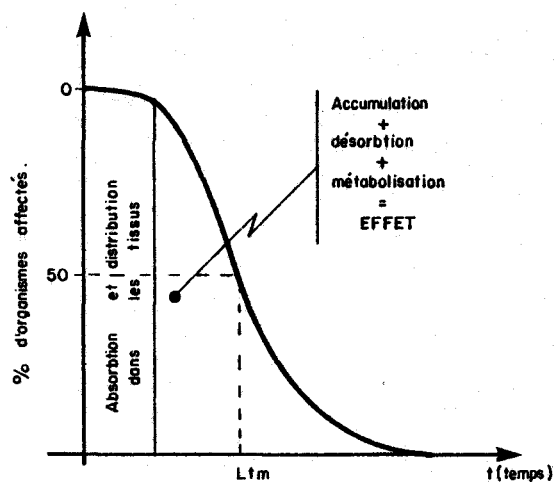


Fig. 6.4.3. Représentation théorique du % d'individus affectés en fonction du temps pour une concentration de toxique donnée.

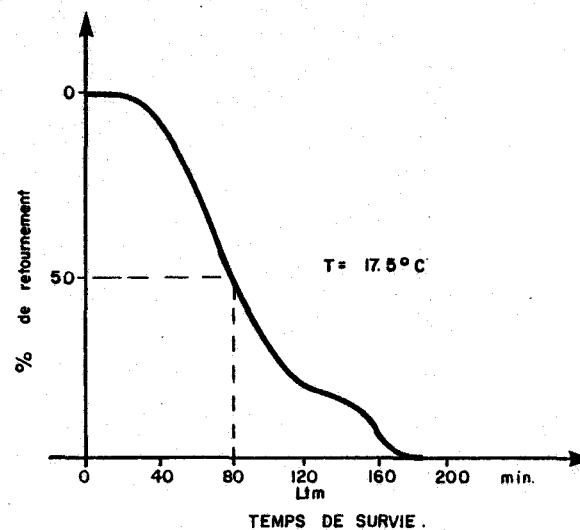


Fig. 6.4.4. Temps de survie des truites arc-en-ciel soumis à une concentration de cyanure de potassium (0.14 ppm) (selon Herbert et Merckens, 1952).

La courbe de survie

Si l'on met en relation les temps de survie de 50% des individus des différents groupes en fonction des concentrations auxquelles ils sont soumis (Fig. 6.4.5) on obtient une courbe asymptotique. La représentation sur papier log-log (Fig. 6.4.6) offre des avantages tant au point de vue de l'interprétation visuelle que de la formulation mathématique des courbes. Les pentes des droites généralement obtenues sont des caractéristiques du mode d'action du toxique et du mode de réaction des organismes à l'intoxication.

En effet, la courbe apparaissant à la Fig. 6.4.6 peut être représentée par l'équation:

$$C^n t = k \quad n \text{ et } k \text{ étant des constantes} \quad (6.4.1)$$

et sa pente:

$$\frac{dt}{dC} = (1-n) \frac{t}{C} \quad (6.4.2)$$

Pour une même espèce, n est davantage caractéristique du toxique et k des conditions du milieu. Wuhrmann (1952) et Burdick (1958) améliorent l'équation en posant l'expression (Fig. 6.4.7):

$$(C-\alpha)^n (t-\beta) = k \quad (6.4.3)$$

La tolérance limite médiane

Afin de raffiner davantage le mode de représentation, il est possible et même souhaitable de standardiser le temps médian de manifestation: les durées de 48, 72 et 96 heures sont généralement utilisées dans la littérature. Dans ces conditions, c'est la concentration en toxique qui varie selon l'espèce et les conditions du

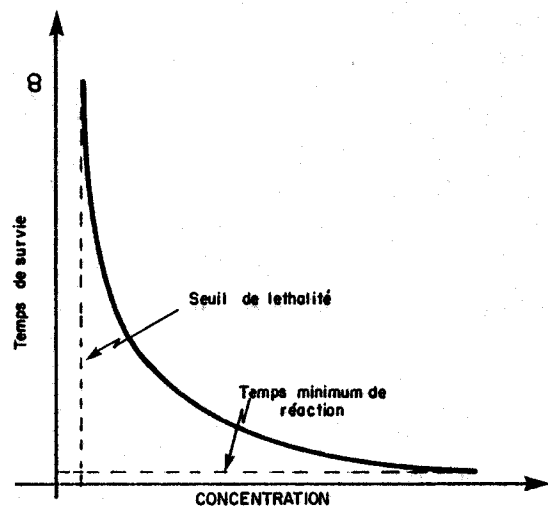


Fig.6.4.5.Représentation théorique du temps de survie d'une espèce de poisson en fonction de concentration différente de toxique.

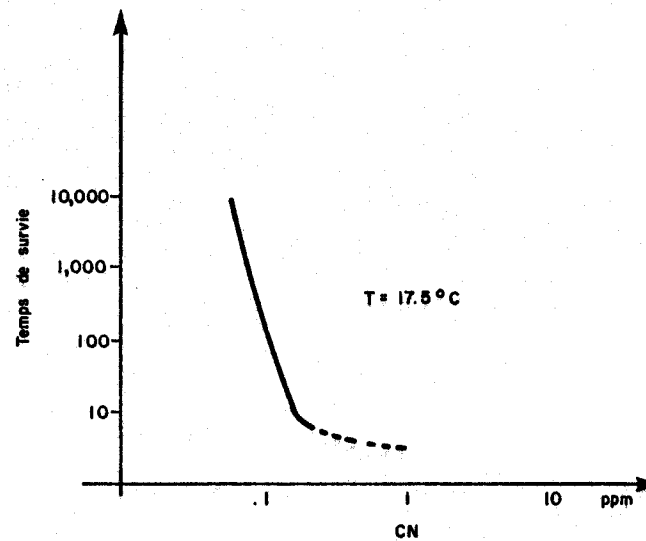


Fig.6.4.6.Courbe de survie des truites dans le cyanure de potassium (selon Herbert et Merckens, 1952).

milieu: le TLm 96 (tolérance limite médiane) est la concentration en toxique nécessaire pour tuer 50% des individus en 96 heures. Afin de mesurer le TLm 96, il est nécessaire d'opérer avec plusieurs groupes de poissons de la même espèce, chacun étant soumis à des concentrations différentes de toxiques; puis, on mesure pour chaque concentration le pourcentage de chaque population correspondante qui survit durant 96 heures. Le TLm 96 est obtenu par interpolation; il constitue une évaluation fiable de la toxicité d'une substance (Fig. 6.4.8).

6.4.4 Toxicité conjointe

L'utilisation de bio-essai en vue de prédire la toxicité d'une substance particulière serait sans grand intérêt en sciences de l'environnement s'il était impossible de transposer les résultats au milieu naturel; toutefois, on s'est rendu compte que la présence de plusieurs toxiques dans le milieu-support avec des concentrations inférieures pour chacun au seuil de létalité pouvait être létale. Cette observation a amené Brown (1968) à concevoir un système d'évaluation de la toxicité conjointe de plusieurs toxiques à partir de "l'unité toxique" (UT).

Le système proposé est très simple;

$$\text{unité toxique} = \frac{\text{Concentration du toxique dans le milieu support}}{\text{Seuil de concentration létale}}$$

où le seuil de concentration létale peut être considéré comme équivalent au TLm 96 heures. On obtient ainsi:

$$(\text{UT})_i = \frac{C_i}{(\text{TLm } 96 \text{ h})_i} \quad (6.4.4)$$

Pour un mélange de toxiques, la toxicité totale sera approximativement équivalente à la somme des unités toxiques correspondant à chacun d'entre eux.

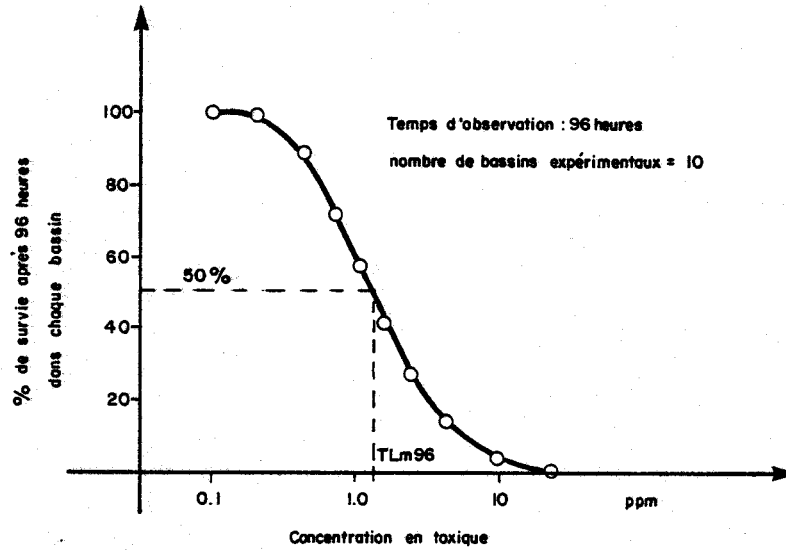


Fig.6.4.8.Courbe hypothétique permettant la détermination du TLm 96 .

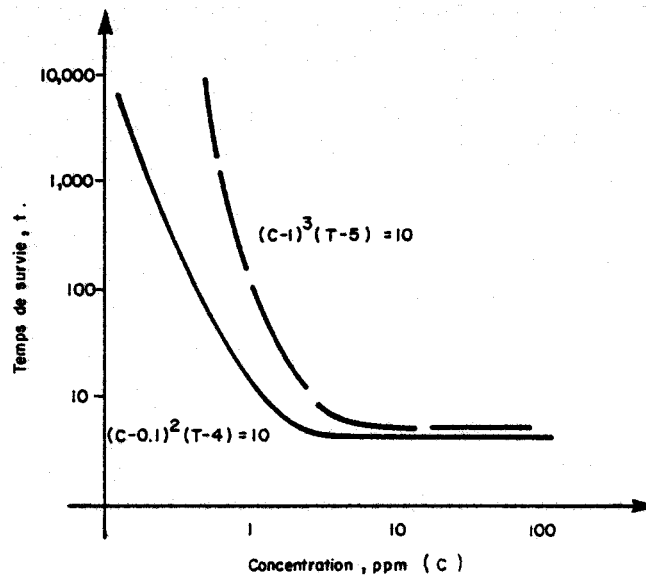


Fig.6.4.7.Représentation hypothétique du temps de survie de deux espèces de poisson soumis à des concentrations différentes d'un toxique (Wuhrmann, 1952 ; Burdick, 1958).

Ainsi, on aura:

$$T = \sum (UT)_i = \sum \frac{C_i}{(TLm\ 96\ h)_i} \quad (6.4.5)$$

Si T dépasse 1, on peut s'attendre à ce que plus de 50% de la population de l'espèce étudiée soit affectée par la combinaison des toxiques. Dans ce cas, nous sommes en présence de toxicité additive. Toutefois, il est possible que l'effet de substances toxiques se fasse individuellement et que l'effet de l'un soit plus ou moins indépendant de l'effet de l'autre; dans ce cas, malgré que T soit plus grand que 1, il est normal que l'espèce étudiée ne paraisse pas affectée par la combinaison des toxiques: l'effet des toxiques est dans ce cas considéré comme "infra-additif" ou "non interactif". Par ailleurs, l'effet d'un ou plusieurs toxiques peut être amplifié par la présence d'autres toxiques à des concentrations sub-létales; dans ce cas particulier où T est inférieur à 1 et où les organismes étudiés sont affectés, nous sommes en présence d'un effet toxique "supra-additif". Inversement, si le mécanisme d'action d'un ou de plusieurs toxiques est inhibé par la présence d'autres toxiques (à des concentrations individuelles sublétales ou létales), il est possible que les organismes étudiés ne soient pas affectés par ce mélange toxique; dans ce cas où T est nettement supérieur à 15, nous sommes en présence d'un effet antagoniste. Le tableau 6.4.2, résume les situations que nous venons de décrire.

Plusieurs travaux expérimentaux ont démontré le potentiel d'utilisation de ce système pour prédire la toxicité globale d'un milieu contenant une combinaison de toxiques (Herbert et Van Dyke, 1964; Jordan et Lloyd, 1964; Lloyd et Jordan, 1964; Brown et al. 1969). Si, d'une part, il est possible d'estimer la toxicité globale d'un milieu, il serait normal, d'autre part, d'être en mesure d'évaluer le niveau de toxicité qui peut être toléré par la faune aquatique. Herbert *et al.*, (1965) prétendent que les poissons, dans leur milieu naturel, peuvent survivre quelques jours si la to-

TABLEAU 6.4.2 Illustration de l'effet conjoint de toxique

% d'organisme affecté	$T = \sum_{i=1}^n (UT)_i$	TYPE D'EFFET
~ 50%	~ n	non-intéreactif
~ 50%	~ 1	additif
< 50%	~ 1	infra-additif
> 50%	~ 1	supra-additif
< 50%	> n	antagoniste
~ 50%	$1 < T < n$	combinaison d'effets

xicité globale ne dépassait pas 0.7 unité toxique; après plusieurs expériences menées sur le terrain, ces mêmes auteurs conclurent que, dans des conditions satisfaisantes d'oxygène dissous, il est possible de maintenir la productivité biologique d'une espèce de poisson quelconque si la toxicité globale n'est pas supérieure à 0.2 unité toxique. De leur côté, Edwards et Brown (1966) estiment que des populations de poissons peuvent survivre indéfiniment dans un milieu où la concentration en toxiques solubles équivaut à moins de 0.3 à 0.4 unité toxique pourvu que la concentration en oxygène dissous et en solides en suspension soit satisfaisante.

6.4.5 Utilisation type du bio-essai

La simplification conceptuelle du bio-essai classique et son efficacité comme intégrateur de l'ensemble des stress toxicologiques pouvant s'exercer sur le vivant aquatique ont amené les offices gouvernementaux préoccupés par l'environnement à l'utiliser comme critère de qualité. Afin de replacer le bio-essai dans son contexte d'utilisation concernant l'évaluation de la toxicité globale des eaux en faisant ressortir certains aspects d'interprétation qui lui sont rattachés, nous allons discuter brièvement la toxicité de métaux en solution et l'effet antagoniste du calcium, la toxicité induite par le pH du milieu ainsi que celle due aux pesticides.

A) Métaux lourds

Les métaux lourds sont universellement présents dans le milieu aquatique. On les y retrouve incorporés à la structure cristalline des sédiments inorganiques, complexés à la matière organique soluble ou insoluble, sous forme de sels ou incrustés dans les vivants aquatiques. L'essai biologique classique examine surtout la toxicité de solutions faites à partir de sel de métaux lourds. Lee et Veith (1971) ont fait ressortir l'importance de la "bioactivité" des substances toxiques; la forme en solution du toxique serait un fac-

teur déterminant de son activité (voies d'intoxication et modes d'action).

La toxicité des métaux en tant que sels dépend de leur forme chimique en solution; elle dépend aussi du niveau métabolique atteint et de l'importance qu'il joue dans le maintien des fonctions physiologiques normales de l'animal. La figure 6.4.9 montre les différences de toxicité de sels de cuivre, de zinc et de plomb; on constate dans ce cas un facteur 10 entre le seuil de toxicité du cuivre et celui du plomb, ce qui suppose un mode d'action différent pour ces deux toxiques. Le tableau 6.4.3 indique la toxicité de différents métaux lourds pour des espèces de poisson généralement utilisées dans les bio-essais.

Les seuils de létalité sont fortement modifiés par l'effet antagoniste du calcium. En effet, le seuil de létalité du cuivre passera de 0.06 ppm à 0.6 ppm si on augmente la concentration du CaCO_3 de 12 ppm à 320 ppm. La figure 6.4.10 explicite plus clairement l'effet antagoniste du calcium; pour deux concentrations de nitrate de plomb, le temps de survie des épinoches augmente avec la concentration en calcium, passant respectivement d'environ 1 - 5 jours à des concentrations de calcium voisine de 0.5 ppm à environ 8 - 10 jours pour des concentrations de calcium de 30 ppm.

B) pH

Les fluctuations ou variations de pH sont des phénomènes naturels souvent amplifiés par des apports en substances allochtones provenant des activités humaines. Elles peuvent être causées par la respiration des organismes aquatiques, la photosynthèse, l'oxydation, la dégradation anaérobie, la présence d'acides humiques, etc.. Certains écologistes prétendent que le pH est un facteur important du contrôle de la présence et de la distribution des espèces aquatiques; toutefois, on connaît peu le mode d'action des ions hydrogènes

TABLEAU 6.4.3 Toxicité de métaux lourds (Tlm 96) pour certaines espèces utilisées couramment dans les essais biologiques.

METAUX*	LEPOMIS MACROCHIRUS (Crapet)	PIMEPHALES PROMELAS (Méné)	CARASSIUS AURATUS (Poisson rouge)	LEBISTES RETICULATUS (Guppy)	SALMO GAIRDNERII (Truite)
CADMIUM	1.9	0.9	---	1.3	0.02
CHROME	7.6	5.1	4.1	3.3	---
CUIVRE	0.20	0.05	0.04	0.04	0.4
PLOMB	24	5.6	31	21	---
MERCURE	---	---	0.01	0.01	0.09
NICKEL	5.2	5.2	9.8	4.4	66
TITANE	12	8.2	---	---	---
ZINC	5.5	0.96	6.4	1.3	4.6

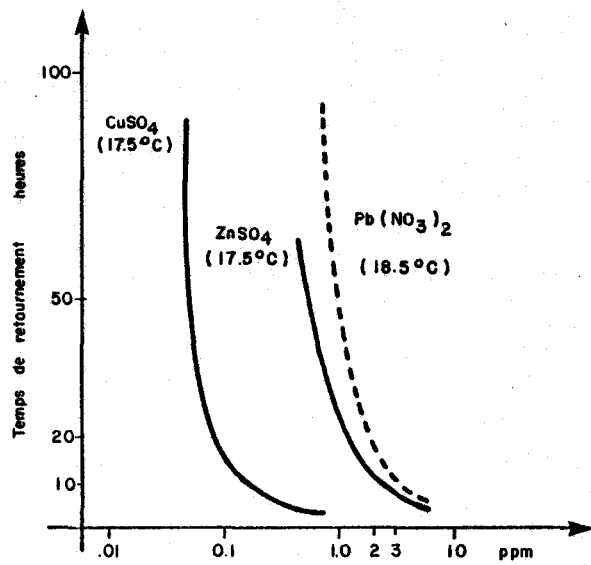


Fig. 6.4.9. Comportement sous intoxication de la truite arc-en-ciel pour différentes concentrations de trois sels métalliques toxiques (Lloyd, 1960).

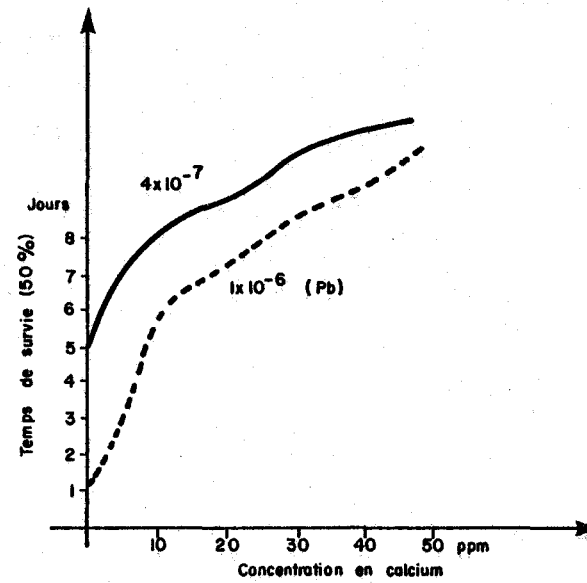
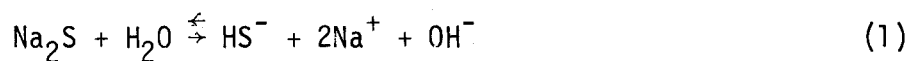


Fig. 6.4.10. Effet antagoniste du calcium dans une solution de nitrate de plomb pour une épinouche (Jones, 1964).

sur le vivant aquatique. Le domaine de pH dans lequel les animaux aquatiques peuvent vivre normalement dépend de la composition du milieu-support et de l'espèce considérée; bien que les normes générales fixent un domaine étroit de pH (5 à 8), certaines espèces peuvent s'adapter à des domaines de pH plus larges s'étendant de 4.2 à 9.0 (Jones, 1964).

Les effets du pH sont surtout dus à son activité synergétique. La figure 6.4.11 montre que la toxicité du sulfure de sodium à une concentration de 3.2 ppm s'accroît quand le pH passe de 8.5 à 6.0. L'explication de ce phénomène pourrait être la suivante:



L'augmentation de la concentration en ion hydrogène de la réaction 2 déplace l'équilibre vers la droite, ce qui favorise la formation d'acide sulfhydrique qui est extrêmement toxique.

Réciproquement, la présence de certains sels dans le milieu entraîne des modifications de pH qui peuvent accélérer la mort d'organismes aquatiques. Ce phénomène est illustré à la figure 6.4.12: le temps de survie d'épinoches est affecté, pour des concentrations croissantes de sels de chrome et d'aluminium, par un pH 4 atteint à des concentrations de sels relativement faibles.

C) Pesticides

Plusieurs nouveaux pesticides sont mis au point chaque année et leur utilisation ne cesse de s'accroître. De nombreux travaux scientifiques traitent de la toxicité des pesticides pour la vie animale et végétale (Pimentel, 1971; Matsumura, 1972a, 1972b et 1973, etc.), et on doit s'y référer si on veut connaître en détail les mécanismes

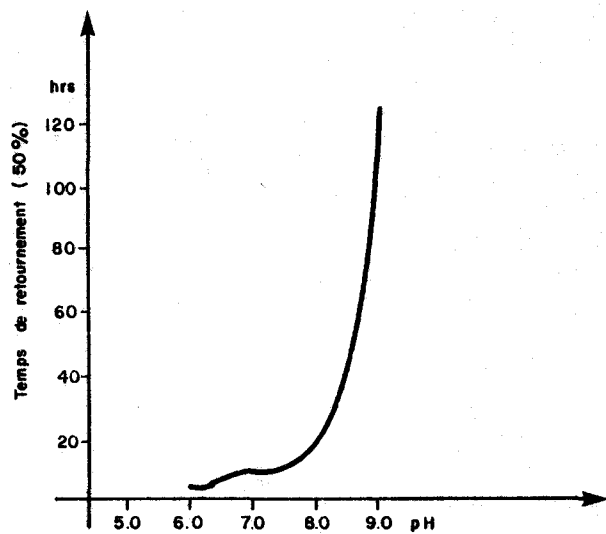


Fig. 6.4.11. Effet du pH sur le changement de toxicité d'une solution de sulfure de sodium de 3.2 ppm en S pour la truite (Selon Longwell et Pentelov, 1935).

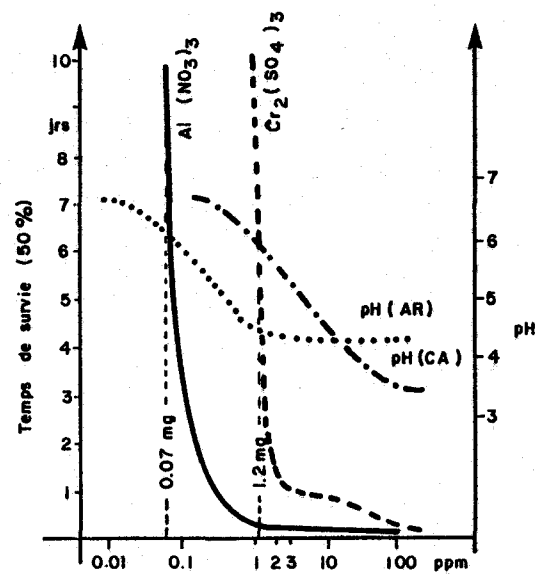


Fig. 6.4.12. Courbes de survie (50%) d'épinoches et courbes représentant la variation de pH associée aux différentes concentrations de sel (Selon Jones, 1964).

d'actions physiologiques. Le tableau 6.4.4 indique pour quelques insecticides les usages abondants qu'on en fait au Canada. Tôt ou tard les pesticides se retrouveront dans le milieu aquatique où ils affectent la vie aquatique sous toutes ses formes.

La toxicité des pesticides varie beaucoup d'un type de produit à un autre. La vitesse d'assimilation d'un pesticide, son site d'action sur le métabolisme, sa demie-vie, sa stabilité dans l'organisme l'ayant assimilé sont des facteurs importants qui déterminent la toxicité relative des pesticides.

Sur les figures 6.4.13 et 6.4.14 apparaissent des courbes de toxicité d'insecticides obtenues par les méthodes de bio-essai; ces expériences ont permis d'établir des seuils de létalité qui, comme on le constate au tableau 6.4.5, sont généralement faibles.

6.4.6 Réactions physiologiques aux stress

Avant de terminer le survol de la problématique des stress s'exerçant sur le vivant aquatique, il convient d'examiner un peu plus en détail une réaction physiologique à l'imposition d'un stress: la carence en O_2 dissous.

A) Réaction à une carence d' O_2 dissous

Lorsqu'un poisson, une épinoche par exemple, est soumis à un milieu support désoxygéné, deux réactions physiologiques se manifestent rapidement (1 minute environ):

i) D'une part, la fréquence des battements operculaires augmentent rapidement (Fig. 6.4.15): l'augmentation du rythme augmente le passage de l'eau sur les branchies. L'animal cherche ainsi à augmenter l'apport en O_2 en provenance du milieu. Il maintient ce rythme jusqu'à

TABLEAU 6.4.4 Quelques statistiques sur des insecticides vendus au Canada en 1970. (Bureau de la Statistique, Ottawa).

Aldrine poudreuse	2,222 lbs
liquide	35,544 lbs
granulée	3,153 lbs
BHC LINDANE	6,127 lbs
CHLORDANE liquide	67,588 lbs
poudreuse	32,936 lbs
DIELDRINE	--
ENDRINE	38,291 lbs
MALATHION	116,591 lbs
METOXYCHLORE	129,156 lbs
PARATHION	25,963 lbs
ROTENONE	112,843 lbs
TOXAPHENE	6,776 gal.

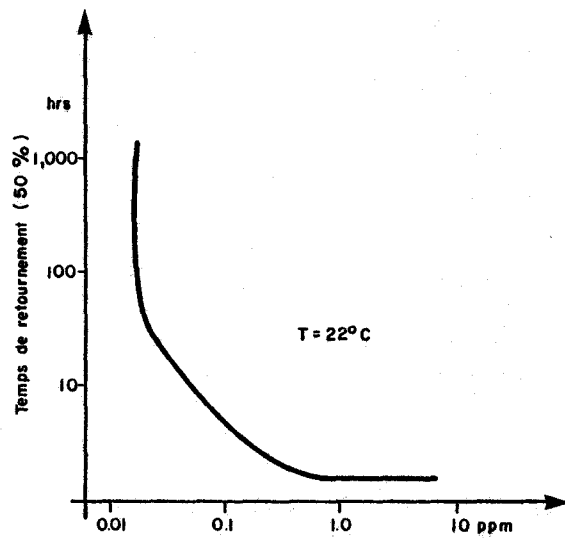


Fig.6.4.13. Temps de survie (50%) de menés à grosse tête dans des solutions de dieldrine.
(Selon Tarzwell et Henderson, 1956)

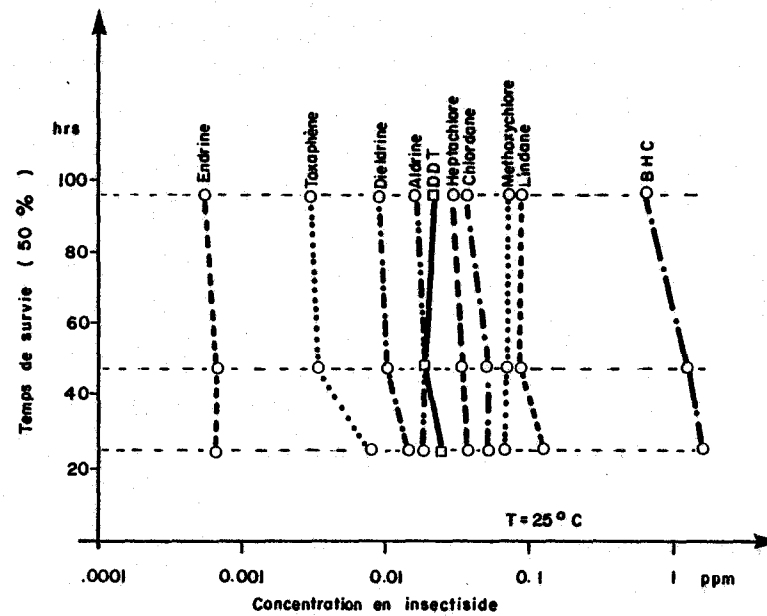


Fig .6.4.14. TLm 24,48 et 96 h pour des crapets dans différentes solution d'insecticides.
(Selon Henderson, Pickering et Tarzwell, 1952).

TABLEAU 6.4.5 Toxicité (TLm 96 h) de différents pesticides pour différentes espèces de poissons.

INSECTICIDE	LEPOMIS MACROCHIRUS (Crapet)	PIMEPHALES PROMELAS (Méné)	CARASSIUS AURATUS (Poisson rouge)	LEBISTES RETICULATUS (Guppy)	SALMO GAIRDNERII (Truite)
ENDRINE	.6	10	1.9	1.5	.6
TOXAPHENE	3.5	5.1	56	20	8.4
DIELDRINE	7.9	16	37	23	10
ALDRINE	13	28	28	33	17.7
DDT	16	32	27	43	42
HEPTACHLORE	19	94	230	107	19
CHLORDANE	22	52	82	190	44
METHOXYCHLORE	62	35	56	120	62
LINDANE	77	56	152	138	38

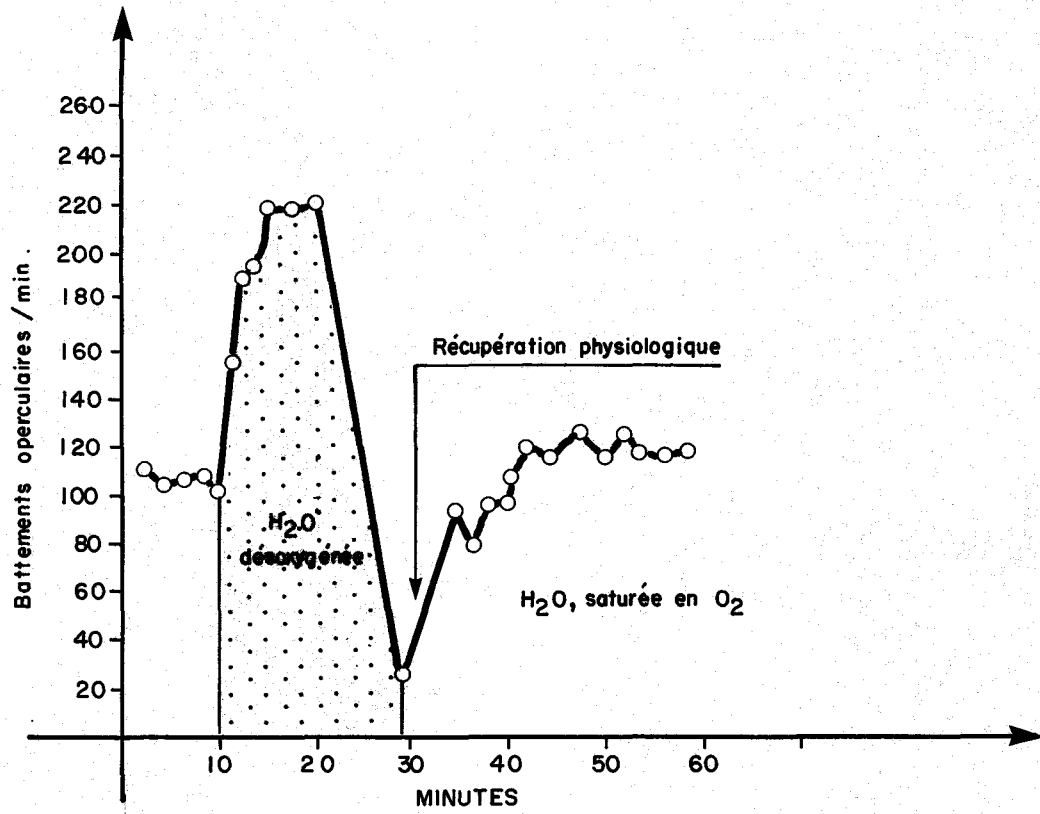


Fig. 64.15. Comportement du mouvement operculaire d'une épineche soumis à une désoxygénation du milieu support (Selon Jones, 1964).

ce que la fatigue musculaire entraîne un ralentissement; la fatigue se manifeste d'autant plus rapidement que l'exercice se produit en condition anaérobie. Ce type de réaction n'est pas universel; la truite par exemple, augmente l'amplitude de son battement operculaire, réaction tout aussi efficace puisqu'elle entraîne un passage accru d'eau dans les branchies: dans des réactions de détresse, on a mesuré dans ses branchies un débit d'eau 4 fois supérieur à la normale.

ii) D'autre part, le poisson est incité à la nage; il recherche ainsi un endroit plus aéré tout en augmentant le contact de l'eau avec les branchies. Cette nage de détresse cesse avec l'épuisement de l'animal.

Si le temps d'imposition du stress n'a pas entraîné une intoxication irréversible au CO_2 , l'animal récupère rapidement dans une eau bien oxygénée.

B) Principes liés à l'utilisation de l' O_2 dissous

A une température donnée et dans un état d'activité continue, la consommation d'oxygène est à peu près constante lorsque la concentration en O_2 dissous est supérieure à une concentration critique ($[\text{O}_2]_c$). Dans la zone de consommation sans contrainte (Fig. 6.4.16), le taux de consommation est uniquement fonction de l'état d'activité de l'animal et l'état d'activité maximum est conditionné par le taux de consommation maximum de l'animal. Cette zone d'activité sans contrainte est caractéristique de l'espèce étudiée. En effet, cette zone est formée par le point de rencontre de trois paramètres physiologiques propres à chaque espèce; il s'agit de la concentration critique ($[\text{O}_2]_c$), du taux de consommation-seuil et du taux de consommation maximum.

Pour des concentrations d'oxygène dissous inférieures à la concentration critique, l'apport en oxygène du milieu devient insuffisant

quand le niveau d'activité de l'organisme augmente. L'animal, habitué d'atteindre facilement des niveaux d'activité plus élevés que celui auquel il a accès à ces concentrations d'oxygène dissous, entre dans un état de détresse qui entraîne une réaction de ventilation excessive et une activité de nage inhabituelle; après l'épuisement musculaire, il s'ajuste aux nouvelles limites que lui impose la disponibilité en oxygène.

Ces réactions sont importantes en milieu naturel. Une carence en O_2 dissous pourra, à la limite, modifier les relations existantes entre les différents éléments composant l'écosystème; seules les espèces ayant une zone d'activité sans contrainte compatible avec le nouvel état du milieu ne seraient pas affectées par une carence d'oxygène. Une des premières fonctions physiologiques touchées affectant le comportement écologique des organismes est la puissance en réserve. En période d'activité, pour se nourrir comme pour échapper à ses prédateurs, le poisson doit pouvoir nager rapidement; bien que la vitesse de croisière maximale de l'organisme dépende de la température, elle sera aussi fortement influencée par une carence en oxygène dissous dans le milieu (Fig. 6.4.17).

C) Effets de toxiques sur la respiration

Les figures 6.4.18 et 6.4.19 montrent deux types de réaction respiratoire d'un poisson à l'imposition de deux stress toxicologiques différents. Dans le premier cas, il s'agit d'une intoxication au cyanure. Après une brève période correspondante au temps de manifestation la fréquence des battements operculaires augmente rapidement; la consommation en oxygène diminue progressivement et sa dépression régulière n'est pas modifiée par l'augmentation du passage de l'eau sur les branchies. Quand l'épinoche est remis dans un milieu sain, l'inactivation du cyanure par conversion en thiocyanate (SCN^-) amène l'organisme à récupérer si les dommages causés aux branchies ne sont pas irréversibles. Cette réaction physiologique semble indiquer que le métabolisme respiratoire est le point d'action majeur du cyanure.

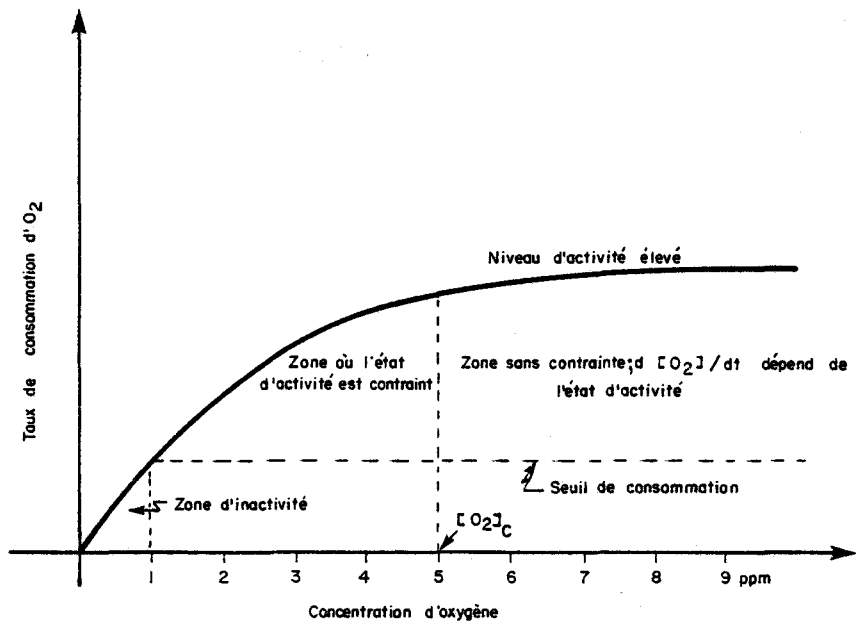


Fig. 6.4.16. Activité respiratoire théorique du poisson (Selon Jones, 1964).

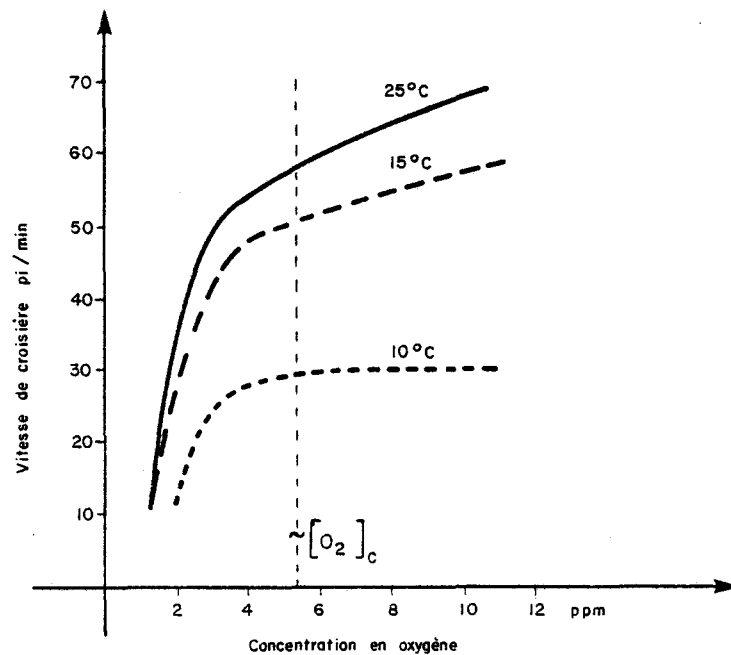


Fig.6.4.17. Vitesse de croisière de la perchaude en fonction de la concentration en O₂ dans le milieu-support (Selon Jones, 1964).

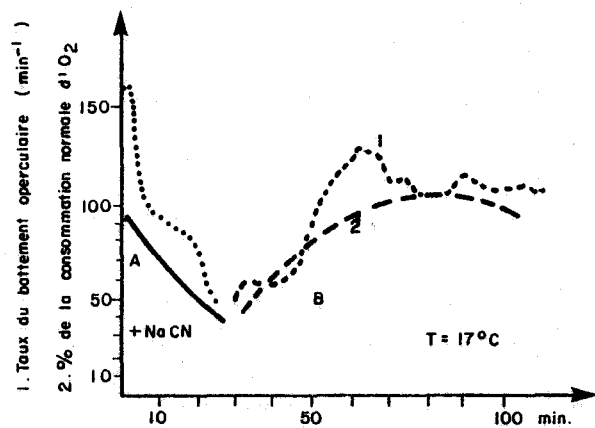


Fig.6.4.18. Rythme operculaire et consommation d'O₂ d'une épinouche soumise à une intoxication brusque (A) au NaCN (0.00005 N) puis remis dans un milieu sain (B). (Selon Jones, 1964).

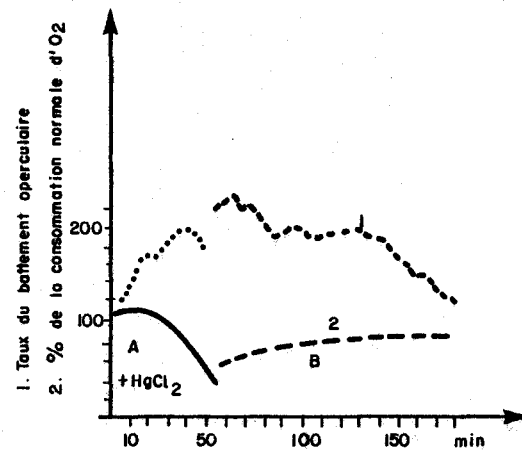


Fig.6.4.19. Rythme operculaire et % de la consommation normale d'O₂ d'une épinouche soumise à une intoxication brusque (A) au HgCl₂ (.0001 N), puis remis dans un milieu sain (B) (Selon Jones, 1964).

Dans le second cas, il s'agit d'une intoxication au mercure. L'augmentation du rythme operculaire entraîne une consommation accrue d'O₂ qui diminue rapidement après quelques minutes bien que la fréquence des battements se maintienne. Remis en milieu sain, l'épinoche semble récupérer, mais cette fois plus lentement que dans le cas du cyanure. Cette réaction indique que le point d'action du mercure n'est pas unique et qu'il est inactivé lentement par complexation ou excrétion.

L'analyse de la réaction respiratoire constitue un type d'observation physiologique; cet exemple montre qu'il est possible d'extraire de nombreux renseignements tant au niveau du mode d'action des toxiques que de l'impact écologique des stress.

6.5 CHEMINEMENT DES STRESS VERS LE VIVANT AQUATIQUE

Pour faire suite au chapitre 6.4 sur les stress en général vis-à-vis du vivant aquatique, nous désirons approfondir les modes de cheminement de ces stress. Dans cette optique, il serait peu opportun d'effectuer une analyse de tous les stress connus vis-à-vis des organismes aquatiques; cela risquerait, en effet, d'être non seulement fastidieux et redondant mais aussi relativement peu utile vu qu'il existe de nombreux relevés dans ce domaine (par exemple: Water Quality Criteria Data Book, 1973). Pour les mêmes raisons, il nous semble également peu approprié de décrire par espèce ou par groupe d'espèces aquatiques les effets de ces stress. Nous préférons plutôt limiter et illustrer le sujet en étudiant le cheminement de deux stress, à savoir la présence de composés mercuriques et celle des insecticides, dans l'écosystème aquatique jusqu'aux poissons, lesquels constituent l'étage terminal de cet écosystème.

Signalons ici que les deux types de substances toxiques précitées ont été choisis pour les trois motifs suivants.

- On les utilise généralement en grandes quantités dans le domaine de l'industrie chimique (plastiques) et électronique, des instruments-contrôle, des amalgames pharmaceutiques, de la peinture, des pâtes et papiers, de l'agriculture, etc. pour les composés mercuriques (Ulfvarson, 1969; Wood, 1971; Vostal, 1972; Hurtig, 1973) et dans le domaine de l'agriculture, de l'industrie forestière, etc. pour les insecticides (Brooks, 1972a; Matsumura, 1972a; Strickland et Blue, 1972). Bien qu'on s'efforce depuis quelques années de réduire cette utilisation, celle-ci occasionne souvent, par voie directe de rejet ou par transfert indirect via l'atmosphère, les eaux de pluie et le ruissellement à travers les sols, l'apparition de composés mercuriques ou d'insecticides dans les rivières et les lacs (Bradshan *et al.*, 1972; Brooks, 1972a; Lake Michigan Interstate Pesticides Committee, 1972; Matsumura, 1972b; Vostal, 1972; Hutchinson, 1976).
 - L'accumulation progressive de ces toxiques et de leurs dérivés aux niveaux trophiques successifs de l'écosystème aquatique, leur persistance et leurs effets à ces niveaux sont relativement bien élucidés (Johnson, 1968; Muirhead-Thompson, 1971; Hurtig, 1972b; Vostal, 1972; McKim *et al.*, 1973; Ui, 1975; Huckabee et Goldstein 1976) par rapport à d'autres toxiques.
 - En se nourrissant de poissons contaminés par ces toxiques ou par d'autres voies, l'homme lui-même peut accumuler du mercure ou des insecticides (Brooks, 1972b; Hurtig, 1972a; Matsumura, 1972c; Skerfving, 1972; Davies, 1973; Ui, 1975 et 1976), laquelle accumulation est susceptible d'induire, à partir de certains seuils cumulatifs, des altérations morfo-fonctionnelles qui peuvent devenir mortelles (Kutsuna, 1968; Tsubaki, 1971; Wood, 1971; Skerfving et Vostal, 1972; Strickland et Blue, 1972).
- Les composés mercuriques et les insecticides ont diverses possibilités de cheminement dans l'écosystème aquatique: la suite de cet exposé explicitera certaines de ces possibilités.

6.5.1 Mécanismes au niveau du milieu-support

Après leur introduction dans les rivières ou les lacs, les composés mercuriques et les insecticides peuvent subir des changements dans le milieu-support de l'écosystème aquatique, c'est-à-dire au niveau des sédiments, des particules en suspension, de la matière organique sédimentaire, suspendue ou dissoute et de la phase aqueuse comme telle. Ces changements se traduisent dans nombre de cas par une amplification ou une réduction du potentiel toxique des composés précités. Illustrons ce phénomène à l'aide de 4 exemples explicités ci-dessous.

(i) *Méthylation du mercure*

Lorsque cet élément pénètre directement ou indirectement dans l'écosystème aquatique à partir de sources naturelles ou de rejets artificiels, il y arrive généralement sous les cinq formes suivantes: métallique (Hg^0), ionique (Hg^{++}), aryl ou phénylmercurique ($\text{C}_6\text{H}_5 - \text{Hg}^+$), alkyl ou méthylmercurique ($\text{CH}_3 - \text{Hg}^+$) ou alkoxyalkylmercurique ($\text{CH}_3 - \text{O} - \text{CH}_2 - \text{Hg}^+$) (Jernelov, 1969; Vostal, 1972). Les conditions anaérobies du fond des lacs et des rivières favorisent tout d'abord la transformation du mercure métallique en mercure ionique (Jernelov, 1969) tandis qu'en milieu aérobie on constate le changement inverse (Tonomura *et al.*, 1972). Ensuite, le mercure bivalent Hg^{++} provenant de cette oxydation, de la décomposition de l'alkoxyalkylmercure (Jernelov, 1969) ou d'autres sources est méthylé par des microorganismes anaérobies associés aux sédiments (Wood *et al.*, 1968; Jernelov, 1970; Rissanen *et al.*, 1971). Cette méthylation se réalise de deux façons à l'aide de la méthylcobalamine, coenzyme dérivé de la vitamine B12, chez ces microorganismes comme chez certaines bactéries telles que Clostridium cohlearium (Tonomura *et al.*, 1972) ou comme chez certains champignons tels que Neurospora crassa (Landler, 1971): le Hg^{++} effectue une attaque électrophile non enzymatique du coenzyme de telle façon que son Co^{++} central se charge d'eau en libérant un radical

méthyl transféré sur le Hg^{++} , ou bien la méthylcobalamine agissant au sein de la N_5 - méthyl - tetrahydrofolate - homocystéine - trans-méthylase déplace enzymatiquement un méthyl de l'homocystéine vers le Hg^{++} plutôt que vers le méthionine comme cela a lieu dans le métabolisme normal (Bertilsson et Neusahr, 1971; Imura *et al.*, 1971; Wood, 1971). Notons ici qu'on constate un mécanisme enzymatique similaire chez certaines espèces bactériennes de l'intestin et dans le foie de divers vertébrés (Wood, 1971; Ukita, 1972). La méthylation du mercure peut donc se réaliser non seulement au niveau des microorganismes anaérobies des sédiments mais aussi au niveau des poissons dans un écosystème aquatique. Au sein de ce dernier, le méthylmercure, formé par les procédés décrits ci-dessus ou issu d'une dégradation microbiologique du phénylmercure dans les sédiments (Jernelov, 1969) suit deux voies. D'une part, bio-chimiquement méthylé une nouvelle fois il devient volatile et disparaît ainsi temporairement de l'écosystème aquatique (Jernelov, 1969; Wood, 1971). D'autre part, incorporé dans les organismes biologiques, il y séjourne durant une période assez longue (Rucker et Amenst, 1969; Vostal, 1972; McKim *et al.*, 1973). De ce fait, dans les écosystèmes aquatiques contaminés par le mercure, cet élément se retrouve surtout sous forme de méthylmercure au sein des organismes nonobstant le fait que ceux-ci aient la capacité d'incorporer d'autres formes de composés mercuriques (Matsumura, 1972 c; Ukita, 1972; Vostal, 1972; McKim *et al.*, 1973). A l'échelle du cycle général du mercure dans l'environnement (Gavis et Ferguson, 1972), la conversion de diverses formes de mercure en méthylmercure au niveau du milieu-support des écosystèmes aquatiques canalise et concentre la toxicité du mercure vis-à-vis des organismes aquatiques (Jernelov, 1969; Vostal, 1972).

(ii) *Association du mercure à la matière organique*

Il existe aussi une autre possibilité pour les composés mercuriques introduits dans les écosystèmes aquatiques. En effet, dans certains de ceux-ci, tels que ceux de l'estuaire du Mississipi et des Grands

Lacs Canadiens, la concentration en méthylmercure est très faible dans les sédiments et peu ou non décelable dans l'eau (Andren et Harris, 1973; Chau et Saitok, 1973) tandis que la quantité de mercure associée à la matière organique dissoute et sédimentaire y est élevée (Lindberg et Harris, 1974; Andren et Harris, 1975). Cette association provient du fait que la fraction légère (poids moléculaire inférieur à 500) de cette matière organique a une capacité prononcée de liaison avec le mercure similairement aux acides fulviques des sols (Schnitzer, 1970), laquelle liaison s'avère stable et peu réversible même lorsque les conditions minérales varient (Andren et Harris, 1975). Il est évident qu'une telle association réduit la toxicité globale des composés mercuriques introduits dans un écosystème aquatique.

(iii) *Transformation chimique et photonique des insecticides*

Bien qu'à cause de leur caractère plus lipophile qu'hydrophile et de leur composition polychlorée (voir tableau 6.5.1), la plupart des insecticides soient généralement peu solubles dans l'eau même lorsque leur hydrosolubilité augmente avec la température (Edwards, 1973), on les retrouve en quantités non négligeables dans les rivières et les lacs (Brooks, 1972a; Matsumura, 1972a; Edwards, 1973). Après leur solubilisation dans ceux-ci sous forme d'agrégats (Edwards, 1973) ou sous forme plus dispersée, les insecticides peuvent subir deux types de transformation chimique au sein du milieu aqueux comme tel. D'une part, ils sont susceptibles d'y être lentement hydrolysés; cela s'avère le cas, par exemple, pour l'organophosphate diazinon hydrolysé à 20°C et à pH 7.2 en diéthyl phosphorothioate et en hydroxy - 2 isopropyl - 4 méthyl - pyrimidine selon une demi-vie de 185 jours (Rosen, 1972) ainsi que pour les carbamates dimétilan, pyrolan et sevin dont la vitesse d'hydrolyse varie avec les conditions de température et de pH (Aly et El-Dib, 1971). D'autre part, la plupart des insecticides peuvent également y être chimiquement modifiés par l'énergie lumineuse solaire (Rosen, 1972). Cette transformation photochimique est principalement causée par les rayons ultra-

Liste des Insecticides Communs

Tableau 6.5.1

1° HYDROCARBONES CHLORINÉS ou ORGANOCHLORÉS

a) CYCLOIÈNES

Aldrine	1, 2, 3, 4, 10, 10 hexachloro - (1, 4, exo-5, 8 endo-diméthano)- naphtalène
Dieldrine	1, 2, 3, 4, 10, 10 - hexachloro - (1, 4 exo-5, 8 endo-diméthano)- 6, 7 epoxy- naphtalène
Endrine	1, 2, 3, 4, 10, 10 - hexachloro - (1, 4 endo-5, 8 endo-diméthano)- 6, 7 epoxy- naphtalène
Isodrine	1, 2, 3, 4, 10, 10 hexachloro - (1, 4 endo-5, 8 endo-diméthano)- naphtalène
Heptachlore	1, 4, 5, 6, 7, 8, 8 - heptachloro - (4, 7 endo-méthano)- indène
Chlordane	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 8 octochloro - (4, 7 endo-méthano)- indène
Chlordène	4, 5, 6, 7, 8, 8 hexachloro - (4, 7 endo-méthano)- indène

b) DDT et Analogues

DDT	p, p DichloroDiphényl-Trichloroéthane ou 2,2 bis (p, chlorophényl) -1,1,1 trichloroéthane
DDD ou TDE	p, p DichloroDiphényl-Dichloroéthane ou 2,2 bis (p, chlorophényl) -1,1 dichloroéthan
DDE	p, p DichloroDiphényl-dichloroÉthylène
DDA	p, p DichloroDiphényl-Acétioéthane
Méthoxychlore	2,2 bis (p, méthoxyphényl) -1,1,1 trichloroéthane

c) BHC et Analogues

BHC ou HCH	Benzène-HexaChlorure ou 1, 2, 3, 4, 5, 6 HexaChloro-cycloHexane
Lindane	γ isomère de BHC

2° ORGANOPHOSPHATES

Malathion	0, 0 diméthyl- di (éthoxycarbonyl) éthyl-phosphorodithioate
Parathion	0, 0 diéthyl - 4 nitrophényl-phosphorothionate
Diazinon	0, 0 diéthyl - (2 isopropyl-4 méthyl - pyrimidinyl) - phosphorothionate
Dichlorvos	0, 0 diméthyl - dichlorovinyl-phosphate
Guthion ou Azinphosméthyl	0, 0 diméthyl - (4 oxo - benzotriazin- méthyl)-phosphorodithioate

3° CARBAMATES

Pyroflan	(1 phényl-3 méthyl) - pyrazolonyl - N diméthyl carbamate
Isolan	(1 isopropyl-3 méthyl) - pyrazolonyl - N diméthyl carbamate
Dimetan	(5 diméthyl) - phénone - N diméthyl carbamate
Dimetilan	(2 N diméthylcarbonyl-3 méthyl) - pyrazolonyl - N diméthyl carbamate
Zectran	(3, 5 diméthyl-4 diméthylamine)- phényl- N méthyl carbamate
Mesurof	(3, 5 diméthyl - 4 thioéthyl)- phényl-N méthyl carbamate
Savin ou Carbaryl	naphtyl - N méthyl carbamate

4° AUTRES

Roténone	Roténone
Pyréthroides	Pyréthroline ou Ciféthroline - acide pyréthrique ou chrysanthémique
Nicotinoides	(1 méthyl - 2 pyrrolidyl) - pyridine
IRAC	4,6 dinitro-9-coual
Divers	

violetts du spectre solaire à la surface terrestre (partie du spectre de longueur d'onde supérieure à 280 m μ) et est accélérée lorsque divers composés photosensibilisateurs facilitent le transfert de l'énergie lumineuse aux insecticides (Lykken, 1972; Rosen, 1972; Matsumura, 1973). Citons parmi ces photosensibilisateurs la chlorophylle A et B, le coenzyme FMN (riboflavine monophosphate nucléotide dérivé de la vitamine B₂), l'antraquinone, l'insecticide roténone, le benzophénone issu du DDT ainsi qu'une vingtaine d'autres insecticides ayant une capacité plus ou moins prononcée de photosensibilisation spécifique vis-à-vis d'autres insecticides (Lykken, 1972). En concentrant l'énergie lumineuse incidente en énergie chimique au niveau de liaisons hautement énergétiques (triplets et singlets organiques), ces photosensibilisateurs catalysent diverses réactions photochimiques (Lykken, 1972). Celles-ci sont variées mais peuvent être regroupées en huit classes:

1. *Photoisomérisation*: un réarrangement intramoléculaire sans perte ou addition d'éléments intervient: ceci s'observe notamment chez plusieurs cyclodiènes tels que l'aldrine, le chlordène, la dieldrine, l'endrine, l'heptachlore et l'isodrine (Rosen, 1972; Matsumura, 1973).
2. *Photodéchlorination*: la dieldrine perd ainsi un de ses Cl (Matsumura, 1973).
3. *Photosubstitution*: dans ce cas, un radical (Cl par exemple) est remplacé par un autre (OH par exemple) sur un anneau aromatique suite à une attaque photonucléophile de ce dernier (Crosby *et al.*, 1972).
4. *Photohydrolyse*: certains carbamates comme le carbaryl ou certains organophosphates comme le parathion sont transformés de cette façon en naphтол ou nitrophéнол respectivement avec autres résidus (Rosen, 1972; Matsumura, 1973).

5. *Photolyse*: l'énergie lumineuse défait ici un lien covalent intramoléculaire de telle façon que l'insecticide est directement scindé en deux composés avec addition d'H₂ au lieu de rupture comme on le constate pour l'organophosphate guthion (Matsumura, 1973).
6. *Photooxydation*: ce type de modification change notamment l'organophosphate parathion, le DDT et son analogue méthoxychlore ainsi que le cyclodiène aldrine en paroxon, dichlorobenzophénone, chlorobenzoate et dieldrine respectivement (Rosen, 1972; Matsumura, 1973).
7. *Photodécomposition*: signalons ici le cas des portions acide et alcoolique des pyréthroides qui sont non seulement séparées mais aussi altérées par l'énergie lumineuse en présence de chlorophyle (Lykken, 1972; Rosen, 1972).
8. *Photopolymérisation*: on constate un tel processus chez le DDT qui, après avoir perdu 2 Cl, forme des dimères en milieu anaérobie illuminé (Matsumura, 1973).

Les dérivés issus des diverses transformations des insecticides en milieu aqueux ont-ils une toxicité plus, moins ou aussi intense que celle des insecticides originaux? Bien qu'il existe relativement peu de données à ce sujet, les trois possibilités se constatent. Effectivement, on a remarqué, par exemple, que les photoisomères de l'aldrine, dieldrine, endrine et heptachlore s'avèrent plus toxiques pour les poissons et autant ou davantage toxiques pour les insectes que leurs composés originaux respectifs (Georgacakis et Kham, 1971; Lykken, 1972) tandis que c'est le contraire pour la photoisodrine vis-à-vis de l'isodrine (Lykken, 1972). Notons également ici que les dérivés des organophosphates étant plus polarisés que leurs précurseurs initiaux deviennent plus toxiques que ces derniers et qu'une évolution inverse s'observe pour les composés issus de la transformation photochimique des carbamates (Matsumura, 1972c). Bref,

toutes ces conversions réduisent la persistance des insecticides comme tels dans les lacs et rivières, lequel phénomène peut être accéléré par un synergisme d'action entre insecticides différents. Cependant, les conversions photochimiques entraînent l'apparition de multiples dérivés dont la toxicité est, pour certains tels que le paraoxon et le benzochlorsphénone, très prononcée (Water Quality Criteria Data Book, 1973) et pour d'autres, tels que la 4 méthylpyrimidine et le naphtyl, peu prononcée.

(iiii) *Adsorption et modification des insecticides dans les sédiments*

On décèle généralement plus d'insecticides dans les sédiments et la matière particulaire en suspension que dans l'eau au sein des lacs et rivières contaminés par ces composés: en effet, après leur pénétration dans le milieu aquatique, ces derniers y sont en grande partie graduellement adsorbés sur les particules sédimentaires ou suspendues (Edwards, 1973). Cette adsorption qui défavorise leur solubilité dans l'eau (Edwards, 1973) dépend des 7 facteurs explicites ci-dessous (Cruz et White, 1972; Edwards, 1973).

1. *Type de particules:* selon qu'il s'agisse de sable, de limon ou d'argile, l'adsorption particulaire des insecticides s'avère respectivement faible, relativement importante et très élevée.
2. *Type d'insecticides:* certains de ceux-ci tels que le DDT et le méthoxychlore sont plus facilement adsorbés sur l'argile que d'autres tels que les organophosphates diazinon et malathion, tandis que la situation contraire prévaut en présence de sable ou de limon, ce qui suggère que les différents insecticides s'associent aux particules de différentes manières en fonction de leur structure.
3. *Dimensions particulières:* les sédiments riches en petites particules renferment plus d'insecticides que ceux où abondent

les grosses particules car leur agencement et leur porosité favorisent leur surface totale d'adsorption et leur capacité de rétention pour ces composés.

4. *Matière organique et colloïdale*: l'affinité entre les insecticides et la matière organique vivante ou morte, notamment la portion lipophile de celle-ci, amplifie leur adsorption dans les sédiments lorsque ceux-ci contiennent beaucoup de produits organiques; lorsqu'un lac et une rivière ont eu abondance du matériel organique dissous, on y retrouve beaucoup d'insecticides en solution dans l'eau.
5. *Composition minérale*: mentionnons ici qu'une richesse en Fe ou en Mg dans des sols y accélère et amplifie l'adsorption des insecticides.
6. *Acidité*: l'adsorption particulière des insecticides est augmentée par des conditions légèrement acides.
7. *Température*: vu que le phénomène d'adsorption s'avère légèrement exothermique, une augmentation de la température dans le milieu aquatique y décroît quelque peu l'adsorption particulière des insecticides.

Par ailleurs, l'association des insecticides aux sédiments, aux particules en suspension et à la matière organique dans un écosystème aquatique ne signifie pas qu'ils y persistent indéfiniment à ces niveaux. Certes, plusieurs d'entre eux sont susceptibles de rester longtemps ainsi associés: on a constaté, par exemple, que la persistance générale des organochlorés tels que le chlordane, DDT, BHC et aldrine atteignait respectivement 5, 4, 3 et 2 années dans des sols tandis que celle des organophosphates moins stables comme le diazinon et la malathion n'y excède pas 12 et 1 semaines respectivement (Hurtig, 1972 b). Mais, divers mécanismes écourtent souvent

de telles durées au niveau des sédiments, particules en suspension et matière organique dans le milieu aquatique. Rappelons ici à ce sujet les possibilités de décomposition chimique et photonique, de solubilisation et/ou de volatilisation et ajoutons-y deux autres processus importants, à savoir la pénétration et l'accumulation de ces composés dans la chaîne trophique de l'écosystème aquatique ainsi que leur dégradation microbiologique qu'il convient d'analyser à présent. De fait, divers microorganismes (bactéries et actinomycètes) ont la capacité de transformer et de décomposer les insecticides en conditions anaérobies (Hill et Mc Carty, 1967; Matsumura, 1973), lesquelles prévalent dans les sédiments. Ils le font par co-métabolisme, c'est-à-dire qu'ils utilisent leur système enzymatique particulier à cette fin sans cependant en tirer d'avantages métaboliques nets pour leur croissance, ce qui explique que le taux de biodégradation des insecticides reste faible même lorsqu'il y a prolifération microbiologique (Alexander, 1972). Les voies de transformation microbiologique des insecticides sont multiples, tel qu'illustrées aux figures 6.5.1 et 6.5.2) pour le DDT et l'aldrine-dieldrine (Menzie, 1969; Matsumura, 1972 b et 1973).

Le choix des voies de transformation microbiologique dépend des microorganismes présents, du taux anaérobie, du pH, des ions activateurs ou inhibiteurs, des enzymes extracellulaires disponibles, etc. (Alexander, 1972; Matsumura, 1973).

Quelques soient les voies de biodégradation suivies, il est évident qu'elles entraînent une lente accumulation de produits dérivés des insecticides. De tels produits, lorsqu'ils sont plus polarisés que leurs précurseurs initiaux ou lorsqu'ils en résultent par époxydation, s'avèrent généralement plus toxiques que ces derniers; le **phénomène inverse se constate** aussi quand ils ont moins de radicaux polaires et plus de portion lipophile (Matsumura, 1972 c). Mentionnons, par exemple, à ce sujet que l'algue Anacystis nidulans se révèle plus sensible à la dieldrine issue par époxydation de l'aldrine

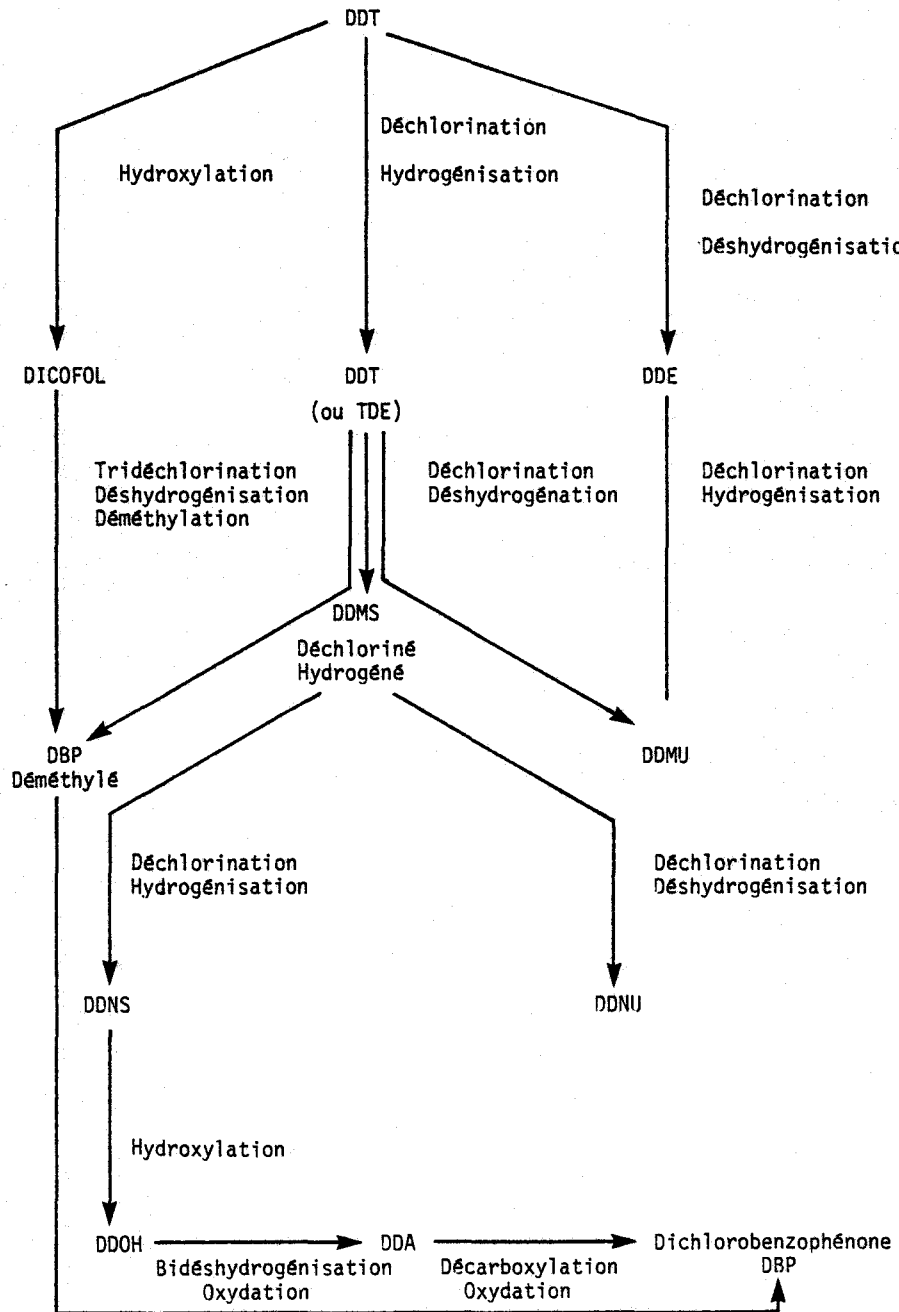


Fig. 6.5.1. Dégradation microbiologique du DDT.

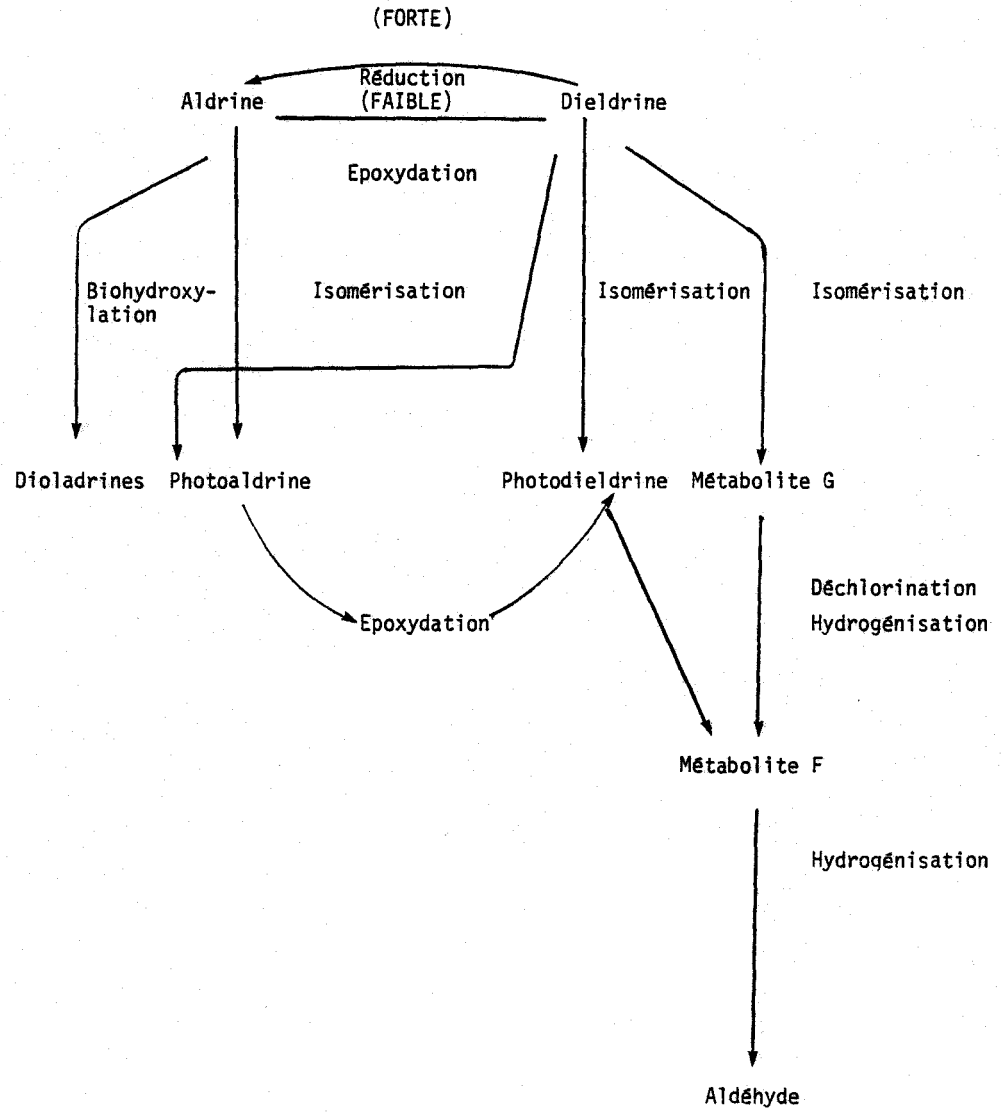


Fig. 6.5.2. Dégradation microbiologique de l'aldrine-dieldrine.

qu'à cette dernière tandis que la situation contraire se constate pour les dérivés métaboliques G et F de la dieldrine par rapport à celle-ci (Boush et Battertan, 1972). Bref, si d'une part l'association des insecticides avec les particules sédimentaires ou suspendues et avec la matière organique diminue leur toxicité dans les écosystèmes aquatiques, il est vrai aussi que leur transformation microbiologique à ces niveaux donnent des dérivés qui peuvent s'avérer plus toxiques.

En conclusion, les 4 exemples décrits ci-dessus montrent que les composés toxiques introduits dans des lacs et rivières peuvent y être en partie adsorbés, absorbés ou transformés au niveau du milieu-support, c'est-à-dire au niveau des sédiments, des particules en suspension, de la matière organique et de la phase aqueuse comme telle. Cette "sorption" y inactive, au moins temporairement, une partie de ces composés tandis que leurs transformations chimiques, photoni-ques ou microbiologiques, donneront des dérivés dont le potentiel toxique est amplifié, équivalent ou réduit.

6.5.2 Mécanismes au niveau de la chaîne trophique

Les composés toxiques et leurs dérivés présents dans l'écosystème aquatique des lacs et des rivières sont susceptibles d'être progressivement accumulés par les organismes qui y vivent. Cette accumulation dépend principalement de 3 facteurs, à savoir leur taux de pénétration dans les organismes aquatiques, leur cinétique de transformation au sein de ceux-ci et leur taux d'élimination.

(i) *Pénétration dans les organismes aquatiques*

Les toxiques rentrent dans les organismes aquatiques de manière directe à partir du milieu-support au niveau des branchies et de la peau chez les vertébrés et invertébrés, des racines et de la tige chez les plantes et de la paroi exocellulaire chez les unicellulaires; ils pénè-

trent aussi de manière indirecte via l'alimentation au niveau du tube digestif chez les vertébrés et invertébrés et des vacuoles phagocytaires ou pinocytaires chez les protozoaires unicellulaires. Dans tous les cas, le phénomène est essentiellement dépendant de la perméabilité sélective des membranes cellulaires présentes. En effet, certains composés traversent plus facilement celles-ci que d'autres, selon un ou plusieurs des modes précisés ci-après (Giese, 1969; Schanker, 1970).

- *Diffusion lipophile*: lorsque la concentration extracellulaire d'un composé s'avère plus élevée que la concentration intracellulaire, il tend à rentrer par diffusion passive dans les cellules et vice-versa. Son transfert passif à travers la membrane cellulaire est toutefois conditionné par deux facteurs limitants: son coefficient de partition d'abord et son volume moléculaire ensuite. Dans le premier cas, plus un composé est riche en portion lipophile et pauvre en portion hydrophyle constituée de radicaux polaires, plus sa liposolubilité et son coefficient de partition "lipide-eau" sont élevés et plus son passage transmembranaire s'avère important. En effet, du fait que toute membrane cellulaire se compose essentiellement de deux feuillets lipoprotéiques superposés et reliés entre eux par des ponts lipidiques hydrophobes, les produits lipophiles ont plus de facilité à la traverser que des produits hydrophiles lipophobes. Par ailleurs, dans le second cas, à équivalence de coefficient de partition, un composé ayant un grand volume moléculaire est défavorisé pour le passage à travers la membrane cellulaire par rapport à un composé de petit volume moléculaire. Ces deux facteurs expliquent, au moins partiellement, des degrés différents d'incorporation et de toxicité intracellulaires entre différents composés mercuriques ou insecticides. Signalons, à titre d'exemple, que les produits organomercuriques étant plus liposolubles que les formes inorganiques du mercure pénètrent plus facilement que celles-ci dans les organismes et leurs tissus (Webb, 1966;

Ukita, 1972). Parmi ces produits organomercuriques, le méthylmercure ayant le plus petit volume moléculaire est celui qui se retrouve le plus rapidement dans les cellules (Webb, 1966). Sa toxicité s'avère ainsi amplifiée par rapport à celle du mercure inorganique d'abord et à celle d'autres composés organomercuriques ensuite. Par ailleurs, parmi les insecticides, le DDT et ses dérivés DDD et DDE étant ceux qui ont les propriétés hydrophobes et lipophiles les plus prononcées s'avèrent ceux qui, pénètrent le plus rapidement dans les organismes aquatiques au sein de leurs graisses intracellulaires (Kenaga, 1972; Edwards, 1973).

- *Diffusion hydrique*: dès que le milieu intracellulaire contient plus de soluté et moins d'eau que le milieu extracellulaire, il y a appel osmotique passif d'eau vers la cellule et réciproquement. Ce flux hydrique est probablement facilité par les pores hydrophiles de la membrane cellulaire et peut entraîner avec lui diverses molécules dissoutes dans l'eau. Chez les invertébrés et les poissons d'eaux douces, le transport d'eau dans le processus de l'osmorégulation est intense, favorisant ainsi l'entrée d'insecticides relativement hydrophiles tels que les organophosphates et carbamates (Johnson, 1973; Kerr et Pass, 1973).
- *Diffusion ionique*: nombre de composés toxiques dans le milieu aquatique, notamment les composés mercuriques, sont ionisables. D'une manière générale, plus leur degré d'ionisation est élevé, moins ils sont diffusés passivement dans les cellules; vu que leur dissociation ionique dépend du pH ambiant, celui-ci contrôle ainsi indirectement leur taux d'incorporation intracellulaire passive. Cette diffusion ionique obéit aux règles suivantes. Les ions peu chargés traversent plus vite la membrane cellulaire que les ions très chargés, ce qui est le cas pour $X-Hg^+$ vis-à-vis de Hg^{++} . A équivalence de charge, les ions ayant un volume hydraté (volume ionique + volume de l'eau liée à l'ion) faible diffusent plus rapidement à travers la membrane cellulaire que ceux dont

Le volume hydraté est élevé, ce qui facilite la pénétration du méthyl Hg^+ dans les cellules par rapport aux autres organo- Hg^+ . Ajoutons également ici que la présence intracellulaire de cations associés à des macromolécules non diffusibles telles que des protéines entraîne, par diffusion isoélectrique, un phénomène à volume constant, entre une prédominance cationique du milieu intracellulaire sur le milieu extracellulaire et une prédominance anionique contraire. Ce phénomène favorise également passivement l'entrée des cations Hg^{++} dès que ceux-ci s'associent à des protéines intracellulaires (Webb, 1966).

- *Transport actif*: parallèlement aux équilibres ioniques de Donnan, plusieurs composés s'accumulent rapidement dans les cellules alors que leur concentration intracellulaire s'avère déjà nettement plus élevée que leur concentration extracellulaire et réciproquement. On constate aussi que certains produits ayant un coefficient de partition et un volume moléculaire analogues à d'autres produits pénètrent plus vite dans les cellules que ces derniers. En outre, nombre de composés hydrophiles et d'ions traversent la membrane cellulaire en quantités beaucoup plus importantes que ne le prévoient les facteurs décrits plus haut pour la diffusion, ce qui amplifie leur accumulation intracellulaire ou leur rejet extracellulaire et entretient des gradients de concentration entre les deux côtés de la membrane cellulaire. Dans les 3 cas précédents, on parle de transport actif. Celui-ci ne dépasse cependant point certains seuils d'accumulation ou de rejet. Il dépend aussi du métabolisme intracellulaire vu que divers inhibiteurs métaboliques le bloquent. Ce transport actif est probablement réalisé par plusieurs types d'intermédiaires situés dans la membrane cellulaire: protéines contractiles transversales fixes, transporteurs micromoléculaires lipophiles mobiles ("carriers"), oxydo-réducteurs fixes disposés en chaîne transversale, perméases enzymatiques dont la synthèse n'est induite qu'en présence de certains substrats. Une spécificité

d'affinité existe entre ces intermédiaires et les composés qui sont transférés par transport actif. Il peut toutefois survenir des compétitions de substrat pour le même intermédiaire; il n'est pas impossible que le Hg^{++} organique et même inorganique ou certains insecticides en étant des compétiteurs à ce niveau aient une entrée favorisée dans les cellules (Webb, 1966; Kenaga, 1972).

- *Diffusion facilitée*: il s'agit ici d'un transport actif qui accélère la diffusion à travers la membrane cellulaire sans occasionner toutefois des gradients de concentration entre les deux côtés de celle-ci.

Lorsqu'ils pénètrent dans les cellules ou en sortent, les composés toxiques peuvent être partiellement captés dans la membrane cellulaire qu'ils traversent et occasionner dans celle-ci, à partir de certains seuils d'accumulation, des altérations morpho-fonctionnelles. Ce phénomène est particulièrement évident dans le cas des composés mercuriques (Webb, 1966). En effet, ceux-ci ayant une forte affinité pour les radicaux SH, ils se lient facilement aux acides aminés porteurs de tels radicaux dans les lipoprotéines membranaires. Bien que cette liaison soit réversible, elle ne se défait que très lentement, comme cela a été mis en évidence avec du mercure radioactif, à moins que d'autres radicaux SH compétiteurs soient ajoutés ou deviennent disponibles. La capture et l'accumulation du mercure dans la membrane cellulaire s'avèrent plus prononcées pour les Hg^+ organiques que pour les Hg^{++} inorganiques, tel que démontré chez les globules rouges sanguins (Passow, 1970) et les cellules mésothéliales rénales (Webb, 1966); cette différence résulte vraisemblablement du caractère plus lipophile des premiers, qui favorise leur association avec les lipoprotéines membranaires.

Les conséquences de la fixation mercurique dans ces dernières sont multiples; exposons-en les principales. L'augmentation des charges

positives suite à la capture des $X\text{Hg}^+$ ou Hg^{++} change la mobilité électrophorétique protéique et le potentiel électrochimique de la membrane, modifiant ainsi la diffusion ionique entre la cellule et son milieu. En présence de mercure, des changements ont notamment été observés chez les globules rouges sanguins (Passow, 1970): ils peuvent s'agglutiner par formation de ponts entre des protéines à radicaux SH et le mercure lié aux structures membranaires de globules rouges. Par ailleurs, en bloquant des radicaux SH d'intermédiaires protéiques dans la membrane cellulaire ou en y inactivant l'enzyme ATPase (qui catalyse la libération d'énergie par hydrolyse de l'adénosine tri-phosphate), le mercure inhibe des agents nécessaires au transport actif de divers produits. Une telle réduction du transport actif par le mercure a été constatée pour l'entrée du Na^+ et Ca^{++} dans les branchies, du glucose, des acides aminés, de l'eau, du K^+ , HPO_4^{--} , Cl^- et I^- dans l'épithélium intestinal, du glucose, du K^+ et HPO_4^{--} dans les globules rouges et les cellules musculaires (Webb, 1966). Le rejet du Na^+ du milieu intracellulaire vers le milieu extracellulaire contre un gradient de concentration est également un transfert actif affecté par le mercure. Lorsque ce dernier inhibe cette "pompe pour Na^+ " à laquelle est associée une "pompe inverse pour K^+ ", la diffusion passive du Na^+ et K^+ devient déterminante de telle sorte qu'une nouvelle distribution apparaît pour ces deux cations entre les deux côtés de la membrane cellulaire (Webb, 1966; Passow, 1970). Le mercure freine aussi beaucoup le transport actif dans les reins, principalement au niveau de la réabsorption qui survient après la filtration du sang. Effectivement, quand des composés mercuriques issus de la filtration sanguine sont captés par le mésothélium rénal proximal réabsorbeur (leur élimination de l'organisme est ainsi réduite), le Na^+ et l'eau ainsi que, à plus faible degré, le glucose et les acides aminés libres sont moins réabsorbés par ce mésothélium; une diurèse perturbant l'équilibre hydrodynamique de l'organisme ou des déficits sanguins en Na^+ , glucose et acides aminés peuvent alors se développer (Webb, 1966). L'incorporation du mercure dans les membranes cellulaires est également susceptible d'y induire des conséquences néfastes à l'échelle ultrastructu-

rale: en se liant aux lipoprotéines membranaires, il déformerait quelque peu leur configuration tertiaire et ainsi leur agencement biomoléculaire quaternaire. Ceci peut se traduire par une distorsion des pores membranaires, une formation de vacuoles ou une désorganisation des microvillosités destinées à amplifier la surface d'échange (Webb, 1966). Toutes ces modifications morpho-fonctionnelles de la membrane cellulaire peuvent modifier l'équilibre osmotique des cellules; on explique de cette façon l'hémolyse des globules rouges due aux composés mercuriques. Ajoutons que tout ce qui a été précisé plus haut peut s'appliquer aux membranes intracellulaires comme celles des mitochondries, du reticulum endoplasmique, de l'appareil de Golgi, des chloroplastes, du noyau, etc. Par exemple, le mercure réduit le transfert actif du Na^+ , K^+ , Mg^{++} et Ca^{++} à travers les membranes mitochondriennes et désorganise les crêtes intérieures de celles-ci.

Quant aux insecticides, bien que leurs interactions avec les membranes cellulaires et intracellulaires aient été très peu étudiées, on sait que leur caractère lipophile favorise leur association à la portion lipidique de membranes, ce qui peut causer leur accumulation partielle et temporaire à ce niveau. Une telle accumulation, en affectant plusieurs liaisons Van der Waals intra et inter-moléculaires, modifie la structure quaternaire des lipoprotéines membranaires; ainsi la porosité, la diffusion ionique et le fonctionnement de certains transporteurs actifs peuvent être perturbés. Les pyrèthroïdes occasionneraient de cette manière un changement de distribution ionique entre les deux côtés de la membrane cellulaire et, conséquemment, une modification de leur potentiel électrochimique; chez les cellules nerveuses intoxiquées par ces insecticides, la diffusion normale des Na^+ et K^+ serait ainsi modifiée par un accroissement de potentiel négatif (Yamamoto, 1970). L'endrine exerce un effet analogue au niveau du foie chez les poissons: il y provoque, en effet, une diminution intrahépatique des Na^+ , K^+ , Ca^{++} , Zn^{++} et Mg^{++} et une augmentation de leur concentration extrahépatique sanguine (Holden, 1973).

(ii) *Transformation dans les organismes aquatiques.*

Après avoir pénétré dans les organismes aquatiques, les composés toxiques peuvent y être modifiés enzymatiquement de telle sorte que leur toxicité s'y trouve amplifiée ou réduite: on parle alors de "toxication" ou de "détoxication".

- Les produits mercuriques, sont généralement assez rapidement transformés en alkyl (méthyl ou éthyl) mercure ou en Hg^{++} dans les organismes supérieurs (Webb, 1966; Ulfvarson, 1969; Ukita, 1972), selon les voies précisées à la figure 6.5.3, ce qui concentre et augmente leur toxicité (Vostal, 1972).
- Les insecticides sont également transformés dans les organismes supérieurs et y occasionnent l'accumulation de multiples dérivés. En général, ces transformations qui se constatent chez les poissons, les invertébrés aquatiques et les plantes d'eaux douces comme chez les mammifères, les insectes et les plantes terrestres (O'Brien, 1967; Brooks, 1972b; Hurtig, 1972a; Klein, 1972; Miyamoto, 1972; Nakatsugana et Nelson., 1972; Johnson, 1973; Kerr et Pass, 1973) se déroulent en deux phases successives appelées respectivement primaires et secondaires (Brookes, 1972b).

Les changements primaires

La phase primaire de la transformation des insecticides est caractérisée par une *oxydation*, une *hydrolyse*, une *réduction*, une *déchloration* ou une *isomérisation*.

L'oxydation se situe surtout au niveau de la fraction microsomale cellulaire, c'est-à-dire le reticulum endoplasmique et ses ribosomes adjoints ou libres, et, à un degré moindre, elle se réalise dans les mitochondries, les chloroplastes et le suc hyaloplasmique à l'intérieur des cellules; ces réactions d'oxydation ont lieu en

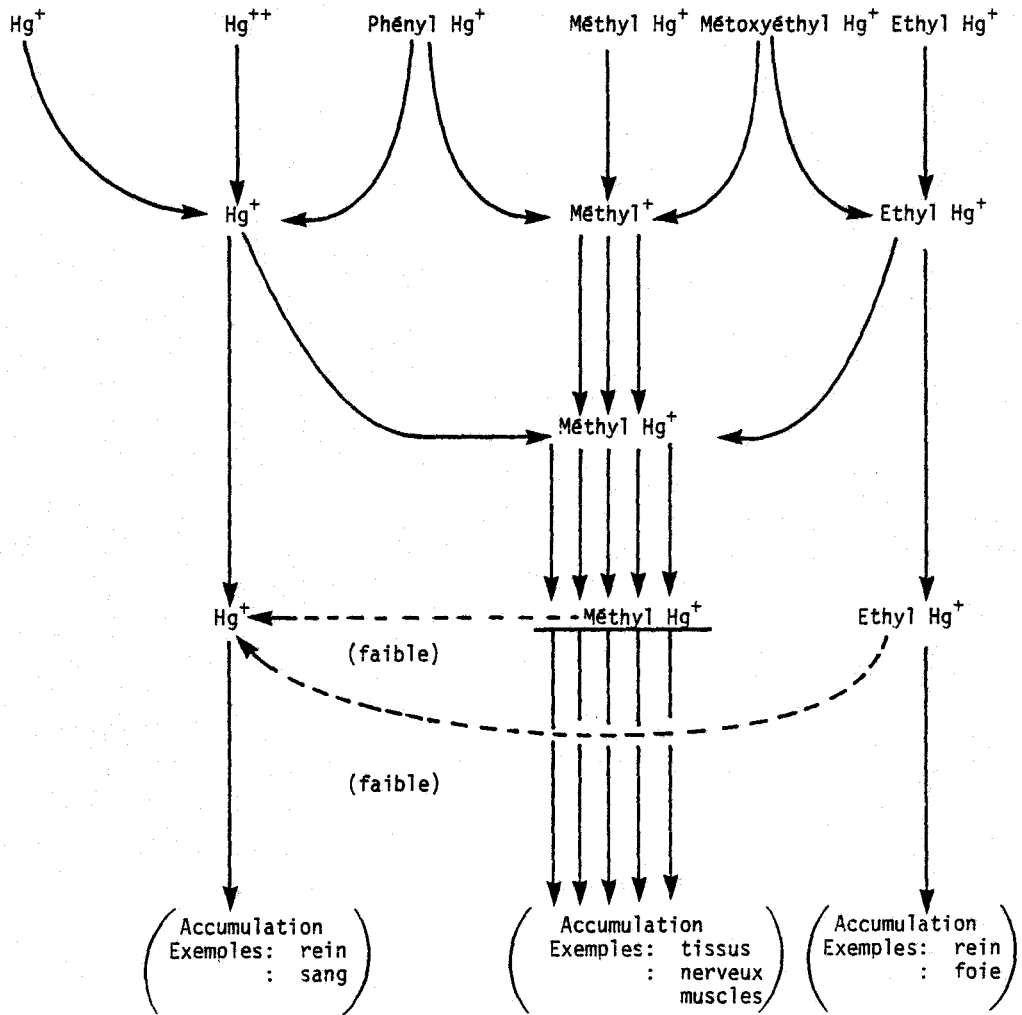
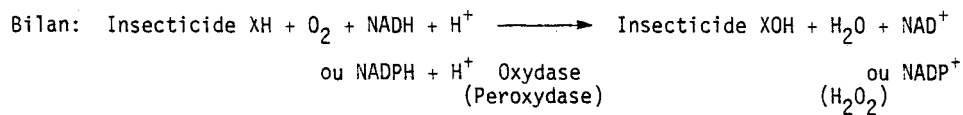
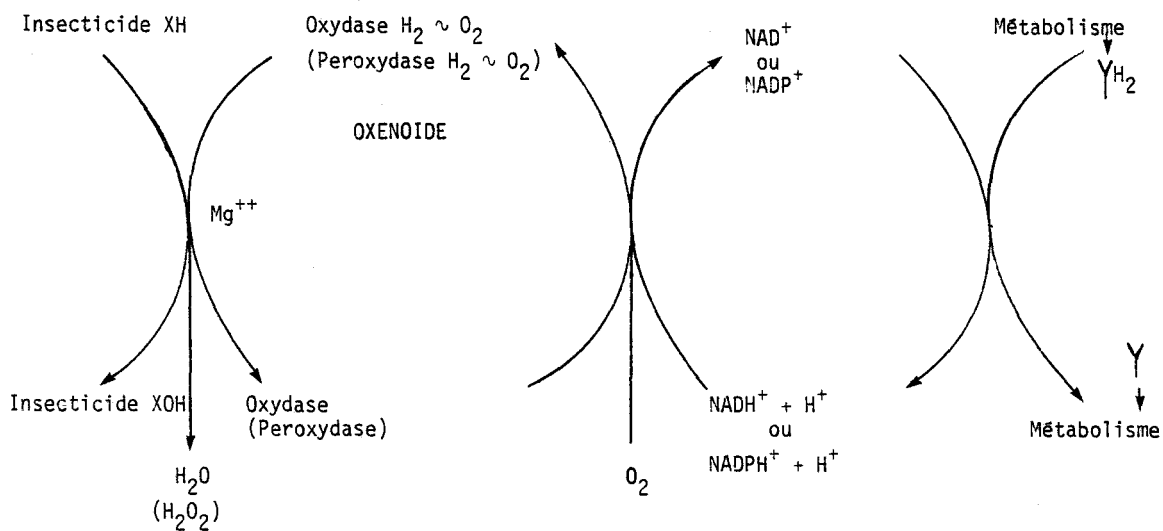


Fig. 6.5.3. Transformations possibles des produits mercuriques.

présence d'oxydases qui servent normalement au métabolisme des lipides stéroïdes (cholestérol, hormones sexuelles mâles et femelles, hormones corticostéroïdes, phytostéroïdes, etc.), de l'acide gibbérélique (hormone végétale de croissance) ou des peroxydes (Brooks, 1972b). Cette oxydation enzymatique qui a davantage lieu dans certains sites histologiques tels que le foie et les glandes sexuelles que dans d'autres tels que les muscles et le plasma circulatoire s'effectue selon plusieurs modes (O'Brien, 1967; Menzie, 1969; Brooks, 1972b; Dugan, 1972; Hurtig, 1972a; Miyamoti, 1972), explicités aux figures 6.5.4 à 6.5.7. Signalons également ici quelques oxydations moins fréquentes telles que la N méthyl-oxydation de certains organophosphates phosphoroamidates, la cyclisation des tri-O-méthyl-organophosphates et l'oxydation de radicaux latéraux en alcools, cétones et acides carboxyliques ou carboxyamides.

L'hydrolyse se constate principalement chez les organophosphates: elle y provoque un clivage des liaisons phosphate-ester, (phosphate-S)-ester et phosphate-(S-ester). Ceci se réalise à l'aide de diverses phosphatases, notamment les phosphotriestérases, disponibles dans les organismes; à l'échelle cellulaire, cette hydrolyse enzymatique s'avère plus prononcée dans le suc hyaloplasmique que dans le reticulum endoplasmique, les mitochondries ou les chloroplastes et, à l'échelle histologique, elle a davantage lieu à certains sites tels que le foie et l'intestin plutôt qu'à d'autres niveaux tels que les reins (O'Brien, 1967; Dahm, 1970; Brooks, 1972b). L'hydrolyse des liens phosphate (-S-) ester peut aussi être provoquée de manière non enzymatique par des ions OH^- en conditions légèrement alcalines (O'Brien, 1967). Le mécanisme d'intervention de ces ions OH^- permet de comprendre comment le clivage hydrolytique survient; en temps qu'anions négatifs, ils effectuent une attaque nucléophile du phosphore dont le caractère positif se traduit par un comportement électrophilique et, en s'y associant, ils détruisent le lien entre le phosphore et son ester. Dans un tel contexte, la présence de groupes électrophilyques adjoints au phosphore favorise l'hydrolyse. Ceci explique que les organophosphates riches en groupements S sont moins hydrolysés **que** ceux riches en



N.B.: NAD : Coenzyme Nicotine Amide Dinucléotide (issu de la vitamine PP) des déshydrogénases du métabolisme.

NADP : NAD avec phosphate additionnel.

Fig. 6.5.4. Hydroxylation des insecticides organophosphates, carbamates, roténoïdes, DDT et nicoténoïdes.

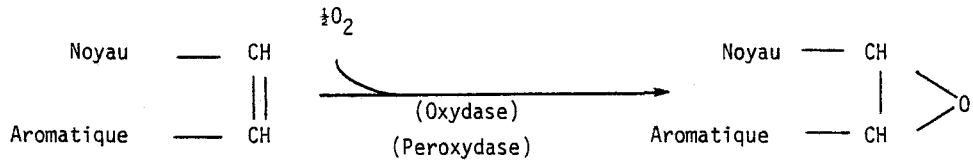


Fig. 6.5.5. Epoxydation des insecticides cyclodiènes.

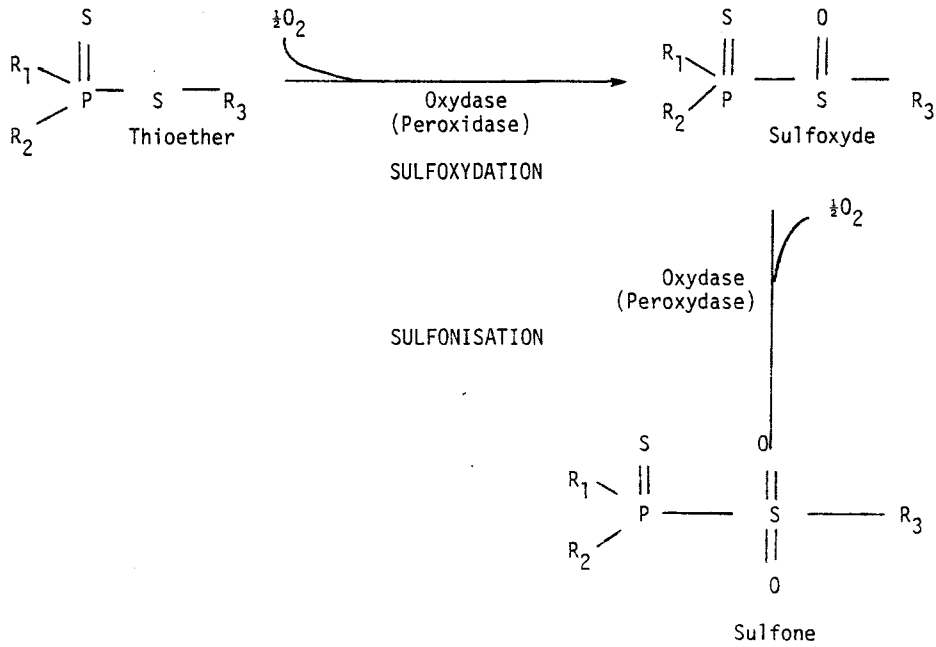


Fig. 6.5.6. Thioxydation des insecticides organophosphates et carbamates.

groupements O vu que $\overset{\text{S}}{\underset{\text{O}}{\text{P}}}$ s'avère moins électrophilique que $\overset{\text{O}}{\underset{\text{O}}{\text{P}}}$; l'intensité de l'hydrolyse dépend donc du type d'organophosphate présent tel qu'illustré aux figures 6.5.8a, 6.5.8b. D'autres types d'hydrolyse ont également été mis en évidence. Citons celles où des carboxyestérases ou des carboxyamidases transforment des organophosphates en organophosphocarboxyacides ou amides selon le schéma présenté à la figure 6.5.9 (O'Brien, 1967; Menzie, 1969). Signalons aussi le clivage hydrolytique des carbamates (voir figure 6.5.10), lequel est communément appelé "décarbamylation" (O'Brien, 1967; Brooks, 1972b).

Des *réductions* peuvent également modifier certains insecticides. Par exemple, les radicaux NO_2 du noyau aromatique de l'organophosphate parathion sont réduits en amines NH_2 par des nitroréductases cellulaires (O'Brien, 1967, Brooks, 1972b). L'hydrogénation de la roténone à l'aide d'hydrogénases s'avère un autre cas de réduction (Fukami *et al.*, 1970).

La *déchloration* transforme le DDT et ses analogues ou dérivés, les BHC, certains cyclodiènes tels que l'heptachlore ainsi que l'organophosphate Dichlorvos (O'Brien, 1967; Brooks, 1972b; Hurtig, 1972a). Le mécanisme de la déchloration de ces insecticides demeure encore mal connu, excepté celle du Dichlorvos qui survient par hydrolyse du radical où se trouve le chlore. Il est cependant établi que, grâce à son caractère très électro-négatif, Cl réagit avec des sites actifs d'enzymes ou des radicaux fonctionnels de substrats proches de son insecticide porteur (Dugan, 1972). Cette réaction s'accompagne souvent d'une déshydrogénation oxydative de l'insecticide qui subit ainsi une déshydrodéchloration.

Des processus *d'isomérisation* peuvent enfin changer quelques insecticides. Une telle isomérisation transforme, à faible degré, les phosphorothionates et phosphoridithioates (organophosphates) en phosphoro(di)thiolates (O'Brien, 1967; Menzie, 1969), tel que montré à la figure 6.5.11. Notons aussi ici l'isomérisation du op'DDT \rightarrow pp'DT dans le foie (O'Brien, 1967) et celle de la dieldrine en photodieldrine dans les plantes (Klein, 1972).

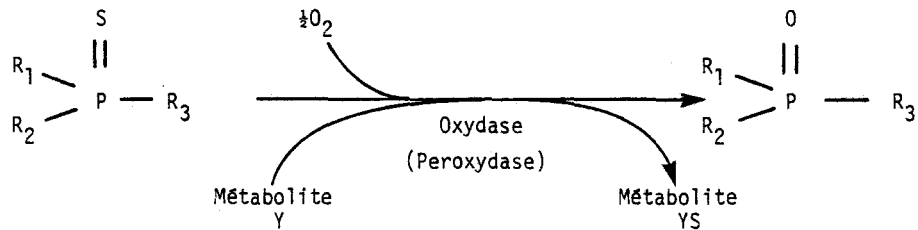


Fig. 6.5.7. Désulfuration oxydative des insecticides organophosphates.

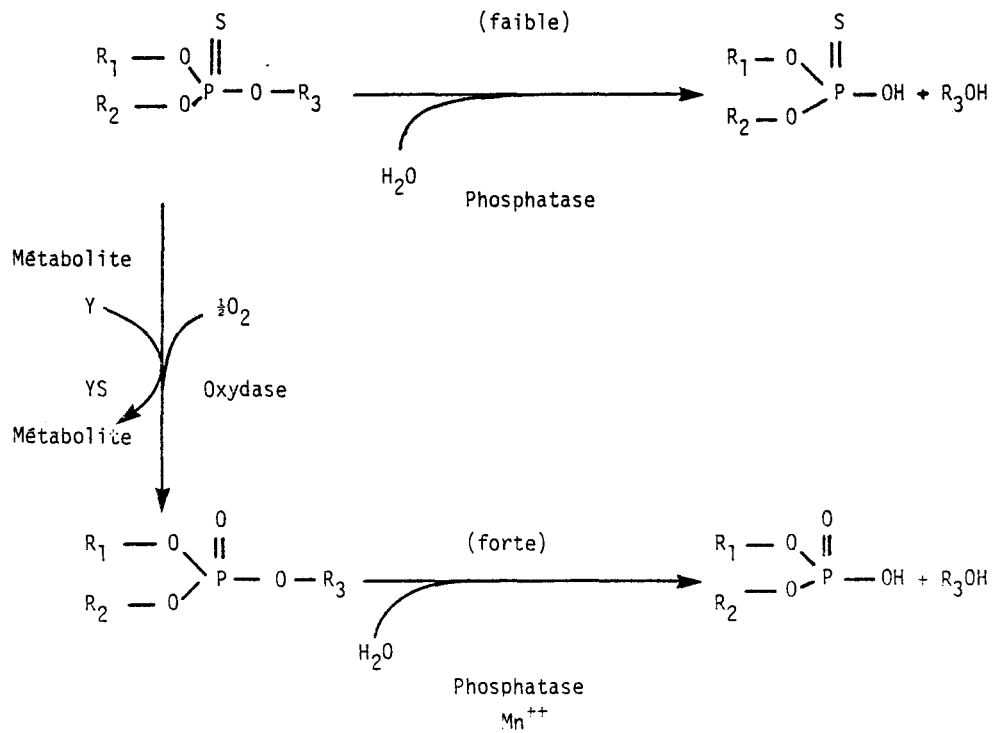


Fig. 6.5.8a. Hydrolyse des insecticides organophosphates phosphorothionates.

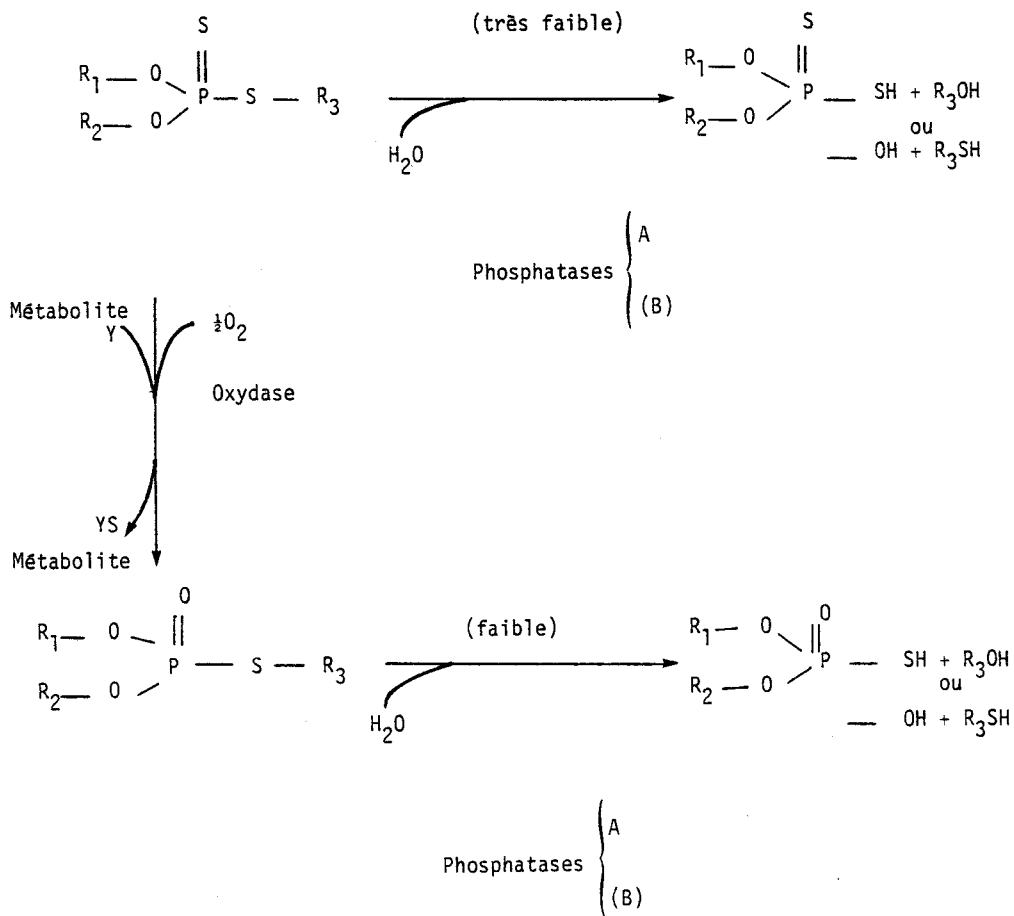


Fig. 6.5.8b. Hydrolyse des insecticides organophosphates phosphorodithioates.

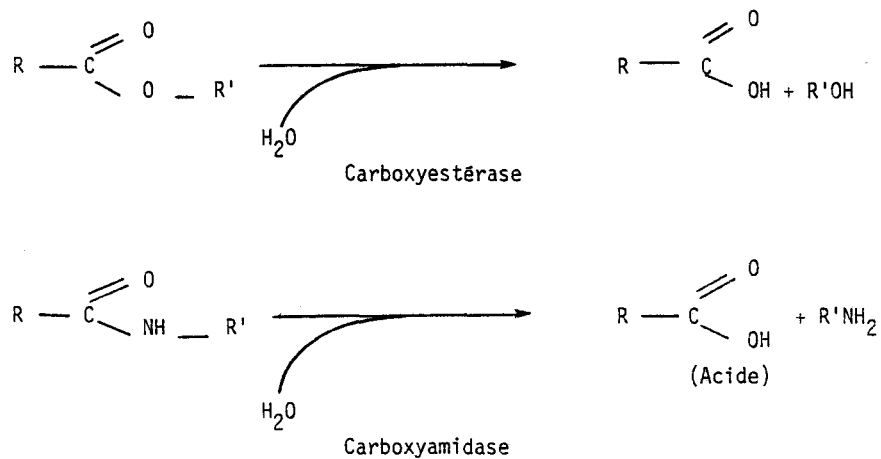


Fig. 6.5.9. Hydrolyse des groupes "carboxy" des insecticides organo-phosphates.

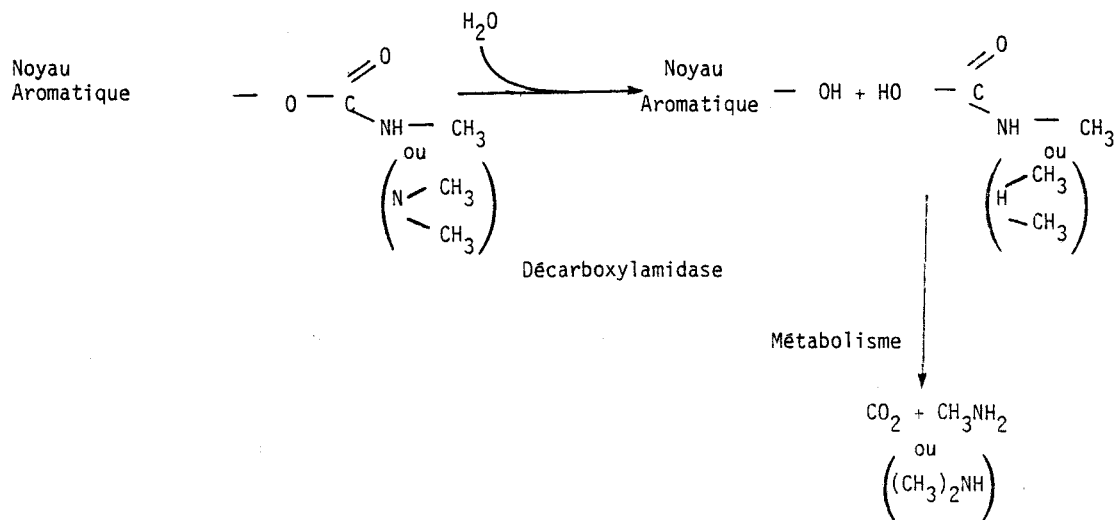


Fig. 6.5.10. D\u00e9carbamylation des insecticides carbamates.

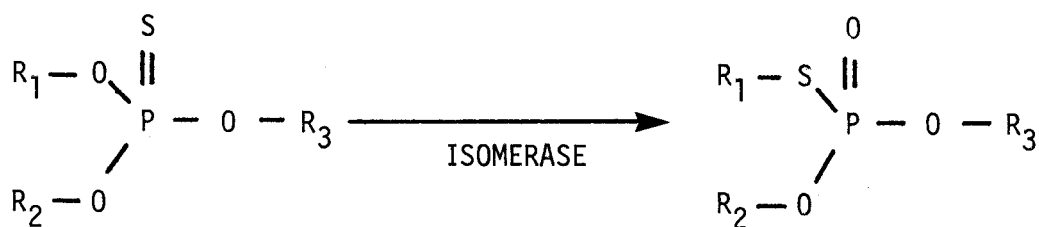


Fig. 6.5.11. Thioisomérisation des insecticides organophosphates.

Les changements secondaires

Ces 5 séries de changements primaires (oxydation, hydrolyse, réduction, déchlorination et isomérisation) sont souvent suivies ou parfois accompagnées d'une conjugaison secondaire avec des métabolites, ce qui donne des produits conjugués susceptibles d'être intégrés dans le métabolisme ou excrétés (Brooks, 1972b). Illustrons ce phénomène au moyen de 2 exemples. En premier lieu, les carbamates, après avoir été hydroxylés au niveau de leur noyau aromatique ou de leur radical N méthyl, sont combinés avec du glucose, du glucuronate ou des sulfates grâce à l'intervention des coenzymes UDPG (Uridine Di-Phosphate Glucose), UDPGA (UDP-Glucurono-Acide) ou GSH (Glutathion) respectivement (Brooks, 1972b). Les carbamoglucosides, carbamoglucuronides et carbamosulfates ainsi formés peuvent ensuite être assimilés dans l'anabolisme de polysaccharides complexes, être transformés en monomères (Klein, 1972) ou être graduellement éliminés vu que ces produits ont une portion polaire accrue qui favorise leur élimination (O'Brien, 1967; Brooks, 1972b). En second lieu, décrivons le cas des déalkylations chez les organophosphates. Ceux-ci perdent des radicaux méthyl ($-\text{CH}_3$), éthyl ($-\text{CH}_2-\text{CH}_3$) ou isopropyl ($-\text{CH} \begin{array}{l} \nearrow \text{CH}_3 \\ \searrow \text{CH}_3 \end{array}$) par transfert de ces alkyls sur le coenzyme GSH des glutathion-S- transférases (Dahm, 1970; Eto et Ohkawa, 1970; Brooks, 1972b). Ces déméthylations, déséthylations et déisopropylation sont associées à des hydroxylations et se réalisent surtout dans le réticulum endoplasmique et le suc hyaloplasmique où le GSH est abondant, notamment au niveau du foie chez les animaux et de la tige chez les plantes (O'Brien, 1967; Hollingworth, 1970; Brooks, 1972b; Klein, 1972; Miyamoto, 1972; Nakatsugama et Nelson, 1972). Ces déalkylations réduisent le caractère lipophile des organophosphates et amplifient ainsi leur caractère hydrophile polaire, ce qui facilite leur possibilité d'excrétion; elles fournissent aussi des radicaux alkylés pour le métabolisme du carbone C_1 et l'anabolisme des acides gras. Signalons finalement que les GSH-S-transférases s'avèrent nécessaires à la déshydrodéchlorination du DDT et des BHC bien que le mécanisme

d'intervention de ces enzymes pour ce processus reste encore à élucider: notons à ce sujet, que les prétendues déshydrodéchlorinases et DDTases très discutées correspondent vraisemblablement à ces transférases (Brooks, 1972b).

L'ensemble de toutes ces réactions primaires et secondaires donne nombre de dérivés différents pour chaque insecticide. Cette étonnante diversité de possibilités est explicitée aux figures 6.5.12 à 6.5.18¹ pour quelques insecticides communs à partir des informations fournies par plusieurs auteurs (O'Brien, 1967; Menzie, 1969; Dahm, 1970; Fukami *et al.*, 1970; Brooks, 1972b; Hurtig, 1972a; Klein, 1972; Matsunaka, 1972; Miyamoto, 1972; Nakatsugana et Nelson, 1972).

Les transformations des organophosphates (parathion, méthylparathion et méthylparaaxon, diazinon et diazoxon, malathion et malaaxon, Guthion, dichlorvos, diméthoate, etc.) décrites plus haut peuvent être accompagnées de modifications supplémentaires telles qu'un changement des carboxyesters en acides carboxyliques (Ex: malathion — acide malathionique — diacide malathionique), une thiooxydation en sulfoxides et sulfones (Ex: diméthoate) ou une déchlorination hydrolytique (Ex: dichlorvos).

Les organochlorés se retrouvent également en grande partie sous de multiples formes dérivées suite aux modifications subies après leur pénétration dans les organismes. A ce sujet, les transformations de l'aldrine et de l'heptachlore (Fig. 6.5.13 a et b) s'avèrent représentatives pour les cyclodiènes en général parallèlement à celles du DDT et des BHC (Fig. 6.5.14 et 6.5.15).

Les carbamates sont surtout hydroxylés de même que les roténoïdes (Fig. 6.5.16 a et b et 6.5.17) et peuvent ensuite se conjuguer à divers composés métaboliques. Ils peuvent aussi perdre leur radical carbonyl par hydrolyse, être déalkylés ou oxydés en quinones (Ex. ...)

¹ Les dérivés encadrés dans les figures 6.5.12 à 6.5.18 représentent des produits qui sont utilisés dans le métabolisme.

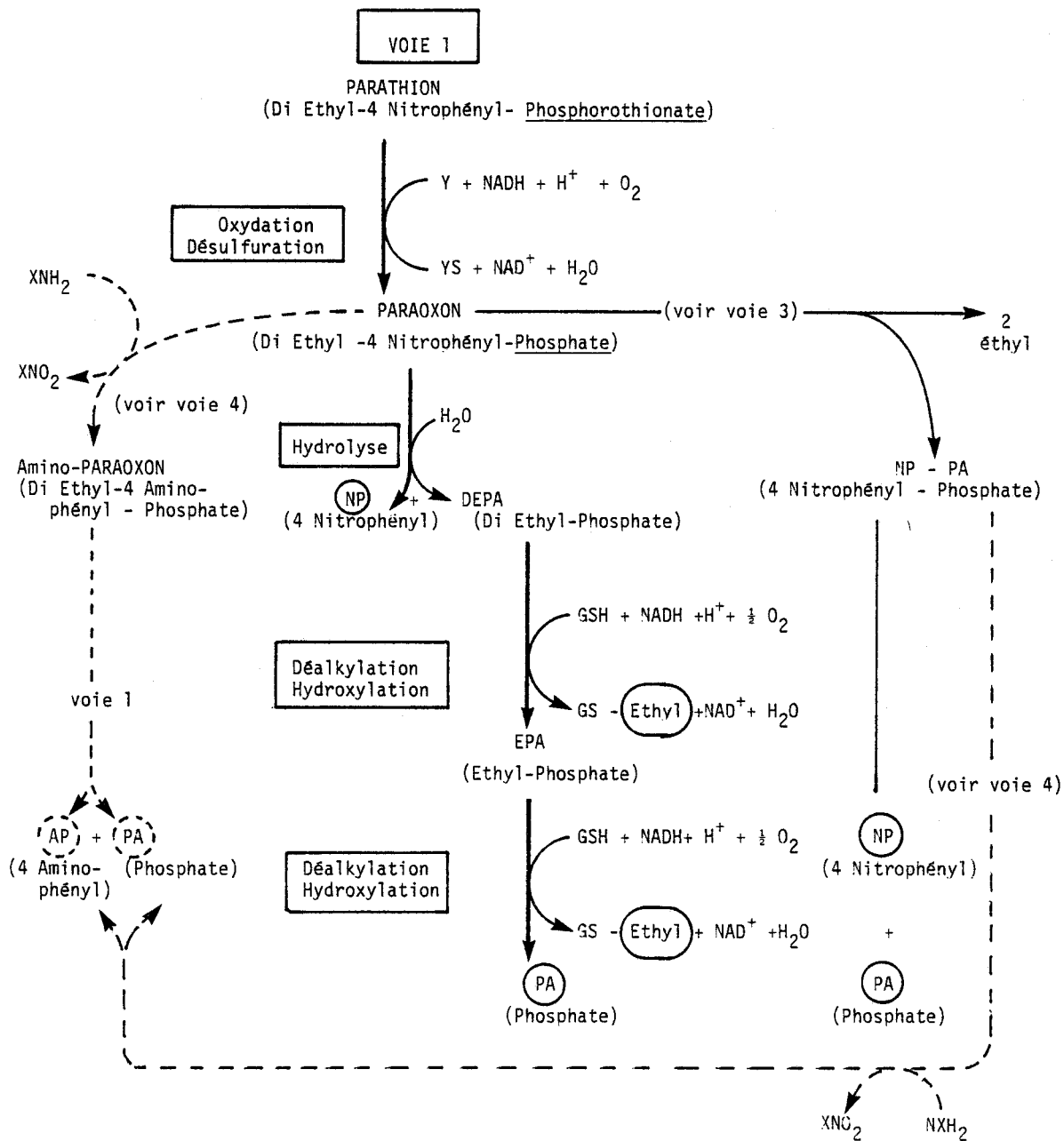


Fig. 6.5.12a. Transformations biochimiques possibles pour les insecticides organo-phosphates (Exemple: Phosphorothionate: PARATHION).

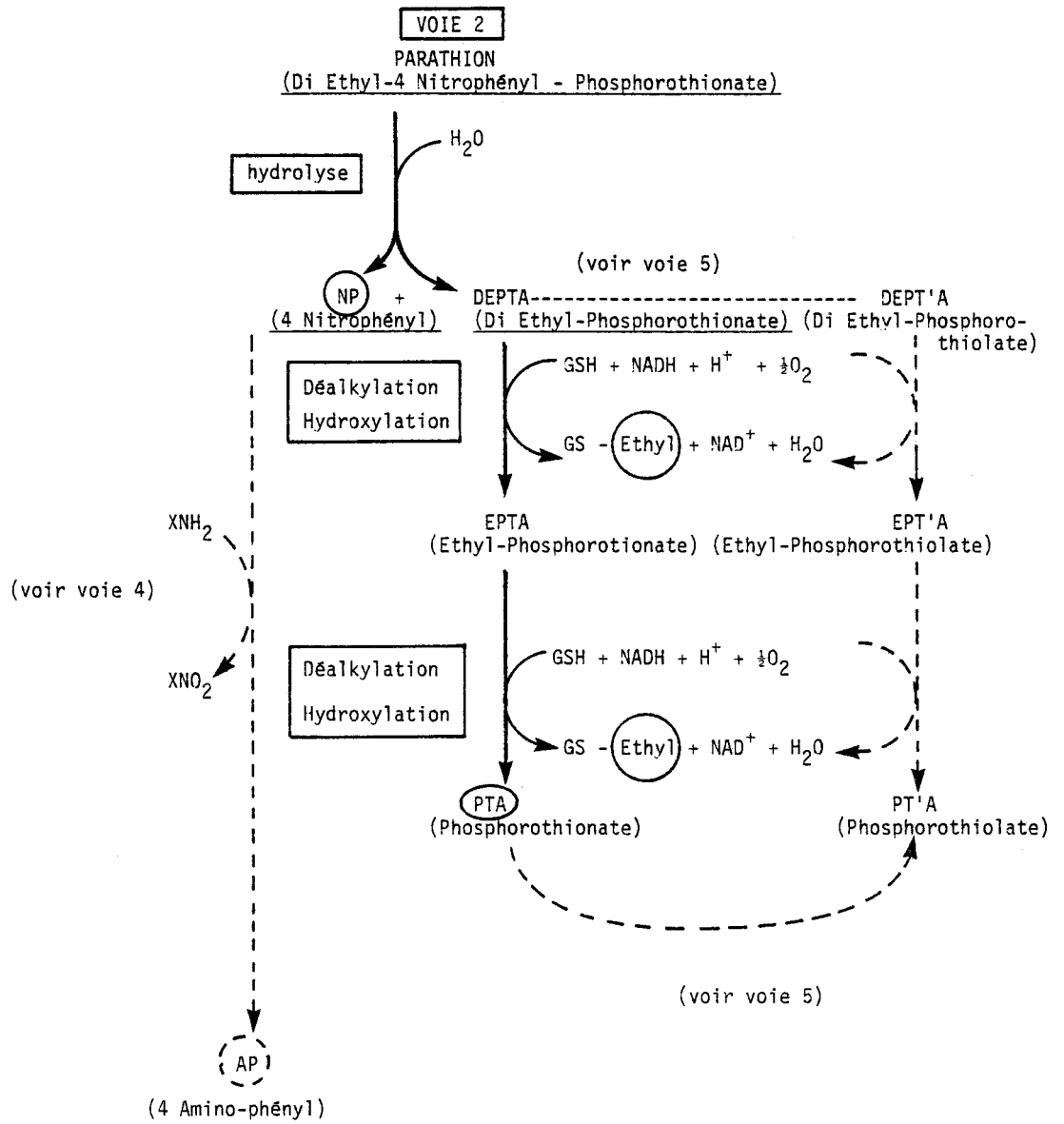


Fig. 6.5.12b.

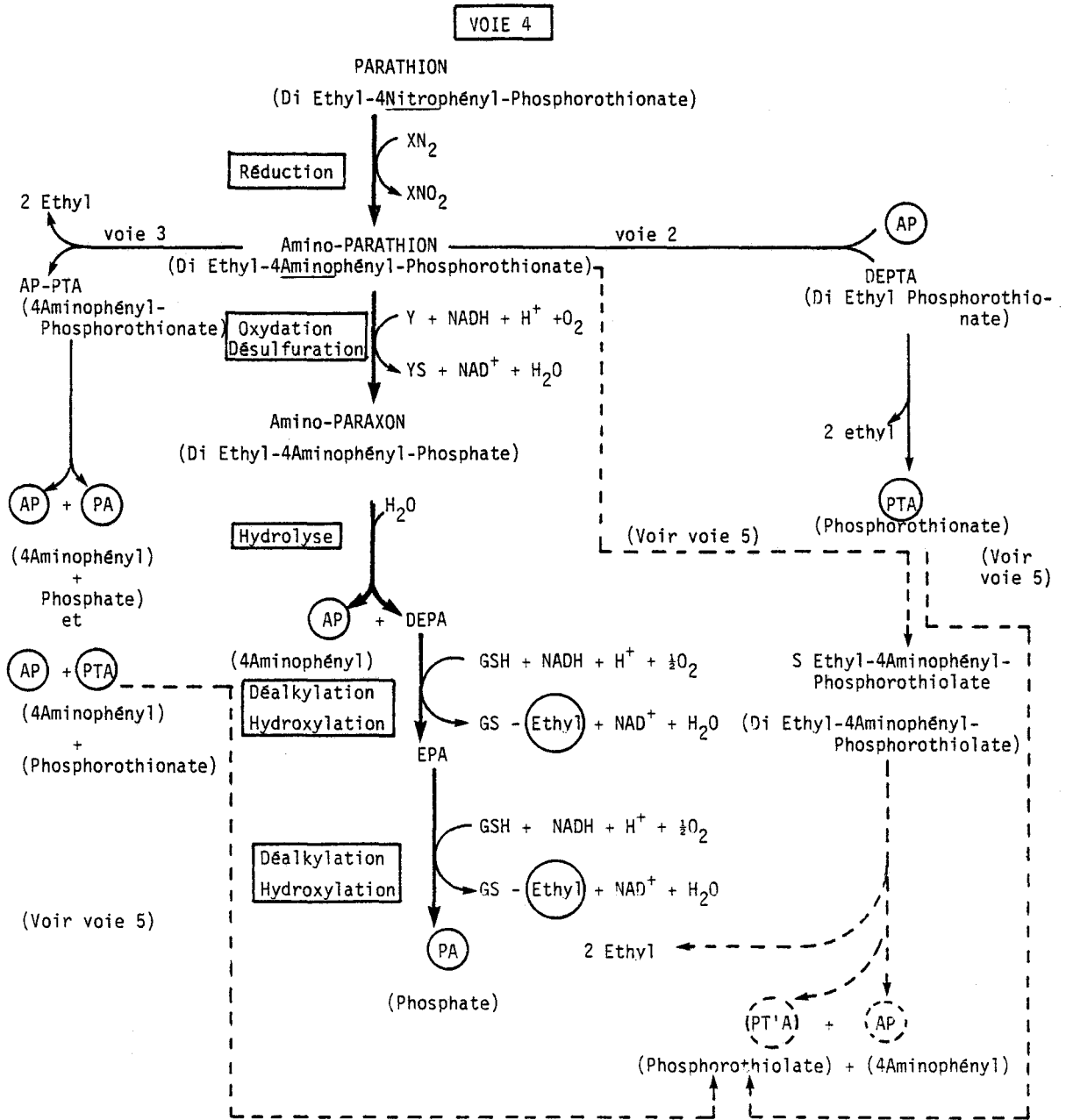


Fig. 6.5.12d.

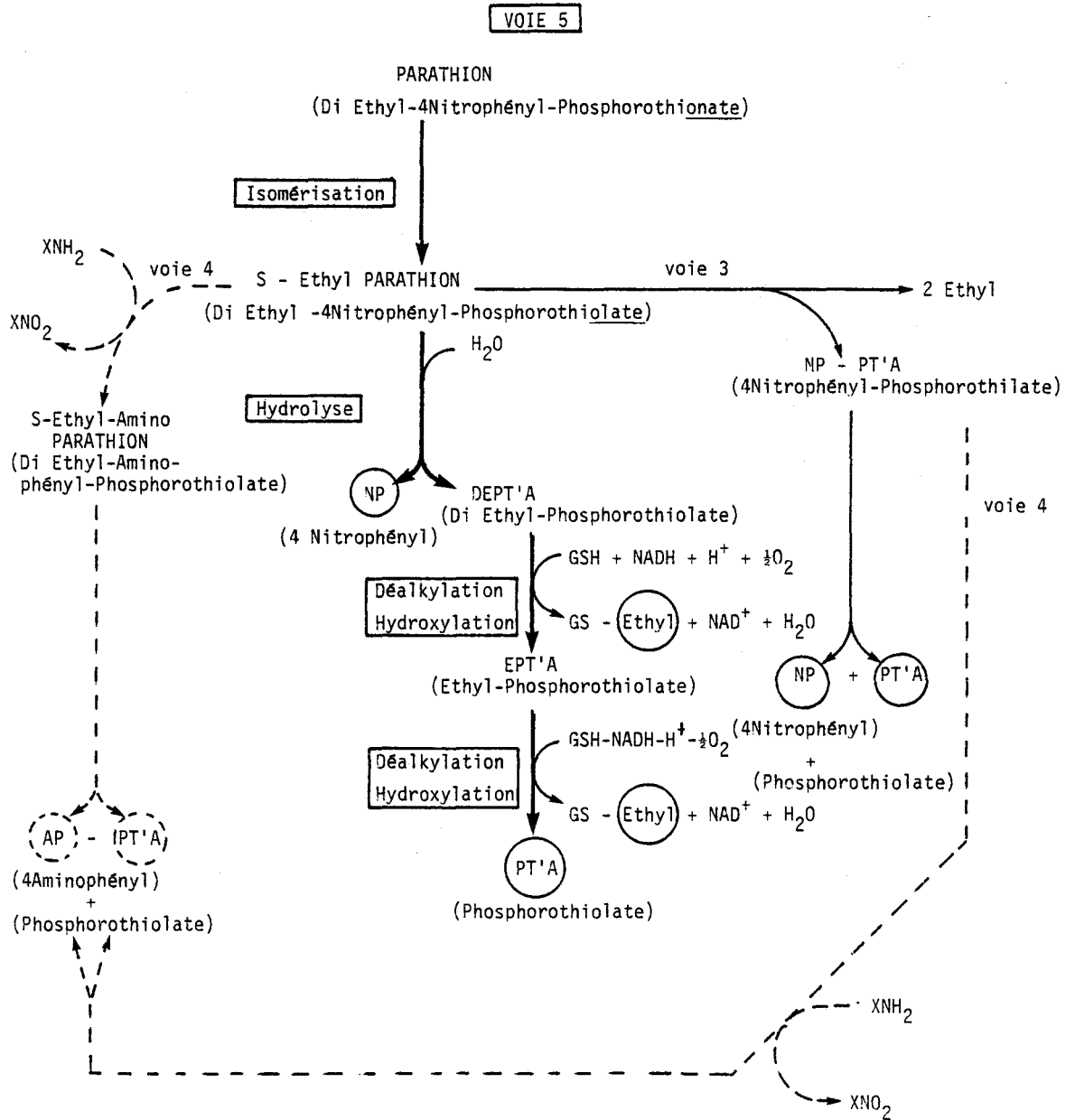


Fig. 6.5.12e.

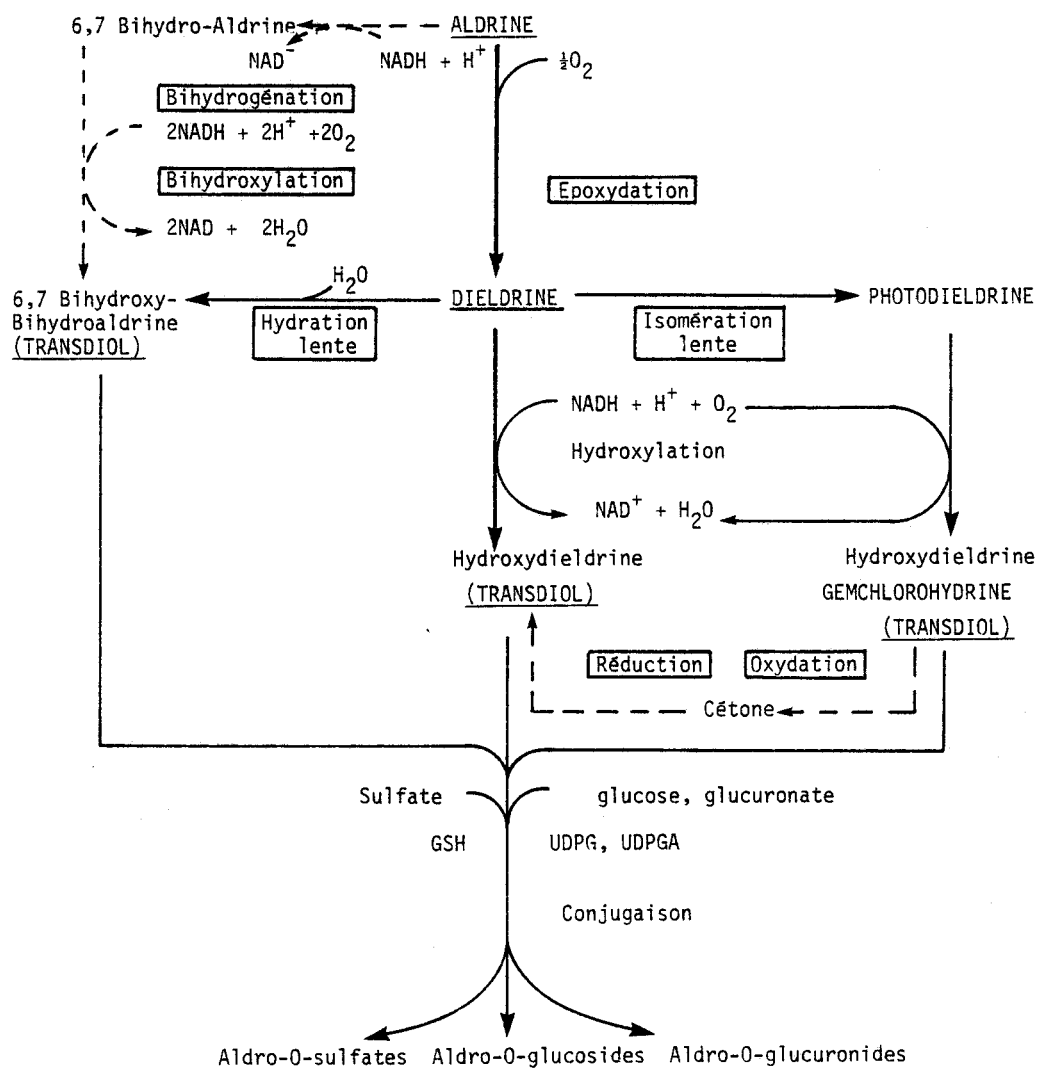


Fig. 6.5.13a. Transformations biochimiques possibles pour les insecticides cyclodiènes (Exemples: ALDRINE et DIELDRINE).

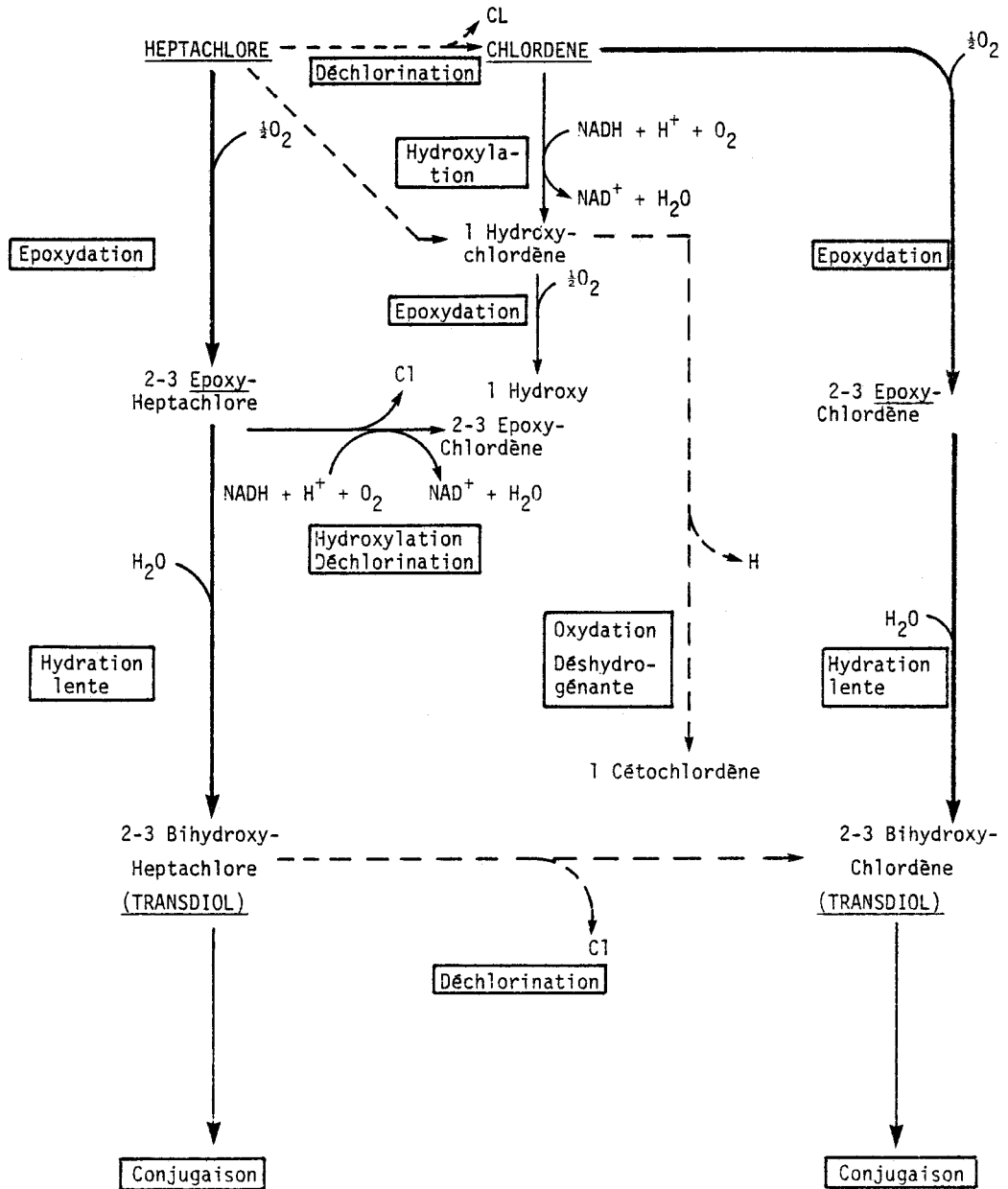


Fig. 6.5.13b. Transformations biochimiques possibles pour les insecticides cyclodiènes (Exemples: HEPTACHLORE et CHLORDENE).

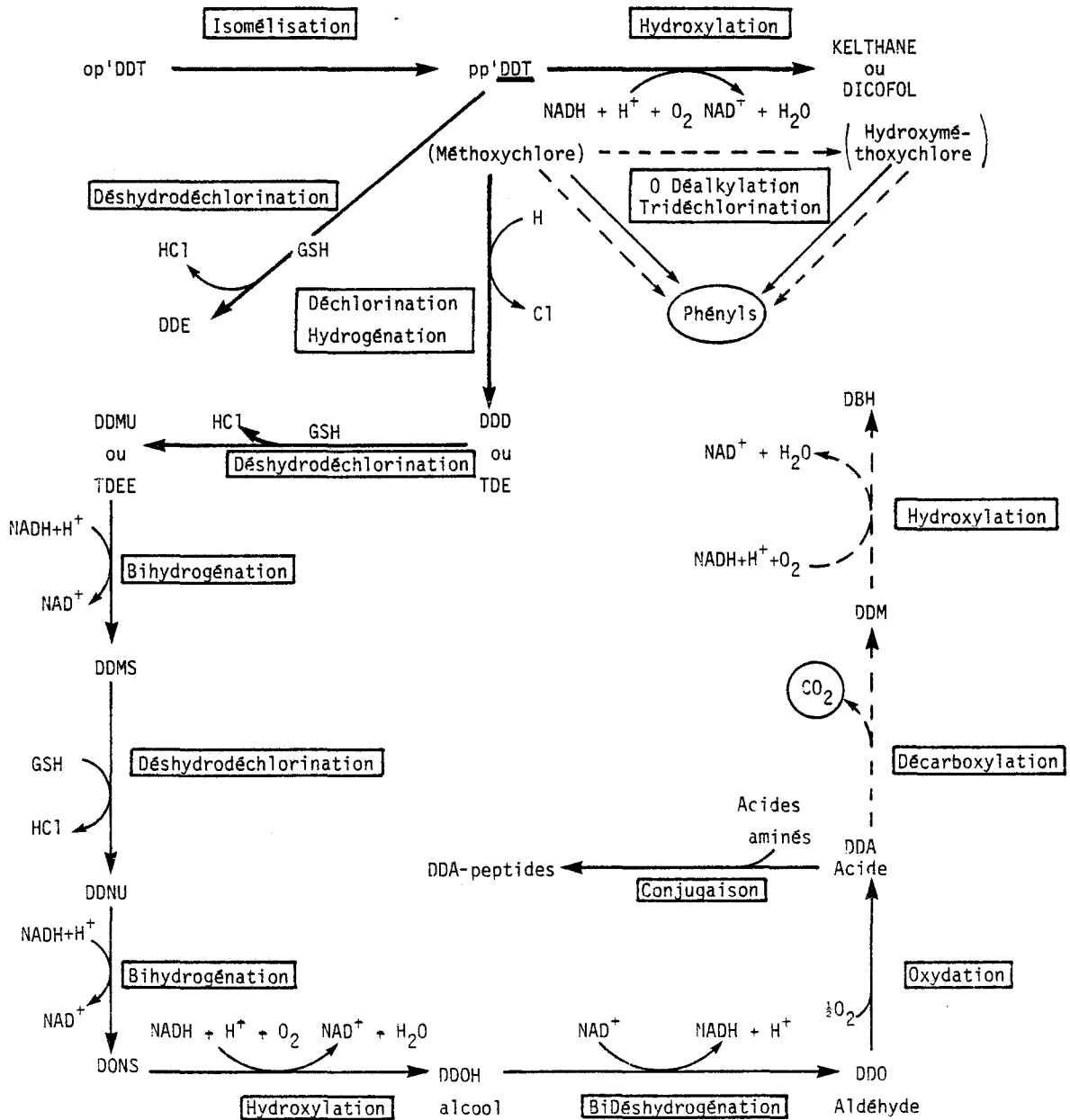
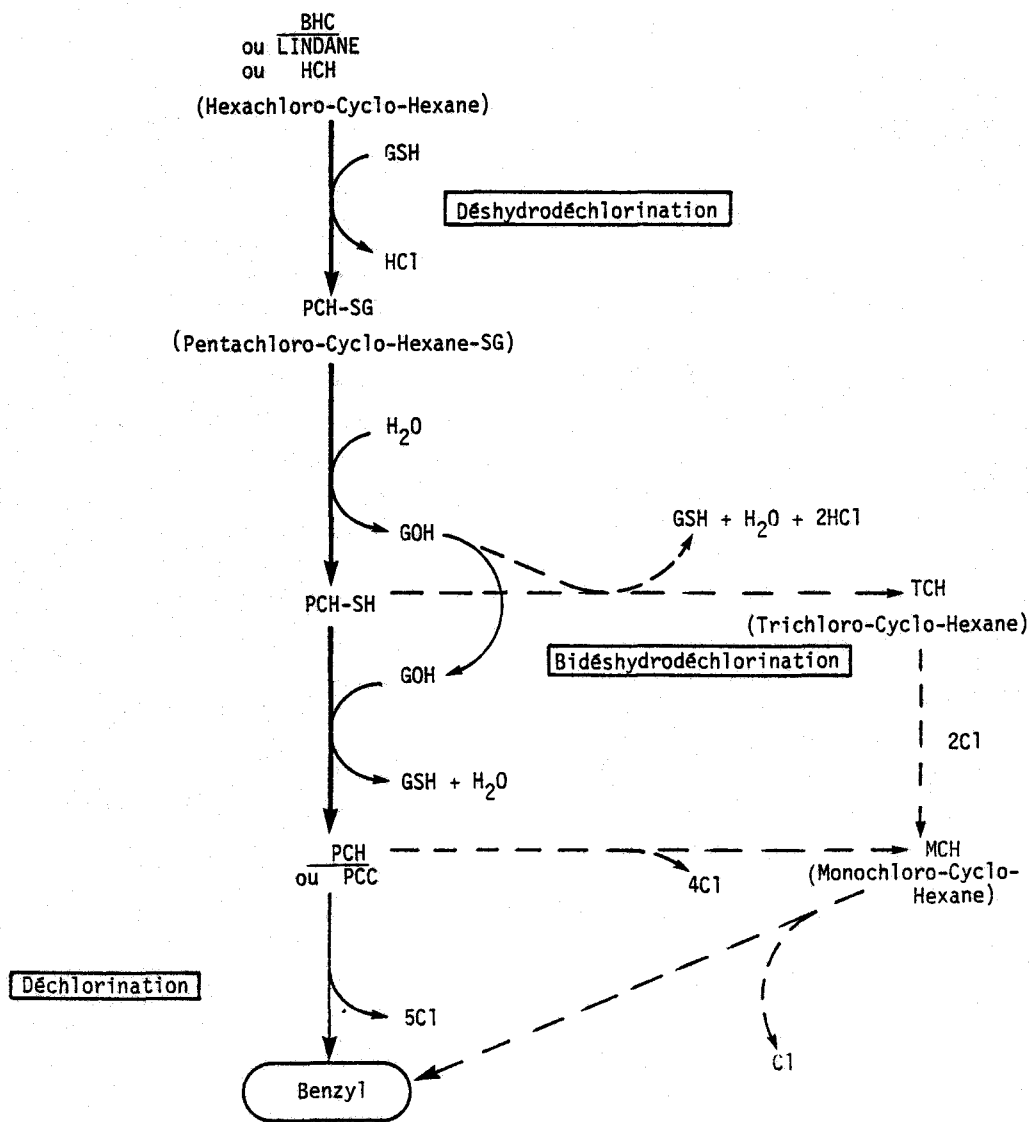


Fig. 6.5.14. Transformations biochimiques possibles pour les insecticides DDT et METHOXYCHLORE.



P.S.: Des voies similaires se constatent aussi pour d'autres BHC.

Fig. 6.5.15. Transformations biochimiques possibles pour les insecticides BHC et LINDANE.

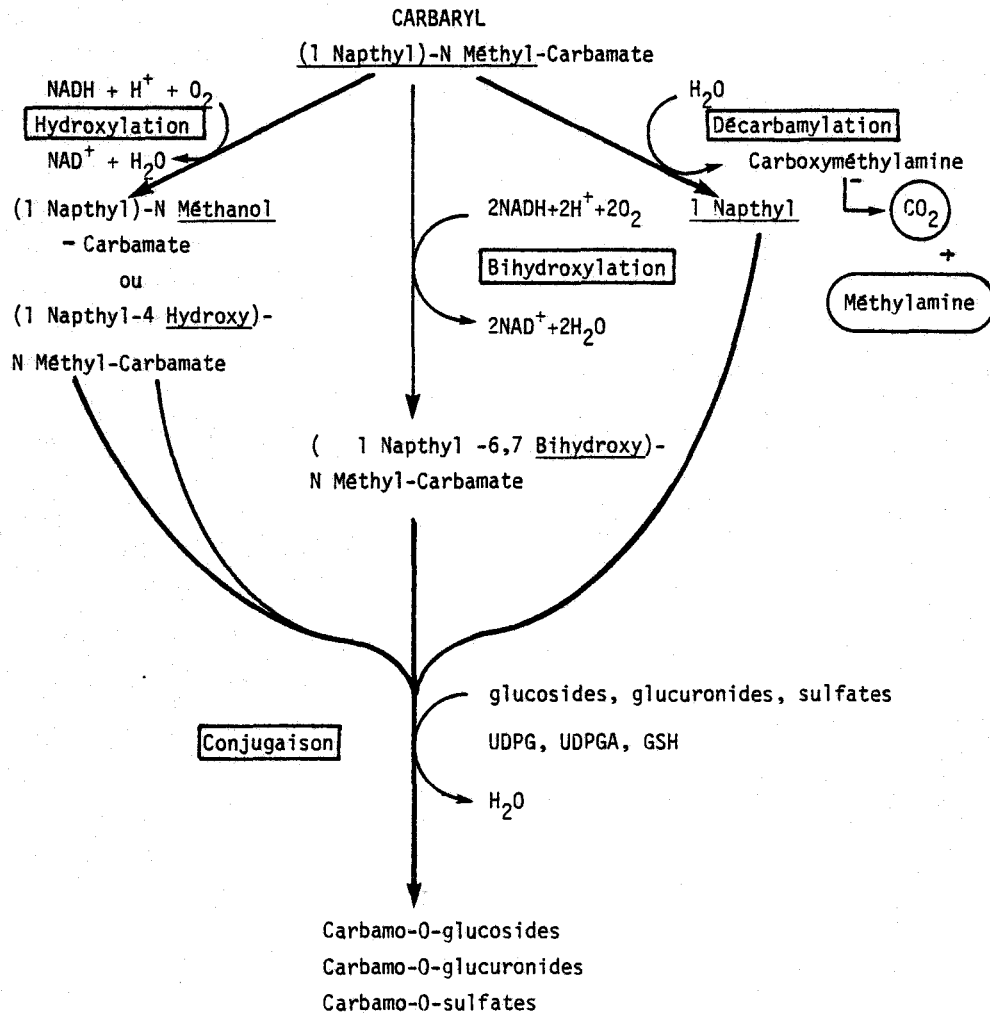


Fig. 6.5.16a. Transformations biochimiques possibles pour les insecticides carbamates (Exemple: N Méthylcarbamate: CARBARYL).

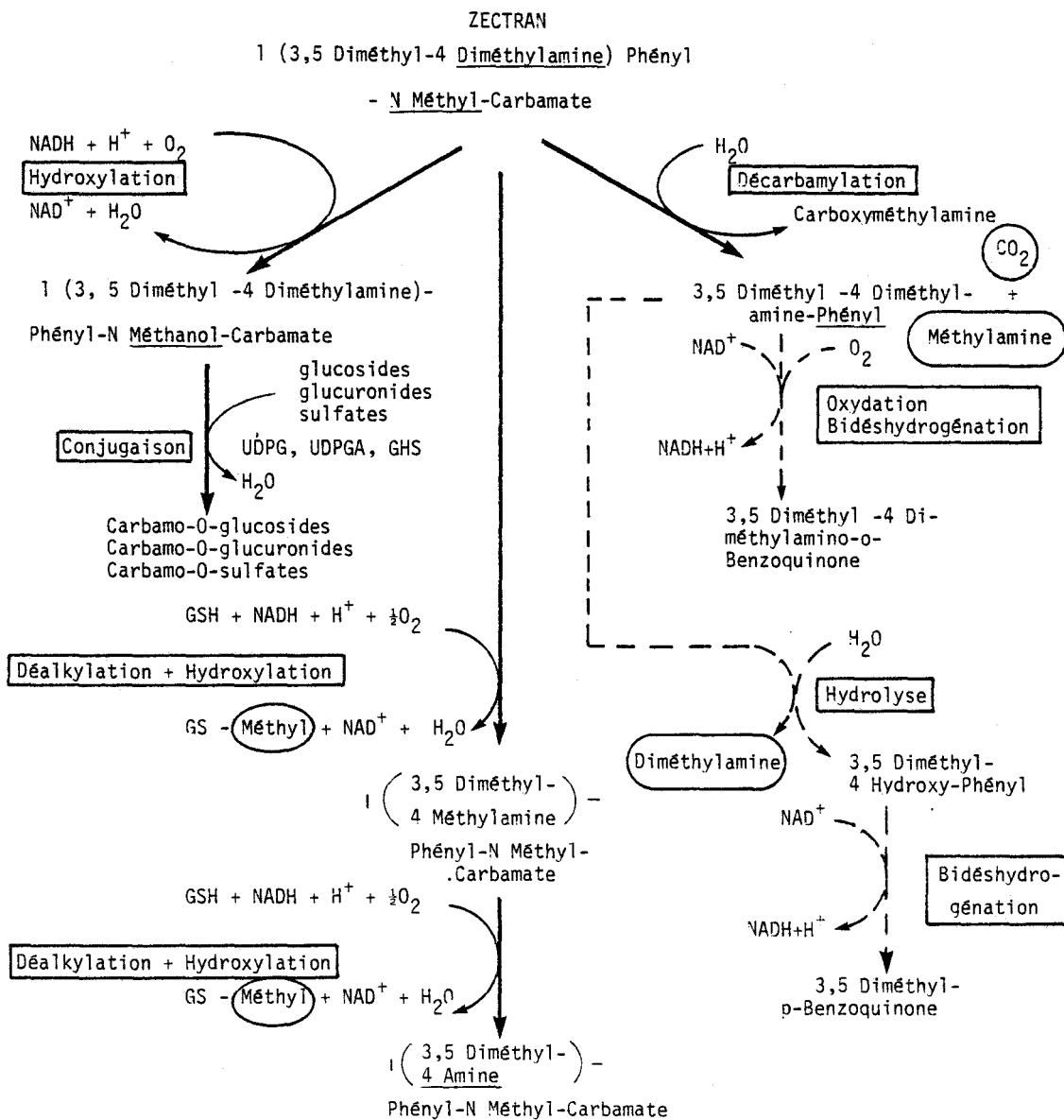


Fig. 6.5.16b. Transformations biochimiques possibles pour les insecticides carbamates (Exemple: N Méthylalkylcarbamates: ZECTRAN).

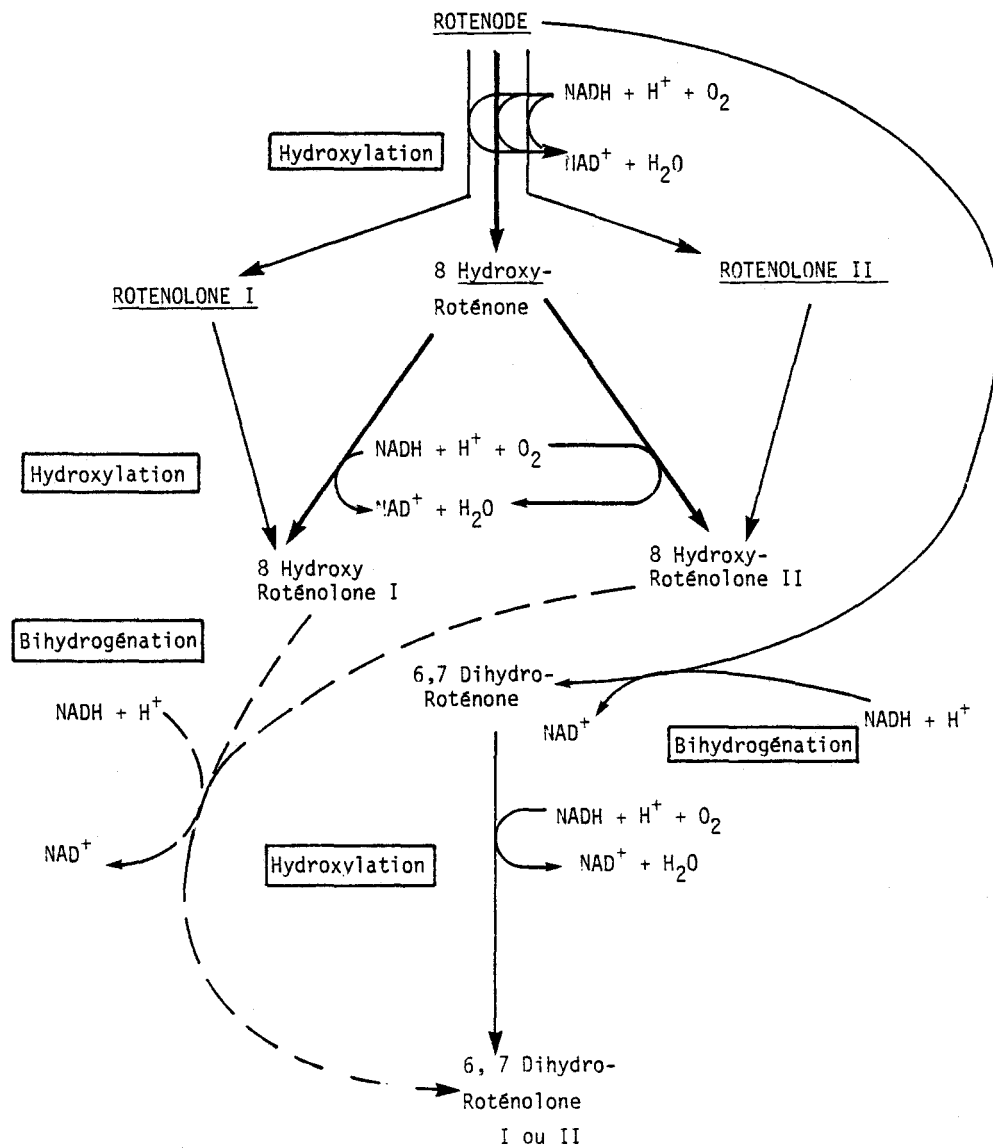


Fig. 6.5.17. Transformations biochimiques possibles pour les insecticides roténoïdes.

zectran) ou subir une thiooxydation (Ex.: mesuro1).

La dégradation des pyréthroïdes survient partiellement par scission hydrolytique entre leurs moitiés alcoolique et acide et par décomposition de leur portion alcoolique.

Quant aux nicotinoïdes, leurs voies de modification métaboliques sont variées (Fig. 6.5.18).

Ces multiples transformations des insecticides se retrouvent chez tous les organismes supérieurs et diffèrent de celles mis en évidence chez les microorganismes. Chacune d'entre elles existe cependant à des degrés quantitatifs différents dans les grands groupes d'organismes supérieurs (plantes vasculaires, mollusques, insectes, poissons, mammifères). De plus, au sein de ces groupes, il y a des disparités quantitatives entre les familles, voire les espèces, pour chacune des transformations prédécrites. A titre d'illustration, stipulons ici que le DDT évolue généralement plus en DDE qu'en DDD et DDA chez les poissons, les mammifères et les insectes tandis qu'il est davantage modifié en DDD qu'en DDE et DDA chez les plantes (Brooks, 1972b; Kenaga, 1972; Klein, 1972). Si on se limite aux poissons (Johnson, 1973), on constate que le DDT s'avère très métabolisé en DDE et secondairement en DDD et DDA chez les centrarchides par rapport aux catostomidés. Notons aussi que ce changement apparaît plus prononcé chez Micropterus salmoides que chez Ictalurus nebulosus. Il augmente souvent avec le niveau trophique (planctonophage, carnivore primaire, carnivore secondaire). Il dépend également du milieu; par exemple, il est plus prononcé chez les mêmes espèces dans le fleuve Columbia que dans le fleuve Mississippi. Il varie enfin par tissu: en effet, chez Salmo clarki, il se révèle plus accentué dans le cerveau que dans le foie.

Par ailleurs, il convient de signaler ici que les diverses modifications prédécrites pour les insecticides peuvent être ralenties ou bloquées en présence d'inhibiteurs spécifiques. C'est le cas notam-

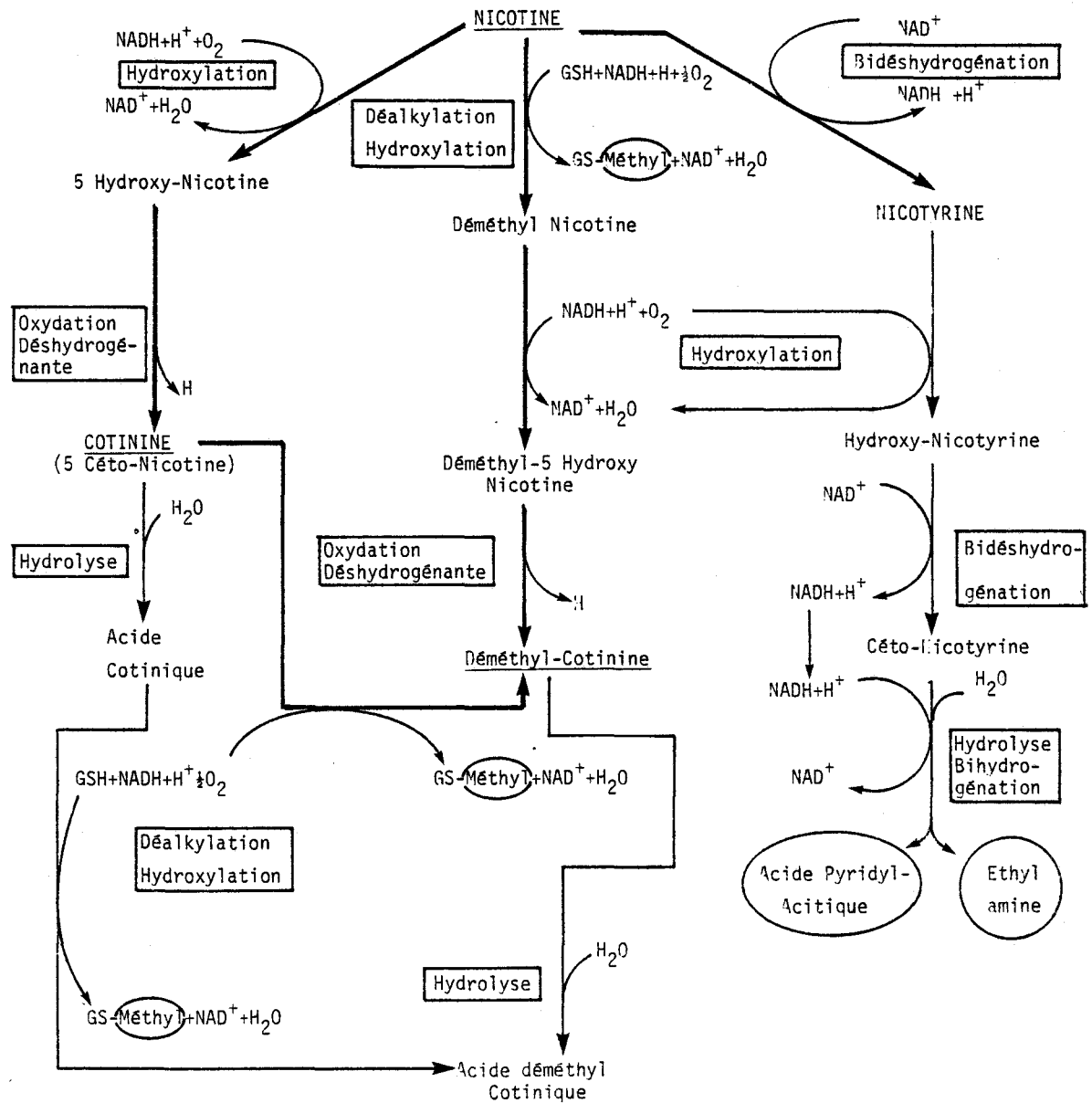


Fig. 6.5.18. Transformations biochimiques possibles pour les insecticides nicotinoïdes.

ment pour la déshydrodéchlorination du DDT quand on adjoint à celui-ci du 1-bis-p-chlorophényl-éthanol, pour l'hydroxylation des carbamates en présence du pipéronyl butoxyde et pour la déalkylation des organophosphates quand on y combine de l'acide dicarboxylique (O'Brien, 1967; Brooks, 1972b).

Les dérivés des transformations métaboliques des insecticides sont-ils plus, moins ou également toxiques par rapport à ces derniers? Les trois cas se présentent. Par exemple, la désulfuration oxydative des organophosphates phosphorothionates en phosphates, leur éventuelle thiooxydation et leur isomérisation en thiolates donnent des produits plus toxiques: une toxication parallèle s'observe également lors de l'époxydation des cyclodiènes (O'Brien, 1967; Brooks, 1972b; Matsumura, 1972c). D'une manière générale, l'oxydation des insecticides amplifie leur toxicité et a davantage lieu chez les organismes supérieurs que chez les micro-organismes tandis que le contraire survient lors de leur réduction qui s'effectue davantage chez les seconds que chez les premiers (Matsumura, 1972b). Signalons toutefois ici une exception majeure à cette constatation générale: l'hydroxylation oxydative des carbamates, cyclodiènes, roténoïdes, DDT et nicotinoïdes diminue le potentiel toxique de ces composés (O'Brien, 1967; Fukami *et al.*, 1970; Brooks, 1972b). Un tel phénomène de détoxication se remarque aussi quand il y a une réduction biochimique des insecticides comme cela vient d'être stipulé; c'est notamment le cas pour l'amino-parathion par rapport au parathion et pour le DDMS et le DDNS par rapport au DDT (O'Brien, 1967; Matsumura, 1972b). La déshydrodéchlorination du DDT en DDE ou DDNU et du HCH en PCH s'avère également détoxifiante de même que l'hydrolyse des organophosphates, carbamates et pyréthroïdes ainsi que la conjugaison des dérivés des carbamates ou des cyclodiènes (O'Brien, 1967; Brooks, 1972b; Matsumura, 1972c). Quant à la déalkylation des organophosphates, carbamates et nicotinoïdes, elle produit des dérivés qui sont souvent aussi toxiques que les composés originaux (Brooks, 1972b).

Mentionnons finalement ici que les différences quantitatives entre les mêmes mécanismes de détoxification d'un insecticide chez divers organismes supérieures, voire même dans certains tissus au sein d'un organisme supérieur, sont responsables du degré de toxicité de cet insecticide vis-à-vis de ces organismes ou de ces tissus. Ceci a notamment été explicité pour le roténone en relation avec la quantité d'oxydases (DT-diaphorase surtout) et de quinones (Vitamine K₃ surtout) dans plusieurs tissus chez les poissons, insectes et mammifères (Fukami *et al.*, 1970).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALEXANDER, M. (1965).
"Biodegradation: Problems of molecular recalcitrance and microbial fallibility".
Appl. Microbiology, 7: 35.
- ALEXANDER, M. (1971a).
"Biochemical ecology of microorganisms". Ann. Rev. Microbiology, 25: 361.
- ALEXANDER, M. (1971b).
"Microbial Ecology". John Wiley, New York.
- ALEXANDER, M. (1972).
"Microbial degradation of pesticides". In: Environmental Toxicology of Pesticides.
F. Matsumura, G. M. Boush and T. Misato, editors. Academic Press Inc., New York:
365.
- ALY, O.M. and M.A. EL-DIB (1971).
"Persistence of some carbamates insecticides in aquatic environment. I. Hydrolysis
of Sevin, Pyrolan and Dimetilan in waters". Water Res., 5: 1191.
- ANDREN, A.W. and R.C. HARRIS (1973).
"Methylmercury in estuarine sediments". Nature, 245: 256.
- ANDREN, A.W. and R.C. HARRIS (1975).
"Observations on the association between mercury and organic matter dissolved in na-
tural waters". Geochimica Cosmochimica Acta, 39: 12537.
- ANGINO, E.E. and W.I. O'BRIEN (1968).
"Effects of suspended materials on water quality". Int. Assoc. Scient. Hydrology
Publ., 78: 120.
- BECHTEL, U.J. and B.J. COPELAND (1970).
"Fish species diversity indices as indicators of pollution in Galveston Bay, Texas".
Contr. Marine Science, 15: 103.
- BERTILSSON, L. and H.Y. NEUSAHR (1971).
"Methylation of mercury compounds by methylcobalamin". Biochemistry, 10: 2805.
- BLACK, C.A. (1970).
"Behavior of soil fertilizer phosphorus in relation to water pollution in agri-
cultural practice and water quality". The Iowa State University Press, Iowa.
- BOUSH, G.M. and J.C. BATTERTON (1972).
"Ecological aspects of pesticide - microbial relationships". In: Environmental Toxi-
cology of Pesticides. F. Matsumura, G.M. Boush and T. Misato, editors. Academic
Press Inc., New York, 401.
- BRADSHAN, J.S., E.L. LOVERIDGE, K.P. RIPPEE, J.L. PETERSON, D.A. WHITE, J.R. BARTON
and D.R. FUHRIMAN (1972).
"Seasonal variations in chlorinated hydrocarbon pesticides in the water of the Utah
Lake drainage system". Pesticides Monit. J., 6: 166.

BRILLOUIN, L. (1960).

"Science and information theory". Academic Press Inc, New York.

BROOKS, G.T. (1972a).

"Pesticides in Britain". In: Environmental Toxicology of Pesticides. F. Matsumura, G.M. Boush and T. Misato, editors. Academic Press Inc., New York: 61.

BROOKS, G.T. (1972b).

"Pathways of enzymatic degradation of Pesticides". In: Environmental Quality and Safety. Global Aspects of Chemistry, Toxicology and Technology as Applied to the Environment. F. Coulston and F. Korte, editors. Academic Press Inc., New York, Vol. 100.

BROWN, V.M. (1968).

"The calculation of the acute toxicity of mixtures of poisons to rainbow trout". Water Res. 2: 723.

BROWN, V.M., D.H.H. JORDAN and B.A. TILLER (1969).

"The acute toxicity to rainbow trout of fluctuating concentration and mixtures of ammonia, phenol and zinc". J. Fish. Biol., 1: 1.

BURDICK, G.E. (1958).

"A graphical method of deriving treshold value of toxicity and the equation of toxicity curve". New York Fish Game J., 4: 102.

CAIRNS, J., Jr. (1968).

"Suspended solids standards for the protection of aquatic organisms". Proc. 22nd Industrial Waste, Conf. Purdue University Eng. Series No 129: 16.

CAIRNS, J., Jr. (1969).

"Fish bioessays: reproductivility". Rev. Biologia, 7: 7.

CAIRNS, J., Jr. (1970).

"New concept for managing aquatic life systems". J. Water Pollution Control Fed., 42: 77.

CAIRNS, J., Jr. and K.L. DICKSON (1971).

"A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharge on the aquatic bottom-dwelling organisms". J. Water Pollution Control Fed. 43: 755.

CHAU, Y.K. and K. SAITOH (1973).

"Determination of methyl mercury in lake water". Int. J. Environ. Annl. Chem., 3: 133.

CHUTTER, F.M. (1972).

"An emperical index of the quality of water in South African streams and river". Water Res. 6: 19.

CROSBY, D.G., K.M. MOILANEN, M. NAKAGAWA and A.S. WONG (1972).

"Photonochrophilic reaction of pesticides". In: Environmental Toxicology of Pesticides. F. Matsumura, G.M. Boush and T. Misato, editors. Academic Press Inc., New York: 423.

- CRUZ, M. and J.I. WHITE (1972).
 "Surface chemistry of pesticide - soils interactions". In: Environmental Quality and Safety. Global Aspects of Chemistry, Toxicology and Technology as Applied to the environment. F. Coultons and F. Korte, editors. Academic Press Inc., New York, Vol. 1: 221.
- CUMMINS, K.W. (1969).
 "The stream ecosystem": Am. Assoc. Adv. Sci. Technical Rept. No 7: 42 p.
- DAGOZ, R. (1970).
 "Précis d'Ecologie". Dunod, Paris: 357 p.
- DAHM, P. (1970).
 "Some aspects of the metabolism of parathion and diazinon". In: Biochemical Toxicology of Insecticides. R.D. O'Brien and I. Yamamoto, editors. Academic Press Inc., New York: 31.
- DANSEREAU, P. (1945).
 "Essai de corrélation sociologique entre les plantes supérieures et les poisons de la beine du lac Saint-Louis". Rev. Canadienne Biologie, 4: 369.
- DAVIES, J.E. (1973).
 "Pesticide residues in man". In: Environmental Pollution by Pesticides. C.A. Edward, editor. Plenum Press, London: 313.
- DUBE, J.H. (1971).
 "Etude de la qualité des eaux du bassin hydrographique de la rivière Yamaska". Rapport complémentaire de la Régie des Eaux du Québec.
- DUGAN, P.R. (1972).
 "Biochemical ecology of water pollution". Plenum Press, New York: 159 p.
- EDWARDS, C.A. (1973).
 "Pesticide residue in soil and water". In: Environmental Pollution by Pesticides. C.A. Edwards, editor. Plenum Press, New York: 409-458.
- EDWARDS, R.W. et V.M. BROWN (1966).
 "Pollution and fisheries: a progress report". J. Proc. Int. Sewage Purif., 66: 63.
- ETO, M. and H. OHKAWA (1970).
 "Transalkylation reaction of organo-phosphorus pesticides: its chemical and biochemical significances". In: Biochemical Toxicology of Insecticides. R.D. O'Brien and I. Yamamoto, editors. Academic Press Inc., New York, 93.
- FINNEY, D.J. (1968).
 "Statistical method in biological assay". 2nd ed. Charles Griffin Co Ltd. London, 668 p.

- FISHER, R.A., A.S. CORBET and C.B. WILLIAMS (1943).
 "The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of the animal population". *J. Animal Ecology*, 12: 42.
- FUKAMI, J., T. TITSUI, D. FUKUGANA and T. SHISHIDO (1970).
 "The selective toxicity of rotenone between mammal, fish and insects". In: *Bio-chemical Toxicology of Insecticides*. R.D. O'Brien and I. Yamamoto, editors. Academic Press Inc., New York: 159.
- GAVIS, J. and J.F. FERGUSON (1972).
 "The cycling of mercury through environment". *Water Res.*, 6: 989.
- GEORGACAKIS, E. and M.A. KHAN (1971).
 "Toxicity of the photoisomers of cyclodienes insecticides to freshwater animals". *Nature*, 233: 120-121.
- GIESE, A.C. (1969).
 "Cell physiology". N.B. Saunders Co., London: 592 p.
- GOLDIZEN, V.C. and W.P. DAVIS (1970).
 "Model of aquatic environment bioassay". *Am. Water Res. Ass. Proc.*, 8: 383.
- GOOD, J.J. (1953).
 "The population frequencies of species and the estimation of population parameters". *Biometrika*, 40: 237.
- HARREL, R.C. (1966).
 "Stream order and community structure of the benthic macroinvertebrates and fishes in an intermittent stream". Ph. D. thesis, Oklahoma State Univ.
- HENDERSON, C., Q.H. PICKERING and C.M. TARZWELL (1952).
 "The toxicity of organic phosphorus and chlorinated hydrocarbon insecticides to fish". *Trans. Am. Fish. Soc.*, 88: 23.
- HERBERT, D.W.M., D.H.M. JORDAN and R. LLOYD (1965).
 "A study of some fishless rivers in the industrial midlands". *J. Proc. Inst. Sew. Purif.*, 569.
- HERBERT, D.W.M. and J.C. MERKENS. (1952).
 "The toxicity of potassium cyanide to trout". *J. Exp. Biol.*, 29: 632.
- HERBERT, D.W.M. and J.M. VAN DYKE (1964).
 "The toxicity to soils of mixtures of poisons II. Copper ammonia and zinc-phenol mixtures". *Ann. Appl. Biol.*, 53: 415.
- HILL, D.W. and P.L. McCARTY (1967).
 "Anaerobic degradation of selected chlorinated hydrocarbon pesticides". *J. Water Pollution Control Fed.*, 39: 1259.
- HOLDEN, A.V. (1973).
 "Effects of pesticides on fish". In: *Environmental Pollution by Pesticides*. C.A. Edwards, editor. Plenum Press, London: 213.

HOLLINGWORTH, R.M. (1970).

"The dealkylation of organophosphorus triesters by liver enzymes". In: Biochemical toxicology of insecticides. R.D. O'Brien and I. Yamamoto, editors. Academic Press Inc., New York: 75.

HUCKABEE, J.W. and R.A. GOLDSTEIN (1976).

"Transport of mercurials in freshwater food chains". In: International Conference in Heavy metals in the Environment. Toronto 1975. Nat. Council Res. Can. Ottawa, editor: C76.

HURTIG, H. (1972a).

"Significance of conversion products and metabolites of pesticides in the environment". In: Environmental Quality and Safety. I. Global Aspects of Chemistry, Toxicology and Technology as Applied to the Environment. F. Coulston and F. Korte, editors. Academic Press Inc., New York, Vol. I: 58.

HURTIG, H. (1972b).

"Long distance transport of pesticides". In: Environmental Toxicology of Pesticides. F. Matsumura, E.M. Bouch and T. Misato, editors. Academic Press Inc., New York, 257.

HURTIG, H. (1973).

"Chemicals in the environment". Some aspects of agricultural chemicals. In: Environmental Quality and Safety. Global Aspects of Chemistry, Toxicology and Technology as Applied to the Environment. F. Coulston and Korte, K., editors. Academic Press Inc., New York, Vol. 2: 88.

HUTCHINSON, T.C. (1976).

"Heavy metal contamination of ecosystems caused by smelter activities in Canada." In: International Conference on Heavy Metals in the Environment. Toronto, 1975. Nat. Conc. Res. Can. Ottawa, editor: C316.

HYNES, H.B.N. (1965).

"The significance of macroinvertebrates in the study of mild river pollution". In: Biological Problem in Water Pollution, U.S. Dept. Health, Educative and Welfare, 424 p.

HYNES, H.B.N. (1970).

"Ecology of running waters". University of Toronto Press: 555 p.

IMURA, N., E. SUKEGAWA, S. PAN, K. NAGAO, J. KIM, T. KWAN and T. UKITA (1971).

"Chemical methylation of inorganic mercury with methyl cobalamin, a vitamin B12 analog". Science, 172: 1248.

JERNELOV, A. (1969).

"Conversion of mercury compounds". In: Chemical Fallout. Current Research on Persistent Pesticides. M.W. Miller and G.G. Berg, editors. Charles Thomas, Publisher, Springfield, Ill. 68.

JERNELOV, A. (1970).

"Release of methyl mercury from sediments with layers containing inorganic mercury at different depths". Limnol. Oceanography, 15: 958.

- JOHNSON, D.W. (1968).
"Pesticides and fishes: a review of selected literature". *Trans. Am. Fish. Soc.*, 97: 398.
- JOHNSON, D.W. (1973).
"Pesticide residues in fish". *In: Environmental Pollution by Pesticides*. C.A. Edwards, editor. Plenum Press., New York: 181.
- JONES, J.R.E. (1964).
"The measurement of toxicity". *In: Fish and River Pollution*. J.E.R. Jones, editor. Butterworths, London, 39.
- JORDAN, D.H.M. and R. LLOYD (1968).
"The persistence of rainbow trout and roach to alkaline solution". *Int. J. Air, Wat. Pollut*, 8: 405.
- KENAGA, E.E. (1972).
"Factors related to bioconcentration of pesticides". *In: Environmental Toxicology of Pesticides*. F. Matsumura, G.M. Boush and T. Misato, ed. Academic Press Inc., New York: 193-228.
- KERR, S.R. and W.P. PASS (1973).
"Pesticide residue in aquatic invertebrates". *In: Environmental Pollution by Pesticides*. C.A. Edwards, editor. Plenum Press, New York: 134.
- KLEIN, W. (1972).
"Metabolism of pesticides in higher plants". *In: Environmental Quality and Safety. Global aspects of Chemistry, Toxicology and Technology as Applied to the Environment*. F. Coulston and F. Korte, editors. Academic Press Inc., New York, Vol. 1: 164.
- KUTSUNA, M. (1968).
"Minamata disease: study group of Minamata disease". Kumamoto University Japan.
- LAKE MICHIGAN INTERSTATE PESTICIDES COMMITTEE (1972).
"An evaluation of DDT and dieldrin in lake Michigan". Office of Research and Monitoring, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, 139 p.
- LANDLER, L. (1971).
"Biochemical model to the biological methylation of mercury suggested from methylation studies in vivo with Neurospora crassa". *Nature*, 230: 452.
- LEE, G.F. and G.D. VEITH (1971).
"Chemical aspects of bioassay techniques for establishing water quality criteria". *Am. Chem. Soc. Meeting*, Washington, 41 p.
- LEOPOLD, L.B., M.G. WULMAN and J.P. MILLER (1968).
"Fluvial processes in geomorphology". W.H. Freeman and Company, San Francisco: 522 p.
- LINDBERG, S. and R.C. HARRIS (1974).
"Mercury-organic matter associations in estuarine sediments and their interstitial waters". *Environ. Sci. Technol.*, 8: 459.

- LLOYD, R. (1960).
"The toxicity of zinc sulphate to rainbow trout". *Ann. Appl. Biol.*, 48: 84.
- LLOYD, R. et D.H.M. JORDAN (1964).
"Predicted and observed toxicities of several sewage effluents to rainbow trout: a further study". *J. Proc. Inst. Sew. Purif.*, 2: 183.
- LONGWELL, J. and F.T.K. PENTELOW (1935).
"The effect of sewage in brown trout". *J. Exp. Biol.*, 12: 1.
- LOVE, R.M. (1970).
"The chemical biology of fishes, with a key to the chemical literature". Academic Press Inc., New York: 547 p.
- LYKKEN, L. (1972).
"Role of photosensitizers in alteration of pesticide residues in sunlight". *In*: Environmental toxicity of Pesticides. F. Matsumura, G.M. Boush and T. Misato, editors. Academic Press Inc., New York: 449.
- MARGALEF, R. (1951).
"Diversidad de especies en las comunidades naturales". *P. Inst. Biol. Apl.*, 9: 5.
- MARGALEF, R. (1956).
"Information y diversidad espicifica en las dominudades de organismos". *Invest. Pesquera* 3: 99.
- MARGALEF, R. (1969).
"Diversity and stability in ecological systems". G.M. Woodwell, H.H. Smith, editors (eds): New York, Brookhaven Nat. Lab. Pub. 22: 264 p.
- MATHIS, B.J. (1968).
"Species diversity of benthic macroinvertebrates in three mountain streams". *Illinois Acad. Sci. Trans.*, 61: 171.
- MATHIS, B.J. and T.C. DORRIS (1968).
"Community structure of benthic macroinvertebrates in an intermittent stream receiving oil field brines". *Am. Midland Naturalist*, 80: 428.
- MATSUMURA, F. (1972a).
"Current pesticide situation in the United States". *In*: Environmental Toxicology of Pesticides. F. Matsumura, G.M. Boush and T. Misato, editors. Academic Press Inc. New York: 33.
- MATSUMURA, F. (1972b).
"Metabolism of insecticides in micro-organisms and insects". *In*: Environmental Quality and Safety. Global Aspects of Chemistry, Toxicology and Technology as Applied to the Environment. F. Coulston and F. Korte, editors. Academic Press Inc., New York, Vol. 1, 96.
- MATSUMURA, F. (1972c).
"Biological effects of toxic pesticidal contaminants and terminal residues". *In*: Environmental Toxicology of Pesticides. F. Matsumura, G.M. Boush and T. Misato, editors. Academic Press Inc., New York: 525.

MATSUMURA, F. (1973).

"Degradation of pesticide residues in the environment". In: Environmental Pollution by Pesticides. C.A. Edwards, editor. Plenum Press, New York: 499.

MATSUNAKA, S. (1972).

"Metabolism of pesticides in plants". In: Environmental Toxicology of Pesticides. F. Matsumura, G.M. Boush and T. Misato, editors. Academic Press Inc., New York: 341.

McKIM, J.M., G.M. CRISTENSEN, J.H. TUCKER, J.H. and M.J. LEWIS (1973).

"Effects of pollution on freshwater fish". J. Water Pollution Control Fed., 45: 1370.

MENZIE, C.M. (1969).

"Metabolism of pesticides". Report No 127. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior: 487 p.

MIYAMOTO, J. (1972).

"Metabolism of organophosphorus insecticides in plants". In: Environmental Toxicology of Pesticides. F. Matsumura, G.M. Boush and T. Misato, editors. Academic Press Inc., New York: 307.

MUIRHEAD-THOMPSON, R.C. (1971).

"Pesticides and freshwater fauna". Academic Press Inc., New York: 248 p.

MURRAY, A.P. (1973).

"Proteins absorption by suspended sediments effects of pH, temperature and concentration". Env. Pollut, 9: 301.

NAKATSUGANA, T. and P.A. NELSON (1972).

"Studies on insecticide detoxication in invertebrates. An enzymological approach to the problem of biological magnification". In: Environmental Toxicology of Pesticides. F. Matsumura, G.M. Boush and T. Misato, editors. Academic Press Inc., New York: 501.

O'BRIEN, R.D. (1967).

"Insecticides: action and metabolism". Academic Press Inc., New York: 332 p.

ODUM, E.P. and H.T. ODUM (1960).

"Fundamentals of ecology". W.B. Saunders, Philadelphia: 546 p.

ODUM, H.T. (1967).

"Biological circuits and the marine systems of Texas". In: Pollution and marine ecology: Interscience, New York.

PASSOW, H. (1970).

"The red blood cell: penetration, distribution and toxic actions of heavy metals". In: Effects of metals on cells, subcellular elements and macromolecules. J. Maniloff, J.R. Coleman and M.W. Miller, editors. Charles C. Thomas Publisher, Springfield, Ill.: 291.

- PIELOU, E.C. (1966a).
"The measurement of diversity in different types of biological collections". J. Theoret. Biol., 13: 131.
- PIELOU, E.C. (1966b).
"Shannon's formula as measure of species diversity: its use and misuse". Am. Naturalist, 100: 463.
- PIMENTEL, D. (1971).
"Ecological efforts of pesticides on non target species". U.S. Office of Science and Technology, Washington, D.C. 220 p.
- PRESTON, F.W. (1948).
"The commonness and rarity of species". Ecology, 49: 254-283.
- R
REISCH, D.J. and H.A. WINTER (1954).
"The ecology of Alamitos Bay, California, with special reference to pollution". California Fish and Game, 40: 105.
- RISSANEN, K., J. ERKAMA and J.K. MIETTINEN (1971).
"Experiments on microbiological methylation of mercury (2+) ion by mud and sludge in anaerobic conditions". FAO Fish Report, 99: 156 p.
- ROSE, A.H. (1967).
"Thermobiology". Academic Press, New York.
- ROSEN, J.D. (1972).
"Conversion of pesticides under environmental conditions". In: Environmental Quality and Safety. Global aspects of Chemistry, Toxicology and Technology as Applied to the Environment. F. Coulston and F. Korte, editors. Academic Press Inc., New York, Vol. 1: 85.
- RUCKER, R.R. and D.F. AMEND (1969).
"Absorption and retention of organic mercurials by rainbow trout and chinook and sockeye salmon". Progr. Fish. Cult., 31: 197.
- RUTTNER, F. (1963).
"Fundamentals of limnology". University of Toronto Press, Toronto: 294 p.
- SCHANKER, L.S. (1970).
"Flow of environmental agents in reaching their site of action". In: Physiology, Environment and Man. D.H.K. Lee and D. Minard, editors. Academic Press Inc., New York: 6.
- SCHNITZER, M. (1970).
"Metal-organic matter interactions in soils and waters". In: Organic Compounds in Aquatic Environments. S.J. Faust and J.V. Hunter, editors. Marcel Dekken, Amsterdam: 638 p.
- SHANNON, C.R. and W. WEAVER (1963).
"The mathematical theory of communication". Urbana, Illinois Univ. Press.

- SIMPSON, E.H. (1949).
"Measurement of diversity". *Nature*, 163: 688.
- SKERFVING, S. (1972).
"Organic mercury compounds. Relation between exposure and effects". L. Friberg and J. Vostal, editors. CRC Press Chemical Rubber Co, Cleveland: 141.
- SKERFVING, S. and J. VOSTAL (1972).
"Symptoms and signs of intoxications". In: *Mercury in the Environment*. L. Friberg and J. Vostal, editors. CRC Press Chemical Rubber Co. Cleveland: 3.
- SMITHSONIAN INSTITUTION (1972).
"Development of a continuing program to provide indicators and indices of wildlife and the natural environment". Final Report to the Council on Environmental Quality, Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- SPRAGUE, J.B. (1969).
"Review paper: measurement of pollutant toxicity to fish. Part I: Methods for acute toxicity". *Water Res.* 3: 793.
- SPRAGUE, J.B. (1970).
"Review paper: measurement of pollutant toxicity to fish. Part. II: Utilising and applying bioassay results". *Water res.* 4: 1.
- SPRAGUE, J.B. (1971).
"Measurement of pollutant toxicity to fish. Part III: Sublethal effects and safe concentrations". *Water Res.*, 5: 245.
- SPRAGUE, J.B. (1973).
"The ABC's of pollutant bioassay using fish". Symp. Environmental Monitoring, Los Angeles. Proc. Ann. Meeting Am. Soc. Testing and Materials.
- STRICKLAND, J. and T. BLUE (1972).
"Environmental indicators for pesticides". Council on environmental Quality, Washington: 123 p.
- TARZWELL, C.M. and C. HENDERSON (1956).
"Toxicity of dieldrin to fish". *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 86: 245.
- THE MITRE CORPORATION (1971).
"Development of environmental indices: outdoor recreational resources and land use shift". Am. Assoc. Advanc. Science.
- THOMAS, W.A. (Ed). (1972).
"Indicator of environmental quality". Plenum Press: 275 p.
- THOMAS, W.A., L.R. BABCOC and W.D. SHULTS (1971).
"Oak Ridge air quality index". Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tenn.
- TONOMURA, K., K. FURUKAWA and M. YAMADA (1972).
"Microbial conversion of mercury compounds". In: *Environmental Toxicology of Pesticides*. F. Matsumura, G.M. Boush and T. Misato, editors. Academic Press Inc., New York: 115.

- TSUBAKI, T. (1971).
"Clinical and epidemiological aspects of organic mercury intoxication in Niigata". In: Mercury in Man's Environment. Proc. Roy. Soc. Can. Symp, Ottawa: 131 p.
- UI, J. (1975).
"Mercury pollution of sea and freshwater: its accumulation into water biomass". Kogai Newsletter Polluted Japan, 1: 6.
- UI, J. (1976).
"An interdisciplinary study on mercury pollution in Japan and Canada". In: International Conference on Heavy Metals in the Environment, Toronto Nat. Council. Res. Can.: B139.
- UKITA, T. (1972).
"Research on the distribution and accumulation of organomercurials in animal bodies". In: Environmental Toxicology of Pesticides. F. Matsumura, G.M. Boush and T. Misato, editors. Academic Press Inc., New York: 135-164.
- ULFVARSON, U. (1969).
"Organic mercuries". In: Fungicides: an advanced treatise. D.C. Torgeson, editor. Academic Press Inc., New York, Vol. 2: 303.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1972).
"Quality of life indicators". Environmental studies division, Office of research and monitoring. Washington, D.C. 83 p.
- VERDUIN, J. (1970).
"Significance of phosphorous in water supplies. Agricultural Practice and water quality". The Iowa State University Press, Iowa.
- VERNEAUX, J. et G. TUFFERY. (1967).
"Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques". Annls. Scient. Univ. Besançon, S: 79.
- VOSTAL, J. (1972).
"Transport and transformation of mercury in nature and possible routes of exposure. In: Mercury in the environment". L. Friberg and J. Vostal, editors. CRC Press Chemical Rubber Co., Cleveland: 15.
- WARREN, C.E. (1971).
"Tolerance of lethal conditions". In: Biology and water pollution control. C.E. Warren, editor, W.B. Saunders Co., Philadelphia: 192.
- WATER QUALITY CRITERIA DATA BOOK. (1973).
"Effects of chemicals on aquatic life". U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.: 511 p.
- WEBB, J.L. (1966).
"Mercurials". In: Enzyme and metabolic inhibitors. Academic Press Inc., New York: 729.
- WITHM, J.L. (1968).
"Biological parameters for water quality criteria": Bioscience, 18: 477.

WILHM, J.L. (1970).

"Range of diversity index in benthic macroinvertebrate communities". Water Pollution Control Fed. J., 42: R221.

WILHM, J.L. and T.C. DORRIS (1966).

"Species diversity of benthic macroinvertebrates in a stream receiving domestic and oil refinery effluents". Am. Midland Naturalist, 76: 427.

WOOD, J.M. (1971).

"Environmental pollution by mercury". In: Advance in Environmental Sciences and Technology. J.N. Pitts, editor. John Wiley and Sons, New York, Vol. 2: 39.

WOOD, J.M., F.S. KENNEDY and C.G. ROSEN (1968).

"Synthesis of methyl-mercury compounds by extract of a methanogenic bacterium". Nature, 220: 173.

WUHRMANN, K. (1952).

"Sur quelques principes de la toxicologie des poissons". Bull. du Centre Belge Etude Documentation Eaux, Liège, Belgique: 15 p.

YAMAMOTO, I. (1970).

"Problems in mode of action of pyrethroids". In: Biochemical Toxicology of Insecticides. R.D. O'Brien and I. Yamamoto, editors. Academic Press Inc., New York: 193.

CHAPITRE 7

PERCEPTION MATHÉMATIQUE DES EAUX D'UN BASSIN*

Denis Couillard

Daniel Cluis

* Ce chapitre est une revue des développements récents dans le domaine de la modélisation. A cette fin, nous avons notamment puisé diverses informations dans un document présenté par Shannon en 1971.

INTRODUCTION

Les chapitres précédents montrent que l'environnement peut être représenté comme un système formé d'un nombre imposant de composantes et de liens. Chaque composante représente une entité spécifique comme le niveau trophique d'une chaîne alimentaire, la longueur, la largeur et la profondeur d'un cours d'eau, etc. Des liens définissent les interactions entre les composantes comme les échanges d'énergie et de matière, etc.

Le progrès scientifique dans la compréhension de chacun des phénomènes naturels de base et le développement des moyens puissants de calcul (les ordinateurs) ont conduit depuis quelques années de nombreux chercheurs à des tentatives de modélisation mathématique des différents systèmes composant l'environnement. Ces tentatives avaient été en quelque sorte encouragées par les réussites, durant les dernières décennies, des modèles de l'hydrologie scientifique.

Toutefois, étant donné que l'environnement est complexe, toute représentation est imparfaite et les traits les plus significatifs sont étudiés en détail alors que les traits moins importants reçoivent moins d'attention. Le but est atteint lorsqu'on réussit à représenter l'environnement réel par un système conceptuel équilibré et conforme.

Cependant, la question du choix des modèles est devenue de plus en plus importante. En raison des contraintes de temps, cette tâche laborieuse est souvent négligée; il en résulte un choix de modèles inadaptés aux problèmes environnementaux qu'on désire résoudre et des exemples d'échecs de ce genre abondent.

Le chapitre qui suit présente une revue des efforts de modélisation de l'environnement qui se heurtent à des difficultés très réelles: multiplicité des variables et des équations, interaction de la physique, de la chimie et de la biologie. Notons par ailleurs que ce secteur d'activités représente un des domaines actuellement les plus dynamiques des sciences de l'environnement.

7.1 CONCEPTION DES MODELES MATHEMATIQUES

La description idéale des systèmes les plus complexes (lacs, rivières, etc) devrait tenir compte de toutes les variables du système et de leurs nombreuses et complexes interactions. Une telle description, même pour un système très petit, est généralement irréalisable et on doit rechercher une représentation simplifiée; c'est ce qu'on appelle un modèle.

7.1.1 Que comporte un modèle?

Quoiqu'il n'existe pas de théorie rigide sur la construction d'un modèle, celui-ci comporte, en résumé, ce qui suit:

- i) un choix des variables les plus importantes et les plus sensibles;
- ii) l'hypothèse que ces variables peuvent décrire le système pour un objectif défini;
- iii) l'établissement de relations entre ces variables (équations) afin de représenter la dynamique du système.

7.1.2 Définition et types de modèles mathématiques

Les modèles physiques, chimiques et économétriques ont de nombreuses applications dans le domaine de la qualité de l'eau; ici, nous nous limiterons aux modèles mathématiques. Ces derniers peuvent être définis par un système d'équations contenant des paramètres, des opérations et des relations. Pour qu'un modèle puisse représenter la réalité physique du système, il doit:

- i) être valide, c'est-à-dire donner des réponses compatibles avec les connaissances du modéleur sur la réalité;
- ii) s'avérer général, c'est-à-dire s'appliquer à une large gamme de conditions; cela n'est pas toujours possible: par exemple, un modèle d'oxygène dissous ne s'applique pas à tous les types de rivières;
- iii) être capable de prédire;

- iv) converger rapidement vers la solution par l'emploi d'une technique mathématique appropriée;
- v) donner des résultats quantitatifs.

Il existe deux types principaux de modèles mathématiques. Le premier type est de nature déterministe et se formule en considérant les mécanismes de base de la réalité et en les exprimant par un système d'équations. Rien n'est laissé au hasard et nous supposons que la représentation de la réalité peut s'exprimer sous une forme explicite. De façon classique, ce modèle apparaît comme un ensemble d'équations différentielles ou d'équations aux différences finies. Le second type de modèle est de nature statistique ou encore stochastique. Le manque de connaissances et l'impossibilité de mesurer correctement certains paramètres nous conduit à attribuer un comportement aléatoire au système par l'addition d'un terme d'erreur comme dans la relation suivante:

$$F = \underbrace{ma}_{\substack{\uparrow \\ \text{terme} \\ \text{détermi-} \\ \text{niste}}} + \underbrace{e}_{\substack{\uparrow \\ \text{terme} \\ \text{aléatoire} \\ \text{ou} \\ \text{erreur}}} \quad (7.1.1)$$

Les équations ou les relations déduites par des méthodes comme les séries chronologiques, les analyses spectrales ou les régressions sont des modèles statistiques. Les techniques comme les régressions sont purement empiriques et n'impliquent pas nécessairement des relations de cause à effet. L'approche statistique des modèles est plus réaliste car même les meilleures données sont sujettes à erreur et les modèles sont jugés en comparant les valeurs calculées avec les valeurs observées.

7.1.3 Construction du modèle

Comme on l'a mentionné ci-dessus, il existe très peu de base formelle théorique pour la construction des modèles. La méthode est, en général, itérative, c'est-à-dire établie par des essais successifs et il est fréquent que le premier modèle construit ne soit pas le modèle définitif. Une représentation graphique de la construction d'un modèle est donnée aux figures 7.1.1 et 7.1.2, avec des données prélevées dans le domaine réel et des modèles formulés dans le domaine symbolique.

7.1.4 Causes d'incertitude

Si on considère un processus réel représenté par la fonction suivante:

$$X = f(N_1, N_2, \dots, N_m) \quad (7.1.2)$$

où X est la réponse variable à prévoir et N_1, N_2, \dots, N_m sont un ensemble de variables dont X dépend. Un modèle a été construit qui calcule une observation Y_i :

$$Y_i = g(X_{1i}, X_{2i}, \dots, X_{ri}) + C_i \quad (7.1.3)$$

où: Y_i est la réponse du modèle;

$X_{1i}, X_{2i}, \dots, X_{ri}$ sont les variables du modèle;

C_i est un terme d'erreur.

En général, r est inférieur ou égal à m et g est une représentation fonctionnelle de f .

On distingue les trois sources d'incertitudes suivantes:

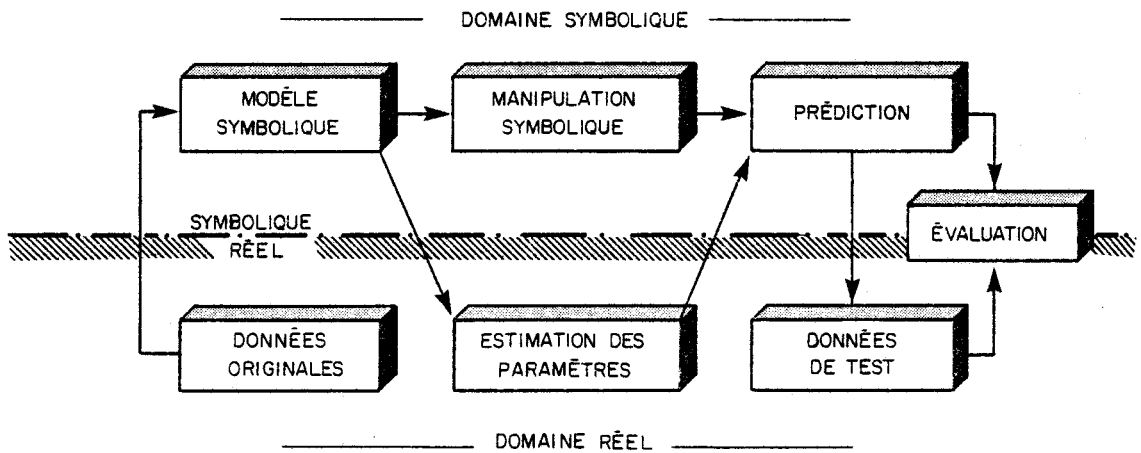


FIG 7.1.1. Processus de construction d'un modèle mathématique .

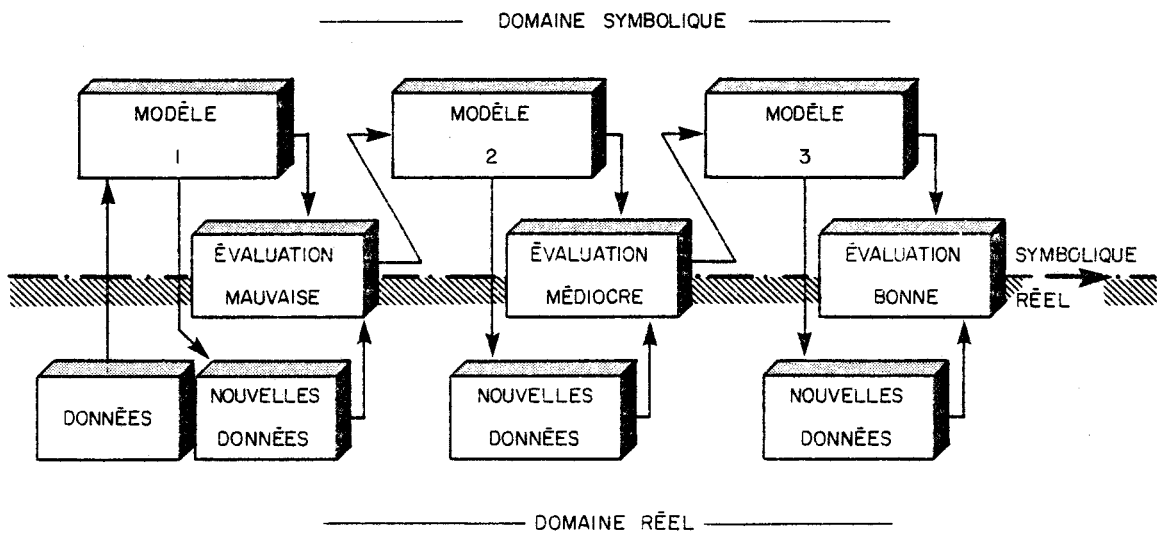


FIG 7.1.2 . Processus itératif de construction d'un modèle .

- 1^o) le choix des variables indépendantes (N_1, N_2, N_m) ne représente pas toujours adéquatement les variables dépendantes (X_{i1}, X_{i2}, X_{ri}) ;
- 2^o) la représentation g n'est qu'une approximation de f (par exemple, une relation linéaire est utilisée alors que la vraie relation est non linéaire)
- 3^o) les variables ainsi que les paramètres du modèle sont entachées d'erreurs de mesure.

L'emploi d'un modèle statistique est requis lorsque on désire tenir compte de ces incertitudes.

7.1.5 Analyse du modèle

Une fois que le modèle a été formulé par un système d'équations, il doit être résolu ou analysé; pour des systèmes complexes, cette analyse peut constituer une grande partie du problème général. La méthode de résolution peut prendre la forme i) d'une analyse réelle; ii) d'une analyse numérique; iii) d'une simulation.

Dans l'analyse réelle, on calcule la solution analytique; par exemple, un système simple peut être représenté par l'équation différentielle ordinaire suivante:

$$A \frac{dy}{dt} - \frac{y}{C} = B \quad (7.1.4)$$

Pour un ensemble de conditions initiales où $y = 0$ pour $t = 0$, la solution est

$$y = CB (1 - e^{-t/AC}) \quad (7.1.5)$$

Mais ce genre de solution ne peut être obtenu que très rarement par l'analyse réelle, ce qui réduit son utilité. On a plus souvent recours à une solution des équations du modèle par analyse numérique. La méthode de Ringe-Kutta est un exemple classique d'une technique numérique itérative.

La troisième méthode de résolution, la simulation, combine l'analyse réelle et l'analyse numérique. Les méthodes de Monte-Carlo sont aujourd'hui de plus en plus utilisées à cette fin.

7.1.6 Objectifs généraux des modèles de qualité

Dans les paragraphes précédents, on a résumé quelques-uns des concepts de base des modèles mathématiques. Mais tout modèle, qu'il ait une implication dans la qualité de l'eau ou dans d'autres domaines, est largement déterminé par ses buts. En ce qui concerne les modèles de qualité, leurs objectifs se situent dans une ou plusieurs des catégories suivantes:

- i) la fourniture d'un outil efficace capable de produire l'information nécessaire sur un lac ou une rivière avec précision à partir d'un minimum de données d'entrée; le modèle peut être alors considéré comme un "raccourci": un modèle de bassin, par exemple, peut servir comme base pour des décisions de gestion;
- ii) la mise en évidence de la nature des relations d'entrée-sortie d'un système particulier de qualité de l'eau; le modéleur cherche à comprendre le mécanisme interne d'un système complexe;
- iii) l'identification des forces ou des phénomènes responsables des divers types de réaction d'un système de qualité de l'eau.

Une analyse de sensibilité est l'étape suivante. En admettant qu'une variable de qualité peut s'y exprimer par l'équation

$$y = a - b X_1^3 - c X_2^3 \quad (7.1.6)$$

où X_1 et X_2 sont les variables pertinentes du système.

La sensibilité de y à un changement unitaire de X_1 s'obtient par différentiation partielle de l'équation 7.1.6 par rapport à la variable X_1 soit,

$$\frac{\partial y}{\partial X_1} = 3 b X_1^2 \quad (7.1.7)$$

7.2 FACTEURS IMPORTANTS DANS L'ELABORATION D'UN MODELE DE QUALITE

7.2.1 Schématisation des écoulements

A) Réacteur tubulaire

L'étude de l'équipement affecté aux réactions en continu est schématisée par quelques types simples ou idéalisés de réacteurs. L'un de ces "modèles" est le réacteur tubulaire (Denbigh et Turner, 1971).

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

Dans une première approximation, on peut prédire le comportement de ce type de réacteur continu en considérant que le liquide s'écoule à l'intérieur du tube de façon analogue au déplacement d'un piston dans un cylindre. Avant d'étudier ce type idéalisé d'écoulement (dit "piston"), il est opportun de présenter l'équation générale traduisant le bilan des matières dans un réacteur quelconque.

a) Bilan des matières

La conception des divers types de réacteur repose en premier lieu sur l'étude du bilan de chacun des composants de la réaction (Levenspiel, 1962; Denbigh et Turner, 1971). L'équation algébrique du bilan effectué sur un petit élément de volume et pendant un court intervalle de temps s'exprime comme suit:

$$\begin{array}{rcl}
 \text{(1)} & & \text{(2)} \\
 \text{Taux d'entrée du réactif} & = & \text{taux de sortie du réactif} \\
 \text{dans l'équation de volume} & & \text{de l'élément de volume} \\
 \\
 \text{(3)} & & \text{(4)} \\
 \text{taux de disposition du réactif} & + & \text{taux d'accumulation du réactif} \\
 \text{par réaction chimique à l'inté-} & & \text{dans l'élément de volume} \\
 \text{rieur de l'élément de volume} & & \\
 & & \text{(7.2.1)}
 \end{array}$$

En certaines circonstances, chacun des termes de l'équation 7.2.1 peut être nul. Nous verrons aussi que les phénomènes physiques se produisant en rivière sont en grande partie inclus dans les termes 1 et 2 de l'équation.

b) Modèle simple: l'écoulement piston

Comme nous l'avons stipulé plus haut, une façon idéalisée de représenter le réacteur tubulaire est l'écoulement piston. Selon ce schéma d'écoulement, la vitesse, la température et les concentrations demeurent constantes le long d'une section transversale quelle que soit leur évolution longitudinale (Fig. 7.2.1). En d'autres termes, le réacteur est linéarisé, ramené à une seule dimension, à savoir la direction de l'écoulement.

Par ailleurs, à densité constante, le terme 4 de l'équation 7.2.1 est nul. On peut considérer en effet qu'une rivière garde une densité constante sur une grande partie de son parcours. Lorsque cette hypothèse s'avère erronée, on restreint par tronçonnement l'application du modèle à cette partie de la rivière où la densité peut être considérée comme uniforme.

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

$$F_j = F_j - dF_j - v_j r A dx \quad (7.2.2)$$

où: F_j = débit molaire de j (moles/T);

v_j = coefficient stœchiométrique de la réaction considérée (sans dimension);

- r = vitesse de réaction en moles/cm³-sec;
 A = aire d'une coupe transversale en cm²;
 x = distance longitudinale en cm;
 $A dx$ = volume considérée en cm³.

Donc:

$$-dF_j = v_j r A dx \quad (7.2.3)$$

B) Modèle de dispersion

L'équation 7.2.2 obtenue en faisant l'hypothèse d'un profil de vitesse verticale ne traduit pas toujours la réalité. A ce profil, se superpose, en effet, un certain degré de dispersion longitudinale tel qu'il est représenté à la figure 7.2.2.

a) Bilan de masse

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

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

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (7.2.4)$$

où:

- D : coefficient de diffusion moléculaire en cm² sec⁻¹;
 C : concentration de l'espèce considérée en mole/cm³;
 t : temps en sec;
 x : distance le long de l'axe des ' x ' en cm.

De façon analogue, nous pouvons représenter la dispersion longitudinale (lorsqu'elle est uniforme sur le tronçon) par la formule ci-après:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_m \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (7.2.5)$$

où D_m représente le coefficient de dispersion longitudinale (il reste fonction des nombres de Reynold et Schmidt).

Considérons un cas simple: en faisant abstraction de la sédimentation, de la photosynthèse et de phénomènes analogues en rivière, le bilan des matières devient:

$$C(x) uA - D_m A \frac{dc(x)}{dx} - C(x+\Delta x) uA + D_m A \frac{dc(x+\Delta x)}{dx} - r A \Delta x = 0 \quad (7.2.6)$$

avec u la vitesse d'écoulement en m/sec

En regroupant les termes, en divisant par $A\Delta x$ et en passant de la différence finie à la différentielle, on obtient:

$$u \frac{dC}{dx} - D_m \frac{d^2 C}{dx^2} + r = 0 \quad (7.2.7)$$

L'intégration de cette équation pour des réactions des 1er et 2ème ordres donne des courbes du volume d'un réacteur idéal versus la concentration.

Ces courbes ont été tracées en 1959 et 1961 par Levenspiel et Bischoff (1961).

Il existe une autre voie d'accès qui tient compte de cette dispersion longitudinale et qui consiste à simplifier l'équation de continuité. Il est intéressant de constater, par la comparaison des deux méthodes, la rapidité avec laquelle la seconde parvient aux résultats de la première, en y perdant cependant beaucoup quant à la vraisemblance de la représentation physique du phénomène (Bird *et al.* 1960).

b) Equation de continuité

Pour $C = C(x, y, z)$, l'équation de continuité avec la densité et D constant peut s'écrire:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + (u \cdot \nabla C) = D_m \nabla^2 C - r \quad (7.2.8)$$

Ceci peut être développé comme suit:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u_x \frac{\partial C}{\partial x} + u_y \frac{\partial C}{\partial y} + u_z \frac{\partial C}{\partial z} = D_m \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right) - r \quad (7.2.9)$$

où u_x , u_y et u_z sont les vitesses d'écoulement suivant les axes x , y , z .

Considérant nuls les vitesses et les produits de concentration selon la largeur et la profondeur, on simplifie l'équation 7.2.9 qui devient:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u_x \frac{\partial C}{\partial x} = D_m \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - r \quad (7.2.10)$$

Vu qu'en régime permanent $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$, l'équation 7.2.10 est identique à l'équation 7.2.7.

C Modèle réservoir en série

Lorsque les écarts entre l'écoulement réel et le schéma d'écoulement adopté sont faibles, le modèle de dispersion est en compétition avec le modèle des réservoirs en série. Dans ce dernier modèle, le réacteur réel est représenté par une série de j réacteurs continus agités et de dimensions égales. La figure 7.2.3 représente un réacteur continu agité.

a) Bilan

Le réacteur continu agité offre l'avantage d'un bilan de matière très simple. Considérons un réservoir parfaitement agité, isotherme et en régi-

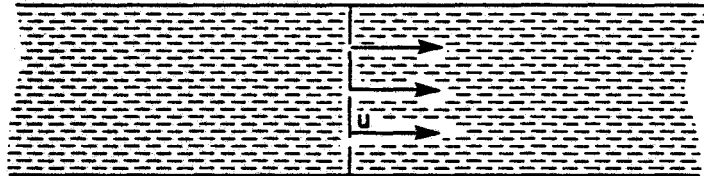


FIG. 7.2.1 . Profil de vitesse pour un écoulement piston .

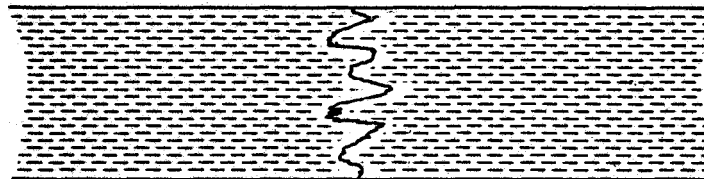


FIG. 7.2.2 . Profil de vitesse ; modèle de dispersion .

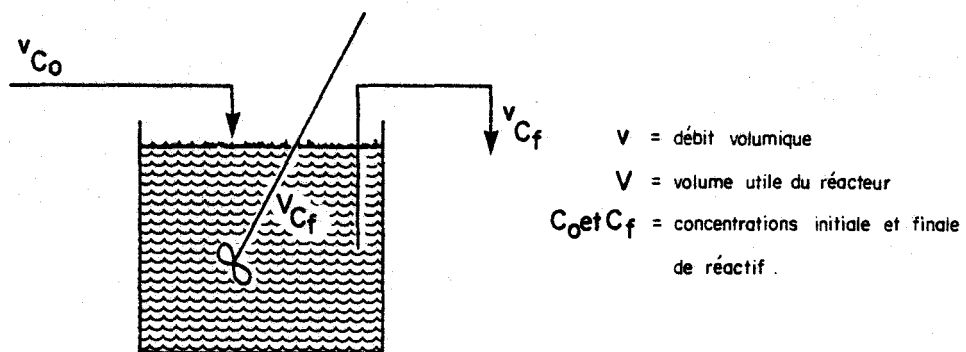


FIG. 7.2.3 . Réacteur continu agité .

me permanent. Développons en guise d'exemple le modèle caractérisant la demande biochimique en oxygène dissous (DBO) dans un tronçon de rivière. Les conditions de sortie sont les mêmes que partout à l'intérieur du réacteur lorsque le brassage est efficace.

Le taux d'entrée de la DBO par:

- convection = $L_0 Q$
- ruissellement, récurage et activité benthique = $L_a V$

Le taux de sortie de la DBO par:

- convection = $L_f Q$
- adsorption et sédimentation = $K_3 L_f V$

En admettant que la concentration à l'intérieur du réacteur est égale à la concentration de sortie (L_f), le bilan de la DBO s'exprime par l'expression suivante:

$$L_f Q + K_3 L_f V + K_1 L V = L_0 Q + L_a V \quad (7.2.11)$$

- où: L_f = concentration de la DBO à la sortie du tronçon en mg/litre;
 L_0 = concentration de la DBO à l'entrée du tronçon en mg/litre;
 L_a = taux d'addition de DBO le long du tronçon (provient du fond et du ruissellement) en mg/litre/sec;
 K_1 = coefficient de consommation d'oxygène due à la DBO en sec^{-1} ;
 K_3 = coefficient de disparition de la DBO par sédimentation et adsorption en sec^{-1} ;
 L = concentration de DBO au temps "t" mg/litre;
 V = volume du réacteur en litre.

Le terme $K_1 L V$ représente le taux de réaction de l'oxygène consommé par la dégradation de la DBO.

En regroupant les termes de 7.2.11, on obtient la DBO à la sortie du tronçon:

$$L_f = \frac{L_o Q + L_a V}{(K_1 - K_3)V - Q} \quad (7.2.12)$$

Ces deux dernières équations sont valables pour la DBO carbonnée et pour la DBO azotée.

b) Nombre de réacteurs (j)

Nous avons déjà mentionné que le système peut être représenté par j réacteurs en série (Levenspiel, 1962). Une méthode expérimentale nous permet de déterminer la valeur de j.

Un traceur est introduit instantanément à l'entrée du système de concentration C_o sous la forme d'une impulsion. On calcule un temps réduit par l'expression suivante:

$$\Theta = \frac{t}{T} = \frac{tQ}{V} \quad (7.2.13)$$

Θ = temps présent;

t = temps écoulé entre l'injection et le prélèvement;

T = temps de séjour moyen, égal au quotient du volume liquide contenu dans le système sur le débit.

L'équation de la courbe représentant la variation du rapport de la concentration à la sortie sur la concentration à l'entrée en fonction de Θ et a la forme suivante (Meinck *et al.*, 1970):

$$\frac{C_f}{C_o} = \frac{j^j \Theta^{j-1}}{(j-1)} e^{-j\Theta} \quad (7.2.14)$$

où j est l'inverse de la variance du temps réduit

$$\frac{1}{j} = \sigma_{\theta}^2 \quad (7.2.15)$$

et la moyenne du temps réduit est

$$\bar{\theta}_c = 1 \quad (7.2.16)$$

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

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

D) Modèle mixte

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

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

Ces régions sont:

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

Les modes de liaison entre elles sont:

- 1- en série;
- 2- en parallèle;
- 3- en court circuit;
- 4- avec recyclage;
- 5- avec écoulement croisé lorsqu'il y a un transfert de matière continu par un interface séparant deux régions différant par leur type d'écoulement (figure 7.2.4).

L'écoulement croisé se retrouve dans la littérature combiné avec une zone d'eaux mortes. En effet, Haynes (1963) considère le réacteur tubulaire comme constitué d'un courant principal et d'une région d'eaux mortes. A l'interface entre les deux zones, un transfert de masse s'effectue par diffusion.

L'équation d'échange de masse entre les zones caractérisées par différents types d'écoulement est la pierre d'achoppement d'un modèle tridimensionnel, lequel pourrait être nécessaire pour représenter un cours d'eau de la taille du fleuve Saint-Laurent.

On constate, en effet, que la dispersion transversale joue un rôle primordial dans l'évolution des polluants dans le fleuve. Le cône de dispersion à la sortie d'un émissaire est tel que la dégradation totale de la DBO de cet effluent ainsi que la sédimentation de particules solides peuvent s'effectuer complètement sans que la rive opposée ne soit touchée. Des études de gradients de concentration sur plusieurs verticales d'une coupe transversale du fleuve nous apprendraient à quel point la dispersion se manifeste en profondeur et latéralement. Un modèle du fleuve doit considérer cette dispersion afin de démontrer la nécessité d'une meilleure répartition transversale des égouts lorsqu'on utilise le pouvoir auto-épurateur du fleuve et de déterminer le degré d'épuration des rejets lorsque le prélèvement d'eau suivant s'effectue sur la rive opposée. Dans ce cas particulier, l'écoulement-piston peut introduire des erreurs considérables.

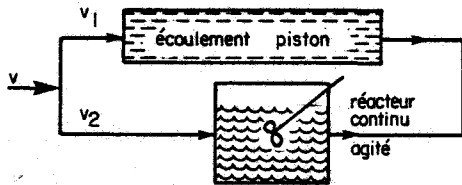


FIG. 7.2.4 a . Ecoulement en parallèle .

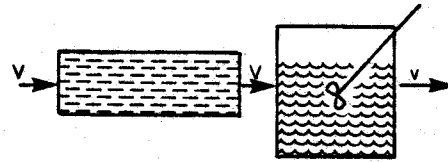


FIG. 7.2.4 b. Écoulement en série .

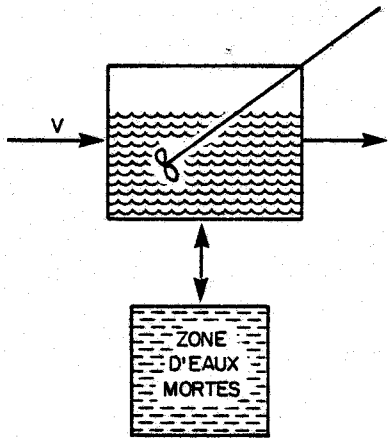


FIG. 7.2.4c. Écoulement croisé .

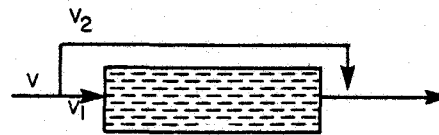


FIG 7.2.4d. Court-circuit .

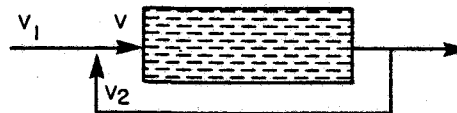


FIG. 7.2.4e. Recirculation .

FIG. 7.2.4. Modes de liaison entre les différentes régions d'écoulement d'un modèle mixte .

La figure 7.2.5 est proposée comme exemple d'un modèle bidimensionnel tenant compte de la dispersion transversale.

A une distance raisonnable de l'émissaire on peut réunir les régions 1 et 2 (fig. 7.2.6) et, encore plus en aval, on peut représenter l'écoulement par un seul réacteur. Nous appliquons le même principe pour une représentation tri-dimensionnelle du système considéré.

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

Evidemment, la connaissance des caractéristiques physiques du cours d'eau nous guide vers le meilleur choix des régions, de leurs volumes respectifs et de leurs modes d'interconnection.

Les possibilités de combinaisons dans la formulation d'un modèle mixte sont illimitées. Cependant, la capacité des ordinateurs impose une contrainte quant au nombre de mesures à effectuer sur place.

7.2.2 Mélange et dispersion dans les rivières

Les processus naturels d'assimilation et de dilution dans les rivières peuvent être améliorés par un mélange et une dispersion adéquate des rejets immédiatement après leur introduction dans l'eau réceptrice. Dans la section ci-après, quelques-uns des facteurs influençant le mélange sont passés en revue.

A) Facteurs affectant le temps et la distance nécessaires pour un mélange complet

a) Caractéristiques de la rivière:

- vitesse, gradients de vitesse, turbulence, courant dû aux tourbillons ou aux marées;
- forme du lit, largeur et profondeur;
- gradient de densité (qui peut être causé par la température

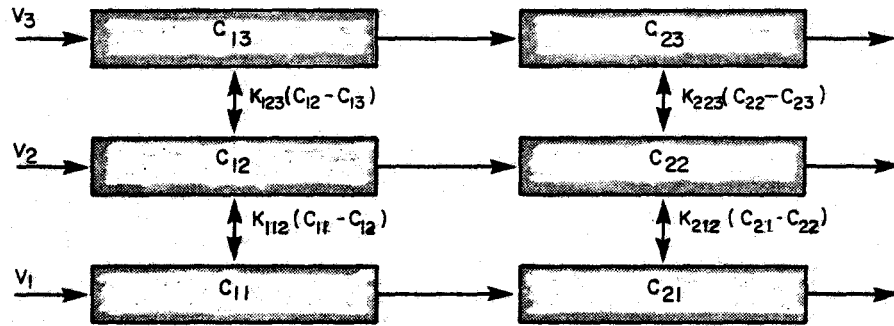


FIG. 7.2.5. Modèle bidimensionnel .

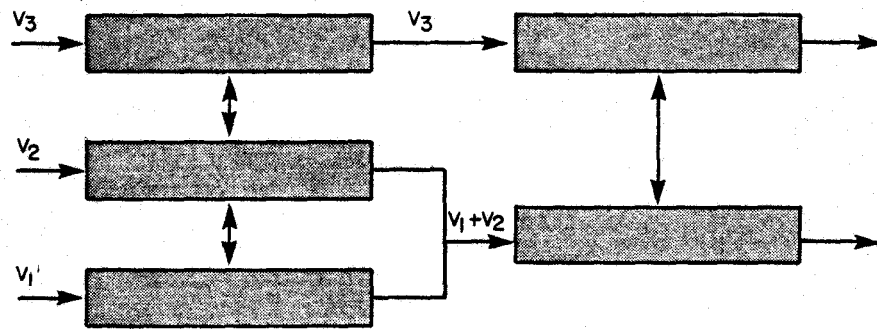


FIG. 7.2.6 . Réduction du modèle bidimensionnel .

ou par les solides dissous);

- rugosité du fond et forme de la berge (zones mortes).

b) Caractéristiques des effluents:

- débit de l'effluent par rapport au débit de la rivière;
- différence de densité entre l'effluent et le cours d'eau récepteur (cela peut être causé par la température ou les solides dissous).

c) Caractéristiques de génie civil:

- localisation de la sortie de l'émissaire (sur le bord ou au milieu de la rivière);
- nombre d'orifices;
- vitesse du courant à partir de l'orifice.

B) Modèle de mélange pour les rivières

A partir du bilan des matières (équation 7.2.1), on développe l'équation de continuité caractérisant le transport d'une substance non dégradable en rivière:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \underbrace{\left(\frac{\partial}{\partial x} (D_m \frac{\partial C}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (D_m \frac{\partial C}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z} (D_m \frac{\partial C}{\partial z}) \right)}_{\text{Terme de dispersion turbulente non advective}} - \underbrace{\left(\frac{\partial (\mu_x C)}{\partial x} + \frac{\partial (\mu_y C)}{\partial y} + \frac{\partial (\mu_z D)}{\partial z} \right)}_{\text{Transfert de masse par le mouvement convectif du fluide}} \quad (7.2.17)$$

Transfert de masse par le mouvement convectif du fluide

Dans cette équation C = la concentration

t = la variable temps

x,y,z = les coordonnées

μ_x, μ_y, μ_z = les vitesses correspondantes

D_m = le coefficient de diffusivité qui inclut à la fois la diffusion moléculaire et la diffusion turbulente (ce terme peut aussi être une fonction de x, y, z)

Traditionnellement, dans les modèles de qualité de l'eau, l'équation 7.2.17 est simplifiée en considérant la situation moyenne dans une section de la rivière; on considère alors un modèle unidimensionnel qu'on peut écrire comme ceci:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \bar{\mu} \frac{\partial C}{\partial x} \quad (7.2.18)$$

où: x = la distance longitudinale en direction de l'aval;
 $\bar{\mu}$ = vitesse moyenne de l'écoulement de la rivière;
 D_L = coefficient de diffusion longitudinale.

La solution analytique de l'équation 7.2.18 se formule comme suit:

$$C = \frac{M}{A 4\pi D_L t} \exp -\frac{(x - \bar{\mu}t)^2}{4 D_L t} \quad (7.2.19)$$

où: M = la quantité de polluant injectée instantanément;
 A = l'aire de la section de la rivière au point x .

L'équation 7.2.19 a la forme générale d'une distribution normale avec une asymétrie droite et est tracée à la figure 7.2.7. La distribution est asymétrique à cause du fait que la variable "t" est au dénominateur du terme exponentiel.

C) Estimation des paramètres du modèle

La valeur de la vitesse moyenne de l'écoulement de la rivière (\bar{U}) peut être obtenue de façon classique; par ailleurs, une étude utilisant

un traceur ou un colorant est nécessaire pour estimer le coefficient " D_L ". Dans une telle étude, le colorant est injecté en amont et la distribution de la concentration en fonction du temps est observée à une station fixe en aval. On "linéarise" l'équation 7.2.19 par une transformation logarithmique:

$$\log Ct^{\frac{1}{2}} = \log \frac{M}{A(4\pi D_L)^{\frac{1}{2}}} - \frac{(X - \bar{\mu}t)^2}{4 D_L t} \log e \quad (7.2.20)$$

Si l'on trace " $\log Ct^{\frac{1}{2}}$ " par rapport à $\frac{(X - \bar{\mu}t)^2}{t}$ pour une série de données prises à une station fixe, on doit obtenir une ligne droite dont la pente est égale à " $\log (e/4D_L)$ ".

En théorie, du moins, le colorant ou le traceur doit être injecté dans la rivière de façon instantanée pour que le procédé décrit ci-dessus soit applicable. Même pour les rivières les plus petites, une décharge instantanée est impossible car le colorant est en général versé dans la rivière selon une source-ligne à partir d'un bateau traversant la rivière. Pour contourner ce problème, il existe diverses procédures; la plus simple consiste à déterminer la concentration du colorant à deux endroits et à noter les temps auxquels le maximum de concentration passe à chaque station. A ce moment-là, on utilise la relation suivante:

$$D_L = \frac{M^2}{4 A^2 (C_1^2 - C_2^2)} \left(\frac{t_2 - t_1}{t_2 \cdot t_1} \right) \quad (7.2.21)$$

où: C_1 = maximum de concentration à la section 1;

C_2 = maximum de concentration à la section 2;

t_1 = temps de passage du maximum à la section 1;

t_2 = temps de passage du maximum à la section 2.

Fisher (1969 et 1973) a proposé une méthode pour évaluer " D_L " qui est peut-être plus sûre que la méthode décrite ci-dessus. La méthode de

Fisher présente l'hypothèse que la région centrale de la distribution du colorant se déplace en correspondance exacte avec la vitesse moyenne de l'écoulement dans la rivière. Chaque étape de la procédure peut être décrite de la façon suivante:

- (i) établir deux sections de la rivière A et B à l'amont et à l'aval de la section à être évaluée;
- (ii) établir N points d'échantillonnage bien distribués dans chaque section;
- (iii) injecter le colorant assez loin en amont de façon à ce qu'il passe dans la section amont A sous une forme bien dispersée;
- (iv) prendre des échantillons pour chaque station à des intervalles de temps égaux $t_1, t_2 \dots t_m$; pendant que le colorant descend la rivière; les temps t_1 à t_m doivent couvrir le temps de passage complet du colorant.

Le temps moyen de passage \bar{t} à chaque section est donné par:

$$\bar{t} = \frac{\sum_{i=1}^m t_i \cdot \sum_{j=1}^N C_{ij}}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^N C_{ij}} \quad (7.2.22)$$

où C_{ij} est la concentration du colorant au point d'échantillonnage j à l'instant t_i .

Le temps de parcours équivaut alors à:

$$\Delta t = \bar{t}_B - \bar{t}_A \quad (7.2.23)$$

Une relation peut aussi être obtenue par le coefficient " D_L ";

$$D_L = \frac{1}{2} \bar{\mu} \frac{\sigma_B^2 - \sigma_A^2}{\bar{t}_B - \bar{t}_A} \quad (7.2.24)$$

où " σ_A^2 " et " σ_B^2 " sont les variances des courbes de temps de concentration aux stations la plus en amont et la plus en aval respectivement. Un exemple de cette méthode est donné à la figure 7.2.8 et montre le genre de résultats que l'on peut obtenir.

D) Inconvénients du modèle de mélange unidimensionnel

Comme cela a été montré par Thackston et Krenkel (1967), les méthodes pré-décrites pour estimer le coefficient " D_L " ne peuvent produire les "meilleures" valeurs de " D_L " et " $\bar{\mu}$ " parce que ces deux valeurs sont influencées à un degré plus ou moins grand par la différence entre les données observées et le modèle unidimensionnel (les courbes observées pour les concentrations de colorant présentent en général de longues queues vers la droite). Ils ont proposé une méthode des moindres carrés nonlinéaires pour estimer " $\bar{\mu}$ " et " D_L " en utilisant l'algorithme Marquardt. Ce programme accepte comme entrée n'importe quel modèle mathématique dans lequel une variable dépendante peut être exprimée comme une fonction d'un certain nombre de variables indépendantes et d'un nombre arbitraire de paramètres. Il calcule les estimations des paramètres en ajustant les données par la méthode des moindres carrés.

Un autre désavantage du modèle uni-dimensionnel se trouve dans son incapacité de prendre en considération les zones mortes (les zones d'eaux plus ou moins stagnantes le long des berges de la rivière et à proximité du fond) causées par les méandres, les débris et les autres obstructions.

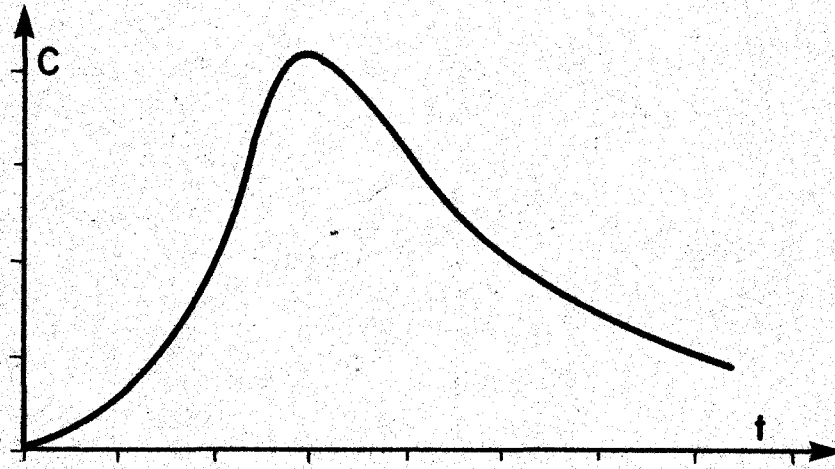


FIG. 7.2.7. Forme graphique de la solution de l'équation 7.2.19.

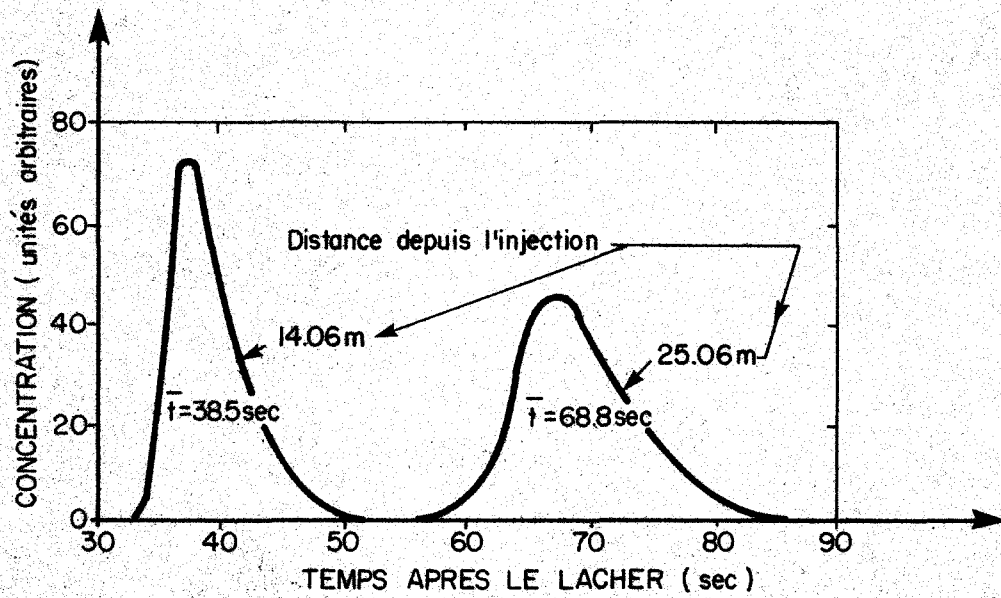


FIG. 7.2.8. Concentrations du traceur en fonction du temps à 2 sections

E) Modèle dit de zone morte.

Hays et Krenkel (1968) ont formulé un modèle de mélanges qui prend les zones mortes en considération. L'examen visuel du comportement des colorants dans une rivière naturelle indique que le colorant peut être piégé dans certaines zones où il n'y a pas ou que peu d'écoulement sur les bords de la rivière. Ces zones conservent une partie du colorant jusqu'à ce que l'essentiel ait été convoyé par la rivière; elles le relâchent par la suite graduellement dans le courant principal. C'est la raison pour laquelle une longue queue de colorant se produit après le passage de l'écoulement principal du colorant par toutes les sections de la rivière. Le modèle de zone morte a été obtenu en divisant la rivière en deux sections géométriques distinctes, c'est-à-dire l'écoulement principal d'une part et la zone morte d'autre part. A l'intérieur de l'écoulement principal, les mécanismes de transport dominants sont la turbulence longitudinale et latérale et on pourrait décrire convenablement ces phénomènes par le modèle unidimensionnel précédent, représenté par l'équation 7.2.18. Dans la zone morte, la vitesse longitudinale est censée être négligeable par rapport à celle du courant principal. Une représentation schématique de la relation entre le courant principal et la zone morte est montrée à la figure 7.2.9.

Ecrivons l'équation de continuité pour un élément ΔX :

A_a = la surface de la section de l'écoulement principal (L^2)

C_a = la concentration moyenne dans l'écoulement principal (M/L^3)

P = la surface mouillée de contact entre les deux zones (L^2)

C_d = la concentration moyenne dans la zone morte (M/L^3)

N_d = l'accroissement de débit spécifique provenant de la zone morte vers l'écoulement principal (M/L^3t)

on obtiendra alors la relation suivante:

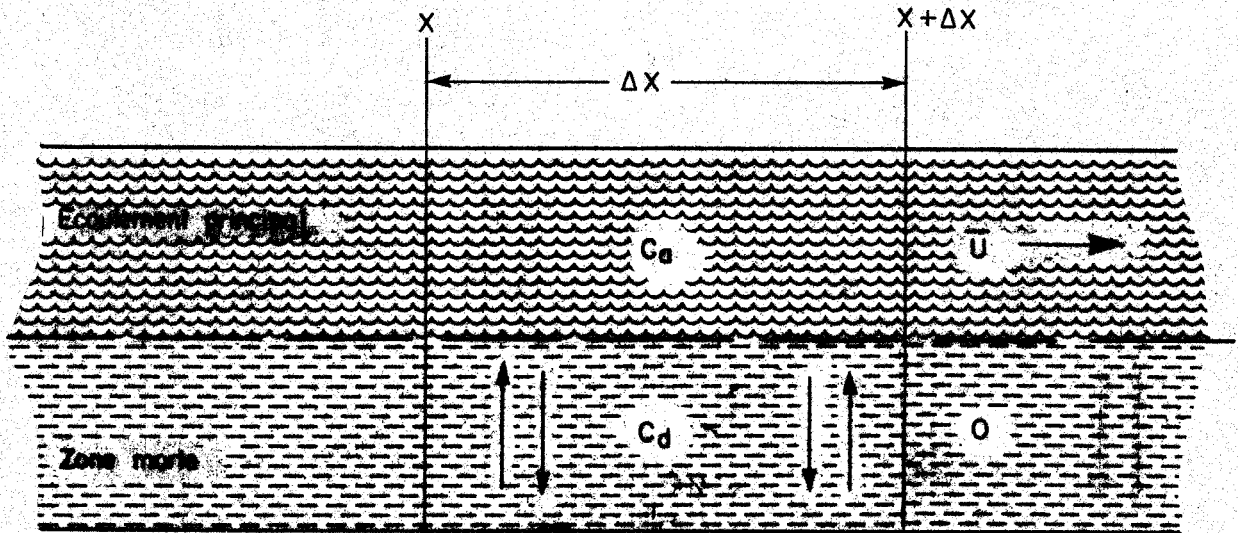


FIG. 7.2.9 . Écoulement principal et zone morte en rivière .

$$\frac{\partial C_a}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C_a}{\partial x^2} - \bar{\mu} \frac{\partial C_a}{\partial x} + \frac{P}{A_a} N_d \quad (7.2.25)$$

Si, en plus de cela, on pose l'hypothèse que la zone morte est homogène, c'est-à-dire complètement mélangée, et que le transfert de masse entre l'écoulement principal et la zone morte est proportionnel à la différence des concentrations dans ces zones, on précise alors que:

$$N_d = K (C_d - C_a) \quad (7.2.26)$$

où K = coefficient de transfert de masse (1/t)

L'équation 7.2.26 donne:

$$\frac{\partial C_a}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C_a}{\partial x^2} - \bar{\mu} \frac{\partial C_a}{\partial x} + \frac{KP}{A_a} (C_d - C_a) \quad (7.2.27)$$

et

$$\frac{\partial C_d}{\partial t} = K \frac{P}{A_a} (C_a - C_d) \quad (7.2.28)$$

Si K_a = le rapport entre la surface mouillée entre les zones au volume de l'écoulement principal, et

K_d = rapport entre la surface mouillée entre les deux zones au volume de la zone morte,

les équations 7.2.27 et 7.2.28 deviennent:

$$\frac{\partial C_a}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C_a}{\partial x^2} - \bar{\mu} \frac{\partial C_a}{\partial x} + K_a (C_d - C_a) \quad (7.2.29)$$

et

$$\frac{\partial C_d}{\partial t} = K_d (C_a - C_d) \quad (7.2.30)$$

Maintenant, si l'on suppose que, à $x = 0$, une quantité M de colorant est injectée dans le courant principal, les conditions initiales et les conditions aux limites sont les suivantes:

Conditions initiales: $t=0$, $C_a(x,0) = \frac{M}{A_a} \delta(x)$ et $C_d(x,0) = 0$

Les conditions aux limites, $x = \infty$, $C_a(x,t) =$ une quantité finie $\delta(x) =$ soit une fonction de Diract ou une fonction delta.

Les équations 7.2.29 et 7.2.30 peuvent se résoudre de différentes façons (i) en prenant les transformées de Laplace, (ii) en prenant des valeurs très approximatives des paramètres, (iii) en modifiant simultanément les données observées et celles du modèle par la transformation de Fourier et (iv) en estimant les paramètres du modèle statistiquement par l'application de l'algorithme de Marquardt. Hays et Krenkel (1968) et Thackston et Schnelle (1970) ont décrit la méthode précédente avec plus de détails.

7.3 MODELES D'OXYGENE DISSOUS POUR LES RIVIERES

Durant les cinquante dernières années, les ingénieurs ont été intéressés à évaluer la capacité d'assimilation des charges organiques dans les rivières. En d'autres mots, ils cherchaient à déterminer la quantité de charges organiques qui pouvaient être traitées dans une rivière par les processus naturels d'oxydation biologique et de réaération sans donner lieu à des conditions préjudiciables (c'est-à-dire zone de décomposition active).

En conséquence, l'oxygène dissous (OD) est devenu l'indicateur le plus utilisé de la qualité des eaux d'une rivière et les modèles d'oxygène dissous ont servi comme base de gestion de nombreuses rivières. Le choix de l'oxygène dissous comme principal indicateur de la qualité de l'eau a été imposé surtout par défaut car c'est l'un des rares paramètres significatifs de qualité de l'eau

que l'on puisse "monitorer" avec une précision raisonnable sur une base régulière. A cela, s'ajoute le fait que la plupart des processus biologiques importants dans une rivière sont dépendants de l'oxygène. Dans les paragraphes suivants, différents types de modèles d'oxygène dissous seront discutés en détail; toutefois, avant d'aborder ces modèles, étudions le bilan des matières.

7.3.1 Oxygène dissous en rivière

Lorsqu'une rivière est sujette à un apport important en matière organique, le processus d'auto-épuration bactérien donne lieu à des zones qui se distinguent par leurs caractéristiques physico-chimiques et biologiques. La figure 7.3.1 montre les changements subis de l'amont vers l'aval dans la concentration en oxygène dissous et dans la demande biologique en oxygène (DBO) et elle identifie les zones correspondantes.

Il n'existe pas de définition précise permettant d'établir des frontières rigides entre les différentes zones; toutefois, chacune d'entre elles est caractérisée par un type de métabolisme de la rivière à cet endroit. La zone I correspond à l'état de la rivière avant l'injection de la charge organique. Dans la zone II, l'oxygène dissous diminue tandis que la turbidité augmente avec la population bactérienne; de plus, il y a accroissement de la concentration d'ammoniaque et de gaz carbonique. Dans la zone III, la concentration en oxygène dissous peut s'approcher de zéro et les produits caractéristiques de la décomposition anaérobie tels que le sulfure d'hydrogène (H_2S) et le méthane (CH_4) sont présents. La zone IV est caractérisée par un taux de réaération plus grand que le taux de décomposition: la concentration en oxygène dissous augmente progressivement. De plus dans cette zone, les concentrations d'ammoniaque et de nitrate s'élèvent tandis que la croissance bactérienne décroît. Cette disponibilité accrue en substances nutritives de base augmente la productivité primaire des eaux et favorise ainsi la croissance massive d'algues. La zone V est caractérisée par l'apparition d'un nouvel équilibre révélant une amélioration relative de la qualité des eaux: l'oxygène dissous est près de la saturation et la turbidité est plus faible.

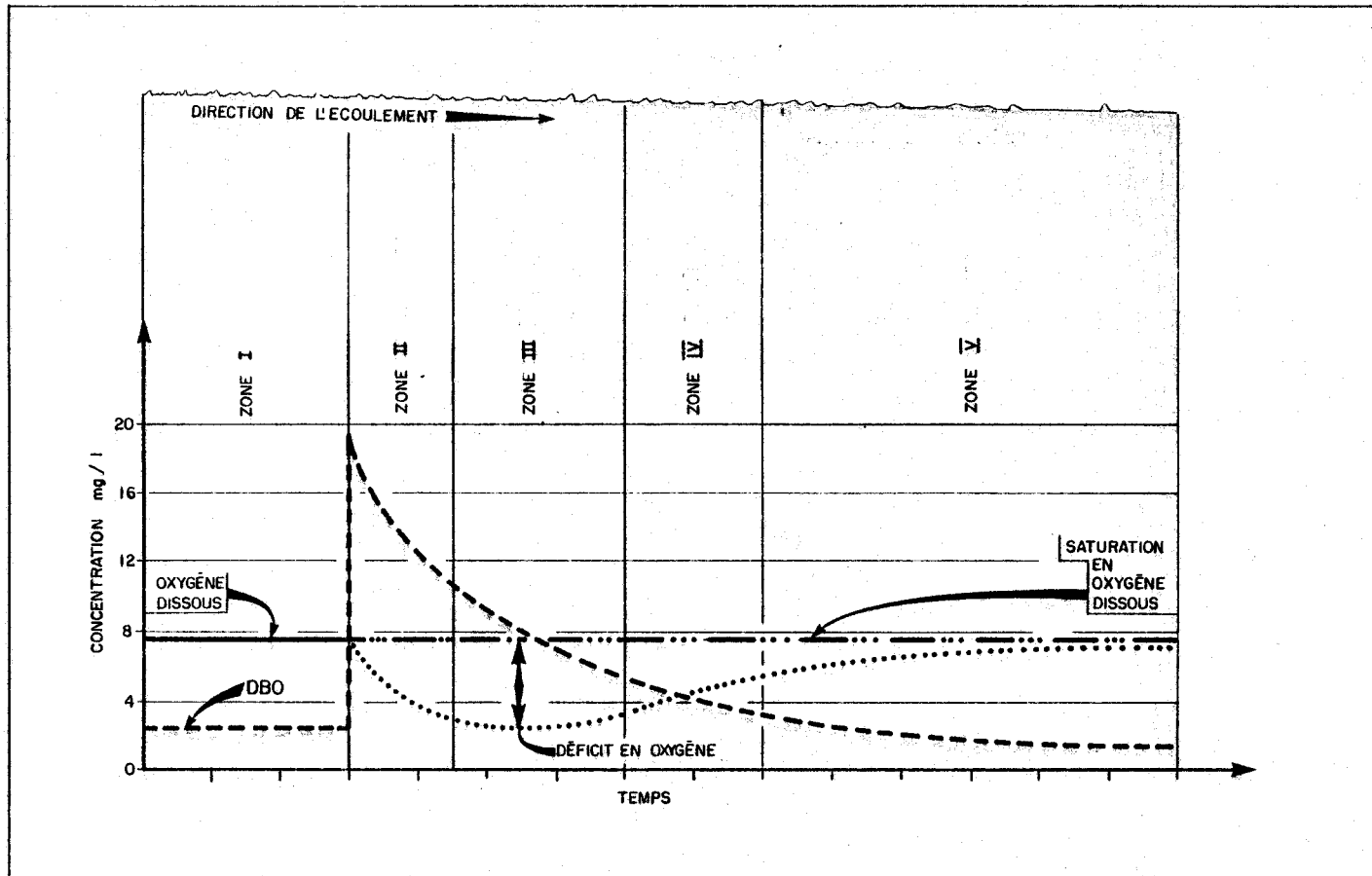


Fig . 7 . 3 . 1 . Influence d'un apport organique sur l'oxygène dissous et la demande biologique en oxygène d'une rivière .

A) L'oxygène dissous comme facteur intégrant

Les paramètres, tels que la DBO carbonée et la DBO azotée des apports organiques, la réaération physique du cours d'eau, la température de l'eau, la respiration des boues de fond et la photosynthèse ont une influence directe sur la teneur en oxygène dissous. Pour caractériser l'état d'un cours d'eau, on cherche à se restreindre à un seul paramètre. L'oxygène dissous semble satisfaisant: c'est ce paramètre qui est en pratique retenu et dont on formule l'évolution en fonction d'autres facteurs environnementaux.

L'interaction entre l'oxygène dissous et la demande biologique en oxygène est décrite graphiquement à la figure 7.3.2. Les variables de l'environnement les plus importantes dans ce système sont les caractéristiques hydrauliques et physiques de l'écoulement, le rayonnement solaire et la température de l'eau.

L'élaboration de modèles mathématiques décrivant le comportement de l'oxygène dissous en rivière a permis d'établir les facteurs environnementaux dominants qui contrôlent son évolution. Plusieurs modèles d'oxygène dissous ont été proposés: mentionnons notamment ceux de Streeter-Phelps (Danckwertz, 1951) et ceux de Dobbins-O'Connor (Dobbins, 1964). Ces modèles étant étudiés dans les sections 7.3.3 et 7.3.4 (voir plus loin), nous nous limiterons dans cette section, à passer en revue les principaux facteurs ayant une influence sur l'oxygène dissous.

En plus de la décomposition bactérienne et de la réaération naturelle, les processus suivants jouent un rôle dans la détermination du niveau d'oxygène dissous d'une rivière:

1. la diminution de la DBO de la rivière par sédimentation ou dégradation;
2. l'augmentation de la DBO le long de la rivière par la remise en circulation des dépôts de fond ou par la diffusion de produits organiques partiellement décomposés et associés aux sédiments;
3. la production d'oxygène par la photosynthèse;

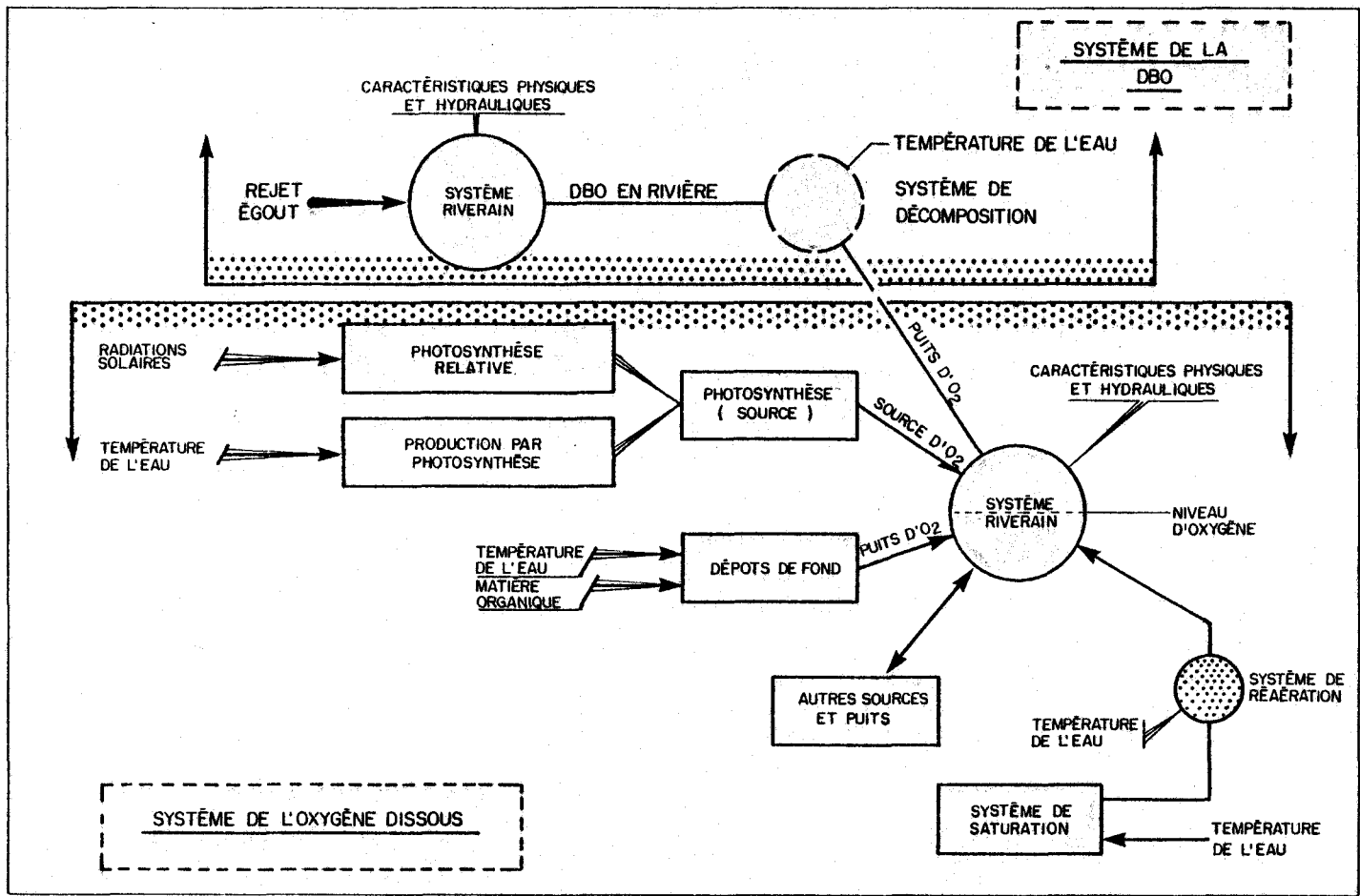


Fig. 7.3.2: Interaction entre les systèmes de l'oxygène dissous et de la DBO en rivière .

4. la consommation d'oxygène par la respiration des organismes aquatiques;
5. les changements dans la forme du lit qui altèrent la turbulence de surface et, par conséquent, les transferts d'oxygène à partir de l'atmosphère;
6. les fluctuations spatiales et temporelles de la vitesse d'écoulement et de la température;
7. l'augmentation de DBO sur un tronçon de la rivière due au ruissellement de l'eau de surface;
8. le déplacement de l'oxygène dissous dû à la présence de CO_2 , CH_4 et H_2S éventuellement dégagés par une décomposition aérobique ou anaérobique des dépôts de fond.

B) Réoxygénation physique naturelle d'un cours d'eau

Le processus de transfert de l'oxygène de l'air vers le milieu aqueux s'effectue en trois étapes: l'oxygène pénètre l'interface "air-eau", quitte ensuite celle-ci par diffusion moléculaire et se disperse enfin dans la masse d'eau par diffusion et convection.

La couche de liquide se trouvant à l'interface "gaz-liquide" solubilise l'oxygène jusqu'à saturation. Ce taux de transfert d'oxygène étant très rapide, cette étape ne contrôle pas le processus entier. Les molécules d'eau à l'interface orientent leur pôle négatif vers la phase gazeuse; l'épaisseur de cette couche interfaciale "gaz-liquide" est estimée comme étant équivalente à trois molécules d'eau (fig. 7.3.3).

Puis, l'oxygène contenu dans l'interface "gaz-liquide" passe au sein du liquide par diffusion moléculaire. Cette étape contrôle l'absorption d'oxygène lorsque l'écoulement est laminaire et lorsque l'agitation est faible. Quand l'agitation au sein du liquide est plus turbulente, le film interfacial "gaz-liquide" est constamment renouvelé et c'est le taux de restructuration de ce film qui contrôle l'absorption de l'oxygène.

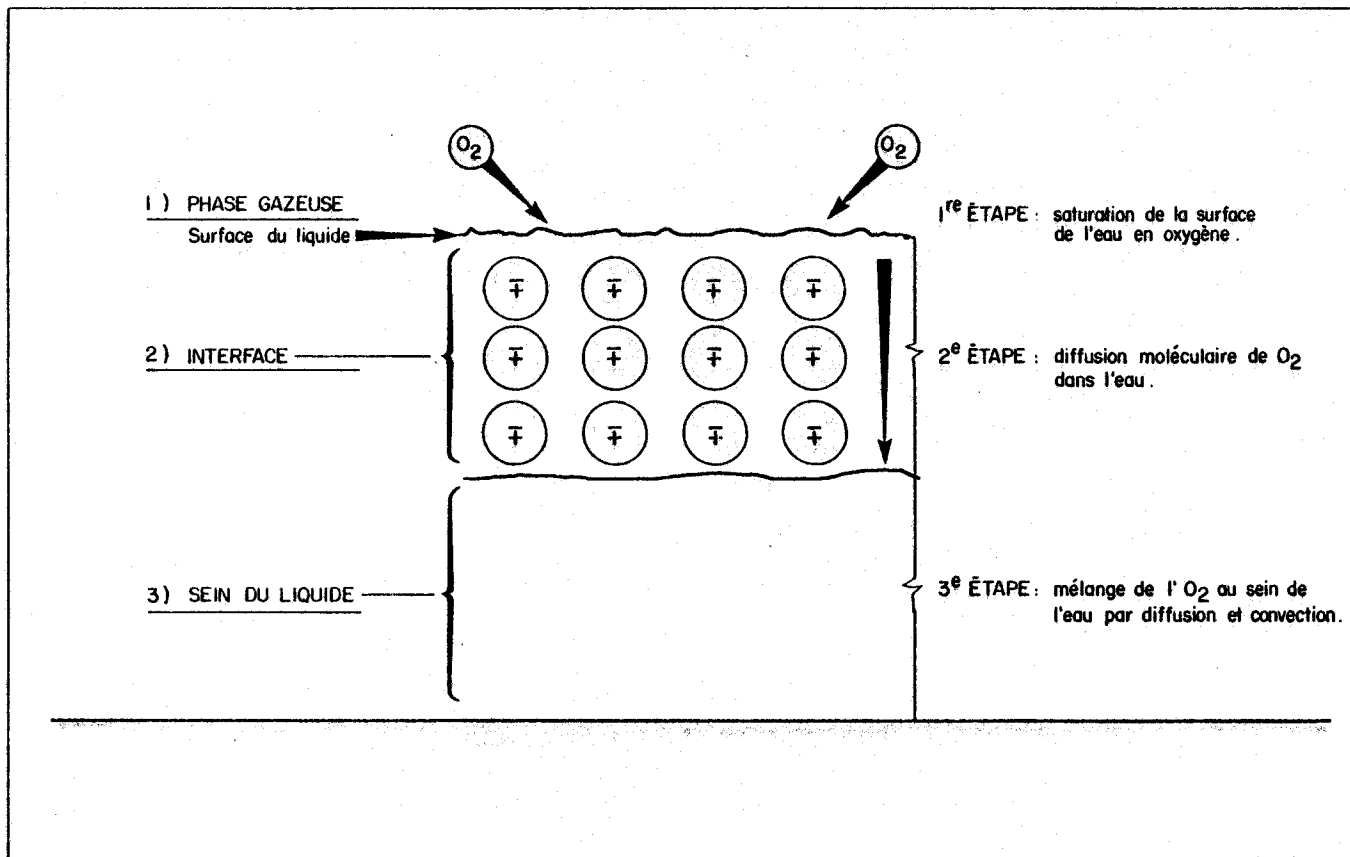


Fig. 7.3.3. Processus de réaération physique.

Enfin, l'oxygène est mélangé au sein du liquide par diffusion et convection.

Ces trois étapes peuvent être représentées mathématiquement par l'expression suivante:

$$\frac{dC}{dt} = K (C_s - C) \quad (7.3.1)$$

où: C désigne la concentration en oxygène dissous en mg/l à l'instant considéré;

C_s la concentration en oxygène dissous à saturation en mg/l à la température du cours d'eau;

K est le coefficient de transfert d'oxygène (degré^{-1}).

Une étude de corrélation (O'Connor et Ditoro, 1968) a montré que:

$$K = 5.026 V^{0.969} H^{-1.673} \quad (7.3.2)$$

V: la vitesse moyenne d'écoulement de l'eau en pied/sec.

H: la profondeur moyenne en pieds.

C) L'action de la photosynthèse sur l'oxygène dissous

Dans les cours d'eau où il y a abondance de plantes ou de plancton, la production d'oxygène par photosynthèse lors des journées ensoleillées est parfois si importante que les concentrations en oxygène peuvent atteindre le double ou le triple de la saturation. Par contre, les jours où le ciel est très couvert, la consommation d'oxygène par respiration est supérieure à la production par photosynthèse; dans ces conditions, les végétaux participent au déficit en oxygène susceptible de se reproduire quand l'écoulement est lent et peu turbulent.

Il est évident que le cycle journalier de la photosynthèse produit des fluctuations périodiques de la concentration en oxygène dissous. Une représentation caractéristique de ce phénomène est donnée par Dobbins (1964) et est reproduite à la figure 7.3.4. Il est bon de noter que le maximum de

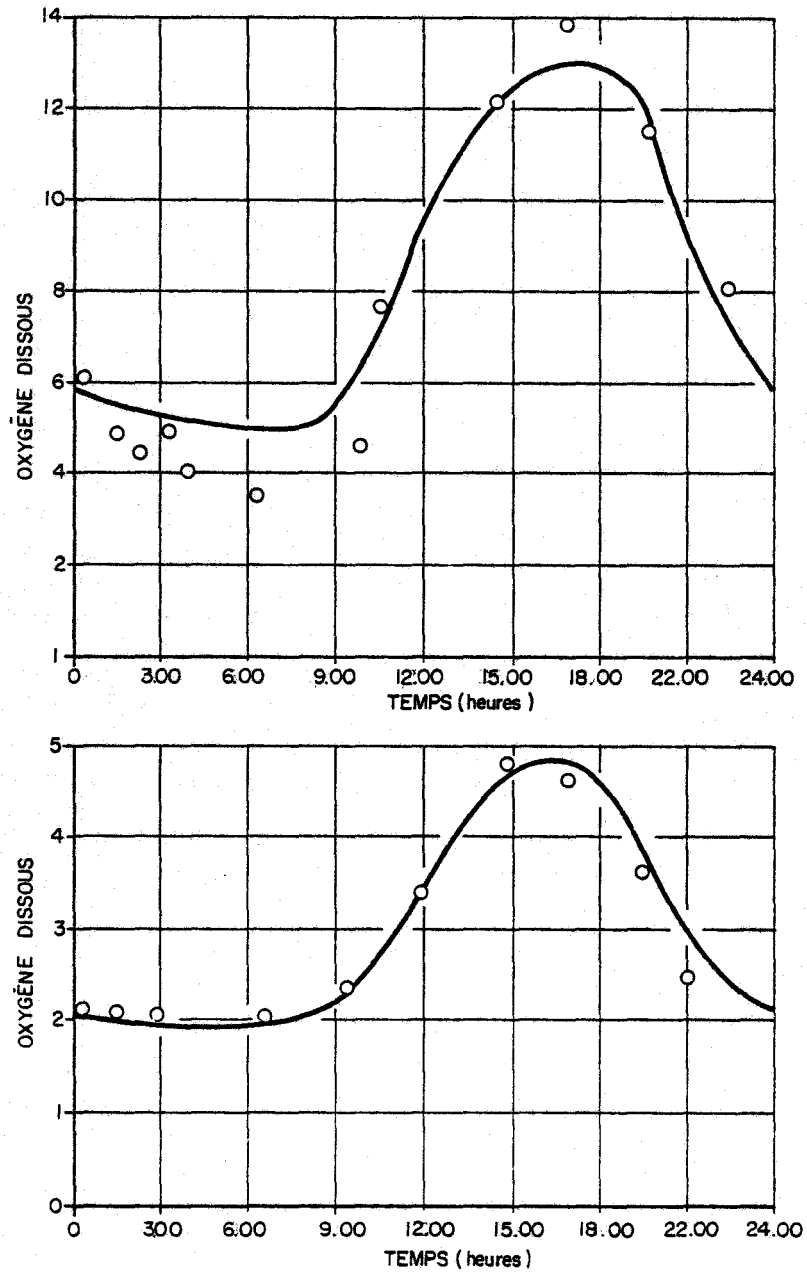


Fig. 7.3.4. Deux exemples types de variations diurnes de l'oxygène dissous en rivière (d'après Dobbins, 1964).

concentration est atteint à la fin de la période d'ensoleillement et, que le minimum se situe vers la fin de la période d'obscurité.

D) Respiration par les boues de fond

Dès que la vitesse d'un cours d'eau important est inférieure à 10 cm/sec (Owens *et al.*, 1964), il y a sédimentation; l'effet de ces dépôts sur l'oxygène dissous est plus important si on se trouve en présence de substances organiques. Dans certaines rivières ayant une abondance de dépôts organiques, on a observé que leur demande en oxygène dissous pouvait atteindre 50% de la DBO totale.

Afin d'évaluer l'ordre de grandeur de la respiration des boues de fond, certains auteurs ont étudié l'évolution de la DBO ultime le long d'un cours d'eau (figure 7.3.5). Si on se déplace avec la masse d'eau, on observe au début que la diminution de la DBO de l'eau est due à la superposition de deux phénomènes: 1. la dégradation de la matière organique avec consommation équivalente en oxygène dissous; 2. la déposition des sédiments organiques et la diminution de la DBO dans la masse d'eau qui s'écoule.

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

La consommation d'oxygène par des dépôts ayant une teneur élevée en matière organique est néanmoins plus faible que si des masses équivalentes de matière organique se retrouvaient dans la masse d'eau; la consommation de tels dépôts varie de 2 à 5 g/m² jour tandis que le taux d'oxygénation physique est de l'ordre de 3 g/m² pour un cours d'eau de 2 m. de profondeur avec une vitesse d'écoulement de 10 cm/sec.

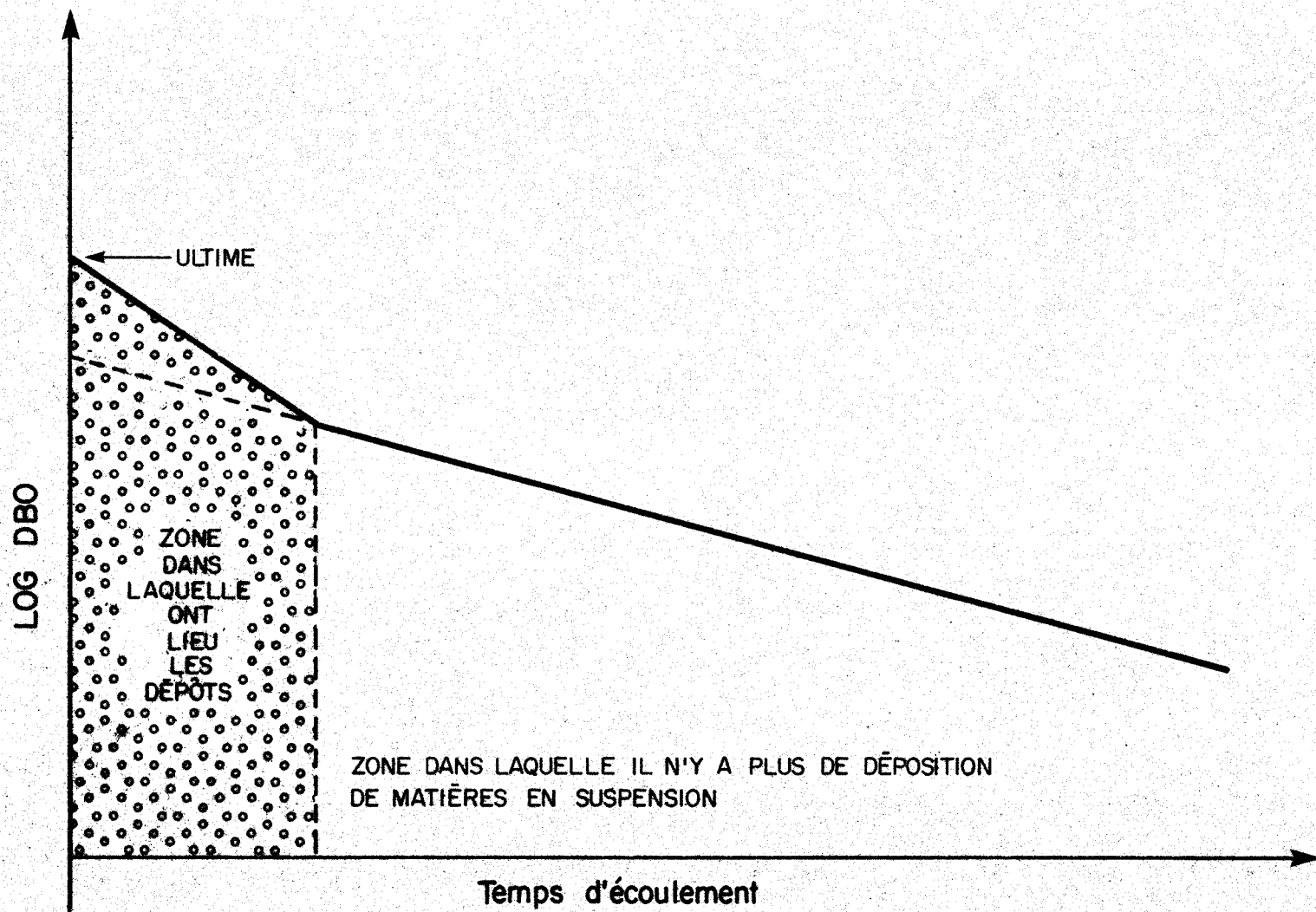


Fig.7.3.5. Évolution de la DBO ultime le long d'un cours d'eau.

7.3.2 Bilan des matières

Plusieurs facteurs influencent directement la teneur en oxygène dissous dans un tronçon de cours d'eau:

(1) Ce qui entre:

- par convection: $C_0 Q$

où C_0 = concentration de O_2 en mg/l à l'entrée en mg/l;

- par absorption à la surface ou par réaération locale

$$K_2 (C_s - C_f) V$$

où:

K_2 = coefficient de réaération naturelle en sec^{-1} ;

C_s = concentration de saturation de O_2 en mg/l pour la température donnée;

C_f = concentration de O_2 en mg/l à la sortie: ce terme est égal à la concentration dans le tronçon lorsqu'il y a un brassage adéquat;

V = volume du tronçon en litres.

- par photosynthèse: $\frac{P_m T}{H} f(t) V$

où:

P_m = production maximale d'oxygène en mg/l/sec par photosynthèse;

T_A = taux d'occupation des algues de fond;

H = profondeur en cm;

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

(2) Ce qui sort:

- par convention: $C_f Q$

où C_f = concentration de O_2 en mg/l à la sortie

(3) Disparition par réaction:

- pour la respiration des algues et des plantes: $\frac{K_A T_A}{H} V$

où K_A = vitesse de respiration des algues de fond en sec^{-1}

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

où K_B = vitesse de respiration des boues de fond en sec^{-1}

T_B = taux d'occupation des boues de fond

- consommation de la DBO azotée: $K_N L_{fN} V$

où K_N = coefficient de consommation d'oxygène due à la DBO azotée en sec^{-1}

L_{fN} = DBO azotée à la sortie du tronçon en mg/litre

- consommation de la DBO carbonnée: $K_C L_{fC} V$

où K_C = coefficient de consommation d'oxygène due à la DBO carbonnée en sec^{-1}

L_{fC} = DBO carbonnée à la sortie du tronçon en mg/litre

En se référant à l'expression (7.2.1), l'équation générale du bilan de l'oxygène dissous peut s'écrire:

$$QC_0 + VK_2(C_s - C_f) + \frac{P_m T_A}{H} f(t) - V \left[\frac{K_A T_A}{H} + \frac{K_B T_B}{H} + K_N L_{fN} + K_C L_{fC} \right] C_f = 0 \quad (7.3.3)$$

La concentration en oxygène dissous à la sortie du tronçon s'obtient à partir de 7.3.3.

$$C_f = C_0 - \frac{V}{Q} \left[\frac{K_A T_A}{H} + \frac{K_B T_B}{H} + K_N L_{fN} + K_C L_{fC} - K_2(C_s - C_f) - \frac{P_m T_A}{H} f(t) \right] \quad (7.3.4)$$

Il faudrait de plus tenir compte de la redistribution continue de la DBO et de l'oxygène dissous selon les turbulences locales, de l'effet de la nitrification de la matière organique sur la DBO et des variations diurnes de la DBO, de l'oxygène dissous, de la température, du débit, etc...

Un changement important dans le taux de transfert d'un de ces paramètres nous oblige à limiter l'application du modèle à une zone située en amont de ce changement et à modifier un ou plusieurs paramètres pour l'étude subséquente d'une section située en aval. C'est le principe du tronçonnement dans lequel les conditions finales d'un tronçon deviennent les conditions initiales du suivant.

7.3.3 Modèle de Streeter-Phelps

Les équations classiques de Streeter-Phelps ont été largement utilisées (soit dans leur version originale, soit sous des formes modifiées) pour prédire la réponse d'une rivière à des charges organiques. Les équations de base de ce modèle simple sont données par:

$$L_B = L_0 e^{-K_1 t} \quad (7.3.5)$$

et

$$D = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 e^{-K_2 t} \quad (7.3.6)$$

où L_B = DBO (demande biologique en oxygène) au temps t en mg/litre

L_0 = DBO initiale au temps $t = 0$ en mg/l

D = déficit par rapport à la saturation en OD (oxygène dissous) au temps t en mg/litre

t = temps en sec

K_1 = constante de gradient DBO en sec^{-1}

K_2 = constante de gradient de réaération en sec^{-1}

D_0 = déficit par rapport à la saturation en OD (oxygène dissous) au temps $t = 0$ en mg/l

Ces relations sont particulièrement simples et supposent que la charge est décomposée par des processus aérobiques d'origine bactérienne dans la rivière, ce qui exerce une demande en oxygène qui doit être satisfaite en totalité par la réaération naturelle de la rivière. Les grandeurs relatives des forces de désoxygénation et de réaération déterminent la nature du profil en oxygène dissous: une courbe typique d'oxygène dissous est représentée à la figure 7.3.6 et montre l'interaction de ces deux forces.

Deux points de cette courbe ont une signification particulière:

- (1) le déficit critique " D_c "
- (2) le déficit à l'inflection " D_i ".

Les temps (ou les distances) correspondant à ces deux points sont notés " t_c " et " t_i " respectivement et peuvent être obtenus directement

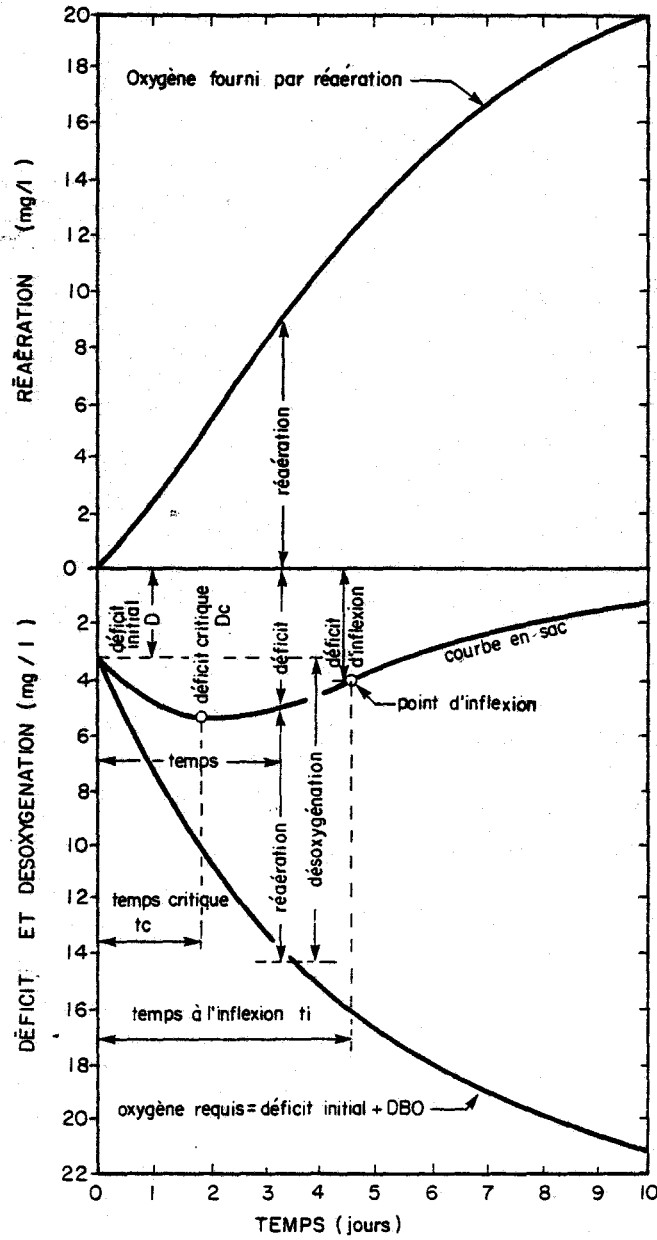


FIG. 7.3.6 . Composantes de la courbe en sag de STREETER-PHELPS.

de l'équation 7.3.4. En effet, on dérive cette équation par rapport au temps et si on annule le résultat avec la condition que $\frac{\partial^2 D}{\partial t^2} < 0$, on obtient:

$$t_c = \frac{1}{K_1(f-1)} \ln \left[f - 1 - (f-1) \frac{D_0}{L_0} \right] \quad (7.3.7)$$

où t_c est le temps auquel se produit le déficit critique et f est un facteur d'auto-épuration qui correspond au rapport K_2/K_1 . Les valeurs numériques de f peuvent varier de 0.5 pour un étang ou une eau stagnante jusqu'à un maximum de 5 pour des torrents très turbulents. Le point d'inflexion se produit quand la réaération dépasse la désoxygénation et quand le taux de récupération est maximum. Si la dérivée seconde de l'équation 7.3.4 est amenée à zéro et résolue pour "t", on obtient la solution suivante:

$$t_i = \frac{1}{K_1(f-1)} \ln \left[f^2 - 1 - (f-1) \frac{D_0}{L_0} \right] \quad (7.3.8)$$

Les valeurs de " D_c " et " D_i " peuvent être obtenues en introduisant successivement " t_c " et " t_i " dans l'équation 7.3.6.

Comme cela a été énoncé plus tôt, on considère dans le modèle de Streeter-Phelps que deux processus seulement contrôlent le niveau d'oxygène dissous dans une rivière, c'est-à-dire:

- (1) l'utilisation bactérienne de l'oxygène dans la décomposition des corps organiques;
- (2) la réaération naturelle.

De nombreux autres facteurs influencent le niveau d'oxygène dissous dans une rivière et, à cause de ces facteurs, le modèle de Streeter-Phelps ne peut être utilisé, dans le meilleur des cas, que pour des estimations préliminaires de la réponse d'une rivière à des charges organiques. Mal-

gré cela, ce modèle, avec l'addition d'un terme d'erreur, a connu de très vastes applications comme base de modèles de gestion de la qualité de l'eau.

7.3.4 Modèles de Dobbins-O'Connor

Une des premières tentatives réelles pour obtenir un modèle plus précis d'oxygène dissous et de demande biologique en oxygène (OD-DBO) a été faite en 1964 par Dobbins. Il a formulé un modèle relativement simple qui tient compte des principaux apports en oxygène dissous et des principales sources de consommation. Pour que le système puisse être résolu, il a fait les hypothèses suivantes (certaines sont valides, d'autres le sont moins):

- (i) l'écoulement est permanent et uniforme;
- (ii) les évolutions de l'oxygène dissous et de la demande biologique en oxygène sont permanentes, c'est-à-dire:

$$\frac{\partial O_2}{\partial t} \text{ et } \frac{\partial DBO}{\partial t} = 0 \text{ pour n'importe quelle section de la rivière}$$

- (iii) la diminution de la demande biologique en oxygène par l'oxydation bactérienne peut être considérée comme une réaction cinétique de premier ordre;
- (iv) la diminution de la demande biologique en oxygène par sédimentation et absorption est une réaction du premier ordre;
- (v) la diminution de l'oxygène dissous par des processus aérobiques dans les dépôts de fond et par la respiration des plantes, l'addition d'oxygène dissous par photosynthèse et l'addition de demande biologique en oxygène par les dépôts de fond et les écoulements locaux peuvent être considérés comme uniformes le long d'un tronçon donné de la rivière;
- (vi) la demande biologique en oxygène et l'oxygène dissous sont uniformément distribués à travers chaque section de la rivière de façon à ce qu'un modèle de mélange unidimensionnel puisse être appliqué.

Après avoir adopté l'hypothèse d'un mélange unidimensionnel, les sources et les puits d'oxygène dissous peuvent être directement incorporés au modèle. On obtient alors les équations suivantes pour le système de la demande biologique en oxygène et de l'oxygène dissous:

$$\frac{dL}{dt} = D_L \frac{d^2 L_B}{dx^2} - \bar{\mu} \frac{dL_B}{dx} - (K_1 + K_3) L_B + L_a \quad (7.3.9)$$

et

$$\frac{dC}{dt} = D_L \frac{d^2 D}{dx^2} + \bar{\mu} \frac{dC}{dx} - K_2 (C_s - C) - K_1 L_B - D_B \quad (7.3.10)$$

où L_B = concentration de la demande biologique en oxygène en mg/l

D_L = coefficient de dispersion longitudinale en cm^2/sec

x = distance longitudinale le long de la rivière en cm

$\bar{\mu}$ = vitesse moyenne de l'écoulement en cm/sec

K_3 = coefficient de disparition de la DBO par sédimentation ou adsorption en sec^{-1}

L_a = taux d'addition de la DBO le long d'un tronçon de rivière en mg/l/sec

K_1 = coefficient de diminution de la DBO par l'oxydation bactérienne en sec^{-1}

C = concentration d'oxygène dissous en mg/l

t = temps en sec

K_2 = coefficient de réaération en sec^{-1}

C_s = concentration de saturation pour l'oxygène dissous en mg/l

D_B = taux net de diminution de l'oxygène dissous par les dépôts de fond, les algues et les plantes; il peut être positif ou négatif selon la grandeur relative de ces trois termes

Ces équations pour les profils de la DBO et de l'OD peuvent être résolues une fois que les conditions aux limites et les conditions initiales ont été établies en utilisant l'hypothèse du régime permanent

($\frac{dL}{dt} = 0$) et ($\frac{dC}{dt} = 0$). En ce qui concerne l'équation 7.3.9, les conditions aux limites sont $L_B = L_0$ (L_0 = concentration de DBO à partir d'une source de pollution mélangée avec l'écoulement au point de rejet) à $X = 0$.

Quand $X \rightarrow \infty$, un équilibre doit exister entre le taux d'addition et les taux globaux de retrait de la DBO; à cause de cela, on a $(K_1 - K_3) L = L_a$ et la solution de l'équation 7.3.9, c'est-à-dire le profil de la DBO, devient:

$$L_B = L_0 e^{mx} + \frac{L_a}{K_1 - K_3} (1 - e^{mx}) \quad (7.3.11)$$

où

$$m = \frac{\mu^2 - 4(K_1 + K_3)D_L}{2D_L}$$

Il faut noter que "m" se présente sous la forme de l'une des racines d'une équation du second degré.

Pour l'équation 7.3.10, on utilise en général les conditions aux limites suivantes:

$$C = C_0 \text{ à } x = 0$$

L est donné par l'équation 7.3.11.

Quand $x \rightarrow \infty$, un équilibre doit exister entre le taux d'addition de l'oxygène dissous par réaération et photosynthèse et le taux net de diminution par oxydation et demande des dépôts de fond, c'est-à-dire que l'on a:

$$K_2 (C_s - C) = \frac{K_1 L_a}{K_1 + K_3} + D_B$$

La solution devient alors:

$$D = \frac{K_1 \left(L_0 \frac{L_a}{K_1 + K_3} \right) (e^{mx} - e^{rx})}{K_2 - (K_1 + K_3)} + D_0 e^{rx} + \frac{D_B}{K_2} + \frac{K_1 L_a}{K_2 (K_1 + K_3)} (1 - e^{rx}) \quad (7.3.12)$$

$$\text{où } D = (C_s - C) \quad \text{et} \quad r = \frac{\bar{\mu} - \bar{\mu}^2 + dK_2 D_L}{2 D_L}$$

Une vérification rapide montrerait que les équations 7.3.11 et 7.3.12 se ramènent aux équations 7.3.5 et 7.3.6 du modèle de Streeter-Phelps quand on rend les effets de la dispersion longitudinale négligeables. Dans ce cas, les coefficients L_a , K_3 et D_B sont supposés égaux à 0.

Par la suite, Dobbins (1964) et d'autres auteurs ont étudié les réponses des équations 7.3.9 et 7.3.10 à des changements du coefficient de dispersion longitudinale D_L et ont conclu que, pour la plupart des systèmes d'eau courante, l'effet de la turbulence sur le système DBO-OD est négligeable. A partir de cette hypothèse, O'Connor et Ditoro (1970) ont proposé le modèle suivant:

$$\frac{\partial D}{\partial t} = -\frac{Q}{A} \frac{\partial D}{\partial x} - K_2 D + K_C L(x) + K_N N(x) + S_m - P(t) + R \quad (7.3.13)$$

où

D = déficit de la concentration en oxygène dissous en mg/l

Q = débit volumétrique de la rivière en cm^3/sec

K_2 = coefficient de réaération en sec^{-1}

K_C = coefficient de consommation d'oxygène due à la DBO carbonnée en sec^{-1}

K_N = coefficient de consommation d'oxygène due à la DBO azotée en sec^{-1}

$L(x)$ = concentration de la DBO carbonnée en mg/l

$N(x)$ = concentration de la DBO azotée en mg/l

S_m = demande en oxygène des dépôts de fond (constante) en mg/m^2

$P(t)$ = source en oxygène dissous due à la photosynthèse en mg/l/sec

R = demande en oxygène due à la respiration des algues en mg/l/sec

Pour une condition initiale $D(x,0) = 0$ pour $x > 0$ aux limites arbitraires $D_0(t)$, l'équation 7.3.13 donne:

$$\begin{aligned}
 D(x,t) = & D_0 \left(t - \frac{x}{\bar{u}} \right) e^{-K_2 (x/\bar{u})} && \left. \begin{array}{l} \text{décroissance du} \\ \text{déficit initial} \end{array} \right\} \\
 & + \frac{K_d L_0}{K_2 - K_d} \left[e^{-K_c (x/\bar{u})} - e^{-K_2 (x/\bar{u})} \right] && \left. \begin{array}{l} \text{satisfaction de la} \\ \text{DBO pour les éléments} \\ \text{carbonés} \end{array} \right\} \\
 & + \frac{K_n N_0}{K_2 - K_N} \left[e^{-K_N (x/\bar{u})} - e^{-K_2 (x/\bar{u})} \right] && \left. \begin{array}{l} \text{satisfaction de la} \\ \text{DBO pour les éléments} \\ \text{nitrés} \end{array} \right\} \\
 & + \frac{S}{K_2} \left[1 - e^{-K_2 (x/\bar{u})} \right] && \left. \begin{array}{l} \text{satisfaction de la} \\ \text{demande en oxygène des} \\ \text{dépôts de fond} \end{array} \right\} \\
 & + \left[R \left(1 - e^{-K_2 (x/\bar{u})} \right) \right] && \left. \begin{array}{l} \text{satisfaction des proces-} \\ \text{sus de respiration} \end{array} \right\} \\
 - P(t) = & P_m \sin \left[\pi/p (t - t_s) \right] \text{ pour } t_s \leq t \leq t_s + p \\
 - P(t) = & 0 \text{ pour } t_s + p \leq t \leq t_s + 1 && \left. \begin{array}{l} \text{contribution au processus} \\ \text{de photosynthèse} \end{array} \right\} \quad (7.3.14)
 \end{aligned}$$

avec P_m = production maximale d'oxygène par photosynthèse (M/L^3T) pour les algues en suspension et (M/L^2T) pour les algues de fond
 t_s = moment où l'activité de la source de lumière (T) débute
 p = fraction quotidienne d'activité de la source de lumière (T)

La contribution de la photosynthèse au bilan de l'oxygène dissous sera vue en détail dans la section 7.3.6D.

Ni les modèles de Dobbins (1964) ni ceux de O'Connor et Ditoro (1970) ne sont assez raffinés pour être utilisés comme la base de la gestion de la qualité de l'eau. En fait, la précision de ces modèles ne dépend pas seulement de leur degré de complexité mathématique mais aussi de la précision des différents paramètres introduits dans le modèle.

7.3.5 Modèle de Lefort

L'ensemble des paramètres importants dans l'étude de la qualité d'un cours d'eau est regroupé dans l'équation donnée par Lefort (1971).

$$\frac{dC}{dt} = K_c L_C - K_B \frac{T_B}{H} - K_A \frac{T_A}{H} - K_N N(x) + K_2 (C_s - C) - P_m \frac{T_A}{H} f(t) + \varepsilon \quad (7.3.15)$$

avec:

K_c = coefficient de consommation d' O_2 due à la DBO carbonnée en sec^{-1}

$L(x)$ = DBO carbonnée à l'instant "t" en mg/l

K_B = coefficient de respiration des boues de fond en sec^{-1}

T_B = taux d'occupation des boues de fond

H = profondeur en cm

K_A = coefficient de respiration des algues de fond en sec^{-1}

t = temps

T_A = taux d'occupation des algues de fond

K_2 = coefficient de réaération naturelle en sec^{-1}

- K_N = coefficient de consommation d'O₂ due à la DBO azotée en sec⁻¹
 $N(x)$ = concentration de la DBO azotée à l'instant "t" en mg/l
 C_s = concentration de saturation en O₂ de l'eau pour la température donnée en mg/l
 C = concentration actuelle d'O₂ en mg/l
 P_m = production maximum d'O₂ par photosynthèse, par m² d'algues de fond et par jour en mg/l/sec
 $f(t)$ = équation périodique décrivant le cycle normal d'ensoleillement.

Lefort ne donne aucune équation pour L mais, par un bilan semblable à celui de l'oxygène dissous, il précise que:

$$\frac{dL_B}{dt} = (K_1 + K_3) L_B + L_a \quad (7.3.16)$$

- avec K_1 = coefficient de consommation totale d'oxygène due à la DBO carbonnée et à la DBO azotée en sec⁻¹
 K_3 = coefficient de disparition par sédimentation et adsorption en sec⁻¹
 L_B = concentration de la DBO au temps "t" en mg/l
 L_a = taux d'addition de la DBO le long du cours d'eau (venant du fond et du ruissellement) en mg/l

L'effet de purge est négligé par Lefort.

D'autre part, une simplification s'impose puisqu'en régime stationnaire $\frac{dC}{dt} = \frac{dL_B}{dt} = 0$

Par contre, si on considère l'écoulement et une tranche mince du réacteur, nous devons ajouter les termes de convection, soit $\bar{u} AC_x$ entrant et $\bar{u} AC_{x+dx}$ sortant où \bar{u} est la vitesse moyenne d'écoulement selon x.

Puisque l'équation 7.3.15 est exprimée par unité de volume, en divisant les termes de convection par $A dx$, (le volume de la tranche), on a:

$$\frac{\bar{u}AC_x - \bar{u} AC_{x+dx}}{A dx} = - u \frac{dC}{dx} \quad (7.3.17)$$

avec \bar{u} : vitesse moyenne d'écoulement en cm/sec
 A : aire d'une coupe perpendiculaire à l'écoulement en cm^2
 C : concentration actuelle en O_2 en mg/l
 x : distance longitudinale dans le sens de l'écoulement en cm.

On doit ajouter ce terme du côté droit de l'équation 7.3.15. De la même façon, l'équation 7.3.16 est complétée par le terme $-\bar{u} \frac{dL_B}{dx}$

7.3.6 Explication et évaluation des constantes des modèles

A) Evaluation des constantes de désoxygénation

L'usage de la DBO comme indicateur de qualité peut être sévèrement critiqué et une méthode utilisant plutôt la DCO a été proposé par Gaudy (1972). Malgré la critique qu'en fait Gaudy, on utilise habituellement la relation du 1er ordre:

$$\frac{\partial L_c}{\partial t} = K_c L_c \quad (7.3.18)$$

L'équation intégrée nous donne:

$$L_c = L_o e^{-K_c t} \quad (7.3.19)$$

ou encore

$$\text{DBO}_t = (1 - 10^{9-Kt}) \quad (7.3.20)$$

avec

L_0 = concentration de la DBO au temps initial

DBO_t = quantité de pollution oxydée au temps "t" en mg/l

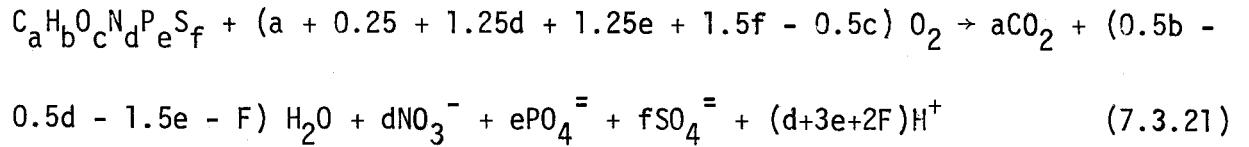
L_c = concentration de la DBO carbonnée en mg/l

L_t = DBO totale du premier palier ou DBO carbonnée totale de l'échantillon en mg/l

K = coefficient de consommation d'oxygène dû à la constante carbonnée et azotée en sec^{-1}

Comme " L_t " et " K " sont tous les deux inconnus, plusieurs méthodes ont été utilisées pour les déterminer simultanément à partir des résultats du test de la DBO. Parmi ces procédures, se trouve la méthode des moindres carrés de Reed et Thériault (1927) que l'on considère comme la plus précise. Il existe aussi diverses méthodes graphiques comme celle de la pente, utilisée par Thomas (1937). Toutes ces procédures donnent des résultats légèrement différents; pour cette raison, les valeurs obtenues pour " K_1 " fournissent des résultats variés selon la technique de calcul utilisée. De plus, les valeurs de " K_1 " changeraient selon le type de rejet dont il s'agit. En général, on peut s'attendre à ce que la valeur de K_1 (dans la base 10) soit normalement distribuée soit avec une valeur moyenne de 1075 jour^{-1} et une déviation standard de $.028 \text{ jour}^{-1}$. On a aussi observé des variations diurnes de " K_1 ". Il ressort donc que " K_1 " n'est pas une vraie constante et qu'il doit être déterminé pour chaque ensemble de conditions: rivière, type de rejet, intervalle de temps.

On peut voir sur la figure 7.3.7 que la courbe de la DBO monte rapidement vers le haut après six ou sept jours; cette demande accrue se rapporte à la demande en éléments nitrés et elle est causée par l'action des bactéries de nitrification comme les Nitrosomonas sp. les Nitrobacter sp. qui oxydent l'ammoniaque des rejets en des nitrites et des nitrates. Une équation générale décrivant l'oxydation d'un rejet peut être décrite de la façon suivante:



Il est évident, à partir de cette équation, que le rapport des éléments carbonés et nitrés dépend de la composition originale du rejet et de la disponibilité en oxygène.

Dans les rivières où des effluents ayant subi un traitement primaire sont déchargés avec un haut degré d'azote non oxydé, la DBO d'origine nitrée peut représenter un facteur hautement significatif. Les composants d'origine nitrée de la demande biologique en oxygène totale peuvent être déterminés par:

- (i) la suppression par le bleu de méthylène des bactéries de nitrification dans un échantillon pour obtenir la DBO carbonnée et l'absence de cette suppression dans un autre échantillon pour obtenir la DBO d'origine carbonnée plus la DBO d'origine nitrée;
- (ii) les mesures des concentrations en azote organique et en ammoniacque; à partir de ces résultats, on évalue la DBO d'origine nitrée.

Une fois que les valeurs expérimentales de " K_1 " ont été précisées, le coefficient " K_3 " peut être estimé en tenant compte de la contribution possible de " L_3 ". Si la dispersion longitudinale peut être considérée comme négligeable, l'équation 7.3.11 peut être décrite comme suit:

$$L_B - \frac{L_a}{2.3(K_1 + K_3)} = \left[L_0 - \frac{L_a}{2.3(K_1 + K_3)} \right] 10^{-(K_1 + K_3) t} \quad (7.3.22)$$

où K_1 = coefficient de consommation totale d'oxygène due à la DBO carbonnée et à la DBO azotée en sec^{-1}

L_a = taux d'addition de la DBO le long d'un tronçon de rivière en mg/l/sec

- L_0 = concentration initiale de DBO au temps $t=0$ en mg/l
 K_1 = coefficient de disparition de la DBO par sédimentation ou absorption en sec^{-1}
 t = variable temps en sec

Si des données de DBO sont obtenues pour une section de rivière, trois cas peuvent se présenter. Ces cas et les méthodes pour calculer " K_3 " sont les suivants:

- Cas 1 - La demande biologique en oxygène, L_B , est décroissante avec la distance le long du tronçon et, en plus, elle est moindre que la quantité $L_0 (10^{-K_1 t})$. Ceci suggère que la DBO décroît plus rapidement que le taux de réduction dû à l'oxydation (K_1) seule. On conclut alors que K_3 est positif et, en supposant pour simplifier que $L_a = 0$, on calcule K_3 à partir de l'équation 7.3.21.
- Cas 2 - La DBO est décroissante mais " L_B " est plus grand que la quantité $L_0 (10^{-K_1 t})$. Ceci suggère que le taux d'addition de la DBO le long du tronçon dépasse le taux de retrait de la DBO par adsorption et sédimentation (K_3). On suppose alors que $K_3 = 0$ et l'on calcule L_a à partir de l'équation 7.3.21.
- Cas 3 - La DBO est constante ou croît le long du tronçon. Ceci est semblable au cas 2 et l'on utilise alors la même procédure.

Il a été montré que, pour les rivières où les vitesses dépassent 20 cm/sec, le dépôt de sédiments est négligeable; en conséquence, K_3 peut être considéré comme presque nul dans de telles rivières. Les valeurs de " K_C " et de " K_N " peuvent être estimées presque directement à partir des données des rivières sur la DBO d'origine carbonée et sur la DBO d'origine nitrée respectivement. Notons que c'est seulement avec l'usage des modèles de O'Connor et Ditoro (équation 7.3.14) et de Lefort (équation 7.3.15) qu'il est nécessaire d'estimer les valeurs de K_N . Si les valeurs de la DBO de la rivière sont tracées sur papier logarithmique en fonction de

la distance parcourue vers l'aval, on obtient en général un tracé similaire à celui qui est représenté à la figure 7.3.8. En utilisant cette technique, Gannon (1966) et d'autres auteurs ont considéré que la constante ainsi obtenue était environ deux fois plus grande que la constante obtenue par des analyses en laboratoire seulement.

Des valeurs de L_a ont aussi été obtenues en laboratoire et cet aspect de la question sera discuté plus loin.

B) Evaluation de la constante de réaération

a) Réaération naturelle

Les chutes et les barrages sont des obstacles qui peuvent augmenter le taux d'absorption de l'oxygène dans un cours d'eau. Avant d'analyser les phénomènes reliés à la présence de ces obstacles, nous allons étudier la réaération physique naturelle.

Le taux d'absorption de l'oxygène de l'atmosphère par un volume d'eau V ayant une concentration uniforme d'oxygène est donné par l'équation suivante:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{K_L A_S (C_S - C)}{V} \quad (7.3.23)$$

avec

$$\frac{K_L A_S}{V} = K_2 \quad (7.3.24)$$

K_L = coefficient d'absorption à l'interface eau-air

A_S = aire de l'interface eau-air en cm^2

V = volume du liquide en cm^3

C = concentration d'oxygène dans l'eau en mg/l

C_S = concentration de saturation en O_2 dans l'eau pour l'aire où $A_S = A_0$

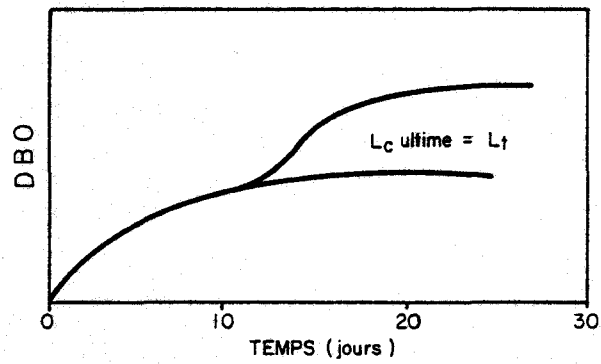


FIG. 7.3.7 . Courbe de la demande biochimique en oxygène en fonction du temps.

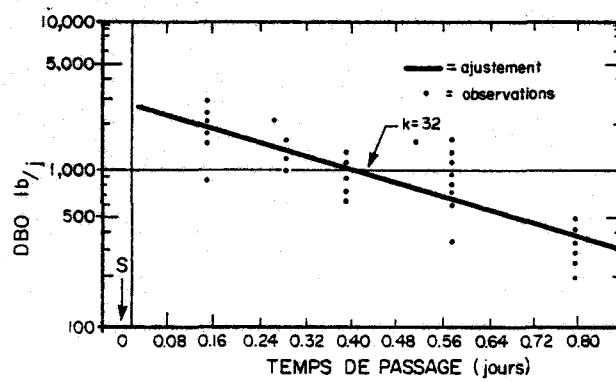


FIG. 7.3.8 . Détermination de la constante de temps de la DBO à partir de données en rivière .

Si:

A_0 = surface apparente de l'interface eau-air en cm^2

b = coefficient appliqué à la surface apparente et tenant compte des turbulences pouvant changer l'étendue de l'aire

$b = 1$ si la surface est non turbulente,

$$K_2 = \frac{K_L b A_0}{V} = \frac{K_L b}{H} \quad (7.3.25)$$

où H est la profondeur du liquide en cm.

Le coefficient de réaération ne peut pas être mesuré directement pour une rivière sauf par l'utilisation de méthodes très élaborées avec des traceurs; c'est pour cela que divers travaux ont été fournis pour essayer d'obtenir des relations (théoriques et empiriques) entre " K_2 " et les paramètres de base de la rivière. Ces travaux ont été passés en revue par Bennett et Rathbun (1971): nous n'en présenterons ici qu'un petit nombre de formules généralement acceptées.

Une formule semi-théorique développée par O'Connor et Ditoro (1970) décrit " K_2 " comme suit:

$$K_2 = \frac{(D_m \bar{u})^{\frac{1}{2}}}{2.303 H^{3/2}} \quad (7.3.26)$$

où K_2 = coefficient de réaération dans la base 10 en sec^{-1}

D_m = diffusivité moléculaire de l'oxygène à la température de la rivière ($2.14 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{sec}$ à 20°C)

\bar{u} = vitesse moyenne de l'écoulement en cm/sec

H = profondeur moyenne de la rivière en cm.

Divers modèles empiriques ont aussi été proposés et il semble qu'ils donnent de bons résultats. Isaacs et Goudy (1968) ont obtenu la relation suivante en utilisant une régression:

$$K_2 = 3.739 \frac{\bar{u}}{H^{3/2}} (1.0241)^{T-20} \quad (7.3.27)$$

La constante 3.739 de cette équation 7.3.25 représente:

$$x \frac{(D_m^{1/2})}{(v^{1/6} g^{1/6})} \quad (7.3.28)$$

où v = viscosité cinématique du liquide en cm^2/sec
 g = aération causée par la gravité en cm^2/sec
 x = constante

Thackston et Krenkel (1969) utilisant eux aussi des techniques de régression avec des données dans un canal de dérivation, ont obtenu la relation suivante qui paraît être la meilleure jusqu'à présent:

$$K_2 = .000125 \left[1 + \left(\frac{\bar{u}}{gH} \right)^{1/2} \frac{S_e g}{H} \right] \quad (7.3.29)$$

où

S_e = pente de la ligne d'énergie.

Signalons ici que les coefficients de réaération, qu'ils aient été obtenus pour des rivières ou pour des canaux, ont été calculés par une méthode du bilan de l'oxygène où tous les paramètres de ce budget doivent être connus à l'exception du coefficient " K_2 ". Il en résulte que la plupart des mesures de " K_2 " ont été faites pour des situations simples, comme celle d'un canal recevant une charge polluante avec aucune

demande en oxygène provenant des dépôts de fond et aucun effet de photosynthèse ou de respiration. Le calcul de " K_2 " pour une rivière naturelle est une tâche extrêmement difficile et souvent entachée d'une grosse erreur. Plusieurs auteurs ont élaboré des formules semi-théoriques pour évaluer le coefficient de réaération naturelle dans un cours d'eau en fonction du courant et de la profondeur; (Lefort, 1971); citons notamment à ce sujet:

- la formule de Churchill:

$$K_2 = 0.066 u^{0.969} H^{-1.673} \quad (7.3.30)$$

- les formules de Owens:

$$K_2 = 0.268 u^{0.67} H^{-1.85}$$

si $25 < u < 130$ Km/j (7.3.31)

$$K_2 = 0.268 u^{0.73} H^{-1.75}$$

si $2.5 < u < 43$ Km/j
et $H < 0.75$ m (7.3.32)

où u = est la vitesse du cours d'eau en Km/jour

H = profondeur du cours d'eau en mètre

b) Réaération par les obstacles (chutes et barrages)

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

$$\frac{C_s - C_v}{C_s - C_m} = 1 + 0.037 ab (1 + 0.046 T) h \quad (7.3.33)$$

où:

C_v = désigne la concentration en oxygène dissous en aval de la chute en mg/l

C_m = désigne la concentration en oxygène dissous en amont de la chute en mg/l

a et b = paramètres de forme de la chute

h = hauteur de la chute en cm

T = température de l'eau en degrés centigrades

Le paramètre difficile à déterminer est le paramètre de la forme de la chute. Ici, il faut mentionner l'opinion couramment émise: il est profitable pour la réaération de barrer un cours d'eau de façon à y créer des chutes. Cette opinion est critiquable car si localement on améliore la réaération, on la diminue sur toute la partie où l'action de la retenue se fait sentir.

C) Evaluation des effets des dépôts de fond

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

Dans l'équation 7.3.15, le terme $K_B T_B / H$ tient compte des effets des dépôts de fond sur la concentration en oxygène. Les variables " T_B " et " H " sont à évaluer sur le terrain tandis que la constante K_B doit faire l'objet d'expériences au laboratoire sur des boues prélevées dans la rivière étudiée.

Quelques expressions mathématiques ont été proposées pour quantifier l'activité benthique sur la concentration en oxygène dissous. La consommation d'oxygène provient de:

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

La demande benthique en oxygène, S_m , est influencée par différents facteurs tels que la concentration en oxygène de l'eau supérieure, la température de l'eau et le caractère de la communauté biologique. Les effets globaux de la température et de l'oxygène dissous sont représentés graphiquement à la figure 7.3.9. Cette valeur S_m se calcule à l'aide de l'expression empirique suivante:

$$S_m = 3.14 \times 10^{-2} Y_o C_t w \left(\frac{5 - 160w}{1 - 160w} \right) t_a \quad (7.3.34)$$

avec S_m = demande maximum quotidienne en oxygène du benthos en g/m^2

Y_o = DBO_5 à $20^{\circ}C$ dans les sédiments en g/kg

C_t = Y/Y_o : rapport de la DBO_5 corrigée pour la température sur la DBO_5 à $20^{\circ}C$

w = taux quotidien de déposition des matières volatiles en kg/m^2

t_a = temps pendant lequel a lieu l'accumulation des substances en jours jusqu'à 365 jours

Cette formule peut, au mieux, être utilisée pour une estimation préliminaire de " S_m "; pour des estimations plus précises, la demande benthique doit être évaluée in situ ou au laboratoire. En général, on préfère la méthode in situ mais elle n'est pas toujours applicable au point de vue opérationnel. Ainsi, il est souvent nécessaire d'apporter des échantillons de sédiments qui n'ont pas été remués au laboratoire pour faire une analyse dans des conditions de rivière simulée. Ogunrombi et Dobbins (1970) ont décrit une technique de laboratoire à cette fin.

Un échantillon des sédiments de surface est récolté et envoyé immédiatement au laboratoire où il est placé dans une chambre scellée. Ensuite, on fait passer au dessus de cet échantillon de l'eau de la rivière avec de l'oxygène dissous en quantité connue à des débits proportionnels aux conditions naturelles. L'oxygène dissous et la DBO à la sortie sont contrôlés périodiquement. Un graphique de cette expérience se trouve à la figure 7.3.10. Au moyen de cette procédure, on obtient une estimation à la fois pour " S_m " et " L_a ".

Si on effectue un "bilan-masse" du système, on peut obtenir les expressions suivantes:

$$L_a = \frac{\Delta L}{\Delta t} + \left(\frac{1 + K_1 \tau}{\tau} \right) L_B \quad (7.3.35)$$

et

$$S_m = \frac{C_i}{\tau} - \frac{C}{\tau} - K_1 L_B - \frac{\Delta C}{\Delta t} \quad (7.3.36)$$

avec L_B = DBO au temps t en mg/l

L_a = contribution des sédiments de fond à la DBO en mg/l

τ = Q/V = temps moyen de résidence en sec

S_m = demande maximum quotidienne en oxygène du benthos en g/m^2

K_1 = constante de temps de la diminution de la DBO par oxydation bactérienne en sec^{-1}

C_i = concentration de l'oxygène dissous à l'entrée en mg/l

Q = débit volumétrique en cm^3/sec

C = concentration de l'oxygène dissous au temps " t " en mg/l

où

$$\Delta L = L_a - L_i$$

$$\Delta C = C_o - C_i$$

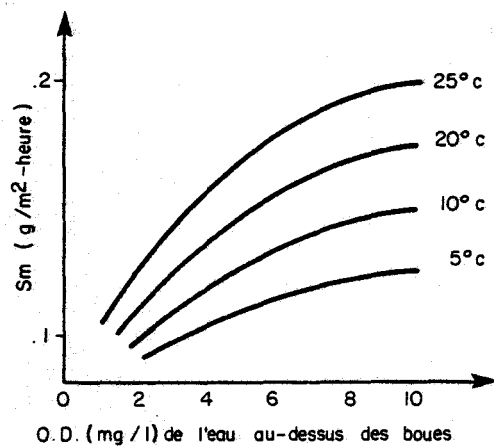


FIG. 7.3.9 . Effet de la température et de l'oxygène dissous sur la demande benthique .

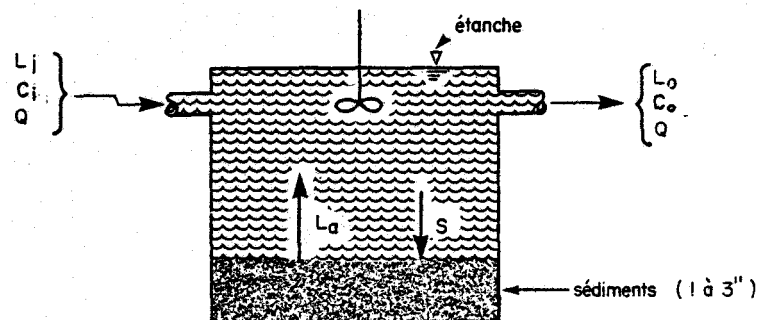


FIG. 7.3.10. Évaluation en laboratoire des coefficients L_a et S (d'après Ogunrombi et Dobbins , 1970) .

avec L_o et L_i qui représentent les demandes biologiques en oxygène à l'entrée et à la sortie en mg/l

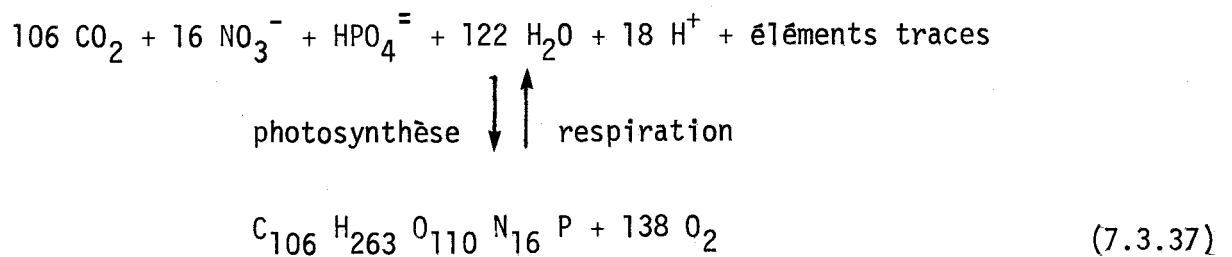
C_o et C_i qui représentent les concentrations en oxygène dissous à l'entrée et à la sortie en mg/l

A partir de plusieurs expériences effectuées sur des sédiments différents, Ogunrombi et Dobbins (1970) ont trouvé que:

- (i) Les valeurs L_a ont tendance à être de l'ordre de 28% de S_m ;
- (ii) les valeurs obtenues par cette méthode ont tendance à être plus fortes que celles que l'on mesure in situ;
- (iii) que L_a et S_m augmentent avec l'épaisseur des sédiments jusqu'à un maximum pour 15 cm;
- (iv) que les valeurs S et L_a diminuent exponentiellement avec le temps pour un système non alimenté.

D) Evaluation des effets de la photosynthèse

La photosynthèse et la respiration des algues peuvent être représentées par les équations suivantes:



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

O'Connor et Ditoro (1970) définissent la production d'oxygène par photosynthèse ainsi:

$$P(t) = P_m \sin \frac{\pi}{p} (t - t_s) \quad \text{pour } t_s < t < t_s + p \quad (7.3.38)$$

$$P(t) = 0 \quad \text{pour } t_s + p \leq t \leq t_s + 1 \quad (7.3.39)$$

avec $P(t)$ = production d'oxygène par photosynthèse en mg/l
 P_m = production maximale d'oxygène par photosynthèse en mg/cm²
 t_s = moment où l'activité de la source de lumière débute
 t = variable temps en jours
 p = fraction quotidienne d'activité de la source de lumière en jours

La production maximale et la respiration des algues peuvent être estimées en observant les variations diurnes de l'oxygène dissous.

On suppose que cette fonction se répète périodiquement chaque jour et l'équation 7.3.38 exprime $P(t)$ pour une journée seulement. L'extension périodique de cette fonction peut être exprimée comme une série de Fourier (O'Connor et Ditoro 1970).

$$P(t) = P_m \left\{ \frac{2p}{\pi} - \sum_{n=1}^{\infty} b_n \cos \left[2n\pi \left(t - t_s - \frac{p}{2} \right) \right] \right\} \quad (7.3.40)$$

où

$$b_n = \cos(n\pi p) \frac{4\pi}{\left(\frac{\pi^2}{p}\right) - (2\pi n)^2}$$

Maintenant, en faisant les modifications nécessaires pour tenir compte de " K_2 ", l'équation 7.3.40 peut être simplement ajoutée à l'équation 7.3.14 de façon à considérer les effets de photosynthèse. Ce terme additionnel de photosynthèse peut alors être écrit:

$$\begin{aligned}
& -P_m \frac{2p}{\pi K_2} (1 - e^{-K_2(x/\bar{u})}) \\
& + \sum_{n=1}^{\infty} \frac{b_n}{K_2^2 + (2\pi n)^2} \cos 2\pi n (t-t_s - \frac{p}{2}) - \tan^{-1} \left(\frac{2\pi n}{K_2} \right) \\
& - e^{-K_2(x/\bar{u})} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{b_n}{K_2^2 + (2\pi n)^2} \cos 2\pi n (t-t_s - \frac{p}{2} - \frac{x}{\bar{u}} - \tan^{-1} \left(\frac{2\pi n}{K_2} \right)
\end{aligned}
\tag{7.3.41}$$

où: K_2 = coefficient de réaération naturelle en sec^{-1}
 x = distance longitudinale dans le sens de l'écoulement en cm
 \bar{u} = vitesse moyenne d'écoulement en cm/sec

Les méthodes pour étudier la photosynthèse "P" et la respiration "R" des algues sont largement itératives (séries d'essais successifs), ce qui implique un grand nombre de manipulations avant d'obtenir une bonne concordance entre les valeurs observées et les valeurs prédites. Une estimation grossière peut être obtenue à partir des fluctuations journalières pour n'importe quelle section de l'écoulement. Une telle situation hypothétique est représentée à la figure 7.3.11.

On peut prédire le niveau d'oxygène dissous pour n'importe quelle section en ne considérant que les effets de réaération, de demande biologique en oxygène due à la décomposition bactérienne des substances nitrées et carbonées, de demande biologique en oxygène due à l'adsorption et à la demande benthique. Les déviations au-dessus de cet état sont attribuables à la photosynthèse et les déviations au-dessous de cet état sont attribuables à la respiration des algues. Les surfaces intégrées au-dessus et au-dessous de ce niveau moyen représentent les estimations respectives de "P_m" et "R". En général, il est nécessaire de réajuster ces valeurs préliminaires par la suite dans le processus du réglage final du modèle.

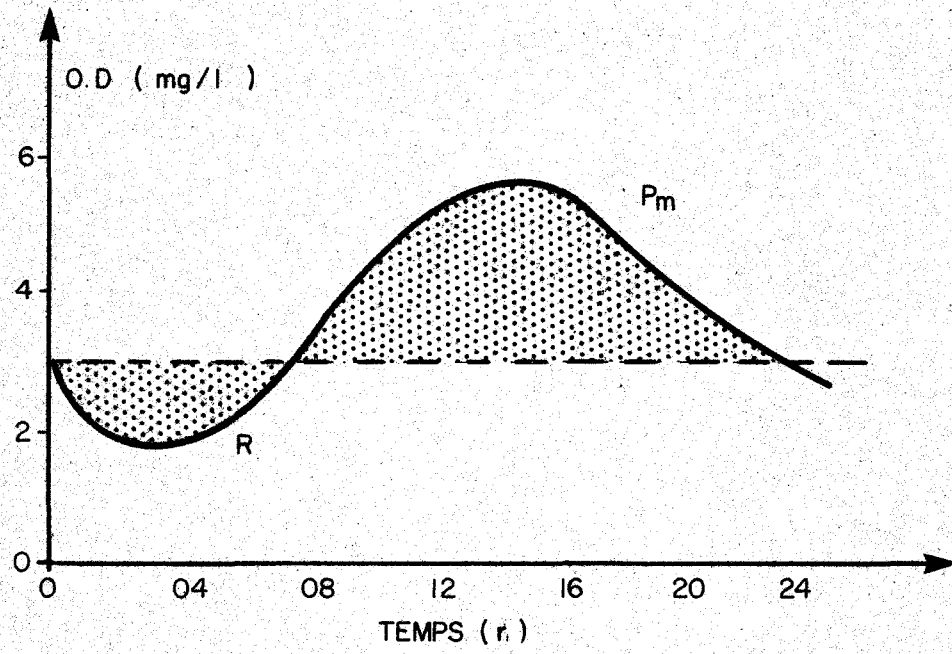


FIG 7.3.11 . Variation de niveau de l'oxygène dissous au cours de la journée .

E) Etude des composantes azotées dans la DBO

La quantité des composantes azotées dans la "DBO" peut être déterminée par la suppression au bleu de méthylène des bactéries nitrifiantes dans un échantillon pour obtenir la DBO carbonnée par rapport à la DBO totale dans un échantillon témoin. Comme pour la DBO carbonnée, on précise alors:

$$\frac{\partial N(x)}{\partial t} = -K_N N(x) \quad (7.3.42)$$

soit

$$N(x) = N_0 e^{-K_N(t-t_n)} \quad (7.3.43)$$

où t = variable temps en sec

t_N = temps au bout duquel intervient la DBO azotée en sec

K_N = coefficient de consommation d'oxygène due à la DBO azotée en sec^{-1}

$N(x)$ = concentration de la DBO azotée à l'instant " t " en mg/l

N_0 = concentration de la DBO azotée au début en mg/l

F) Estimation de L_0 , N_0 et D_0

Les estimations de L_0 , N_0 et D_0 peuvent être obtenues très simplement en faisant le bilan-masse de la demande biologique en oxygène due aux éléments carbonés et aux éléments nitrés et de l'oxygène dissous, immédiatement en amont et en aval du rejet.

G) Correction de température des constantes de temps

En général, une constante de temps est déterminée à 20°C (K_1 ou K_3). Elle peut être convertie à la température de la rivière au moyen de

l'équation suivante:

$$(K_{\text{base } 10})_T = (K)_{20^{\circ}\text{C}} \theta^{(T-20)} \quad (7.3.44)$$

où T = la température de l'eau (20°C)
 θ = 1.047 pour les températures entre 10°C et 32°C
 = .985 pour des températures entre 32°C et 40°C
 = 1.126 pour des températures entre 2°C et 10°C

Les corrections de température pour K_2 sont déjà incorporées dans l'équation 7.3.27 décrite antérieurement.

H) Erreurs sur les paramètres et valeurs caractéristiques

Bennett et Rathbun (1971) ont effectué une analyse de sensibilité et d'erreurs sur les équations de l'oxygène dissous de Dobbin (Voir équations 7.3.10 et 7.3.11). Ils ont compilé un résumé des erreurs possibles pour les différents paramètres. Ce résumé est montré au tableau 7.3.1. L'erreur quadratique moyenne est la valeur moyenne de la racine carrée des déviations au carré du paramètre mesuré par rapport à la vraie valeur de ce paramètre. Notons que les valeurs présentées au tableau 7.3.2 ne sont que des estimations et servent seulement d'indicateurs sur la grandeur relative des erreurs.

I) Procédure générale de la construction du modèle d'oxygène dissous

Une fois que le modèle de base a été décidé, que ce soit le modèle de Streeter-Phelps (1926), de Dobbins (1964), d'O'Connor et de Ditoro (1970) ou de Lefort (1971) ou n'importe quelle autre formulation, le problème existe de savoir comment cela doit être appliqué à un système complet de rivières recevant un grand nombre de charges. Comme cela a été mentionné plus haut, la rivière est découpée en tronçons. Cette technique de sectionnement se prête bien aux calculs numériques utilisés avec les ordinateurs

TABLEAU 7.3.1

ERREURS PROBABLES DANS LES MESURES DES PARAMETRES DU BILAN DE
L'OXYGENE DISSOUS

Paramètre	Ecart quadratique moyen	Maximum
K_1 (base 10)	.05 jour ⁻¹	.30 jour ⁻¹
K_3 (base 10)	.10 jour ⁻¹	.50 jour ⁻¹
D_o	.10 mg/l	1.0 mg/l
L_o	2.0 mg/l	10 mg/l
P_m	2.0 mg/l-jour	10 mg/l-jour
S	5.0 mg/l-jour	20 mg/l-jour

Des valeurs typiques sont présentées au tableau 7.3.2

(d'après Bennett et Rathbun, 1971).

TABLEAU 7.3.2

VALEURS TYPIQUES DES PARAMETRES DU MODELE

Paramètre	Valeur
Surface de la section	320.0 pieds ²
Profondeur	1.90 pied
Température	28.0°C
Débit	295.0 pc/s
K_C (base e)	0.80 jour ⁻¹
K_N (base e)	1.90 jour ⁻¹
P_m	22.0 mg/l-jour
R	22.0 mg/l-jour
t_s	0700
P	13 heures

(d'après Bennett et Rathbun, 1971)

(Couillard *et al.*, 1974). En général, le choix des sections est basé sur des discontinuités d'ordre hydraulique, chimique ou biologique du système riverain. Une situation hypothétique est présentée à la figure 7.3.12. Des discontinuités particulières peuvent être causées par des changements soit dans le régime de l'écoulement, soit dans la profondeur de la rivière, soit dans les caractéristiques des sédiments, soit dans les caractéristiques de la photosynthèse. D'autres facteurs comme des rejets supplémentaires, des aménagements ou des affluents peuvent aussi avoir une influence sur le tronçonnage. La longueur des sections peut varier d'une centaine de mètres à quelques km. Une contrainte supplémentaire sera, bien sûr, imposée pour les longs systèmes par la capacité de mémoire de l'ordinateur. Une fois que le choix des sections a été effectué, on considère chaque tronçon comme un élément indépendant avec ses entrées et ses sorties et son ensemble particulier de paramètres (K_1 , K_2 , K_3 , P_m , R etc.); on applique alors le modèle choisi, ce qui donne un système de N équations différentielles à N inconnues. Ce système peut alors être résolu dans un certain nombre de conditions variées et les résultats combinés servent à prédire les niveaux d'oxygène dissous et de demande biologique en oxygène pour la rivière entière. L'ouvrage de Thomann (1972) donne plus de détails sur la façon de construire ce modèle.

7.4 MODELE DE POLLUTION THERMIQUE

7.4.1 Prédiction de la dissipation de la chaleur

Avant d'essayer de prédire les conditions de dissipation de la chaleur, on doit passer en revue les mécanismes qui la contrôlent. Les plus importants mécanismes sont l'évaporation, la conduction, la radiation et l'advection. Les proportions relatives de ces différents termes sont montrées à la figure 7.4.1 pour janvier et juin.

On peut noter qu'en janvier, la grandeur relative des pertes de chaleur par conduction augmente. Signalons aussi que les pertes de chaleur causées par l'évaporation sont bien plus élevées en été qu'en hiver. Les

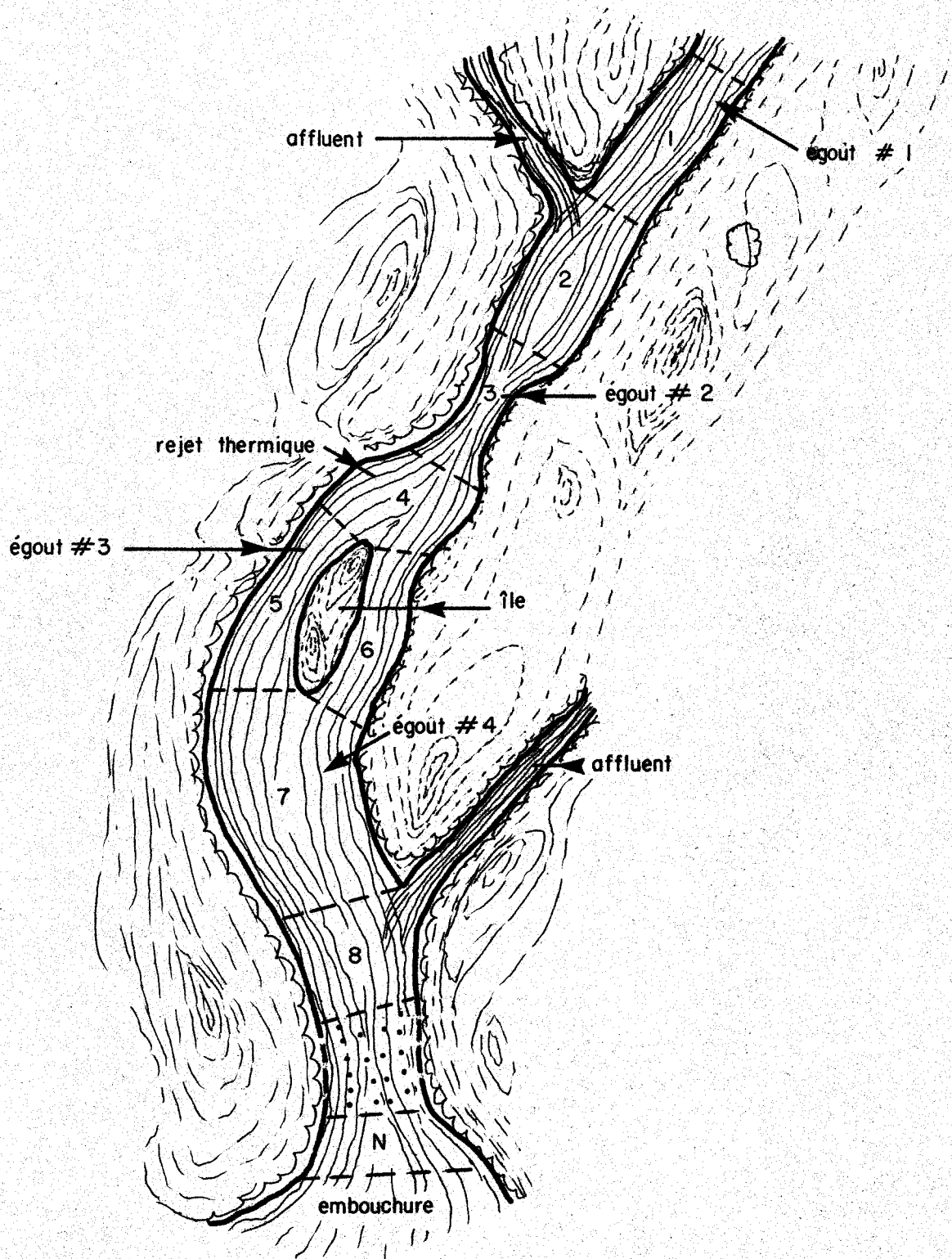


FIG. 7.3.12. Sectionnage d'un système riverain hypothétique pour la construction d'un modèle .

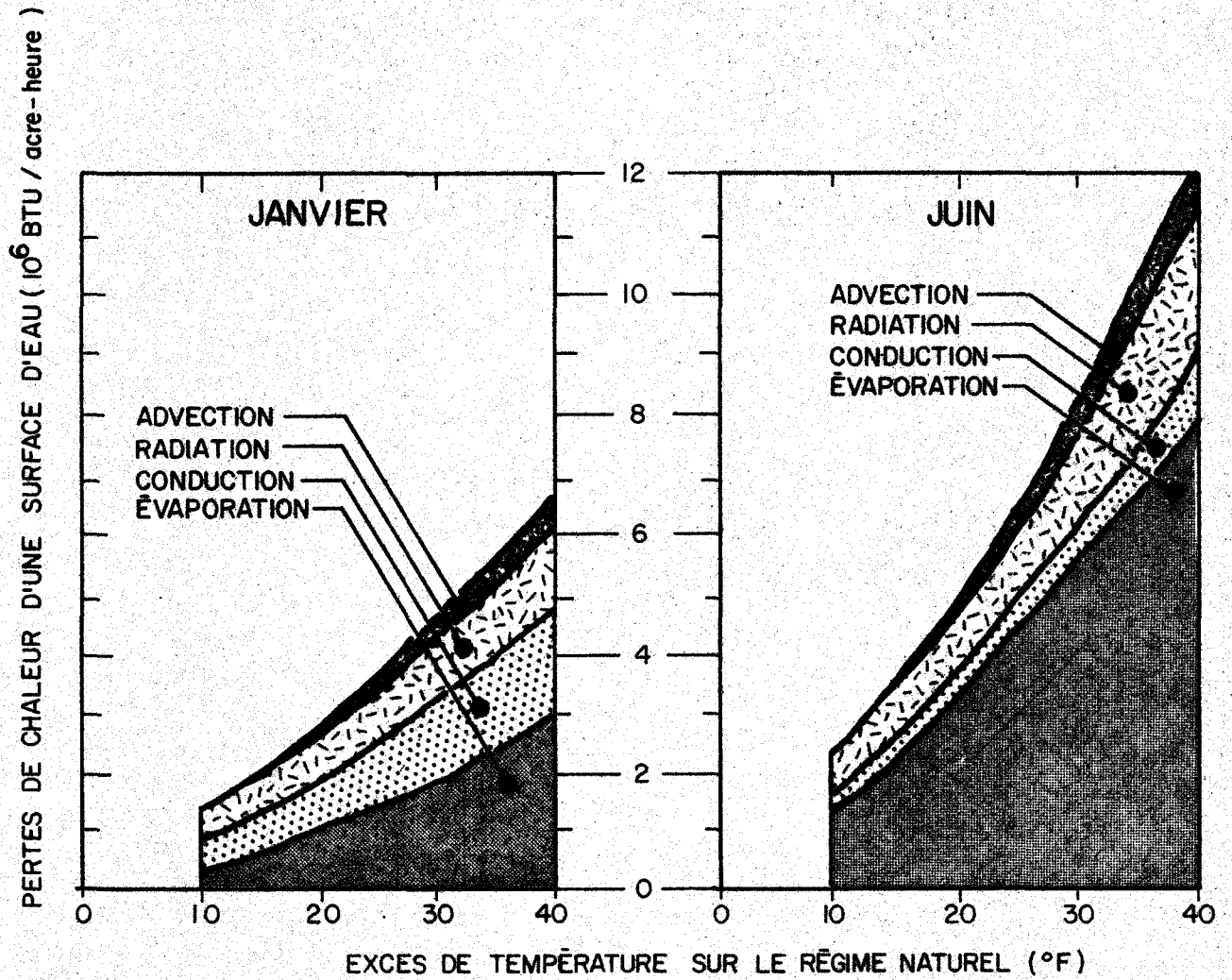


FIG. 7.4.1 . Dissipation de la chaleur par évaporation, radiation, conduction et advection en janvier et en juin .

sources et les puits de chaleur sont résumés à la figure 7.4.2, avec l'ordre de grandeur des valeurs.

7.4.2 Bilan d'énergie

Quoique d'autres méthodes aient aussi été utilisées (bilan d'eau et théorie des transferts de masse), l'approche du bilan d'énergie pour calculer la réponse d'un système aquatique à des entrées et à des sorties de chaleur est la méthode la plus précise (les erreurs probables étant de l'ordre de 5% si l'on mesure avec soin les entrées et les sorties). Les différents composants du bilan d'énergie par unité de surface d'eau et par unité de temps peuvent s'exprimer comme suit:

$$Q_s - Q_r + Q_a - Q_{ar} - Q_{bs} + Q_v - Q_e - Q_h - Q_w = Q \quad (7.4.1)$$

où

Q_s = radiations ondes courtes incidentes sur la surface de l'eau

Q_r = radiations ondes courtes réfléchies en BTU/pi²jr ou cal/mi²jr

Q_a = radiations ondes longues provenant de l'atmosphère en BTU/pi²jr ou cal/mi²jr

Q_{ar} = radiations ondes longues réfléchies en BTU/pi²jr ou cal/mi²jr

Q_{bs} = radiations ondes longues émises par l'eau en BTU/pi²jr ou cal/mi²jr

Q_v = énergie due aux volumes d'eau entrant et sortant du système (incluant le ruissellement et la précipitation) en BTU/pi²jr ou cal/mi²jr

Q_e = énergie nécessaire à l'évaporation en BTU/pi²jr ou cal/mi²jr

Q_h = énergie transférée par conduction (chaleur sensible) en BTU/pi²jr ou cal/mi²jr

Q_w = énergie emportée par l'eau évaporée en BTU/pi²jr ou cal/mi²jr

Q = accroissement d'énergie emmagasinée dans le système en BTU/pi²jr ou cal/mi²jr

Les différents termes de cette équation 7.4.1 seront brièvement discutés dans la section suivante en ce qui concerne les méthodes de mesure ou l'évaluation de leur grandeur.

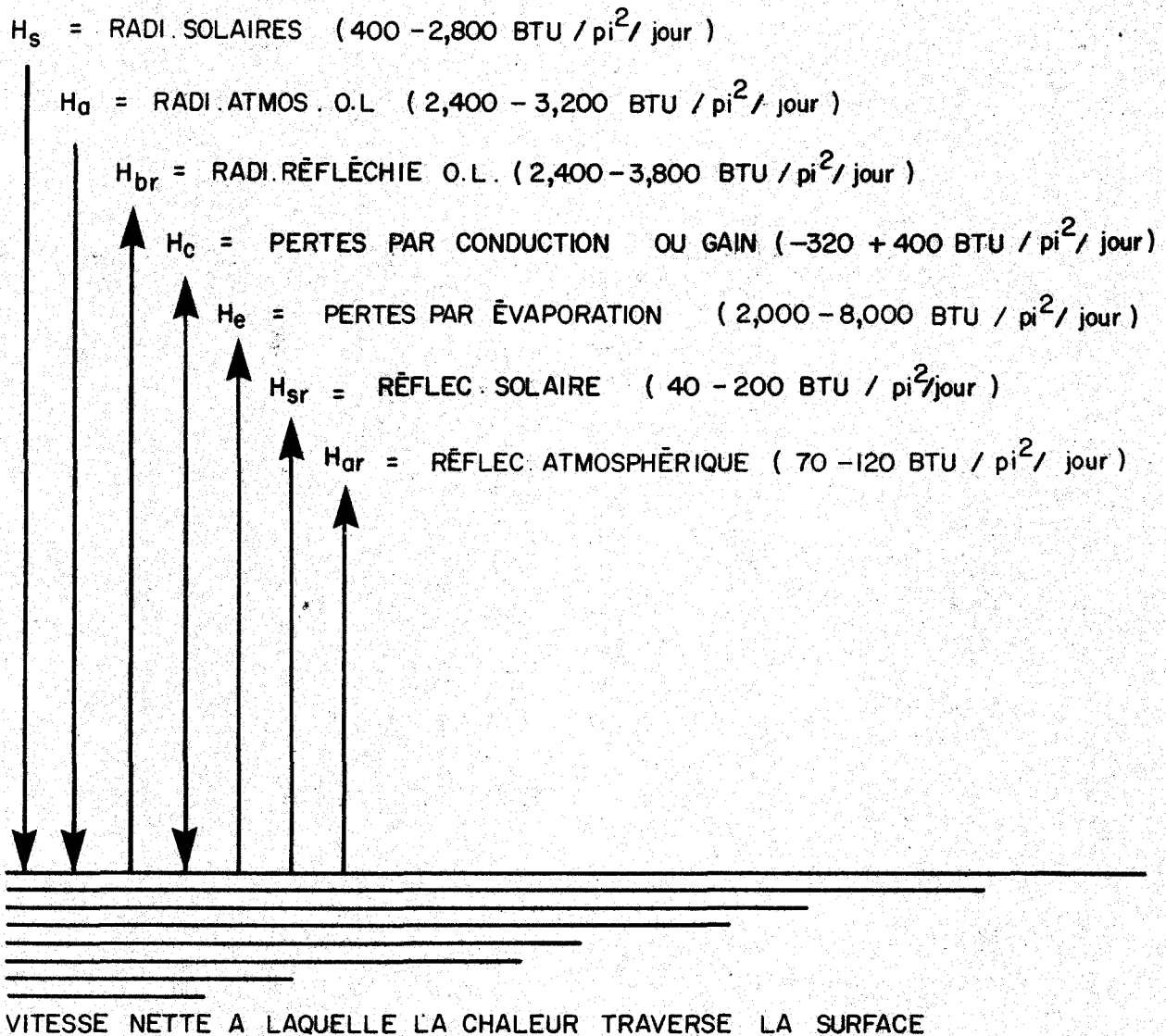


FIG. 7.4.2. Mécanismes de transfert de chaleur à travers la surface de l'eau .

7.4.3 Evaluation des différents termes de l'équation du bilan d'énergie

i) Radiations ondes courtes Q_s

Les radiations "ondes courtes" proviennent directement du soleil et peuvent être mesurées avec précision par un pyrohéliomètre. Le résultat est influencé par la latitude, la nébulosité, l'heure du jour et la saison.

ii) Radiations ondes longues Q_a

La température de l'air et l'humidité déterminent la quantité des radiations "ondes longues" qui augmentent avec l'humidité dans l'air. Ce phénomène est remarquablement bien représenté par l'équation empirique suivante:

$$Q_a = 0.97 \sigma (T_w^4 - BT_a^4) \quad (7.4.2)$$

où

Q_a = radiations ondes longues effectives (incluant les quantités absorbées et réfléchies)

σ = constante de Stefan-Boltzmann = 7.171×10^{-7} cal/cm²/°K/jour

T_a = température de l'air °C

T_w = température de l'eau °C

B = pourcentage d' "émissivité" atmosphérique

iii) Ces deux termes Réflectivité solaire " R_{sr} " et Réflectivité atmosphérique " R_{ar} " peuvent être exprimées respectivement comme suit:

$$R_{rs} = Q_r / Q_s \quad \text{et} \quad R_{ar} = Q_{ar} / Q_a \quad (7.4.3)$$

Des études citées dans la littérature ont montré que $R_{ar} = 0.03$ et $R_{sr} = 0.06$. Une autre équation peut également être décrite pour la réflectivité solaire:

$$R_{sr} = a S_a^B \quad (7.4.4)$$

où S_a^B = l'altitude du soleil en degrés et constantes

iv) Radiations réfléchies ondes longues Q_{bs}

L'eau ne conserve pas les ondes longues et se comporte comme un corps noir; pour cette raison, la loi de Stefan-Boltzmann de la puissance quatre peut être utilisée pour faire des prédictions:

$$Q_{bs} = 0.97 \sigma (T_o + 273)^4 \quad (7.4.5)$$

où Q_{bs} = radiations ondes longues en $\text{cal/cm}^2/\text{jour}$

σ = constante de Stefan-Boltzman
 $= 1.171 \times 10^{-7} \text{ cal/cm}^2/\text{K}^4/\text{jour}$

T_o = température de la surface de l'eau ($^{\circ}\text{C}$)

Il est évident, à partir de cette équation, que la seule variable nécessaire pour calculer la radiation onde longue réfléchie est la température de l'eau.

v) Energie utilisée pour l'évaporation, Q_e

Le terme d'évaporation " Q_e " est le terme le plus important dans le calcul du bilan d'énergie et, pour le déterminer, une équation empirique valable a été développée:

$$Q_e = K u (e_w - e_a) \theta$$

où u = vitesse du vent à une certaine altitude en Km/h

e_a = pression de vapeur d'eau en millibars

e_w = pression de vapeur saturante d'eau déterminée à partir de la température de la surface de l'eau en millibars

Q_e = énergie utilisée pour l'évaporation en $\text{cal/cm}^2/\text{jr}$

θ = période de temps en hr

K = constante

Cette formule s'applique bien pour les réservoirs mais des facteurs de vitesse et de turbulence peuvent limiter son application aux rivières.

vi) Energie transférée par conduction (chaleur sensible) Q_h

La chaleur entrera ou quittera le système d'eau par conduction selon que la température de l'air est plus élevée ou moins élevée que la température de l'eau. La vitesse de ce transfert est égale au produit d'un coefficient de transfert de chaleur par la différence des températures. Une relation empirique doit aussi être utilisée dans ce cas pour estimer cet échange et elle s'écrit:

$$Q_h = K u (t_a - t_w) \theta \quad (7.4.6)$$

où u = vitesse moyenne du vent en Km/hr

t_a = température de l'air en $^{\circ}\text{C}$

t_w = température de l'eau en $^{\circ}\text{C}$

θ = période de temps en hr

K = constante dimensionnelle

vii) Energie emportée par l'eau d'évaporation, Q_w

L'énergie emportée par l'eau d'évaporation est un terme sans grande importance si on la compare aux autres sources et puits de chaleur et peut en général être négligée: il existe toutefois une relation décrivant cette perte:

$$Q_w = \rho_e C E (T_e - T_b) \quad 7.4.7)$$

- où ρ_e = densité de l'eau évaporée en g/cm^3
 C = chaleur spécifique de l'eau en $\text{cal/g/}^\circ\text{C}$
 E = volume d'eau évaporée en cm^3
 T_e = température de l'eau évaporée ($^\circ\text{C}$)
 T_b = base de référence des températures ($^\circ\text{C}$)

viii) Energie due aux volumes d'eau entrant et sortant des systèmes, Q_v

Le changement net d'énergie par unité de surface et par unité de temps pour une surface d'eau recevant les entrées et les sorties peut être calculé par la relation de bilan d'énergie suivante:

$$Q_v = \left[C_{si} V_{si} \rho_{si} (T_{si} - T_b) + C_{gi} V_{gi} \rho_{gi} (T_{gi} - T_b) - C_{so} V_{so} \rho_{so} (T_{so} - T_b) - C_{go} V_{go} \rho_{go} (T_{go} - T_b) + C_p V_p \rho_p (T_p - T_b) \right] \frac{1}{A} \quad (7.4.8)$$

- où V = volume des entrées ou des sorties en cm^3/jour
 ρ = densité de l'eau en g/cm^3
 T = température de l'eau ($^\circ\text{C}$)
 A = surface moyenne de l'élément d'eau en cm^2

- si = entrée par ruissellement
 gi = entrée d'eau souterraine
 so = sortie par ruissellement
 go = sortie par eau souterraine
 p = précipitation
 b = référence de température (généralement 0°C)

Souvent, les entrées et les sorties par ruissellement peuvent être directement mesurées et l'on suppose que les entrées et les sorties d'eaux

souterraines sont égales. Si plus de précision est nécessaire pour les entrées et les sorties, il est alors indispensable d'effectuer un bilan hydrique plus détaillé.

ix) Accroissement de l'énergie emmagasinée, Q

Le changement de l'énergie emmagasinée peut être positif ou négatif selon la grandeur des différents composants du bilan d'énergie. La relation entre "Q" et la température de l'eau équivaut à:

$$Q = \left[C \rho_1 V_1 (T_1 - T_b) - C \rho_2 V_2 (T_2 - T_b) \right] \frac{1}{At} \quad (7.4.9)$$

dans laquelle

Q = augmentation ou diminution de l'énergie emmagasinée dans le volume d'eau considéré en cal/cm²/jour

C = chaleur spécifique de l'eau en cal/g/°C

ρ_1 = densité de l'eau à la température T_1 en g/cm³

T_1 = température moyenne du corps considéré au début de la période (°C)

ρ_2 = densité de l'eau à la température T_2 en g/cm³

V_1 = volume d'eau au début de la période en cm³

V_2 = volume d'eau à la fin de la période en cm³

T_2 = température moyenne du corps d'eau à la fin de la période (°C)

T_b = référence de température (°C)

A = surface moyenne de l'eau en cm²

t = durée de la période du bilan en jour³

Cette approche que l'on vient de décrire pour prédire la température de l'eau peut être directement utilisée pour les zones d'eau aménagées telles que des lacs et des réservoirs selon (Delay et Seaders 1966). Ces auteurs, comme d'autres, ont montré comment cette méthode pouvait être appliquée pour également prédire la température des rivières.

7.4.4 Dissipation de la chaleur en rivières

Les rivières ont certaines caractéristiques physiques qui rendent l'application de la méthode du bilan énergétique difficile. Cette méthode peut, malgré tout, être appliquée avec succès si l'on considère la nature dynamique de la rivière et les relations qui existent entre le débit et le niveau, c'est-à-dire les fluctuations de la superficie exposée aux transferts d'énergie; de plus, on doit utiliser une approche itérative c'est-à-dire tronçon par tronçon. Raphaël (1962) donne le modèle mathématique suivant; applicable aux lacs et aux rivières:

$$\frac{dT_w}{dt} = \frac{Q_t A + m_i (T_i - T_w)}{m_w} \quad (7.4.10)$$

où

t = temps en sec

m_w = masse totale du lac ou du tronçon de la rivière en tonne métrique

T_w = température moyenne du lac ou du tronçon de rivière en °C

m_i = masse de l'eau qui entre en tonne métrique

T_i = température de l'eau qui entre en °C

A = surface du lac ou du tronçon de rivière en cm^2

Q_t = transfert total de chaleur par la surface en cal/cm^2

Quand on applique cette formule, la rivière est découpée en tronçons et la température de sortie d'un tronçon-amont devient la température d'entrée du tronçon-aval.

La deuxième approche pour prédire la température en rivière suppose une décroissance exponentielle de température en aval de la source de chaleur. De nombreux modèles ont été proposés et deux seulement seront présentés. Le Bosquet (1946) a formulé un modèle simple et utile qui relie la décroissance exponentielle de la température à certaines constantes de

rivières qui doivent être déterminées expérimentalement. Le modèle s'écrit:

$$\frac{dF}{dt} = \frac{K A_S F}{M_L} \quad (7.4.11)$$

où

F = excès moyen de température de l'eau par rapport à l'air sur un tronçon donné en degrés centigrades

K = coefficient de perte de chaleur en $\text{cal/cm}^2/\text{hr}/^\circ\text{C}$

A_S = surface de la rivière en contact avec l'air libre en cm^2

M_L = poids de l'eau en kg

L'intégration et la simplification de l'équation 7.4.10 conduit à:

$$Q \log_{10} \frac{F_A}{F} = K.W.D. \quad (7.4.12)$$

où

Q = débit moyen dans la rivière

F_A = excès initial de température

W = largeur moyenne de la rivière

D = longueur du tronçon

K = constante dimensionnelle

Edinger et Geyer (1968) ont proposé un modèle unidimensionnel de régime permanent qui est très semblable au modèle unidimensionnel de mélange par convection. Ce modèle s'exprime:

$$\rho C \bar{u} \frac{T}{X} = -K(T-E) \quad (7.4.13)$$

où

ρ = densité de l'eau en gm/cm^3

C = chaleur spécifique de l'eau en $\text{cal/g}/^\circ\text{C}$

- \bar{u} = vitesse moyenne de la rivière en m/jr
 K = coefficient d'échange en $\text{cal/cm}^2/\text{jr}/^\circ\text{C}$
 T = température de l'eau en $^\circ\text{C}$
 X = distance longitudinale dans le sens de l'écoulement en m
 T_E = température d'équilibre de l'eau en $^\circ\text{C}$

La solution de l'équation 7.4.13 est donnée par

$$\frac{T - T_E}{T_0 - T_E} = \exp - \frac{K X}{\rho C_p u H} \quad (7.4.14)$$

où

- T_0 = température de l'extrémité amont du tronçon de rivière en $^\circ\text{C}$
 H = profondeur moyenne de la rivière en m

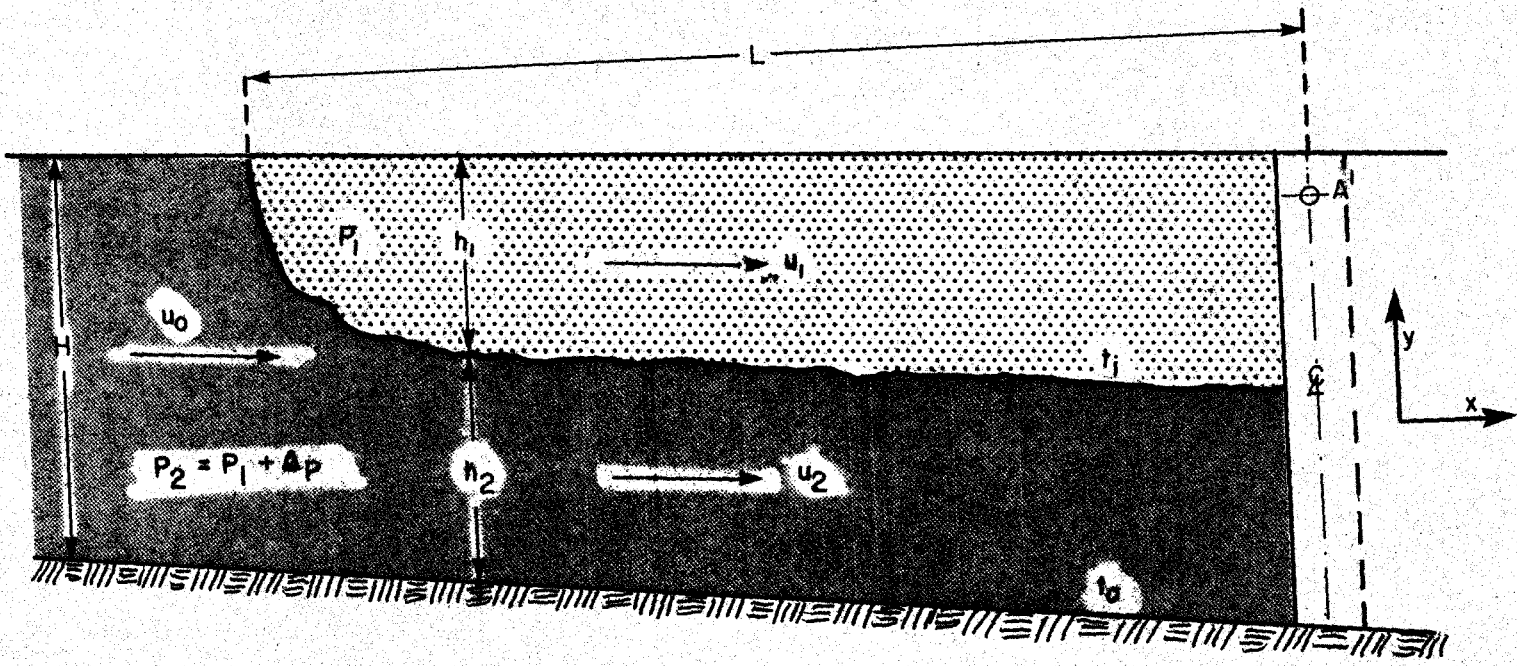
Une méthodologie pour déterminer le coefficient d'échange "K" et des graphes pour calculer " T_E " à partir de valeurs connues "K" sont présentés dans l'article d'Edinger et Geyer (1968).

7.4.5 Zones d'eau chaude

Quand un effluent chaud est rejeté dans un volume d'eau, il peut, selon les caractéristiques relatives du rejet et du volume d'eau récepteur,

- i) se mélanger complètement,
- ii) monter à la surface,
- iii) établir un écoulement stratifié.

Dans certaines circonstances, il se produit un phénomène où une zone d'eau chaude peut se former en amont. Cette zone d'eau chaude peut avoir un effet néfaste sur la vie aquatique et s'étend même parfois assez loin vers l'amont pour atteindre l'entrée du système de refroidissement par eau. Ces deux situations sont évidemment indésirables. Un schéma du phénomène de la zone d'eau chaude est représenté à la figure 7.4.3. De nombreux efforts



A' = Point chaud variant le long ξ

FIG. 7.4.3 . Coin chauffé émis vers l'amont .

ont été effectués pour prédire la longueur L et la profondeur H_1 de ces zones. Les résultats de ces efforts sont nombreux et variés et ne seront pas décrits ici; la forme de la solution de ces modèles est en général la suivante:

$$\frac{L}{H} = f \left(F_{\Delta}, Re_{\Delta}, \frac{H_1}{Z}, V_r \right) \quad (7.4.15)$$

où

$$F_{\Delta} = \text{nombre de Froude de densité amont} = \frac{\bar{u}}{\sqrt{\frac{\Delta \rho}{\rho_2} gH}}$$

\bar{u} = vitesse moyenne de l'écoulement en m/sec

$$Re_{\Delta} = \text{nombre de Reynolds densimétrique amont} = \frac{\Delta \rho}{\sqrt{v}} gH$$

$$V_r = \frac{\text{vitesse du jet chaud}}{\text{vitesse de la rivière}}$$

B = largeur du canal en m

H = profondeur moyenne de la rivière en cm

L = longueur de la zone réchauffée en m

H_1 = profondeur de la zone réchauffée en cm

ρ = densité de l'eau à la température ambiante en Kg/m^3

g = constante gravitationnelle en cm/sec^2

v = viscosité de l'eau à la température ambiante en g/cm.sec .

7.5 MODELE D'ECOSYSTEMES AQUATIQUES

Une grande partie des notions précédentes a été consacrée aux discussions sur les modèles d'oxygène dissous et de demande biologique en oxygène. Quoique ces modèles aient servi à quelques occasions dans le passé pour simuler convenablement la qualité des eaux dans des buts de gestion, les efforts les plus récents ont été orientés vers les modèles de réponse de chacun des composants individuels de l'écosystème. On pense que cette approche conduira à des modèles plus réalistes et, par conséquent, à une meilleure compréhension des relations entre les fac-

teurs de l'environnement et les composantes biologiques de l'écosystème.

On peut considérer un écosystème comme une série de composantes: les populations spécifiques, les déchets organiques, les éléments nutritifs disponibles, les minéraux et les gaz atmosphériques, ces composantes étant reliées ensemble par une chaîne alimentaire. En général, les modèles des écosystèmes aquatiques prennent la forme d'une série de cases obtenues en subdivisant l'écosystème et en groupant certains organismes dans un petit nombre de catégories basées sur des similarités fonctionnelles, par exemple: les algues, les plantes à racines, le zooplancton, les poissons, etc. Ce type de représentation généralisée par des compartiments est illustré à la figure 7.5.1 (pour une rivière ou un lac). Les flèches épaisses y représentent les transferts d'énergie (utilisation de la nourriture et des éléments nutritifs dissous). Les flèches plus fines continues représentent les contre-courants de remise à la disposition de la matière particulaire non vivante et les flèches fines pointillées montrent les contre-courants de la matière organique et inorganique dissoute. Pour que le passage de la case des éléments nutritifs dissous à celle des algues et à celle des macrophytes et du périphyton puisse avoir lieu, une source d'énergie extérieure est nécessaire, c'est-à-dire celle issue du soleil.

7.5.1 Quelques modèles d'écosystèmes

Les premiers modèles à compartiments se sont surtout occupés de quantifier les éléments énergétiques de l'écosystème aquatique (le mouvement, l'utilisation et la mise en réserve de l'énergie). Lindemann (1942) fut le premier à essayer de quantifier l'écosystème en utilisant un modèle à compartiments. Ce modèle est extrêmement simple et décrit les relations entre différents compartiments comme suit:

$$\frac{\partial A_N}{\partial t} = \lambda_N - \lambda_N^1 \quad (7.5.1)$$

où

∂A_N = contenu en énergie du N^{ième} compartiment

∂t = limite de temps

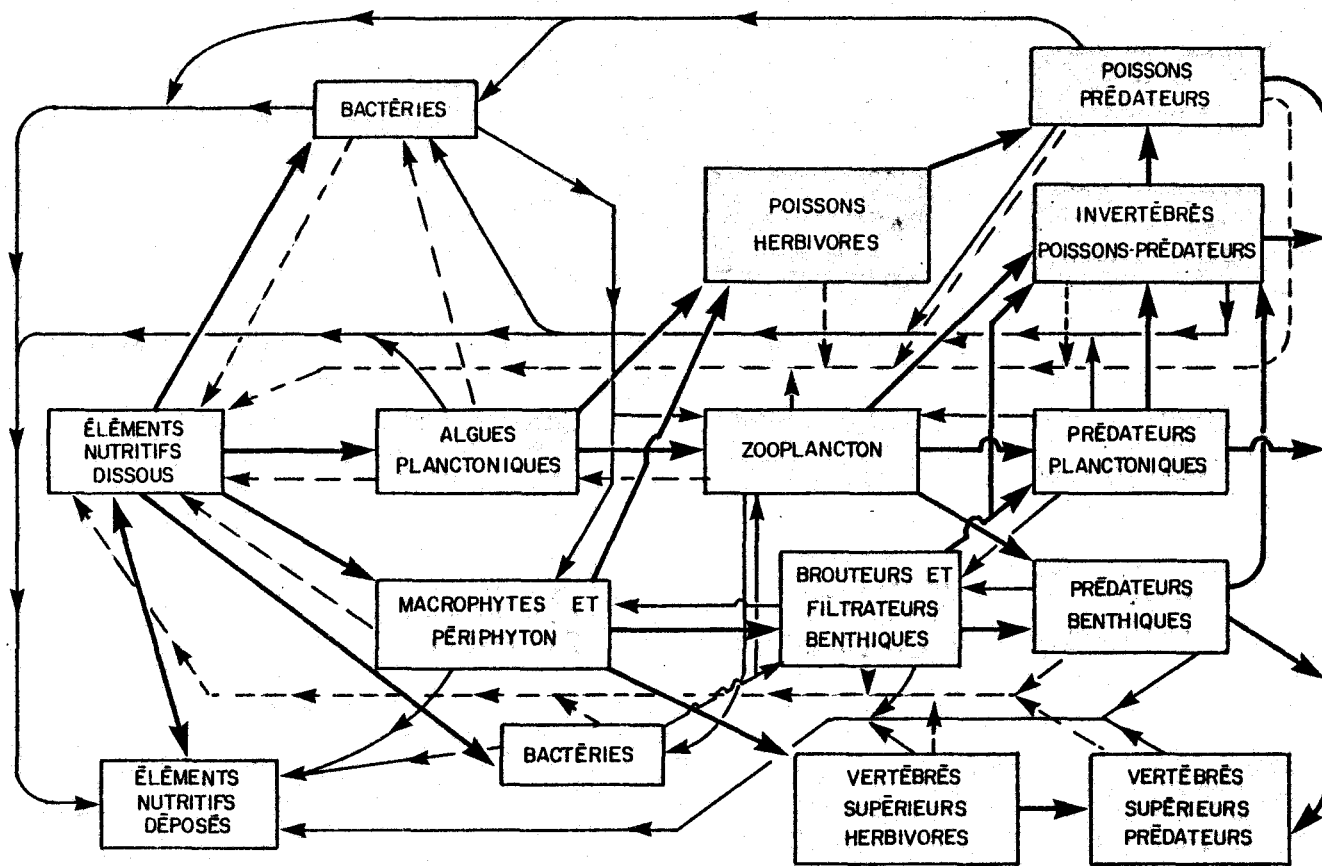


FIG.7.5.1 . Représentation en compartiments d'un écosystème aquatique .

λ_N = taux de transfert de l'énergie à partir du compartiment précédent (A_{N-1})

λ_N^1 = somme du taux de dissipation de l'énergie du compartiment A_N et du taux de perte d'énergie passant au compartiment suivant.

Un exemple de ce système à trois compartiments illustrant la relation 7.5.1 est présenté à la figure 7.5.2. Le terme moteur de la réaction est l'énergie solaire. Lindemann (1942) a fait la supposition que le rendement du compartiment N équivaut à $\frac{\lambda_N}{\lambda_{N-1}}$. Cette simplification s'est cependant révélée fautive. Il a mesuré les variations de la biomasse des différents compartiments d'un lac et a utilisé la méthode du bilan de l'énergie, ce qui lui a permis d'exprimer les valeurs de λ_N et λ_N^1 . Par la suite, cette théorie a été améliorée par Odum (1957), Teal (1957), Odum (1960), Patten (1966) et d'autres auteurs. L'étude de Patten (1966) présente une signification particulière puisqu'il a utilisé un modèle à quatre compartiments, a défini des coefficients de transfert d'énergie et de décomposition et a résolu le système d'équations.

Brezonik (1968) a décrit les transferts d'azote à travers un modèle d'écosystème de lacs à sept compartiments; son objectif était de comprendre le processus de l'eutrophisation du lac (dégradation). Son modèle comporte les compartiments séparés suivants: les algues, les plantes, les herbivores, la matière organique dissoute et en suspension, la couche de sédiments et la réserve d'azote dans l'eau du lac. Ce système est représenté schématiquement à la figure 7.5.3.

Les coefficients de transfert décrivant l'écoulement de l'azote du compartiment "i" au compartiment "j" sont donnés par " t_{ij} " (jour^{-1}) alors que les coefficients de mortalité entre les compartiments "i" et "j" sont notés " μ_{ij} ". De la même façon, il représente par π_{ij} le taux fractionnaire de la productivité primaire (utilisation de l'oxygène de

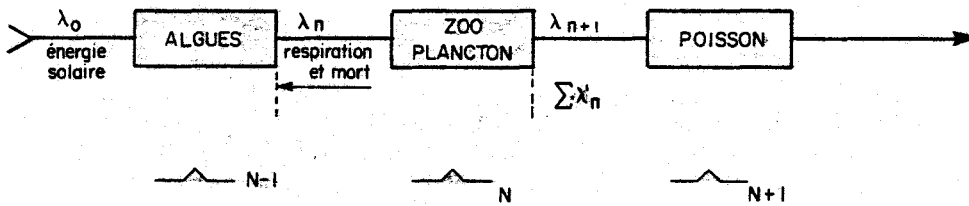


FIG. 7.5.2. Écosystème à trois compartiments (d'après Lindemann, 1942).

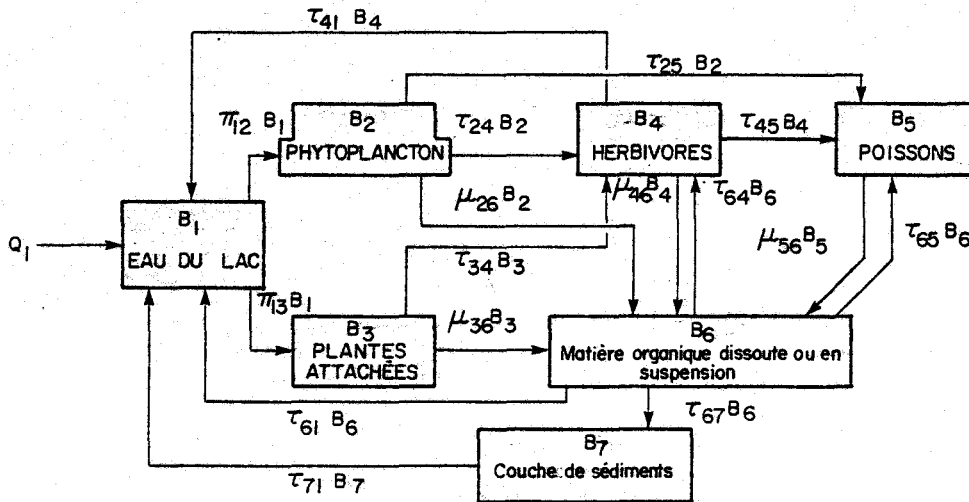


FIG. 7.5.3. Modèle d'un écosystème dépendant d'un seul nutriment (azote). (d'après Brezonik, 1968).

l'eau du lac) entre le compartiment "i" et le compartiment "j". Le taux net d'accumulation de l'azote pour chaque compartiment " B_i " est simplement la somme des taux d'entrée moins la somme des taux de sortie. Une équation différentielle peut alors être écrite pour chaque compartiment, en supposant une réaction du premier ordre par rapport au compartiment précédent.

$$\left. \begin{aligned} \left(\frac{dB_1}{dt} = Q_1 + \tau_{41} B_4 + \tau_{61} B_6 + \tau_{71} B_7 - \pi_{12} B_1 + \pi_{13} B_1 \right) \\ \vdots \end{aligned} \right\} (7.5.2)$$

$$\left(\frac{dB_7}{dt} = \tau_{67} B_6 - \tau_{71} B_7 \right)$$

Remarque: Q_1 est le taux total des entrées d'azote dans le lac.

Le système résultant d'équations différentielles du premier ordre a été résolu numériquement et la réponse du modèle à différents types d'entrées a été étudiée. Les valeurs des différents coefficients de transfert ont été prises par Brezonik (1963) dans la littérature quand cela était possible; les autres ont été estimées. Ces coefficients ainsi que l'état initial de chacun des compartiments sont montrés au tableau 7.5.1

On a fait ensuite varier Q_1 de façon sinusoïdale avec une amplitude de 0.20 KgN/jour selon une période de 365 jours. La réponse des différents compartiments à cette entrée est montrée à la figure 7.5.4. Notons que les compartiments répondent selon une sinusoïde amortie et que les compartiments B_1 et B_6 présentent les plus grandes fluctuations.

Les figures 7.5.5 et 7.5.6 montrent respectivement les réponses des différents compartiments à une entrée d'azote sous forme d'échelon et sous forme d'impulsion.

TABLEAU 7.5.1

Taille initiale des compartiments et valeurs des coefficients du modèle d'azote

compartiment	val. init. kgN/l	coeffic.	val. init. Jour ⁻¹	coeffic.	val. init. jour ⁻¹
B ₁	35	π 12	0.0357	τ 24	0.10
B ₂	5	π 13	0.0085	τ 41	0.05
B ₃	16	μ 26	0.15	τ 45	0.35
B ₄	1	μ 36	0.02	τ 61	0.02
B ₅	10	μ 46	0.35	τ 64	0.005
B ₆	50	μ 56	0.035	τ 67	0.01
B ₇	0	-	-	-	-

- . Les coefficients omis sont nuls
- . $Q_1 = 0.5$ kg/N/Jour en régime permanent

(d'après Brezonik, 1968)

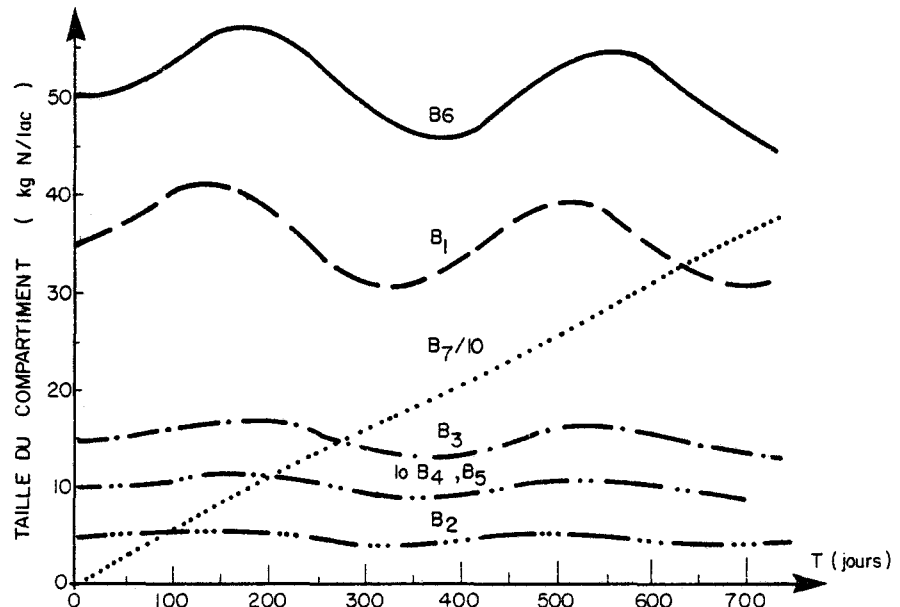


FIG.7.5.4. Effet d'une entrée sinusoïdale d'azote sur un modèle d'écosystème à un seul facteur limitant : $\bar{Q} = 0.5 \text{ kg/N/jour}$; ampli = 0.2 kg/N/jour . Période 365 jours (d'après Brezonik , 1968) .

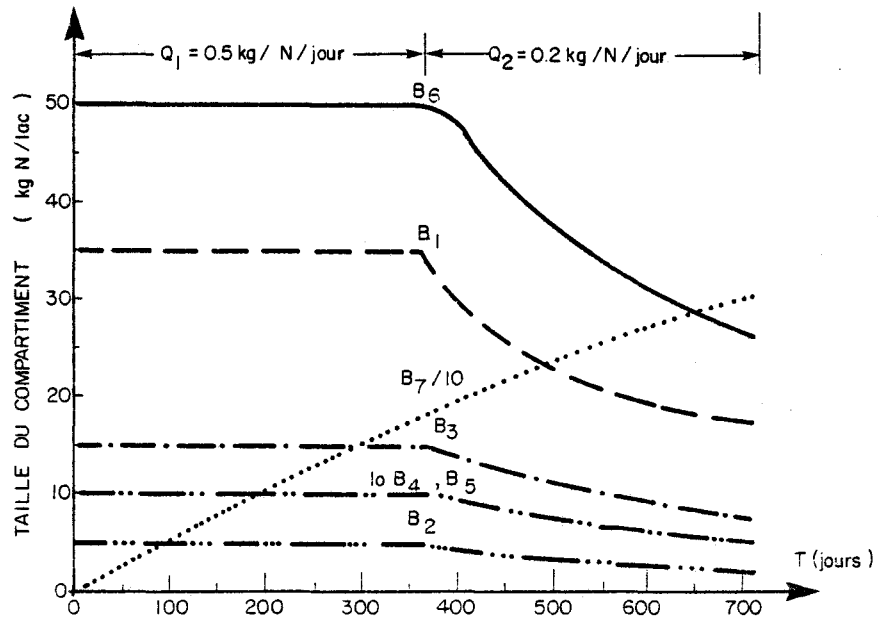


FIG.7.5.5. Effet d'un échelon d'azote comme entrée d'un modèle d'écosystème à un seul facteur limitant 1^{re} année $Q_1 = 0.5 \text{ kg/N/jour}$ (d'après Brezonik , 1968) . $Q_2 = 0.2 \text{ kg/N/jour}$

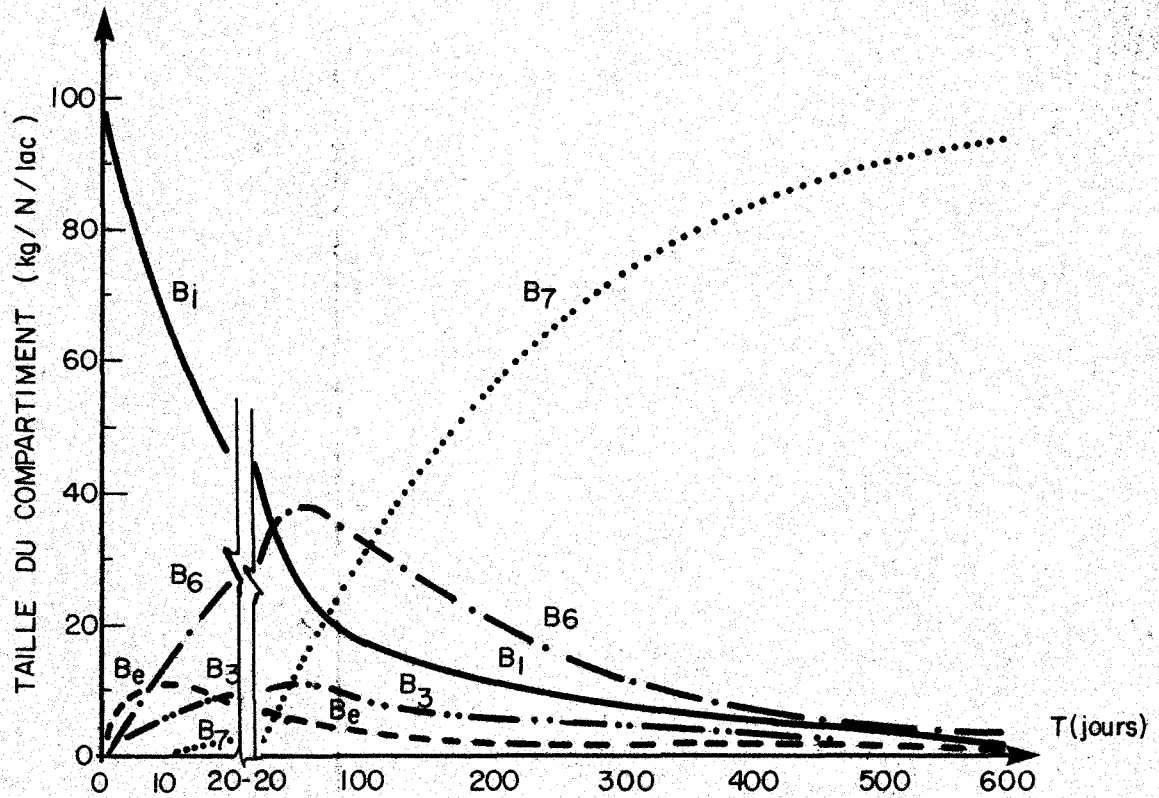


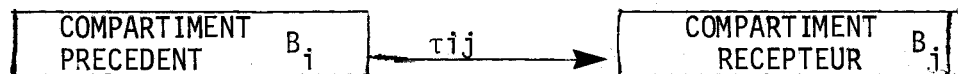
FIG. 7.5.6. Réponse d'un modèle d'écosystème à un seul facteur limitant à un apport instantané d'azote

- 100 kg/N dans le compartiment d'azote inorganique à $t = 0$

- tous les autres compartiments initialement vides .

(d'après Brezonik , 1968) .

Le modèle de Brezonik (1968) ne considère que la situation où le transfert d'un niveau à un autre niveau est bien représenté par une réaction de premier ordre par rapport au compartiment précédent. Ceci est une situation artificielle et il est probable que des relations plus réalistes doivent être appliquées; par exemple:



$$\begin{aligned}
 \text{(i) réaction du premier ordre (receveur)} \quad & \frac{dB_j}{dt} = \tau_{ij} B_j \\
 \text{(ii) réaction du deuxième ordre} \quad & \frac{dB_j}{dt} = \tau_{ij} B_i B_j \\
 \text{(iii) relation de Michaelis-Menton} \quad & \frac{dB_j}{dt} = \frac{\tau_{ij} B_i B_j}{K_{\tau_{ij}} + B_i} \quad \left. \vphantom{\frac{dB_j}{dt}} \right\} (7.5.3) \\
 \text{où } K_{\tau_{ij}} = & \text{ constante de Michaelis pour la réaction (M/L}^3\text{)} \\
 \text{(iv) relation de Lotka-Volterra} \quad & \frac{dB_j}{dt} = \tau_{ij} B_i B_j (1 - \alpha \beta_j)
 \end{aligned}$$

où α = coefficient d'auto-inhibition du compartiment receveur.

L'utilisation de ces quatre relations décrit mieux le phénomène (par exemple, la relation de Michaelis-Menton pour la consommation de l'azote inorganique par les algues et la cinétique du premier ordre pour les transferts vers les sédiments).

Ce modèle à compartiments a des inconvénients sérieux. Le premier obstacle réside en la difficulté sinon l'impossibilité d'évaluer expérimentalement certains coefficients. Le deuxième inconvénient provient de la variation journalière ou saisonnière de la plupart des coefficients de transfert, lesquels sont de plus sensibles à des facteurs de l'environne-

ment comme la température, la luminosité, la turbidité et les propriétés du mélange du volume d'eau. Malgré ces inconvénients, le modèle d'écosystème à compartiments présente un potentiel considérable comme outil de gestion.

7.5.2 Modèle d'écosystème de Chen

Quoique le modelage d'écosystèmes soit maintenant à la mode et que de nouveaux modèles soient formulés avec régularité, le modèle qui demeure le plus significatif jusqu'à ce jour est celui qu'a formulé Chen (1970). Celui-ci considère que l'écosystème aquatique (lac ou rivière) est constitué de quatre groupes principaux:

- (i) les substances abiotiques: le CO₂, les éléments nutritifs, etc.;
- (ii) les producteurs: les algues et les plantes à racines;
- (iii) les consommateurs: le zooplancton et le poisson;
- (iv) les dégradateurs: les bactéries et les champignons.

Les relations schématiques entre les divers composants du système sont montrées à la figure 7.5.7. Les points importants du modèle de Chen sont développés dans les paragraphes qui suivent.

A) Concept d'éléments nutritifs limitants

Dans le processus photosynthétique la vitesse de réaction totale est contrôlée par la réaction la plus lente (réaction critique) du système. Plusieurs facteurs de l'environnement comme la luminosité, l'azote et le phosphore peuvent devenir les éléments limitants et contrôler l'activité totale des algues. On peut donc écrire la vitesse de réaction sous la forme fonctionnelle suivante:

$$\mu = K_A \cdot f(A) \cdot f(I) \cdot f(\text{CO}_2) \cdot \dots \cdot f(\text{N}) \cdot F(\text{P}) \quad (7.5.4)$$

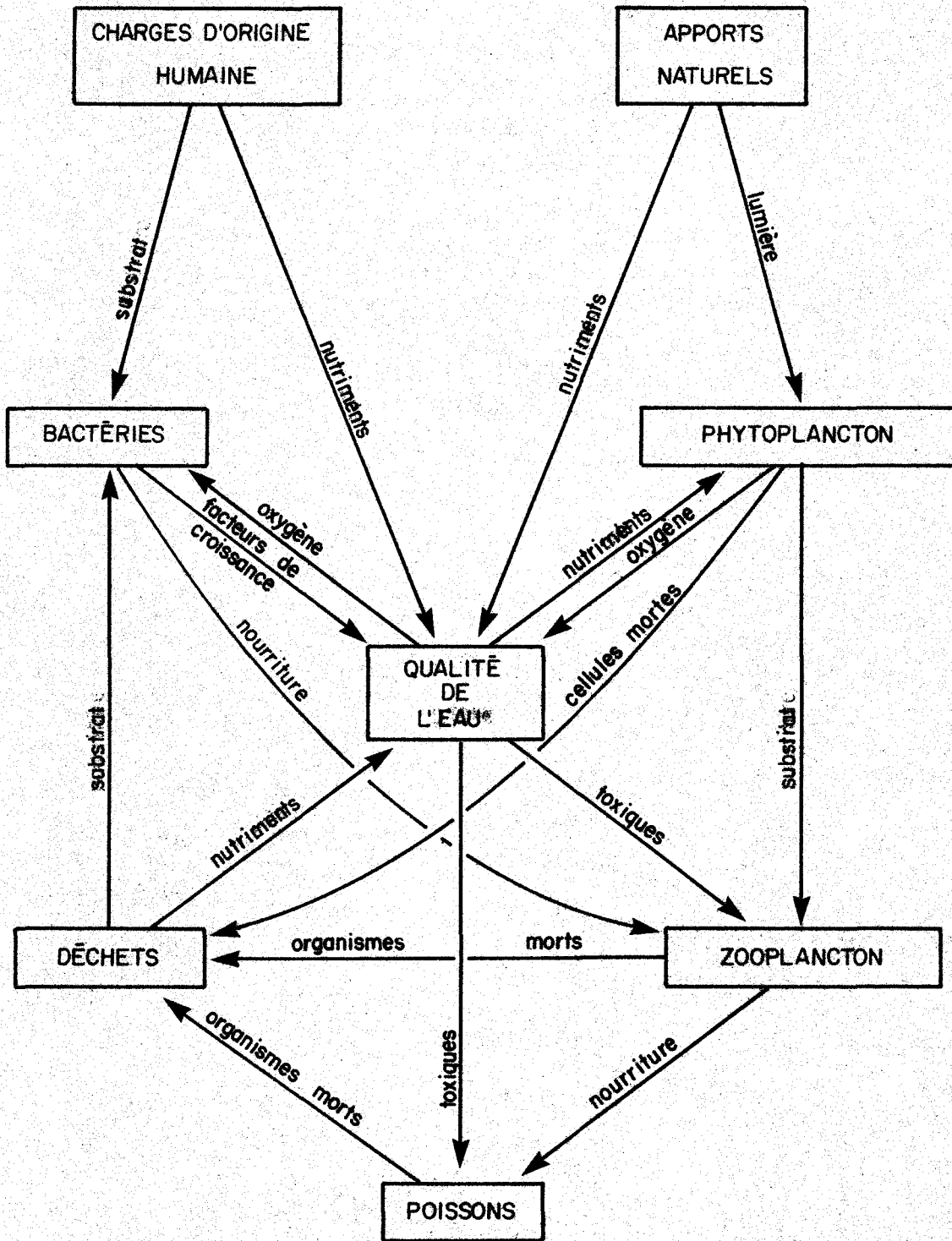


FIG. 7.5. 7. Relations dans un écosystème .

où

μ = constante de la vitesse de réaction

K_A = coefficient arbitraire

$f(A)$ = fonction de la biomasse des algues

$f(I)$ = fonction de l'intensité de la lumière

$f(\text{CO}_2)$ = fonction de la concentration en CO_2

$f(N)$ = fonction de la concentration en azote inorganique

$f(P)$ = fonction de la concentration en phosphore

Les cinétiques des éléments nutritifs limitants sont décrites de façon classique par l'équation de Michaelis-Menton.

$$\mu = \frac{\mu_m X}{K_S + X} \quad (7.5.5)$$

où

μ = taux de croissance en sec^{-1}

μ_m = taux de croissance maximum en sec^{-1}

K_S = constante de Michaelis égale à la valeur de X quand $\mu = \mu_m/2$ en mg/l

X = concentration de l'élément nutritif limitant en mg/litre

Cette équation 7.5.5 est représentée graphiquement à la figure 7.5.8. Elle peut équivaloir à une fonction de plusieurs facteurs limitants et prend alors la forme suivante:

$$\mu = \hat{\mu} \left(\frac{X_1}{K_1 + X_1} \right) \left(\frac{X_2}{K_2 + X_2} \right) \cdots \cdots \left(\frac{X_N}{K_N + X_N} \right) \quad (7.5.6)$$

où

μ = taux de croissance

$\hat{\mu}$ = taux de croissance maximum; quand $X_1, X_2, X_3 \dots X_N$ sont tous en excès, les valeurs de $\hat{\mu}$ vont de 0.02 à 0.15 par heure pour les communautés d'algues dans la nature

$K_1, K_2 \dots K_N$: constante de Michaelis égale à la valeur de $X_1, X_2 \dots X_N$

$X_1, X_2 \dots X_N$: concentrations des éléments nutritifs 1, 2... N limitant.

B) Effets de la température et de la respiration

Pour les effets de la température sur les réactions biologiques, Chen (1970) a utilisé la règle arbitraire suivante: le taux de réaction double pour une augmentation de température de 10°C . De plus, il a considéré que les pertes de biomasse dues à la respiration des algues sont égales à 10% de la production de la biomasse par ces mêmes algues.

C) Effets de la lumière et de l'ombre auto-portée

Chen (1970) a employé des relations empiriques qui expriment la radiation incidente en fonction de la nébulosité:

$$I = I_s (1 - 0.65 C^2) \quad (7.5.7)$$

où

I = radiation solaire incidente à la surface de l'eau

I_s = radiation incidente par ciel clair

C = nébulosité exprimée en pourcentage

Pour décrire l'atténuation de la lumière à travers la colonne d'eau, il a utilisé la loi de Beer-Lambert qui s'exprime:

$$\frac{dI}{dz} = - (\alpha_1 C_1 + \alpha_2 C_2 \dots + \alpha_N C_N) I \dots \quad (7.5.8)$$

où

I = intensité des radiations à n'importe quelle profondeur

z = distance sous la surface de l'eau

C_i = concentration de la substance i dans l'eau qui peut absorber la lumière (turbidité, couleur, etc.).

α_i = constante d'atténuation pour la substance i

Si tous les facteurs de l'équation 7.5.8 sont maintenus constants à l'exception de la densité des algues, cette équation se réduit à :

$$\frac{dI}{dx} = (a + \alpha C) I \quad (7.5.9)$$

où

I = intensité des radiations à n'importe quelle profondeur en cal/cm^2

a = niveau de base causé par tous les autres facteurs (sauf les algues) en cm^{-1}

C = densité des algues en mg/l

α = coefficient d'ombre auto-porté pour les algues en cm^2/mg

Les valeurs typiques pour a et α sont $1.7 \times 10^{-3} \text{ cm}^{-1}$ et $4.95 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{mg}$ respectivement.

D) Perte dans le système et déplacement de familles d'algues

Les sources principales de pertes pour le système des algues de la zone euphotique (la zone où la lumière pénètre) sont censées être la prédation par le zooplancton, la sédimentation et/ou le transport par les mélanges verticaux ou horizontaux. Le déplacement d'une espèce d'algue vers une autre dépend surtout des conditions des éléments nutritifs. Le modèle en a tenu compte; un exemple hypothétique de succession des algues est montré à la figure 7.5.9.

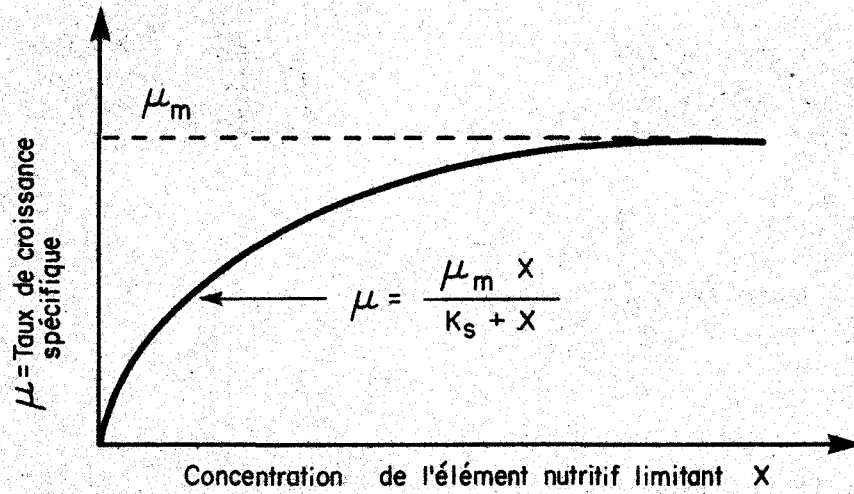


FIG. 7.5.8 . Équation de MICHAELIS - MENTON (d'après Chen , 1970) .

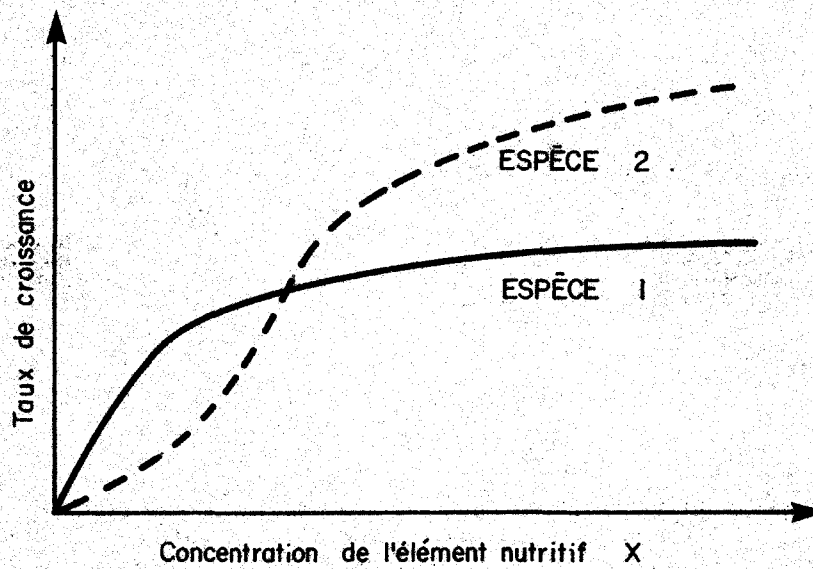


FIG. 7.5.9. Succession des familles d'algues (d'après Chen , 1970) .

La succession des familles d'algues peut aussi être influencée par d'autres facteurs comme la température de l'eau, la saison et les conditions d'éclairement.

E) Développement du modèle

Une équation différentielle a été formulée pour décrire la vitesse de changement de la biomasse dans les compartiments du phytoplancton, du zooplancton, des poissons et des déchets. Les équations de continuité de masse ont été écrites pour des substances conservatives ou non conservatives, par exemple: l'azote, le phosphore ou l'oxygène dissous. De plus, les bilans de l'eau et des éléments nutritifs ont été établis. Les équations du système sont rassemblées au tableau 7.5.2.

Le modèle a été essayé pour un système de rivière hypothétique de 16.5 mètres de large, 3.5 mètres de profondeur et tronçonné en éléments de 500 mètres de long. Quatre espèces d'algues, une espèce de zooplancton et un rejet azoté ont été inclus dans le système. Les prédictions du modèle sont présentées à la figure 7.5.10.

On a aussi soumis ce modèle à une analyse de sensibilité et un exemple de la réponse des différents paramètres à des vitesses de décomposition des déchets est montré à la figure 7.5.11.

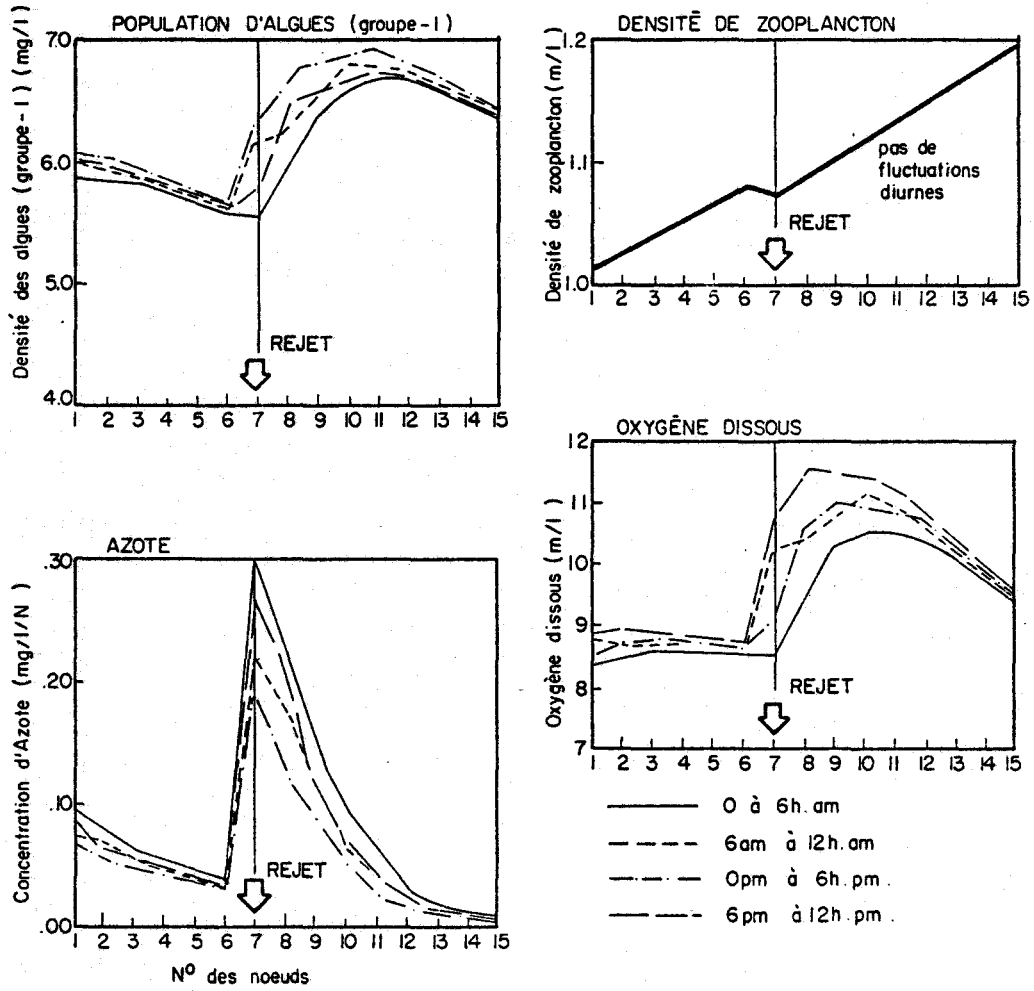


FIG. 7.5.10 . Profils typiques des concentrations pour l'écosystème hypothétique .

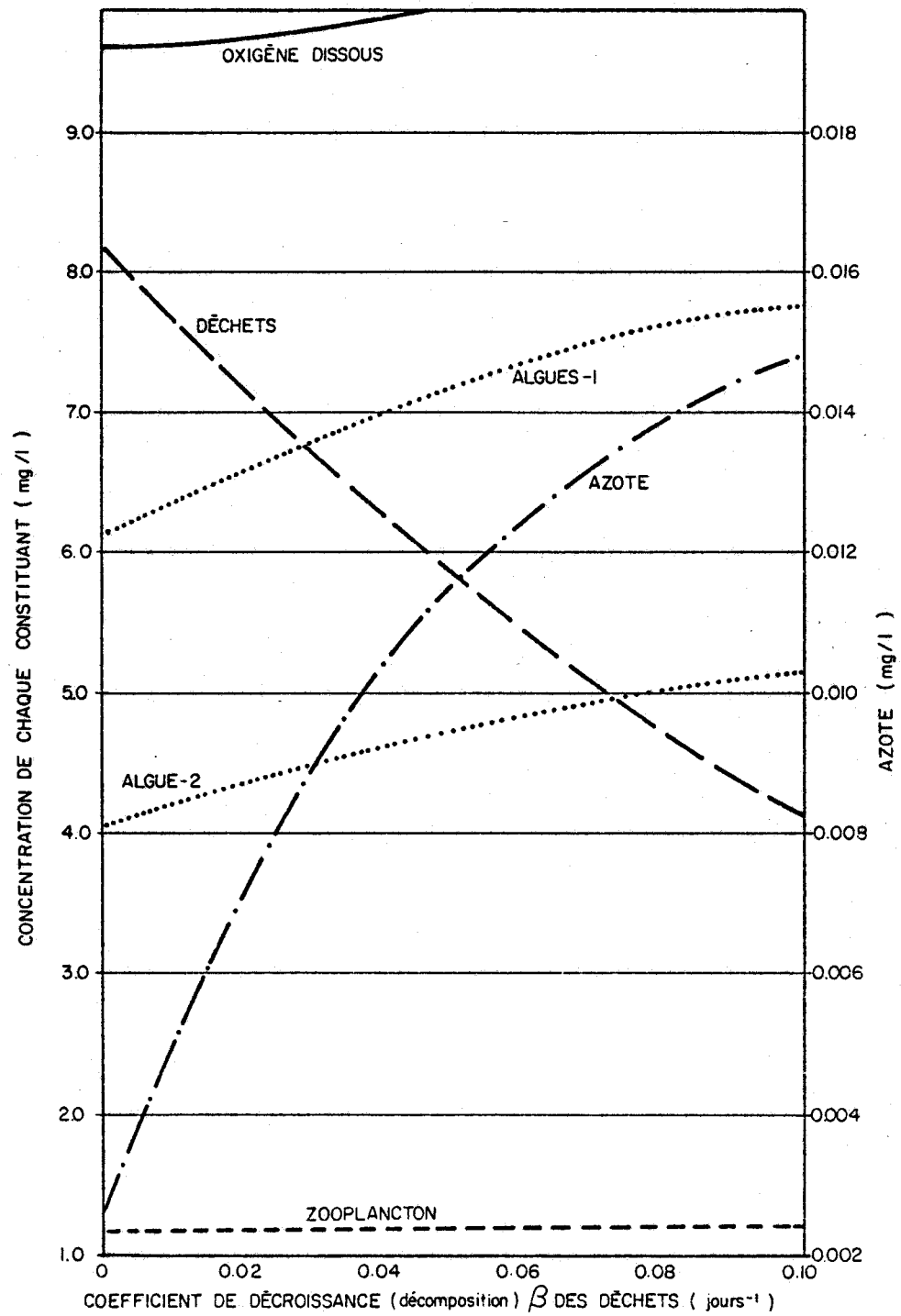


FIG. 7.5. II. Réponses écologiques à différentes vitesses de décomposition des déchets.

TABLEAU 7.5.2

EQUATIONS DIFFERENTIELLES DU MODELE DE CHEN (1970)
D'UN ECOSYSTEME AQUATIQUE

1) Conservation de l'eau:

$$\frac{d\bar{V}}{dt} = Q_i - Q_o + P - E + Q_{in*} - Q_{out*}$$

2) Continuité de la masse pour une substance conservative:

$$\frac{D(\bar{V}c)}{dt} = Q_i c_i - Q_o c + Q_{in} c_{in} - Q_{out} c + A E \frac{dc}{dx}$$

3) Continuité de la masse pour une substance non conservative:

$$\frac{d(\bar{V}c)}{dt} = Q_i c_i - Q_o c + Q_{in} c_{in} - Q_{out} c + A E \frac{dc}{dx} - K V c$$

4) Bilan des éléments nutritifs:

$$\frac{d(\bar{V}c)}{dt} = T + A E \frac{dc}{dx} - \frac{1}{Y_p} \sum_{i=1}^2 \mu_i P_i + d Z + B D$$

5) Biomasse du phytoplancton:

$$\frac{d(V_{pi})}{dt} = T + A E \frac{dP_i}{dx} + (\mu_i - r - s) P_i - \frac{1}{Y_Z} g \cdot P_{fi} \cdot Z$$

6) Biomasse du zooplancton:

$$\frac{d(Vz)}{dt} = T + A E \frac{dz}{dx} + z \sum_{i=1}^2 g_i P_{fi} - mz - \frac{1}{Y_F} \cdot \gamma \cdot F$$

* in: entrée, out: sortie.

7) Biomasse des poissons:

$$\frac{d(VF)}{dt} = \frac{1}{\gamma} F \sum_{j=1}^N \gamma_j V_j - h F$$

8) Déchets:

$$\frac{dD}{dt} = sp + \frac{m}{Y_z} - K_d D$$

9) Oxygène dissous:

$$\frac{d(Vo)}{dt} = T + AE \frac{do}{dt} + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^2 (M_i - r) P_i - K_d (DBO) - K_S D + K_a A_s (o_s - o)$$

LEGENDES

- \bar{V} = volume du tronçon de rivière ou de lac
- Q_i = débit provenant de l'amont
- Q_o = débit sortant vers l'aval
- P = précipitation sur ce tronçon
- E = évaporation de ce tronçon
- Q_{in} = apport de débit local
- Q_{out} = perte de débit locale
- t = temps
- C = concentration d'un constituant dans la case
- C_i = concentration d'un constituant dans la case amont
- C_{in} = concentration associée avec Q_{in}
- A = surface transversale de la section
- E = coefficient global de diffusion
- $\frac{dc}{dx}$ = gradient de concentration selon l'axe x
- K = coefficient de décroissance
- T = transfert advectif total

- μ_i = constante de croissance pour le phytoplancton du groupe i
- Y_p = rendement du phytoplancton pour un élément nutritif spécifique
- P_i = concentration en masse du phytoplancton du groupe i
- γ = coefficient de retour des nutriments du zooplancton
- Z = concentration de la biomasse du zooplancton
- B = coefficient de recyclage à partir des sédiments
- D = déchets accumulés au fond
- r = vitesse de respiration
- s = vitesse de sédimentation
- Y_z = rendement du zooplancton
- g = taux de croissance spécifique du zooplancton
- P_{ci} = facteur de préférence pour le phytoplancton du groupe i
- m = mortalité du zooplancton
- γ = taux de croissance spécifique du poisson
- F = rendement du poisson
- g_j = taux de croissance spécifique du poisson pour la case j
- V_i = volume de la case j
- V = volume total du système
- h = facteur de capture

- K_d = vitesse de dégradation bactérienne
- o = concentration de l'oxygène dissous
- R = facteur de conversion en l'oxygène et la biomasse des algues
- DBO = demande biochimique en oxygène
- K_b = vitesse de décroissance de la DBO
- K_s = vitesse de prélèvement de l'oxygène par les sédiments
- K_a = coefficient de réaération
- A_s = surface
- O_s = concentration de saturation de l'oxygène

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BARTSCH, A. et W.M. INGRAM (1965).
 "Stream Life and the Pollution Environment". Public Works Publication, Ridge-wood, New Jersey.
- BENNETT, J.P. and R.E. RATHBUN (1971).
 "Reaeration in open-channel flow". Open file reports, U.S. Dept. of the Interior, Geological Survey, Water Resources Div., Fort Collins, Colorado.
- BIRD, R.B., W.E. STEWART and E.N. LIGHTFOOT (1960).
 "Transport phenomena". John Wiley and Sons, New York: 780 p.
- BREZONIK, P.L. (1968).
 "Application of mathematical models to the eutrophication process". Proc. 11th Conf. Great Lakes Res., Milwaukee, Wisconsin: p. 16.
- CHEN, C.W. (1970).
 "Concepts and utilities of an ecologic model". J. San. Eng. Div., 96: 1085.
- COUILLARD, D. et M. PEDNEAULT (1972).
 "Calcul de réacteur et modèles mathématiques de qualité des eaux - Etude préliminaire". INRS-Eau, Rapport scientifique No 7, 38 p., 2 appendices.
- DANCKEVERTZ, P.V. (1951).
 "Significance of Liquid Film Coefficients in Gas Absorption". Ind. Eng. Chem., 43, 6.
- DELAY, W.H. and J. SEADERS (1966).
 "Predicting temperatures in rivers and reservoirs". J. San. Eng. Div., 92: 115.
- DENBIGH, K.G. and J.C.R. TURNER (1971).
 "Chemical reactor theory". Cambridge University Press, London: 224 p.
- DITORO, D.M. (1970).
 "A dynamic model of phytoplankton populations in natural waters". Env. Eng. and S. Prog. Manhattan, College, New York.
- DOBBINS, W.E. (1964).
 "BOD and oxygen relationships in streams". J. San. Eng. Div., 90: 53.
- EDINGER, J.E., K.B. BRADY and W.L. GRAVES (1968)
 "The variation of water temperatures due to stream electric cooling operation"s. J. Water Pollution Control Federation, 40: 1632.
- FISHER, H.B. (1969).
 "The effects of bends on dispersion in streams". Water Resources Res. 5: 496.
- FISHER, H.B. (1973).
 "The mechanism of dispersion in natural streams". J. Hydr. Div., 99.

- FRANKEL, R.J. and W.W. HANSEN (1968).
 "Biological and physical responses in a freshwater dissolved oxygen model".
In: Advances in Water Quality Improvement, University of Texas Press, Austin.
- GAMESON, A.H. editor (1975).
 "Discharge of Sewage from Sea Outfalls". (Supplement to Progress in Water
 Technology Ser.). Pergamon Press, New York.
- GANNON, J.J. (1966).
 "River and laboratory BOD rate considerations". J. San. Eng. Div., 92: 135.
- GAUDY, A.F. (1972).
 "Biochemical oxygen demand". In: Water Pollution Microbiology. R. Mitchell,
 editor. Wiley Interscience, New York: 416 p.
- GUYMON, G.L., V.H. SCOTT and L.R. HERRMANN (1970).
 "A general numerical solution of the two-dimensional diffusion-convection equation
 by the finite element method". Water Resources Research, 6: 1611.
- HAYNES, F.R. (1963).
 "Chemical characteristics of fresh water". Great Lakes Res. Div., University of
 Michigan, Publ. 10: 112.
- HAYS, J.R. and P.A. KRENKEL (1968).
 "Mathematical modeling of mixing phenomena in rivers". In: Advances in Water
Quality Improvement, University of Texas Press, Austin.
- HEILING, L.J. and R.L. O'CONNEL (1966).
 "A study of tidal dispersion in the Potomac River". Water Resources Research, 2:
 825.
- HRBACEK, J. and M. STRASKRABA (1966).
 "Hydrobiological studies". Publishing House of the Czechoslovak Academy of Scien-
 ces. 3 vol.
- ISAACS, W.P. and A.F. GAUDY (1968).
 "Atmospheric oxygenation in a simulated stream". J. San. Eng. Div., 94: 319.
- KLEIN, L., J.R.E. JONES, H.A. HAWKES and A.L. DOWNING (1962).
 "River Pollution; Causes and Effects, Butterworths". Londres. 3 vol.
- KRENKEL, P.A. (1962).
 "Waste dispersion characteristics of streams using turbulent diffusion phenomenon".
 J. Water Pollution Control Fed., 34: 1203.
- LE BOSQUET, A.M. (1946).
 J. New Eng. Water Works Ass., 60: 111.
- LEFORT, D. (1971).
 "Modèles mathématiques de pollution de rivière". La Houille Blanche, No special
8: 699.

- LEVENSPIEL, O. (1962).
"Chemical reactor engineering". John Wiley and Sons, New York: 501 p.
- LEVENSPIEL, O. and K.B. BISCHOFF (1961).
Ind. Eng. Chem., 53: 313.
- LEWIS, W.K. and W.G. WHITMAN (1924).
"Principles of Gas Absorption". Ind. Eng. Chem. 16: 1215.
- LIEBMAN, J.C. and D.P. LOUCKS (1966).
"A note on oxygen sag equations". J. Water Pollution Control Fed., 38: 1963.
- LINDEMANN, R.L. (1942).
"The trophic dynamic aspect of ecology". Ecology, 23: 415.
- MEINCK, F., H. STOOFF et H. KOHLSCHUTTER (1970).
"Eaux résiduares industrielles". 4E Ed. Rev. trad. par André Casser, Masson, Paris: 865 p.
- O'CONNOR, D.J. (1967).
"The temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in streams". Water Resources Research, 3: 65.
- O'CONNOR, D.J. and D.M. DITORO (1968).
"Analysis of the dissolved oxygen variation in a flowing stream". In: Advances in Water Quality Improvement, University of Texas Press, Austin.
- O'CONNOR, D.J. and D.M. DITORO (1970).
"Photosynthesis and oxygen balance in streams". J. San. Eng. Div., 96: 547.
- ODUM, H.T. (1956).
"Primary production in flowing waters". Limnol. Oceanogr., 1: 102.
- ODUM, H.T. (1957).
"Trophic structure and productivity of Silver Springs". Ecol. Monogr., 27: 55.
- ODUM, H.T. (1960).
"Biological potential and analog circuits for the ecosystems". Am. Scientist, 48: 1.
- OGUNROMBI, J.A. and W.E. DOBBINS (1970).
"The effects of benthic deposits on the oxygen resources of natural streams". J. Water Pollution Control Federation, 42: 538.
- OWENS, M., R.W. EDWARDS and J.W. GIBBS (1964).
"Some Reaeration Studies in Streams". Int. J. Air Wat. Poll., 8, p. 469.
- PATTEN, B.C. (1966).
"The biocinetic process in an estuarine phytoplankton community". Oak Ridge Nat. Lab. Report 3946, Oak Ridge, Tennessee.
- RAPHAEL, J.M. (1962).
"Power division". J. San. Eng. Div. 88: 159.

REED, E. and E.J.V. THERIAULT (1927).

"The Oxygen Demand of Polluted Waters". Public Health Bull. 173, U.S. Public Health Service, Washington, D.C.

STREETER, H.W. and E.B. PHELPS (1925).

"A study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River, III, Factors Concerned in the Phenomena of Oxidation and Reaeration". U.S. Pub. Health Serv., Pub. Health Bulletin No. 146, 75 p. (Ré-imprimé par U.S. DHEW, PHS, 1958).

TEAL, J.M. (1957).

"Community metabolism in a temperate cold spring". Ecol. Monogr., 27: 283.

THACKSTON, E.L. and P.A. KRENKEL (1967).

"Longitudinal mixing in natural streams". J. San. Eng. Div., ASCE, 93: 67.

THACKSTON, E.L. and P.A. KRENKEL (1969).

"Reaeration prediction in natural streams". J. San. Eng. Div. 95: 65.

THACKSTON, E.L. and K.B. SCHNELLE (1970).

"Predicting effects of dead zones on stream mixing". J. San. Eng. Div., 96: 319.

THOMANN, R.V. (1972).

"Systems analysis and water quality management". Env. Sci. Serv., U.S. Environmental Protection Agency, Wash. D.C. 286 p.

THOMAS, H.A. (1937).

"The slope method of evaluating the constants of the first-stage biochemical oxygen-demand curve". Sewage Works J., 9: 425.

**Achévé d'imprimer à
Québec en mai 1978, sur
les presses du Service de la reprographie
du Bureau de l'Éditeur officiel
du Québec**