

Manuel de microbiologie de l'environnement

A. J. DRAPEAU
S. JANKOVIC



ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ GENÈVE 1977

MANUEL DE MICROBIOLOGIE DE L'ENVIRONNEMENT

par le

PROFESSEUR ARNOLD J. DRAPEAU

*Ingénieur chimiste (Université Laval, Québec)
Diplômé en bactériologie (Université de Toronto)
Professeur titulaire de génie de l'environnement,
Département de Génie civil,
Ecole Polytechnique de Montréal, Canada*

et le

PROFESSEUR STEVAN JANKOVIC

*Docteur en chimie (Université de Zagreb)
Ancien professeur de chimie et de microbiologie de l'environnement
au Centre interrégional de Génie sanitaire,
Ecole Mohammadia d'Ingénieurs,
Université Mohammed V,
Rabat, Maroc*



ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ

GENÈVE

1977

ISBN 92 4 254058 7

© Organisation mondiale de la Santé, 1977

Les publications de l'Organisation mondiale de la Santé bénéficient de la protection prévue par les dispositions du Protocole N° 2 de la Convention universelle pour la Protection du Droit d'Auteur. Pour toute reproduction ou traduction partielle ou intégrale, une autorisation doit être demandée au Bureau des Publications, Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse. L'Organisation mondiale de la Santé sera toujours très heureuse de recevoir des demandes à cet effet.

Les appellations employées dans cette publication et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part du Secrétariat de l'Organisation mondiale de la Santé aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

La mention de firmes et de produits commerciaux n'implique pas que ces firmes et produits commerciaux sont agréés ou recommandés par l'Organisation mondiale de la Santé de préférence à d'autres. Sauf erreur ou omission, une majuscule initiale indique qu'il s'agit d'un nom déposé.

Les vues exprimées dans cette publication n'engagent que leurs auteurs.

IMPRIMÉ EN SUISSE

TABLE DES MATIERES

	Pages
Introduction	v
Chapitre I L'écologie	1
Chapitre II L'homme et la biosphère	5
Chapitre III Bactériologie des eaux d'alimentation, des eaux d'égout et des eaux polluées	8
Chapitre IV Virologie des eaux d'alimentation et des eaux d'égout	19
Chapitre V Techniques d'enlèvement des virus	23
Chapitre VI Techniques de concentration des virus	55
Chapitre VII Les algues et leurs effets	68
Chapitre VIII Microbiologie des eaux de baignade	87
Chapitre IX Microbiologie des lacs et notions de limnologie	99
Chapitre X Microbiologie des eaux de retenue (réservoirs, etc.)	104
Chapitre XI Microbiologie des cours d'eau	107
Chapitre XII Microbiologie des eaux marines	136
Chapitre XIII Microbiologie des étangs d'oxydation	147
Chapitre XIV Microbiologie des lits bactériens	158
Chapitre XV Microbiologie du procédé de la boue activée	173
Chapitre XVI Microbiologie des procédés en système clos	176
Chapitre XVII Microbiologie de la digestion aérobie des boues	179
Chapitre XVIII Microbiologie de la digestion anaérobie	183
Chapitre XIX Biodégradation des polluants industriels	191
Chapitre XX Epuration dans le sol et réutilisation des eaux d'égout	196
Chapitre XXI Microbiologie du traitement des déchets solides	206
Chapitre XXII Microbiologie des sédiments	211
Chapitre XXIII Microbiologie du lait	217
Chapitre XXIV Microbiologie du sol	224
Chapitre XXV Microbiologie de l'air	234
Glossaire	241
Bibliographie des principaux ouvrages de référence (biologie, microbiologie et biochimie générales)	
I. Ouvrages en langue française	247
II. Ouvrages en langue anglaise	248
Liste des figures	249

INTRODUCTION

“La protection et l'amélioration de l'environnement est une question d'importance majeure qui affecte le bien-être des populations et le développement économique dans le monde entier; elle correspond au vœu ardent des peuples du monde entier, et constitue un devoir pour tous les gouvernements.” Ainsi s'exprime la déclaration de la conférence des Nations Unies sur l'environnement,(1) qui s'est tenue à Stockholm en juin 1972. La déclaration poursuit : “Les exemples de dommages, de destruction et de dévastation provoqués par l'homme se multiplient sous nos yeux en de nombreuses régions du globe; on constate des niveaux dangereux de pollution de l'eau, de l'air, de la terre et des êtres vivants; des perturbations profondes et regrettables de l'équilibre écologique de la biosphère; la destruction et l'épuisement de ressources irremplaçables; enfin de graves déficiences qui sont dangereuses pour la santé physique, mentale et sociale de l'homme, dans l'environnement qu'il crée, et en particulier dans son milieu de vie et de travail. ... Nous sommes à un moment de l'histoire où nous devons orienter nos actions dans le monde entier en songeant davantage à leurs répercussions sur l'environnement.” Dans le même ordre d'idées, il est maintenant admis que le développement économique et industriel non contrôlé d'une part et l'application dans la vie quotidienne des techniques modernes de l'autre risquent fort souvent d'avoir des effets défavorables sur le milieu humain.

Pour éviter de laisser le milieu se dégrader davantage, il est nécessaire de donner au personnel exerçant son activité dans le domaine de la protection de l'environnement en général, et de l'hygiène du milieu en particulier, des notions solides d'écologie, de biologie, et plus spécialement de chimie et de microbiologie de l'environnement. Abondant dans ce sens, la troisième conférence nationale des Etats-Unis d'Amérique sur la formation d'ingénieurs diplômés en hygiène du milieu et en génie sanitaire a recommandé que toute formation en génie de l'environnement soit basée sur des fondements solides comprenant les systèmes biologiques, les processus naturels et physiques, et les sciences sociales.(2) Un Comité OMS d'experts de l'Enseignement de l'Hygiène du Milieu aux Ingénieurs (3) a pour sa part préconisé que l'étude de la biologie, y compris la biologie moléculaire et la biochimie, fasse partie de la formation de tous les futurs ingénieurs, quelle que soit la spécialité à laquelle ils se destinent. L'expérience a montré que, trop souvent, les ingénieurs et techniciens chargés de programmes visant à protéger et à améliorer l'environnement ne possèdent qu'une connaissance plutôt vague et superficielle des processus biologiques qui ont lieu couramment dans la nature et dans les systèmes de traitement des déchets liquides et solides. Ces systèmes, mal calculés, ne remplissent pas leur rôle, présentent des carences fonctionnelles souvent difficiles à corriger, et peuvent même contribuer à une pollution accrue des eaux réceptrices. De leur côté, les microbiologistes qui devraient épauler les ingénieurs et les techniciens de l'environnement ne sont eux-mêmes pas toujours au courant des particularités de la microbiologie sanitaire et du fonctionnement des installations de traitement des déchets.

Consciente de la complexité, de la diversité et de l'ampleur des problèmes de santé qu'impliquent les divers types d'agressions de l'environnement, la Vingt-Sixième Assemblée mondiale de la Santé a en 1973, dans sa résolution WHA26.59 sur la formation des personnels de l'environnement, recommandé aux Etats Membres :

- “1) d'introduire ou de renforcer l'enseignement des sciences de la santé dans les programmes de formation des différentes catégories de personnel de l'environnement;
- “2) d'utiliser par priorité un tel personnel au sein des institutions chargées de la planification et de la mise en oeuvre de programmes coordonnés visant à la promotion de la santé et à l'amélioration de l'environnement humain, ainsi qu'à tous les échelons des organes d'exécution”.

Elle a aussi attiré l'attention sur le besoin de donner aux différentes catégories de personnel de santé et de l'environnement des connaissances communes, multidisciplinaires, pour sauvegarder l'unité de vues indispensable aux finalités de la santé.

Un des objectifs permanents de l'OMS est d'aider les Etats Membres qui le lui demandent à assurer la formation théorique et pratique de diverses catégories de personnel pour les services qui s'occupent des problèmes d'hygiène du milieu. Dans la poursuite de cet objectif, l'OMS a été handicapée par le manque presque total sur le marché d'ouvrages appropriés à l'enseignement en langue française de la chimie et de la microbiologie de l'environnement. Un premier pas pour combler cette lacune a été fait en 1974 avec la publication par l'Organisation d'un *Manuel de chimie de l'environnement* sous la signature de M. le Professeur Stevan Jankovic, professeur de chimie et de microbiologie de l'environnement au Centre inter-régional de Génie sanitaire, Ecole Mohammadia d'Ingénieurs, Université Mohammed V, Rabat, Maroc. L'ouvrage que voici en constitue un complément indispensable pour l'enseignement des sciences de l'environnement tant aux ingénieurs sanitaires qu'aux chimistes et aux biologistes de l'environnement. Les auteurs, comptant à eux deux plus de trente années d'enseignement dans des écoles d'ingénieurs, se sont acquittés de leur tâche de manière très exhaustive. L'ouvrage servira également de texte de référence aux ingénieurs, techniciens et microbiologistes travaillant dans les ministères ou instituts de santé publique comme dans les offices de protection de l'environnement.

L'OMS remercie le Gouvernement de la Confédération suisse de l'aide financière dont a bénéficié la publication de cet ouvrage.

(1) Organisation des Nations Unies (1972), Rapport de la conférence des Nations Unies sur l'environnement, Stockholm, 1972, document A/CONF.48/14/Rev.1, p. 3.

(2) American Academy of Environmental Engineers & Association of Env. Eng. Professors (1973), Proceedings of the 3rd National Env. Eng. Education Conference, Drexel University.

(3) Rapport paru dans Série de Rapports techniques OMS, No 376, 1967.

NOTE

Les chiffres entre parenthèses - (1), (2), (3), etc. - figurant dans le texte renvoient aux références bibliographiques particulières dont la liste est donnée à la fin de chaque chapitre. Il en est de même des chiffres suivant la mention "d'après bibliographie - □" qui accompagne la plupart des figures et tableaux. On trouvera en outre à la fin du volume une bibliographie sommaire des principaux ouvrages généraux de référence (français et anglais).

CHAPITRE I

L'ÉCOLOGIE

1. DEFINITION DE L'ÉCOLOGIE

Il y a plusieurs définitions de l'écologie; cependant, un grand nombre d'auteurs la définissent comme étant une science qui étudie les écosystèmes, ce qui nécessite une autre définition, celle de l'écosystème. L'écosystème est un système dynamique constitué par un grand nombre d'individus vivant dans un même milieu et qui se maintient et se régularise grâce à de très nombreuses relations entre ses composants (1).

L'étang est un bon exemple d'écosystème. Selon F. R. Hayes (2), "un étang n'est pas une masse d'eau qui contient des éléments nutritifs, mais un système équilibré d'eau et de substances abiotiques, de producteurs, de consommateurs et de réducteurs (micro-organismes décomposants)".

Les producteurs d'un étang sont les plantes photosynthétisantes, parmi lesquelles il y a de grandes plantes enracinées ou flottantes et des plantes minuscules, ces dernières connues sous le nom de phytoplancton. Les producteurs forment le premier niveau trophique.

Les consommateurs primaires d'un étang sont les animaux herbivores, soit les organismes du fond d'étang et le zooplancton. Ils forment le second niveau trophique. Les consommateurs secondaires sont les animaux carnivores qui se nourrissent de consommateurs primaires. Les poissons, qui forment le troisième niveau trophique, en sont un exemple.

Les micro-organismes décomposants d'un étang sont les bactéries et les microchampignons, distribués dans toute la masse d'eau et particulièrement à l'interface boue-eau où les organismes végétaux et animaux s'accumulent, ainsi que dans la zone de photosynthèse. Ils forment le dernier niveau trophique.

Les écologistes sont formés à étudier les problèmes qui se situent à la jonction de quelques-unes des sciences de base (biologie, biogéographie, éthologie ou science des comportements).

2. SUBDIVISION DE L'ÉCOLOGIE

D'après Dajoz (3), l'écologie comporte trois grandes subdivisions :

- a) *l'autoécologie* (Schroter, 1896), qui étudie les rapports d'une seule espèce avec son milieu;
- b) *la dynamique des populations* (Schwerdtfeger, 1953), qui décrit les variations de l'abondance des diverses espèces et en recherche les causes; et
- c) *la synécologie* (Schroter, 1902), qui analyse les rapports entre les individus appartenant aux diverses espèces d'un groupement et avec leur milieu.

La tendance actuelle est de subdiviser l'écologie en quatre parties :

- a) écologie d'espèces;
- b) écologie de populations;
- c) écologie de communautés; et
- d) écologie d'écosystèmes.

De la sorte, on évite de parler d'autoécologie ou de synécologie.

L'écologie peut encore être subdivisée en fonction du type d'environnement, comme dans le cas de la zonation, et l'on parle alors d'écologie des eaux douces, d'écologie marine et d'écologie terrestre.

Les avantages de ces subdivisions sont qu'elles facilitent la discussion et la compréhension, et qu'elles suggèrent des voies profitables à la spécialisation (p. ex. en microbiologie sanitaire ou en hydrobiologie appliquée).

3. DOMAINE DE LA RECHERCHE EN ÉCOLOGIE

A l'heure actuelle l'écologie englobe des champs d'investigation allant des ressources en eau et de l'hygiène du milieu jusqu'aux problèmes de la planification régionale. Ce qui est nouveau en écologie, ces dernières années, c'est la possibilité de l'appliquer aux larges systèmes terrestres (p. ex. bassins versants ou déserts) en utilisant les concepts de consommation-production qui ont beaucoup aidé à la compréhension des lacs, des estuaires, des récifs de corail, etc. Voici quelques autres exemples des applications de l'écologie contemporaine (3,4) :

- a) le développement de la lutte biologique contre les espèces nuisibles à l'agriculture, à l'homme et au bétail;
- b) l'aménagement rationnel du territoire, avec la création de réserves et de parcs nationaux;

(1),(2),(3), etc. : voir note, p. vi.

- c) l'étude et le contrôle des abondances des êtres vivants et l'étude du flux de matière et d'énergie dans les écosystèmes (p. ex. lutte contre la prolifération d'algues);
- d) l'étude de la stabilité des écosystèmes et la recherche des moyens d'éviter les changements irréversibles dans la nature (p. ex. étude des processus de pollution des écosystèmes : puisque ce dernier exemple est à la base de cet ouvrage, la section 4 qui suit lui est consacrée);
- e) l'étude de nouvelles populations à maîtriser comme source d'alimentation future;
- f) l'étude de nouvelles méthodes de simulation réaliste des écosystèmes; il convient de mettre en garde contre les tentatives actuelles de réaliser des modèles de laboratoire simplifiés et de "mathématiser" les phénomènes complexes;
- g) l'étude d'écosystèmes synthétiques en essayant d'assurer leur régularité de marche (p. ex. dans les vaisseaux spatiaux, dans les profondeurs des eaux, ou encore dans le but d'améliorer la production alimentaire).

4. LES PROCESSUS DE POLLUTION DES ECOSYSTEMES (5)

La pollution dans le sens biologique est l'introduction d'éléments antibiotiques dans le cycle de ressources. Le mot "antibiotique" désigne la capacité d'arrêter complètement, de refréner ou de diriger l'activité biologique. Le "cycle de ressources" signifie dans ce contexte la réversibilité des éléments dans l'écosystème. L'"écosystème" comprend les éléments interagissants, vivants et non vivants, dans un habitat particulier.

Que se produit-il lorsque des "polluants" sont introduits dans ces cycles ?

Une des conséquences possibles est la fin complète des processus biotiques; exemple : l'addition d'asphalte ou d'huile dans la microsphère où des échanges entre la matière vivante et non vivante avaient lieu au préalable.

Une autre conséquence peut être la diminution de l'efficacité de l'écosystème causée par la présence physique de polluants; exemple : les déchets métalliques réduisent la surface des échanges.

Il est des cas au contraire où les polluants peuvent augmenter l'efficacité de l'écosystème; exemple : lorsque des rivières sont polluées, certaines espèces vulnérables peuvent disparaître à cause des changements introduits dans l'écosystème, tandis que les espèces qui survivent peuvent augmenter en nombre parce qu'elles ont accès aux ressources introduites dans l'écosystème de l'extérieur, lesquelles n'étaient pas disponibles auparavant.

Une déviation dans la dynamique de l'écosystème représente une autre possibilité. Considérons quelques écosystèmes séparés : étang - marais - terrain voisin élevé et boisé. En introduisant des polluants, qui sont par définition sélectifs, la longue adaptation mutuelle de ces trois régimes et la coopération et la compétition entre eux sont rompues violemment.

La pollution peut enfin troubler les cycles géomorphiques qui gouvernent le passage d'une unité écosystématique dans une autre; exemple : la substitution à un régime de marécage d'un régime aquatique ou d'un régime de terrain élevé boisé peut cesser d'être renouvelable par suite de pollution.

5. PRINCIPES ET CONCEPTS CONCERNANT L'ECOSYSTEME (6)

5.1 Succession écologique

Une communauté écologique consiste en toutes les plantes et tous les animaux qu'on trouve d'une manière typique dans une zone donnée. De même qu'un être humain traverse une série de phases de croissance pour atteindre sa maturité, une communauté écologique passe par des phases de croissance avant d'atteindre son climax. Cet ordre naturel est connu sous le nom de succession écologique.

Une communauté de climax, par contraste avec les communautés des phases transitoires de croissance, se trouve en état d'équilibre dynamique avec l'environnement et s'y maintient jusqu'à ce que quelques facteurs importants de l'environnement interviennent.

Toutes les phases de croissance paraissent préparer l'environnement pour la phase suivante et en même temps contribuent à leur propre élimination.

5.2 La niche par rapport à l'habitat

La zone dans laquelle un organisme vit et exerce ses activités normales s'appelle l'habitat. L'expression de niche écologique désigne les activités spécifiques d'un organisme qui concernent son rôle ou sa fonction dans une communauté. En d'autres termes, la niche écologique occupée par un organisme englobe non seulement l'endroit où il se trouve, mais de même la fonction qu'il est en train d'exercer.

5.3 Niveaux trophiques

La vie est une manifestation de transformations énergétiques. L'énergie lumineuse est convertie en énergie chimique par les plantes vertes au cours de la photosynthèse. L'énergie chimique emmagasinée comme nourriture est utilisée par tous les êtres vivants à des fins métaboliques.

Pas une transformation d'énergie n'est efficace à 100 % : une certaine quantité d'énergie est perdue, sous forme de chaleur, à chaque transformation successive.

Les étapes typiques de cette succession de mouvements énergétiques sont connues sous le nom de niveaux trophiques.

5.4 La biomasse et la productivité

La biomasse est la quantité totale du matériel animal et végétal présent dans une zone donnée et à un moment donné. Cependant, ce terme peut aussi être utilisé dans un sens plus limité, et désigner seulement une certaine espèce végétale ou animale.

La productivité exprime la quantité de matériel biologique produite au cours d'une période déterminée.

Pour illustrer ces concepts, prenons le cas d'un étang. Si l'on n'y pêche pas, la biomasse peut être très grande, mais la productivité est faible. Si l'on y pêche régulièrement, la biomasse sera moins considérable à n'importe quel moment donné, mais la productivité peut être très forte au cours des mois d'été.

Une distinction importante entre ces deux concepts apparaît dans le domaine de la conservation, dont le but est une forte productivité, mais non l'existence d'une biomasse considérable. La conservation est assurée par une récolte raisonnable, et non par un amassage de ressources naturelles.

5.5 Interactions interspécifiques

Chaque organisme est adapté à un habitat particulier. Il n'est pas étonnant que plusieurs espèces puissent vivre dans un même habitat ou dans une niche spécifique. Les interactions qui se produisent entre représentants de deux espèces différentes peuvent être neutres, négatives ou positives.

- a) Le *neutralisme* correspond à une situation où deux espèces occupent le même habitat, mais pas la même niche.
- b) La *compétition* est une interaction négative là où deux (ou plusieurs) espèces occupent le même habitat et ont besoin, par exemple, de la même nourriture. Souvent l'espèce qui est la plus affectée par cette compétition est éliminée, tandis que l'espèce qui survit prospère.
- c) L'*amensalisme* est une interaction négative entre une espèce affectée et une espèce inhibitrice, l'espèce affectée étant soumise à une influence défavorable, tandis que l'espèce inhibitrice n'est affectée d'aucune façon. Exemple : les streptocoques sont des espèces amensales, tandis que la moisissure *Penicillium* est une espèce inhibitrice. Quand ils sont combinés, la pénicilline, l'antibiotique produit par *Penicillium*, détruit les streptocoques sans affecter ce dernier.
- d) Le *parasitisme* et la *prédation* sont les formes extrêmes d'interaction négative. Dans le cas du parasitisme, une espèce est l'hôte et une autre espèce le parasite : celui-ci profite de son hôte, vivant sur lui ou dans lui, sans le détruire. Dans le cas de la prédation, une espèce vit de proies - le prédateur - tandis qu'une autre espèce est la proie. En interaction, le parasite gagne à cette relation, tandis que l'hôte en souffre. De même, le prédateur profite de cette relation, tandis que la population de proie en est affectée dans son existence même.
- e) La *protocoopération* est une relation positive dans laquelle les deux partenaires profitent de leur association, sans qu'elle soit obligatoire pour aucun d'eux.
- f) Le *commensalisme* est une relation positive où l'hôte n'est affecté de façon ni positive, ni négative, mais où l'espèce commensale (celle "qui mange à la même table") dépend de l'hôte pour sa survie. Exemple : plusieurs espèces d'anémones (plantes herbacées) sont commensales des crabes; quand ces derniers se nourrissent, des particules de nourriture sont disponibles pour les anémones, ce qui n'est pas le cas en l'absence de cette relation.
- g) le *mutualisme* (ou la *symbiose*) est une relation positive qui est obligatoire pour les deux partenaires, aucun d'eux ne pouvant survivre en son absence. Exemple : les termites et certaines espèces de protozoaires flagellés qui se trouvent dans le tractus intestinal des termites.

5.6 L'écotone et l'effet de bordure

Une communauté, on l'a vu, englobe la totalité des plantes et des animaux qui sont typiques dans une zone donnée (p. ex. une communauté forestière ou une communauté de prairie).

Un écotone est une zone de transition où les conditions du milieu sont intermédiaires entre celles des deux communautés voisines. L'écotone possède certaines plantes et quelques animaux de chacune des deux communautés voisines, de même que d'autres plantes et animaux qui n'existent pas dans les deux communautés voisines distinctes. La tendance générale de l'écotone à posséder un plus grand nombre d'espèces différentes de plantes et d'animaux que chacune des deux communautés voisines est connue sous le nom d'effet de bordure.

L'homme tend à créer des écotones. Après avoir pénétré dans une zone boisée, il abat les arbres et déblaie le terrain pour les besoins de l'agriculture. Il crée ainsi d'une façon artificielle une prairie au bord d'une forêt, c'est-à-dire un écotone. Inversement, l'homme plante des arbres dans une prairie existante pour s'abriter, pour se protéger et pour des raisons esthétiques. Cette nouvelle zone boisée au bord d'une prairie est un autre exemple d'écotone.

5.7 Zonage

Il y a trois types principaux d'environnement : celui des eaux douces, le type marin et le type terrestre. Puisque les organismes sont adaptés à leur environnement, chacun de ces trois types a ses propres flore et faune.

a) L'environnement des eaux douces peut être qualifié de lotique (eaux courantes) ou de lénitique (eaux stagnantes).

Les types biotiques des eaux douces peuvent être classés d'après le site aquatique qu'ils occupent et leur mode de vie. Le *neuston* comprend les organismes qui se reposent sur l'eau ou qui nagent régulièrement à la surface de l'eau. Le *plancton* englobe les organismes animaux et végétaux qui flottent ou qui s'accumulent près de la surface de l'eau. Les constituants du plancton varient énormément d'une saison à l'autre et d'un endroit à l'autre. Les organismes typiques en sont : *Paramecium*, *Euglena*, *Chlamydomonas*, *Cyclops*, *Daphnia*. Les organismes aquatiques qui nagent et sont capables de se mouvoir librement de la surface jusqu'au fond de la masse d'eau (tels que les poissons) constituent le *necton*. Enfin le *benthos* englobe les organismes qui vivent au fond de toutes les zones des eaux douces. Les formes benthiques qu'on trouve dans chaque zone diffèrent d'une façon marquée les unes des autres (telles que les larves d'insectes, le *Tubifex*, l'*Hydra*, etc.).

b) Les types biotiques marins diffèrent de ceux des eaux douces par l'absence des insectes et de plantes supérieures dans l'environnement marin. Par contre, les crustacés et le phytoplancton sont présents en quantités abondantes. Quant aux formes benthiques des fonds marins, elles peuvent être comparées à celles des eaux douces.

Le plancton océanique est inclus dans les formes pélagiques dont il sera fait mention plus bas; son abondance et son importance ("les pâturages de la mer") en font un type biotique à part qui flotte à (ou près de) la surface de l'eau et se déplace dans la direction du courant d'eau et des vents. Semblable au plancton des eaux douces, le plancton marin est extrêmement variable du point de vue de sa composition.

Les formes pélagiques englobent pratiquement tous les organismes marins, excepté les formes benthiques; elles sont comparables à une combinaison de plancton, de necton et de neuston dans un milieu d'eau douce.

5.8 Facteur écologique

Chaque organisme subit dans son habitat une série d'actions simultanées d'agents chimiques, biotiques, climatiques et édaphiques qui peuvent être très variés. Tout élément du milieu susceptible d'agir directement sur les êtres vivants au moins au cours d'une phase de leur cycle de développement est connu sous le nom de facteur écologique (3).

5.9 Loi du minimum, facteur limitant, loi de tolérance, et valence écologique

J. von Liebig a ainsi formulé en 1840 la "loi du minimum" : la croissance des végétaux est limitée par l'élément dont la concentration est inférieure à une valeur minimum en dessous de laquelle les synthèses ne peuvent plus se faire. Exemple : le bore est indispensable comme élément d'importance biologique présent en petites quantités dans le sol; quand les plantes cultivées l'extraient complètement du sol, leur croissance s'arrête, même si les autres éléments d'importance biologique sont présents dans le sol en abondance (3).

Un facteur écologique joue le rôle de facteur limitant lorsqu'il est absent, réduit à un niveau inférieur à un minimum critique, ou encore augmenté au-delà du niveau maximum tolérable. Exemple : dans deux lacs relativement riches en calcium (respectivement 21,2 et 22,4 mg/l) il y a trois et cinq fois plus de végétaux, deux et trois fois plus d'animaux (poissons non dénombrés exceptés) que dans deux autres lacs analogues mais pauvres en calcium (respectivement 0,7 et 2,3 mg/l) (3).

Shelford a, en 1911, défini comme suit la loi de tolérance : chaque être vivant présente par rapport aux divers facteurs écologiques des limites de tolérance entre lesquelles se situe son optimum écologique (3).

On appelle valence écologique d'une espèce la possibilité qu'a cette espèce de peupler des environnements divers dont les facteurs écologiques présentent des variations plus ou moins grandes. Exemple : dans les eaux saumâtres caractérisées par de grandes variations de salinité, les espèces à faible valence écologique, qu'elles soient originaires de la mer ou de l'eau douce, sont éliminées (3). Il en résulte fréquemment que les espèces à large distribution sont aussi celles qui ont des valences écologiques élevées. Cependant, la notion de valence écologique ne peut à elle seule expliquer la répartition des êtres vivants.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Colas, R., Cabaud, R., & Vivier, P. (1968) "Dictionnaire technique de l'eau", Ed. Guy Le Prat, Paris
2. Hayes, F.R. (1951) *Endeavour*, 10 : 78-81
3. Dajoz, R. (1970) "Précis d'écologie", Ed. Dunod, Paris
4. Handler, P., ed. (1970) "Biology and the Future of Man", Oxford University Press, London
5. Spilhaus Committee on Pollution (1966) "Waste Management and Control", National Research Council (Publication No 1400), National Academy of Sciences, Washington D.C.
6. Odum, E.P. (1959) "Fundamentals of Ecology", 2nd Ed., W.B. Saunders Co, Philadelphia

CHAPITRE II

L'HOMME ET LA BIOSPHERE

1. NOTIONS DE BIOSPHERE, DE BIOCEÑOSE ET DE BIOTOPE

L'ensemble de tous les êtres vivants du globe terrestre occupe un espace nommé la biosphère, qui est l'enveloppe vivante du globe (air, eaux, sol).

Les organismes réunis en groupements occupent un espace défini. D'après Dajoz (1) la biocénose est un groupement d'êtres vivants rassemblés par l'attraction non réciproque qu'exercent sur eux les divers facteurs du milieu; ce groupement est caractérisé par une composition spécifique, déterminée par l'existence de phénomènes d'interdépendance, et il occupe un espace que l'on appelle le biotope (lieu où vit une espèce, défini par un certain nombre de facteurs sensiblement constants). Il est à noter que les termes français association et communauté (de même que le terme anglais *biotic community*) sont synonymes de celui de biocénose.

La biocénose et son biotope constituent donc deux éléments inséparables qui réagissent l'un sur l'autre pour produire un système plus ou moins stable, nommé écosystème.

TABLEAU II - 1

SCHEMA D'ORGANISATION DE LA MATIERE VIVANTE

(d'après le "Nouveau manuel de l'UNESCO pour l'enseignement des sciences", UNESCO, Paris, 1974)

Niveaux supérieurs	Biosphère Biomes (ensembles de communautés identiques) Biocénoses (communautés) Populations (groupes d'organismes comprenant tous les individus d'une même catégorie)
	Organismes (formes vivantes individuelles)
Niveaux inférieurs	Systèmes d'organes (p. ex. système circulatoire) Organes Tissus Cellules Organites (éléments cellulaires différenciés) Macromolécules Molécules Particules

2. L'ACTION DE L'HOMME SUR LA BIOSPHERE

L'homme, de nos jours, ne peut être dissocié du monde qui l'entoure, il fait partie d'un système écologique. D'après Skrotzky (2), "L'homme est propriétaire, mais aussi propriété. Il faut apprendre à vivre pour survivre, il faut s'organiser en prenant garde de ne pas détruire définitivement le milieu dont nous dépendons. A l'exploitation sauvage il faut substituer l'organisation, la gestion et la prévision dans un système totalement contrôlé".

L'action de l'homme industriel sur la biosphère s'est manifestée jusqu'à présent par a) la destruction des ressources naturelles, b) la pollution de la biosphère, et c) la destruction des espèces et des écosystèmes. On en donnera les exemples suivants (1, 2, 3).

1) Les forêts tropicales incendiées laissent la place, après quelques années de culture, au désert de latérite (sol rougeâtre de la zone tropicale humide, caractérisé par la présence d'alumine libre et d'oxydes de fer). Les neuf dixièmes de l'île de Madagascar sont devenus inutilisables à la suite de pratiques de ce genre.

2) Dans un lac de Californie un insecticide, le DDD (un produit de dégradation du DDT), répandu à la dose de 0,014 mg/l afin de détruire les larves de moustiques, a été retrouvé un an plus tard à la concentration de 2500 mg/l chez les grèbes, oiseaux mangeurs de poissons, après avoir parcouru les divers maillons de la chaîne alimentaire : plancton → poissons végétariens → poissons carnivores → grèbes. Ces derniers sont morts massivement.

3) Les lacs meurent et deviennent hostiles à la vie. Ce phénomène est dû à un enrichissement des eaux en produits nutritifs azotés et phosphorés qui suscitent un accroissement de la production d'algues et d'autres plantes aquatiques, lesquelles se décomposent ensuite en diminuant la teneur de l'eau en oxygène dissous, en en détériorant la qualité et en réduisant la vie aquatique.

Aux Etats-Unis, 450 à 680 millions de kg de produits azotés et 90 à 250 millions de kg de produits phosphorés sont annuellement déversés dans les eaux de surface.

4) On estime que 5 millions de tonnes de pétrole ont été rejetés à la mer en 1968, malgré la réglementation existante qui interdit cette pratique. De nombreux animaux sont atteints. La diminution de la biomasse de poissons par destruction des oeufs, des alevins (très jeunes poissons), et par réduction du plancton nourricier risque de se produire bientôt.

5) Les polluants atmosphériques forment une chape, connue sous le nom de fumard (*smog*), qui s'accumule au-dessus des villes et qui est doublement nuisible à la santé puisqu'elle freine aussi l'action microbicide du rayonnement solaire. Ainsi, on trouve 4 millions de germes par mètre cube d'air dans un grand magasin, 575 000 sur les grands boulevards parisiens, 50 en forêt de Fontainebleau, et 2 seulement au sommet du ballon d'Alsace.

6) L'exemple suivant (1) montre la complexité des relations entre l'homme et son milieu. Une épidémie de fièvre jaune s'est déclenchée récemment en Ouganda. Le virus, qui est l'agent causal, passe normalement d'un singe à un autre par l'intermédiaire du moustique *Aedes africanus* qui vit à la cime des arbres. Or les singes, descendus au sol pour se nourrir dans les champs que les hommes avaient installés à la lisière de la forêt (exemple d'écotone), ont été piqués par une autre espèce de moustique, *Aedes simpsoni*, qui a transmis la fièvre jaune aux indigènes.

7) Aux Etats-Unis, on rejette annuellement 7 millions de voitures, 100 millions de pneus, 20 millions de tonnes de papier, 28 milliards de bouteilles et 48 milliards de boîtes de conserve, déchets solides que le sol ne peut "digérer".

Au niveau du sol et dans le sol, de nombreux représentants des nématodes, des acariens, des rotifères, des protozoaires et d'autres micro-organismes sont engagés dans la lourde tâche de libérer le sol de résidus organiques qui, en cas d'entassement, pourraient causer un ralentissement néfaste du cycle du carbone. La décharge incontrôlée de déchets solides rend cette tâche extrêmement difficile. De même, un traitement chimique trop intense du sol détruit la majorité des micro-organismes qui y habitent, ce qui rend le sol nettement moins productif.

3. L'INGENIEUR DE L'ENVIRONNEMENT

Le spécialiste de l'environnement doit être toujours conscient du fait que la nature est une immense chaîne vivante, et qu'en détruire un chaînon c'est provoquer une rupture de l'équilibre écologique, lequel, pour se rétablir, provoquera de nombreuses répercussions. Ce spécialiste doit, de nos jours, être orienté vers la conservation des écosystèmes et vers l'aménagement des réserves. D'après Dajoz (1), ces tâches ne peuvent être réalisées que si elles s'appuient sur une connaissance approfondie des écosystèmes protégés.

D'après Handler (3) la civilisation dépend et continuera de dépendre de ressources renouvelables de l'environnement - sol, air, eau, et populations de plantes et d'animaux, sauvages et domestiqués. L'homme cherche à mieux comprendre le fonctionnement et l'interaction des éléments biologiques et physiques de l'environnement et à appliquer ces connaissances dans la gestion de ressources renouvelables dont l'humanité dépend.

L'Organisation mondiale de la Santé a établi en 1971 un rapport de situation intitulé "Formation de spécialistes de l'environnement" (4) à l'intention de la conférence des Nations Unies sur l'environnement (Stockholm, 1972). Les auteurs de ce document soulignent qu'il a fallu longtemps pour comprendre qu'il n'est pas de progrès technique qui ne comporte un risque de dégradation du milieu, ce risque exigeant que l'on réexamine d'un nouvel oeil les idées acquises en matière de développement. La conservation des ressources prend le pas sur leur exploitation, l'approche par systèmes sur l'approche par unités, car on a compris que toute manipulation d'un facteur du milieu peut se répercuter sur les autres.

Dans le monde entier, les nombreux changements intervenus dans les relations de l'homme avec son environnement à la suite du développement rapide des techniques, de la croissance démographique, de l'industrialisation et de l'urbanisation, sont en train de donner naissance à une nouvelle conception de l'hygiène du milieu.

S'il reçoit une formation de base en protection du milieu et en santé publique, comportant des éléments de physique, de chimie et de biologie sanitaires, mais aussi de sciences sociales, le spécialiste de l'environnement saura accorder dans la planification et l'exécution des projets d'hygiène du milieu une place primordiale aux impératifs de la protection de l'air, de l'eau et du sol. Les critères de santé sont essentiellement des critères de planification, et les besoins sanitaires de la collectivité doivent nécessairement avoir leur place dans les plans à long terme de développement des ressources.

Les appellations d'ingénieur sanitaire, d'ingénieur de la santé publique, d'ingénieur en génie écologique, d'ingénieur de l'environnement, ont toutes été utilisées au cours des années pour désigner des ingénieurs s'occupant des divers aspects de l'aménagement du milieu et comportent des nuances différentes selon les pays. Si l'on admet que le génie écologique peut se définir comme l'application des principes de l'ingénierie à la régulation, à la modification ou à l'adaptation des facteurs physiques, chimiques et biologiques de l'environnement dans l'intérêt de la santé, du confort et du bien-être social de l'homme, il est clair que la formation de l'ingénieur qui veut se consacrer à la protection et à l'amélioration de l'environnement, quel que soit le titre qu'on lui donne, doit couvrir un large éventail d'activités.

Mc Kinney, auteur américain de l'ouvrage "Microbiologie pour les ingénieurs sanitaires" (5), considère qu'un des aspects insolites du génie sanitaire est le fait que l'ingénieur sanitaire, responsable du haut standing sanitaire de son pays, ne comprend pas en réalité la microbiologie de bien des procédés auxquels il lui faut recourir pour concevoir des systèmes perfectionnés de traitement des eaux polluées. Les usines de traitement des eaux usées, dont les opérations tout entières sont

basées sur l'action des micro-organismes, ont été conçues au cours du dernier demi-siècle presque sans que les transformations biochimiques causées par ces micro-organismes soient prises en considération. Cette ignorance des micro-organismes a eu pour conséquence le retard du développement de nouveaux procédés biologiques d'épuration des eaux usées. Certains ingénieurs sanitaires pensent que la microbiologie, qui comprend l'étude d'organismes si petits qu'ils nécessitent des méthodes spéciales d'examen, ne touche que les microbiologistes et que ceux-ci doivent leur expliquer l'utilisation des micro-organismes. De leur côté, les microbiologistes qui ont dû se plonger dans le génie sanitaire n'ont pas compris les aspects techniques des procédés des usines de traitement des eaux usées. De cette manière, le microbiologiste n'a pas eu la possibilité de faire passer ses connaissances dans la pratique du génie sanitaire. Pour cette raison, il est devenu nécessaire soit d'enseigner le génie sanitaire au microbiologiste, soit la microbiologie sanitaire à l'ingénieur.

La microbiologie de l'environnement est un secteur hautement spécialisé de la microbiologie qui a pour objet l'étude des micro-organismes présents ordinairement dans l'eau, le sol et l'air; elle s'intéresse à la solution des problèmes pratiques du génie sanitaire. Elle ne se borne pas à étudier les micro-organismes, mais elle s'étend à l'étude des réactions biochimiques que ces micro-organismes déclenchent. Elle s'intéresse aussi aux micro-organismes responsables de divers problèmes, tels que le mauvais goût et l'odeur de l'eau, le colmatage des puits, les phénomènes de corrosion des conduites, les proliférations d'algues, etc. La microbiologie de l'environnement, en étudiant les procédés d'évacuation des déchets liquides et solides, s'occupe de la biochimie des populations microbiennes mixtes dans des systèmes organiques dilués. Elle permet ainsi de déterminer, au stade de l'avant-projet d'installations de génie sanitaire, quels sont les meilleurs critères d'évacuation des déchets, et d'utiliser ces informations dans le projet final.

La microbiologie de l'environnement est une science appliquée, et sa pratique doit donc se fonder sur une bonne connaissance de la microbiologie fondamentale pour pouvoir apporter des solutions valables aux problèmes pratiques de génie sanitaire.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Dajoz, R. (1970) "Précis d'Ecologie", Ed. Dunod, Paris
2. Skrotzky, N. (1970) "La nature n'en peut plus", Comité français d'Organisation de l'Année européenne de la Nature. Paris
3. Handler, P., ed. (1970) "Biology and the Future of Man", Oxford University Press, London
4. Organisation mondiale de la Santé (1971) "Formation de spécialistes de l'environnement" (Document HM/71.7), Genève
5. Mc Kinney, R.E. (1962) "Microbiology for Sanitary Engineers", Mc Graw-Hill Book Co Inc., New York

CHAPITRE III

BACTERIOLOGIE DES EAUX D'ALIMENTATION, DES EAUX D'EGOUT ET DES EAUX POLLUEES

1. FECES ET EAUX D'EGOUT

Il a fallu environ huit millions d'années pour que l'humanité compte trois cents millions d'âmes et environ deux mille ans pour qu'elle s'accroisse à un milliard. Un siècle a ensuite suffi pour que la population mondiale atteigne trois milliards et demi d'individus; d'ici vingt-cinq ans, c'est-à-dire en l'an 2000, ce nombre aura doublé et il sera, selon les calculs des démographes, d'au moins 20 milliards en l'an 2100. Or la population mondiale maximum admissible est estimée à environ 100 milliards d'êtres humains. Voilà un calcul troublant en soi et qui amènera de bouleversantes décisions dans un proche avenir sur les plans social, économique, politique et scientifique. De plus en plus, l'aménagement du territoire, l'assainissement de l'environnement, la conservation de la nature et la distribution d'eau propre et saine revêtiront un caractère prioritaire dans les décennies futures.

1.1 Les dangers des rejets intestinaux

La plupart des micro-organismes présents dans les eaux proviennent de l'air, du sol, des plantes ou des animaux vivants ou en état de décomposition, de même que des excréments de l'homme. La présence potentielle de cette multitude d'espèces bactériennes soulève un problème sérieux de santé individuelle et publique, puisque l'existence des bactéries pathogènes n'est pas une fiction mais bien une réalité qui risque d'affecter l'homme en contact direct ou indirect avec des matières excrémentielles. L'homme peut être atteint par l'ingestion d'eau contaminée, de fruits et légumes mal lavés ou encore par l'intermédiaire d'insectes piqueurs, etc.

1.2 Composition bactérienne des fèces

Le poids des fèces et des urines excrétées par habitant et par jour varie légèrement selon les climats et les habitudes alimentaires. Aux Etats-Unis, par exemple, le rejet des matières excrémentielles s'élève à près de 20 grammes (poids sec) par habitant et par jour, dont environ 25 % (4 à 5 grammes) de bactéries, la moitié de ces dernières étant vivantes. Le nombre total de cellules bactériennes excrétées dans les fèces fraîches est estimé à environ 5×10^{12} par habitant et par jour. La moitié de ces cellules sont vivantes, c'est-à-dire $2,5 \times 10^{10}$ par gramme de fèces humides. Le nombre réel serait de 10 à 100 fois supérieur.

Selon Fair et Geyer (1) une personne excréterait de 125 à 150 milliards de bactéries coliformes par jour en hiver et environ 400 milliards en été. On peut conclure en général que le nombre de bactéries coliformes rejetées est de 10^8 à 10^{12} par habitant et par jour. Cette quantité d'organismes est fonction du régime alimentaire, des coutumes nationales, de la température des régions concernées et de plusieurs autres facteurs. Les coliformes fécaux constituent approximativement 85 à 95 % de tous les coliformes présents dans les fèces.

L'azote des cellules bactériennes représente près de la moitié de l'azote des fèces, et environ 10 à 20 % des matières solides sèches d'origine excrémentielle sont formées de matières grasses que l'on retrouve presque entièrement à l'intérieur des bactéries ou d'autres structures cellulaires.

1.3 Composition bactérienne de l'eau d'égout

L'eau d'égout brute contient près de 99,9 % d'eau et de 0,02 à 0,03 % de matières solides en suspension et autres substances organiques et inorganiques solubles.

La population bactérienne totale de l'eau d'égout brute et fraîche est très variable d'une agglomération à l'autre; néanmoins, on peut noter qu'elle s'échelonne suivant les lieux entre 1 et 10 milliards par millilitre. En d'autres termes, la teneur bactérienne varierait de 1×10^{11} à 1×10^{12} par millilitre. Le nombre des bactéries varie selon la concentration de l'eau d'égout. A titre d'exemple, soulignons que le dénombrement des bactéries à 20°C peut être de 20 000 000/100 ml au début de la journée et de 600 000 000/100 ml au cours de l'après-midi.

Le nombre le plus probable (NPP) de bactéries coliformes est inférieur, cela va de soi, à la concentration bactérienne totale de l'eau d'égout brute. Dans le cas des grandes agglomérations urbaines, le NPP de coliformes de l'eau d'égout brute serait de 10 à 50 millions par 100 millilitres au cours des mois d'été et de 5 à 10 millions en hiver. Symons et Simpson (2,3) trouvèrent 3 000 000/100 ml de bactéries coliformes à huit heures du matin dans une eau d'égout brute contre 20 000 000/100 ml à une heure plus avancée du jour. Jordan (4) décela dans l'eau d'égout brute de la ville de Chicago, aux Etats-Unis, une teneur en coliformes de 120 000 000/100 ml.

Selon Kabler (5) la proportion des coliformes fécaux dans l'eau d'égout brute et fraîche serait de 30 à 40 % de tous les coliformes présents, et cette concentration diminuerait progressivement dans le temps au cours du vieillissement de l'eau d'égout ou de l'eau polluée. Toujours d'après cet auteur, la proportion des coliformes fécaux serait de 10 à 40 % de tous les coliformes dans le cas des eaux de surface fortement polluées. D'après 27 analyses bactériologiques effectuées pendant l'été des années 1961-1964, la concentration moyenne en coliformes fécaux de l'eau d'égout de la ville de Naples (6) était de 98 000 000/100 ml.

1.4 Les implications de la pollution

On estime qu'il existe dans les pays en voie de développement environ 500 millions de personnes qui souffrent chaque année de maladies transmises par des micro-organismes pathogènes présents dans les eaux, et dans le monde environ 300 millions d'individus qui manquent tout simplement d'eau. Retenons qu'un seul porteur de la fièvre typhoïde peut excréter jusqu'à 200 milliards de *Salmonella typhosa* par jour.

Une eau pure de montagne ou d'une région à l'abri des diverses pollutions causées par l'homme nous procure une forte sensation de sécurité et, sans aucun doute, nous serions portés à distribuer une telle eau aux consommateurs sans aucun traitement ni même une simple désinfection. Pourtant cette eau de surface présente un danger, car elle peut receler des micro-organismes pathogènes pour l'homme (7,8) provenant des excréments d'insectes, d'oiseaux et d'autres animaux domestiques ou sauvages.

1.5 Les organismes pathogènes

Les rejets intestinaux des animaux à sang chaud, y compris l'homme, contiennent une grande variété de genres et d'espèces bactériennes. Même s'il s'agit d'une énumération incomplète, mentionnons le groupe des bactéries coliformes et les espèces des genres *Streptococcus*, *Lactobacillus*, *Staphylococcus*, *Proteus*, et *Pseudomonas*, ainsi que quelques espèces de bactéries sporogènes. De plus, un certain nombre d'espèces de bactéries pathogènes peuvent être excrétées de manière intermittente et en quantités variables selon le lieu et l'état de santé de la population; il s'agit notamment d'espèces des genres *Salmonella*, *Shigella*, *Brucella*, *Mycobacterium*, et *Leptospira*, et aussi de l'espèce *Vibrio comma*. Au sujet du genre *Salmonella*, notons qu'il existe environ 1000 sérotypes susceptibles d'infecter une grande variété d'animaux dont les chiens, chats, oiseaux et reptiles. Tous ces sérotypes ne se trouvent pas nécessairement dans les eaux polluées.

Les principaux agents bactériens les plus fréquemment responsables de maladies d'origine hydrique sont mentionnés dans le tableau III - 1.

TABLEAU III - 1
LES PRINCIPAUX AGENTS BACTERIENS D'IMPORTANCE ETIOLOGIQUE

Ordre	Famille	Espèce bactérienne	Maladie	Référence
<i>Pseudomonadales</i>	<i>Pseudomonadaceae</i>	<i>Vibrio comma</i>	Choléra	9,10
<i>Eubacteriales</i>	<i>Enterobacteriaceae</i>	<i>Salmonella typhosa</i>	Fièvre typhoïde	11
<i>Eubacteriales</i>	<i>Enterobacteriaceae</i>	<i>Salmonella paratyphi</i>	Fièvre paratyphoïde	12
<i>Eubacteriales</i>	<i>Enterobacteriaceae</i>	<i>Salmonella schottmuelleri</i>	Fièvre paratyphoïde	13a
<i>Eubacteriales</i>	<i>Enterobacteriaceae</i>	<i>Salmonella hirschfeldii</i>	Fièvre paratyphoïde	
<i>Eubacteriales</i>	<i>Enterobacteriaceae</i>	<i>Salmonella typhimurium</i>	Intoxication alimentaire	13b
<i>Eubacteriales</i>	<i>Enterobacteriaceae</i>	<i>Shigella boydii</i>	Dysenterie bacillaire	
<i>Eubacteriales</i>	<i>Enterobacteriaceae</i>	<i>Shigella dysenteriae</i>	Dysenterie bacillaire	
<i>Eubacteriales</i>	<i>Enterobacteriaceae</i>	<i>Shigella flexneri</i>	Dysenterie bacillaire	15,16,17
<i>Eubacteriales</i>	<i>Enterobacteriaceae</i>	<i>Shigella sonnei</i>	Dysenterie bacillaire	18,19
<i>Spirochaetales</i>	<i>Treponemataceae</i>	<i>Leptospira autumnalis</i>	Leptospirose	
<i>Spirochaetales</i>	<i>Treponemataceae</i>	<i>Leptospira canicola</i>	Leptospirose	20
<i>Spirochaetales</i>	<i>Treponemataceae</i>	<i>Leptospira grippotyphosa</i>	Leptospirose	21
<i>Spirochaetales</i>	<i>Treponemataceae</i>	<i>Leptospira hebdomadis</i>	Leptospirose	22
<i>Spirochaetales</i>	<i>Treponemataceae</i>	<i>Leptospira icterohaemorrhagiae</i>	Leptospirose	
<i>Spirochaetales</i>	<i>Treponemataceae</i>	<i>Leptospira domona</i>	Leptospirose	23
<i>Eubacteriales</i>	<i>Enterobacteriaceae</i>	<i>Pasteurella tularensis</i>	Tularémie	24
<i>Actinomycetales</i>	<i>Mycobacteriaceae</i>	<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	Tuberculose	25,26,27,28,29
<i>Pseudomonadales</i>	<i>Pseudomonadaceae</i>	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> *	Diarrhée	30
<i>Eubacteriales</i>	<i>Enterobacteriaceae</i>	<i>Escherichia coli</i> *	Diarrhée	31

* Espèce parfois liée à des maladies diarrhéiques sporadiques et épidémiques chez les jeunes enfants et les bébés nés avant terme. Certaines espèces (65) présentes dans les eaux polluées peuvent engendrer des infections des voies urinaires, des oreilles et de divers autres types.

2. LES BACTERIES COLIFORMES

2.1 Bref historique

L'emploi des bactéries comme indicateurs de la qualité sanitaire d'une eau remonte à 1880 et à la description par von Fritsch de *Klebsiella pneumoniae* et *Klebsiella rhinoscleromatis* qu'il identifiait comme des bactéries caractéristiques d'une pollution humaine. En 1885, Escherich, un pionnier de la bactériologie, découvrit dans les matières excrémentielles de l'homme un germe qu'il dénomma "*Bacterium coli*". Quelques temps après, à l'aide d'examen supplémentaires, il s'aperçut qu'il ne s'agissait pas d'une seule espèce mais bien de deux, qu'il désigna sous les noms de : "*B. coli commune*" et de "*B. lactis aerogenes*". Un peu plus tard, Migula, en 1895, modifia le nom de *B. coli commune* en celui d'*Escherichia coli*, terme encore en usage aujourd'hui, et qui représente l'espèce typique de la bactérie coliforme fécale.

2.2 Définition

On ne peut étudier la bactériologie des eaux ou en discuter sans définir, au préalable, le groupe des bactéries coliformes.

Selon les auteurs américains et canadiens (32), (33), le groupe des bactéries coliformes comprend tous les bacilles en forme de bâtonnet, aérobies et anaérobies facultatifs, gram-négatifs, non sporogènes et provoquant en moins de 48 heures à 35°C la fermentation du lactose avec production de gaz.

Selon les auteurs britanniques (34), le groupe des bactéries coliformes comprend tous les bacilles en forme de bâtonnet, gram-négatifs et oxydase-négatifs, non sporogènes, en mesure de croître sur une gélose contenant des sels biliés et provoquant en moins de 48 heures, à 37°C, la fermentation du lactose avec production d'acide et de gaz.

Selon l'Organisation mondiale de la Santé (35), le groupe coliforme comprend tous les bacilles en forme de bâtonnet, aérobies et anaérobies facultatifs, gram-négatifs, non sporogènes et provoquant en moins de 48 heures, à 35-37°C, la fermentation du lactose avec production d'acide et de gaz.

Les expressions "groupe des bactéries coliformes", "groupe coliforme" et "coliforme" sont synonymes. Le groupe coliforme inclut les espèces suivantes (36) :

genre <i>Escherichia</i>	{	<i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>) <i>Escherichia aurescens</i> <i>Escherichia Freundii</i> <i>Escherichia intermedia</i>
genre <i>Aerobacter</i>	{	<i>Aerobacter aerogenes</i> (<i>A. aerogenes</i>) <i>Aerobacter cloacae</i>
autres espèces :		les espèces biochimiquement intermédiaires entre les genres <i>Escherichia</i> et <i>Aerobacter</i> .

2.3 Sources des coliformes

Les coliformes sont présents dans les fèces des animaux à sang chaud et des animaux à sang froid, dans le sol et sur la végétation. Plusieurs chercheurs croient que la pollution par les fèces des animaux à sang froid n'est pas significative quantitativement.

2.4 Importance de cet indicateur

La présence de bactéries coliformes dans une eau de distribution publique, qu'il s'agisse de coliformes d'origine fécale ou non, est inacceptable selon les normes bactériologiques reconnues. Leur présence dans une telle eau indique soit un traitement inadéquat, soit une recontamination de l'eau traitée, soit encore de mauvaises techniques de prélèvement ou d'analyse. Il est reconnu qu'un traitement adéquat, assorti d'une surveillance consciencieuse des différentes étapes de la purification, peut enlever toutes les bactéries coliformes de l'eau.

La présence dans une eau de distribution publique de n'importe quel type de coliforme, qu'il soit d'origine fécale ou non, doit déclencher le signal d'alerte. Il y a lieu de s'interroger sur l'origine du micro-organisme et de vérifier les différentes étapes du traitement de l'eau. Depuis longtemps, les coliformes sont considérés comme des indicateurs de pollution, et leur présence indique une contamination pouvant être d'origine fécale, et donc à base d'organismes pathogènes pour l'homme.

2.5 Les examens bactériologiques

Les deux analyses principales officiellement acceptées par un grand nombre de pays, d'organismes nationaux et internationaux, pour la recherche préliminaire des bactéries coliformes sont :

- la technique de fermentation en tubes multiples (TFTM)
- la technique de la membrane filtrante (TMF).

La première comporte deux étapes, à savoir l'épreuve de présomption et l'épreuve de confirmation. Dans de nombreux cas on estime inadéquat de s'arrêter à l'épreuve de confirmation car, même si l'on obtient des résultats positifs, il n'en découle pas obligatoirement que l'on est en présence de bactéries coliformes. Afin de vérifier chacune des données contenues dans la définition du groupe coliforme, il faut effectuer en plus l'épreuve de vérification finale. Une réaction positive à cette épreuve prouve la présence d'une espèce (ou d'espèces) du groupe coliforme, tandis qu'une réaction négative exclut leur présence dans un échantillon d'eau, même si l'épreuve de confirmation pratiquée sur cet échantillon a donné un résultat positif.

Jusqu'ici nous ne sommes nullement renseignés sur l'origine fécale ou non fécale des coliformes, même après avoir soumis l'échantillon à l'épreuve de vérification finale. A cette fin, on doit recourir à l'une ou l'autre des épreuves supplémentaires que l'on dénomme "épreuves différentielles", dont les trois principales sont :

- a) l'épreuve IMViC
- b) l'épreuve Eijkman ou à température élevée
- c) la TMF.

L'ingénieur sanitaire et le bactériologiste doivent retenir que la TFTM employée pour la recherche des coliformes peut produire de faux résultats positifs. Il peut en être ainsi lorsque deux ou plusieurs espèces de bactéries non coliformes, par synergisme, fermentent le lactose avec production de gaz alors qu'elles ne peuvent le fermenter isolément. On peut aussi obtenir de faux résultats négatifs, en particulier en présence de certaines espèces de *Pseudomonas*. Etant donné que le sol abonde en bactéries sporogènes aérobies et anaérobies, et que la symbiose est un phénomène commun, il n'est pas rare d'obtenir de fausses réactions positives. On recommande, afin de prévenir ces faux résultats, d'utiliser l'épreuve de vérification finale plutôt que l'épreuve de confirmation lorsqu'il s'agit d'examiner des échantillons de sol.

La TMF n'est pas non plus sans imperfection et peut, elle aussi, donner parfois de faux résultats positifs et négatifs.

En 1968, Clark (37) mit au point une nouvelle technique pour déceler les coliformes, les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux dans les eaux de distribution publique. Cette épreuve serait, d'après l'auteur, deux fois et demie plus sensible que la TMF, mais elle dure malheureusement cinq jours.

Les changements apportés, par les divers laboratoires d'analyses, aux modes opératoires normalisés des TFTM et TMF diminuent la sensibilité des épreuves, la reproductibilité des résultats et engendrent parfois des erreurs déplorables qu'ignore l'ingénieur. Geldreich (38) mentionne qu'aux Etats-Unis, près des deux tiers des 72 laboratoires des Etats modifièrent, au cours des années 1966 à 1970, le mode opératoire normalisé relié à la TMF, et 28 laboratoires celui relié à la TFTM; il observa une tendance identique dans un grand nombre de laboratoires municipaux.

3. EXCRETION DES COLIFORMES

3.1 Chez les animaux homéothermes

Les données du tableau III - 2 expriment le poids humide moyen excrété par jour, la densité médiane des coliformes rejetés par gramme de fèces (base humide), telle que déterminée à l'aide de l'épreuve de vérification finale de la technique de fermentation en tubes multiples (TFTM), ainsi que le nombre total journalier de coliformes excrétés par espèce; des variations à cet égard existent non seulement entre espèces, mais aussi - ce qui n'apparaît pas dans le tableau - à l'intérieur même de chaque espèce.

La distribution des coliformes classés selon l'épreuve IMViC varie beaucoup d'une personne à l'autre, ce qu'illustre bien le tableau III - 3, et d'ailleurs aussi chez un même individu. (Voir les tableaux III - 2 et III - 3 à la page 12.)

3.2 Chez les poissons

Les poissons d'eau douce sont-ils des hôtes normaux des bactéries coliformes ? La réponse à cette question est encore controversée, même si elle est débattue depuis plus de 70 ans. Plusieurs chercheurs (41 à 46 incl.) isolèrent des bactéries des groupes coliforme et streptocoque à partir d'échantillons prélevés du tractus intestinal de plusieurs espèces de poissons d'eau douce, pêchées dans des eaux considérées comme étant de légèrement propres à légèrement polluées. Geldreich (40) entreprit une étude considérable sur ce sujet avec 14 espèces différentes de poissons. La présence des coliformes fécaux, selon cet auteur, pourrait être le reflet du niveau de pollution de l'eau et des habitudes alimentaires des poissons.

Le tableau III - 4 illustre une expérience originale et fort intéressante de Geldreich (39). Au cours de ses travaux, il exposa deux espèces de poissons, la carpe et le bluegill (sorte de perche du bassin du Mississippi), à une eau contaminée artificiellement et il nota la rétention des coliformes et streptocoques fécaux dans le tractus intestinal des poissons pendant 9 à 14 jours. Il remarqua de plus qu'il fallait maintenir une forte contamination de l'eau pour réussir à isoler les coliformes et les streptocoques fécaux des poissons d'expérience. Glantz et Krantz (47) obtinrent des résultats similaires avec la truite.

A la suite de ces recherches on peut se demander sérieusement si des poissons contaminés par des eaux polluées, et peut-être bien par des organismes pathogènes pour l'homme, peuvent devenir porteurs de ces germes, et les excréter dans la zone d'eau propre d'un cours d'eau. Geldreich (39) le croit possible. Le tableau III - 5 indique les résultats d'une pollution expérimentale d'une eau potable par des poissons contaminés. (Voir les tableaux III - 4 et III - 5 à la page 13.)

TABLEAU III - 2

EVALUATION DE L'EXCRETION DES COLIFORMES CHEZ DIFFERENTES ESPECES

(d'après bibliographie - 40)

reproduit avec l'aimable autorisation du *Journal of the Water Pollution Control Federation*, Washington

Fèces \ Espèce							
	Homme	Vache	Porc	Mouton	Canard	Dinde	Poule
Humidité (%)	77,0	83,3	66,7	74,4	61,0	62,0	71,6
Poids humide moyen, en g, excrété en 24 h	150	23 600	2 700	1 130	336	448	182
Millions de coliformes fécaux par g	13	0,23	3,3	16	33	0,29	1,3
Millions de coliformes fécaux excrétés en 24 h	1 950	5 428	8 910	18 080	11 088	130	237

TABLEAU III - 3

DISTRIBUTION DES COLIFORMES SELON LES TYPES IMViC

(d'après bibliographie - 40,50)

reproduit avec l'aimable autorisation du *Journal of the Water Pollution Control Federation*, Washington (3e à 5e colonnes) et du *Journal of Applied Bacteriology*, Royaume-Uni (2e colonne)

Type IMViC	Sol pollué	Homme	Bétail	Volaille
	% du total	% du total	% du total	% du total
++ --	80,6	87,2	95,6	97,9
-- ++	2,0	5,4	< 0,1	0,1
-+ -+	13,0	1,1	< 0,1	0,3
++ -+	3,3	0,8	1,2	0,6
DIVERS	1,1	5,5	3,0	1,1

TABLEAU III - 4

**EXPOSITION EXPERIMENTALE DE LA CARPE ET DU BLUEGILL A UNE EAU CONTAMINEE ARTIFICIELLEMENT
PAR DES COLIFORMES ET DES STREPTOCOQUES FECAUX**

(d'après bibliographie - 39,62)

[reproduit avec l'aimable autorisation de *Applied Microbiology*]

Temps écoulé après la contamination de l'eau	Eau (16-18°C) * – Numération/100 ml			Entrailles des poissons – Numération/g		
	pH	Coliformes fécaux	Streptocoques fécaux	Espèce de poisson	Coliformes fécaux	Streptocoques fécaux
1 heure	7,1	79 000	7 000 000	—	—	—
1 jour	7,1	13 000	141 000	—	—	—
7 jours	7,1	27	460	Carpe Bluegill	< 2 490	9 1 720
9 jours	6,9	5	130	Carpe Bluegill	11 < 2	4 600 26
14 jours	6,5	< 2	23	Carpe Bluegill	23 < 2	230 < 2
16 jours	6,8	< 2	23	Bluegill	< 2	< 2

* L'eau, la nourriture et les poissons ne contenaient pas de coliformes ou streptocoques fécaux au début de l'expérience.

TABLEAU III - 5

POLLUTION EXPERIMENTALE D'UNE EAU POTABLE * PAR DES POISSONS CONTAMINES

(d'après bibliographie - 39,62)

[reproduit avec l'aimable autorisation de *Applied Microbiology*]

Jours écoulés après l'introduction des poissons	Eau de source aérée (16-20°C) – NPP/100 ml				Flore intestinale des poissons – NPP/g			
	pH	Coliformes totaux	Coliformes fécaux	Streptocoques fécaux	Espèce de poisson	Coliformes totaux	Coliformes fécaux	Streptocoques fécaux
2	7,2	49 000	< 2	49	Carpe Bluegill	330 000 172	< 2 < 2	23 < 2
7	7,3	3 300	< 2	49	Carpe Bluegill	70 000 < 20	< 2 < 20	1 090 < 20
9	7,2	27 800	< 2	1 410	Carpe Bluegill	24 000 000 34 800 000	< 2 22	175 000 10 900 000
Jours écoulés après l'enlèvement des poissons								
5	7,5		< 2	2	—	—	—	—
12	7,3		< 2	17	—	—	—	—

* L'eau de source contenait moins de 2 coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux par 100 ml avant l'introduction des poissons.

3.3 Chez les insectes

Steinhaus (48) identifia 11 souches de bactéries coliformes sur des échantillons prélevés du tractus alimentaire de plusieurs espèces d'insectes. Geldreich (39) trouva 162 souches de coliformes fécaux, soit 14,9% , sur un total de 1084 souches examinées en provenance de 40 espèces différentes d'insectes.

3.4 Présence des coliformes sur la végétation

Les coliformes et les coliformes fécaux sont en général présents en faibles quantités sur la végétation, et le rapport coliformes fécaux/coliformes est petit. Les données de Geldreich (39) révèlent la présence de 169 souches de coliformes fécaux, soit un taux de positivité de 14,1% , parmi 1203 souches prélevées sur 152 espèces de plantes. Ces résultats corroborent l'idée conventionnelle que se font les ingénieurs, à savoir que la présence des coliformes fécaux dans les eaux de surface est en grande partie, sinon entièrement, due à une pollution fécale d'origine animale.

3.5 Présence des coliformes dans le sol

L'érosion du sol ou les eaux de ruissellement contribuent-elles à la contamination de la masse d'eau réceptrice par le groupe des bactéries coliformes ? Ce sujet est encore très controversé en bactériologie sanitaire. Randall (49) croit que la quantité d'*Escherichia coli* dans le sol est directement proportionnelle au degré de pollution probable du sol. Une recherche effectuée en 1962 (50), comportant l'analyse de 251 échantillons de sols de 26 Etats américains et de 3 autres pays, permit de relever l'absence ou la présence en faibles quantités de coliformes fécaux dans les sols non pollués, leur nombre étant considérablement plus élevé dans les sols pollués.

4. LES STREPTOCOQUES FECAUX

4.1 Bref historique

Plusieurs bactériologistes signalèrent dès 1900 (51 à 53) la présence de streptocoques fécaux dans les fèces des animaux à sang chaud et dans l'eau contaminée par des rejets d'origine fécale. Winslow et Palmer (54) notèrent que l'emploi des streptocoques fécaux facilitait la différenciation entre des pollutions d'origine humaine et d'origine animale. Courmont, en France, serait le premier à avoir insisté sur la recherche des streptocoques fécaux. En 1910, on proposa au *Metropolitan Water Board* de Londres d'utiliser les streptocoques fécaux comme indicateur de pollution. Ce n'est cependant qu'après la Seconde Guerre mondiale que la recherche de ces bactéries prit de l'ampleur, à la suite de la découverte de milieux de culture plus efficaces.

4.2 Définition

Les termes "streptocoque fécal" et "entérocoque" ne sont pas synonymes pour les experts américains et britanniques.

Les auteurs américains (32) recommandent d'utiliser l'expression "streptocoque fécal" et de la réserver pour désigner les espèces suivantes, indicatrices d'une contamination d'origine fécale : *Streptococcus faecalis*, *S. faecalis* variété *liquefaciens*, *S. faecalis* variété *zymogenes*, *S. durans*, *S. faecium*, *S. bovis*, et *S. equinus*. Le terme "entérocoque" s'applique à un groupe plus restreint, d'après la classification de Bergey (36), qui exclut les espèces *S. bovis* et *S. equinus*. Les expressions "streptocoque fécal" et "streptocoque du groupe sérologique D de Lancefield" sont considérées comme synonymes.

Pour les auteurs britanniques (34) le "streptocoque fécal" comprend les espèces suivantes : *S. faecalis*, *S. faecium*, *S. durans*, *S. bovis*, *S. equinus*, ainsi que certaines souches intermédiaires qui appartiennent aussi au groupe sérologique D de Lancefield. Cette définition ne diffère donc guère, à des fins pratiques, de celle des auteurs américains.

4.3 Source des streptocoques fécaux

Les streptocoques fécaux sont des hôtes normaux de l'intestin de l'homme et des animaux à sang chaud. Le tableau III - 6 fournit de précieux renseignements à cet égard. Quelques autres streptocoques sont à l'occasion présents dans les fèces mais n'appartiennent pas au groupe sérologique D de Lancefield : c'est le cas de *S. mitis* et *S. salivarius* que l'on retrouve dans la bouche de l'homme et qui sont avalés avec la salive; ces souches diffèrent de celles du groupe des streptocoques fécaux défini ci-dessus. Il est donc utile de retenir que la présence de ces espèces n'indique pas nécessairement une pollution d'origine fécale. (Voir le tableau III - 6 à la page 15.)

Les poissons, selon les travaux déjà évoqués (39), ne seraient pas des hôtes normaux des streptocoques fécaux. West (55) Eaves et Mundt (56) Geldreich (39) ont identifié des streptocoques fécaux chez plusieurs espèces d'insectes, y inclus la mouche domestique.

Mundt (57) a par ailleurs isolé plusieurs streptocoques fécaux de plantes et de fleurs variées appartenant à 116 groupes taxonomiques différents, les souches fécales pouvant être isolées augmentant avec l'élévation de la température saisonnière.

Medrek et Litsky (58) ont obtenu 8 résultats positifs, dans la recherche de streptocoques fécaux, sur un total de 369 échantillons de sols supposés vierges. En général, les streptocoques fécaux ne sont pas présents dans un sol non contaminé par les fèces d'insectes, d'oiseaux ou d'autres animaux domestiques ou sauvages.

TABLEAU III - 6
EXCRETION DES STREPTOCOQUES FECAUX CHEZ DIFFERENTES ESPECES

(en millions de streptocoques fécaux)

(d'après bibliographie - 40,59)

[reproduit avec l'aimable autorisation de *Applied Microbiology*]

Espèce	Densité moyenne par gramme de matières fécales	Excrétion moyenne par 24 h
Homme	3,0	450
Canard	54,0	18 000
Mouton	38,0	43 000
Poule	3,4	620
Vache	1,3	31 000
Dinde	2,8	1 300
Porc	84,0	230 000

4.4 Importance de cet indicateur

Le groupe des streptocoques fécaux n'est généralement pas considéré comme pathogène, quoique certaines souches, telle *S. faecalis*, ont été associées à des cas d'endocardites et d'infections urinaires chez l'homme. L'espèce *S. faecalis* variété *zymogenes*, un streptocoque bêta hémolytique qui appartient au groupe sérologique D de Lancefield, est considérée comme non pathogène. Il semble pourtant que les streptocoques fécaux soient associés à certains empoisonnements alimentaires.

D'après les recherches les plus récentes, les streptocoques fécaux semblent caractéristiques d'une pollution d'origine fécale puisqu'ils furent décelés régulièrement dans les fèces des animaux à sang chaud et dans les milieux contaminés par ceux-ci. L'absence de ces streptocoques dans une eau brute ne signifie pas nécessairement que l'eau soit saine au point de vue bactériologique, car les taux de mortalité naturelle de ces organismes dans l'eau ne sont pas connus de façon précise.

L'absence de bactéries coliformes dans une eau potable ne constitue pas une preuve définitive et irréfutable que l'eau soit exempte d'organismes pathogènes. Clark (37) isola des streptocoques fécaux de neuf échantillons d'eaux de distribution publique, qui pourtant ne contenaient pas de bactéries coliformes. La recherche des streptocoques fécaux dans une eau adéquatement désinfectée ne présente pas d'avantages particuliers sur la recherche des bactéries coliformes. En revanche, cette recherche serait avantageuse dans le cas d'une eau potable non désinfectée ou bien dans celui d'une eau de surface éventuellement traitée aux fins de distribution publique, et cela lorsqu'il s'agit de déterminer l'origine ou le type de pollution au lieu considéré. Il arrive fréquemment que la présence de bactéries coliformes dans un échantillon d'eau laisse perplexes le responsable de l'interprétation des résultats, qui parfois s'interroge sur le sens et l'origine de ces coliformes : dans ces cas, la découverte de streptocoques fécaux s'avère utile puisqu'elle indique qu'une portion au moins des bactéries coliformes serait d'origine fécale.

4.5 Les examens bactériologiques

Les chercheurs américains (32) emploient, au choix, deux modes opératoires normalisés pour la recherche des streptocoques fécaux, soit la technique de fermentation en tubes multiples ou la technique de la membrane filtrante, les milieux de culture étant dans les deux cas différents de ceux des mêmes techniques utilisées pour la recherche des coliformes et des coliformes fécaux. Une nouvelle technique expérimentale (32) a été mise à l'essai : la technique du dénombrement sur plaque des streptocoques fécaux.

4.6 Multiplication des coliformes et streptocoques fécaux

Certaines souches de coliformes, en particulier celles d'*Aerobacter aerogenes*, peuvent se multiplier dans les eaux polluées et ainsi fausser les données d'âge et d'intensité de la pollution. Deaner et Kerri (60) n'ont observé aucune augmentation des coliformes fécaux sur une distance d'environ deux miles en aval d'un déversement d'effluent de station d'épuration des eaux d'égout sur la rivière American près de Sacramento en Californie. Quant aux streptocoques fécaux, selon Morris et Weaver (61) ils ne se reproduiraient pas dans l'eau.

4.7 Le rapport coliforme fécal/streptocoque fécal

Les résultats assez étonnants du tableau III - 7 découlent de la comparaison des tableaux III - 2 et III - 6 dont Geldreich a déduit un rapport tout à fait nouveau en bactériologie sanitaire, à savoir le rapport coliformes fécaux/streptocoques fécaux, qui est supérieur à 1 chez l'homme et inférieur à 1 chez les animaux soumis à cette étude. (Voir le tableau III - 7 à la page 16.)

TABLEAU III - 7

**RAPPORT ENTRE COLIFORMES FECAUX (C.F.) ET STREPTOCOQUES FECAUX (S.F.)
CHEZ DIFFERENTES ESPECES**

(établi d'après les données des tableaux III - 2 et III - 6)

Espèce	Rapport C.F./S.F.
Homme	4,4
Canard	0,6
Mouton	0,4
Poule	0,4
Vache	0,2
Dinde	0,1
Porc	0,4

Au cours de ses travaux, Geldreich constata que le rapport C.F./S.F. variait pour diverses eaux d'égout domestiques mais qu'il était toujours supérieur à 1 dans ces eaux, comme il ressort du tableau III - 8.

TABLEAU III - 8

COMPOSITION BACTERIENNE DES EAUX D'EGOUT DOMESTIQUES

(d'après bibliographie - 63)

[reproduit avec l'aimable autorisation du *Journal of the Water Pollution Control Federation*, Washington]

Lieu	Coliformes fécaux/100 ml*	Streptocoques fécaux/100 ml*	Rapport C.F./S.F.
Preston (Idaho, E.-U.)	340 000	64 000	5,3
Fargo (Dakota du Nord, E.-U.)	1 300 000	290 000	4,5
Cincinnati (Ohio, E.-U.)	10 900 000	2 470 000	4,4
Monroe (Michigan, E.-U.)	19 200 000	700 000	27,9
Denver (Colorado, E.-U.)	49 000 000	2 900 000	16,9

* Valeur médiane.

Il est d'usage de mettre en rapport la densité des coliformes fécaux, plutôt que celle des coliformes totaux, avec la densité des streptocoques fécaux, puisque les bactéries coliformes peuvent être d'origine non fécale. L'ingénieur devrait de plus en plus utiliser ce rapport afin d'éprouver la valeur de ce paramètre et d'enrichir la littérature scientifique en données supplémentaires sur le sujet. Cette corrélation entre coliformes fécaux et streptocoques fécaux mérite une attention particulière car plusieurs facteurs peuvent l'influencer, tels que la température, le pH de l'eau, les substances toxiques, etc.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Fair, G.M., & Geyer, J.C. (—) "Water Supply and Wastewater Disposal", John Wiley & Sons, Inc., New York
2. Symons, G.E., & Simpson, R.W. (1941) "Disinfection of Sewage by Chlorination", *Sewage Works J.*, 13, novembre
3. Symons, G.E., & Simpson, R.W. (1942) "Estimation of Coliform Bacteria in Raw and Chlorinated Sewage by Means of Different Media", *Sewage Works J.*, 15, septembre
4. Jordan, E.O. (1900) "Some Observations upon the Bacterial Self-Purification of Streams", *Jour. Exper. Med.*, 5 : 271

5. Kabler, P.W. (1968) "Microbial Considerations in Drinking Water", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 1173-1180, octobre
6. Paoletti, A. (1966) "Les détergents : nouvel indice chimique de la pollution fécale des eaux de surface", *Rev. intern. Océanogr. méd.*, 3 : 5-10
7. Drapeau, A.J. (1970) "Qualité des eaux à exiger pour le consommateur, partie III", *Eau du Québec*, 3, février
8. Fair, J.F., & Morrison, S.M. (1967) "Recovery of Bacterial Pathogens from High Quality Surface Water", *Water Resources Research*, 3 : 799-803
9. Pollitzer, R. (1960) "Le Choléra", *Série de Monographies*, No 43, Organisation mondiale de la Santé, Genève
10. Read, W.D., & Pandit, S.R. (1941) "Distribution of V. cholerae and El Tor Type Strains in Certain Rural Areas in India", *Ind. J. Med. Res.*, 29 : 403
11. Healy, W.A., & Grossman, R.P. (1961) "Water-borne Typhoid Epidemic at Keene, New Hampshire", *J. New England Water Works Assoc.*, 75 : 38
12. Bardos, V. (1953) "A Water-borne Epidemic of Paratyphoid A, résumé", *Bull. Hyg.*, 28 : 793
- 13a. Rimpaw, W. (1951) "A Water-borne Typhoid Epidemic in Neuötting, résumé", *Bull. Hyg.*, 26 : 23
- 13b. Ross, C.E., & Campbell, W.K. (1966) "Salmonella typhimurium Contamination of Riverside, Calif., Supply", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 165-174, février
14. Greenberg, A.E., & Ongerth, H.J. (1966) "Salmonellosis in Riverside, California", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 58 : 1145, septembre
15. Kinnaman, C.H., & Beelman, F.C. (1944) "An Epidemic of 3,000 Cases of Bacillary Dysentery Involving a War Industry and Members of the Armed Forces", *Amer. J. Public Health*, 34 : 948
16. Drachman, R.H. (1960) "An Outbreak of Water-borne Shigella Gastro-enteritis", *Amer. J. Hyg.*, 72 : 321
17. Browning, G.E., & Mankin, J.O. (1966) "Gastro-enteritis Epidemic Owing to Contamination of Public Water Supply", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 58 : 1465, novembre
18. Ross, A.I., & Gillespie, E.H. (1952) "An Outbreak of Water-borne Gastro-Enteritis and Some Dysentery", *Gr. Brit. Ministry of Health, Bull. Ministry of Health and Public Health Lab. Service*, 11 : 31
19. Freitag, J.L. (1960) "A Water-borne Outbreak of Dysentery", *Health News*, 37 : 4 : 4 (New York State)
20. William, H.R., Murphy, W.J., McGroan, Starr, J.E., & Ward, M.K. (1956) "An Epidemic of Canicola Fever in Man with the Demonstration of Leptospira canicola Infection in Dogs, Swine and Cattle", *Amer. J. Hyg.*, 64 : 46
21. Mikhailovskii, B.N. (1948) "A Contribution to the Question of the Epidemiology of Anicteric Leptospirosis (Water Fever)", *J. Microbiol., Epidemiol. & Immunobiol.*, 29 : 1444
22. Gauld, R.L., Crouch, W.L., Kaminsky, A.L., Hullinghorst, R.L., Gochenour, W.S., & Yager, R.H. (1952) "Leptospiral Meningitis - Report of Outbreak among American Troops on Okinawa", *J. Amer. Med. Assoc.*, 149 : 228
23. Schaeffer, M. (1951) "Leptospiral Meningitis", *J. Clin. Invest.*, 30 : 670
24. Tsareva, M.I. (1946) "A Water-borne Outbreak of Tularemia, résumé", *Bull. Hyg.*, 21 : 307
25. Gaustad, V. (1947) "Tuberculosis Primary Infection in Three Children, Occuring in Connection with Fall into Highly Contaminated River-Water", *Acta Tuberc. Scand.*, 21 : 281
26. Senecal, P. (1950) "Primary Pulmonary Tuberculosis in Two Children in Association with a Fall into Sewage Contaminated Water", *Acta Tuberc. Scand.*, 24 : 357
27. Heicken, K. (1952) "Zweckmässige Desinfektionen bei Tuberkulose", *Öff. Gesundh. Dienst.*, 14 : 15
28. Miller, F.J., & Anderson, J.P. (1954) "Two Cases of Primary Tuberculosis after Immersion in Sewage Contaminated Water", *Arch. Dis. Childh.*, 29 : 152
29. Greenberg, A.E., & Kupka, E. (1957) "Tuberculosis Transmission by Waste Waters - A Review", *Sew. & Ind. Wastes*, 524-537, mai
30. Russell, L.C. (1971) "Disease due to Nonpathogenic Bacteria", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 157
31. Gustafson, A.A., & Hundley, J.B. (1969) "Enteropathogenic Escherichia coli Serotypes Found in Sewage Lagoons in North Dakota", *Health Lab. Sci.*, 6 : 18
32. American Public Health Association (1971) "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", New York
33. Divers auteurs (1969) "Normes et objectifs : l'eau potable au Canada", Ministère de la Santé et du Bien-Etre social, Ottawa
34. Ministry of Housing and Local Government (1970) "The Bacteriological Examination of Water Supplies", Reports on Public Health and Medical Subjects No. 71, Her Majesty's Stationery Office, London
35. Organisation mondiale de la Santé (1972) "Normes internationales pour l'eau de boisson", 3^e éd., Organisation mondiale de la Santé, Genève
36. Breed, R.S., Murray, E.D., & Smith, N.R. (1957) "Bergey's Manual of Determinative Bacteriology", The Williams & Wilkins Co., Baltimore

37. Clark, J.A. (1968) "A Presence-Absence Test Providing Sensitive and Inexpensive Detection of Coliform, Fecal Coliforms and Fecal Streptococci in Municipal Drinking Water Supplies", *Can. J. Microbiol.*, 14 : 13
38. Geldreich, E.E. (1971) "Application of Bacteriological Data in Potable Water Surveillance", *J. Amer. Water Works Assoc.*, avril
39. Geldreich, E.E. (1966) "Sanitary Significance of Fecal Coliforms in the Environment", Publ. WP-20-3, Fed. Water Poll. Control Adm., U.S. Dept. of the Interior, Washington, D.C.
40. Geldreich, E.E. et al. (1962) "Type Distribution of Coliform Bacteria in the Feces of Warm-blooded Animals", *J. Water Poll. Control Fed.*, 34 : 295-301
41. Amyot, J.A. (1901) "Is the Colon Bacillus a Normal Habitant of Intestines of Fishes?", *Amer. J. Public Health*, 27 : 400
42. Johnson G.A. (1904) "Isolation of *Bacillus coli communis* from the Alimentary Tract of Fish and the Significance thereof", *J. Infect. Dis.*, 1 : 348
43. Margolis, L. (1935) "The Effect of Fasting on the Bacterial Flora of the Intestine of Fish", *J. Fisheries Res. Board Can.*, 10 : 62
44. Thjotta, T., & Somme, O.M. (1943) "The Bacterial Flora of Normal Fish", *Skifter Norske Videnskaps-Akad., Oslo Mat. Naturv. Kl.*, 4 : 1
45. Venkataraman, R., & Screenivasan, A. (1953) "The Bacteriology of Fresh-water Fish", *Ind. J. Med. Res.*, 41 : 385
46. Evelyn, T.P., & McDermott, L.A. (1961) "Bacteriological Studies of Fresh-water Fish I - Isolation of Aerobic Bacteria from Several Species of Ontario Fish", *Can. J. Microbiol.*, 7 : 375
47. Glantz, P.J., & Krantz, G.E. (1965) "Escherichia coli Serotypes Isolated from Fish and their Environment", *Health Lab. Sci.*, 2 : 59
48. Steinhaus, E.A. (1941) "A Study of the Bacteria Associated with Thirty Species of Insects", *J. Bacteriol.*, 42 : 757
49. Randall, J.S. (1956) "The Sanitary Significance of Coliform Bacilli in Soil", *J. Hyg., Camb.*, 54 : 365
50. Geldreich, E.E. et al. (1962) "The Faecal Coli-aerogenes Flora of Soils from Various Geographical Areas", *J. Appl. Bacteriol.*, 25 : 87
51. Houston, A.C. (1900) "On the Value of Examination of Water for Streptococci and Staphylococci with a View to Detection of its Recent Contamination with Animal Organic Matter", Supplement 29th Annual Report, Local Govern. Board containing Report of Med. Officer 1899-1900, London County Council
52. Winslow, C.E., & Hunnewell, M.P. (1902) "Streptococci Characteristics of Sewage and Sewage-Polluted Waters", *Science*, 15 : 827
53. Buttiaux, R. (1958) "Les streptocoques fécaux des intestins humains et animaux", *Ann. Inst. Pasteur*, 94 : 778-782
54. Winslow, C.E., & Palmer, G.I. (1910) "A Comparative Study of Intestinal Streptococci from the Horse, the Cow and Man", *J. Infect. Dis.*, 7 : 1
55. West, L.S. (1951) "The Housefly", Comstock Publishing Associates, Ithaca, New York
56. Eaves, G.N., & Mundt, J.O. (1960) "Distribution and Characterization of Streptococci from Insects", *J. Insect Pathol.*, 2 : 289
57. Mundt, J.O. (1963) "Occurrence of Enterococci on Plants in a Wild Environment", *Appl. Microbiol.*, 11 : 141-144
58. Medrek, T.F., & Litsky, W. (1960) "Comparative Incidence of Coliform Bacteria and Enterococci in Undisturbed Soil", *Appl. Microbiol.*, 8 : 60-63
59. Kenner, B.A., Clark, H.F., & Kabler, P.W. (1961) "Fecal Streptococci I. - Cultivation and Enumeration of Streptococci in Surface Waters", *Appl. Microbiol.*, 9 : 15
60. Deaner, D.G., & Kerri, K.D. (1969) "Regrowth of Fecal Coliform", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 61 : 465-468
61. Morris, W., & Weaver, B.H. (1954) "Streptococci as Indices of Pollution in Well Water", *Appl. Microbiol.*, 2 : 282-285
62. Geldreich, E.E., & Clarke, N.A. (1966) "Bacterial Pollution Indicators in the Intestinal Tract of Freshwater Fish.", *Appl. Microbiol.*, 14 : 429
63. Geldreich, E.E., & Kenner, B.A. (1969) "Concepts of Fecal Streptococci in Stream Pollution", *J. Water Poll. Control Fed.*, 41 (8) : R336-R352
64. Wolf, H.W. (1971) "Biological Aspects of Water", *J. Amer. Water Works Assoc.*, mars, 181-188

CHAPITRE IV

VIROLOGIE DES EAUX D'ALIMENTATION ET DES EAUX D'EGOUT

1. GENERALITES

L'homme, les animaux et les végétaux sont soumis en permanence à l'agression des virus, véritables agents parasites qui sont incapables de se reproduire hors des cellules. Les virus sont en mesure de s'emparer du système génétique cellulaire et de l'utiliser à leur avantage. La multiplication virale aboutit à la libération d'une multitude de nouvelles particules virales qui, de cellule en cellule, envahiraient tout l'organisme si un frein n'y était mis.

Le tableau IV - 1 donne un aperçu d'ensemble des virus.

TABLEAU IV - 1
CLASSIFICATION DES VIRUS¹

<i>Adénovirus</i>	33 variétés
<i>Picornavirus</i> :	
a) <i>Entérovirus</i> :	
- <i>Poliovirus</i>	3 types
- <i>Virus Coxsackie</i> { type A	23 variétés
type B	6 variétés
- <i>Echovirus</i>	31 variétés
b) <i>Rhinovirus</i>	100 types
<i>Myxovirus</i> (influenza)	9 types
<i>Réovirus</i>	3 types

¹ Pour plus de renseignements, consulter Mammette, A. (1974) "Virologie à l'usage des étudiants en médecine", Ed. Crouan & Roques, Lille.

Les entérovirus devraient être considérés à titre d'agents infectieux d'origine hydrique. Retenons que les eaux traitées de distribution publique ne sont pas considérées, au point de vue épidémiologique, comme un véhicule coutumier de tels agents (1). Les dimensions des entérovirus s'échelonnent entre 20 et 30 millimicrons. Les adénovirus et réovirus causent notamment des infections des voies respiratoires. Quant aux rhinovirus, hôtes transitoires du nasopharynx, ils occasionnent le rhume banal chez l'adulte et l'enfant.

2. QUANTIFICATION VIRALE

Mentionnons deux techniques pour déterminer quantitativement les virus entériques présents dans un échantillon donné, soit celle des tubes et celle des plaques.

Dans le premier cas on prépare des dilutions en série de la suspension de virus à être analysée. Des groupes de tubes contenant une monocouche de culture de tissus sontensemencés avec chaque dilution. Après avoir été portés à l'étuve à 37°C sur un support rotatif, les tubes sont vérifiés afin de déceler un effet cytopathogène. On obtient une quantification des virus en cherchant la plus faible dilution de la suspension de virus qui a produit un effet cytopathogène dans 50 % des tubes. Cette donnée est désignée par le sigle $DICT_{50}$ (dose infectieuse en culture de tissus - 50 %). L'effet cytopathogène est le phénomène de destruction des cellules de la culture de tissus par le virus ensemencé.

Ce processus viral de destruction des cellules peut être ralenti en ajoutant une couche d'agar avec le milieu de culture nutritif sur la monocouche de cellules. Ainsi l'effet cytopathogène, au lieu d'être rapide et confluent, sera limité à de petites zones qui ressemblent un peu à un trou dans la monocouche cellulaire. Ces zones portent le nom de plaques ou plages.

Dans la technique des plaques, des quantités de 0,3-1,0 ml de dilutions virales sont ensemencées dans des bouteilles ou boîtes de Pétri, dont les cellules sont par la suite couvertes d'une couche d'agar. Après avoir été portées à l'étuve, généralement à 37°C dans une atmosphère humide contenant 5 % de CO_2 , les cultures de tissus ensemencées sont vérifiées pour déceler la présence de plaques. Il s'agit de les compter et de déterminer le nombre de plaques pour chacune des dilutions. Le nombre d'UFP (unité formatrice de plaque ou plage) de la suspension virale originale est calculé et s'exprime en UFP/ml ou autre unité volumique.

3. DENSITE VIRALE

Sabin (2) décèla de 10^5 à 10^6 DICT₅₀ (poliovirus) par gramme de fèces. En étudiant les travaux de Sabin, Clarke et al. (3) calculèrent la densité des entérovirus dans les fèces et trouvèrent environ 200 unités virales par gramme de fèces. Ils signalèrent de plus une densité virale relative d'environ 15 unités virales pour chaque million de coliformes dans les fèces humaines, c'est-à-dire un rapport d'une unité virale pour 65 000 coliformes. La densité virale relative par rapport aux streptocoques fécaux serait environ d'une unité virale pour 21 000 streptocoques fécaux présents dans les matières fécales des humains.

Clarke et al. (3) mentionnèrent par ailleurs que la densité moyenne en coliformes de l'eau d'égout domestique aux Etats-Unis était de 46×10^6 pour 100 ml, et de 1×10^4 à 1×10^5 pour 100 ml dans l'eau de surface polluée avec de l'eau d'égout fraîche. En utilisant ces données, ils trouvèrent environ 700 unités virales pour 100 ml d'eau d'égout brute et de 0,15 à 1,5 unité virale pour 100 ml d'eau de surface polluée.

Geldreich et Clarke (4) ont établi le tableau IV - 2 à la suite des travaux précités de Sabin et de Clarke et al. Les données sur Israël proviennent de la référence bibliographique 8.

TABLEAU IV - 2
RAPPORTS VIRUS/COLIFORME

(d'après bibliographie - 4,8)

Pays	Localisation	Virus	Coliforme	Rapport
Etats-Unis	Fèces	200/g	13×10^6 /g	1:65 000
Etats-Unis	Eau d'égout brute	500/100 ml	46×10^6 /100 ml	1:92 000
Etats-Unis	Eau de surface polluée	1/100 ml	5×10^4 /100 ml	1:50 000
Israël	Eau d'égout brute	1 050/l	—	1:10 000 000

A la suite des travaux de Kelly et Sanderson (5) les mêmes auteurs trouvèrent une densité virale maximale estimée à 5 unités virales pour 100 ml d'eau d'égout brute au cours des mois froids de l'année et de 100 unités virales pour 100 ml au cours des mois chauds.

Coin (6) trouva dans un effluent chloré de station d'épuration par boue activée le poliovirus type 1 en provenance d'un établissement hospitalier; cet effluent répondait aux critères sanitaires en vigueur.

Grinstein et al. (7), dans une étude des plus intéressantes, signalent l'importance évidente de l'élimination des virus dans les effluents de station d'épuration des eaux d'égout, en particulier lorsque les eaux réceptrices sont utilisées en aval pour l'alimentation des habitants des villes. Ils observèrent que près de 100 % des échantillons prélevés cinq miles en aval d'un déversement d'eau d'égout brute étaient positifs quant à la présence de virus entériques.

Shuval (8) mentionne l'existence, dans les eaux d'égout brutes d'Israël, d'une concentration moyenne en entérovirus d'environ 1050 unités formatrices de plaque pour un litre d'échantillon. De plus, il observa un rapport moyen entérovirus/coliforme d'environ 1:10 000 000 dans l'eau d'égout brute, ou d'environ 1:1 000 000 lorsque ce rapport est basé sur la concentration virale maximale décelée. Ces valeurs sont beaucoup plus faibles que celle résultant du calcul théorique de Clarke et al., (3) qui trouvèrent 1:65 000.

Bagdasar'yan (9) préleva 164 échantillons d'eau de rivière dans les limites de Moscou, et trouva une positivité de 34% quant à la présence d'entérovirus, tandis que Farrohi (10) observa que de 38% à 63% des échantillons prélevés dans deux rivières suisses se déversant dans le lac de Genève contenaient des virus entériques.

4. PRESENCE ET SURVIE DES VIRUS

Coin et al. (11) signalèrent l'identification assez extraordinaire d'entérovirus dans le réseau de distribution d'eau de la ville de Paris, comme le montre le tableau IV - 3 ci-contre.

Kelly (12) signala que les techniques d'épuration des eaux d'égout ne détruisent pas nécessairement les virus Coxsackie. Kelly et Sanderson (13) confirmèrent ces résultats et observèrent que les effluents chlorés d'un traitement secondaire contenaient des virus le tiers du temps environ.

Bloom et al. (14) étudièrent la fréquence des isolations d'entérovirus à partir d'échantillons prélevés à la station d'épuration des eaux d'égout de la ville de Michigan (Indiana, Etats-Unis). (Voir le tableau IV - 4 à la page 21.)

TABLEAU IV - 3

POURCENTAGE D'ECHANTILLONS POSITIFS QUANT A LA PRESENCE DE VIRUS

(d'après bibliographie - 11)

Lieu du prélèvement	Echantillons positifs (%)			
	1959	1960	1961	1962
Rivières en amont de Paris	6,9	6,5	17	27
Rivières en aval de Paris	6,9	1,0	35	44
Réseau de distribution de la ville de Paris	0	2,4	2,8	19

TABLEAU IV - 4

ISOLATIONS DE VIRUS ENTERIQUES A L'USINE D'EPURATION
DES EAUX D'EGOUTS DE MICHIGAN

(d'après bibliographie - 14)

Lieu du prélèvement	Echantillons positifs (%)
Affluent à la station	32,6
Boue brute	38,1
Effluent du bassin primaire	23,8
Bassin de boue activée	11,1
Retour de la boue activée	6,7
Bassin terminal de décantation	5,3
Effluent terminal non chloré	9,8

On observe une réduction relativement grande des échantillons positifs prélevés après le traitement de la boue activée.

Les temps de survie relatifs, en laboratoire, de divers virus et bactéries furent déterminés par Clarke et al. (15), et apparaissent dans le tableau IV - 5.

TABLEAU IV - 5

NOMBRE DE JOURS NECESSAIRES POUR UNE ELIMINATION DE 99,9 %
DE DIVERS MICRO-ORGANISMES

(d'après bibliographie - 15)

Micro-organismes	Nombre de jours à	
	28°C	4°C
Poliovirus 1	17	110
Echo 7	28	130
Echo 12	20	60
Coxsackie A9	6	12
<i>Aerobacter aerogenes</i>	10	56
<i>Escherichia coli</i>	12	48
<i>Streptococcus faecalis</i>	14	48

On observe que les temps de survie sont plus longs à 4°C qu'à 28°C et que les virus étudiés, à l'exception de Coxsackie A9, survivent plus longtemps que les bactéries.

Akin et al. (16) effectuèrent une revue intéressante de la littérature scientifique sur la présence et la survie des entérovirus.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Public Health Service (1962) "Public Health Service Drinking Water Standards", U.S. Dept. of Health, Education and Welfare, Washington, D.C.
2. Sabin, A.B. (1955) "Behaviour of Chimpanzee-virulent Poliomyelitis Viruses in Experimentally Infected Human Volunteers", *Amer. J. Med. Sci.*, 230 : 1-8
3. Clarke, N.A., Berg, G., Kabler, P.W., & Chang, S.L. (1965) "Human Enteric Viruses in Water: Source, Survival and Removability", *Adv. Water Poll. Res.*, 2nd International Conference, Tokyo, Pergamon Press, 2 : 523-536
4. Geldreich, E.E., & Clarke, N.A. (1971) "The Coliform Test: A Criterion for the Viral Safety of Water", 13th Water Quality Conference, Virus and Water Quality: Occurrence and Control. Engineering Publications Office, University of Illinois, Urbana Champaign
5. Kelly, S.M., & Sanderson, W.W. (1960) "Density of Enteroviruses in Sewage", *J. Water Poll. Control Fed.*, 32 : 1269-1273
6. Coin, L. (1963) "Quelques résultats en matière de virologie et problème de la cytotoxicité", *La technique de l'eau*, 200 : 27-32, août
7. Grinstein, S., Melnick, J.L., & Wallis, C. (1970) "Virus Isolations from Sewage and from a Stream Receiving Effluents of Sewage Treatment Plants", *Bull. Org. mond. Santé*, 42 : 291-296
8. Shuval, H.I. (1969) "Detection and Control of Enteroviruses in the Water Environment", Developments in Water Quality Research pp. 47-71. Proceedings of the Jerusalem International Conference on Water Quality and Pollution Research, juin 1969, Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan
9. Bagdasar'yan, G.A. (1968) "Investigation of Riverwater for Enteroviruses", *Gig. i Sanit.*, 33 : 10-12, 134-135
10. Farrohi, K. (1966) "Research on Viruses in Water: Experimental Studies. Consequences of these Studies in Problems of General Hygiene", *Revue Immunology Ther. Antimicrob.*, 30(6) : 355-356
11. Coin, L., Menetrier, M.L., Labonde, J., & Hannoun, M.C. (1965) "Modern Microbiological and Virological Aspects of Water Pollution", *Adv. Water Poll. Res.*, 2nd International Conference, Tokyo, Pergamon Press, 1 : 1-18
12. Kelly, S.M., Clarke, M.E., & Coleman, M.B. (1955) "Demonstration of Infectious Agents in Sewage", *Amer. J. Public Health*, 45 : 1438
13. Kelly, S.M., & Sanderson, W.W. (1959) "The Effect of Sewage Treatment on Viruses", *Sew. & Ind. Wastes*, 31 : 683
14. Bloom, H.H., Mack, W.N., Krueger, B.J., & Mallmann, W.L. (1959) "Identification of Enteroviruses in Sewage", *J. Infect. Dis.*, 105 : 61-68
15. Clarke, N.A., & Kabler, P.W. (1964) "Human Enteric Viruses in Sewage", *Health Lab. Sci.*, 1(1) : 44-50
16. Akin, E.W., Benton, W.H., & Hill, W.F. (1971) "Enteric Viruses in Ground and Surface Waters: A Review of their Occurrence and Survival", Environmental Protection Agency, Gulf Coast Water Hygiene Laboratory, Dauphin Island, Alabama

CHAPITRE V

TECHNIQUES D'ENLEVEMENT DES VIRUS

Les subdivisions de ce chapitre correspondent aux principales étapes de la purification des eaux de distribution publique. Sauf avis contraire l'unité de capacité utilisée est le gallon américain (un gallon US = 3,785 litres).

1. EMMAGASINEMENT

1.1 Généralités

Dans les usines de filtration, l'eau brute est souvent entreposée avant le traitement. Lors de l'emménagement, une sédimentation des particules en suspension s'effectue. Le degré de sédimentation varie alors selon le temps de rétention. Dans quelle proportion cette phase préliminaire au traitement contribue-t-elle à l'enlèvement des virus ? Il est important, pour répondre à cette question, de distinguer les facteurs affectant le temps de survie des virus dans l'eau.

1.2 Etudes antérieures

Prier et Riley (1) mentionnèrent les facteurs suivants : a) temps de séjour; b) nature de l'eau (lac, rivière, puits); c) débit de l'eau; d) température de l'eau; e) composition chimique de l'eau; et f) matières organiques présentes dans l'eau.

La température est, de tous ces facteurs, celui dont l'effet est le mieux connu. Les études de Clarke et al. (2) faites à ce sujet démontrèrent (tableau V - 1) que l'abaissement de température prolonge la vie des virus.

TABLEAU V - 1
NOMBRE DE JOURS NECESSAIRES POUR UNE DIMINUTION
DE 99,9 % DES VIRUS

(d'après bibliographie - 2)

Virus	Rivière Petite Miami			Rivière Ohio		
	28°C	20°C	4°C	28°C	20°C	4°C
Poliovirus 1	17	20	27	11	13	19
Echo 7	12	16	26	5	7	15
Echo 12	5	12	33	3	5	19
Coxsackie A9	< 8	< 8	10	5	8	20

De plus, les résultats de ces études indiquent que les virus survivent plus longtemps dans l'eau d'égout où la densité moyenne en coliformes est de 208 000/ml et dans la rivière Petite Miami où elle est de 54/ml que dans la rivière Ohio où la densité moyenne est de 197/ml. Cette différence assez surprenante ne fut pas observée dans le cas des bactéries d'origine entérique étudiées : le temps de survie des bactéries était directement relié au degré de pollution, c'est-à-dire que plus la pollution était élevée, plus le temps de survie était prolongé.

Des études faites par Clarke et al. (3) indiquèrent que le virus Coxsackie A-2 survivait plus longtemps dans l'eau distillée et dans l'eau d'égout que dans l'eau relativement polluée de la rivière Ohio (tableau V - 2). Quoique l'on n'ait pu fournir d'explications à ce phénomène, on conclut que le contenu organique de l'eau était un facteur important, de même que la flore microbienne normale de l'eau. (Voir le tableau V - 2 à la page 24.)

Les études de Gilcreas et Kelly (4) démontrèrent que les virus survivaient beaucoup plus longtemps dans l'eau froide (Fig. V. 1 et V. 2). Cette constatation s'accorde avec les résultats de Clarke (2). (Voir les figures V. 1 et V. 2 à la page 24.)

Gilcreas et Kelly (4) ont également mis en évidence le fait que la présence de phosphates dans les eaux favorisait la survie des virus (en l'occurrence le virus GD-VII, une souche du virus de l'encéphalo-myélite murine), comme le montre le tableau V - 3 qui indique les doses médianes effectives de virus (calculées selon la méthode de Thompson). (Voir le tableau V - 3 à la page 25.)

TABLEAU V - 2

NOMBRE DE JOURS NECESSAIRES POUR UNE DIMINUTION DE 99 % DU VIRUS
COXSACKIE A2 SELON LA NATURE ET LA TEMPERATURE DE L'EAU

[reproduit du *Journal American Water Works Association*, vol. 48, pp. 677-682, avec
l'aimable autorisation de l'Association.

© 1956 American Water Works Association, 2 Park Av., New York]

Nature de l'eau	Nombre de jours à	
	8°C	20°C
Eau distillée	>272	>41
Eau relativement polluée de la rivière Ohio	16	6
Eau d'égout	61	41

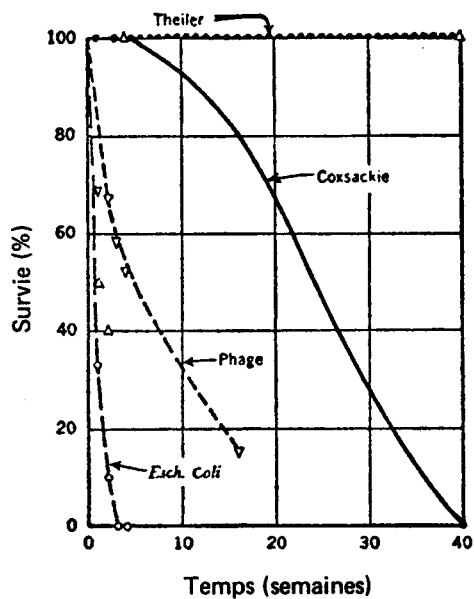


FIGURE V.1

EMMAGASINEMENT DES VIRUS ET DES COLIFORMES
DANS L'EAU A 8°-10°C

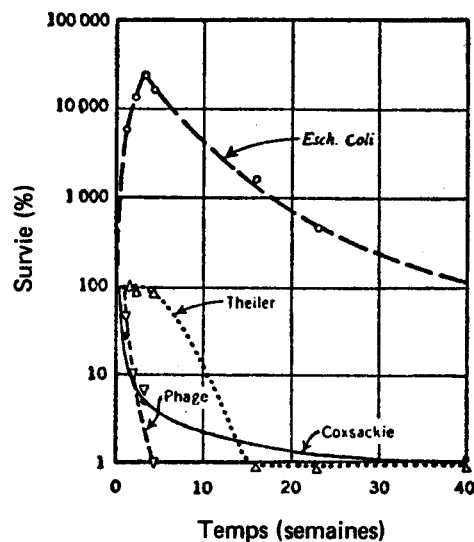


FIGURE V.2

EMMAGASINEMENT DES VIRUS ET DES COLIFORMES
DANS L'EAU A 20°-30°C

[reproduit du *Journal American Water Works Association*, vol. 47, pp. 684 et 686, avec l'aimable autorisation de l'Association.
© 1955 American Water Works Association, 2 Park Av., New York]

TABLEAU V - 3

EFFET DES PHOSPHATES SUR LA SURVIE DU VIRUS GD-VII A 20°-30°C

reproduit du *Journal American Water Works Association*, vol. 47, p. 689, avec
l'aimable autorisation de l'Association.

© 1955 American Water Works Association, 2 Park Av., New York

Durée d'emménagement (en semaines)	Phosphates en millimoles			
	0,00 *	0,14 **	0,28 ***	0,56 ****
0	3,8	3,8	3,8	3,8
2	< 1,0	3,8	3,0	3,8
4	1,5	3,8	3,8	3,0
6	< 1,0	3,5	3,8	3,8

* pH 6,9-7,0.

** pH 7,4-7,5.

*** pH 7,6-7,7.

**** pH 7,7-7,8.

L'influence d'autres sels sur les virus a également été soulignée par Wallis et Melnick (5), qui révélèrent que les cations bivalents Ca ++ et Mg ++ rendaient les virus plus stables à des températures variant entre 4°C et 50°C. La présence de sels dans l'eau augmente ainsi le temps de survie des virus, et la composition chimique de l'eau doit être considérée comme un facteur important.

Une revue par Akin, Benton et Hill (6) de la littérature concernant les recherches sur les virus démontra que différents temps de survie existaient à l'intérieur même de la famille des entérovirus. Selon ces auteurs, plusieurs paramètres autres que la température influencent la survie des virus bien qu'ils ne soient pas clairement expliqués.

1.3 Conclusions

On constate que le temps de survie des virus dans l'eau est influencé par de nombreux facteurs. On peut conclure d'une façon générale que la réduction de 99,9 % des virus requiert de quelques semaines durant la saison chaude à quelques mois durant la saison froide en climat tempéré. Or la durée de l'emménagement de l'eau brute dans les usines de filtration dépasse rarement quelques heures. De plus, les divers courants qui se créent dans un bassin de rétention à cause de l'action continue des pompes peuvent réduire considérablement le temps de séjour. Par conséquent, l'enlèvement des virus dû seulement au temps de rétention est négligeable.

La sédimentation de particules auxquelles des virus peuvent être liés est susceptible de contribuer à un certain enlèvement des virus. Dans la majorité des usines de filtration, la sédimentation dans les bassins de rétention est négligeable. L'emménagement doit donc être considéré comme un moyen à peu près inefficace pour l'enlèvement des virus dans les stations de purification d'eau aux fins domestiques.

2. COAGULATION-FLOCCULATION

2.1 Généralités

La coagulation-floculation de l'eau brute représente une phase majeure du traitement de l'eau dans les usines de filtration. Lors de ce processus, les produits chimiques ajoutés, tel le sulfate d'alumine, réagissent avec les composés alcalins de l'eau. Des précipités se forment et s'agglomèrent en flocons grâce à une agitation rapide au début, suivie d'une agitation lente créée dans les bassins de floculation. La majeure partie de la turbidité et de la couleur présentes dans l'eau brute est enlevée lors de ce traitement.

2.2 Etudes antérieures

Plusieurs recherches furent effectuées dans le but de déterminer le degré d'enlèvement des virus entériques et des bactériophages lors de ce procédé physico-chimique. En 1942, Carlson et al. (7) et Kempf et al. (8) tentèrent d'évaluer l'efficacité de la floculation par le sulfate d'alumine pour l'enlèvement des poliovirus. Neefe et al. (9) firent de même pour le virus de l'hépatite. Toutefois ces recherches n'apportèrent aucun résultat valable à cause d'une floculation très faible et de méthodes imprécises dans la technique d'analyse des virus.

Gilcreas et Kelly (4) utilisèrent le sulfate d'alumine comme agent flocculant dans une eau de source artificiellement contaminée. Ils obtinrent un enlèvement de 40 % pour les virus Coxsackie et Theiler, de 85 % pour les phages d'*Escherichia coli* et de 90 % pour les *E. coli*. Toutefois, peu d'informations étant fournies sur le pH, la turbidité, la quantité de virus utilisée

et la qualité du floc obtenue, il est difficile de juger du rendement de l'enlèvement par la floculation ou d'appliquer ces résultats dans la pratique.

Chang (10) et ses collaborateurs déterminèrent l'efficacité du sulfate d'alumine et du chlorure ferrique (tableaux V - 4 et V - 5) en utilisant pour chaque expérience une eau préparée de la façon suivante : 370 à 385 ml d'eau stérile distillée, 0,4 ml d'une suspension de SiO_2 et 3 à 15 ml d'une solution tampon à 10 % de $\text{NaHCO}_3\text{-HCl}$. Les pourcentages d'enlèvement varièrent de 86,3 % à 98,7 %. Selon les résultats obtenus, on obtient un meilleur enlèvement avec le chlorure ferrique qu'avec le sulfate d'alumine pour un dosage identique de 40 mg/l. L'influence du pH fut étudiée avec une concentration en sulfate d'alumine de 80 mg/l et de l'eau à 25°C. Une augmentation du pH de 5,5 à 7,2 accrut le pourcentage d'enlèvement de 94,6 à 99,0 %.

TABLEAU V - 4
ENLEVEMENT DU VIRUS COXSACKIE A2 PAR UNE FLOCULATION AU SULFATE D'ALUMINE*
(d'après bibliographie - 10)

Dosage en sulfate d'alumine (mg/l)	Nombre d'échantillons	Enlèvement des virus (%)
40	3	86,3
60	7	95,5
80	15	97,1
100	9	98,7

* Conditions expérimentales : T 25°C; pH 6,2; agitation 81 t.p.m.

TABLEAU V - 5
ENLEVEMENT DU VIRUS COXSACKIE A2 PAR UNE FLOCULATION AU CHLORURE FERRIQUE*
(d'après bibliographie - 10)

Dosage en chlorure ferrique (mg/l)	Nombre d'échantillons	Enlèvement des virus (%)
20	12	96,6
40	4	98,1

* Conditions expérimentales : T 25°C; pH 6,2; agitation 81 t.p.m.

Les mêmes auteurs dégagèrent une relation linéaire (Fig. V. 3) entre d'une part le pourcentage d'enlèvement des virus par rapport à la concentration en sulfate d'alumine et d'autre part le pourcentage des virus demeurant dans le liquide surnageant.

D'autres recherches, entreprises aussi par Chang et al. (11), avec l'eau brute de la rivière Ohio, indiquèrent un enlèvement de 99,9 % des virus Coxsackie lorsqu'une floculation avec le chlorure ferrique suivait la floculation au sulfate d'alumine (tableau V - 6). Il est à noter que l'eau brute de la rivière Ohio fut utilisée à une température de 25°C. La double floculation ou bifloculation fut faite avec 15 mg/l de chaque coagulant (turbidité initiale des échantillons de 60 à 100) ou avec 25 mg/l (turbidité initiale des échantillons de 16 à 240).

Clarke et al. (2) dégagèrent les conclusions suivantes de ces travaux de Chang et al. :

a) Quoique la relation "dosage du floculant-enlèvement des virus" suive l'isotherme d'adsorption de Freundlich, le dosage seul des produits chimiques n'est pas nécessairement une mesure de l'efficacité du procédé; d'autres paramètres entrent en ligne de compte lors de la floculation (temps d'agitation, vitesse d'agitation, etc.).

b) La quantité de floc produite est un bon indice du pourcentage d'enlèvement des virus.

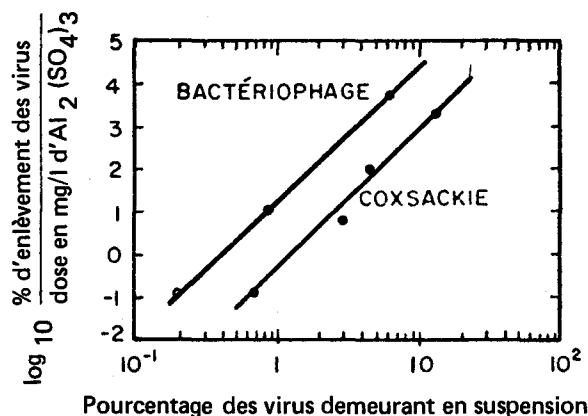


FIGURE V.3

RELATION LINEAIRE ENTRE LE POURCENTAGE D'ENLEVEMENT
DES VIRUS PAR RAPPORT A LA CONCENTRATION EN SULFATE
D'ALUMINE ET LE POURCENTAGE DES VIRUS DEMEURANT DANS
LE LIQUIDE SURNAGEANT

(d'après bibliographie - 10)

TABLEAU V - 6

EFFET DES COAGULANTS SUR L'ENLEVEMENT DES VIRUS DE L'EAU BRUTE DE LA RIVIERE OHIO A 25°C

(d'après bibliographie - 11)

Turbidité initiale en UTJ ¹	Etape de floculation	Dosage (mg/l)	Enlèvement du virus Coxsackie (%)	Turbidité finale en UTJ ¹	pH final
60-100	a *	15	95,7	5-100	7,1-7,4
5-10	b **	15	94,6	0,1	8,1-8,4
	a-b ***	15	99,8	0,1	
16-240	c *	25	98,6	1-5	6,7-7,3
1-5	d **	25	93,8	0,1	7,3-7,8
	c-d ***	25	99,9	0,1	-

¹ Unités de turbidité Jackson.

* Sulfate d'alumine Al₂(SO₄)₃.

** Chlorure ferrique Fe Cl₃.

*** Emploi combiné des deux agents de coagulation.

c) L'enlèvement des virus dans l'eau à l'aide d'une floculation au sulfate d'alumine ou au chlorure ferrique résulte de la formation d'un complexe "métal-virus" dû à une réaction "cation métallique-protéine virale".

d) Le degré d'enlèvement des bactéries et des virus est parallèle à l'enlèvement de la turbidité.

Le résumé des recherches, faites par les auteurs cités ci-dessus, sur l'efficacité de la floculation pour réduire les virus d'origine entérique est présenté dans le tableau V - 7 en tenant compte des principaux facteurs.

TABLEAU V - 7

ENLEVEMENT DES VIRUS ENTERIQUES DANS L'EAU PAR LA FLOCCULATION CHIMIQUE

Type de virus (référ.)	Qualité de l'eau	Flocculation		Qualité ou quantité (mg/l) du floc formé	Enlèvement des virus (%)
		Etape1	Coagulant ajouté (mg/l)		
Polio (7)	traitée brute	unique	100	0,4-1,0 1,5-2,2	< 25
		unique	100		< 50
Polio (8)	rivière	unique	136		< 50 & > 50
		unique	410		< 50
		unique	136-273		0-50
		unique	273-546		> 50
Hépatite infectieuse (9)	distillée	unique	69		0-50
Coxsackie A5 (4)	source	unique	28-45		< 50
Coxsackie A2 (10)	rivière Ohio	a	15		95,7
		b*	15*		94,6
		c	25		98,6
		d*	25*		93,8
		a-b	combiné		99,8
		c-d	combiné		99,9

¹ Dans le cas du virus Coxsackie A2, l'étape "b" était consécutive à l'étape "a", et l'étape "d" à l'étape "c".

* Utilisation de chlorure ferrique, comme agent coagulant, à la place de sulfate d'alumine dans les autres cas.

Chaudhuri et Engelbrecht (12) utilisèrent le sulfate d'alumine, Manwaring et al. (13) le chlorure ferrique à titre de coagulant pour l'enlèvement des bactériophages T4 et MS2. L'eau expérimentale de Chaudhuri contenait 150 mg/l de bicarbonate de sodium, 120 mg/l de montmorillonite et de $2,5 \times 10^5$ à $5,0 \times 10^5$ UFP*/ml de bactériophages T4 et MS2. L'agitation fut effectuée à 100 t.p.m. pendant une minute, puis à 20 t.p.m. pendant 30 minutes. Les échantillons furent prélevés après une période de sédimentation de 30 minutes. Quel que soit le flocculant employé, sulfate d'alumine ou chlorure ferrique, le degré d'enlèvement maximal se situa entre 98 et 99% . Les dosages optimaux furent les suivants :

- sulfate d'alumine : entre 40 et 50 mg/l
- chlorure ferrique : entre 50 et 60 mg/l.

Contrairement aux résultats obtenus par Chang, l'enlèvement n'est pas supérieur avec le chlorure ferrique. Chaudhuri démontra de plus qu'en employant le sulfate d'alumine ou le chlorure ferrique comme coagulant, la présence des cations Mg^{++} et Ca^{++} , jusqu'à une concentration de 50 mg/l, n'interfère pas avec le rendement du procédé d'enlèvement des virus T4 et MS2, mais que la présence de matière organique dans l'eau brute abaisse le pourcentage d'enlèvement de ces virus. Les conclusions de Manwaring et al. furent identiques. (Voir la figure V. 4 à la page 29.)

Thorup et al. (14) déterminèrent l'efficacité des polyélectrolytes en tant que coagulants et adjuvants de coagulation pour l'enlèvement des bactériophages T2, en utilisant les types de polyélectrolytes suivants : a) non ionique (Nalcolyte 110); b) anionique (Hercules C.M.C.); et c) cationique (Nalcolyte 605). Le polyélectrolyte de type cationique est le plus efficace des polyélectrolytes, qu'il soit utilisé comme coagulant ou adjuvant de coagulation (tableaux V - 8 et V - 9). Le degré d'efficacité dépend également de l'espèce et de la concentration des ions présents dans l'eau. L'effet des polyélectrolytes est négligeable (tableau V - 10) lorsqu'un coagulant tel que le sulfate d'alumine ou le sulfate ferrique $Fe_2(SO_4)_3$ est mis en quantité suffisante pour produire un bon floc. (Voir les tableaux V - 8 et V - 9 à la page 30, et le tableau V - 10 à la page 31.)

* UFP = unité formatrice de plage.

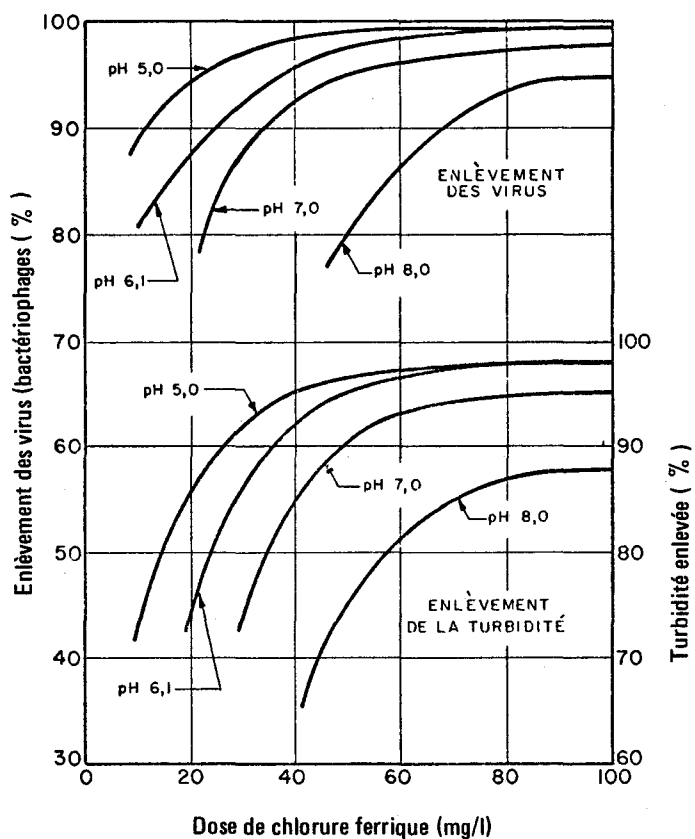


FIGURE V. 4

**ENLEVEMENT DU BACTERIOPHAGE MS2 ET DE LA TURBIDITE
(ARGILE) A L'AIDE DE LA COAGULATION-FLOCULATION**

reproduit du *Journal American Water Works Association*, vol. 63, p. 300, avec
l'aimable autorisation de l'Association.

© 1971 American Water Works Association, 2 Park Av., New York

TABLEAU V - 8

EFFET DES IONS SUR L'ENLEVEMENT DU VIRUS T2 PAR COAGULATION AVEC POLYELECTROLYTES¹

reproduit du *Journal American Water Works Association*, vol. 62, pp. 97-101, avec
l'aimable autorisation de l'Association.

© 1970 American Water Works Association, 2 Park Av., New York

Espèce d'ions et dosage (mg/l)	Enlèvement des virus (en %) à l'aide de polyélectrolytes (1 mg/l)			Degré de formation du floc selon l'emploi des polyélectrolytes		
	anionique	cationique	non ionique	anionique	cationique	non ionique
Na ⁺ 1,6	0	32	0	néant	faible	néant
5	0	68	0	néant	faible	néant
25	0	86	0	néant	bon	néant
126	28	93	36	faible	bon	faible
K ⁺ 2,7	0	28	0	néant	faible	néant
5	0	71	0	faible	moyen	néant
25	5	84	0	faible	bon	néant
126	32	94	27	faible	bon	faible
Ca ⁺⁺ 1,4	0	61	0	néant	moyen	néant
5	0	85	0	néant	moyen	faible
25	40	93	35	moyen	bon	faible
126	41	95	37	moyen	bon	faible
Mg ⁺⁺ 5	5	86	3	faible	bon	faible
25	38	94	37	faible	bon	faible
126	41	96	37	moyen	bon	moyen

¹ Eau expérimentale : pH $7,0 \pm 0,2$; turbidité 10 mg/l (argile et terre à infusoires).

TABLEAU V - 9

EFFET D'UN ADJUVANT DE COAGULATION SUR L'ENLEVEMENT DU VIRUS T2
A L'AIDE DE FAIBLES CONCENTRATIONS DE SULFATE D'ALUMINE¹

reproduit du *Journal American Water Works Association*, vol. 62, pp. 97-101, avec
l'aimable autorisation de l'Association.

© 1970 American Water Works Association, 2 Park Av., New York

Coagulants	Enlèvement du virus (%) après adjonction à l'eau de 20 mg/l du cation indiqué				Degré de formation du floc selon l'adjonction des cations
	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	
anionique (1 mg/l) ajouté au sulfate d'alumine (5 mg/l)	39	41	49	52	faible pour tous les cations
cationique (1 mg/l) ajouté au sulfate d'alumine (5 mg/l)	84	80	94	93	moyen : Na ⁺ , K ⁺ , Ca ⁺⁺ bon : Mg ⁺⁺
non ionique (1 mg/l) ajouté au sulfate d'alumine (5 mg/l)	63	60	70	73	moyen : Na ⁺ , K ⁺ , Mg ⁺⁺ bon : Ca ⁺⁺
sulfate d'alumine (5 mg/l)	58	56	57	57	faible pour tous les cations

¹ Eau expérimentale : pH $7,0 \pm 0,2$; turbidité 10 mg/l (argile et terre à infusoires).

TABLEAU V - 10

ENLEVEMENT DU VIRUS T2 AVEC ADJUVANT DE COAGULATION¹

reproduit du *Journal American Water Works Association*, vol. 62, pp. 97-101, avec
l'aimable autorisation de l'Association.
© 1970 American Water Works Association, 2 Park Av., New York

Coagulants	Polyélectrolyte (mg/l)	Enlèvement du virus (%)
cationique ajouté au sulfate d'alumine (40 mg/l)	0,5	97
	1,0	98
	1,5	98
	2,0	98
non ionique ajouté au sulfate d'alumine (40 mg/l)	0,5	97
	1,0	96
	1,5	96
	2,0	88
anionique ajouté au sulfate d'alumine (40 mg/l)	0,5	97
	1,0	96
	1,5	96
	2,0	96
sulfate d'alumine (40 mg/l)	néant	98

¹ Eau expérimentale : pH $7,0 \pm 0,2$; turbidité de 10 mg/l (argile et terre à infusoires).

2.3 Conclusions

La coagulation-floculation en laboratoire permet un degré d'enlèvement des virus jusqu'à 99% , lorsqu'elle est effectuée dans des conditions optimales. Il est possible, dans la pratique, d'obtenir un enlèvement des virus de l'ordre de 90% à 95%. Lors d'une mauvaise coagulation-floculation, les polyélectrolytes cationiques exercent un effet bénéfique sur la formation du floc et l'enlèvement des virus. Il est à noter toutefois que les virus ne sont pas inactivés, mais sédimentent plutôt sous forme de complexes. Ils peuvent être réactivés en étant dissociés du complexe "protéine virale-cation métallique". Ainsi la coagulation-floculation n'est-elle pas un procédé de désinfection en soi.

En résumé, la floculation réduit de façon très importante la concentration des virus. De plus, en enlevant la majeure partie de la matière organique, les procédés de désinfection employés par la suite sont beaucoup plus efficaces pour l'inactivation des virus.

3. ADOUCISSEMENT

3.1 Généralités

La dureté d'une eau, due à la présence d'ions métalliques bivalents, particulièrement des cations bivalents Ca^{++} et Mg^{++} , peut occasionner la formation de précipités ou d'incrustations. Dans la brochure "*Eau potable au Canada : Normes et objectifs*" (15) on trouve la classification de la qualité de l'eau potable basée sur la dureté, reproduite au tableau V - 11.

TABLEAU V - 11

QUALITE DE L'EAU POTABLE SELON LA DURETE

Qualité Dureté	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise
CaCO_3 (mg/l)	< 80	81-120	121-180	180

Par conséquent, lorsque la dureté de l'eau brute dans les stations de traitement d'eau est trop élevée, l'adoucissement en est effectué. Le procédé d'adoucissement diffère selon les caractéristiques de la dureté.

3.2 Etudes antérieures

Est-ce que l'adoucissement de l'eau a une influence sur l'inactivation des virus ? Thayer et Sproul (16), ainsi que Wentworth et al. (17), répondirent à cette question en utilisant un virus bactérien, le bactériophage T2, et un virus entérique, le poliovirus, type 1. Les paramètres étudiés furent les mêmes pour les deux types de virus. Toutes ces expériences furent conduites en laboratoire de façon très rigoureuse et en utilisant des eaux synthétiques.

Ces auteurs voulaient connaître l'influence d'un pH élevé sur la destruction des virus, l'eau étant très alcaline lors des procédés d'adoucissement. Les résultats de Wentworth et al. (17) démontrèrent qu'il n'y avait aucune inactivation du poliovirus pour un pH inférieur à 11,2 durant une période de contact de 90 minutes, lorsque le pH était ajusté avec du NaOH ou du $\text{Ca}(\text{OH})_2$, tandis que dans le cas du bactériophage T2, une inactivation de 10 et 90 % se produisait dans les mêmes conditions à des pH respectifs de 9,5 et 10,4. De plus, cette inactivation est apparemment irréversible.

En employant la chaux comme adoucisseur, Wentworth et al. (17) trouvèrent que l'enlèvement du poliovirus était presque proportionnel au carbonate de calcium précipité lorsque la dureté initiale de l'eau se situait entre 200 et 400 mg/l en CaCO_3 (tableau V - 12), et qu'aucune inactivation n'était attribuable au pH élevé.

TABLEAU V - 12

ENLEVEMENT DU POLIOVIRUS, TYPE 1, PAR ADOUCISSEMENT A LA CHAUX

reproduit du *Journal American Water Works Association*, vol. 60, pp. 939-946, avec l'aimable autorisation de l'Association.

© 1968 American Water Works Association, 2 Park Av., New York

Conditions initiales CaCO_3 (mg/l)		Chaux ajoutée (mg/l)	Conditions finales			
Dureté	Alcalinité		Dureté enlevée (%)	CaCO_3 précipité (mg/l)	Enlèvement des virus (%)	pH
100	106	117	63,8	181	8,9	9,0
200	206	219	70,5	359	43,0	8,3
300	306	319	72,7	537	70,0	8,1
400	406	424	75,3	725	81,0	8,0

Dans le cas du bactériophage T2, les pourcentages d'enlèvement furent, selon Thayer et Sproul (16), respectivement de 25, 49 et 56 % pour des duretés initiales de 100, 200 et 300 mg/l (CaCO_3). Une extrapolation de ces résultats a permis d'établir que le pourcentage d'enlèvement ne serait que de 60 % pour une dureté de 500 mg/l (CaCO_3).

La précipitation du magnésium par l'addition d'hydroxyde de sodium (17) indique un fort pourcentage d'inactivation du poliovirus, type 1 (tableau V - 13). Aucune inactivation n'est attribuable au pH élevé. On peut observer une certaine relation entre la quantité de dureté magnésienne précipitée et le pourcentage d'enlèvement des virus.

TABLEAU V - 13

ENLEVEMENT DU POLIOVIRUS, TYPE 1, PAR LA PRECIPITATION DU MAGNESIUM

reproduit du *Journal American Water Works Association*, vol. 60, pp. 939-946, avec l'aimable autorisation de l'Association.

© 1968 American Water Works Association, 2 Park Av., New York

Dureté initiale MgCl_2 CaCO_3 (mg/l)	NaOH ajouté (mg/l)	Dureté MgCl_2 enlevée		pH final	Survie des virus (%)
		CaCO_3 (mg/l)	%		
0	5	—	—	7,3	100
100	80	56	56	10,3	0,74
200	160	169	84	10,4	0,39
300	240	277	92,2	10,4	0,12
400	320	381	95,3	10,5	< 0,05
500	400	486	97,3	10,6	0,08

La méthode d'adoucissement par excès de chaux-soude (17) prouva sa grande efficacité pour l'enlèvement du poliovirus, type 1, et du bactériophage T2. Quelle que fut la dureté initiale, le pourcentage d'enlèvement dépassa 99 % dans le cas du poliovirus, type 1, et fut de 99,983 % pour une dureté totale initiale de 300 mg/l de CaCO_3 (tableau V - 14). Aucune inactivation ne fut attribuée au pH élevé.

TABLEAU V - 14

ENLEVEMENT DU POLIOVIRUS, TYPE 1, PAR LA METHODE D'ADOUCCISSEMENT AVEC EXCES DE CHAUX-SOUE

reproduit du *Journal American Water Works Association*, vol. 60, pp. 939-946, avec l'aimable autorisation de l'Association.

© 1968 American Water Works Association, 2 Park Av., New York

Conditions initiales de dureté CaCO_3 (mg/l)			Ca(OH)_2 ajouté (mg/l)	Na_2CO_3 ajouté (mg/l)	Conditions finales		
Totale	CaCl_2	MgCl_2			CaCO_3 précipité (mg/l)	pH final	Survie des virus (%)
100	50	50	167	50	65	10,7	0,17
200	133	67	234	100	209	10,9	0,10
200	67	133	301	100	77	10,7	0,051
300	200	100	323	150	323	10,8	0,017
300	200	100	323	150	337	11,1	< 0,008
400	100	300	573	200	113	10,9	< 0,007
400	200	200	473	200	305	11,2	< 0,007
400	300	100	373	200	504	11,2	< 0,007
500	400	100	423	250	679	11,2	< 0,007

3.3 Conclusions

En résumé, à la suite de ces expériences, les remarques suivantes s'imposent :

- Le degré d'enlèvement du poliovirus, type 1, est en bonne corrélation avec l'enlèvement du bactériophage T2.
- En comparant les résultats obtenus pour l'inactivation du poliovirus selon les différentes méthodes d'adoucissement (voir tableau V - 15) on constate que la précipitation du carbonate de calcium produit le plus faible enlèvement; la précipitation du Mg par NaOH, et surtout la méthode "excès chaux-soude", donnent des pourcentages élevés d'enlèvement; la présence de Mg est primordiale pour que le pourcentage d'enlèvement soit important : selon Wentworth et al. (17) le magnésium abaisserait la charge négative des particules de CaCO_3 et favoriserait ainsi l'enlèvement des virus. (Voir le tableau V - 15 à la page 34.)
- Le pH nécessaire pour produire une inactivation significative du poliovirus, type 1, est plus élevé qu'on le croyait autrefois; Sproul et al. (18a et 18b) n'observèrent aucune inactivation de ce virus à un pH de 10,5 après une durée de contact de 1 h 1/2 avec l'emploi de NaOH ou de Ca(OH)_2 pour élever le pH, ni même à un pH de 11,5 obtenu avec du KOH; le pH ne fut pas un facteur significatif dans l'inactivation (17) ou l'enlèvement du poliovirus, type 1, en ce qui concerne les modes d'adoucissement étudiés.

Les expériences en laboratoire démontrèrent donc que l'adoucissement de l'eau contribuait grandement à l'abaissement du nombre de virus. Toutefois, l'efficacité de ce mode de traitement dans les stations de traitement d'eau peut être plus faible à cause des moyens de contrôle plus limités qu'en laboratoire.

Comme l'efficacité de l'adoucissement pour l'enlèvement des virus ne fut déterminée qu'avec l'entérovirus Polio, type 1, et le bactériophage T2, d'autres recherches doivent être entreprises avec d'autres types de virus afin d'obtenir des renseignements supplémentaires sur le sujet.

TABLEAU V - 15

ENLEVEMENT DU POLIOVIRUS, TYPE 1, SELON DIFFERENTS MODES D'ADOUCCISSEMENT

reproduit du *Journal American Water Works Association*, vol. 60, pp. 939-946, avec l'aimable autorisation de l'Association.

© 1968 American Water Works Association, 2 Park Av., New York

Mode d'adoucissement	Conditions initiales de dureté CaCO ₃ (mg/l)				Conditions finales			
					Enlèvement de la dureté CaCO ₃ (mg/l)		pH	Enlèvement des virus (%)
	Totale	MgCl ₂	Ca(HCO ₃) ₂	CaCl ₂	Mg	Ca		
Adoucissement à la chaux	100	—	100	—	—	63,8	9,0	8,9
	300	—	300	—	—	218	8,1	70
	400	—	400	—	—	301	8,0	81
Précipitation de Mg par NaOH	100	100	—	—	56	—	10,3	99,26
	300	300	—	—	277	—	10,4	99,88
	400	400	—	—	381	—	10,5	> 99,95
Excès chaux-soude	100	50	—	50	24	15	10,7	99,83
	300	100	—	200	71	137	11,1	> 99,992
	400	100	—	300	82	204	11,2	> 99,993

4. FILTRATION

4.1 Etudes antérieures

Les premières recherches sur l'enlèvement des entérovirus à l'aide de ce procédé de purification furent effectuées vers les années 1940 par Carlson et al. (19) et quelques autres chercheurs. Carlson employa le sable "Ottawa" pour constituer un milieu filtrant d'une hauteur de 30 inches* à l'intérieur d'un tube en verre de 2 1/2 inches de diamètre, le sable "Ottawa" ayant une taille effective de 0,508 mm et un coefficient d'uniformité de 1,24. Les débits varièrent entre 0,19 et 0,28 gal (US)/min/ft²** selon la quantité de floc formée avant la filtration. Les pourcentages d'enlèvement du poliovirus ne furent significatifs qu'avec un floc d'alumine à la surface des filtres.

Kempf (8) employa une colonne de filtration de 2 inches de diamètre ayant les caractéristiques suivantes : 24 inches de sable "Ottawa" (similaire au sable de Carlson) supporté par 12 inches de gravier fin. Les débits furent de l'ordre de 2 gal (US)/min/ft². L'efficacité de la filtration pour l'enlèvement des virus s'avéra négligeable. L'utilisation d'un filtre portatif de terre diatomée par Neefe (20) pour l'enlèvement du virus de l'hépatite infectieuse n'eut qu'un rendement très faible.

Gilcreas et Kelly (4) utilisèrent une colonne en verre de 40 mm de diamètre remplie de 30 inches de sable blanc ayant une taille effective de 0,425 mm avec un coefficient d'uniformité de 1,62. Les débits lors des différents essais furent de 0,2 et 2 gal(US)/min/ft². Les résultats des expériences effectuées avec le virus Coxsackie A-5 démontrèrent que la filtration avec un débit de 0,2 gal(US)/min/ft² enlevait plus de 90 % des virus, mais moins de 10 % avec un débit de 2 gal(US)/min/ft². Lorsqu'une floculation précédait la filtration, le pourcentage d'enlèvement des virus était accru.

Robeck et al. (21) firent l'essai de plusieurs genres de filtres (tableau V - 16), en utilisant notamment le sable "Ottawa" et l'anhracite, et ce jusqu'à un taux de filtration de 6 gal(US)/min/ft². Le poliovirus, type 1, atténué, de souche Mahoney servit pour ces expériences. Le rendement des filtres est résumé au tableau V - 17. Robeck et al. obtinrent un enlèvement de 99 % avec un milieu filtrant composé de sable et d'anhracite lorsqu'une faible quantité de sulfate d'alumine était ajoutée juste avant le filtre. Lorsqu'une floculation et une sédimentation précédaient la filtration, moins de 1 % des virus était retrouvé dans le filtrat. On ignore toutefois le pourcentage d'enlèvement imputable à la filtration. Les auteurs notèrent de plus qu'une baisse dans l'efficacité du filtre, signalée par une augmentation de la turbidité du filtrat, était accompagnée par une plus forte concentration de virus dans le filtrat. Finalement, lorsqu'une eau moins turbide était employée, la concentration de virus non retenue par le filtre s'accroissait. (Voir les tableaux V - 16 et V - 17 à la page 35.)

* Un inch = 25,4 mm.

** Gallon américain (3,785 l) par minute par foot carré (0,093 m²).

TABLEAU V - 16

CARACTERISTIQUES DES MILIEUX FILTRANTS

reproduit du *Journal American Water Works Association*, vol. 54, pp. 1275-1292, avec l'aimable autorisation de l'Association.

© 1962 American Water Works Association, 2 Park Av., New York

Caractéristiques	Filtration lente et rapide sur sable	Filtration rapide précédée d'une floculation				
		Filtres 1 et 2		Filtres 3 et 4	Filtres 5 et 6	
Genre de sable	Sable "Ottawa"	Anthracite	Sable "Ottawa"	Muscatine	Anthracite	Muscatine
Profondeur en cm (en inches)	60 (24")	40 (16")	20 (8")	60 (24")	40 (16")	20 (8")
Taille effective (mm)	0,78 0,27	1,05	0,5	0,78	1,05	0,78
Coefficient d'uniformité	≈ 1 ≈ 1	1,24	≈ 1	≈ 1	1,24	≈ 1

≈ Signifie approximativement.

TABLEAU V - 17

ENLEVEMENT DU POLIOVIRUS, TYPE 1, AU MOYEN DE LA FILTRATION

reproduit du *Journal American Water Works Association*, vol. 54, pp. 1275-1292, avec l'aimable autorisation de l'Association.

© 1962 American Water Works Association, 2 Park Av., New York

Type de filtration	Enlèvement des virus (%)
<i>Lente</i> 1,26 l/min/m ² (0,03 gal (US)/min/ft ²)	22 à 96
<i>Rapide</i> 84-252 l/min/m ² (2-6 gal (US)/min/ft ²)	
1 - sans sulfate d'alumine	1 à 50
2 - avec sulfate d'alumine	
a) sans sédimentation	90 à 99
b) avec sédimentation	> 99,7

La figure V. 5, due à Robeck et al. (21), montre bien que, plus la filtration est rapide, moins efficace est l'enlèvement des virus.

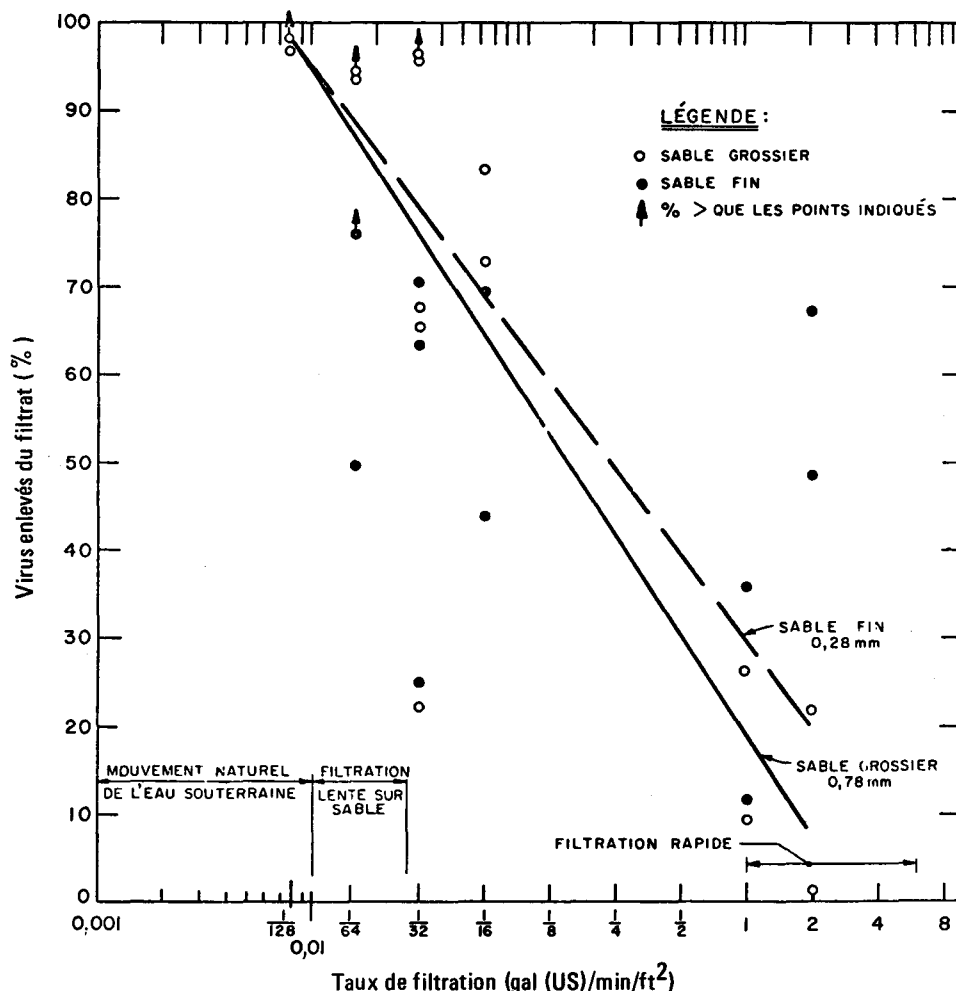


FIGURE V. 5

EFFET DU TAUX DE FILTRATION SUR L'ENLEVEMENT DU POLIOVIRUS, TYPE I, DANS UN SABLE PROPRE FIN ET GROSSIER

reproduit du *Journal American Water Works Association*, vol. 54, pp. 1275-1292, avec l'aimable autorisation de l'Association.

© 1962 American Water Works Association, 2 Park Av., New York

Cliver (22) essaya récemment le charbon activé à titre de matériau filtrant pour l'enlèvement des virus Polio, type 1, et Cocksackie A-9 dans une colonne de 28 mm de diamètre. L'épaisseur du charbon activé employé fut de 60 cm (24"). Les résultats amenèrent Cliver à conclure que ce matériau ne pouvait assurer l'absence d'entérovirus dans le filtrat.

4.2 Conclusions

Les résultats des recherches indiquent que la nature de l'eau, le taux de filtration, la constitution du milieu filtrant, la coagulation-floculation sont autant de facteurs pouvant influencer l'efficacité de la filtration pour l'enlèvement des entérovirus.

Peu d'entérovirus furent employés pour évaluer l'efficacité de la filtration. Nous pouvons toutefois affirmer que la filtration, même précédée de plusieurs traitements (coagulation, etc.), n'est pas un moyen sûr pour fournir une eau exempte de virus. C'est pourquoi il faut faire suivre ce procédé d'une désinfection de plus en plus importante au fur et à mesure que les taux de filtration de l'eau augmenteront, pour des considérations économiques, dans les stations de purification.

La filtration rapide sur sable est relativement inefficace pour enlever les virus de l'eau. Le faible rendement obtenu peut être attribué aux faibles propriétés adsorbantes du sable. L'efficacité de l'enlèvement des virus grâce à l'emploi combiné de la coagulation-floculation et de la filtration rapide sur sable semble légèrement supérieure aux rendements combinés des deux modes de traitement pris séparément.

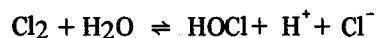
5. DESINFECTION

5.1 Chloration

5.1.1 Généralités

La chloration est le mode de désinfection le plus couramment utilisé à travers le monde. Les réactions chimiques importantes du point de vue de la désinfection sont les suivantes :

a) Hydrolyse



dans les solutions diluées et pour des pH supérieurs à 4, pratiquement tout le Cl_2 se transforme en HOCl (voir Fig. V.6).

DÉSINFECTION ET CHLORE RÉSIDUEL

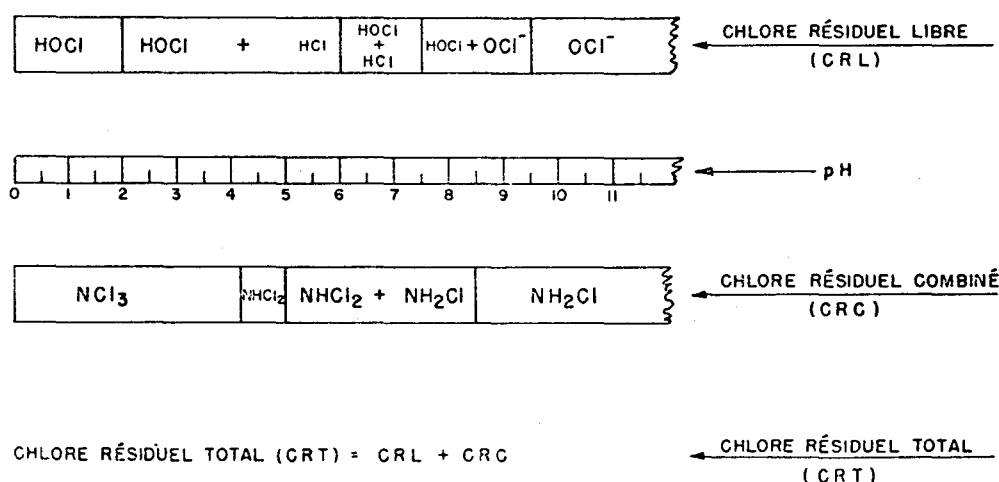


FIGURE V. 6

RELATION ENTRE LE pH ET LES DIVERSES FORMES DE CHLORE RESIDUEL LIBRE ET COMBINE

b) Ionisation

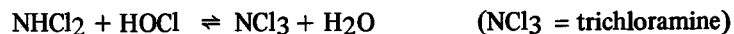
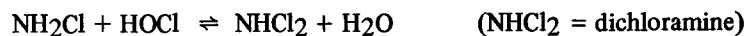


les formes de Cl_2 , HOCl et OCl sont réunies sous le vocable de chlore résiduel libre; leur concentration dans l'eau varie en fonction du pH, de la température et du pouvoir ionique de la solution; à la température de 25°C, on a le degré d'ionisation suivant :

TABLEAU V - 18
POURCENTAGE D'IONISATION SELON LE pH

pH	HOCl (%)	OCl (%)
5	99,7	0,3
6	96	4
7	73	27
8	20	80
9	3	97

c) Réactions du chlore avec l'ammoniac



le chlore sous forme de chloramine représente le chlore résiduel combiné.

5.1.2 Etudes antérieures

Les premières recherches sur l'inactivation des virus par le chlore furent effectuées sans que la distinction entre le chlore libre et le chlore combiné soit faite. Pour cette raison, nous ne citerons pas les résultats de ces travaux. Kelly et Sanderson (23) utilisèrent les virus suivants : Polio 1 (Mahoney), Polio 1 (487), Polio 1 (MK 500), Polio 2, Polio 3, Cocksackie B-1, et Cocksackie B-5, à différentes températures et à des pH variant de 6 à 10, avec une concentration en chlore résiduel libre variant de 0,01 à 0,40 mg/l (tableau V - 19).

TABLEAU V - 19
TEMPS REQUIS POUR UNE INACTIVATION DE 99,9 % PAR LE CHLORE RESIDUEL LIBRE
(d'après bibliographie - 23)

Température	Virus	Concentration en chlore libre (mg/l)	Temps (minutes) selon pH				
			6	7	8	9	10
25-28°C	Polio 1 (Mahoney)	0,01-0,10		16			
		0,11-0,20			5		
		0,21-0,30	2	3	4	8	30
	Polio 1 (487)	0,21-0,30		4			
	Polio 1 (MK 500)	0,21-0,30	4	6	12	16	> 30
	Polio 2	0,11-0,20		2			
	Polio 3	0,11-0,20		2	8	16	
	Cocksackie B1	0,21-0,30 0,31-0,40		8 2	4	8	
	Cocksackie B5	0,21-0,30	2	1	2	8	16
1-5°C	Polio 1 (Mahoney)	0,11-0,20		8			
		0,21-0,30	4	8			16
	Polio 1 (MK 500)	0,21-0,30		30	120		
	Polio 2	0,01-0,10		60			
		0,11-0,20		30			
		0,21-0,30		16			
	Polio 3	0,11-0,20		30			
	Cocksackie B5	0,21-0,30		16	30		

Les résultats de Kelly révèlent les faits suivants :

a) l'augmentation du pH au-delà de 7,5 environ abaisse le taux de destruction des virus, ce qui signifie que l'acide hypochloreux est plus virucide que l'ion hypochlorite;

b) la résistance des virus varie grandement selon leur type et leur espèce;

c) l'augmentation de la température abaisse la résistance des virus de façon importante;

d) une concentration plus forte en chlore libre, surtout sous forme HOCl, et un temps de contact plus long abaissent le pourcentage de survie des virus.

Parmi les virus les plus difficiles à inactiver figure le virus Polio 1 (MK 500), lequel requiert une concentration de 0,21 à 0,30 mg/l de chlore libre durant une période de contact de 30 minutes pour une inactivation de 99,9 % dans les conditions suivantes : pH de 7, et température de 10-5°C.

Kelly et Sanderson suggérèrent d'avoir en pratique un chlore résiduel libre minimal de 0,3 mg/l pendant une période de contact de 30 minutes lorsque le pH de l'eau se situe près de 7 à une température de 25°C. Une chloration plus poussée devrait être appliquée, selon ces auteurs, lorsque le pH est plus élevé ou la température plus basse.

Weidenkopf (24) étudia l'effet du chlore libre sur le poliovirus, type 1 (Mahoney). Les résultats de ses recherches (tableau V - 20), exprimés en fonction du pourcentage de survie des virus à différents intervalles de temps pour une température de 0°C, s'accordent sensiblement avec ceux de Kelly et Sanderson (tableau V - 21) lorsque les virus sont soumis aux mêmes conditions.

TABLEAU V - 20

INACTIVATION DU POLIOVIRUS, TYPE 1, PAR LE CHLORE RESIDUEL LIBRE A UNE TEMPERATURE DE 0°C

(d'après bibliographie - 24)

pH	Chlore résiduel libre (mg/l)	Survie des virus (en %) en fonction du temps (minutes)					
		1	2 1/2	5	10	20	30
6,0	0,10	24,2	10,0	4,8	0,48	—	—
6,0	0,39	5,95	0,75	—	—	—	—
6,0	0,80	3,45	—	—	—	—	—
6,0	1,65	0,37	—	—	—	—	—
7,0	0,04	32,7	21,2	11,8	5,2	2,7	1,1
7,0	0,12	32,0	20,9	6,3	1,3	0,05	—
7,0	0,23	25,2	10,1	2,5	0,11	—	—
7,0	0,53	10,3	2,6	0,17	—	—	—
8,5	0,20	82,6	65,3	50,8	22,9	4,1	1,9
8,5	0,53	68,6	36,1	19,4	3,9	0,18	—
8,5	0,59	70,1	41,6	14,7	2,5	0,102	0,0028
8,5	1,95	45,2	16,3	2,86	0,11	—	—
8,5	5,00	15,3	1,58	0,17	—	—	—

TABLEAU V - 21

INACTIVATION DU POLIOVIRUS, TYPE 1 (SOUCHE MAHONEY)

Référence	T	pH	Chlore résiduel libre (mg/l)	Inactivation (%)
Weidenkopf	0°C	7	0,23	99,89 après 10 mn
Kelly & Sanderson	10-5°C	7	0,21-0,30	99,90 après 8 mn

L'équation empirique de Fair (1948)

$$C^n t = K$$

où C représente la concentration de l'agent désinfectant, t le temps requis pour une inactivation de 99 %, n le coefficient de dilution, et K la constante pour des conditions expérimentales définies, fut vérifiée à partir des résultats du tableau V - 20. Cette équation transformée donne :

$$\log t = -n \log C + \log K.$$

En traçant le graphique du logarithme de C en fonction du logarithme de t, Weidenkopf obtint une droite et détermina ainsi les valeurs de n et de K selon le pH (Fig. V. 7). Les valeurs de n trouvées étant similaires, le pouvoir désinfectant peut être évalué à partir des valeurs de K. Celles-ci démontrent clairement, selon cette figure, que la capacité d'inactivation du chlore est beaucoup plus forte aux pH de 3 et 7 qu'à celui de 8,5.

De plus, la relation de Chick (1908)

$$\frac{dN}{dt} = kN \quad , \quad \log_e N/N_0 = -kt$$

où N représente le nombre d'organismes présents au temps t, et N_0 le nombre d'organismes présents initialement, indique que le taux d'inactivation, en tout temps, est directement proportionnel au nombre d'organismes présents à ce temps. Cette relation fut vérifiée par Weidenkopf, et la droite obtenue en traçant le logarithme du pourcentage de survie des virus en fonction du temps démontre que la relation de Chick s'applique dans le cas d'un pH égal à 8,5 (Fig. V. 8). Pour des pH inférieurs (6 et 7), ce n'est qu'après une rapide diminution du pourcentage de survie que l'on observe une relation de ligne droite; aucune explication n'en est donnée.

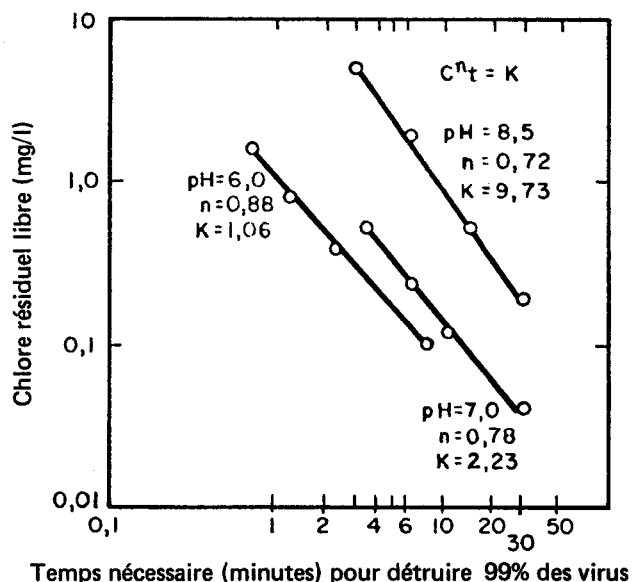


FIGURE V. 7

RELATION ENTRE LE TEMPS ET LA CONCENTRATION EN CHLORE RESIDUEL LIBRE POUR INACTIVER, A 0°C, LE POLIOVIRUS, TYPE 1

(d'après bibliographie - 24)

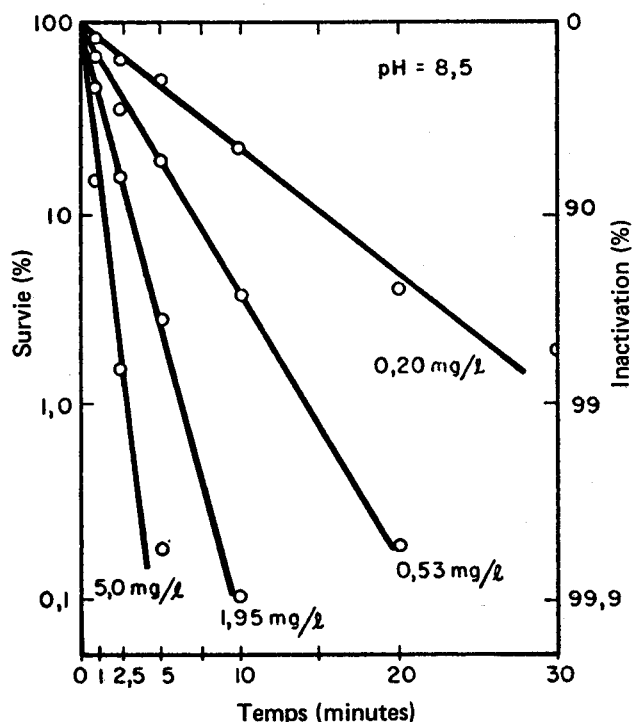


FIGURE V.8

TAUX D'INACTIVATION DU POLIOVIRUS, TYPE 1, A 0°C, pH 8,5, PAR DIVERSES CONCENTRATIONS EN CHLORE RESIDUEL LIBRE

(d'après bibliographie - 24)

Relevons les travaux de Berg (25) sur l'inactivation du poliovirus, type 1, à différents pH. D'après cet auteur, ce virus est des plus stable à pH = 7,0 (Fig. V. 9). Remarquons qu'il ne s'agit pas ici d'une désinfection à l'aide du chlore mais d'une inactivation à divers pH.

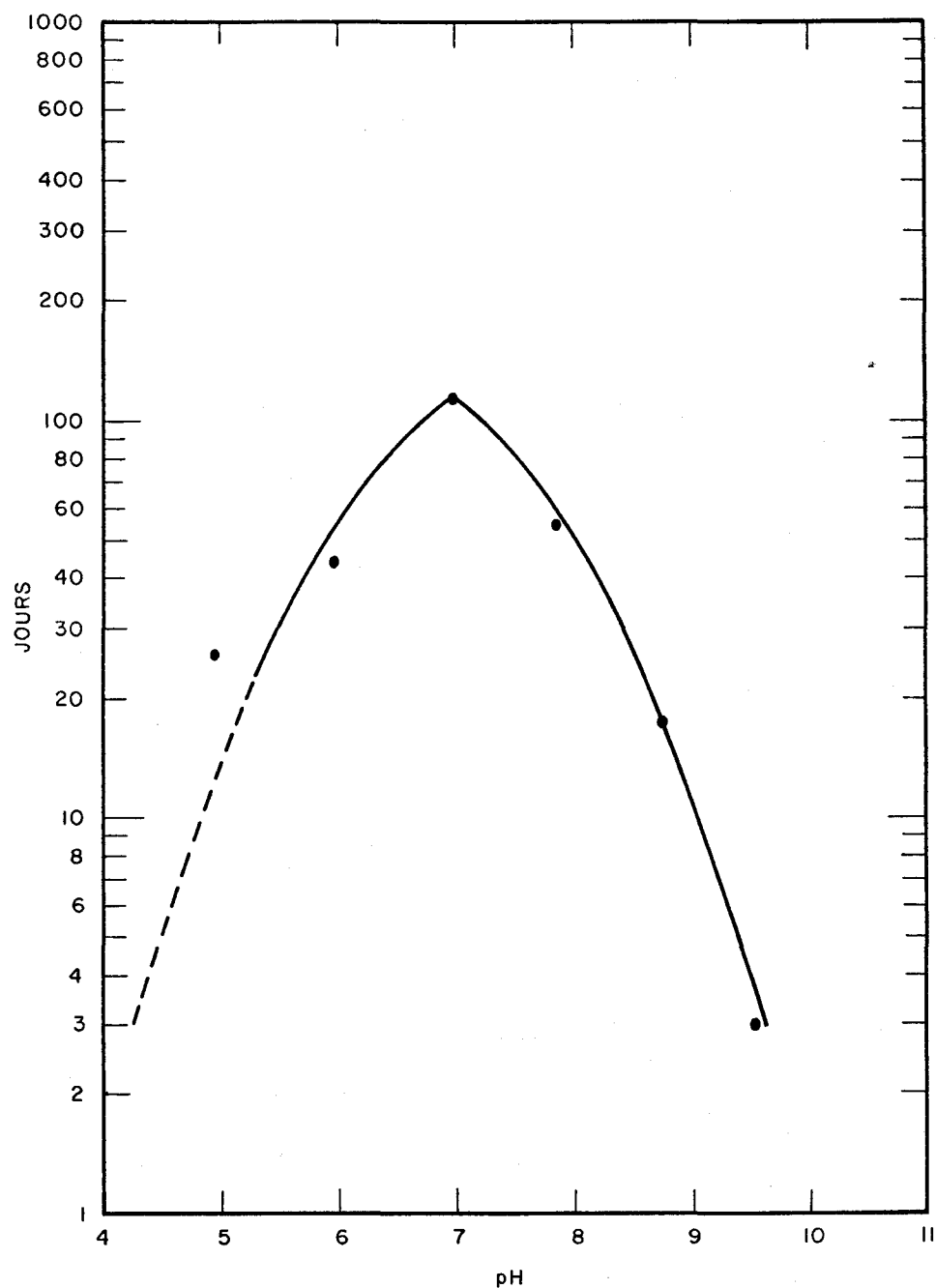


FIGURE V. 9

RELATION pH/TEMPS POUR LA DESTRUCTION DE 99 %
DU POLIOVIRUS, TYPE 1, A 25°C

(d'après bibliographie - 25)

Clarke et ses collaborateurs (26) étudièrent la résistance de l'adénovirus, type 3, en présence de chlore résiduel libre. Les résultats (tableau V - 22) indiquent que l'inactivation de l'adénovirus est très rapide, beaucoup plus que pour les autres virus et se comparant à celle trouvée pour *E. coli* par Butterfield.

TABLEAU V - 22
ACTION DU CHLORE RESIDUEL LIBRE SUR L'INACTIVATION DE L'ADENOVIRUS, TYPE 3

(d'après bibliographie - 26)

pH	Température (°C)	Chlore libre (mg/l)	Temps nécessaire (secondes) pour l'inactivation de 99,8 % de l'adénovirus 3 dans l'eau
8,8-9,0	25	0,1	120-140
		0,2	40-50
		0,5	8-16
8,8-9,0	4	0,1	180
		0,2	80-110
		0,5	30-40
6,9-7,1	25	0,1	8-16
		0,2	8-16
		0,5	< 8
6,9-7,1	4	0,1	18-25
		0,2	8-20
		0,5	< 10

Les données de ce tableau servirent à tracer les courbes de la Fig. V. 10. On constate que la quantité de chlore résiduel libre nécessaire pour inactiver l'adénovirus, type 3 (purifié), dans l'eau est à peu près la même que celle exigée pour inactiver *Escherichia coli* ou *Salmonella typhosa*.

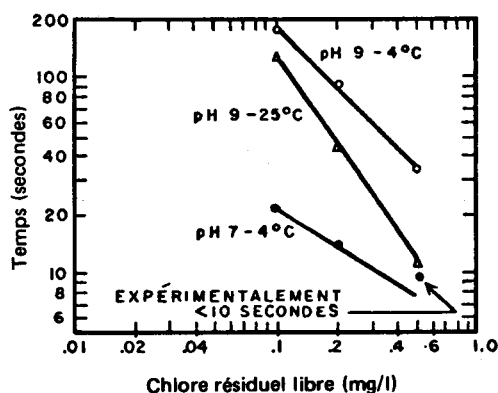


FIGURE V. 10

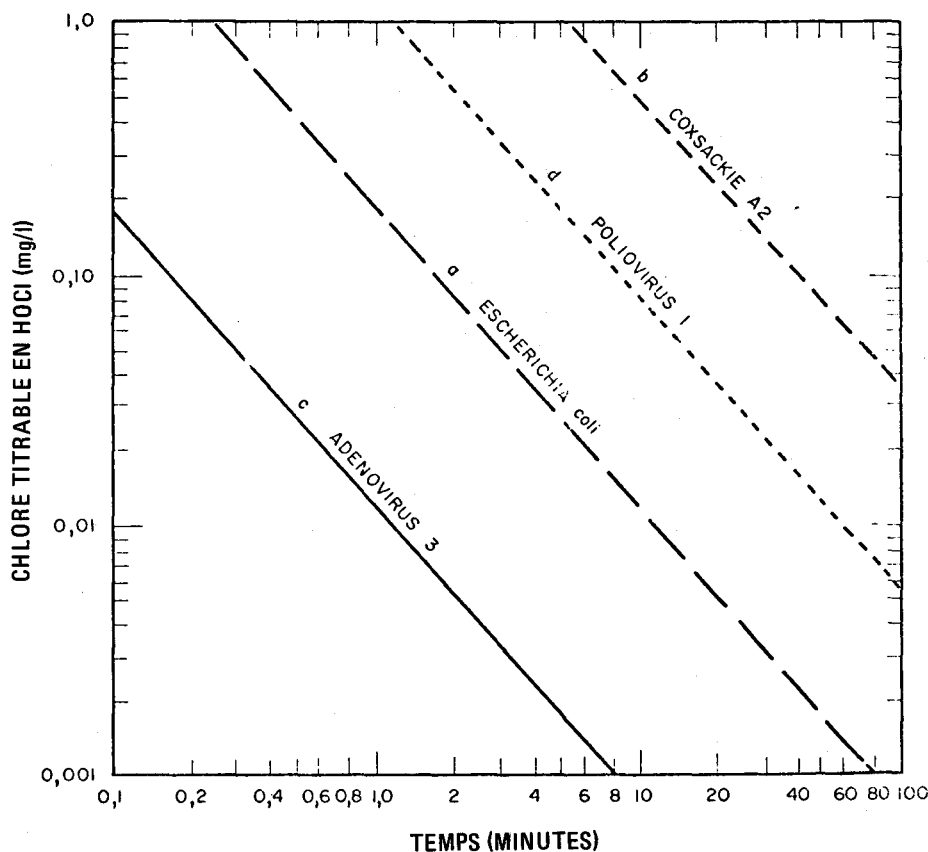
TEMPS NECESSAIRE AU CHLORE RESIDUEL LIBRE DANS L'EAU
POUR UNE INACTIVATION DE PLUS DE 99,8 % DE
L'ADENOVIRUS, TYPE 3

(d'après bibliographie - 26)

Clarke et Chang (20) démontrèrent par ailleurs que le virus Coxsackie A-2 est très résistant à de basses températures. (Voir à ce sujet le tableau V - 23 à la page 44.)

Il est important de noter, entre autres, que les expériences de Clarke, de Kelly et Sanderson, de même que celles de Weidenkopf, furent effectuées avec une eau n'exigeant pas une demande initiale en chlore.

Clarke et al. (27) comparèrent (Fig. V. 11) les résultats avec ceux de Weidenkopf pour le poliovirus, type 1. La résistance de ces virus diffère sensiblement, le virus Coxsackie étant le plus résistant. Selon ces auteurs, un abaissement de température de 10°C augmente de deux à trois fois le temps nécessaire à l'inactivation des virus.



- a selon Butterfield, C.T.; Wattie, E.; Megregian, S.; Chambers, C.W.
- b selon Clarke, N. A.; Kabler, P.W.
- c selon Clarke, N. A.; Stevenson, R.E.; Kabler, P.W.
- d selon Weidenkopf, S. J.

FIGURE V. 11

RELATION ENTRE LA CONCENTRATION EN ACIDE HYPOCHLOREUX (HOCl) ET LE TEMPS POUR DETRUIRE 99% DES *E. COLI* ET DE TROIS VIRUS A DES TEMPERATURES DE 0-6°C

(d'après bibliographie - 27)

TABLEAU V - 23

INACTIVATION A 99,6 % DU VIRUS COXSACKIE A-2

reproduit du *Journal American Water Works Association*, vol. 51, pp. 1299-1317, avec
l'aimable autorisation de l'Association.

© 1959 American Water Works Association, 2 Park Av., New York

Température (°C)	pH	Chlore libre (mg/l)	Durée de contact (minutes)
3-6	6,9-7,1	0,58-0,62	10
3-6	6,8-7,1	1,9-2,2	4
3-6	6,9-7,1	3,8-4,2	2 $\frac{1}{2}$
3-6	8,8-9,0	1,9-2,0	24
3-6	8,8-9,0	3,7-4,3	9
3-6	8,8-9,0	7,4-8,3	5

Les recherches les plus complètes sur l'inactivation des virus par le chlore résiduel libre furent effectuées par Liu et ses collaborateurs (28). Ils utilisèrent vingt virus différents d'origine entérique et étudièrent les paramètres suivants : nature de l'eau, concentration en chlore résiduel libre, température et temps de contact. Ils notèrent principalement qu'une gamme étendue de résistance existe pour les virus (tableau V - 24 et Fig. V. 12).

TABLEAU V - 24

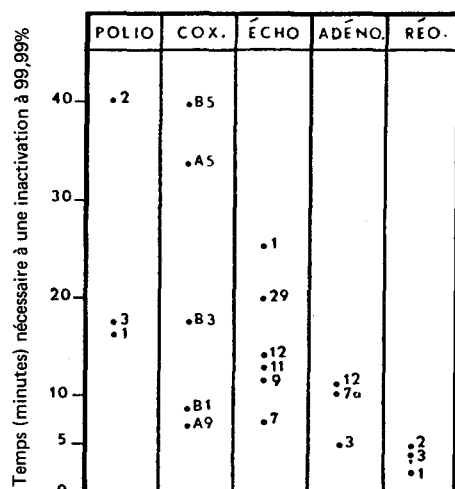
TEMPS MINIMAL REQUIS¹ POUR UNE INACTIVATION A 99,99% DE VINGT ENTEROVIRUS

(chlore résiduel libre : 0,5 mg/l; pH : 7,8; T : 20°C)

(d'après bibliographie - 28)

Virus	Souche	Temps (min)	Virus	Souche	Temps (min)
Réo. 1	Lang	2,7	Adéno. 12	Huie	13,5
Réo. 3	Abney	< 4,0	Echo 12	Travis	14,5
Réo. 2	Jones	4,2	Polio 1	LSc 2ab	16,2
Adéno. 3	G.B.	4,8	Cox.B-3	Nancy	16,2
Cox.A-9	PB Bozek	6,8	Polio 3	Leon 2ab	16,7
Echo 7	Wallace	7,1	Echo 29	JV-10	20,0
Cox.B-1	Conn-5	8,5	Echo 1	Farouk	26,1
Echo 9	Vispo	12,4	Cox.A-5	Swartz	33,5
Adéno. 7a	S-1058	12,5	Cox.B-5	Faulkner	39,5
Echo 11	Gregory	13,4	Polio 2	CH 2ab	40,0

¹ Les comparaisons établies quant au temps requis pour une inactivation à 99,99% sont basées sur une réaction du premier ordre.



Types, groupes ou sous-groupes de virus entériques.

FIGURE V.12

RESISTANCE RELATIVE DE VINGT ENTEROVIRUS D'ORIGINE HUMAINE A UNE CONCENTRATION EN CHLORE RESIDUEL LIBRE DE 0,5 mg/l DANS L'EAU DE LA RIVIERE POTOMAC A 20°C ET UN pH DE 7,8

(d'après bibliographie - 28)

Les recherches faites sur l'action viroicide du chlore combiné ne concernent que quelques types de virus (voir à ce sujet la référence 20). Le rendement viroicide du chlore résiduel combiné est beaucoup plus faible que celui obtenu avec le chlore résiduel libre.

Kelly et Sanderson (23) étudièrent la résistance des virus Polio 1 (Mahoney) et Cocksackie B-5 sous l'action du chlore combiné. Des temps de contact d'au moins quatre heures avec un chlore résiduel total d'environ 0,7 mg/l furent nécessaires pour inactiver 99,7 % des virus à un pH de 7,0.

5.1.3 Conclusions

En résumé, l'action des chloramines est beaucoup moins viroicide que celle de l'acide hypochloreux. Les résultats de Liu démontrent que, pour réussir une inactivation de 99,9 % et plus, la concentration en chlore résiduel libre doit être importante à de basses températures lorsque le pH se situe près de 8, et que le temps de contact dont on dispose est de l'ordre de trente minutes. Ainsi, il faut 0,5 mg/l de chlore résiduel libre avec un temps de contact de 40 minutes pour inactiver à 99,9 % le poliovirus, type 2, (souche CH 2ab) lorsque la température est de 20°C et le pH de 7,8. Le chlore résiduel libre est efficace pour inactiver les virus entériques dans l'eau. Il est essentiel de tenir compte de la température, du pH, de la durée de contact et de la concentration en chlore résiduel libre. Les virus Cocksackie, Polio et de l'hépatite infectieuse sont plus résistants à l'action du chlore que les coliformes et les pathogènes d'origine entérique en général.

Chang (35a), en prenant en considération toutes les données relatives à l'inactivation des virus entériques, traça une série de courbes représentées à la figure V. 13. On remarque qu'une teneur de 1 mg/l en chlore résiduel libre devrait produire une inactivation des virus supérieure à 99,999 % en 30 minutes à des valeurs de pH égales ou supérieures à 8,5 et à des températures au-dessus du point de congélation. On notera aussi les données du tableau V - 25.

(Voir la figure V. 13 et le tableau V - 25 à la page 46.)

Pour obtenir des résultats semblables à ceux de ce tableau à des valeurs de pH égales ou supérieures à 8,0, mais inférieures à 9,0, on devrait augmenter de 50 % soit la teneur en chlore résiduel libre, soit la durée de contact.

5.2 Ozonation

5.2.1 Généralités

L'ozonation est un procédé de désinfection largement utilisé en Europe et de plus en plus en Amérique du Nord. L'ozone est produit grâce à une décharge électrique à haut voltage dans une atmosphère contenant de l'air sec. Peu stable, l'ozone se décompose rapidement en oxygène naissant.

5.2.2 Etudes antérieures

Quoique l'ozone soit reconnu depuis plusieurs décennies comme un oxydant très énergique, les recherches effectuées à l'égard de son action viroicide sont peu nombreuses et ne concernent principalement que le poliovirus. Hann (29) a effectué

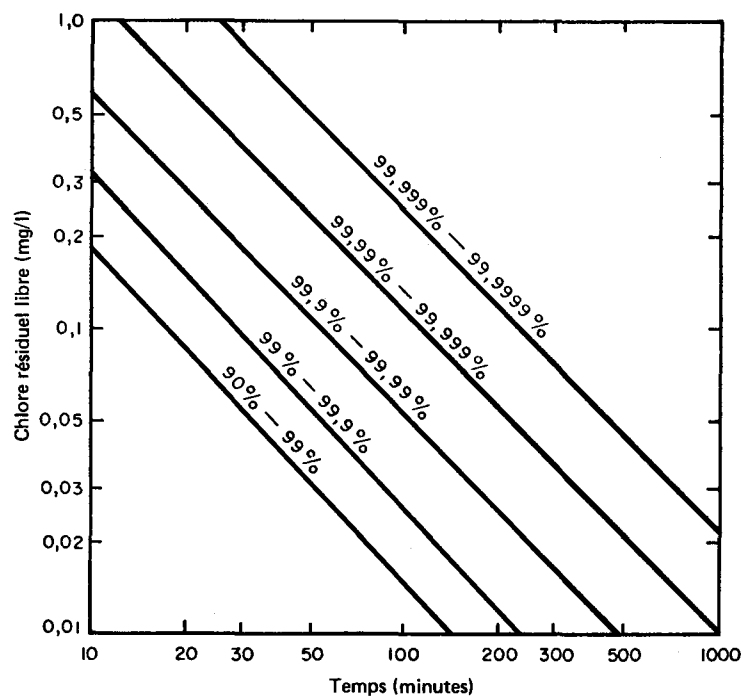


FIGURE V.13

CONCENTRATIONS EN CHLORE RESIDUEL LIBRE ET DUREES DE CONTACT POUR INACTIVER LE POLIOVIRUS, TYPE 1, ET LES VIRUS COXSACKIE, TYPES A2 ET A9, A DES TEMPERATURES SUPERIEURES A 4°C ET A DES pH INFERIEURS A 8,0

(d'après bibliographie - 35a)

TABLEAU V - 25

POURCENTAGE D'INACTIVATION DES VIRUS OBTENU EN 30 MINUTES A UNE TEMPERATURE SUPERIEURE A 4°C ET A UN pH INFERIEUR A 8,0

Chlore résiduel libre (mg/l)	Inactivation (%)
0,1-0,2	99-99,9
0,2-0,3	99,9-99,99
0,3-0,4	99,99-99,999

un relevé de la littérature sur l'action désinfectante de l'ozone dans l'eau potable. Kessel et al. (30) ont prouvé, à l'occasion d'expériences avec des singes (*Macaca mulatta*), que l'ozone inactivait le poliovirus beaucoup plus rapidement et à une moins forte concentration que le chlore (tableau V - 26).

TABLEAU V - 26

EFFICACITE VIROCIDE COMPAREE DU CHLORE ET DE L'OZONE A 20°C, pH 6,9

(d'après bibliographie - 30)

Désinfectant (mg/l)	Temps nécessaire à l'inactivation du virus poliomyélique (minutes)
Ozone résiduel 0,05-0,45	2
Chlore résiduel (Cl ₂) 0,5-1,0	90-180

Coin et al. (31), utilisant le type 1 du virus de la poliomyélite (souche Mahoney), conclurent à l'aide d'essais statiques que la concentration de 0,3 mg/l en ozone est une valeur seuil au-dessous de laquelle l'inactivation du virus ne peut être considérée comme satisfaisante mais qu'au-dessus de cette valeur le degré d'inactivation dépasse 99,99%. Des essais dynamiques permirent de constater que lorsque la concentration de l'ozone résiduel dépassait 0,4 mg/l, l'inactivation des virus devenait très rapide et qu'elle se terminait en un peu plus de trois minutes.

Selon les résultats de Coin, les mêmes facteurs que dans le cas du traitement par les composés du chlore affectent l'efficacité du traitement par l'ozone, à savoir : nature de l'eau, taux de désinfectant, temps de contact, température et pH.

Schaffernoth (32a), lors de l'ozonation du poliovirus, type 1, dans l'eau distillée (tableau V - 27), souligna les faits suivants :

- l'inactivation à 99,99% est réalisée avec une concentration initiale en ozone de 1,27 mg/l;
- une période de contact supérieure à 2 1/2 minutes n'augmente que faiblement le pourcentage d'inactivation.

TABLEAU V - 27

OZONATION DU POLIOVIRUS, TYPE 1, DANS L'EAU DISTILLEE

(d'après bibliographie - 32a)

Durée de contact (minutes)	0	2½	5	10
Ozone (mg/l)	0,15	0,10	0,00	0,00
Inactivation (%)	—	50	57	46
Ozone (mg/l)	0,75	0,23	0,14	0,10
Inactivation (%)	—	95	96	95
Ozone (mg/l)	1,27	0,23	0,18	0,14
Inactivation (%)	—	99,99	> 99,99	> 99,99

Les travaux de Hettche et Schulz-Ehlbeck (32b) indiquent aussi que, poids pour poids, l'ozone était quelque peu plus virocide pour le virus de la poliomyélite que le chlore libre. Il est reconnu que l'action de l'ozone est beaucoup plus rapide que celle du chlore ou du bioxyde de chlore. Un rapport du Service des Eaux de la ville de Paris en provenance de la station d'ozonation de Saint-Maur le confirme. Voici deux tableaux comparatifs, basés sur les travaux de Faber consacrés à la désinfection de l'eau (32c), sur l'action germicide du chlore et de l'ozone.

TABLEAU V - 28

EXPERIENCES EFFECTUEES AVEC DE L'EAU CONTENANT 60 000 COLIFORMES/ML

(d'après bibliographie - 32c)

Désinfectant	Charge désinfectante (mg/l)	Temps nécessaire à l'action létale (secondes)
Chlore	0,1	15 000
Ozone	0,1	5

TABLEAU V - 29

EXPERIENCES EFFECTUEES AVEC DES SPORES DE *BACILLUS SUBTILIS* (350 SPORES/ML)

(d'après bibliographie - 32c)

Désinfectant	Charge désinfectante (mg/l)	Temps nécessaire à l'action létale (secondes)
Chlore	1,4	9 000
Ozone	0,05	30

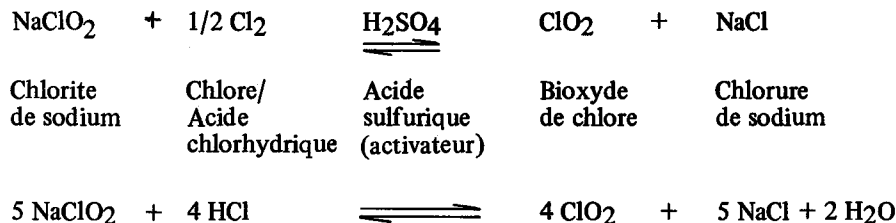
5.2.3 Conclusion

Selon les recherches effectuées à ce jour, l'action désinfectante de l'ozone est plus rapide que celle du chlore.

5.3 Bioxyde de chlore

5.3.1 Généralités

Le bioxyde de chlore, utilisé comme désinfectant, peut être formé à partir des réactions suivantes :



5.3.2 Etudes antérieures

Les expériences sur l'action viroicide du bioxyde de chlore ne concernent que le virus poliomyélique. Elles ont été faites par Hettche ainsi que par Ridenour et Ingols. Les résultats de ces expériences indiquèrent que le bioxyde de chlore a une efficacité comparable ou supérieure à celle du chlore libre dans la destruction du virus. Cependant, on ne peut attacher une valeur scientifique rigoureuse à ces résultats puisque les méthodes de mesure du bioxyde de chlore utilisées furent celles de l'orthotolidine (OT) et de l'orthotolidine-arsénite (OTA), techniques qui, d'après Post et Chang (33), ne permettent pas de distinguer le chlore du bioxyde de chlore.

5.3.3 Conclusion

La difficulté de mesure de ce désinfectant explique l'absence d'expériences plus nombreuses concernant son action viroicide.

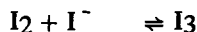
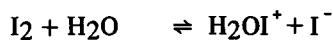
5.4 Iodation

5.4.1 Généralités

Les principales formes sous lesquelles on peut retrouver l'iode dans l'eau sont les suivantes :

- a) I_2 : cette forme existe surtout aux pH faibles;
- b) HOI : cette forme existe en quantité appréciable dans les eaux ayant un pH entre 7,5 et 8,5;
- c) I_3^- et OI^- : ces formes n'existent qu'en très faibles quantités.

On constate d'après les deux réactions suivantes



que le taux de réaction de l'iode varie à l'inverse du carré de la concentration en iodure, de sorte que le taux de réaction de l'iode diminuera rapidement même pour une très faible augmentation en I^- . Les ions iodure et iodate semblent complètement dépourvus d'action viroicide.

Selon Chang (35a), pour une teneur en iode résiduel de 0,5 mg/l, on obtient les valeurs du tableau suivant.

TABLEAU V - 30

EFFET DU pH SUR L'HYDROLYSE DE L'IODE

(d'après bibliographie - 35a)

pH	I_2 (%)	HOI (%)	OI^- (%)
5	99	1	0
6	90	10	0
7	52	48	0
8	12	88	0,005

5.4.2 Etudes antérieures

Berg et ses collaborateurs (34a) étudièrent le comportement de plusieurs virus d'origine entérique : Coxsackie A-9, Polio 1 (Lotshaw), Polio 1 (Mahoney), Echo 9, et Echo 7, sous l'action de I_2 . La figure V. 14 illustre les résultats obtenus à une température de 15°C pour un pourcentage d'inactivation de 99%. Le virus Coxsackie A-9 est le plus résistant, le virus Echo 7 le moins résistant : en comparant les temps d'inactivation requis par chacun pour une concentration de I_2 , on s'aperçoit que le premier est dix fois plus résistant que le second. Les auteurs démontrèrent qu'à 25°C , 99% des virus Coxsackie A-9 étaient inactivés en 52 minutes en présence de 1,0 mg/l d'iode (I_2), tandis que la même concentration d'iode inactivait 99% des *E. coli* en 0,03 minute déjà. D'autre part, à 15°C , il fallut 34 minutes à 10 mg/l de I_2 pour inactiver 99% des Coxsackie A-9.

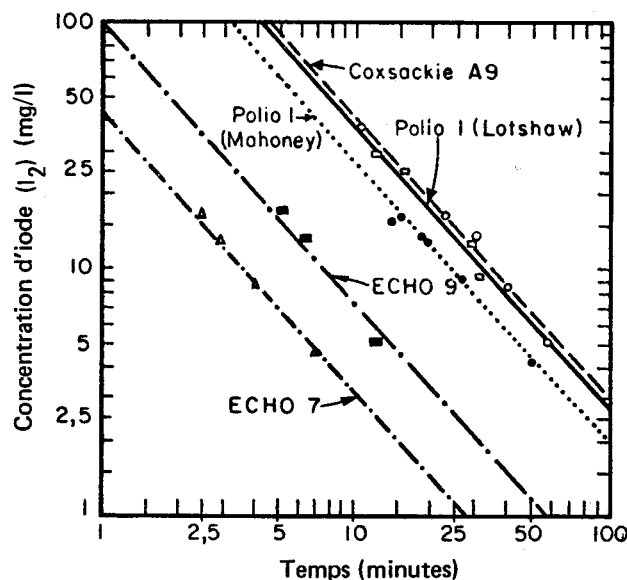


FIGURE V.14

RELATION ENTRE LA DUREE DE CONTACT ET LA CONCENTRATION
EN IODE (I_2), A 15°C , POUR INACTIVER CINQ VIRUS A 99 %

(d'après bibliographie - 33)

La figure V. 15 montre que pour des quantités égales de désinfectant, l'efficacité virocide relative de I_2 sur deux virus Coxsackie est environ 200 fois moindre que celle de l'acide hypochloreux (HOCl). Par contre, Chang, en éprouant la résistance du poliovirus, type 1, souligna que l'action virocide de HOI est beaucoup plus grande que celle de I_2 et ne serait que 4 à 5 fois moindre que l'action virocide de HOCl (voir Fig. V. 16). (Voir les figures V. 15 et V. 16 à la page 50.)

Les concentrations relatives de HOI et I_2 varient en fonction du pH, dont l'augmentation accroît l'action virocide en renforçant la concentration de HOI . Les autres formes rencontrées, I_3 et IO^- , n'ont aucune action virocide (36), ou celle-ci est si faible qu'elle ne peut être décelée dans les expériences effectuées.

5.4.3 Conclusions

Pour des valeurs de pH variant entre 7,0 et 7,5 et des concentrations en iode résiduel entre 1 mg/l et 2 mg/l, 20% à 60% de l'iode titrable existera sous forme de HOI .

La désinfection à l'aide de l'iode présente plusieurs avantages pour les régions rurales et en voie de développement. L'iode ne se combine pas avec l'ammoniac et avec les phénols mais les oxyde. Toutefois, nous avons vu que son action virocide est beaucoup plus faible que celle du chlore dans des conditions similaires.

5.5 Rayons ultraviolets

5.5.1 Généralités

Les rayons U.V., produits par des moyens électriques, ont des longueurs d'onde qui se situent entre 3×10^{-7} cm et 4×10^{-5} cm, ce qui correspond à un intervalle de 300 à 4000 Angstrom (Å).

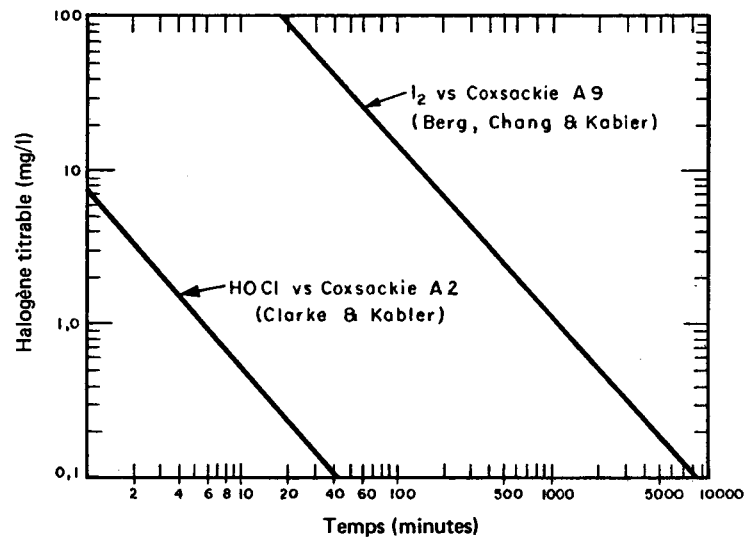


FIGURE V.15

RELATION ENTRE LA DUREE DE CONTACT ET LA CONCENTRATION
EN HOCl ET I₂, A ENVIRON 5°C, POUR INACTIVER A 99 %
DEUX VIRUS COXSACKIE

(d'après bibliographie - 34a,34b)

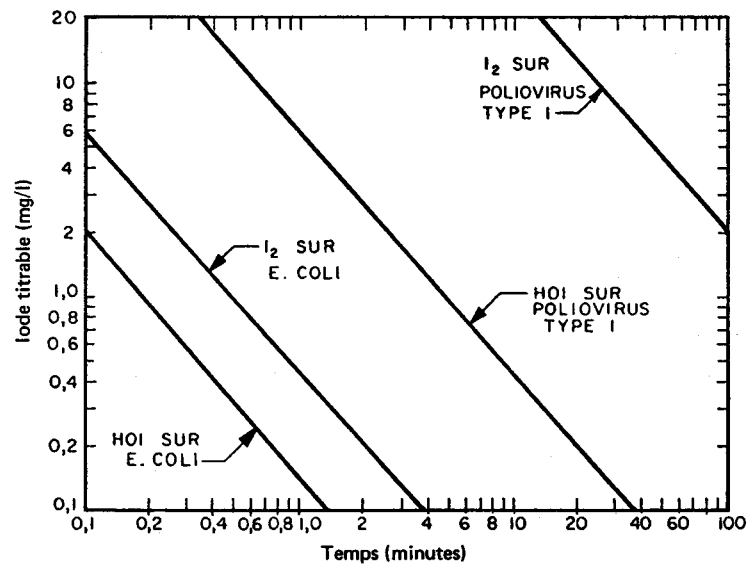


FIGURE V.16

RELATION ENTRE LA DUREE DE CONTACT ET LA CONCENTRATION
EN HOI ET I₂, A 18°C, POUR INACTIVER 99 % DES BACTERIES
(E. COLI) ET DES VIRUS (POLIO, TYPE 1)

(d'après bibliographie - 35a)

L'équation fondamentale de la désinfection par les rayons ultraviolets

$$t = \frac{2.3}{k} \log N_0 / N$$

où N_0 et N sont respectivement le nombre initial d'organismes et le nombre d'organismes restant au temps t , est applicable à ce mode de désinfection. De plus, le taux de destruction des micro-organismes est proportionnel à l'intensité de radiation et varie selon la profondeur de l'écoulement. De façon générale, les épaisseurs d'eau soumises aux radiations sont inférieures à 10 cm.

5.5.2 Etudes antérieures

Les études de Habel et Sockrider (37), Murray et al. (38), Milzer et al. (39), Oppenheimer et al. (40), Huff et al. (41) démontrèrent que les entérovirus sont inactivés par les rayons U.V. Maurin et Escalier (42a et b) évaluèrent l'inactivation du poliovirus, souches atténuées de Sabin (types 1 et 3), au moyen d'un tube germicide d'une puissance de 30 W. La stérilisation virale fut obtenue avec une eau sans turbidité. La quantité résiduelle de virus fut très faible en présence de turbidité normale (15 à 20 gouttes de mastic), mais importante (0,9 à 5 doses cytopathogènes à 50% /ml) lors de débits excessifs, de l'ordre de 1000 l/heure, et en présence d'une turbidité élevée.

Hill et ses collaborateurs, en indiquant que l'efficacité des rayons U.V. varie en raison inverse de la turbidité pour le poliovirus, type 1, souche Sabin, corroborèrent les résultats de Maurin et Escalier (42a). Vajdic (43), utilisant un tube germicide G E (30 W) et des bactériophages de *E. coli* B, obtint une réduction de 99,99% après 30 secondes avec une suspension virale de 10^7 /ml et une profondeur de liquide irradié (eau du robinet) d'un inch (25,4 mm). Une meilleure inactivation était obtenue avec des suspensions virales plus faibles (Fig. V. 17). Vajdic employa de plus l'appareil de stérilisation "Aquacare", d'une puissance de 36 W. Les résultats obtenus (tableau V - 31) indiquèrent une inactivation virale complète lors d'un débit de 1,5 gal(UK)/min* (temps de rétention de 29 secondes), malgré la présence de couleur. L'inefficacité virocide a augmenté en fonction du débit et de la couleur. (Voir le tableau V - 31 à la page 52.)

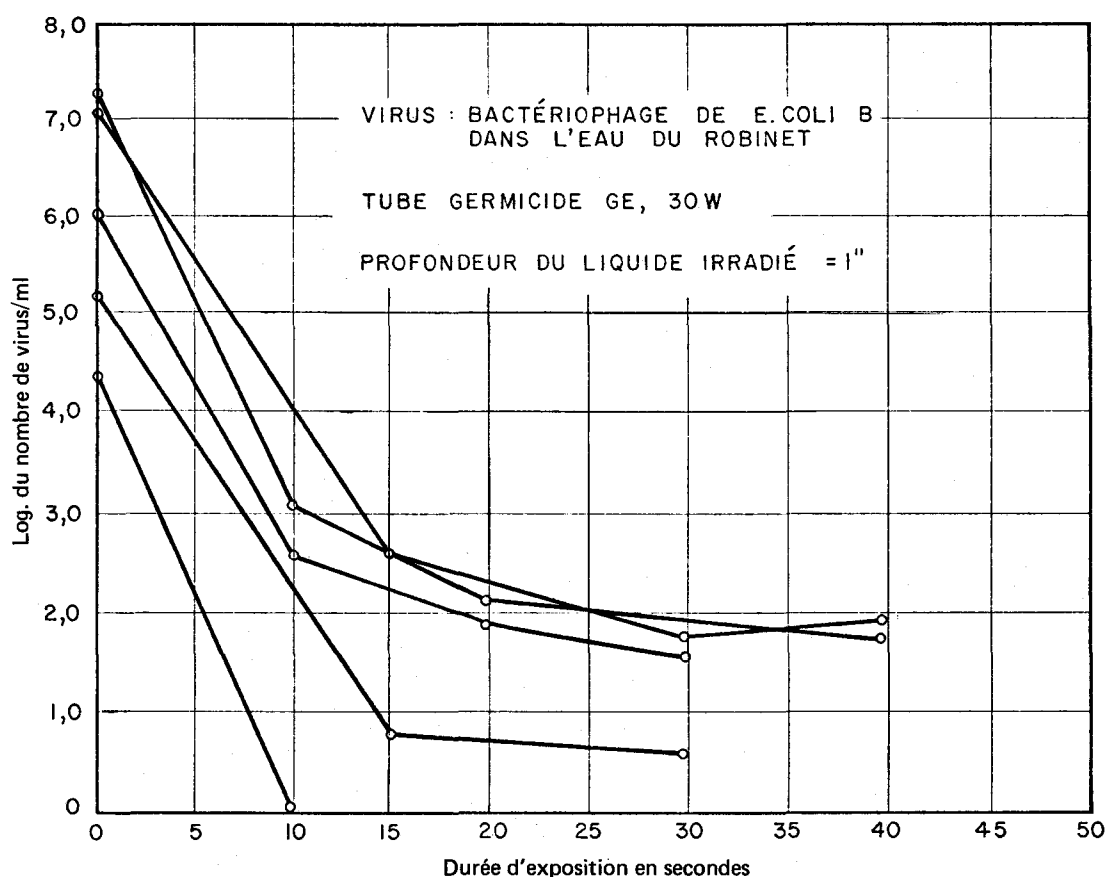


FIGURE V.17

INACTIVATION DE BACTERIOPHAGES A L'AIDE
DE RAYONS ULTRAVIOLETS

(d'après bibliographie - 43)

* Gallon impérial (4,543 l) par minute.

TABLEAU V - 31
INACTIVATION VIRALE PAR LES RAYONS ULTRAVIOLETS SELON LE DEBIT

(d'après bibliographie - 43)

Eau		Bactériophage de <i>E. coli</i> B. (NPP/100 ml)	
Nature	Débit gal (UK)/min *	Expérience No 1	Expérience No 2
Non désinfectée **		2×10^6	2×10^6
Désinfectée	5	23	8
Désinfectée	3	2	2
Désinfectée	1,5	néant	néant
Non désinfectée ***		2×10^6	2×10^6
Désinfectée	5	46	79
Désinfectée	3	5	5
Désinfectée	1,5	néant	néant

* Gallon impérial (4,543 l) par minute.

** Eau du robinet, turbidité 6,5 unités.

*** Eau du robinet, turbidité 6,5 unités, couleur 100 unités Hazen.

5.5.3 Conclusions

De plus amples recherches sur l'inactivation des virus par cette méthode sont requises, de même qu'est essentiel, avant l'utilisation de rayons U.V. à très grande échelle, le développement d'appareils permettant un fort débit.

Quoique ce procédé offre plusieurs avantages (pas d'effets nuisibles, aucune réaction secondaire due au désinfectant, etc.), la difficulté du contrôle de l'efficacité et le manque de résultats probants expérimentaux à grande échelle limitent actuellement son utilisation dans les stations de traitement d'eau. Soulignons enfin que ces radiations peuvent parfois engendrer des mutations chez les bactéries (44). De plus, l'augmentation de la turbidité et de la couleur diminue l'efficacité de la désinfection.

5.6 Brome

5.6.1 Généralités

Comme l'iode et le chlore, le brome appartient à la famille des halogènes, mais ses propriétés diffèrent nettement de celles des autres halogènes. Comparativement au chlore, le brome est beaucoup plus soluble dans l'eau et la tension de vapeur de ses solutions est beaucoup plus faible. Le brome s'hydrolyse très faiblement en HOBr et HBr au contact de l'eau. Avec les matières azotées, il forme, selon le pH, des monobromamines, des dibromamines ou des tribromamines.

5.6.2 Etudes antérieures

Très peu de recherches ont été effectuées pour connaître l'action viroicide du principal agent de désinfection dérivé du brome, soit HOBr. Selon McLean (45), une concentration de 6 à 7 mg/l de brome a un effet viroicide comparable à 1 mg/l de chlore libre et à 5 mg/l de I_2 . Une thèse présentée par M. Vidon (46) a démontré que l'action bactéricide du brome était comparable au chlore pour des pH entre 7,4 et 8,2. Brown (47), lors d'une étude d'une durée de 7 mois sur l'utilisation du brome dans une vaste piscine publique intérieure à circulation effluente, dénota l'existence de traces relativement faibles de contamination bactérienne lorsque le brome résiduel était maintenu au-dessus de 2 mg/l. Aucun virus ne fut isolé à partir de 142 échantillons.

5.6.3 Conclusion

En pratique, l'utilisation du brome est réservée presque exclusivement à la désinfection des piscines.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Prier, J.E., & Riley, R. (1966) "Significance of Water in Natural Animal Virus Transmission", In: "Transmission of Viruses by the Water Route", 287-301, Berg, G., ed., Interscience Publishers, New York
2. Clarke, N.A., Berg, G., Kabler, P.W., & Chang, S.L. (1962) "Human Enteric Viruses in Water: Source, Survival and Removability", In: "Advances in Water Pollution Research", Vol. 2 : 523-536, A Pergamon Press Book, London

3. Clarke, N.A., Stevenson, R.E., & Kabler, P.W. (1956) "Survival of Coxsackie Virus in Water and Sewage", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 48 : 677-682
4. Gilcreas, F.W., & Kelly, S.M. (1955) "Relation of Coliform-Organism Test to Enteric-Virus Pollution", *J. Amer. Water Works Assoc.*, juillet, 683-694
5. Wallis, C., & Melnick, J.L. (1962) "Cationic Stabilization - A New Property of Enteroviruses", *Virology*, 16 : 505
6. Akin, E.W., Benton, W.H., & Hill, W.F. (1971) "Enteric Viruses in Ground and Surface Waters: A Review of their Occurrence and Survival", In: "Proceedings of the 13th Water Quality Conference", 59-74, University of Illinois, Urbana-Champaign
7. Carlson, H.J., Ridenour, G.M., & McKhann, C.F. (1942) "Efficiency of Standard Purification Methods in Removing Poliomyelitis Virus from Water", *Amer. J. Public Health*, 51 : 1118-1129
8. Kempf, J.E., Wilson, M.G., Pierce, M.E., & Soule, M.H. (1942) "Effect of Aluminium Hydroxide Sedimentation, Sand Filtration and Chlorination on the Virus of Poliomyelitis", *Amer. J. Public Health*, 32 : 1366-1373
9. Neefe, J.R., Baty, J.B., Reinhold, J.G., & Stokes, J. (1947) "Inactivation of the Virus of Infectious Hepatitis in Drinking Water", *Amer. J. Public Health*, 37 : 365-372
10. Chang, S.L., Stevenson, R.E., Bryant, A.R., Woodward, R.L., & Kabler, P.W. (1958) "Removal of Coxsackie and Bacterial Viruses in Water by Flocculation", *Amer. J. Public Health*, janvier, 51-61
11. Chang, S.L., Stevenson, R.E., Bryant, A.R., Woodward, R.L., & Kabler, P.W. (1958) "Removal of Coxsackie and Bacterial Viruses in Water by Flocculation", *Amer. J. Public Health*, février, 159-169
12. Chaudhuri, M., & Engelbrecht, R.S. (1970) "Removal of Viruses from Water by Chemical Coagulation and Flocculation", *J. Amer. Water Works Assoc.*, septembre, 563-567
13. Manwaring, J.F., Chaudhuri, M., & Engelbrecht, R.S. (1971) "Removal of Viruses by Coagulation and Flocculation", *J. Amer. Water Works Assoc.*, mai, 298-300
14. Thorup, R.T., Nixon, F.P., Wentworth, D.F., & Sproul, O.J. (1970) "Virus Removal by Coagulation with Polyelectrolytes", *J. Amer. Water Works Assoc.*, février, 97-101
15. Ministère de la Santé et du Bien-Etre social, Ottawa (Canada) (1968) "Eau potable au Canada, Normes et Objectifs"
16. Thayer, S.E., & Sproul, O.J. (1966) "Virus Inactivation in Water Softening Precipitation Processes", *J. Amer. Water Works Assoc.*, août, 1063-1073
17. Wentworth, D.F., Thorup, R.T., & Sproul, O.J. (1968) "Poliovirus Inactivation in Water Softening Precipitation Processes", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 60(8) : 939-946
- 18a. Sproul, O.J. (1971) "Recent Research Results on Virus Inactivation by Water Treatment Processes", In: "Proceedings of the 13th Water Quality Conference", 159-171, University of Illinois, Urbana-Champaign
- 18b. Sproul, O.J., Thorup, R.T., Wentworth, D.F., & Atwell, J.S. (1970) "Salt and Virus Inactivation by Chlorine and High pH", In: "Proceedings of the National Specialty Conference on Disinfection", 385-396, American Society of Civil Engineers, New York
19. Carlson, H.J., Ridenour, G.M., & McKhann, C.F. (1942) "Efficacy of Standard Purification Methods in Removing Poliomyelitis Virus from Water", *Amer. J. Public Health*, 32 : 1256-1262
20. Clarke, N.A., & Chang, S.L. (1959) "Enteric Viruses in Water", *J. Amer. Water Works Assoc.*, octobre, 1299-1317
21. Robeck, G.G., Clarke, N.A., & Dostal, K.A. (1962) "Effectiveness of Water Treatment Processes in Virus Removal", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 54(10) : 1275-1292
22. Cliver, D.O. (1971) "Viruses in Water and Wastewater: Effects of some Treatment Methods", In: "Proceedings of the 13th Water Quality Conference", 149-158, University of Illinois, Urbana-Champaign
23. Kelly, S., & Sanderson, W.W. (1958) "The Effect of Chlorine in Water on Enteric Viruses", *Amer. J. Public Health*, 48(10) : 1323-1334
24. Weidenkopf, S.J. (1958) "Inactivation of Type 1 Poliomyelitis Virus with Chlorine", *Virology*, 5 : 56-67
25. Berg, G. (1966) "Virus Transmission by the Water Vehicle - Part III - Removal of Viruses by Water Treatment Procedures", *Health Lab. Sci.*, 3(3) : 170-181
26. Clarke, N.A., Stevenson, R.E., & Kabler, P.W. (1956) "The Inactivation of Purified Type 3 Adenovirus in Water by Chlorine", *Amer. J. Hyg.*, 64 : 314-319
27. Clarke, N.A., Berg, G., Kabler, P.W., & Chang, S.L. (1964) "Human Enteric Viruses in Water: Source, Survival and Removability", In: "Advances in Water Pollution Research", Vol. 2 : 523-536, A Pergamon Press Book, London
28. Liu, Seraichekas, Akin, Brashear, Katz, & Hill (1971) "Relative Resistance of Twenty Human Enteric Viruses to Free Chlorine in Potomac Water", In: "Proceedings of the 13th Water Quality Conference", 171-197, University of Illinois, Urbana-Champaign
29. Hann, V.A. (1956) "Disinfection of Drinking Water with Ozone", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 1316-1320
30. Kessel, J.F., Allison, D.K., Moore, F.J., & Kaime, M. (1943) "Comparison of Chlorine and Ozone as Virucidal Agents of Poliomyelitis Virus", *Proc. Soc. Ex. Biol. Med.*, mai, 53 : 71
31. Coin, L., Hannoun, C., & Gomella, C. (1964) "Inactivation par l'ozone du virus de la poliomyélite présent dans les eaux", *La Presse médicale*, No 37, septembre, 12

- 32a. Schaffernoth, T.J. (1970) "High Level Inactivation of Poliovirus in Biologically Treated Wastewater by Ozonation", Master of Science Thesis in Civil Engineering, University of Maine, Orono
- 32b. Hettche, H.O., & Schulz-Ehlbeck, H.W. (1953) "Epidemiology and Prophylaxis of Poliomyelitis with Respect to the Role of Water in its Transmission", *Arch. Hyg. u. Bakt.*, 137 : 440-449, juin
- 32c. Faber, H.A. (1961) "Désinfection de l'eau, sujet No 1", International Water Supply Association, London
33. Kabler, P.W., Clarke, N.A., Berg, G., & Chang, S.L. (1961) "Virucidal Efficiency of Disinfectants in Water", *Public Health Reports*, 76(7) : 565-570
- 34a. Berg, G., Chang, S.L., & Kabler, P.W. (1960) "Dynamics in the Destruction of Enteroviruses by Elemental Iodine", Communication présentée à la conférence annuelle de la Society of American Bacteriologists, Philadelphia
- 34b. Clarke, N.A., & Kabler, P.W. (1954) "The Inactivation of Purified Coxsackie Virus in Water by Chlorine", *Amer. J. Hyg.*, 59 : 119-127
- 35a. Chang, S.L. (1968) "Waterborne Viral Infections and their Prevention", *Bull. Org. mond. Santé*, 38 : 401-414
- 35b. Chang, S.L. (1966) *Bol. Ofic. sanit. panamer.*, 61 : 317
36. Krusé, C.W., Hsu, Y.C., Griffiths, A.C., & Stringer, R. (1970) "Halogen Action on Bacteria, Viruses and Protozoa", In: "Proceedings of the National Specialty Conference on Disinfection", American Society of Civil Engineers, New York
37. Habel, K., & Sockrider, B.T. (1947) "A Continuous Flow Method of Exposing Antigens to UV Radiation", *J. Immunol.*, 56 : 273-279
38. Murray, R., et al. (1955) "Effect of Ultraviolet Radiation on the Infectivity of Ictero-genic Plasma", *J. Amer. Medical Assoc.*, 157 : 8-14, janvier
39. Milzer, A., et al. (1954) "Immunogenicity Studies in Human Subjects of Trivalent Tissue Culture Poliomyelitis Vaccine Inactivated by Ultraviolet Irradiation", *Amer. J. Public Health*, 44 : 26-33, janvier
40. Oppenheimer, F., Benesi, E., & Taylor, A.R. (1959) "The Ultraviolet Irradiation of Biological Fluids in Thin-Flowing Films", *Amer. J. Public Health*, 49 : 903-923, juillet
41. Huff, C.B., Smith, H.F., Boring, W.D., & Clarke, N.A. (1965) "Study of Ultraviolet Disinfection of Water and Factors in Treatment Efficiency", *Public Health Reports*, 80(8) : 695-705
- 42a. Maurin, J., & Escalier, G. (1968) "Inactivation du virus poliomyélique par les rayons U.V. au moyen d'un appareil de série", *Bull. Acad. nat. Médecine*, 152(23) : 377-389
- 42b. Escalier, G., & Maurin, J. (1970) "Transmission dans l'eau de l'énergie germicide des rayons ultraviolets. Application au traitement des eaux potables", *Bull. Acad. nat. Médecine*, 154(21-22) : 517-533
43. Vajdic, A.H. (1969) "Inactivation of Viruses in Water Supplies by U.V. Irradiation", Ontario Water Resources Commission, Research Project No. 2015, Ontario
44. Webb, S.J., & Tai, C.C. (1967) "Lethal and Mutagenic Action of 3200-4000 Å Light", *Can. J. Microbiol.*, 14 : 727-735
45. McLean, D.M. (1966) "Transmission of Viral Infections by Recreational Water", In: "Transmission of Viruses by the Water Route", 25-39, Berg, G., ed., Interscience Publishers, New York
46. Lambin, S., Vidon, D., & Carrère, C. (1965) "Action bactéricide du brome sur les bactéries des eaux témoins de souillures fécaloïdes", *Bull. Acad. nat. Médecine*, 149(16-17) : 338-343
47. Brown, J.R., McLean, D.M., & Nixon, M.C. (1964) "Bromine Disinfection of Swimming Pools", *Can. J. Public Health*, 54 : 267-270

REFERENCES SUPPLEMENTAIRES

RAYONS U.V.

- Oda, A. (1969) "Ultraviolet Disinfection of Potable Water Supplies", Ontario Water Resources Commission, Research Project No. 2012, Ontario
- Recklinghausen, M. von (1914) "The Ultraviolet Rays and their Application for the Sterilization of Water", *Journal of the Franklin Institute*, décembre, 681-704
- Minkin, J.L., & Kellerman, A.S. (1966) "A Bacteriological Method of Estimating Effectiveness of UV Germicidal Lamps", *Public Health Reports*, 81(10) : 875-884

IODE

- Kinnan, R.N., Black, A.P., & Thomas, W.C. (1970) "Status of Water Disinfection with Iodine", In: "Proceedings of the National Specialty Conference on Disinfection", American Society of Civil Engineers, New York

BROME

- Johnson, J.D., & Overby, R. (1970) "Bromine and Bromamine Disinfection Chemistry", In: "Proceedings of the National Specialty Conference on Disinfection", American Society of Civil Engineers, New York

CHAPITRE VI

TECHNIQUES DE CONCENTRATION DES VIRUS

1. ADSORPTION A UNE MEMBRANE MICROPOREUSE

De toutes les méthodes de concentration, c'est l'adsorption à une membrane qui a fait l'objet du plus grand nombre de recherches. Les virus, en raison de leurs propriétés de surface, peuvent selon des conditions bien définies être adsorbés à des membranes. Une fois adsorbés, ils sont ensuite enlevés par élution.

Cliver (1) énuméra les principaux facteurs affectant la filtration des entérovirus à l'aide de membranes. Filtrant différentes suspensions des virus Polio (type 1, souche CHAT) et Coxsackie B-2 à l'aide de membranes Gelman, Millipore, Schleicher et Schuell, avec des diamètres de pore variant entre 10 et 450 μ , il releva que les virus étaient adsorbés à ces membranes sauf si elles étaient prétraitées avec un sérum (ou une solution gélatineuse) ou si un sérum était introduit dans la suspension de virus lors de la filtration. Lors d'une étude ultérieure, Cliver (2) utilisa 28 types de membranes, avec 4 entérovirus (Polio, type 1, Coxsackie A-9, Coxsackie B-2, et Echo, type 6) et le réovirus, type 1. Selon cet auteur, trois facteurs priment lors de l'adsorption des virus aux membranes filtrantes :

- la composition chimique de la membrane;
- le rapport des diamètres virus-pore;
- la présence de substances interférentielles susceptibles de colmater la membrane, telles que celles présentes dans le sérum.

Les membranes en nitrate de cellulose, produites par Millipore, favorisèrent le plus l'adsorption des virus, et ce même si le diamètre du virus utilisé était 285 fois plus petit que le diamètre des pores de la membrane, dans la mesure où il n'y a pas de substances interférentielles. D'autre part, Cliver nota que les membranes Gelman en triacétate de cellulose étaient préférables lorsque l'on désirait éviter ou minimiser l'adsorption des virus sur la membrane. Il nota également que les agglomérats de virus étaient, évidemment, plus facilement adsorbés aux membranes que les virus seuls. La composition chimique de la membrane n'est plus un facteur prédominant lorsque le diamètre nominal moyen des pores est moins de deux à trois fois le diamètre des virus.

Wallis et Melnick (3) concentrèrent les virus Polio, type 1 (souches Mahoney et L Sc), Echo, type 7 (souche Wallace) et Coxsackie B-3 (souche Nancy) à l'aide des membranes HA (0,45 μ) et GS (0,22 μ) produites par Millipore. Les résultats de leurs expériences sont en conformité avec ceux de Cliver, la présence de matière organique et de substances protéiques dans la suspension virale à filtrer empêchant de façon significative l'adsorption des virus à la membrane. Ces substances occupaient les sites possibles d'adsorption. Les mêmes auteurs démontrèrent (tableau VI - 1) que l'addition de sels, particulièrement les cations bivalents, favorisait l'adsorption des virus à la membrane.

TABLEAU VI - 1

ADSORPTION DU POLIOVIRUS, TYPE 1, SUR MEMBRANES HA (0,45 μ), SELON LA NATURE ET LA CONCENTRATION DES SELS AJOUTES

(d'après bibliographie - 3)

Concentration du sel (molarité)	Nombre moyen d'UFP* /0,1 ml			
	avec NaCl		avec MgCl ₂	
	Témoin	Filtrat	Témoin	Filtrat
0,12	84	0	92	0
0,03	89	2	90	0
0,0075	96	54	90	11
0,0020	78	83	85	46
0,0005	87	90	79	80

* Unité formatrice de plaque.

Il ressort du tableau VI -1 que le poliovirus est effectivement adsorbé en présence des concentrations suivantes : 0,03 mol/l de NaCl et 0,0075 mol/l de $MgCl_2$. Pour cette expérience, la suspension virale avait été diluée 10 000 fois dans l'eau distillée, de telle sorte que l'effet des substances interférentes (matière organique, etc.) fut négligeable. Différents produits, tels le lauryl-sulfate de sodium (1 %), le saponin (0,1 %) et le sérum de boeuf (10 %), furent efficaces à 100 % pour l'élu-tion des virus de la membrane. L'eau distillée utilisée pour l'élu-tion n'eut qu'une efficacité de 50 %.

Wallis et Melnick (4) firent des essais pratiques en utilisant des eaux d'égout. Leurs expériences s'étendirent sur une période de sept mois. Les échantillons d'un gallon d'eau usée étaient préfiltrés sur des membranes pour enlever les bactéries et traités à l'aide de résines anioniques pour enlever la matière organique. La concentration en chlorure de magnésium dans chaque échantillon était portée à 0,05 mol/l avant la filtration sur membrane HA (0,45 μ). Un total de 2795 UFP fut dénombré sur les dix échantillons analysés. Les entérovirus suivants furent isolés : Polio (types 2 et 3), Coxsackie (types B-4 et B-5) et Echo (types 1, 2, 7, 13, 16, 26, 29, 30 et 33).

Dans un article des plus intéressants, Wallis (5) signale qu'il utilisa un volume de 50 gallons (US)* d'eau traitée à Houston dans lequel il introduisit 1000 unités infectieuses du poliovirus. Il employa des préfiltres de 10 μ , 5 μ et 3 μ afin d'enlever toute matière susceptible de nuire à l'adsorption subséquente des virus ainsi qu'un préfiltre en coton d'un micron de porosité afin d'enlever de façon électrostatique les composés ferriques. Il filtra l'eau par la suite à travers un lit de résines anioniques "Amberlite" afin de retenir les sels insolubles et les fines particules d'argile non retenues par le préfiltre en coton. Il ajouta du $MgCl_2$ pour que la concentration dans l'eau soit de 0,05 mol/l \pm 0,02 mol/l avant la filtration finale sur une membrane millipore en cellulose (HA, 0,45 μ) de 293 mm de diamètre. La suspension de virus dans l'eau était pompée à travers tout ce système au rythme de 300 gallons à l'heure, mais un volume de 50 gallons seulement fut filtré. Wallis procéda ensuite à l'élu-tion de la membrane et obtint un rendement variant entre 61 % et 84 % dans la récupération des virus.

Moore et ses collaborateurs (6) essayèrent de concentrer le poliovirus, type 1 (souche Sabin), en utilisant un volume maximal d'eau usée de 4 litres et divers systèmes de préfiltration pour enlever la matière colmatant la membrane HA (0,45 μ). La floculation à l'aide d'hydroxyde d'aluminium suivie de la filtration sur membrane donnèrent de très bons résultats, soit un rendement de 81 % à 100 %. Cependant, la floculation avec le sulfate de protamine ou le traitement par résines anioniques suivi de la filtration sur membrane ne donnèrent qu'un rendement de 23 à 38 % pour la récupération des virus.

Rao et Labzoffsky (7) expérimentèrent l'efficacité du préfiltre AP-25 suivi de la membrane HA (0,45 μ), de Millipore Filter Corp., dans la filtration d'eau de surface d'un volume maximal de 500 ml par échantillon, pour la concentration du poliovirus (type 1, souche Mahoney). Ils établirent qu'il était utile d'ajouter une concentration de sels, tel le chlorure de calcium (200 mg/l Ca^{++}), pour favoriser l'adsorption des virus aux membranes. De plus, ils signalèrent la nécessité de l'élu-tion du préfiltre, car un grand nombre de virus y était retenu. L'extrait de boeuf à 3 % fut employé pour l'élu-tion. Ils obtinrent un rendement de 50 % à 100 % avec un tel processus.

Vajdic (8), employant des concentrations d'unités infectieuses (virus Echo 9 et 11) de l'ordre de 1, 10², 10³ et 10⁴ par 100 ml d'eau distillée et la membrane HA (0,45 μ) de 47 mm de diamètre, obtint une récupération très faible même en essayant plusieurs méthodes d'élu-tion. Il est important de noter qu'aucun sel ne fut ajouté aux échantillons avant la filtration. Lors d'études ultérieures par le même auteur (9), l'emploi d'une teneur en Ca^{++} de 200 mg/l sous forme de $Ca(NO_3)_2$ augmenta sensiblement l'efficacité de la méthode de concentration, mais de fortes variations des résultats furent enregistrées.

Berg (10,11) utilisa récemment la membrane HA (0,45 μ) de Millipore lors de la concentration de plusieurs virus entériques à partir d'échantillons d'un litre ayant les caractéristiques suivantes : 0,05 mol/l de Na_2HPO_4 ; pH : 7,0; 31 à 169 UFP par litre. Lors de ces essais, l'élu-tion fut effectuée à l'aide de l'extrait déshydraté de boeuf à 3 % avec traitement par ultrason. Le degré de récupération apparaît au tableau VI - 2.

TABLEAU VI - 2

INFLUENCE DU TRAITEMENT ULTRASONIQUE SUR L'ELUTION DES VIRUS ADSORBES AUX MEMBRANES

(d'après bibliographie - 10)

Virus	Durée du traitement ultrasonique (min)	Concentration initiale (UFP)	Récupération (UFP)	Récupération (%)
Poliovirus 1	20	71	73	103
Echovirus 7	20	169	204	121
Coxsackie B-3	20	31	30	97
Réovirus 1	40	89	{ 69 46	{ 78 52

* 1 gallon (US) = 3,785 l.

Berg (11) étudia également l'influence du diamètre des pores de la membrane et l'effet de la pression lors de la filtration. Il remarqua que le poliovirus, type 1, contenu dans l'eau filtrée à travers une membrane (diamètre des pores de $0,45\mu\text{m}$) et à des pressions jusqu'à $1,05\text{ kg/cm}^2$ était ordinairement élué avec un extrait de boeuf à 3% après un traitement ultrasonique d'une durée de 20 minutes. Une augmentation de la pression jusqu'à $2,8\text{ kg/cm}^2$ n'a pas abaissé le pourcentage de récupération des virus.

Les études de Hill (12) concernent l'utilisation des cartouches Millipore ($0,45\mu$) pour concentrer des virus à partir de volumes de l'ordre de 378,5 litres (100 gallons US), les facteurs de concentration variant de 140 à 218. Le degré de récupération des virus fut de 56% avec une eau déminéralisée et de 79% avec l'eau brute d'un estuaire. Notons que le pH, lors de ces expériences, fut ajusté à 4,5 avant la filtration. Des cations bivalents furent ajoutés dans le cas de l'eau d'estuaire.

En résumé, les résultats obtenus pour la concentration de virus à partir de divers volumes en employant la méthode d'adsorption aux membranes microporeuses indiquent un rendement de 50% à 100%, comme le montre le tableau VI - 3.

TABLEAU VI - 3

RECUPERATION DE VIRUS DANS L'EAU A L'AIDE DE MEMBRANES

Référence	Type d'eau	Volume		Récupération des virus (%)
		gal. US	litres	
Wallis et Melnick (4)	Eau d'égout	1,5	5,677	-100
Wallis (5)	Eau du robinet	50	189	61-84
Rao et Labzoffsky (7)	Eau de surface	0,13	0,5	53-100
Moore et al. (6)	Eau usée	1	3,785	81-100
Berg (11)	Eau distillée	25	94	50-75
Hill et al. (12)	Eau d'estuaire	100	378	56-79

Conclusions

L'efficacité de la technique de la membrane filtrante pour la concentration de virus dépend de plusieurs facteurs :

- méthode d'enlèvement des matières colmatant la membrane;
- concentration optimale de cations bivalents;
- choix judicieux de la membrane devant adsorber les virus;
- méthode d'élution efficace.

Peu d'études furent effectuées avec de très grands volumes (100 gallons US et plus). Toutefois, Wallis et Hill démontrèrent la possibilité d'utiliser cette technique avec succès. De plus, la simplicité et la rapidité de la méthode font qu'elle doit être envisagée sérieusement pour concentrer des virus à partir de l'eau traitée.

2. ADSORPTION A UNE MEMBRANE D'ALGINATE SOLUBLE

La structure de ce filtre, décrite par Gärtner (13a), comporte principalement trois couches :

- une membrane de nature colloïdale consistant en une couche dense de fibres d'alginate orientées horizontalement;
- une couche intermédiaire présentant une structure enchevêtrée;
- une zone capillaire.

La perméabilité de ce filtre dépend de la membrane de nature colloïdale dont l'épaisseur est fonction du choix des ions dans la solution d'électrolytes servant à la préparation du filtre. Selon Gärtner, lors de la filtration, la plupart des virus seraient retenus dans la zone capillaire et la couche intermédiaire. Le filtre d'alginate est soluble dans le citrate de sodium. Aucune inactivation des virus ou effet cytotoxique n'est imputable à la solution alginate-citrate.

Les membranes d'alginate n'étant fabriquées commercialement que depuis peu de temps, la plupart des expériences signalées dans la littérature furent effectuées à l'aide de membranes préparées en laboratoire. La méthode consiste essentielle-

ment à déposer une solution d'alginate de sodium à 1 % sur un papier filtre, lequel est trempé dans une solution d'électrolytes constituée comme suit : solution de 0,5 mol/l de nitrate de lanthane mélangée dans le rapport 2 : 1 à une solution de 0,5 mol/l de chlorure d'aluminium. Une solution à 3,8 % de citrate de sodium est employée pour la dissolution du filtre d'alginate.

Gärtner employa les filtres d'alginate, préparés de la façon décrite ci-dessus, pour concentrer les poliovirus (types 1, 2 et 3) à partir d'échantillons d'eau traitée. L'épaisseur des filtres d'alginate était de 0,7 mm et la pression lors de la filtration de 8 atmosphères. Le pourcentage de virus récupérés varia entre 25 % et 100 % (tableau VI - 4). Aucun virus ne fut retrouvé dans le filtrat. Un volume de 1,5 ml de citrate de sodium était suffisant pour solubiliser une membrane d'alginate de 7,5 cm de diamètre.

TABLEAU VI - 4
RECUPERATION DU POLIOVIRUS SUR FILTRE D'ALGINATE
(d'après bibliographie - 13a)

reproduit avec l'aimable autorisation de
John Wiley & Sons, Inc. (Interscience Publishers), New York

Nombre de virus dans 10 litres d'eau du robinet	Virus récupérés par dissolution du filtre d'alginate	Récupération des virus (%)
$10^{6,0}$	$10^{5,4}$	25
$10^{5,0}$	$10^{4,7}$	50
$10^{4,0}$	$10^{3,9}$	79
$10^{3,0}$	$10^{2,8}$	63
$10^{2,0}$	$10^{2,0}$	100
$10^{1,0}$	$10^{0,9}$	79

Des essais pratiques furent effectués en utilisant des échantillons d'eau d'égout. Un prétraitement (centrifugation durant 45 minutes à 2000 g) s'avéra nécessaire avant la filtration pour éviter le colmatage des filtres d'alginate. La méthode de filtration des échantillons sur membrane d'alginate suivie de la dissolution du filtre et de l'inoculation de cellules de rein de singe fut beaucoup plus efficace pour déceler la présence de virus que la méthode d'inoculation directe sans concentration préalable de l'échantillon.

Nupen (13b), lors d'essais pratiques, isola des virus dans l'eau d'égout traitée et non traitée. Il nota que les filtres d'alginate se colmataient rapidement avec des eaux turbides. Les résultats d'expériences en laboratoire indiquèrent une efficacité de 40 % des filtres d'alginate, avec un coefficient de variation de 41,7 %.

Les expériences de Poynter, échelonnées sur plusieurs années, permirent d'isoler régulièrement des entérovirus des rivières Thames et Lee (0,5 et 10 UFP/litre) pendant les mois froids de l'année. L'efficacité des filtres d'alginate varia de 60 % à 70 % et jusqu'à 100 %. Tout comme Gärtner et Nupen, Poynter souligna que la préfiltration était une étape nécessaire avant la concentration des virus sur le filtre d'alginate lorsque les eaux utilisées étaient turbides. Poynter (13c) vérifia d'autre part la qualité des eaux de consommation en analysant des échantillons d'un litre. Plus de 100 analyses ont déjà été faites à cet égard sans aucun résultat positif. Selon Poynter, cette méthode de concentration est une des plus efficaces, tout en étant simple d'opération. L'avantage majeur réside dans la solubilité de la membrane d'alginate. La nécessité de préfiltrer les échantillons d'eaux turbides constitue son principal inconvénient.

Vajdic (14), utilisant les mêmes substances que Gärtner dans la préparation des membranes d'alginate, concentra des phages de *E. coli B* (les phages étant quantifiés par la méthode du nombre le plus probable) à partir d'échantillons de 100 ml d'eau de distribution publique artificiellement contaminée, sous une pression de 600-650 mm Hg (voir tableau VI - 5).

TABLEAU VI - 5
RECUPERATION DES PHAGES DE *E. COLI B* A L'AIDE DE FILTRES D'ALGINATE
A PARTIR D'EAU DU ROBINET ARTIFICIELLEMENT CONTAMINEE

(d'après bibliographie - 14)

Phages ajoutés/100 ml	Phages récupérés/100 ml
49	34
79	66
130	98
33	34
79	98

Conclusions

Le tableau VI - 6 résume les principaux résultats obtenus à l'aide de cette technique, qui semble prometteuse quoiqu'aucun essai n'ait été fait avec de grands volumes d'eau. Les avantages et inconvénients en ont été soulignés par Poynter.

TABLEAU VI - 6
CONCENTRATION DE VIRUS SUR MEMBRANE D'ALGINATE

Références	Nature de l'eau	Volume d'eau	Récupération des virus (%)
Gärtner (13a)	Eau de consommation	10 litres	25-100
Nupen (13b)	Eaux usées	1 litre	40
Poynter (13c)	Eau de rivière	2 litres	60-70
Vajdic (14)	Eau de consommation	100 ml	> 70

La membrane d'alginate présente à peu près les mêmes caractéristiques que les membranes microporeuses non solubles (type Millipore, etc.), les différences notables étant les suivantes :

a) La solubilité de la membrane d'alginate représente un avantage majeur; il n'y a pas de problème d'élution; de plus, le volume utilisé pour solubiliser la membrane est minime; aucune autre concentration avant la quantification des virus n'est requise.

b) Le débit de la filtration et le volume des échantillons semblent plus restreints; selon Coulon et Netter (15), des éclatements fortuits et imprévisibles des membranes d'alginate lors de la filtration de grands volumes sont à redouter.

3. SEPARATION DE POLYMERES DE DENSITE DIFFERENTE EN BICOUCHES AQUEUSES

Le principe de cette méthode consiste dans la séparation de deux liquides. Lors de cette séparation, la répartition des particules dépend de la dimension et des propriétés de surface de ces particules, dont la distribution est à sens unique à cause du diamètre relativement grand des virus. Il en résulte une concentration des particules virales dans une des deux couches.

Shuval et al. (16), pour opérer la récupération de virus entériques à partir d'échantillons d'eau, effectua une concentration simple ou double à l'aide de cette méthode. La concentration simple comprend les étapes suivantes :

- addition de l'échantillon à un mélange constitué de sulfate de sodium-dextran (0,2 %), de polyéthylène glycol (6,45 %) et de chlorure de sodium (0,3 mol/l);
- agitation du mélange, puis déposition dans un entonnoir et entreposage à 4°C pendant 24 heures;
- drainage de la phase inférieure de même que de l'interphase;
- addition de chlorure de potassium au volume drainé jusqu'à une concentration finale de 1 mol/l, cette addition ayant pour but de précipiter le dextran;
- centrifugation du mélange à 2000 t.p.m. pendant 5 à 10 minutes;
- détermination du titre viral du liquide surnageant.

Dans le cas d'une double concentration, le mode opératoire est le même, sauf qu'on n'ajoute pas de KCl pour précipiter le dextran. On ajoute plutôt du chlorure de sodium (NaCl) jusqu'à une concentration finale de 1 mol/l pour le volume drainé. Il en résulte alors un nouveau système à deux couches, les virus étant concentrés dans la couche supérieure.

Les premières expériences de Shuval avec cette méthode furent effectuées avec le poliovirus, type 1, les concentrations initiales de virus se situant entre 159 et 0,066 UFP/ml dans des échantillons d'eau tamponnés avec des phosphates. Les volumes à concentrer furent d'environ 630 et 1280 ml. Lors de concentrations simples, des facteurs de concentration de 52,5 à 200 furent obtenus. Par rapport à la concentration initiale des virus, le pourcentage de récupération oscilla entre 30 % et 67 %. Une seule expérience avec double concentration fut effectuée; un facteur de concentration de 274 et une efficacité de récupération de 51 % furent obtenus avec un volume initial de 1917 ml et une densité virale de 0,92 UFP/ml.

Lors d'expériences ultérieures, Shuval (17), utilisant encore le poliovirus, type 1, et une eau saline tamponnée, obtint en moyenne des facteurs de concentration de 164 et 487 selon que la concentration fut simple ou double, avec une efficacité médiane de 87 %. Il est intéressant de noter d'après ses résultats qu'une densité virale de l'ordre de 1 à 2 UFP/litre pour-

rait être décelée dans plus de 85 % des cas. Les expériences sur les eaux d'égout, avec des échantillons de 2 à 7 litres artificiellement contaminés et une densité virale variant de 2,7 à 1418 UFP/litre, donnèrent d'excellents résultats. La technique fut également appliquée avec succès sur le terrain pour déceler la présence d'entérovirus dans les eaux d'égout brutes, dans les étangs d'oxydation, de même que dans les eaux de rivières, les volumes des échantillons concentrés étant de quelques litres.

Shuval encore (18) suggéra l'emploi de cette méthode de façon intensive pour concentrer les virus entériques. Il a clairement spécifié toutes les étapes du mode opératoire, de même que les concentrations des réactifs à utiliser par litre d'échantillon. Sa technique donnerait un facteur de concentration de l'ordre de 500 et pourrait déceler la présence de une ou deux unités virales par litre d'échantillon.

Lund et al. (19) utilisèrent les mêmes produits que Shuval et sensiblement le même mode opératoire, avec d'excellents résultats pour déceler la présence de virus dans des échantillons de 200 ml d'eau d'égout. Toutefois, les résultats de recherches entreprises par Grindrod et Cliver (20a) démontrèrent que le sulfate de sodium-dextran avait une action inhibitrice sur 3 entérovirus (Coxsackie A-9, Coxsackie B-2 et Echo, type 6) parmi 7 entérovirus étudiés (Polio, types 1, 2 et 3; Coxsackie A-9, B-2 et B-3; Echo, type 6). Les sept virus furent concentrés efficacement dans la couche inférieure lorsque les concentrations étaient élevées, soit de $1,4 \times 10^3$ à $6,5 \times 10^8$ UFP. Pour des concentrations de 1 à 10 UFP, le pourcentage de récupération de Coxsackie A-9 fut inférieur à 11%. Grindrod et Cliver (20b) démontrèrent qu'il existait une probabilité de 50% de déceler la présence de 1 à 2 UFP/litre si le dextran était utilisé plutôt que le sulfate de sodium-dextran. Avec le dextran, les taux d'efficacité varièrent de 59 à 164% tandis qu'ils s'étagèrent de 0,001 à 100% avec le sulfate de sodium-dextran, selon les types de virus utilisés.

D'autres auteurs, après avoir expérimenté cette méthode, suggérèrent que l'étude de plusieurs autres types de virus soit entreprise en déterminant pour chacun les concentrations optimales de sulfate de sodium-dextran, de polyéthylèneglycol et de chlorure de sodium. Ils notèrent de plus que des échantillons de l'ordre de 20 litres ne pouvaient être analysés avec cette technique.

Conclusions

Les avantages majeurs de cette méthode résident dans sa simplicité, son coût et sa sensibilité (1 à 2 UFP/litre). Les résultats de plusieurs expériences furent très encourageants. Toutefois, son efficacité semble très variable à cause de l'action inhibitrice du sulfate de sodium-dextran sur certains virus. Le tableau VI - 7 donne un résumé partiel des travaux effectués à l'aide de cette technique.

TABLEAU VI - 7
CONCENTRATION DE VIRUS PAR SEPARATION DE POLYMERES DE DENSITE DIFFERENTE
EN BICOUCHES AQUEUSES

Références	Nature de l'eau	Volume d'eau	Récupération des virus (%)
Shuval et al. (16)	Eau distillée	640 ml	37-98
Shuval et al. (17)	Eau d'égout	1 l	35-100
Lund et al. (19)	Eau d'égout	200 ml	100
Nupen (13b)	Eau usée	1 l	40

Cette méthode ne peut être utilisée pour déceler la présence d'entérovirus dans les eaux traitées parce qu'elle est limitée à des échantillons de quelques litres. Toutefois, elle doit être considérée sérieusement pour la concentration de virus dans les eaux légèrement et très polluées.

4. ADSORPTION AUX SUBSTANCES FLOCCULANTES

Cette technique est employée depuis plusieurs années. Schaeffer et Brebner, de même que Sabin, vers les années 1930, employèrent un gel d'hydroxyde d'aluminium pour l'adsorption du poliovirus mais avec peu de succès. Stevenson et al. (21), plus récemment, utilisèrent le sulfate d'aluminium comme flocculant dans un échantillon d'eau synthétique artificiellement contaminée par le virus Coxsackie A-2. L'élution des virus du floc d'hydroxyde d'aluminium fut accomplie sous un pH de 8. Les résultats de ces expériences, faites avec des volumes d'environ 400 ml, indiquèrent une grande sensibilité de la méthode. Des facteurs de concentration de 100 et plus purent être obtenus.

Wallis et Melnick (22a) concentrèrent un très grand nombre de virus par adsorption à des floccs de phosphate d'aluminium AlPO_4 et d'hydroxyde d'aluminium $\text{Al}(\text{OH})_3$. Ces floccs étaient ajoutés à des suspensions virales diluées. Les virus entériques étudiés : poliovirus, type 1, souche Mahoney, échovirus, type 1, souche Farouk, échovirus, type 7, souche Wallace,

virus Coxsackie, type B-3, souche Nancy, virus Coxsackie, type A-9, souche Grigg, furent adsorbés différemment. On nota que les entérovirus (Polio, Echo et Coxsackie) furent adsorbés au floc de $\text{Al}(\text{OH})_3$ et non à celui de AlPO_4 . Les virus en suspension, de l'ordre de 100 UFP/litre, furent récupérés grâce à l'addition de petites quantités de $\text{Al}(\text{OH})_3$ et à la filtration subséquente de ce mélange à travers une membrane filtrante. Lors de toutes ces expériences, le pourcentage de récupération fut de l'ordre de 80 %. Utilisant le floc d'hydroxyde d'aluminium pour déceler la présence de virus dans l'eau d'égout, les mêmes auteurs (22b) purent isoler 204 virus durant le mois d'avril, à partir d'échantillons d'un gallon (US).

England (12)* concentra et isola des virus à partir d'eaux d'égout brutes et traitées avec des floes de $\text{Al}(\text{OH})_3$ et AlPO_4 en obtenant respectivement des facteurs de concentration de 100 et 300. Des expériences avec des entérovirus et adénovirus donnèrent des résultats de 80 à 100 % de récupération. Ce même auteur utilisa la floculation à l'aide du sulfate de protamine, suivie d'une filtration sur un préfiltre Millipore permettant la récupération de réovirus et d'adénovirus avec une eau d'égout traitée (efficacité de 80 à 100 %). La récupération des entérovirus serait toutefois très faible par cette méthode. Un facteur de concentration de 250 a pu être obtenu.

Schäfer et Borneff (23) utilisèrent la floculation à l'aide du chlorure ferrique, suivie de la méthode de séparation de polymères de densités différentes en bicouches aqueuses pour concentrer les virus. Cette technique combinée permit d'obtenir une récupération de 25 à 30 % des virus, un facteur de réduction de 2500 dans le volume de l'échantillon (eau de surface) et un facteur de concentration de 400 des virus. Selon ces auteurs, cette technique est limitée à des échantillons de 25 litres.

Conclusions

Les résultats significatifs des principales recherches sur la concentration de virus à l'aide de substances floculantes sont résumés au tableau VI - 8.

TABLEAU VI - 8

RECUPERATION DE VIRUS PAR ADSORPTION A DES SUBSTANCES FLOCULANTES

Référence	Floculant	Nature de l'eau	Volume de l'échantillon	Récupération des virus (%)
Wallis et Melnick (22a)	$\text{Al}(\text{OH})_3$	Eau tamponnée	1 litre	80
Wallis et Melnick (22b)	$\text{Al}(\text{OH})_3$	Eau d'égout	4 litres	80-100
England (12)*	$\text{Al}(\text{OH})_3$	Eau d'égout	400 ml	80-100
Schäfer et Borneff (23)	FeCl_3	Eau de surface	5 litres	25-30
England (12)*	Sulfate de protamine	Eau d'égout	1 litre	80-100

Cette technique est simple, rapide et économique mais elle est limitée à l'utilisation d'échantillons de quelques litres et se prête mal à la concentration d'entérovirus à partir de grands volumes d'eau traitée de distribution publique.

5. ADSORPTION A L'OXYDE DE FER

Cette technique fut mise à l'épreuve par Rao (24) pour évaluer sa capacité d'adsorber, concentrer et récupérer des virus en suspension dans l'eau. Le virus Coxsackie A-9 fut choisi pour les premiers essais. Le mode opératoire consista à filtrer des échantillons de 500 ml d'eau artificiellement contaminée à travers une colonne d'oxyde de fer (25 g). L'oxyde de fer le plus efficace, M.O.2530, donna un rendement de 87 à 90 % lorsque l'élution fut effectuée par un sérum d'extrait de boeuf de pH 8,0. Les résultats d'essais avec 8 autres virus de dimensions et de structures différentes démontrèrent la capacité de l'oxyde de fer de les adsorber. On ne décela aucun virus dans les filtrats. On nota toutefois que l'augmentation du débit ou la diminution de la densité virale dans les échantillons abaissaient le pourcentage de récupération des virus. Des variations de température entre 23°C et 37°C n'eurent aucun effet significatif sur l'adsorption de virus. Cette constatation amena Rao à croire que le phénomène d'adsorption était purement physique, les facteurs importants étant l'aire des particules d'oxyde de fer et la distribution de leurs dimensions.

Rao (12)* poursuivit ses expériences avec des échantillons beaucoup plus considérables : 50 litres d'eau de rivière et 150 litres d'eau du robinet. Pour l'eau de rivière, on procéda à la préfiltration de l'échantillon sur un préfiltre en fibre de verre puis à la filtration sur une couche d'oxyde de fer placée entre deux préfiltres AP 25 MF de 47 mm. L'élution des virus adsorbés sur oxyde de fer fut effectuée à l'aide de 100 ml d'extrait de boeuf à 3 % (pH de 8,0). Une deuxième concentration des virus fut effectuée en ajoutant 1200 mg/l de Mg^{++} à l'extrait de boeuf et en le filtrant sur une membrane HA

* L'article cité à la référence (12) n'est pas de ces auteurs, mais passe leurs travaux en revue.

(0,45 μ) de 47 mm, après avoir ajusté le pH de la solution à 3,0. L'élution de cette membrane nécessita 5 ml d'extrait de boeuf à 3 % (pH de 10). On réussit une récupération de 100 % des virus avec cette technique, avec une eau soit de rivière ou de consommation. Des facteurs de concentration de 30 000 et 10 000 furent obtenus, puisque les volumes de départ étaient de 150 et 50 litres.

Jakubowski et Hoff (12),^{*} utilisant 3 à 4 grammes d'oxyde de fer sur un préfiltre AP (Millipore) de 142 mm, récupèrent des virus à partir d'échantillons de 10 litres avec des efficacités variant de 40 % à 84 % pour des eaux de consommation et de 22 % à 37 % pour des eaux d'estuaire.

Metcalf (12),^{*} à l'aide d'une couche d'oxyde de fer entre deux préfiltres de 142 mm (Millipore), concentra des virus avec des efficacités de 80 % à 87 %. De 5 à 10 UFP par litre purent être décelés dans les échantillons de 1 à 10 litres. Le débit maximal fut de 18,9 litres à l'heure. La turbidité abaissa sensiblement le taux de filtration.

Conclusions

Les principaux résultats obtenus par cette technique sont présentés au tableau VI - 9.

TABLEAU VI - 9
RECUPERATION DES VIRUS SUR OXYDE DE FER

Référence	Nature de l'eau	Volume de l'eau	Récupération des virus (%)
Rao (24)	Eau du robinet	500 ml	87-90
Rao (12) [*]	Eau du robinet	150 litres	100
Jakubowski et Hoff (12) [*]	Eau d'estuaire	10 litres	22-37
Jakubowski et Hoff (12) [*]	Eau du robinet	10 litres	40-84
Metcalf (12) [*]	Eau du robinet	1-10 litres	80-87

Cette méthode pourrait être sérieusement prise en considération, du point de vue de la concentration des entérovirus de l'eau traitée, car on en obtient un rendement et des facteurs de concentration élevés. Toutefois, l'utilisation de préfiltres est nécessaire pour des échantillons considérables.

6. ADSORPTION AUX POLYELECTROLYTES

Wallis et ses collaborateurs (25) employèrent le polyélectrolyte PE 60, un copolymère insoluble entremêlé d'isobutylène maléique anhydre, pour concentrer des virus à partir d'une eau d'égout artificiellement ou naturellement contaminée. Quoique des expériences antérieures aient démontré que l'enlèvement de composés organiques sur résines échangeuses d'ions n'augmentait pas l'adsorption subséquente des virus sur le polyélectrolyte PE 60, une préfiltration à l'aide des préfiltres en fibre de verre s'avéra nécessaire pour enlever les matières solides. Le pourcentage de récupération des virus en laboratoire fut de 93 %. Une communication personnelle de Joseph (26), détaillant tout le mode opératoire impliqué dans cette méthode de concentration, nous a confirmé que 98 % des virus ajoutés à une eau stérile peuvent être récupérés.

Cette technique, employée en pratique pour déceler la présence de virus dans l'eau d'égout, démontra sa supériorité sur les techniques d'adsorption à une membrane ou à un floc d'hydroxyde d'aluminium tant par son économie et son efficacité que par sa rapidité d'exécution. Wallis utilisa également une autre technique consistant à réadsorber sur un polyélectrolyte (PE 52) les virus élués de PE 60; l'élution subséquente des virus du PE 52 donna de bons résultats et fut effectuée à l'aide d'une solution saline.

Plusieurs recherches ont aussi été entreprises pour déterminer l'efficacité des polyélectrolytes pour adsorber les virus, mais seuls des résultats fragmentaires en sont connus, peu d'articles détaillés ayant paru à leur sujet.

England (12)^{*} récupéra des entérovirus et des réovirus avec une efficacité de 90 à 100 % à partir d'eau d'égout lorsque la densité virale était élevée, c'est-à-dire de 1 à 10 000 UFP par ml. Toutefois, pour une faible densité virale, (< 0,2 UFP/ml), l'efficacité de la méthode fut très faible. Cet auteur obtint des facteurs de concentration allant jusqu'à 500 avec des volumes de 2 litres. La méthode employée fut sensiblement la même que celle déjà décrite par Wallis. Kalter (12)^{*} obtint une récupération de virus de 60 % en employant des volumes d'un litre d'eau.

^{*} L'article cité à la référence (12) n'est pas de ces auteurs, mais passe leurs travaux en revue.

L'adsorption de virus aux polyélectrolytes avec de très grands volumes d'eau (100 gallons US ou 378 litres) a été étudiée par Wallis et ses collaborateurs (34) en utilisant une couche mince de polyélectrolytes formée d'un préfiltre AP 20 (Millipore) en fibre de verre servant à la filtration du polyélectrolyte PE 60 en suspension dans l'eau distillée. Selon que le diamètre du préfiltre était de 90 mm ou de 293 mm, la quantité de PE 60 utilisé fut de 800 mg ou de 10 g. Lorsque le polyélectrolyte était uniformément réparti sur le préfiltre, on déposait alors un autre préfiltre AP 20 sur la couche mince formée. De cette façon, le polyélectrolyte était emprisonné entre deux préfiltres lors de l'adsorption de virus. Wallis réussit à filtrer des échantillons de 378 litres (100 gal. US) d'une eau de consommation artificiellement contaminée avec une unité de filtration de 90 mm. Il obtint une récupération des virus de 65 à 80 %. Utilisant le même processus, il filtra 1134 litres (300 gal. US) d'une eau de piscine artificiellement contaminée avec une unité de filtration de 293 mm et récupéra 40 % des virus.

Jakubowski et Hoff (12),* utilisant la même technique que Wallis (couche mince de PE 60 entre deux préfiltres) avec une unité de filtration de 142 mm, récupérèrent des virus dans des échantillons de 10 litres d'eau de consommation avec une efficacité de 58 et 74 % selon que la quantité de polyélectrolytes était de 1 ou 2 grammes. Berg (10) utilisa également ce processus. Les résultats obtenus avec des échantillons d'un litre d'eau distillée ayant une densité virale relativement faible (75 à 105 UFP/litre) démontrèrent une variation sensible du rendement de la technique selon le virus utilisé. On nota ainsi que le rendement avec le réovirus, type 1, ou l'échovirus, type 7, était inférieur à 30 %, mais qu'il était de l'ordre de 51 à 53 % avec le poliovirus, type 1. Berg souligna cependant que des essais sur le terrain avaient permis de constater que la méthode est très sensible pour déceler des virus dans de grands volumes (189 litres d'eau de rivière), quoique le rendement soit faible et erratique.

Conclusions

Le degré d'adsorption des virus aux polyélectrolytes est très variable, comme le montre le tableau VI - 10.

TABLEAU VI - 10
RECUPERATION DE VIRUS PAR ADSORPTION SUR POLYELECTROLYTES

Référence	Nature de l'eau	Volume de l'eau (litres)	Récupération des virus (%)
Wallis et al. (25)	Eau d'égout	3,78	93
England (12)*	Eau d'égout	2	90-100
Kalter (12)*	Eau du robinet	1	60
Wallis (34)	Eau du robinet	378	65-80
Wallis (12)*	Eau de piscine	1 134	40
Jakubowski et Hoff (12)*	Eau du robinet	10	58-74
Berg (10)	Eau distillée	1	14-53

Les expériences de Wallis avec de très grands volumes d'eau laissent entrevoir que l'adsorption des virus sur une couche mince de polyélectrolytes PE 60 entre deux préfiltres pourrait être une méthode acceptable pour déceler la présence d'entérovirus dans l'eau traitée. La présence d'un système de préfiltration serait toutefois désirable afin d'augmenter le volume des échantillons.

7. ULTRACENTRIFUGATION

Le principe de cette méthode est basé sur la propriété qu'ont les particules virales de sédimenter lorsque soumises à une force centrifuge. La forme, la dimension et la densité des particules virales, de même que la force centrifuge, la viscosité et la densité des échantillons, sont autant de facteurs à considérer. La classification des particules sédimentées peut se faire selon deux modes de centrifugation, le premier basé sur les différents taux de sédimentation des particules, le deuxième sur les différentes densités des particules.

Cliver et Yeatman (27) utilisèrent l'ultracentrifugation pour concentrer et déceler la présence d'entérovirus (Polio, type 1; Cocksackie B-2) dans des suspensions virales diluées. Le modèle L Spinco avec les rotors 30 et 50 fut employé. Des échantillons de moins de 10 ml purent être concentrés en 2 heures à l'aide du rotor 50. Selon les résultats de leurs expériences, il existerait une probabilité de 50 % de déceler la présence d'entérovirus avec le rotor 50 lorsque la densité virale initiale des échantillons est aussi faible que 0,12 UFP/ml. Cette même probabilité existerait avec le rotor 30 pour une densité virale initiale de 0,025 UFP/ml.

Les expériences récentes de Cliver (12)* permirent d'obtenir des facteurs de concentration de 35 à 70 avec une efficacité moyenne de 60 à 70 %. Les volumes utilisés furent inférieurs à 1 litre. Anderson (28) utilisa l'ultracentrifugation à débit continu et put ainsi enlever 95 % des poliovirus de l'échantillon avec un débit de 2 à 3 litres à l'heure.

* L'article cité à la référence (12) n'est pas de ces auteurs, mais passe leurs travaux en revue.

Conclusions

Cette méthode ne peut être appliquée présentement à la concentration d'entérovirus dans l'eau traitée à cause de la faiblesse du débit utilisable. Elle pourrait toutefois servir à concentrer les volumes obtenus à la suite de l'élution des virus adsorbés sur membranes, avant la quantification virale.

8. ULTRAFILTRATION

La force requise pour obtenir un certain débit à travers une membrane peut être fournie par osmose ou par une pression hydraulique.

Des expériences sur l'ultrafiltration osmotique furent réalisées récemment par Sweet et ses collaborateurs (29) qui conçurent un appareil dans lequel plusieurs membranes peuvent être insérées. Ces membranes, asymétriques et constituées d'acétate de cellulose, étaient placées entre des canaux empruntés de façon sélective par la solution osmotique et l'échantillon à concentrer. Le mode opératoire consista à pomper les deux solutions (solution osmotique et eau distillée artificiellement contaminée) de chaque côté d'une membrane. Au cours de ce procédé, l'eau de l'échantillon passa à travers la membrane. Grâce à une recirculation constante des deux solutions dans l'appareil, le volume d'eau contaminée était constamment réduit et une concentration des virus était réalisée par ce fait même. Pour ces essais, la surface totale des membranes varia entre 875 cm² et 1455 cm². Les solutions osmotiques étaient à base de sucrose, de MgSO₄ ou d'un mélange des deux. On utilisa le poliovirus, type 1, souche CHAT. La température de la suspension virale était de 22°C.

Les résultats obtenus (tableau VI - 11) indiquèrent une efficacité de plus de 90 % dans chacune des expériences, avec des facteurs de concentration variant de 44 à 125 selon la surface de filtration et la concentration de la solution osmotique. Le pourcentage de récupération des virus s'échelonna entre 95 et 100 % pour des volumes allant jusqu'à 10 litres. Les résultats démontrèrent que même avec une faible densité virale, soit 130 UFP par litre, le pourcentage de récupération ne fut aucunement réduit. En conclusion, Klein souligna que, lors de ce processus, les virus ne sont pas adsorbés aux membranes parce que le pompage rapide des solutions crée une turbulence très grande. Ainsi, selon l'auteur, l'influence du pH ou des propriétés d'adsorption des virus n'entre pas en ligne de compte dans cette méthode de concentration.

TABLEAU VI - 11
RECUPERATION DES VIRUS PAR LA METHODE D'ULTRAFILTRATION

(d'après bibliographie - 29)

Expérience No	Solution osmotique	Temps (heures)	Eau distillée (ml)	Nombre initial de virus (UFP)	Virus récupérés	
					UFP/ml	Total
1*	1 mol/l Sucrose	0	4 000	2,2 x 10 ⁵	55	—
		1,2	3 000	—	65	2,2 x 10 ⁵
		3,8	1 000	—	230	2,3 x 10 ⁵
		5,2	90	—	1 700	2,1 x 10 ⁵
2**	0,83 mol/l Sucrose + 1,67 mol/l MgSO ₄	0	4 000	4 x 10 ⁵	100	—
		2,3	1 000	—	400	4,0 x 10 ⁵
		3,3	250	—	1 920	5,0 x 10 ⁵
		4,1	90	—	4 250	3,8 x 10 ⁵
3***	2 mol/l MgSO ₄	0	10 000	1 x 10 ⁴	1	—
		1,6	7 000	—	1	0,7 x 10 ⁴
		3,8	5 000	—	4	2,0 x 10 ⁴
		6,1	2 000	—	3	0,6 x 10 ⁴
		7,4	500	—	20	1,0 x 10 ⁴
		8,0	80	—	115	0,9 x 10 ⁴

* Surface de filtration : 875 cm²; débit : 0,862 ml/cm²/h⁻¹; récupération des virus > 96 % ; facteur de concentration : 44.

** Surface de filtration : 875 cm²; débit : 1,02 ml/cm²/h⁻¹; récupération des virus > 95 % ; facteur de concentration : 44.

*** Surface de filtration : 1361 cm²; débit : 0,91 ml/cm²/h⁻¹; récupération des virus > 90 % ; facteur de concentration : 125.

Lors d'une étude ultérieure sur le transport des masses, Klein et al. (30) dégagèrent les paramètres importants pour la conception d'un appareil capable de fournir de plus grands facteurs de concentration en un temps plus court. Leurs conclusions sont les suivantes :

a) le taux auquel un échantillon est concentré dépend de la surface de la membrane, de sa résistance hydraulique et des forces osmotiques à travers la membrane;

b) le facteur de concentration ultime dépend des volumes relatifs de l'échantillon à concentrer et de la solution osmotique, de la perméabilité de la membrane à la solution osmotique et de la surface de la membrane.

On s'emploie de divers côtés à mettre en pratique le principe de l'ultrafiltration à l'aide d'une pression hydraulique appliquée sur des membranes semi-perméables. Contrairement aux membranes microporeuses utilisées pour l'adsorption des virus, ces membranes présentent une couche très dense en surface, puis une structure très perméable pour favoriser un plus grand débit. La classification de ces membranes est basée sur le poids moléculaire des plus petites particules incapables de les traverser. Plusieurs variantes de systèmes d'ultrafiltration existent, qui permettent d'éviter le colmatage des membranes; les systèmes à recirculation continue donnent les plus grands débits.

Conclusions

Le principe de l'ultrafiltration par application d'une pression hydraulique ou par osmose est le même, s'agissant de concentrer le volume initial de l'échantillon sans adsorber les virus sur les membranes. Aucune recherche n'a été effectuée pour concentrer les virus à partir de grands volumes d'échantillons au moyen de l'ultrafiltration. La mise au point de nouveaux appareils devrait toutefois permettre d'effectuer de telles recherches.

9. AUTRES METHODES

Parmi les autres méthodes utilisées, mentionnons tout d'abord l'électrophorèse et l'électro-osmose. Ces méthodes sont basées sur la nature amphotérique des virus, lesquels se déplacent suivant une direction privilégiée selon le pH et le champ électronique. Bier (31) se sert du principe de l'électrophorèse à écoulement sous pression pour construire un appareil capable de concentrer les virus. Selon cet auteur, l'efficacité de la technique serait excellente et la sensibilité de l'ordre de quelques UFP/ml. Les débits sont toutefois extrêmement faibles (inférieurs à 1 litre/heure). McHale (32), utilisant un autre appareil également basé sur l'électrophorèse, obtint avec le poliovirus un facteur de concentration de 3 avec un débit de 300 ml à l'heure. Avec l'électro-osmose, cet auteur obtint un facteur de concentration de 5 avec un débit de 0,8 ml/heure/cm² de membrane. Ces deux méthodes, électrophorèse et électro-osmose, ne peuvent être prises en considération pour la concentration de virus dans l'eau de consommation puisqu'elles ne permettent l'emploi que de faibles débits.

La méthode d'adsorption sur gaze fut utilisée par Coin et Hannoun (35,36). La méthode de la gaze employée par Hoff (37) et par Liu (12) permet d'échantillonner de très grands volumes (5400 litres en 24 heures), mais l'efficacité de cette technique fut extrêmement faible. Cliver (33) utilisa le polyéthylèneglycol pour concentrer les virus par hydro-extraction, et obtint un facteur de concentration de 100 pour un échantillon initial de 100 ml, avec des rendements variant de 10 à 30% ; cette méthode est inapplicable pour de grands débits et ne semble pas efficace.

10. VALEUR COMPAREE DES TECHNIQUES DE CONCENTRATION DES VIRUS

La revue des expériences relatées dans la littérature sur la concentration des virus nous a permis de distinguer les méthodes se prêtant à la concentration de virus à partir de grands volumes d'échantillons; par ordre d'importance, ce sont :

- a) l'adsorption à une membrane (microporeuse ou d'alginate);
- b) l'adsorption aux polyélectrolytes (PE 60, etc.) entre préfiltres;
- c) l'adsorption à l'oxyde de fer entre préfiltres.

Le rendement de ces techniques dépend d'une part du degré d'adsorption des virus, de l'autre de l'efficacité de l'élu-tion des virus adsorbés. Les paramètres influençant ces deux facteurs sont mieux connus avec les membranes microporeuses. Nous avons toutefois noté des rendements très variables, même avec l'emploi de cette méthode, et le choix de la meilleure technique ne ressort pas à l'évidence de l'examen d'ensemble de la bibliographie.

Soulignons de plus que l'utilisation d'une des trois méthodes précitées pour la concentration des virus dans l'eau traitée comporte une double exigence : a) la préfiltration pour éviter le colmatage lors de l'utilisation de grands volumes; et b) l'emploi d'une seconde méthode de concentration; en raison de la faible densité virale retrouvée dans les eaux traitées, le titrage des virus ne pourra être effectif que si le volume ayant servi à leur élution est à nouveau concentré et réduit à quelques millilitres.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Cliver, D.O. (1965) "Factors in the Membrane Filtration of Enteroviruses", *Appl. Microbiol.*, 13 : 413-425
2. Cliver, D.O. (1968) "Virus Interactions with Membrane Filters", *Biotechnology and Bioengineering*, X : 877-889

3. Wallis, C., & Melnick, J.L. (1967) "Concentration of Enteroviruses on Membrane Filters", *J. Virol.*, 1 : 472-477
4. Wallis, C., & Melnick, J.L. (1967) "Concentration of Viruses from Sewage by Adsorption on Millipore Membranes", *Bull. Org. mond. Santé*, 36 : 219-225
5. Wallis, C. (1971) "Development of an Apparatus for Concentration of Viruses from Large Volumes of Water", In: "Proceedings of the 13th Water Quality Conference", 47-51, University of Illinois, Urbana-Champaign
6. Moore, M.L., Ludovici, P.P., & Jeter, W.S. (1970) "Quantitative Methods for the Concentration of Viruses in Wastewater", *J. Water Poll. Control Fed.*, 42(2) : 21-28
7. Rao, N.U., & Labzoffsky, N.A. (1969) "A Simple Method for the Detection of Low Concentration of Viruses in Large Volumes of Water by the Membrane Filter Technique", *Can. J. Microbiol.*, 15(5) : 399-403
8. Vajdic, A.H. (1966) "Isolation of Animal Viruses from Water", Ontario Water Resources Commission, Research Publication No. 2009
9. Vajdic, A.H. (1970) "The Isolation of Virus (Bacteriophage) from Water and Wastewater by the Millipore Filter Method", Ontario Water Resources Commission, Research Publication No. 37
10. Berg, C. (1970) "An Integrated Approach to the Problem of Viruses in Water", In: "Proceedings of the National Specialty Conference on Disinfection", 339-364, University of Massachusetts, Amherst
11. Berg, G., Dahling, D.R., & Berman, D. (1971) "Recovery of Small Quantities of Viruses from Clean Waters on Cellulose Nitrate Membrane Filters", *Appl. Microbiol.*, 22(4) : 608-614
12. Hill, W.F., Akin, E.W., & Benton, W.H. (1971) "Detection of Viruses in Water: A Review of Methods and Application", In: "Proceedings of the 13th Water Quality Conference", 17-46, University of Illinois, Urbana-Champaign
- 13a. Gärtner, H. (1966) "Retention and Recovery of Poliovirus on a Soluble Ultrafilter", In: "Transmission of Viruses by the Water Route", 121-128, Berg, G., ed., Interscience Publishers, New York
- 13b. Nupen, E.M. (1970) "Virus Studies on the Windhoek Wastewater Reclamation Plant", In: "Water Research", Chapter 4, Pergamon Press, New York
- 13c. Poynter, S.F.B. (1972) Communication personnelle
14. Vajdic, A.H. (1967) "The Use of Soluble Alginate Filters for the Isolation of Viruses (Bacteriophage) from Water", Ontario Water Resources Commission, Research Publication No. 25
15. Coulon, G., & Netter, R. (1967) "La Recherche des Virus dans l'Eau potable. Etude critique des Méthodes et Résultats", *Bulletin de l'INSERM*, 22 : 941-956
16. Shuval, H.I., Cymbalista, S., Fatal, B., & Goldblum, N. (1966) "Concentration of Enteric Viruses in Water by Hydro-Extraction and Two Phase-Separation", In: "Transmission of Viruses by the Water Route", 45-46, Berg, G., ed., Interscience Publishers, New York
17. Shuval, H.I., Fatal, B., Cymbalista, S., & Goldblum, N. (1969) "The Phase-Separation Method for the Concentration and Detection of Viruses in Water", In: "Water Research", 3 : 225-240, Pergamon Press, New York
18. Shuval, H.I. (1969) "Detection and Control of Enteroviruses in the Water Environment", In: "Proceedings of the Jerusalem International Conference on Water Quality and Pollution Research, Developments in Water Quality Research", juin, Ann. Arbor Science Publ., Inc., Ann Arbor, Michigan
19. Lund, E., & Hedstrom, C.E. (1966) "The Use of an Aqueous Polymer Phase System for Enteroviruses Isolations from Sewage", *Amer. J. Epidemiol.*, 84 : 287-291
- 20a. Grindrod, J., & Cliver, D.O. (1969) "Limitations of the Polymer Two Phase System for Detection of Viruses", *Archiv für die gesamte Virusforschung*, 28 : 337-347
- 20b. Grindrod, J., & Cliver, D.O. (1970) "A Polymer Two Phase System Adapted to Virus Detection", *Archiv für die gesamte Virusforschung*
21. Stevenson, R.E., Chang, S.L., Clarke, N.A., & Kabler, P.W. (1956) "Concentration of Dilute Virus Suspensions by Alum Flocculation", In: "Proceedings of the Society for Experimental Biology and Medicine", 92 : 764-767
- 22a. Wallis, C., & Melnick, J.L. (1966) "Concentration of Viruses on Aluminium Phosphate and Aluminium Hydroxide Precipitates", In: "Transmission of Viruses by the Water Route", 129-138, Berg, G., ed., Interscience Publishers, New York
- 22b. Wallis, C., & Melnick, J.L. (1967) "Concentration of Viruses on Aluminium and Calcium Salts", *Amer. J. Epidemiol.*, 85(3) : 459-468
23. Schaefer, E., & Borneff, J. (1972) "Evaluation of the FeCl₃ Flocculation-Method Combined with the Two Phase System for Concentrating Viruses", Communication personnelle
24. Rao, V.C., Sullivan, R., Read, R.B., Clarke, N.A. (1968) "A Simple Method for Concentrating and Detecting Viruses in Water", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 60(11) : 1288-1294
25. Wallis, C., Grinstein, S., Melnick, J.L., & Fields, J.E. (1969) "Concentration of Viruses from Sewage and Excreta on Insoluble Polyelectrolytes", *Appl. Microbiol.*, 18(6) : 1007-1014
26. Joseph, J.M. (1972) "Use of Insoluble Polyelectrolytes for the Recovery of Viruses from Water and Sewage", Communication personnelle

27. Cliver, D.O., & Yeatman, J. (1965) "Ultracentrifugation in the Concentration and Detection of Enteroviruses", *Appl. Microbiol.*, 13(3) : 387-392
28. Anderson, N.G., Cline, G.B., Harris, W.W., & Green, J.G. (1966) "Isolation of Viral Particles from Large Fluid Volumes", In: "Transmission of Viruses by the Water Route", 75-89, Berg, G., ed., Interscience Publishers, New York
29. Sweet, B.H., McHale, J.S., Hardy, K.J., Morton, F., Smith, J.K., & Klein, E. (1971) "Concentration of Virus from Water by Osmotic Ultrafiltration, I - Biological Aspects", In: "Water Research", 5 : 823-829, Pergamon Press, New York
30. Klein, E., Smith, J.K., Morton, F., & Sweet, B.H. (1971) "Concentration of Virus from Water by Osmotic Ultrafiltration, II - Mass Transport Aspects", In: "Water Research", 5 : 1067-1077, Pergamon Press, New York
31. Bier, M., Bruckner, G.C., Cooper, F.C., & Roy, H.E. (1966) "Concentration of Bacteriophage by Electrophoresis", In: "Transmission of Viruses by the Water Route", 57-75, Berg, G., ed., Interscience Publishers, New York
32. McHale, J.S., Hardy, K.J., & Sweet, B.H. (1970) "Concentration of Virus from Water by Forced-Flow Electrophoresis and Electro-Osmosis", *Bacteriological Proceedings*, G 108
33. Cliver, D.O. (1966) "Detection of Enteric Viruses by Concentration with Polyethylene Glycol", In: "Transmission of Viruses by the Water Route", 109-121, Berg, G., ed., Interscience Publishers, New York
34. Wallis, C., Melnick, J.L., & Fields, J.E. (1970) "Detection of Viruses in Large Volumes of Natural Waters by Concentration on Insoluble Polyelectrolytes", In: "Water Research", Pergamon Press, New York
35. Coin, L., & Hannoun, C. (1961) *L'eau*, 5 : 1-3
36. Coin, L. (1963) *La technique de l'eau*, 17 : 27-32
37. Hoff, J.C., Lee, R.D., & Becker, R.C. (1967) "Evaluation of a Method for Concentration of Microorganisms in Water", In: "Proceedings of the American Public Health Association"

CHAPITRE VII

LES ALGUES ET LEURS EFFETS

1. ENERGIE

1.1 Généralités

La couleur verte de la plupart des végétaux est due à la présence, dans des granules dénommés chloroplastes, d'un pigment appelé chlorophylle. La chlorophylle permet la transformation de l'énergie de radiation du soleil en énergie chimique. On connaît aujourd'hui au moins cinq sortes de chlorophylles. La chlorophylle est souvent masquée par d'autres pigments tels que : carotène (rouge), xanthophylle (jaune), phycoérythrine (rouge) et phycocyanine (bleu).

Les algues possèdent une structure rudimentaire et sont surtout aquatiques. Certaines espèces sont terrestres et on en trouve parfois sur les parties des troncs d'arbres exposées aux vents pluvieux; d'autres croissent sur la neige, dans l'eau sous la glace, sous la terre dans des sources chaudes et même sur d'autres végétaux et animaux. Les algues n'ont ni tige, ni feuilles, ni racines, leur corps est un thalle. Elles sont donc classées dans l'embranchement des thallophytes qui inclut aussi les moisissures et levures.

Leur prolifération est liée aux éléments nutritifs présents dans l'eau, à la profondeur, à la température, au degré de turbidité de l'eau et aux substances organiques susceptibles de favoriser leur croissance.

1.2 Longueur d'onde et énergie

Dans le soleil, toute une gamme de radiations sont produites au cours de la transformation de l'hydrogène en hélium. Cette énergie de radiation, contenue dans des paquets énergétiques nommés quanta (un quantum), est directement proportionnelle à la fréquence de radiation :

$$\begin{array}{ccccc} E & = & H & \times & V \\ \text{Energie d'un quantum} & & \text{Constante de Planck} & & \text{Fréquence de la radiation} \end{array}$$

On peut déterminer la fréquence à partir d'une longueur d'onde connue et vice versa puisque toutes les radiations se propagent à la même vitesse (3×10^{10} cm/sec) et que la fréquence multipliée par la longueur d'onde égale la vitesse de la lumière :

$$\begin{array}{ccccc} C & = & V & \times & \lambda \\ \text{Vitesse de la lumière} & & \text{Fréquence de la radiation} & & \text{Longueur d'onde de la radiation} \end{array}$$

$$\text{donc } V = \frac{C}{\lambda}$$

$$\text{et } E = H \times \frac{C}{\lambda}$$

On constate dans cette dernière équation que plus la longueur d'onde de la lumière est grande, moins énergétique est le quantum. Donc les courtes longueurs d'onde sont les plus riches en énergie (exemple : rayons ultraviolets, rayons X, etc.).

1.3 Energie et profondeur

La pénétration et absorption de la lumière dans l'eau est sélective. L'eau agit comme une série de filtres et arrête en premier les longueurs d'onde les plus faibles en énergie; ainsi, les radiations infrarouges disparaissent les premières, ensuite les rouges, les orangées, les jaunes, les vertes et les bleues; on note qu'elles sont absorbées dans l'ordre des couleurs de l'arc-en-ciel. La fraction du spectre électromagnétique utilisable par les organismes photosynthétiques est comprise entre environ 3800 et 7200 Å.

Les algues vertes ne croissent pas en profondeur dans l'eau car elles ont justement besoin de l'énergie de radiation qui est absorbée par la zone superficielle de la masse d'eau. L'intensité de la photosynthèse est donc liée à la nature comme à l'intensité des longueurs d'onde qui apportent l'énergie à ces organismes végétaux.

1.4 Energie solaire

Daniels (1) indique que les Etats-Unis reçoivent quotidiennement une fréquence d'énergie solaire équivalant à $2,8 \times 10^8$ K cal./personne. La quantité d'énergie utilisée par jour et par personne est de $1,5 \times 10^5$ K cal., c'est-à-dire $0,5 \times 10^{-3}$ de la quantité incidente, soit 0,05%. De cette énergie utilisée, seulement 2% environ résulte de la photosynthèse tandis que le

reste provient de combustibles fossilifères. Il s'ensuit qu'aux Etats-Unis, environ 10^{-5} seulement de l'énergie quotidienne incidente est utilisée par l'homme. Ce pourcentage de 2 % est quelque peu arbitraire et représente les 3000 K cal. que l'homme utilise quotidiennement sous forme d'aliments. Les récoltes (céréales, légumes, fruits) captent en moyenne moins de 1 % des radiations solaires totales (moins de 2 % des radiations utilisables photosynthétiquement).

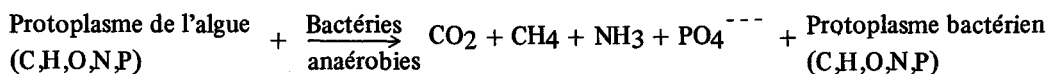
Il est étonnant de constater que notre civilisation moderne ne peut réussir à capter beaucoup plus de 1 % de l'énergie de radiation solaire potentiellement disponible pour produire ses aliments. Retenons de plus que ce 1 % est utilisé avec une efficacité de 1 % seulement par les récoltes. L'énergie de radiation solaire ne pourra donc manquer de devenir, au cours des prochaines décennies, un champ intense de recherches théoriques et appliquées en vue surtout de la transformer en énergie chimique, soit par photosynthèse, soit par un autre moyen.

2. DECOMPOSITION DES ALGUES

2.1 Décomposition anaérobie

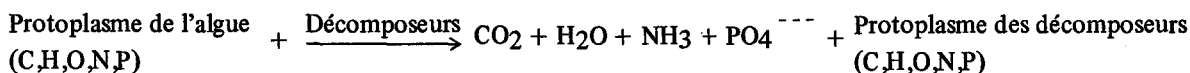
La décomposition anaérobie des algues se produit lorsque celles-ci sédimentent au fond des lacs eutrophes et stratifiés ou lorsqu'elles sont recouvertes par les sédiments qui empêchent la diffusion de l'oxygène. Cette dégradation anaérobie n'hypothèque pas tellement la teneur en oxygène de l'eau dans la mesure où le méthane et les sulfures formés peuvent s'échapper dans l'atmosphère (2).

La décomposition anaérobie des algues à la noirceur est effectuée surtout par les bactéries, et peu d'animaux microscopiques interviennent. Ce mécanisme apparaît dans l'équation suivante :



2.2 Décomposition aérobie

La décomposition aérobie des algues à la noirceur est, en général et à long terme, effectuée par les bactéries et les animaux microscopiques et peut être représentée par l'équation suivante :



3. CLASSIFICATION ET METABOLISME

3.1 Classification

Les principales classifications les plus souvent citées sont celles de Smith, 1950 (3), Feldmann, 1960 (4), Christensen, 1962, 1964 (5) et Bourrelly, 1966, 1970 (6). On recommande cette dernière dont les principaux embranchements apparaissent au tableau VII - 1.

TABLEAU VII - 1
CLASSIFICATION DES ALGUES

(d'après bibliographie - 6)

Embranchement	Appellation courante
Chlorophytes	Algues vertes
Cyanophytes	Algues bleues
Chrysophytes	Algues jaunes & brunes (incluent les diatomées)
Phéophytes	—
Pyrrophytes	—
Rhodophytes	Algues rouges

La notion de plancton (tout le vivant qui flotte dans les eaux) est liée à celle de taille et de déplacement des organismes. Le plancton végétal porte le nom de phytoplancton et le plancton animal celui de zooplancton. Le plancton se subdivise en :

ultrananoplancton	(< 2 μ)	microplancton	(20 - 200 μ)
nanoplancton	(2 - 20 μ)	macroplancton	(200 - 2000 μ)
		mégaplancton	(> 2000 μ).

3.2 Croissance et reproduction

Les algues se multiplient par reproduction sexuelle, asexuelle, ou par conjugaison. Leur métabolisme est basé sur la photosynthèse qui leur permet, grâce à leurs pigments chlorophylliens, de transformer l'énergie lumineuse en énergie chimique, et ainsi de synthétiser les constituants organiques de leur protoplasme à partir du carbone minéral (le carbone du CO_2 ou des CO_3^{--} ou des HCO_3^-). Leur taux de croissance, comparé à celui d'autres micro-organismes, apparaît au tableau VII - 2. Le processus de la photosynthèse se déroule essentiellement dans les chloroplastes (structure qui contient la chlorophylle), dont le pigment est photoréactif.

TABLEAU VII - 2

TAUX DE CROISSANCE COMPARATIFS SIGNALES DANS LA LITTERATURE

Organismes	k (jour ⁻¹)
Algues	0,20-2,0
Protozoaires	1,0-4,0
Bactéries	2,0-60

Les algues, d'une façon générale, ont besoin comme les autres plantes chlorophylliennes des éléments suivants : C, H, O, P, K, N, S, Ca, Fe, Mg, ainsi que de traces de Mn, Bo, Zn, Cu, et Co. Des éléments supplémentaires sont parfois nécessaires à certaines algues, comme Si pour les diatomées et Mo pour la réduction des nitrates chez *Scenedesmus*. D'autres algues exigent en plus une ou plusieurs vitamines telles que la B₁₂, la thiamine ou la biotine. Le tableau VII - 3 indique les concentrations, par ordre décroissant, de divers éléments dans une algue verte.

TABLEAU VII - 3

PLAGES DE CONCENTRATION DE DIVERS ELEMENTS CHEZ "CHLORELLA PYRENOIDOSA"

Elément	% du poids sec total	
C	49	- 70
O	17	- 33
H	6	- 10
N	1,4	- 11
CENDRES	1,4	- 20,2
P	0,06	- 3,0
Ca	0,0	- 1,6
Mg	0,26	- 1,5
K	0,04	- 1,4
Na	0,07	- 0,7
S	0,4	- 0,9
Fe	0,02	- 3,4
Mn	0,02	- 2,6
Sr	0,0004	- 0,05
Cu	0,0008	- 0,03
Zn	0,0004	- 0,009

Le tableau VII - 4 donne un aperçu de la quantité des éléments excrétés dans l'urine et les matières fécales de l'homme.

TABLEAU VII - 4
EXCRETION D'ELECTROLYTES ET DE MINERAUX CHEZ L'HOMME
(d'après bibliographie - 7)

Elément et unité	Excrété dans l'urine ¹		Excrété dans les fèces ¹	
	Valeur	Plage ²	Valeur	Plage ²
Aluminium μg		0,7 - 1,6	0,6	
Ammoniac μg	9 200	4 900 - 18 200		360 - 1 200
Argent μg			0,8	
Arsenic μg	0,46	0 - 1,15	33	1 - 116
Brome μg		12 - 110		
Calcium μg	2 900	1 100 - 4 910	7 490	5 000 - 10 000
Chlore ³ mg	115	84 - 193		0,21 - 0,5
Cobalt μg	0,07	0,05 - 0,12	0,007	0,002 - 0,2
Cuivre μg	2,38	0 - 7,52	27	23 - 37
Etain μg		0,13 - 0,31		170 - 450
Fer μg	0,7	0,7 - 1,4	120	65 - 208
Fluor ⁴ μg		6,7 - 100		
Iode ⁵ μg	1,4	0,2 - 2,13		
Magnésium μg	1 850	950 - 4 500	2 500	1 510 - 3 185
Manganèse μg		0,095 - 1,4		18 - 120
Mercure μg		0,007 - 0,01	0,14	
Nickel μg	2,1	2 - 4		1,2 - 2,5
Nitrates μg	7 140			
Phosphore mg	15	10 - 19	9,86	7,1 - 20
Plomb μg	0,5	0,06 - 2,1	4,2	2,2 - 19,8
Potassium mg	34	14 - 46	6,7	
Sélénium μg	1	0 - 3,3		
Silice μg	108	14 - 200		
Sodium mg	46	38 - 91	1,7	
Soufre total mg	16,5	4 - 20,6	2,0	
Zinc μg	4,6	1 - 6,4	101	46 - 500

¹ Par kg de poids corporel et par jour.

² Les plages sont des moyennes d'intervalles de valeurs signalées dans la littérature citée.

³ En chlorures.

⁴ En fluorures.

⁵ En iodures.

La composition cellulaire des algues en C, N et P ainsi que le contenu minéral de l'eau d'égout (tableau VII - 5) déterminent d'une certaine manière la quantité de P qui peut en être extraite.

TABLEAU VII - 5

COMPOSITION DE LA BOUE ACTIVEE ET DES ALGUES COMMUNES D'EAU DOUCE

Titre	C % (Poids sec)	N % (Poids sec)	P % (Poids sec)
Boue activée	41 - 53	8 - 12	0,7 - 2,2
Algues	49 - 70	1,4 - 11	0,06 - 3,0

L'eau d'égout brute constitue un milieu non encore minéralisé mais riche en substances ou éléments favorables à la croissance et reproduction des algues (voir tableau VII - 6), lesquelles prolifèrent dans une zone minéralisée en l'absence de turbidité.

TABLEAU VII - 6

ELEMENTS NUTRITIFS POUR LES ALGUES DANS L'EAU D'EGOUT BRUTE

Eléments	Teneur (mg/l)
Azote	20 - 50
NH ₃	7 - 40
NO ₃	0 - 4
NO ₂	0 - 0,3
Azote organique	3 - 42
Carbone	66 - 176
Phosphore soluble	1 - 15
Potassium	13 - 44

L'eau d'égout brute contient aujourd'hui deux fois plus de phosphore qu'il y a vingt ans. Le tableau VII - 7 (11) en donne les valeurs approximatives dans diverses eaux.

TABLEAU VII - 7

EVALUATION DE LA TENEUR EN PHOSPHORE DE DIVERSES EAUX

reproduit du *Journal American Water Works Association*, vol. 61, p. 275, avec l'aimable autorisation de l'Association.

© 1969 American Water Works Association, 2 Park Av., New York

Origine	Teneur en P (mg/l)
Eau d'égout brute	1 - 15
Effluent primaire (20 % d'enlèvement)	4 - 12
Effluent secondaire (50 % d'enlèvement)	2,5 - 7,5
Rivière polluée	0,6
Lac eutrophe	0,1
Lac oligotrophe	0,01

3.3 Ecologie

Les changements de température du milieu aquatique influencent les relations écologiques du biotope de même que le processus d'autoépuration, la croissance et la survie des micro-organismes. En général, les masses d'eau non polluées possèdent une faible concentration de micro-organismes. Le contenu microbien des eaux naturelles est approximativement proportionnel à la quantité de matière organique présente.

En général, dans les eaux froides, les diatomées dominent, suivies par les bacilles hétérotrophes gram-positifs. Par contre, dans les eaux plus chaudes, les bactéries gram-négatives croissent en coexistence avec les algues bleues, puis les actinomycètes se multiplient et produisent un effet antibiotique qui a pour résultat de réduire les bactéries gram-négatives. Aux actinomycètes succèdent les bacilles sporogènes gram-positifs. Ces cycles annuels furent décrits par Silvey et Reach (57) et divers autres auteurs (58).

4. AZOTE ET PHOSPHORE

4.1 Origine

Les cellules vivantes végétales ou animales possèdent la capacité d'absorber, d'accumuler et de rejeter le phosphore dans leur environnement. A toutes fins pratiques, on peut considérer un lac comme un véritable piège à phosphore. Le phosphore peut provenir de certaines roches (apatite), de l'eau de ruissellement (lessivage des sols), de la pluie (surtout en zone industrielle), de l'eau d'égout brute ou épurée ou encore du trop-plein des fosses septiques.

La teneur de la pluie en azote se situe tant en Europe qu'en Amérique du Nord, avec des variations régionales, entre 2 et 22,5 kg par hectare et par année. La concentration en phosphore varie entre 146 et 595 g par hectare et par année. Retenons que les précipitations ne représentent pas la source majeure d'azote et de phosphore. Les tableaux VII - 8 à 10, reproduits avec l'aimable autorisation de l'*Environmental Science and Technology Journal* (12 - Tous droits réservés par l'American Chemical Society, © 1968), fournissent d'utiles renseignements sur la présence de ces éléments dans l'environnement.

TABLEAU VII - 8

SOURCES DE PHOSPHORE ET D'AZOTE TANT NATURELLES QUE DUES AUX ACTIVITES DE L'HOMME

(d'après bibliographie - 12)

Source	Azote			Phosphore		
	Millions de kg/an	Millions de livres/an	%	Millions de kg/an	Millions de livres/an	%
Naturelle	469-1910	1 035-4 210	21-51	111-323	245-711	26-41
Due à l'homme	1 810	3 990	79-49	311-460	686-1 015	74-59
Total	2 279-3 720	5 025-8 200	100	422-783	931-1 726	100

TABLEAU VII - 9

SOURCES D'AZOTE DUES AUX ACTIVITES DE L'HOMME

(d'après bibliographie - 12)

Source	Millions de kg/an	Millions de livres/an	%
Eau d'égout domestique	603	1 330	33
Ruissellement de :			
Zone urbaine	91	200	5
Terre cultivée et fertilisée	925	2 040	51
Zone de pâturage	191	420	11
Total	1 810	3 990	100

TABLEAU VII - 10
SOURCES DE PHOSPHORE DUES AUX ACTIVITES DE L'HOMME

(d'après bibliographie - 12)

Source	Millions de kg/an	Millions de livres/an	%
Eau d'égout domestique	175-202	387-446	56-44
Ruissellement de :			
Zone urbaine	9	19	3-2
Terre cultivée et fertilisée	50-172	110-380	16-37
Zone de pâturage	77	170	25-17
Total	311-460	686-1 015	100

Le phosphore favorise le développement des populations d'algues qui, en certaines circonstances, prennent l'aspect d'un véritable tapis verdâtre (parfois bleuâtre ou rougeâtre) à la surface des lacs. Cette prolifération explosive d'algues est connue sous le nom de *fleur d'eau*.

Une partie seulement du phosphore présent dans l'eau est soluble, le reste existant surtout sous forme colloïdale. D'après Rigler (54) le rapport :

$$\frac{P \text{ organique soluble}}{P \text{ total}}$$

serait constamment de l'ordre de 25 à 32 % dans les lacs.

Les phosphates assimilés par les algues et les plantes aquatiques retournent dans la boue du fond du lac à la mort des cellules et se dissolvent à nouveau pour recommencer sans cesse le même cycle.

4.2 Le phosphore : effets stimulants et inhibiteurs

Les algues possèdent la capacité d'absorber le phosphore de l'eau même lorsqu'il y en a très peu. A titre d'exemple, il suffit de 1 mg/m³ de phosphore pour le développement normal de la diatomée *Asterionella*. Dans plusieurs lacs de la province de Saskatchewan (Canada), les plus grandes proliférations d'*Anabaena flos-aquae* (algues bleues) furent précédées par des teneurs en phosphates de l'ordre de 15 à 30 mg/m³. Dès l'apparition de la fleur d'eau, cette concentration diminuait à près de 0, et le déclin de la fleur d'eau s'accompagnait d'une libération des phosphates dont la teneur dans l'eau augmentait à nouveau. Une autre algue verte, *Scenedesmus quadricauda*, dont les besoins réels ne sont que de 10 à 40 mg de phosphore (en PO₄⁻⁻⁻) par mètre cube d'eau, ne réussit à bien se développer qu'en présence de 1000 mg/m³ de phosphore.

D'autres algues sont très sensibles à un excès de phosphore dans l'eau. Les chrysophycées *Dinobryon divergens* et *Uroglena americana* sont inhibées lorsque la teneur en phosphore atteint 5 mg/m³ (13). Assez étrangement, le métabolisme d'*Asterionella formosa* est inhibé dès que la teneur en phosphore dépasse 50 mg/m³ en milieu naturel.

Les teneurs en azote et en phosphore semblent les facteurs les plus importants pour la prolifération des algues dans 17 lacs de l'Etat du Wisconsin (14). On signale qu'un rapport N/P = 30 serait optimal pour certaines algues, tandis que pour d'autres il serait de l'ordre de 15 à 18. La présence d'une quantité de phosphates et de nitrates aussi faible que 0,01 mg/l de phosphore et 0,3 mg/l d'azote, au début de la saison favorable à leur croissance, suffit à favoriser la formation de fleur d'eau.

Certains auteurs croient que le facteur limitant la croissance des algues est le phosphore, d'autres l'azote, le carbone, les vitamines, les bactéries, etc. (15). C'est sans doute la présence simultanée d'une certaine quantité de ces divers éléments qui déclenche le processus.

5. RECHERCHES RECENTES

5.1 Symbiose bactéries-algues

Kuentzel (16), à la suite d'une étude de la littérature scientifique, énonça les conclusions suivantes :

- 1) dans les eaux naturelles il existe une symbiose algues bleues-bactéries;
- 2) les fleurs d'eau massives sont associées à la présence d'importantes quantités de matières organiques biodégradables;
- 3) le CO₂ est le nutriment majeur des algues; environ 2 grammes de CO₂ produisent un gramme d'algues;

4) une partie importante du CO₂ nécessaire à la poussée des algues (fleur d'eau) est fournie par les bactéries;

5) dans de nombreux cas, la présence de matière organique biodégradable et de bactéries produit des fleurs d'eau considérables dans des eaux ayant une teneur en phosphore soluble $\leq 0,01$ mg/l; d'autre part, aucune fleur d'eau nuisible ne se manifeste dans des eaux ne contenant quasiment pas de matière organique même lorsque la concentration en phosphore soluble est supérieure à 0,01 mg/l.

Cette concentration maximale admissible de 0,01 mg/l en phosphore inorganique fut suggérée par Sawyer (17) et Curry et Wilson (18), pour qui elle représente un seuil au-dessous duquel les algues ne peuvent produire d'effets indésirables. Cette valeur est toutefois contestée par plusieurs auteurs.

5.2 Algues indicatrices d'une pollution organique

En 1969, Palmer (19) passa en revue 269 publications de 165 auteurs citant différentes espèces d'algues qui tolèrent une pollution organique. Les 80 espèces d'algues les plus tolérantes à ce genre de pollution figurent dans le tableau VII - 11 dont la colonne de droite indique le nombre d'auteurs ayant cité chaque espèce.

TABLEAU VII - 11

LISTE DES 80 ESPECES D'ALGUES LES PLUS TOLERANTES A UNE POLLUTION ORGANIQUE

(d'après bibliographie - 19)

No d'ordre	Espèce	Groupe ¹	Nombre d'auteurs
1	<i>Euglena viridis</i>	F	50
2	<i>Nitzschia palea</i>	D	45
3	<i>Oscillatoria limosa</i>	B	29
4	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	V	26
5	<i>Oscillatoria tenuis</i>	B	26
6	<i>Stigeoclonium tenue</i>	V	25
7	<i>Synedra ulna</i>	D	25
8	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	V	21
9	<i>Pandorina morum</i>	F	23
10	<i>Oscillatoria chlorina</i>	B	17
11	<i>Chlorella vulgaris</i>	V	19
12	<i>Arthrospira jenneri</i>	B	15
13	<i>Melosira varians</i>	D	22
14	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	D	20
15	<i>Euglena gracilis</i>	F	18
16	<i>Nitzschia acicularis</i>	D	18
17	<i>Navicula cryptocephala</i>	D	19
18	<i>Oscillatoria princeps</i>	B	16
19	<i>Oscillatoria putrida</i>	B	13
20	<i>Gomphonema parvulum</i>	D	14

¹ B = bleue; D = diatomée; F = flagellée; V = verte.

TABLEAU VII - 11 (suite)

No d'ordre	Espèce	Groupe ¹	Nombre d'auteurs
21	<i>Hantzschia amphioxys</i>	D	18
22	<i>Oscillatoria chalybea</i>	B	14
23	<i>Stephanediscus hantzschii</i>	D	16
24	<i>Euglena oxyuris</i>	F	15
25	<i>Closterium acerosum</i>	V	16
26	<i>Scenedesmus obliquus</i>	V	16
27	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	V	11
28	<i>Cryptomonas erosa</i>	F	15
29	<i>Eudorina elegans</i>	F	16
30	<i>Euglena acus</i>	F	16
31	<i>Surirella ovata</i>	D	16
32	<i>Lepocinclis ovum</i>	F	14
33	<i>Oscillatoria formosa</i>	B	14
34	<i>Oscillatoria splendida</i>	B	14
35	<i>Phacus pyrum</i>	F	11
36	<i>Micractinium pusillum</i>	V	12
37	<i>Agmenellum quadriduplicatum</i>	B	13
38	<i>Melosira granulata</i>	D	14
39	<i>Pediastrum boryanum</i>	V	15
40	<i>Diatoma vulgare</i>	D	17
41	<i>Lepocinclis texta</i>	F	12
42	<i>Euglena deses</i>	F	13
43	<i>Spondylomorom quaternarium</i>	F	13
44	<i>Phormidium uncinatum</i>	B	15
45	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	F	10
46	<i>Chlorogonium euchlorum</i>	F	10
47	<i>Euglena polymorpha</i>	F	11
48	<i>Phacus pleuronectes</i>	F	11
49	<i>Navicula viridula</i>	D	13
50	<i>Phormidium autumnale</i>	B	13
51	<i>Oscillatoria lauterbornii</i>	B	8

¹ B = bleue; D = diatomée; F = flagellée; V = verte.

TABLEAU VII - 11 (suite)

No d'ordre	Espèce	Groupe ¹	Nombre d'auteurs
52	<i>Anabaena constricta</i>	B	9
53	<i>Euglena pisciformis</i>	F	11
54	<i>Actinastrum hantzschii</i>	V	13
55	<i>Synedra acus</i>	D	9
56	<i>Chlorogonium elongatum</i>	F	10
57	<i>Synura uvella</i>	F	11
58	<i>Cocconeis placentula</i>	D	12
59	<i>Nitzschia sigmoidea</i>	D	12
60	<i>Coelastrum microporum</i>	V	13
61	<i>Achnanthes minutissima</i>	D	10
62	<i>Cymatopleura solea</i>	D	12
63	<i>Scenedesmus dimorphus</i>	V	8
64	<i>Fragilaria crotonensis</i>	D	9
65	<i>Anacystis cyanea</i>	B	10
66	<i>Navicula cuspidata</i>	D	10
67	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	V	10
68	<i>Euglena intermedia</i>	F	11
69	<i>Pediastrum duplex</i>	V	11
70	<i>Closterium leibleinii</i>	V	8
71	<i>Oscillatoria brevis</i>	B	8
72	<i>Trachelomonas volvocina</i>	F	8
73	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	V	9
74	<i>Fragilaria capucina</i>	D	9
75	<i>Cladophora glomerata</i>	V	10
76	<i>Cryptomonas ovata</i>	F	10
77	<i>Gonium pectorale</i>	F	10
78	<i>Euglena proxima</i>	F	7
79	<i>Pyrobotrys gracilis</i>	F	7
80	<i>Tetraedron muticum</i>	V	7

¹ B = bleue; D = diatomée; F = flagellée; V = verte.

5.3 Un bouleversement écologique

Le lac de la Chew Valley est un réservoir artificiel, peu profond, d'approvisionnement en eau d'alimentation. Une extraordinaire prolifération d'algues s'y produisit au printemps 1968, dont le début avait été imperceptible. Le 30 mars, on observa la présence d'une algue verte microscopique, à raison de 25 000/ml; le 31 mars le dénombrement révéla une densité de 65 000/ml; le 1^{er} avril, l'eau prit une couleur verte, et le nombre des algues grimpa à 120 000/ml.

Le traitement de l'eau de distribution devint inefficace. On essaya le sulfate de cuivre sur l'aire d'eau du réservoir, ce qui fut inutile, car le dénombrement donna une densité de 610 000/ml le 20 avril. Finalement on réussit à identifier l'algue en cause, une espèce de *Monodus* qui était consommée par les *Daphnia*, particularité qui jeta une lumière nouvelle sur ce mystérieux bouleversement écologique. En effet, les daphnies avaient pratiquement disparu du lac depuis le début de 1968 : alors qu'auparavant on en décomptait environ 20/l, au début de l'invasion par les algues il n'en restait plus que 0,05/l.

Après de multiples recherches et enquêtes, on découvrit qu'un fermier, par mesure d'hygiène, plongeait régulièrement ses moutons dans une solution de dieldrine (pesticide du groupe des hydrocarbures chlorés). Les eaux de bain rejetées sur le sol s'y infiltraient et rejoignaient ensuite l'eau du réservoir, ce qui eut pour résultat de détruire la population des daphnies qui contrôlait la croissance de l'algue verte (55).

5.4 Effet sur la demande biochimique d'oxygène

Les algues augmentent parfois considérablement la demande biochimique d'oxygène (DBO) d'un cours d'eau. A titre d'exemple, mentionnons qu'au cours de certaines périodes de l'été, le lac Winnebago au Wisconsin (Etats-Unis) déverse dans la rivière Lower Fox quelque 300 000 kg (660 000 livres) de DBO sous forme d'algues (20), ce qui équivaut à une eau d'égout de 4 000 000 d'habitants. Harlow (56) mentionne que dans le bassin ouest du lac Érié, les algues produisent près de 4,5 millions de tonnes (10 milliards de livres) de matière organique par année.

La prolifération des algues due à l'enrichissement de l'eau par un déversement d'eau d'égout brute peut accroître la masse organique de façon tout à fait considérable (voir Fig. VII. 1). En plus de l'effet qu'elles exercent sur la DBO des cours d'eau, les algues peuvent fausser les déterminations de DBO (21,22) en laboratoire, puisque celles qui sont susceptibles de mourir à la noirceur vont augmenter la quantité de matière organique biodégradable par les bactéries et par le fait même augmenter la DBO.

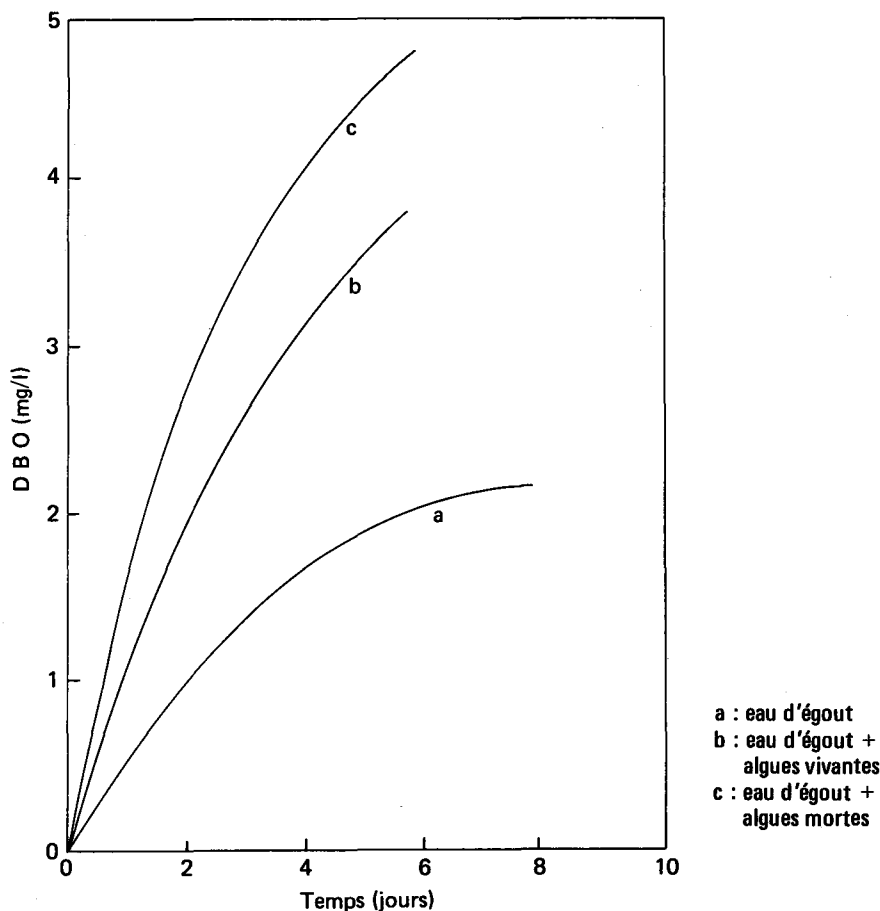


FIGURE VII.1

INFLUENCE DES ALGUES SUR LA DBO

(d'après bibliographie - 23, modifiée par 24)

5.5 Effet des pesticides

Certaines algues et certains protozoaires sont connus pour accumuler divers pesticides tels que le DDT et le parathion. A ce propos notons les travaux de Gregory, Reed et Priester (25) sur divers organismes, résumés dans le tableau VII - 12 (la durée de contact avec 1 mg/l de pesticide fut de sept jours).

TABLEAU VII - 12
CONCENTRATION DE DDT ET DE PARATHION CHEZ DIVERS ORGANISMES SECHES

(d'après bibliographie - 25)

[reproduit avec l'aimable autorisation de la Society of Protozoologists]

Espèce	Groupe	DDT	Parathion
<i>Anacystis nidulans</i>	Algue bleue	849 ± 232 *	50 ± 3 *
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Algue verte	626 ± 134 *	72 ± 7 *
<i>Euglena gracilis</i>	Flagellé	99 ± 22 *	62 ± 2 *
<i>Paramecium bursaria</i>	Protozoaire (cilié)	264 ± 21 *	94 ± 2 *
<i>Paramecium multimicronucleatum</i>	Protozoaire (cilié)	964 ± 16 *	116 ± 2 *

* Erreur normale.

Les micro-organismes étudiés ne semblaient pas affectés par cette accumulation d'insecticide. Cependant, les organismes se nourrissant de ces espèces sont susceptibles de contenir des quantités très élevées de ces produits synthétiques.

5.6 Effet bactéricide

Davis et Gloyna (26) étudièrent l'effet bactéricide des algues sur diverses espèces de bactéries d'origine entérique tant pathogènes que non pathogènes. Ils conclurent qu'une culture mixte d'algues produisait un taux de mortalité plus élevé chez les bactéries qu'une culture pure d'une seule espèce d'algue. Ils observèrent aussi que les espèces bactériennes pathogènes ne survivaient pas aussi longtemps que les espèces généralement non pathogènes telles que *Aerobacter aerogenes*, *Serratia marcescens* et autres.

6. TOXICITE

6.1 Effets toxiques pour les humains

6.1.1 Introduction

Les principales algues d'eau douce toxiques pour les humains se trouvent parmi les algues bleues. Néanmoins, certaines espèces d'algues vertes examinées en laboratoire (27,28) se sont révélées toxiques. Ces dernières seraient responsables d'allergies respiratoires et cutanées chez les humains. Le sujet de la toxicité des algues a été étudié, au point de vue médical, par Schwimmer (29). La température optimale de croissance pour les algues vertes et bleues est respectivement de 30°-35°C et 35°-40°C (30).

6.1.2 Produits d'excrétion

La variété des substances produites par les cellules des algues est considérable. Au cours de leurs travaux sur une culture pure isolée de *Chlorella pyrenoidosa* (algue verte), Ward, Mayer et Vela (31) séparèrent et identifièrent 16 acides aminés différents, des polysaccharides, des acides nucléiques et, en particulier, une dizaine d'acides organiques (soit les acides fumarique, lactique, glycolique, oxalique, pyruvique, oxalacétique, ascorbique, gluconique, galacturonique, et α -kétoglutarique).

6.1.3 Toxines

On est peu renseigné sur la mise en évidence d'une toxine. Olson (32) a cependant observé que la toxicité d'un échantillon semblait directement proportionnelle à la concentration des cellules d'algues en suspension et que certaines espèces étaient plus toxiques que d'autres. D'après cet auteur, environ 15 ml d'algues brutes toxiques pourraient être létaux pour l'homme.

Jackim et Gentile (33) ont isolé quelques toxines de l'algue verte *Aphanizomenon flos-aquae* qu'ils croient apparentées à la saxitoxine produite par l'algue marine *Gonyaulax catenella* (la saxitoxine est la toxine paralytique des moules qui empoisonne l'homme ou les animaux qui en consomment). Une injection intrapéritonéale équivalente à 29 g/kg a suffi pour tuer des poissons d'expérience.

D'autres recherches furent faites sur les toxines d'algues (voir à ce sujet les références 34, 35).

6.1.4 Effets pathologiques

De très nombreux cas de gastro-entérites ou de dysenteries chez l'homme sont signalés dans la littérature scientifique. On a remarqué que les fèces de patients ayant ingéré des algues bleues au Saskatchewan, en 1959, ne contenaient pas de *Salmonella* et d'*Entamoeba*; par contre, plusieurs cellules des algues *Anacystis* et *Anabaena* y furent isolées. Parmi les effets observés à la suite de l'ingestion d'algues toxiques par les humains, il y a lieu de signaler des allergies cutanées (27,28,36), des allergies respiratoires (27,36,37), des nausées (38), et des gastro-entérites (38,39,40,41).

6.1.5 Classification des algues toxiques

On connaît plusieurs espèces de cyanophycées ou algues bleues d'eau douce qui possèdent des propriétés les rendant toxiques pour les humains et les animaux (39,42,43,44); la liste en est donnée dans le tableau VII - 13.

TABLEAU VII - 13

LISTE DES ALGUES BLEUES D'EAU DOUCE TOXIQUES

<i>Anabaena circinalis</i>		
<i>Anabaena flos-aquae</i>		
<i>Anabaena lemmermanni</i>		
<i>Anacystis cyanea</i>	(anciennement	<i>Microcystis aeruginosa</i>)
<i>Anacystis cyanea</i>	(anciennement	<i>Microcystis flos-aquae</i>)
<i>Anacystis cyanea</i>	(anciennement	<i>Microcystis toxica</i>)
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>		
<i>Gloeotrichia echinulata</i>		
<i>Gloeotrichia pisum</i>		
<i>Gomphosphaeria lacustris</i>	(anciennement	<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>)
<i>Lyngbya birgei</i>		
<i>Lyngbya contorta</i>		
<i>Nodularia spumigena</i>		
<i>Nostoc rivulare</i>		
<i>Rivularia fluitans</i>		
<i>Trichodesmium lacustre</i>		

Les principales algues marines toxiques apparaissent dans le tableau VII - 14.

TABLEAU VII - 14
LISTE DES ALGUES MARINES TOXIQUES

GROUPE	ESPECE
Dinoflagellés	<i>Cochlodinium catenatum</i>
	<i>Exuviaella baltica</i>
	<i>Gonyaulax catenella</i>
	<i>Gonyaulax polyedra</i>
	<i>Gonyaulax tamarensis</i>
	<i>Gymnodinium brevis</i>
	<i>Gymnodinium veneficum</i>
	<i>Gymnodinium splendens</i>
	<i>Gymnodinium mitimoto</i>
Flagellés	<i>Pyrodinium phoneus</i>
	<i>Hornellia marina</i>
Algues bleues	<i>Prymnesium parvum</i>
	<i>Lyngbya aestuarii</i>
	<i>Lyngbya majuscula</i>
Algues vertes	<i>Trichodesmium erythraeum</i>
	<i>Caulerpa serrulata</i>
Algues brunes	<i>Egregia laevigata</i>
	<i>Herperophycus harveyanus</i>
	<i>Macrocystis pyrifera</i>
	<i>Pelvetia fastigiata</i>
Algue rouge	<i>Gelidium cartilagineum var. robustum</i>

6.2 Effets toxiques pour les animaux

La nature biochimique des toxines des algues n'est pas encore élucidée. Ces substances de faible poids moléculaire peuvent souvent causer la maladie, même la mort des mammifères et des poissons. Un grand nombre d'études furent effectuées sur les animaux domestiques et aquatiques. Les principaux effets pathologiques relevés furent des affections du système respiratoire et du système neuro-musculaire, des convulsions, de la paralysie, et la mort.

Plusieurs espèces de dinoflagellés toxiques pour les mollusques ont été signalées dans la littérature : il s'agit notamment de *Gonyaulax catanella*, *Gonyaulax tamarensis*, et *Pyrodinium phoneus*.

6.3 Conclusions

La prolifération de certaines algues dans une masse d'eau, aussi désignée sous le nom de fleur d'eau, peut provoquer des troubles de la santé chez l'homme, les animaux domestiques, sauvages et aquatiques. Dans certains pays, des taux de mortalité atteignant 100 % de la population piscicole (poissons de toutes tailles) ont été enregistrés. Les lieux de villégiature peuvent être sérieusement affectés par la naissance d'une fleur d'eau produite par la prolifération d'une algue toxique (45).

Jusqu'à ce jour, aucun cas de mortalité due à la toxicité des algues n'a été observé en ce qui a trait aux eaux de distribution publique. Il ne faut cependant pas oublier que, selon des expériences en laboratoire, la substance toxique d'algues semblerait pouvoir résister au traitement conventionnel des eaux, soit : la coagulation-floculation, la filtration, la désinfection par le chlore et même l'adsorption sur charbon actif.

7. AUTRES EFFETS NUISIBLES

Les algues influencent d'une manière certaine la composition chimique de l'eau. Le jour, grâce à la photosynthèse, elles enlèvent continuellement le CO₂ de l'eau, ce qui modifie les quantités d'acide carbonique et de bicarbonates dissous et entraîne des modifications de la dureté de l'eau, que des fleurs d'eau importantes ont pu réduire du tiers. Ces modifications de la dureté et de la concentration en CO₂ changent le pH de l'eau, qui a tendance à s'élever le jour lorsque les algues augmentent leur activité photosynthétique, et à diminuer la nuit, car à la noirceur les algues libèrent le CO₂.

Notons aussi l'action corrosive des algues dans les canalisations; elles peuvent même dissoudre le béton submergé.

Au moins 60 espèces d'algues sont responsables de saveurs et odeurs désagréables, ainsi que du colmatage des lits filtrants. Quelques espèces croissent sur les parois des bassins et réservoirs.

Signalons que certaines cyanophycées (algues bleues) produisent des protéines qui semblent favoriser la croissance de la bactérie *Clostridium botulinum*, type C, ou produisent des substances nutritives assimilables par les actinomycètes qui sont eux aussi responsables de saveurs et odeurs désagréables décelées dans l'eau.

Enfin les aliments pour bétail préparés à partir d'algues cultivées sur des eaux d'égout domestiques peuvent transmettre des maladies d'origine virale, bactérienne ou parasitaire.

8. EFFETS BENEFIQUES

La valeur nutritive des algues est incontestable, et celle de *Chlorella* est à peu près équivalente à celle de la levure déshydratée. Au Japon, on l'utilise depuis plusieurs années pour l'alimentation humaine (46). Le coût de production à l'échelle industrielle en a même été calculé (47), mais il s'avère encore trop élevé par rapport aux autres sources alimentaires disponibles.

L'Institut français du Pétrole a dès 1963 réalisé la culture d'une cyanophycée dont la valeur nutritive est incontestable (48), puisqu'elle renferme 20 % de glucides, 2 à 3 % de lipides, 62 à 68 % de protéines (azote = 10 à 11 %), des vitamines A, B₁, B₂, B₆ et B₁₂. Le rendement de cette algue est de 40 à 45 tonnes de matière sèche par an et par hectare. De tels produits peuvent être utilisés avec profit pour l'alimentation du bétail et, pourquoi pas, des humains. La biomasse des algues des lacs et lagunes ou étangs d'oxydation pourrait d'autre part être utilisée, après séchage, comme engrais.

Un certain nombre d'algues bleues (*Anabaena*, *Nostoc*, etc.) fixent directement l'azote atmosphérique comme le font les bactéries fixatrices d'azote. Ces algues peuvent donc jouer un rôle économique très important dans la culture du riz. On signale le cas d'un champ de riz traité avec l'algue bleue *Tolypothrix tenuis* et qui, après quatre ans, donnait encore une récolte de 128 % supérieure à celle de champs non traités.

9. TECHNIQUES D'ENLEVEMENT DES ALGUES

9.1 Aération

Le lac Kezar aux Etats-Unis (49), dont la superficie est de 74 hectares (182 acres) et la profondeur maximale de 8,2 mètres (27 pieds), sert à des fins récréatives. De 1963 à 1968 inclusivement, des fleurs d'eau (proliférations d'algues microscopiques) considérables en recouvrirent la surface. Le traitement au sulfate de cuivre, d'abord efficace, cessa de l'être à partir de 1966 (voir tableau VII - 15).

Les morts de poissons observées en 1966 furent attribuées à des endotoxines libérées à la suite de la destruction massive d'*Aphanizomenon flos-aquae*.

Il devenait impérieux d'améliorer la qualité de l'eau du lac, car la transparence était réduite à un foot (environ 30 cm) contre 11 en 1938, et le moyen choisi fut l'aération afin de produire le mélange et la destratification de l'eau. Après deux mois d'aération, en été 1968, on observa les phénomènes suivants :

- 1) diminution du dénombrement total des algues; l'algue bleue *Aphanizomenon flos-aquae* céda graduellement la place à des algues vertes; la destratification sembla inhiber la croissance des algues bleues et favoriser celle des algues vertes;
- 2) redistribution de l'oxygène dissous (OD), et uniformisation de la température en profondeur (voir tableau VII - 16), en plus d'une amélioration de la transparence de l'eau.

Il convient toutefois de noter que l'aération peut, dans certains lacs, engendrer une prolifération d'algues assez persistante.

TABLEAU VII - 15
 RESULTATS DU TRAITEMENT AU CuSO_4 DES FLEURS D'EAU SUR LE LAC KEZAR
 (d'après bibliographie - 49)

Année	Espèce d'algue	Traitement	Résultat
1963	<i>Anabaena</i>	0,21 mg/l	efficace
1964	<i>Anabaena</i>	0,21 mg/l	efficace
1965	<i>Anabaena</i>	0,21 mg/l	efficace
1966	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> *	0,26 mg/l	inefficace
1967	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> *	0,53 mg/l	inefficace
1968	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> *	début de l'aération	efficace

* Ou *Aphanizomenon holsaticum* (Richt).

TABLEAU VII - 16
 CARACTERISTIQUES DE L'EAU DU LAC KEZAR AU DEBUT DE LA PERIODE D'AERATION ET APRES UN MOIS

	Avant l'aération					Après l'aération				
	OD mg/l	pH	Temp. °C	Disque de Secchi	Algues * par ml	OD mg/l	pH	Temp. °C	Disque de Secchi	Algues * par ml
Eau en surface	—	9,4	27,5	0,46 m ou 1,5 foot	1×10^6	—	6,3	21	1,07 m ou 3,5 feet	3×10^4
Eau en profondeur	0,1	6,3	16		—	5,7	6,3	21		—

* *Aphanizomenon flos-aquae*.

9.2 Turbulence induite

Olinger (59) chercha à déterminer si la turbulence induite représentait une technique susceptible de rendre plus efficace l'utilisation de la lumière incidente par les algues. Il observa notamment que :

- le taux maximal de croissance est fonction de la turbulence, avec laquelle il augmente;
- le taux de croissance est constant lorsque la turbulence est suffisante pour neutraliser l'augmentation de la concentration des algues du fait de l'augmentation de l'intensité lumineuse moyenne disponible;
- le taux constant de croissance est fonction de la turbulence.

9.3 Autres moyens efficaces

A côté de l'emploi de microfiltres, dont l'efficacité est reconnue, on citera la coagulation-floculation, la sédimentation et la filtration, en vue de laquelle le milieu mixte sable-anthracite semble supérieur au sable seul pour l'enlèvement des algues microscopiques (50). L'emploi du chlore, du bioxyde de chlore et d'autres oxydants énergiques peut être utile en certaines circonstances.

En dehors des moyens mentionnés jusqu'ici, et si l'on fait abstraction des algicides et herbicides dont l'effet est temporaire, il existe peu de mesures efficaces pour l'élimination des algues d'un lac. On mentionnera cependant l'emploi expérimental de cendres inorganiques (un polluant industriel), capables de réduire la quantité de phosphore dans l'eau, de sédimenter au fond du lac et de recouvrir entièrement la boue du fond, empêchant ainsi le phosphore de se redissoudre dans l'eau (51).

L'enlèvement partiel des éléments ou substances nutritives pour les algues, tels que les phosphates, peut être accompli à l'aide soit de résines échangeuses d'anions (résines à anion fortement basique) (52), soit d'une précipitation chimique (sulfate d'alumine ou chaux), soit encore d'un traitement biologique ou d'un processus chimique-biologique. Notons enfin de récentes recherches sur la dilution de l'eau lacustre en vue de réduire toutes les substances nutritives favorables à la prolifération des algues (53).

9.4 Techniques d'enlèvement des saveurs et odeurs

Une étude portant sur 241 stations de purification des eaux de distribution publique aux Etats-Unis a permis d'observer que l'emploi du charbon actif semblait le moyen le plus efficace pour l'enlèvement des saveurs et odeurs produites par les algues (voir le tableau VII - 17 reflétant les données recueillies dans 198 des 241 stations, soit 82 %).

TABLEAU VII - 17
ENLEVEMENT DES SAVEURS ET ODEURS PRODUITES PAR LES ALGUES

Traitement	Proportion des stations utilisant le traitement (%)	Importance du succès signalé (% cumulatif)		
		Total	Partiel	Nul
Charbon actif	91	90	9	1
Chlore résiduel libre	64	14	44	42
Surchloration et déchloration	15	24	41	34
Bioxyde de chlore	24	14	25	62
Aération	23	11	53	36

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Daniels, F. (1949) "Solar Energy", *Science*, 109 : 51
2. Foree, E.G., & McCarty, P.L. (1970) "Anaerobic Decomposition of Algae", *Environm. Sc. & Techn. J.*, 4 : 842-849
3. Smith, G.M. (1950) "The Fresh-Water Algae of the United States", McGraw-Hill, New York
4. Des Abbayes, H., Chadeaud, M., et al. (1963) "Précis de sciences biologiques : Botanique", Masson, Paris
5. Christensen, T. (1962) "Alger", *In*: Böcher, T.W., Lange, M., & Sørensen, T., "Botanik", Vol. 2, No. 2, Copenhagen
6. Bourrelly, P. (1966-1970) "Les algues d'eau douce : Vol. 1 - Algues vertes; Vol. 2 - Algues jaunes et brunes; Vol. 3 - Algues bleues et rouges", Editions N. Boubée & Cie, Paris
7. Albritton, E.C., ed. (1952) "Standard Values in Nutrition and Metabolism", Wright Air Development Center Technical Report, No. 52 : 301
8. Hoover, S.R., & Porges, N. (1952) "Assimilation of Dairy Wastes by Activated Sludge - II", *Sew. & Ind. Wastes*, 24 : 306
9. Helmers, E.N., et al. (1952) "Nutritional Requirements in the Biological Stabilization of Industrial Wastes", *Sew. & Ind. Wastes*, 24 : 496
10. Burlew, J.S., ed. (1964) "Algal Culture from Laboratory to Pilot Plant", Carnegie Inst. of Washington, Publ. No. 600, Washington, D.C.
11. Borchardt, J.A. (1969) "Eutrophication: Causes and Effects", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 272-275, juin
12. Ferguson, F.A. (1968) "A Nonmyopic Approach to the Problem of Excess Algal Growths", *Environm. Sc. & Techn. J.*, 2(3) : 188-193, mars
13. Rohde, W. (1948) "Environmental Requirements of Fresh-Water Plankton Algae", *Symb. Bot. Uppsala*, 10(1) : 1-149
14. McKee, J.E., Wolf, H.W. (1963) "Water Quality Criteria", Publ. No. 3-A, State Water Quality Control Board, Sacramento, California
15. Mackenthum, K.M., & Ingram, W.M. (1966) "Algal Growth Aqueous Factors Other than Nitrogen and Phosphorus, Selected Biological Reference", U.S. Dept. of the Interior, Fed. Water Poll. Control Adm., Robert A. Taft San. Eng. Center, Cincinnati
16. Kuentzel, L.E. (1969) "Bacteria, Carbon Dioxide and Algal Blooms", *J. Water Poll. Control Fed.*, 49(10) : 1737-1747

17. Sawyer, C.N. (1952) "Some New Aspects of Phosphates in Relation to Lake Fertilization", *Sew. & Ind. Wastes*, 24 : 768
18. Curry, J.J., & Wilson, S.L. (1955) "Effect of Sewage-Borne Phosphorus on Algae", *Sew. & Ind. Wastes*, 27 : 1262
19. Palmer, C.M. (1969) "A composite Rating of Algae Tolerating Organic Pollution", *J. of Phycology*, 5(1) : 78-82
20. — (1968) "Reservoirs Problems and Conflicts", Seminar, Oregon State University, Water Resources Research Institute, Corvallis
21. Varma, M.M., Horn, J.A., & Reid, G.W. (1963) "Effect of Algae in BOD Samples", *Water & Sewage Works*, mai
22. Fitzgerald, G.P. (1964) "The Effect of Algae on BOD Measurements", *J. Water Poll. Control Fed.*, 36(12) : 1524-1542
23. Bartsch, A.F. (1959) "Algae in Relation to Oxidation Processes in Natural Waters in the Ecology of Algae", Sp. Publ. No. 2 : 56-71, Pymatuning Lab. of Field Biol., University of Pittsburgh
24. Eriksen, C.H. (1964) "Benthic Invertebrates and Some Substrate - Current-Oxygen Interrelationships", Sp. Publ. No. 4 : 98-115, Pymatuning Lab. of Ecology, University of Pittsburgh
25. Gregory, W.W., Reed, J.K., & Priester, L.E. (1969) "Accumulation of Parathion and DDT by Some Algae and Protozoa", *J. of Protozool.*, 16(1) : 69-71
26. Davis, E.N., & Gloyne, E.F. (1970) "Bactericidal Effect of Algae on Enteric Organisms", Center for Research in Water Resources, Civil Eng. Dept., The University of Texas, Austin
27. Bernstein, I.L., Safferman, R.S. (1966) "Sensitivity of Skin and Bronchial Mucosa to Green Algae", *J. of Allergy*, 38 : 166-173
28. Cohen, S.G., & Rief, C.B. (1953) "Cutaneous Sensitization to Blue-Green Algae", *J. of Allergy*, 24 : 452-457
29. Schwimmer, M., & Schwimmer, D. (1955) "The Role of Algae and Plankton in Medicine", Grune & Stratton, New York & London
30. Cairns, J. (1956) "Effects of Increased Temperatures on Aquatic Organisms", *Industrial Wastes*, 1 : 150-152
31. Ward, C.H., Mayer, J.E., & Vela, G.R. (1964) "Studies on Bacteria Associated with *Chlorella Pyrenoidosa* in Mass Culture", *Dev. Ind. Microbiol.*, 6 : 213-222
32. Olson, T.A. (1960) "Water Poisoning - A Study of Poisonous Algae Blooms in Minnesota", Abstract: *Amer. J. Public Health*, 50 : 883
33. Jackim, E., & Gentile, J. (1968) "Toxins of a Blue-Green Algae: Similarity to Saxitoxin", Abstract: *Science*, 162 : 915
34. Sawyer, P.J., Gentile, J.H., & Sasner, J.J. (1968) "Demonstration of a Toxin from *Aphanizomenon Flos-Aquae* (L) Ralfs", *Can. J. Microbiol.*, 14 : 1199-1204
35. Gorham P.R. (1962) "Laboratory Studies on the Toxins Produced by Waterblooms of Blue-Green Algae", *Amer. J. Public Health*, 52 : 2100-2105
36. Heise, H.A. (1949) "Symptoms of Hay Fever Caused by Algae", *J. of Allergy*, 20 : 383-385
37. Heise, H.A. (1951) "Symptoms of Hay Fever Caused by Algae. II - Microcystis. Another form of algae producing allergic reactions", *Ann. Allergy*, 9 : 100-101
38. Dillenberg, H.O., & Dehnel, M.K. (1960) "Toxic Waterbloom in Saskatchewan", *Can. Med. Assoc. J.*, 83 : 1151-1154
39. Ingram, W.M., Prescott, G.W. (1954) "Toxic Fresh-Water Algae", *Amer. Midland Naturalist*, 52 : 75-87
40. Tisdale, E.S. (1931) "Epidemic of Intestinal Disorders in Charleston, West Virginia, Occuring Simultaneously with Unprecedented Water Supply Conditions", *Amer. J. Public Health*, 21 : 198-200
41. Palmer, C.M. (1967) "Algae and Associated Organisms in West Virginia Waters: Problems and Control Measures", *Cas-tanea*, 32 : 123-133
42. Fitch, C.P., Bishop, L.M., Boyd, W.L., Gortner, R.A., Rogers, C.F., & Tilden, J.E. (1934) "Waterbloom as a Cause of Poisoning in Domestic Animals", *Cornell Veterinarian*, 24(1) : 30-39
43. Grant, G.A., & Hughes, E.O. (1953) "Development of Toxicity in Blue-Green Algae", *Can. J. Public Health*, 44 : 334-339
44. Prescott, G.W. (1960) "Biological Disturbances Resulting from Algal Populations in Standing Waters in the Ecology of Algae", Sp. Publ. No. 2, Pymatuning Lab. of Field Biol., University of Pittsburgh
45. Senior, V.E. (1960) "Algal Poisoning in Saskatchewan", *Can. J. Comp. Med.*, 24(1) : 26-31
46. Morimura, Y., & Tamiya, N. (1954) "Preliminary Experiments in use of *Chlorella* as Human Food", *Food Technology*, 8 : 179-182
47. Fisher, A.W. "Engineering for Algae Culture", Arthur D. Little Inc., Cambridge, Massachusetts
48. Meyer, C. (1968) Conférence de l'Association des Chimistes, Ingénieurs et Cadres des Industries agricoles et alimentaires (France), 15 février 1968
49. — (1971) "Algae Control by Mixing, Kezar Lake in Sutton", New Hampshire Water Supply & Poll. Control Comm., Prescott Park, Concord

50. Andrews, R.H. (1968) "Gravity Filtration of Algal Suspensions", Ontario Water Resources Commission, Research Publication No. 21
51. — (mars 1971) "Water in the News", The Soap and Detergent Assoc., New York
52. Zajicek, O.T. (1970) "Determination of the Feasibility of Removal of Algal Nutrients in Lake Water by Ion Exchange", Publ. No. 12, Water Resources Research, University of Massachusetts, Amherst
53. — (1971) "Dilution as a Control for Nuisance Algal Blooms", Water Research Center, Washington State University, Pullman
54. Rigler, F.H. (1964) "The Phosphorus Fractions and Turnover Time of Inorganic Phosphorus in Different Types of Lakes", *Limnol. Oceanogr.*, 2(4) : 511-518, 97
55. — (1970) "Les algues et le détective", *La Tribune du Cebedeau*, No 317 : 201-202
56. Harlow, G.L. (1968) "The Task Which Lies Ahead in the Lake Erie Basin", Proc. 23rd Ind. Waste Conf., Ext. Ser. 132,856, Purdue University, Lafayette, Indiana
57. Silvey, J.K., Reach, A.W. (1964) "Studies on Microbiotic Cycles in Surface Waters", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 56 : 60-72
58. — (1967) "Temperature and Aquatic Life", Laboratory Investigations No. 6, Federal Water Pollution Control Adm., U.S. Dept. of the Interior, Cincinnati
59. Olinger, L.W. (1968) "The Effect of Induced Turbulence on the Growth of Algae", Publ. WRC-0468 Water Resources Center, Georgia Institute of Technology, Atlanta

REFERENCES SUPPLEMENTAIRES

- Lewin, R.A. (1970) "Physiology and Biochemistry of Algae", Academic Press, New York & London
- Shibata, K., Takamiya, A., Jagendorf, A.T., & Fuller, R.C. (1968) "Comparative Biochemistry and Biophysics of Photosynthesis", University of Tokyo Press, Tokyo
- Seliger, H.H., & McElroy, W.D. (1966) "Light: Physical and Biological Action", Academic Press, New York & London
- Mackenthum, K.M. (1965) "Nitrogen and Phosphorus in Water - An Annotated Selected Bibliography of their Biological Effects", Robert A. Taft Sanitary Eng. Center, Cincinnati
- — (1961) "Algae and Metropolitan Wastes", No. SEC TR W61-3, Robert A. Taft San. Eng. Center, Cincinnati
- Ingram, W.M., & Tarzwell, C.M. (1954) "Algicides, Insecticides, Weedicides - Selected Bibliography of Publications", Robert A. Taft San. Eng. Center, Cincinnati
- Bartsch, A.F. (1954) "Practical Methods for Control of Algae and Water Weeds", *Public Health Reports*, 69(8) : 749-757
- Hale, F.E. "The Use of Copper Sulfate in Control of Microscopic Organisms", Phelps Dodge Refining Corp., New York
- Fitzgerald, G.P. (1966) "Use of Potassium Permanganate for Control of Problem Algae", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 58(5) : 609-614
- Fitzgerald, G.P. (1971) "Algicides", Literature Review No. 2, Water Resources Center, The University of Wisconsin
- Lopinot, A.C. (1968) "Aquatic Weeds - Their Identification and Methods of Control", Fishery Bulletin No. 4, Department of Conservation, Division of Fisheries, Springfield, Illinois
- Timmermans, J.A. (1961) "Lutte contre la végétation aquatique envahissante", Station de Recherches des Eaux et Forêts, Groenendaal-Hoeilaart, Bruxelles
- Lawrence, J.M. (1962) "Aquatic Herbicide Data", Agriculture Handbook No. 231, Agricultural Experiment Station, Auburn University, Auburn, Alabama
- Bourrelly, P. (1963) "Le phytoplancton des lacs", *Sciences*, 23 : 60-69, janvier-février

CHAPITRE VIII

MICROBIOLOGIE DES EAUX DE BAINNADE

1. CRITERES DE QUALITE DES EAUX DE BAINNADE (EAUX DE SURFACE)

D'après une classification adoptée par le bureau sanitaire de la ville de New York en 1948 (1), qui semble présenter des avantages pour les hygiénistes, les eaux de baignade ont été divisées en trois classes :

Classe A. Eaux de baignade approuvées :

Groupe 1 - Eaux salubres :

- a) enquête épidémiologique satisfaisante
- b) expertise sanitaire satisfaisante
- c) moyenne des coliformes ne dépassant pas 1000 par 100 ml

Groupe 2 - Eaux approuvées mais sujettes à une reclassification basée sur un système d'épreuve continue :

- a) enquête épidémiologique satisfaisante
- b) expertise sanitaire satisfaisante, mais les eaux de baignade sont exposées à la pollution
- c) moyenne des coliformes se situant entre 1000 et 2400 par 100 ml

Classe B. Eaux de baignade polluées et non recommandées pour la baignade :

- a) enquête épidémiologique satisfaisante
- b) expertise sanitaire révélant la présence de déversement d'égouts dans l'eau de baignade elle-même ou dans les eaux immédiatement adjacentes
- c) moyenne des coliformes, et 50 % des échantillons de la moyenne, dépassant 2400 par 100 ml

Classe C. Eaux de baignade insalubres :

l'enquête épidémiologique met à jour des infections consécutives à la baignade dans ces eaux.

En résumé, les eaux où la concentration de bactéries coliformes est inférieure à 1000 bactéries par 100 ml sont considérées comme acceptables pour la baignade, à moins que des relevés sanitaires ne révèlent la présence d'eaux usées constituant un danger immédiat pour la santé publique.

L'administration fédérale des Etats-Unis chargée du contrôle de la pollution des eaux a publié en 1968 un rapport (2) contenant des recommandations en matière de critères de qualité pour les eaux utilisées à des fins récréatives et esthétiques. (Voir le tableau VIII - 1 à la page 88.)

Concernant les eaux de baignade, les critères de cette administration américaine sont les suivants. La teneur en coliformes fécaux des eaux récréatives de contact primaire (eaux de baignade), déterminée en utilisant les techniques de fermentation en tubes multiples ou de membranes filtrantes et en se basant sur un minimum d'au moins cinq échantillons pour n'importe quelle période de 30 jours d'une saison de récréation, ne devrait pas dépasser la moyenne logarithmique de 200/100 ml, de même que pas plus de 10 % du total des échantillons prélevés pendant n'importe quelle période de 30 jours ne devraient dépasser 400/100 ml. Le pH des eaux de baignade, d'après ces mêmes critères, doit se situer entre 6,5 et 8,3, sauf exception due à des causes naturelles.

D'après le comité consultatif ayant préparé le rapport en question, l'indicateur de contamination le plus utile serait la détermination continue et instantanée des pathogènes; cependant le facteur temps, la multiplicité et la complexité des essais, le coût de l'équipement et du matériel, les besoins de main-d'oeuvre rendent peu favorable l'utilisation de pathogènes comme critère d'application générale. Ce comité estime que la corrélation variable de la teneur totale en coliformes avec la contamination des eaux de baignade par les excréta animaux ne représente pas un indicateur satisfaisant de la présence possible des pathogènes dans les eaux de baignade.

On prend aussi en considération, aux fins de l'évaluation sanitaire, les streptocoques fécaux en combinaison avec les coliformes totaux. Les streptocoques fécaux ne devraient pas être considérés comme un critère primaire, mais il est utile d'en tenir compte, en plus des coliformes fécaux, lorsqu'une détermination plus précise des sources de contamination est nécessaire.

TABLEAU VIII - 1

COLIFORMES FECAUX DANS LES EAUX DESTINEES A DES FINS RECREATIVES

(d'après bibliographie - 2)

Usage de l'eau	Coliformes fécaux : tolérance pour 100 ml
Fins récréatives générales (fins récréatives n'impliquant pas de risques significatifs d'ingestion d'eau)	La moyenne ne doit pas dépasser 2000, avec un maximum de 4000, excepté dans les zones de mélange adjacentes aux émissaires
Fins récréatives désignées (fins récréatives autres que le contact primaire avec l'eau)	La moyenne logarithmique ne doit pas dépasser 1000, ni atteindre ou excéder 2000 dans plus de 10 % des échantillons
Contact primaire (fins récréatives telle que la baignade)	La moyenne logarithmique, basée sur un nombre minimal de cinq échantillons prélevés sur une période de 30 jours, ne doit pas dépasser 200; en outre, pas plus de 10 % des échantillons prélevés dans n'importe quelle période de 30 jours ne doivent dépasser 400.

Les tableaux VIII - 2 et VIII - 3 donnent un résumé des normes en vigueur dans divers Etats ou territoires des Etats-Unis relativement à la présence des coliformes totaux et des coliformes fécaux dans les eaux de baignade.

TABLEAU VIII - 2

RESUME DES NORMES SUR LA PRESENCE DES COLIFORMES TOTAUX
DANS LES EAUX DE BAINADE AUX ETATS-UNIS

Teneur maximale en coliformes totaux	Etat ou territoire
5 000/100 ml	Illinois, Virginie (contact secondaire)
2 400/100 ml	New York (eaux frontalières) Virginie (contact primaire)
1 600/100 ml	Louisiane
1 000/100 ml	Alaska, Californie, Colorado, Connecticut, Dakota (Nord et Sud), Delaware, Floride, Hawaii, Indiana, Massachusetts, Michigan, Minnesota, Montana, Nevada (pour la rivière Colorado), Ohio, Oklahoma, Oregon, Pennsylvanie, Porto Rico, Rhode Island, Virginie Occidentale, Wisconsin
500/100 ml	Vermont
240/100 ml	Idaho, New Hampshire
200/100 ml	Arkansas
50/100 ml	Utah

TABLEAU VIII - 3

**RESUME DES NORMES SUR LA PRESENCE DES COLIFORMES FECAUX
DANS LES EAUX DE BAINNADE AUX ETATS-UNIS**

Teneur maximale en coliformes fécaux	Etat ou territoire
1 000/100 ml	Alabama, Georgie, Michigan (contact partiel du corps), Mississippi, Tennessee
240/100 ml	District de Columbia, Maryland
200/100 ml	Arizona, Caroline (Nord et Sud), Delaware (bassin de la Delaware), Guam, Hawaii, Illinois, Missouri, Nebraska, Nouveau-Mexique, Ohio (vallée de l'Ohio), Oklahoma, Pennsylvanie, Tennessee (camps organisés), Texas
100/100 ml	Colorado, Michigan
70/100 ml	Iles Vierges

Le projet de zone récréative de Santee (Californie) (27) a permis d'établir une corrélation entre l'influence des virus et les concentrations de coliformes fécaux après traitement d'eaux d'égout. Dans une eau de baignade contenant 400 coliformes fécaux par 100 ml, on pourrait escompter la présence d'une particule de virus dans 500 ml. Parmi les critères qui ne sont pas obligatoires, mais désirables, figurent la transparence et la température des eaux de baignade, pour lesquelles le comité en question recommande une transparence qui correspond à une visibilité du disque Secchi jusqu'à une profondeur minimale de 1,2 m (4 feet) et une température minimale de 30°C (85°F).

Pour qu'une eau de baignade soit acceptable pour les autorités publiques, elle doit être conforme aux trois conditions générales suivantes :

- a) elle doit être agréable du point de vue esthétique, c'est-à-dire exempte de substances désagréables qui flottent ou sont en suspension, de couleur répréhensible et d'odeur mauvaise;
- b) elle ne doit pas contenir de substances qui peuvent être toxiques après avoir été ingérées ou qui peuvent irriter la peau des êtres humains;
- c) elle doit être exempte d'organismes pathogènes.

La distribution des virus à laquelle on peut s'attendre dans un cours d'eau pollué a été calculée par Grinstein et al. (25) à partir des eaux du Brays Bayou, cours d'eau passant à travers une zone résidentielle de Houston (Texas) où il reçoit, sur une longueur de 10 miles, divers effluents d'usines d'épuration. Mechalas et al. (26) élaborèrent, à l'aide d'une méthodologie statistique particulière fondée sur l'étude des eaux du Brays Bayou, une "courbe de risque" qu'il serait possible de tracer pour tout cours d'eau. Dans le cas des eaux du Brays Bayou illustré par la figure VIII. 1, à une concentration de virus de 6,5 UFP/litre correspond un niveau de risque de 0,01 % , ce qui signifie que chaque fois que l'on décèle, en un point quelconque d'échantillonnage du Brays Bayou, cette concentration virale, on peut s'attendre à ce qu'un baigneur sur 10 000 tombe malade. Cette "courbe de risque" peut être établie dans la mesure où l'on connaît, en divers points d'échantillonnage, les relations virus-coliforme et coliforme-coliforme fécal. (Voir la figure VIII - I à la page 90.)

Les mêmes auteurs, utilisant la même méthodologie statistique, ont tracé une courbe analogue pour le risque d'infection par les *Salmonella* d'une eau d'estuaire. (Voir la figure VIII. 2 à la page 91.)

Au Canada, Brown (3) a suggéré d'utiliser l'indice entérocoque (streptocoque fécal) pour la classification des eaux de baignade naturelles. La pratique a révélé une bonne corrélation entre les indices coliforme et entérocoque. Brown considère donc ce dernier indice comme fiable pour l'évaluation du degré de pollution humaine des eaux de baignade naturelles.

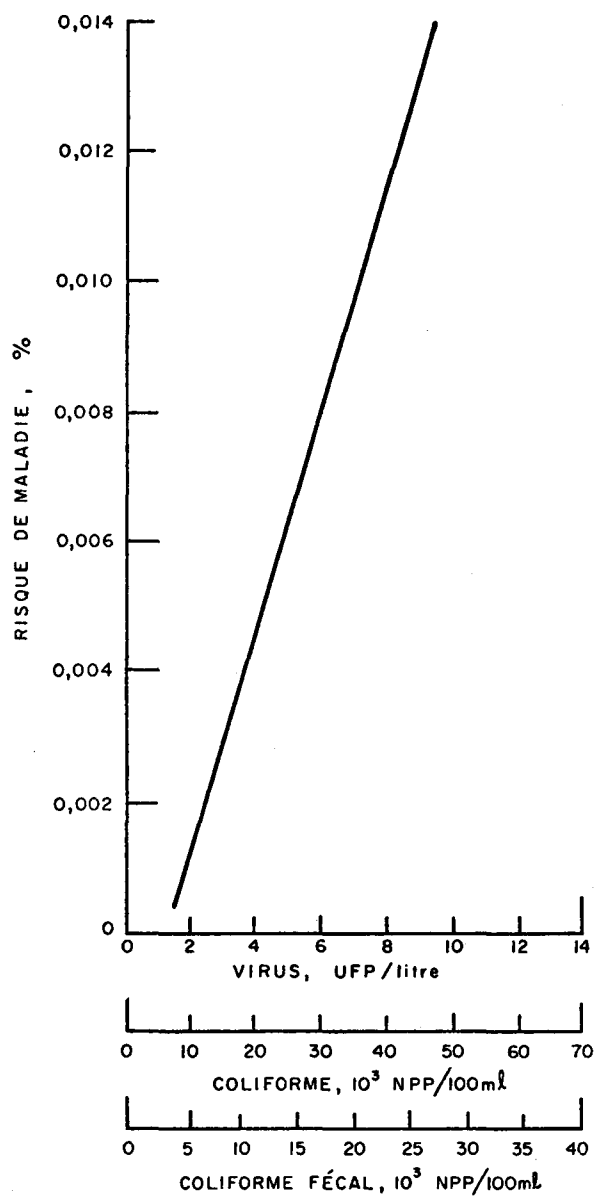


FIGURE VIII.1

UTILISATION DES COLIFORMES ET COLIFORMES FECAUX COMME
INDICATEURS DU RISQUE DE CONTAMINATION PAR LES VIRUS

(d'après bibliographie - 26)

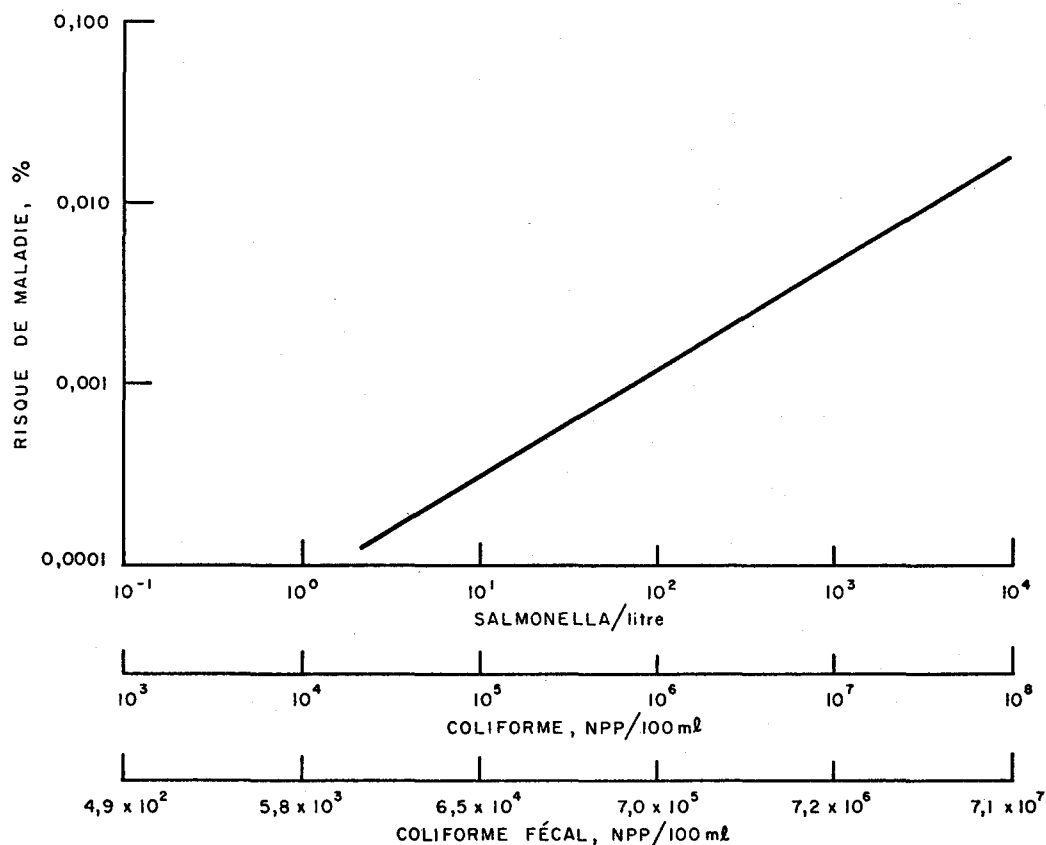


FIGURE VIII.2

UTILISATION DES COLIFORMES ET COLIFORMES FÉCAUX COMME
INDICATEURS DU RISQUE DE CONTAMINATION PAR LES *SALMONELLA*

(d'après bibliographie - 26)

Au Québec, on recourt à la méthode suivante de classification des eaux de plage.

1. On établit d'abord un nombre de stations de prélèvement selon le schéma suivant, le nombre minimal de ces stations étant de dix :

Longueur de la plage (feet)*	Distance entre les stations (feet)*
50-100	5
101-200	10
201-300	15
301-400	20
401-500	25
501-600	30
601-700	35
701-800	40
801-900	45
901-1000	50
1001-1100	55
1101-1200	60
1201-1300	65
1301-1400	70
1401-1500	75
1501-1600	80
1601-1700	85
1701-1800	90
1801-1900	95
1901 et plus	100

* 1 foot = 0,305 m.

2. A chaque station, on fait deux prélèvements, l'un à la hauteur des chevilles, l'autre à la hauteur des aisselles.
3. L'eau est ensuite classée comme suit en fonction du nombre de bactéries coliformes :

Nombre de bactéries coliformes (par 100 ml)	Qualité de l'eau
0-100	catégorie A
101-500	catégorie B
501-1000	catégorie C
> 1000	catégorie D

4. On procède alors à une classification globale de la plage en faisant le calcul suivant :

- a) la plage est de catégorie A quand le nombre des prélèvements de catégorie A, rapporté en pourcentage, est égal ou supérieur à 80 % ;
- b) la plage est de catégorie B quand le nombre des prélèvements de catégorie A et de catégorie B, rapporté en pourcentage, est égal ou supérieur à 80 % ;
- c) la plage est de catégorie C quand le nombre des prélèvements de catégorie A, de catégorie B et de catégorie C, rapporté en pourcentage, est égal ou supérieur à 80 % ;
- d) la plage est de catégorie D quand le nombre de prélèvements de catégorie A, de catégorie B, de catégorie C et de catégorie D, rapporté en pourcentage, est égal ou supérieur à 80 % .

Les plages de catégorie A sont d'excellente qualité, celles de catégorie B de bonne qualité, celles de catégorie C de médiocre qualité, quant aux plages de catégorie D, elles sont tenues pour polluées.

Sur la base des propositions faites par plusieurs pays y ayant participé, une réunion tenue en mars 1972 à Ostende (Belgique) sous les auspices de l'OMS* a suggéré une classification bactériologique des plages utilisées pour la baignade, que l'on trouvera schématisée dans le tableau VIII - 4.

TABLEAU VIII - 4

CLASSIFICATION DES PLAGES MARITIMES SELON LA CONCENTRATION EN *ESCHERICHIA COLI*

Nombre d' <i>E. coli</i> fécaux par 100 ml	Degré de pollution
> 2 000	Forte (échantillons pollués)
1 000-2 000	Nette (échantillons suspects)
200-1 000	Moyenne
50-200	Légère
< 50	Insignifiante (eau tout à fait satisfaisante)

2. QUALITE SANITAIRE DES EAUX DE PISCINE

La flore bactérienne prédominante des piscines publiques et privées a fait l'objet d'études systématiques pour déterminer la validité de normes de qualité sanitaire pour les eaux de piscine.

En 1964, les auteurs américains Favero, Drake et Randall (4) ont suggéré, sur la base de résultats obtenus, d'adopter les staphylocoques comme indicateurs de pollution bactériologique des eaux de piscine. Ces micro-organismes proviennent de la bouche, du nez, de la gorge, de la peau des baigneurs, et sont des pathogènes potentiels. Les staphylocoques sont plus résistants au chlore que les bactéries coliformes, de sorte que l'absence d'un nombre considérable de staphylocoques implique l'absence de bactéries intestinales. Ces auteurs suggèrent comme maximum admissible moins de 100 staphylocoques par 100 ml d'eau. D'après eux, la qualité sanitaire des eaux de piscine basée sur la présence et le nombre total des bactéries coliformes est inadéquate.

* Voir *Chronique OMS*, 27 : 173 (1973).

En 1967, Keirn et Putnam ont proposé à la 95e réunion annuelle de l'Association américaine de santé publique, à Miami Beach, que les staphylocoques et les entérocoques soient inclus dans chaque groupe sélectionné comme organismes indicateurs de la qualité des eaux de piscine ou utilisés dans les essais d'efficacité des désinfectants de piscines. Leur détection par des techniques bactériologiques est relativement simple. Ces deux auteurs américains considèrent que, pour une eau de piscine saine, il serait réaliste d'adopter la limite de 30 staphylocoques/100 ml dans plus de 15 % des échantillons prélevés au cours d'une opération normale.

Levine et al. (5) considèrent que *Streptococcus pyogenes*, *S. salivarius*, *S. viridans* et peut-être *Neisseria catarrhalis* et *N. sicca* pourraient être de meilleurs indices de la qualité sanitaire des eaux de piscine que l'indice coliformes. Ceci est également valable pour *Staphylococcus pyogenes* et les diphtéroïdes.

En Grande-Bretagne, le Ministère de la Santé (6) recommande les normes suivantes pour les eaux de piscine : elles ne doivent contenir aucun organisme coliforme dans 100 ml d'eau, et dans 75 % des échantillons examinés à partir d'un ml d'eau de piscine le nombre de colonies sur plaques ne doit pas, après incubation de 24 h. à 37°, être supérieur à 10, la limite supérieure dans le reste des échantillons étant de 100 colonies. Il est suggéré qu'un niveau bactériologique satisfaisant peut être maintenu à l'aide d'une teneur en chlore résiduel libre allant de 0,2 à 0,5 mg/l.

3. MALADIES TRANSMISES PAR L'EAU DE PISCINE

Même en l'absence de preuves irréfutables, on peut dire que la transmission de maladies par l'intermédiaire de l'eau de piscine est possible et que cette transmission dépend des facteurs suivants (7) :

- concentration locale de micro-organismes dans l'entourage immédiat du baigneur qui les excrète;
- proximité de contacts susceptibles de propager des infections;
- concentration moyenne des micro-organismes à travers la piscine;
- teneur en désinfectant de l'eau de piscine;
- taux d'inactivation des micro-organismes par le désinfectant utilisé;
- température de l'eau et de l'air ambiant.

Les micro-organismes peuvent être excrétés dans l'eau de piscine par la peau, la bouche, le nez, les yeux, l'urètre et l'anus des baigneurs.

Les infections que l'on rencontre le plus souvent chez les baigneurs ayant fréquenté des piscines sont les suivantes : infections des yeux, des oreilles, du nez et de la gorge, affections cutanées (dermatites à schistosomes, teigne, gale, etc.), maladies vénériennes, enfin inconvénients gastro-intestinaux. La littérature mondiale fait état par ailleurs de la transmission possible de maladies virales (hépatite infectieuse, poliomyélite) par l'eau de piscine.

4. TRAITEMENT DES EAUX DE PISCINE

4.1 Par l'ozone

Des recherches scientifiques et techniques ont été menées sur l'action de l'ozone dans les eaux de piscine. Ainsi, Kurzmann (8) a décrit une installation moderne de traitement d'eau de piscine par l'ozone et injection d'eau douce d'appoint et l'a comparée avec une installation "classique" (sans ozone). Il cite les avantages suivants du traitement des eaux de piscine par l'ozone :

- 1) efficacité persistante de l'ozone vis-à-vis des virus et d'autres germes;
- 2) oxydation et destruction, avec une addition d'ozone de 0,8 g/m³ d'eau de circuit, des impuretés organiques, y compris l'urée et les germes introduits par les baigneurs, et élimination des substances odorantes, saporigènes et colorantes;
- 3) réduction des doses de flocculants (50 % au minimum) et stérilisants (50 à 80 %);
- 4) faible charge des filtres, diminution de la quantité d'eau de rinçage;
- 5) enrichissement total en oxygène de l'eau de piscine;
- 6) économie considérable d'eau d'appoint (au moins 50 % de l'injection journalière habituelle de 4-5 % du volume du bassin);
- 7) suppression, dans une mesure importante, des précipitations de calcaire dans l'eau de piscine.

On cite également certains désavantages : lors d'un cycle de recirculation de trois heures, l'introduction de l'ozone à un seul point d'application ne va pas maintenir des conditions stériles dans toute la masse d'eau de piscine; pour surmonter cette difficulté, il faut ajouter l'ozone en débit continu afin d'en maintenir un reste dans toute la piscine pour assurer une efficacité bactéricide sans rendre l'atmosphère désagréable. Certains auteurs relèvent également que le coût du traitement par l'ozone est plus élevé que par le chlore.

4.2 Par le bioxyde de chlore

Le traitement des eaux de piscine par le chlore libre, procédé déjà classique, ne sera examiné que du point de vue comparatif aux sections 5 et 6.

Des observations ont été publiées en Europe, au cours des années, sur l'emploi de bioxyde de chlore dans le traitement des eaux de piscine. Ainsi, l'auteur allemand Berndt a relevé dans un premier article (9), en 1960, que ce mode de traitement des eaux de piscine était encore peu employé parce qu'il peut se produire à partir du ClO_2 appliqué une formation en retour de NaClO_2 (chlorite de sodium), indésirable et toxique, avec éventuellement une réduction considérable de l'efficacité oxydante du ClO_2 . En 1963, ce même auteur a communiqué (10) les résultats de ses études ultérieures selon lesquels :

- dans la zone neutre du pH, l'action bactéricide du ClO_2 est inférieure à celle du chlore.
- l'action bactéricide du ClO_2 diminue pour une valeur croissante de pH;
- la combinaison de ClO_2 et Cl_2 exerce un effet porté à une puissance;
- plus une eau est polluée, plus la formation vraie de chlorites en retour est importante;
- la formation de chlorite est favorisée quand on ajoute simultanément du sulfate de cuivre (algicide) et du bioxyde de chlore;
- le traitement d'une eau de piscine par un mélange de Cl_2/ClO_2 empêche une formation de chlorite en retour et évite des odeurs et des saveurs gênantes de chlore.

4.3 Par le brome

Aux Etats-Unis, la stérilisation au brome des eaux de piscine est autorisée depuis plus de vingt ans dans certains Etats comme l'Illinois, où environ 10 % des piscines sont ainsi traitées. En France, d'après l'étude de Saunier et Roger (11), ce procédé connaît depuis 1969 un succès commercial certain et il a été retenu par le Secrétariat d'Etat à la Jeunesse, aux Sports et aux Loisirs pour la stérilisation des mille piscines inscrites au VI^e Plan.

Il a été constaté par voie expérimentale que le brome réagit avec l'ammoniaque en formant les mono- et dibromamines, mais pas la tribromamine, ce qui explique l'absence d'irritation des muqueuses par les eaux de piscine bromées. La monobromamine est considérablement plus efficace que la monochloramine. Les bromamines possèdent un pouvoir bactéricide voisin de celui du brome libre.

Du point de vue de la consommation, on obtient avec le brome la même courbe caractéristique au point de rebroussement qu'avec le chlore, mais la demande d'une eau en brome est plus que deux fois supérieure à la demande en chlore, c'est-à-dire qu'elle est en proportion directe avec les équivalents chimiques (voir Fig. VIII. 3).

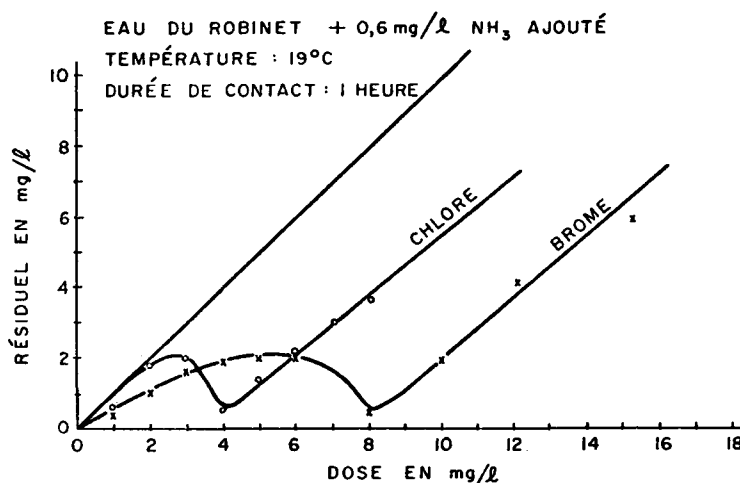


FIGURE VIII.3

COURBES DE CONSOMMATION DE CHLORE ET DE BROME

(d'après Malpas, J.F. (1964) "The Chemical and Bacteriological Purification of Swimming-Bath Water". In: *Proceedings of the Society of Water Treatment and Examination*, 13(2) : 94-113)

Le Département de la Santé publique de l'Etat de l'Illinois a fixé dès 1959 à 2,0 mg/l la teneur en brome résiduel de l'eau de piscine. Cette nette différence avec la teneur fixée pour le chlore résiduel est due à l'action inhibitrice des matières organiques, qui s'exerce davantage à l'égard du brome que du chlore.

4.4 Par l'iode

Des expériences ont été faites au sujet de l'utilisation de l'iode comme désinfectant des eaux de piscine (12,13). Elles avaient pour objectif de déterminer : a) si l'on doit s'attendre à des changements de teneur de l'iode lié aux protéines du sang en cas d'inhalation, d'ingestion ou d'absorption d'iode; b) si l'on peut constater une présence importante d'iode dans l'urine en cas d'inhalation, d'ingestion ou d'absorption d'iode; c) si l'on peut s'attendre à des inflammations des yeux associées à la baignade dans des eaux traitées à l'iode; enfin d) si l'iode est efficace comme désinfectant des eaux de piscine.

Les constatations suivantes ont été faites à cet égard sur des personnes ayant nagé pendant une période d'un mois dans des piscines dont l'eau avait été traitée à l'iode :

- la valeur de l'iode lié aux protéines du sang était, avant exposition, de 4,7, et après une exposition d'environ un mois de 4,9;
- les déterminations urinaires de l'iode total étaient d'environ 71 avant exposition et 74 après un mois;
- toutes les épreuves présomptives pour déceler la présence de coliformes ont donné des résultats négatifs;
- il n'y a pas eu d'évidence de conjonctivite, ce qui est un net avantage par rapport au chlore;
- la majorité des personnes soumises aux essais ont préféré l'eau iodée à l'eau chlorée;
- il n'y a pas eu d'évidence de modification des dimensions de la glande thyroïde au cours des essais (ce qui tendrait à prouver que cette glande ne fixe pas l'iode pendant la baignade).

Du point de vue de l'application, il faut souligner certains faits :

- 1) la pression de vapeur de l'iode est seulement de 0,31 mm de Hg à la température ambiante (environ 20°C), de sorte que l'iode peut être emmagasiné indéfiniment dans des récipients non métalliques et à une pression atmosphérique sans perte appréciable ou détérioration;
- 2) quoique la solubilité de l'iode dans l'eau ne soit pas élevée, sa solution aqueuse saturée est suffisamment concentrée pour des besoins d'alimentation en iode;
- 3) par comparaison avec les autres halogènes, l'iode possède la plus petite réactivité chimique, de sorte qu'il persiste plus longtemps en présence de substances organiques ou d'autres matières oxydables;
- 4) l'alimentation de l'eau en iode élémentaire est un procédé très simple;
- 5) à des doses allant jusqu'à 1 mg/l, l'iode ne produit pas de coloration discernable, ni de goût, ni d'odeur;
- 6) le coût relativement élevé de l'iode par rapport au chlore est compensé par trois faits : a) la petite demande en iode de l'eau, b) la très faible transformation d'iode en iodate, et c) la facilité avec laquelle l'ion iodure peut être réoxydé.

Favero et Drake (14) ont démontré que, quoiqu'une eau de piscine iodée soit habituellement exempte de coliformes et d'entérocoques, le nombre total de micro-organismes y est souvent relativement élevé, surtout en ce qui concerne *Pseudomonas alcaligenes* et *Alcaligenes faecalis*. Par comparaison avec des eaux de piscine chlorées, il a été établi que, quoique ce nombre total soit plus élevé pendant la période d'iodation, les types spécifiques de bactéries sont soit moins fréquents soit les mêmes que pendant la période de chloration. Au cours de la chloration, la flore microbienne prédominante consiste en staphylocoques et en organismes du genre *Bacillus*, tandis qu'au cours de l'iodation, le groupe *P. alcaligenes* et *A. faecalis* représente de 92 à 99 % de la flore microbienne, ce qui est dû à la résistance de ces organismes vis-à-vis de l'iode et à leur capacité de croître rapidement dans l'eau de piscine en l'absence d'iode libre.

5. ETUDES COMPARATIVES SUR LA DESINFECTION DES EAUX DE BAINADE

Une étude comparative, importante du point de vue des applications pratiques (15), a été faite concernant l'utilisation du chlore, du brome et de l'iode comme désinfectants des eaux de piscine. Une méthode approuvée par l'Association américaine des chimistes agricoles officiels (16) a servi de base pour la comparaison directe des germicides, à une concentration recommandée et avec un contrôle de solution tamponnée d'hypochlorite de sodium fournissant 0,6 ml/l de chlore résiduel disponible à pH $7,5 \pm 0,1$. Par voie d'expérimentation il a été établi que :

- a) 0,3 mg/l de chlore disponible à l'état de gaz possède une activité équivalant à 0,6 mg/l de chlore disponible dans un contrôle de solution tamponnée d'hypochlorite de sodium, cela dans le cas où *Escherichia coli* est utilisé comme micro-organisme d'expérimentation; dans le cas de *Streptococcus faecalis*, 0,45 mg/l de chlore disponible à l'état de gaz possède une activité équivalant à celle du contrôle;

b) pour le brome à l'état liquide, 1 mg/l correspond du point de vue de l'efficacité à 0,6 mg/l de chlore disponible sous forme d'hypochlorite du contrôle, lorsque *E. coli* est utilisé comme micro-organisme d'expérimentation, tandis que dans le cas de *S. faecalis* 2,0 mg/l de brome liquide sont nécessaires pour fournir une activité équivalant à celle de 0,6 mg/l de chlore disponible du contrôle;

c) dans le cas de l'iode, que *E. coli* ou *S. faecalis* soient utilisés pour l'expérimentation, 2,0 mg/l sont nécessaires pour obtenir un résultat équivalant à celui de 0,6 mg/l de chlore disponible du contrôle;

d) dans tous les systèmes mis à l'essai, le chlore gazeux a été la forme la plus active du chlore disponible, le brome liquide la forme la plus active du brome, et l'iode métallique la forme la plus active de l'iode.

Farkas-Himsley (17) a étudié le pouvoir désinfectant du chlore, du brome et des mélanges de chlore et de brome en différentes proportions. Il a constaté qu'en présence de grandes quantités de matières azotées qui stimulent la croissance (à un pH neutre), le brome est plus efficace que le chlore; dans les eaux qui contiennent de petites quantités de matières azotées qui stimulent la croissance, le chlore se montre supérieur. Les mélanges de chlore et de brome en différentes proportions augmentent d'efficacité inversement au pourcentage de "l'hypobromite" créé; cette efficacité a été testée à des valeurs de pH allant de 5,4 à 8,6 dans les eaux épurées et naturelles contenant de grandes et petites quantités de matières azotées capables de stimuler la croissance, ce qui donne à ces mélanges une valeur pratique pour la désinfection de diverses eaux naturelles. Il a été constaté également que les mutants résistants au chlore ne sont pas affectés par le brome seul, tandis qu'ils manifestent une sensibilité aux basses concentrations de brome actif en présence de chlore. Dans la pratique, on ajoute de petites quantités de bromures aux hypochlorites.

Au Canada, on a constaté (18) qu'une inactivation adéquate de virus potentiellement pathogènes pour l'homme dans les eaux de piscine peut s'effectuer en maintenant le chlore résiduel libre à des valeurs de 0,2 à 0,5 mg/l, quand le pH se situe entre 7 et 8. Les résidus semblables de brome ou de chlore libres peuvent inactiver six espèces fréquentes d'entérovirus et de virus parainfluenza 1. Les chercheurs canadiens Mc Lean, Brown et Laak ont établi (19) qu'en maintenant des quantités résiduelles adéquates de chlore, brome et iode libres, il se produit une inactivation rapide du poliovirus 2 après son introduction dans l'eau de piscine.

En Grande-Bretagne, la majorité des experts considèrent que, de toutes les méthodes de désinfection des eaux de piscine (ozone, brome, iode, bioxyde de chlore, argent katadyn, radiation ultraviolette), pas une n'a fait preuve d'autant d'efficacité et d'économie que la chloration jusqu'au point critique, associée à un contrôle du pH et de l'alcalinité. En ce qui concerne le traitement de petites piscines, le minimum exigé serait la chloration avec recirculation.

Il semble peu réalisable de chlorer une masse d'eau naturelle servant à la baignade. Cependant, à Hyde Park à Londres, on a, en utilisant un schéma gigantesque de recirculation, chloré le Serpentine Lido qui est une plage dont les dimensions sont de douze fois celles d'une piscine olympique. Il s'agit là de la plus grande masse d'eau naturelle chlorée du monde entier.

Les piscines d'eau de mer ont été étudiées au cours de la chloration (20). Une plus grande efficacité bactéricide a été constatée à cause de la présence des bromures dans l'eau de mer, lesquels sont transformés, au cours de la chloration jusqu'au point critique, en bromamines et finalement en brome libre.

6. RECHERCHES SUR LE MODE D'ACTION DE DIVERS DESINFECTANTS

Dans une publication récente (21), deux auteurs soviétiques ont examiné les résultats de recherches faites en URSS pour clarifier le mode d'action de divers désinfectants de l'eau sur les micro-organismes qui s'y trouvent. D'autre part, Gubar et Kozlova (22) ont confirmé que le chlore libre est bien plus efficace vis-à-vis des *Enterobacteriaceae* que le chlore combiné (Fig. VIII. 4).

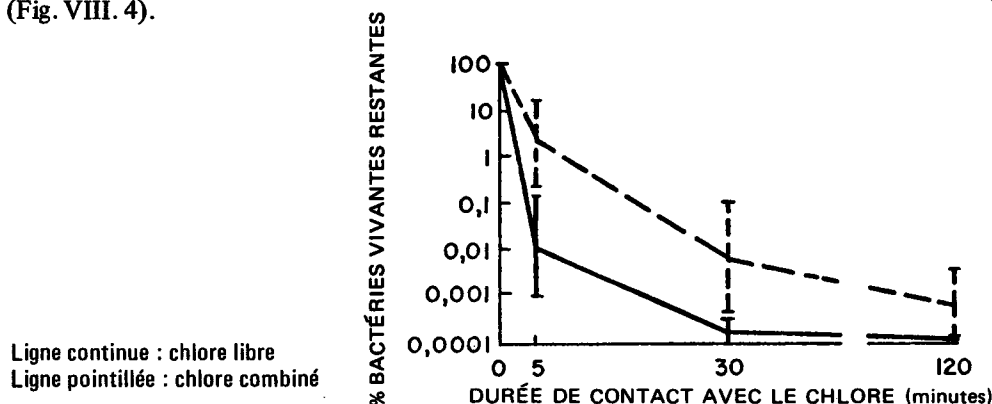


FIGURE VIII.4

EFFICACITE DU CHLORE RESIDUEL, LIBRE ET COMBINE, A LA DOSE DE 1 mg/l, POUR DESINFECTER DE L'EAU CONTENANT DES *E. COLI*

(d'après bibliographie - 21)

Lovcevic et Sergunina (23) ont de leur côté établi que des niveaux plus élevés de chlore résiduel et des périodes de contact plus longues sont nécessaires pour débarrasser l'eau de virus que pour détruire soit *E. coli*, soit les coliphages (Fig. VIII. 5), ce qui prouve que ces derniers ne peuvent servir d'indicateurs dignes de confiance de l'efficacité du chlore contre les entérovirus.

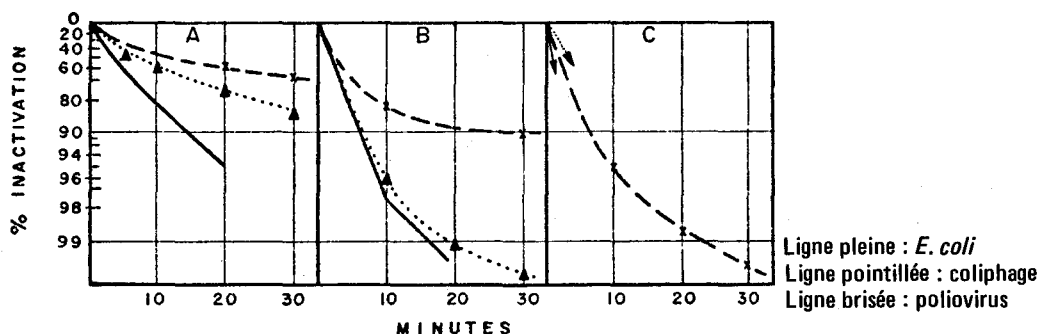


FIGURE VIII.5

INACTIVATION DE *E. COLI*, DU COLIPHAGE ET DU POLIOVIRUS
DANS UNE EAU DE pH 8,3 ET CONTENANT DIVERSES CONCENTRATIONS DE CHLORE RESIDUEL :

- A) du chlore résiduel combiné à la concentration de 0,4-0,6 mg/l,
- B) du chlore résiduel total à la concentration de 0,5-0,8 mg/l, conjointement avec des traces de chlore résiduel libre,
- C) du chlore résiduel total à la concentration de 0,9-1,2 mg/l et du chlore résiduel libre à la concentration de 0,1-0,5 mg/l (les flèches indiquent le point à partir d'où l'on ne décelait plus de micro-organismes).

(d'après bibliographie - 21)

Skidal'skaja (24) et d'autres chercheurs soviétiques ont étudié l'effet de divers désinfectants sur le processus d'oxydation biologique dans la cellule, sur la base de l'activité des déshydrogénases. Il a été démontré que le degré d'inhibition de l'activité de la déshydrogénase est en rapport direct avec la concentration du chlore. Les enzymes respiratoires des bactéries sont plus sensibles au chlore que celles qui participent à la dégradation des acides aminés. Il a été constaté que l'exposition d'*E. coli* au chlore n'a pas d'effet sur la composition des nucléotides de leur ADN. On a démontré à l'aide du microscope électronique que l'exposition d'*E. coli* au chlore s'accompagne de changements cytologiques. L'ozone exerce un mode d'action semblable sur les bactéries.

Il reste encore à étendre ces recherches dans le domaine des virus.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Fontaine, L. (1964) "Piscines, plages publiques et lacs artificiels", Séminaire présenté le 30.1.64 à l'Ecole d'Hygiène de l'Université de Montréal
- Federal Water Pollution Control Administration (1968) "Water Quality Criteria", Report of the National Technical Advisory Committee to the Secretary of the Interior, Washington, D.C.
- Brown, J.R. (1965) "Bacteriological Standards for Bathing Water", *Medical Services Journal Canada*, Vol. XXI, No 11, décembre, 778-786
- Favero, M.S., Drake, C.H., & Randall, G.B. (1964) "Use of Staphylococci as Indicators of Swimming Pool Pollution", *Public Health Reports*, Vol. 79, No 1, janvier, 61-70
- Levine, M., Minette, H., & Tanimoto, R.H. (1960) "Waste Disposal in the Marine Environment", E.A. Pearson, ed., Pergamon Press, New York
- Ministry of Health (U.K.) (1956) "Bacteriological Examination of Water Supplies", London

7. Drapeau, A.J., & Mezzetta, G. (1969) "Etude des caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques de l'eau de piscine ainsi que de leur traitement", Section du Génie de l'Environnement, Ecole polytechnique de Montréal
8. Kurzmann, G.E. (1966) In: *Sanitär - und Heizungstechnik*, Vol. 31, No 9, septembre, 665-666
9. Berndt, H. (1960) In: *Städtehygiene*, Vol. 7, juillet, 127-134
10. Berndt, H. (1963) In: *Städtehygiene*, Vol. 14, No 5, mai, 92-94
11. Saunier, B., & Roger, F. (1972) "La stérilisation des eaux de piscine par le brome", *Techniques et Sciences municipales* et revue *L'eau*, mars, 3 : 113-122
12. Byrd, O., Malkin, H., Reed, G., & Wilson, H. (1963) "Safety of Iodine as a Disinfectant in Swimming Pools", *Public Health Reports*, Vol. 78, No 5, mai, 393-397
13. Black, A., Kinman, R., Thomas, W., Jr, Freund, G., & Bird, E. (1965) "Use of Iodine for Disinfection", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 1401-1421
14. Favero, M., & Drake, C. (1966) "Factors Influencing the Occurrence of High Numbers of Iodine-Resistant Bacteria in Iodinated Swimming Pools", *Appl. Microbiol.*, Vol. 14, No 4, 627-635
15. Koski, T.A., Stuart, L.S., & Ortenzio, L.F. (1966) "Comparison of Chlorine, Bromine, and Iodine as Disinfectants for Swimming Pool Water", *Appl. Microbiol.*, Vol. 14, No 2, 276-279
16. Ortenzio, L.F., & Stuart, L.S. (1964) "A Standard Test for Efficacy of Germicides and Acceptability of Residual Disinfecting Activity in Swimming Pool Water", *J. Assoc. Offic. Agr. Chemists*, 47 : 541-547
17. Farkas-Himsley, H. (1964) "Killing of Chlorine-Resistant Bacteria by Chlorine-Bromine Solutions", *Appl. Microbiol.*, Vol. 12, No 1, 1-6
18. Mc Lean, D.M. (1963) "Infection Hazards in Swimming Pools", *Paediatrics*, mai, 811-818
19. Mc Lean, D., Brown, J., & Laak, R. (1966) "Virus Dispersal by Water", *J. Amer. Water Works Assoc.*, juillet, 920-928
20. Houghton, G.U. (1966) In: *J. Soc. Chem. Ind.*, 65 : 324-328
21. Čerkinskij, S.N., & Trahtman, N. (1972) "The Present Status of Research on the Disinfection of Drinking Water in the USSR", *Bull. Org. mond. Santé*, 46 : 277-283
22. Gubar, M.A., & Kozlova, N.D. (1967) In: *Gig. i Sanit.*, 32, No 5, 11-14
23. Lovcevic, E.L., & Sergunina, L.A. (1968) In: *Gig. i Sanit.*, 33, No 9, 22-27
24. Skidal'skaja, A.M. (1969) In: *Gig. i Sanit.*, 34, No 11, 11-17
25. Grinstein, S., Melnick, J.L., & Wallis, C. (1970) "Virus Isolations from Sewage and from a Stream Receiving Effluents of Sewage Treatment Plants", *Bull. Org. mond. Santé*, 42 : 291-296
26. Mechals, B.J., Hekimian, K.K., Schinazi, L.A., & Dudley, R.H. (1972) "Water Quality Criteria Data Book, Vol. 4 - An Investigation into Recreational Water Quality", Office of Research and Monitoring, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
27. Merrell, J.C., Jopling, W.F., Bott, R.F., Katko, A., & Pintler, H.E. (1967) "The Santee Recreation Project, Santee, California", U.S. Dept. of the Interior, Fed. Water Poll. Control Adm., Publ. WP-20-7

CHAPITRE IX

MICROBIOLOGIE DES LACS ET NOTIONS DE LIMNOLOGIE

1. HISTORIQUE, DEFINITION ET BUT DE LA LIMNOLOGIE

En 1869, F.A. Forel, professeur à l'Université de Lausanne (Suisse), a publié une étude sur la faune du fond du lac Léman (lac de Genève), qui marque le début de l'étude scientifique des lacs à laquelle on a donné le nom de limnologie (d'après le mot grec *limnè* = étang, lac, marais). Cet homme de science suisse a publié en 1892 et 1895 les deux premiers volumes de son ouvrage intitulé "Le Léman, monographie limnologique". Un ouvrage sur les aspects biologiques de ce lac a paru en 1904, complétant ainsi un traité d'environ deux mille pages de cet auteur surnommé le "père de la limnologie".

En 1897, S.A. Forbes, professeur à l'Université de l'Illinois, a donné un concept écologique à la limnologie en publiant un ouvrage consacré aux lacs en tant que microcosmos. Le but ultime de la limnologie est de déterminer les constituants des systèmes aquatiques et de comprendre leur fonctionnement dans la dynamique de l'ensemble. Elle fait partie de l'écologie aquatique (1).

Au cours du temps, l'acception du terme limnologie s'est élargie et a englobé l'étude des cours d'eau. A cause des différences essentielles dans les méthodes d'étude des lacs et des cours d'eau, il est cependant devenu nécessaire de distinguer ces deux types d'études, de sorte que l'étude des cours d'eau se nomme actuellement la potamologie (du mot grec *potamos* = rivière).

2. COMMUNAUTES LACUSTRES

Les zones écologiques d'un lac (Fig. IX. 1), qui contiennent des communautés plus ou moins caractéristiques, sont les suivantes (1,2) :

- a) surface du lac
- b) zone limnétique, se subdivisant en
 - couche trophogène (supérieure)
 - couche tropholytique (inférieure)
- c) zone littorale
- d) zone profonde
- e) zone des structures submergées.

2.1 Les organismes associés à la couche mince de la surface d'un lac portent le nom commun de *neuston*. Ils appartiennent à diverses espèces de macro- et de micro-organismes.

2.2 La partie supérieure de la zone limnétique sert de milieu naturel à une communauté de plantes photosynthétisantes, microscopiques et à une communauté animale basée sur les plantes. La partie inférieure est caractérisée par une abondance de bactéries et une rareté d'organismes en général. Dans les lacs peu profonds la zone tropholytique peut même manquer.

Les habitants de la zone limnétique sont classifiés en : 1) *necton* (du grec "organismes qui nagent"), tels que poissons et certains insectes, et 2) *plancton* (du grec "organismes voyageurs"), qui correspond à une communauté abondante et diversifiée de plantes et d'animaux microscopiques, communauté qui est d'un intérêt particulier pour l'ingénieur de l'environnement. Le zooplancton et le phytoplancton se situent, au point de vue dimensions, entre les plus petits protozoaires et bactéries et les algues et crustacés visibles à l'oeil nu.

La communauté de phytoplancton lacustre est composée principalement de diatomées, d'algues bleu vert, d'algues vertes et de flagellées photosynthétisantes. La composition quantitative et qualitative de cette communauté varie considérablement d'un lac à un autre. Des fluctuations saisonnières du phytoplancton ont été observées dans bien des lacs, qui sont le résultat d'interactions complexes de facteurs de l'environnement. Les diatomées sont les algues les plus abondantes des grands lacs. Dans certains lacs et à certaines saisons, le nombre de cellules d'une population mixte de diatomées peut atteindre 20 millions par litre. Dans ces mêmes lacs on a constaté que les algues bleu vert sont l'objet de ces fluctuations typiques de population en fin d'été.

Le zooplancton des lacs est composé principalement de rotifères et de microcrustacés. La population de rotifères lacustres ne manifeste aucune caractéristique de prévision par rapport à la densité saisonnière d'espèces. Le nombre d'espèces dominantes de microcrustacés limnétiques ne dépasse souvent pas la demi-douzaine.

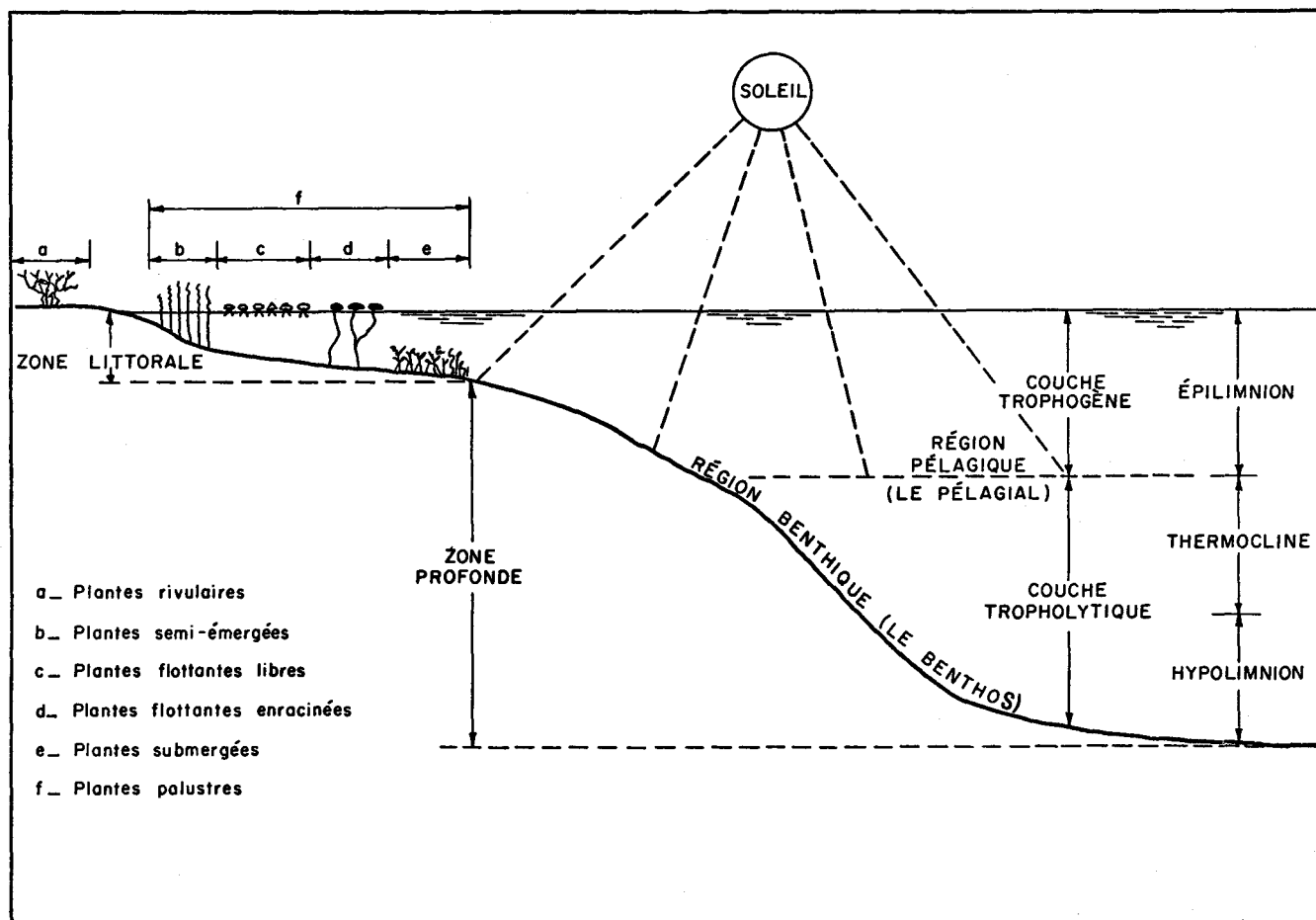


FIGURE IX. 1

LES PRINCIPALES ZONES ECOLOGIQUES HORIZONTALES ET VERTICALES D'UN LAC

Dans des conditions normales, la composition du phytoplancton et du zooplancton de n'importe quel lac change apparemment peu. Généralement, en ce qui concerne la dynamique du plancton, les petits lacs en sont plus riches que les grands. Les lacs oligotrophes ("pauvres en nourriture") sont généralement caractérisés par une relativement petite quantité de plancton total et les fluctuations de population y sont rares. Les lacs eutrophes ("riches en nourriture") contiennent une grande quantité de phytoplancton, composé de peu d'espèces, et les fluctuations de population sont fréquentes.

Les lacs comprennent deux régions, du point de vue de l'activité biologique : a) la région supérieure dans laquelle la photosynthèse excède la respiration du plancton total (zone trophogène), et b) la région inférieure où la décomposition est prédominante (zone tropholytique). Entre ces deux zones se trouve une "couche de compensation", où règne un équilibre entre la photosynthèse des algues et la respiration du plancton total. Dans les lacs dont la turbidité ou la coloration est intense, cette couche peut se trouver à environ un mètre de la surface, tandis que dans les lacs dont l'eau est limpide elle se trouve à une profondeur considérable. Le phytoplancton est limité par les exigences de lumière à la zone qui se trouve au-dessus de la couche de compensation. Puisque le zooplancton dépend directement ou indirectement des plantes, il se trouve en plus grande abondance dans la zone trophogène.

En d'autres termes, la masse totale d'eau d'un lac n'est pas habitée d'une façon uniforme par le plancton. Il existe une stratification verticale qui est fonction de la lumière, de la température, du mouvement de l'eau, de l'approvisionnement en substances nutritives, c'est-à-dire des facteurs de l'environnement.

2.3 La zone littorale est dominée par les plantes supérieures qui occupent les zones de végétation émergente, de plantes à feuilles flottantes et de végétation submergée. Le plancton de la zone littorale est riche en espèces diverses et quelquefois en individus. Ces micro-organismes, connus sous le nom de tychoplancton, consistent en algues filamenteuses et en organismes déplacés d'une communauté sur structures submergées ("*Aufwuchs*"). La communauté littorale comprend également des animaux supérieurs.

2.4 Les communautés du fond des lacs sont connues sous le nom général de *benthos*. Il n'y a pas de communauté qui comporte une telle variété d'espèces et d'individus que le benthos, non pas seulement dans les limites d'un lac, mais également en comparant un lac avec l'autre. Le fond d'un lac comprend habituellement trois subdivisions zonales : 1) le fond littoral, 2) le fond sublittoral (exemple d'un écotone ou zone "tampon"), et 3) le fond profond. Les microchampignons, les bactéries et certains protozoaires sont d'ordinaire abondants près de la surface des boues du fond des lacs. Une caractéristique des lacs eutrophes profonds des zones tempérées est une communauté riche (en nombre ou en masse), composée d'un nombre réduit d'espèces. Dans un lac défini, il existe une corrélation manifeste entre la nature du substrat, le nombre d'espèces et la densité de population.

2.5 Les communautés sur structures submergées ("*Aufwuchs*") incluent tous les organismes qui sont attachés à ou se meuvent sur un substrat submergé (donc le benthos est exclu). La base physique et écologique de cet *Aufwuchs* est composée d'un assortiment d'algues unicellulaires et filamenteuses; localisés entre les plantes, on y trouve attachés des protozoaires, des bryozoaires et des rotifères. Les animaux mobiles, tels que protozoaires, vers ronds, rotifères, crustacés et insectes, se trouvent dans cet *Aufwuchs* en nombre et espèces divers en fonction du substrat, du mouvement de l'eau, de sa profondeur, et de sa composition chimique. La pollution chimique de l'eau des lacs limite la distribution d'un grand nombre d'animaux de l'*Aufwuchs*.

2.6 L'hydrobiologiste danois G. Nygaard a établi des "quotients numériques du plancton" servant à déterminer si les lacs sont oligotrophes, mésotrophes ou eutrophes, ces quotients représentant les rapports numériques entre espèces planctoniques présentes dans le lac. Ainsi, si le rapport du nombre des espèces

$$\frac{\text{Chlorococcales}}{\text{Desmidiaceae}}$$

est inférieur à 1, le lac est oligotrophe, alors qu'il est eutrophe si ce rapport est supérieur à 1; il s'agit là du quotient simple. Un deuxième quotient, ou indice composé, fait intervenir davantage d'espèces : il s'agit du rapport

$$\frac{\text{Myxophyceae} + \text{Chlorococcales} + \text{Centrales} + \text{Eugleniaceae}}{\text{Desmidiaceae}}$$

qui, s'il est inférieur à 1, révèle un état oligotrophe, s'il se situe entre 1 et 2,5, dénote un état mésotrophe, et indique que le lac est eutrophe si le rapport est supérieur à 2,5. Il existe également un quotient de Diatomées, basé sur le rapport

$$\frac{\text{Centrales}}{\text{Pennales}}$$

inférieur à 0,2 lorsque le lac est oligotrophe et situé entre 0,2 et 3 lorsqu'il est eutrophe. (Voir à ce sujet la référence 3.)

3. CONSEQUENCES ECOLOGIQUES DE LA POLLUTION DES LACS

La pollution des lacs cause inévitablement un certain nombre de modifications indésirables du point de vue de la qualité de l'eau, en rapport direct ou indirect avec les changements intervenus dans la communauté aquatique lacustre (4). Le tableau IX - 1 résume les modifications de certains paramètres physico-chimiques causées par l'eutrophisation du lac de Zurich (Suisse) au début du XX^e Siècle. (Voir le tableau IX - 1 à la page 102.)

3.1 La décharge non contrôlée des eaux usées industrielles dans une masse d'eau d'un lac peut introduire dans ce milieu : a) les eaux d'égout, b) les solutés organiques (synthétiques et naturels), c) les solutés minéraux (toxiques et non toxiques), d) les matières en suspension (dégradables et non dégradables), e) les produits pétroliers (matières grasses), enfin f) la pollution thermique.

3.2 Les matières déversées avec les eaux usées domestiques non traitées qui peuvent affecter la qualité de l'eau sont les suivantes : a) les micro-organismes fécaux pathogènes, b) les substances nutritives dissoutes, c) les matières en suspension (substances organiques dégradables et non dégradables).

TABEAU IX - 1
INDICES DE L'EUTROPHISATION DU LAC DE ZURICH

(d'après bibliographie - 4)

Paramètre	Dates des analyses	Valeurs relevées
Chlorures	1888 1916	1,3 mg/l 4,9 mg/l
Matière organique dissoute	1888 1914	9,0 mg/l 20,0 mg/l
Oxygène dissous *	1910-1930 1930-1942	Saturation : 100 % Saturation : 9 %
Disque de Secchi	avant 1905 1905-1910 1914-1928	3,1-16,8 m 2,1-10,0 m 1,4-10,0 m

* Mesuré en plein été, à 100 m du rivage.

3.3 La décharge des eaux usées domestiques dans des lacs les rend souvent dangereux pour l'alimentation en eau et pour les sports aquatiques. Les autres effets d'une telle pollution incluent des modifications (en abondance et en composition) des populations d'organismes aquatiques (eutrophisation). Exemples : a) les algues du littoral deviennent plus abondantes, ce qui gêne la natation, le canotage, la pêche et peut causer des mauvaises odeurs par suite de la mort et de la décomposition des organismes; b) l'augmentation de l'abondance du phytoplancton peut causer des problèmes de goût et d'odeur dans l'alimentation en eau, des colmatages de filtres, une turbidité élevée, des modifications de couleur, et un épuisement de l'oxygène dans l'hypolimnion (partie inférieure de la zone tropholytique d'un lac, au-dessous de la couche de saut thermique); c) les diatomées cèdent le rôle dominant aux algues bleu vert.

4. IMPORTANCE POUR L'INGENIEUR DE L'ENVIRONNEMENT

L'eutrophisation des lacs est un processus évolutif, naturel ou provoqué, qui rend un lac de mieux en mieux pourvu en sels nutritifs (nitrates, phosphates) et donc de plus en plus riche en organismes vivants et en matières organiques (5). Le succès des efforts pour contrôler ce processus et réduire le niveau trophique d'un lac dépendra d'une bonne connaissance de son budget nutritif (4,6).

4.1 Des quantités considérables d'éléments nutritifs peuvent être introduites dans un lac par les voies suivantes : a) précipitations, b) eaux souterraines, c) écoulement à partir de la ligne de partage des eaux, d) ligne riveraine des exutoires domestiques et industriels, e) bateaux de plaisance et navires de commerce, f) gibier d'eau.

4.2 Bien des méthodes ont été utilisées pour contrôler l'eutrophisation :

a) la dérivation des sources riches en éléments nutritifs des cours d'eau récepteurs, consistant à détourner les effluents d'eaux usées des rivières destinées à servir dans l'avenir de retenues pour l'alimentation en eau, le contrôle des inondations, l'augmentation du débit et à des fins récréatives;

b) dans les cas où la dérivation des effluents n'est pas praticable, on les soumet au traitement tertiaire (oxydation biologique des composés azotés réduits, avec réduction ultérieure jusqu'à l'azote gazeux, taux d'aération amplifié avec fixation du phosphore par les boues activées, application de la coagulation chimique, de la filtration sur sable et de la sorption sur charbon actif pour l'élimination des substances nutritives minérales et organiques des eaux d'égout traitées, etc.);

c) la gestion des terres (p. ex. zonage) dans le cas des lacs où le drainage agricole ou urbain représente la source majeure de substances nutritives;

d) l'utilisation de sulfate de cuivre, d'arsénite de sodium et d'algicides organiques (l'utilisation des algicides dans les grands lacs n'est pas justifiée du point de vue économique);

e) l'application du noir de charbon pour réduire la limpidité de l'eau, autre mesure temporaire dans le cas des petits lacs, protégés du vent;

f) la moisson des producteurs primaires et/ou secondaires dans le but d'éliminer les substances nutritives (moisson de la végétation de la ligne riveraine, pêche extensive);

g) la dilution de l'eau d'un lac eutrophe avec une eau pauvre en substances nutritives (on citera la dilution du lac Bled en Yougoslavie par détournement de la petite rivière Radovna (7));

h) dans le cas des lacs qui sont petits et relativement peu profonds, la destruction de la stratification thermique par mélange ou aération de l'hypolimnion, ce qui a pour but de maintenir dans l'hypolimnion des conditions aérobies qui ne favorisent pas la dissolution des composés de P, Fe et S (8).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Reid, G.K. (1961) "Ecology of Inland Waters and Estuaries", Van Nostrand Reinhold Company, ed., New York
2. Odum, E.P. (1959) "Fundamentals of Ecology", 2nd ed., W.B. Saunders Co, Philadelphia
3. Weber, C.I. (1968) "Plankton in Oligotrophic Lakes", From: "Basic Freshwater Biology and Freshwater Pollution Ecology", Training Course Manual, Federal Water Pollution Control Administration, U.S. Dept. of the Interior
4. Weber, C.I. (1968) "Effect of Pollution on Lakes", From: "Basic Freshwater Biology and Freshwater Pollution Ecology", Training Course Manual, Federal Water Pollution Control Administration, U.S. Dept. of the Interior
5. Colas, R., Cabaud, R., & Vivier, P. (1968) "Dictionnaire technique de l'eau et des questions connexes", Ed. Guy Le Prat, Paris
6. Gus Fruh, E. (1968) "Eutrophication", From: "Stream Analysis and Thermal Pollution" [for WHO project Poland-26] University of Texas, Austin
7. Sketelj, J., & Rejic, M. (1964) "Pollutional Phases of Lake Bled", communication présentée à la Seconde Conférence internationale sur la Pollution de l'Eau, Tokyo
8. A Committee Report (1971) "Artificial Destratification in Reservoirs", *J. Amer. Water Works Assoc.*, septembre

CHAPITRE X

MICROBIOLOGIE DES EAUX DE RETENUE (RESERVOIRS, ETC.)

1. L'INTERET ACTUEL POUR LES RETENUES D'EAU COMME SYSTEMES BIOLOGIQUES VIVANTS

En 1968 a eu lieu à Uppsala (Suède) un symposium, organisé par l'OCDE, consacré à l'eutrophisation dans les grands lacs et les retenues d'eau. On rappellera certaines conclusions, d'importance pour l'ingénieur de l'environnement, de la publication (1) issue de ses travaux.

La plupart des formes de pollution ont une incidence biologique, et il est probable qu'à l'avenir on accordera encore plus d'importance aux réactions des indicateurs biologiques lorsqu'on voudra évaluer les conditions des lacs et des retenues.

L'eutrophisation n'a pas encore fait l'objet d'une définition qui soit universellement reconnue, et l'on ne dispose pas des normes de base qui permettraient de comparer avec précision la situation des différents lacs et retenues ou d'évaluer leur état trophique.

L'irréversibilité de l'eutrophisation, ou au contraire la possibilité de restaurer la qualité de l'eau, sont des notions qui demandent à être éclaircies. Sur le plan scientifique, il n'y a pas de désaccord sur la méthode à suivre pour éviter que l'écosystème constitué par un lac ou une retenue d'eau ne soit profondément perturbé ni sur les principes dont doit s'inspirer la recherche et qui conduiront à mieux comprendre les phénomènes. On doit s'efforcer de réduire autant que possible les perturbations auxquelles est soumis le rythme biologique des grands lacs et des retenues d'eau et d'éviter les conséquences néfastes qu'entraîne la prolifération des fleurs d'eau.

Dans les limites des connaissances actuelles, il semble que l'on doive accorder la priorité aux facteurs suivants dans les études sur l'eutrophisation dans les grands lacs et les retenues d'eau :

- a) les dimensions et la forme du lac, plus particulièrement sa profondeur, ainsi que ses origines et sa situation géographique;
- b) les concentrations printanières de substances nutritives relevées, l'apport annuel d'éléments nutritifs supplémentaires (en particulier d'azote et de phosphore), et le métabolisme général du lac;
- c) la stratification thermique;
- d) le rythme d'évolution du volume de l'eau;
- e) la période pendant laquelle le lac est pris par les glaces;
- f) l'échange de substances entre les sédiments et l'eau, en particulier l'échange d'éléments nutritifs.

Parmi les facteurs dont le rôle est probablement assez important, bien qu'il n'ait pu être clairement établi, on notera :

- a) les micro-éléments;
- b) les vitamines et autres facteurs organiques de croissance.

On peut classer en deux catégories les sources de substances nutritives : sources spécifiques et sources diffuses. On peut commencer par agir sur les sources spécifiques qui comprennent les décharges du réseau d'égouts, les décharges d'eau en surface et les eaux résiduaires industrielles. Il n'est pas impossible d'éliminer la pollution provenant des sources diffuses - engrais agricoles, fumier, apports provenant du sol et de l'atmosphère, par exemple - mais elle offrira plus de résistance parce qu'elle présente un caractère plus généralisé et parce qu'elle dépend de la politique suivie par les pouvoirs publics.

Puisque la science moderne est à la base du progrès qui permet l'élévation du niveau de vie et contribue en même temps à l'aggravation de la pollution ambiante, il n'y a que les techniques scientifiques de gestion intégrée qui puissent fournir les solutions recherchées et qui assureront l'équilibre écologique. Il est nécessaire d'identifier et d'évaluer les différentes sources de substances nutritives en les classant d'après leur origine : agricoles, atmosphériques, industrielles et naturelles, par exemple. La gestion des lacs et des retenues d'eau n'est possible que si l'on procède en permanence à certains contrôles scientifiques de base. Il faut développer les recherches qui permettront de prévoir l'apparition de fleurs d'eau assez tôt pour que le public ou les intéressés puissent être prévenus assez longtemps à l'avance. Actuellement, les processus en cause sont insuffisamment connus pour que cela soit possible avec quelque précision.

L'eutrophisation des lacs et des retenues d'eau a été reconnue comme un problème moyen qui doit être étudié en fonction des différentes utilisations de l'eau (contrôle du niveau de l'eau, élimination des déchets, production d'énergie électrique, par exemple). Avant de fixer les objectifs finals, il faut évaluer la qualité de l'eau qui serait acceptable pour tous les

usages. Malgré la croyance actuelle dans la nécessité primordiale de réduire la teneur des eaux en phosphore et en azote, il est possible que cette méthode ne donne pas dans la pratique les résultats escomptés ou qu'elle se révèle inapplicable, ce qui est une hypothèse plus vraisemblable. Peut-être faudra-t-il modifier les méthodes pour tenir compte, par exemple, des micro- et des macro-éléments nutritifs, notamment dans les phénomènes de prolifération des fleurs d'eau.

2. INDICATEURS MICROBIOLOGIQUES D'EUTROPHISATION DES RETENUES D'EAU

Dans les années 1955, 1963/64 et 1970, des essais de dégradation de la cellulose (taux) par activité microbienne ont été faits en Suisse (2) pour établir le métabolisme des matières dans les lacs et les retenues d'eau et déceler une tendance plus ou moins manifeste vers leur eutrophisation. Les résultats de cette méthode peuvent servir de base de comparaison entre divers lacs et retenues d'eau, car avec le degré d'eutrophisation d'une retenue d'eau, les fils de coton (dont les caractéristiques ont été déterminées au préalable avec précision, particulièrement la résistance mécanique) subissent une détérioration après une période d'incubation à différentes profondeurs d'une masse d'eau. La vitesse de dégradation des échantillons de fils de coton peut être suivie au cours de plusieurs semaines, tenant compte de la température de l'eau qui est un facteur important.

L'application des cultures d'algues en laboratoire à l'étude de la fertilité potentielle de l'eau n'est pas un nouveau procédé (3). Certaines recherches de date plus récente sont basées sur le même concept : la fertilité potentielle d'une eau peut être mesurée et exprimée en termes de croissance des algues (4,5). L'Institut norvégien pour l'Etude des Eaux, à Blindern, a développé un dosage biologique (6) en utilisant comme organisme d'essai l'algue *Selenastrum capricornutum*, qui du point de vue taxonomique appartient à l'ordre des *Chlorococcales* et à la famille des *Selenastraceae*. Les avantages de l'utilisation de cette algue comme micro-organisme de laboratoire sont les suivants : 1) elle est facilement identifiable du point de vue morphologique; 2) elle subit des variations de forme avec les conditions variables de croissance; 3) l'algue est solitaire sauf pendant la division cellulaire; 4) elle est obligatoirement autotrophe et a un minimum d'exigences de croissance. Cette méthode comporte cependant quelques désavantages : 1) toutes les algues diffèrent du point de vue physiologique, et la question se pose de savoir si l'information obtenue peut se rapporter aux problèmes de la localité étudiée; 2) l'eau de la localité étudiée peut contenir des substances toxiques qui inhibent la croissance. En résumé, cette méthode est à considérer comme un supplément aux méthodes chimiques et physiques qui servent à étudier les problèmes d'eutrophisation.

3. RECHERCHES MICROBIOLOGIQUES ET HYGIENIQUES DANS UNE RETENUE D'EAU

Puisque les retenues d'eau servent, entre autres, à la récréation ou à la consommation d'eau, leur qualité bactériologique et hygiénique est importante. On y recherche les indicateurs fécaux (coli fécaux, streptocoques) et le phytoplancton dont certaines espèces sont des transporteurs de germes (7). Il faut rechercher systématiquement les vraies exigences nutritives de diverses espèces d'algues, des virus qui les détruisent et des toxines d'algues (8,9,10).

Quand des problèmes de mauvais goût et d'odeur surgissent dans une retenue, il est nécessaire de pratiquer l'isolation et l'énumération des actinomycètes, d'après une récente méthode (11). On a récemment élaboré des programmes de surveillance virologique qui ont pour but d'étudier les transmissions par voie hydrique de maladies virales (12).

4. FACTEURS AFFECTANT LA PRODUCTIVITE DES RETENUES

La productivité des retenues est influencée par les mêmes facteurs qui affectent celle des lacs, à la différence près que le niveau d'eau des retenues est bien davantage contrôlé par l'homme. Ainsi ce niveau peut être artificiellement modifié pour augmenter ou diminuer la productivité de la retenue. Le niveau à partir duquel l'eau est éliminée d'une retenue est également important, puisque l'épilimnion est aérobie tandis que l'hypolimnion peut être anaérobie.

Les décharges d'une retenue affectent de façon considérable la teneur en oxygène, la température et la turbidité d'un cours d'eau se trouvant au-dessous d'un barrage. Une trop grande fluctuation du débit peut causer l'assèchement d'une section du cours d'eau, ou encore diluer de manière inadéquate les eaux usées toxiques.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Symposium d'Uppsala (1968) "L'eutrophisation dans les grands lacs et les retenues d'eau", rapport préparé par Milway, C.P., Organisation de Coopération et de Développement économique, Paris
2. Deufel, J. (1971) "Veraenderungen im mikrobiellen Zellulose-Abbau im Bodensee infolge der fortschreitenden Eutrophierung sowie als Vergleich im eutrophen Schleinsee und zwei verschieden stark belasteten Bodenseezuflüssen", *Schweiz. Z. Hydrol.*, 33 : 96-113
3. Nauman, E. (1929) "Grundlinien der experimentellen Plankton-Forschung", In: "Die Binnengewässer", Vol. 6, Stuttgart
4. Bringman, G., & Kühn, R. (1956) "Der Algen-Titer als Massstab der Eutrophierung von Wasser und Schlamm", *Gesundheits-Ingenieur*, 77(23/24)
5. Lund, J.W.G. (1959) "Biological Tests on the Fertility of an English Reservoir Water (Stocks Reservoir, Bowland Forest)", *J. Inst. of Water Engineers*, 13(6)
6. Skulberg, O.M. (1964) "Algal Problems related to the Eutrophication of European Water Supplies, and a Bio-Assay Method to assess Fertilizing Influences of Pollution on Inland Waters", From: "Algae and Man", Jackson, D.F., ed., Plenum Press, New York

7. Graf, W. (1963) "Ueber Wassermixobakterien", *Arch. Hyg. u. Bakt.*, Vol. 146
8. Rodhe, W. (1948) "Environmental Requirements of Fresh Water Plankton", *Symb. Bot. Uppsal.*, 10 : 5-149
9. Symons, J.M., Weibel, S.R., & Robeck, G.G. (1966) "Influence of Impoundments on Water Quality", Review of literature, U.S. Department of Health, Education, and Welfare, Public Health Service, Cincinnati, Ohio
10. Safferman, R.S., & Morris, M.E. (1964) "Control of Algae with Viruses", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 56 : 1217-24
11. Vajdic, A.H. (1968) "The Isolation and Enumeration of Actinomycetes from Water Samples", Ontario Water Resources Commission, R.P. 2016, avril
12. Vajdic, A.H. (1968) "Viruses in Water Supplies and their Significance in Pollution Control", Ontario Water Resources Commission, R.P. 2017, avril

CHAPITRE XI

MICROBIOLOGIE DES COURS D'EAU

1. AUTOEPURATION

1.1 La notion d'écosystème

L'autoépuration d'un cours d'eau comporte une multitude de phénomènes et d'interactions physiques, chimiques, biologiques et microbiologiques dont nous ne pouvons mesurer toute l'ampleur, l'importance et les conséquences sans connaître les grandes lignes de ce processus logique, réel et bien ordonné qu'est l'autoépuration.

L'autoépuration résulte de l'action des facteurs écologiques sur la faune et la flore aquatiques. Ceux-ci se subdivisent en facteurs abiotiques (température, rayonnement solaire, composition physique et chimique de l'eau, etc.) et facteurs biotiques (prédation, compétition, parasitisme, etc.). Cette classification des facteurs écologiques, même si elle est arbitraire, simplifie la compréhension du processus de l'autoépuration. Le cours d'eau, au sens large, forme une biocénose (voir à la page 5 la définition que donne Dajoz (1) de la biocénose). Le biotope et sa biocénose constituent l'écosystème.

1.2 La notion de population

Le peuplement, c'est-à-dire l'ensemble des organismes végétaux et animaux, varie constamment en qualité et quantité. Une véritable avalanche de cycles ou fluctuations biologiques s'élaborent et progressent jusqu'à épuisement à peu près complet de la matière organique rejetée dans le cours d'eau et sa transformation en produits stables ou terminaux tels, par exemple, les nitrates qui représentent le dernier stade de dégradation de la matière organique azotée.

Les facteurs écologiques, qu'ils soient biotiques ou abiotiques, influencent sans cesse la qualité et la quantité des populations végétales et animales d'un cours d'eau. Ils peuvent modifier directement ou indirectement la croissance, la longévité et la mortalité d'une ou plusieurs espèces animales ou végétales. En d'autres termes, les fluctuations de populations - qu'elles soient régulières ou irrégulières - peuvent être le résultat d'un ou plusieurs facteurs tels que : la prédation, la compétition, le parasitisme, la température, la nourriture disponible, l'effet physiologique catalyseur ou inhibiteur de certains éléments ou substances dissous dans l'eau, etc. Retenons à toute fin pratique que la fluctuation d'une population (bactéries, algues ou autres organismes) dans le temps, dans un cours d'eau, n'est pas toujours soumise au(x) même(s) facteur(s) limitant(s).

1.3 Lois de Liebig et de Shelford

La loi du minimum de Liebig et la loi de tolérance de Shelford interviennent sans cesse au cours de ces fluctuations biologiques. Selon Liebig, la croissance des organismes est limitée par l'élément dont la teneur est inférieure à une valeur minimale en dessous de laquelle les synthèses sont arrêtées. D'après Shelford, chaque organisme possède une zone optimale de tolérance située à l'intérieur d'une limite inférieure et d'une limite supérieure au-delà desquelles le métabolisme de l'organisme est affecté.

1.4 Une rivière hypothétique

Pour interpréter les diverses courbes des figures XI. 1 à XI. 5 et XI. 7, * il faut imaginer une municipalité hypothétique de 40 000 habitants dont l'eau d'égout brute est rejetée en rivière au point 0 de l'abscisse des milles et des jours (1 mille = 1,6093 kilomètres). Le débit du cours d'eau est de 100 ft³/s (2,83 m³/s) et la température de 25°C. Il y a mélange complet de l'eau d'égout brute et de l'eau de la rivière et une présence continue d'oxygène dissous.

La demande biochimique d'oxygène (DBO) au point 0 du déversement de l'eau d'égout brute est très élevée (Fig. XI. 1) et diminue progressivement avec le temps. On observe de plus que la courbe d'oxygène dissous atteint une valeur minimale après 2 1/4 jours et se rétablit graduellement au fur et à mesure de la progression de l'autoépuration de l'eau. La forme de cette dernière courbe est la somme des effets dus à l'oxygénation naturelle et la désoxygénation biologique de l'eau.

La figure XI. 2 explique pourquoi la DBO diminue progressivement en aval du déversement d'eau d'égout brute. La grande quantité de matière organique présente au point 0 stimule la multiplication des bactéries qui, pour croître et se reproduire, consomment l'oxygène dissous du cours d'eau. La matière organique azotée, grâce aux micro-organismes, se dégrade en NO₃, CO₂, H₂O et SO₄ avec libération d'énergie.

* Nous remercions les auteurs, MM. A.F. Bartsch et W.M. Ingram, ainsi que l'éditeur de la revue "Public Works" (2), M. E.B. Rodie, qui nous ont permis de reproduire ces figures (voir pages 108, 109 et 111) et de les adapter en français.

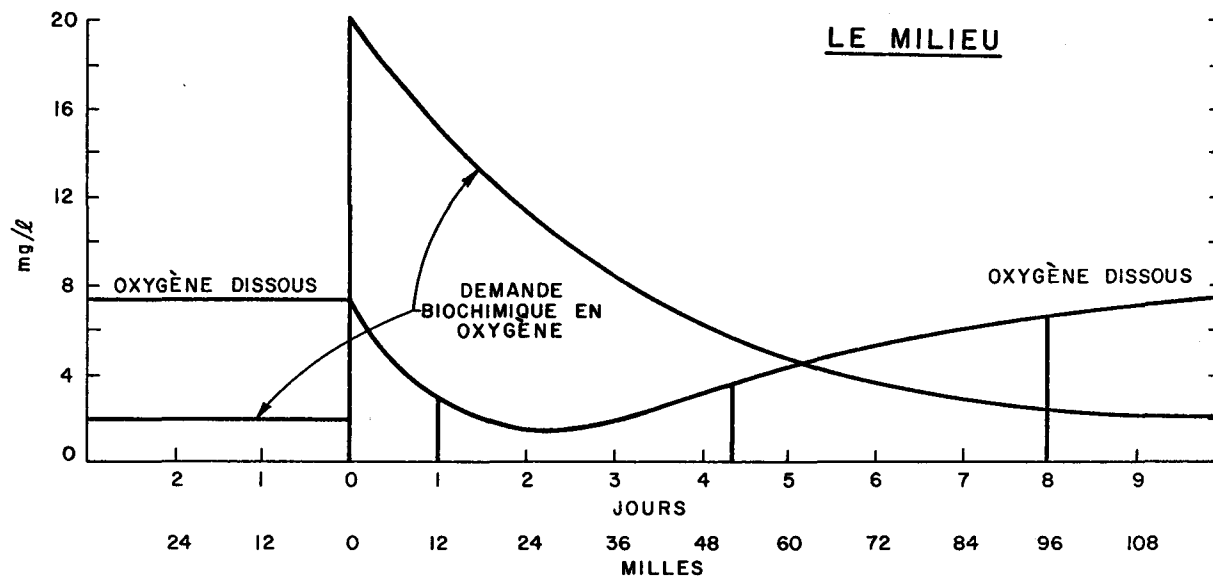


FIGURE XI.1

VARIATIONS DE LA DBO ET DE L'OXYGENE DISSOUS D'UN COURS D'EAU SOUMIS A UNE POLLUTION HYPOTHETIQUE

(d'après bibliographie - 2)

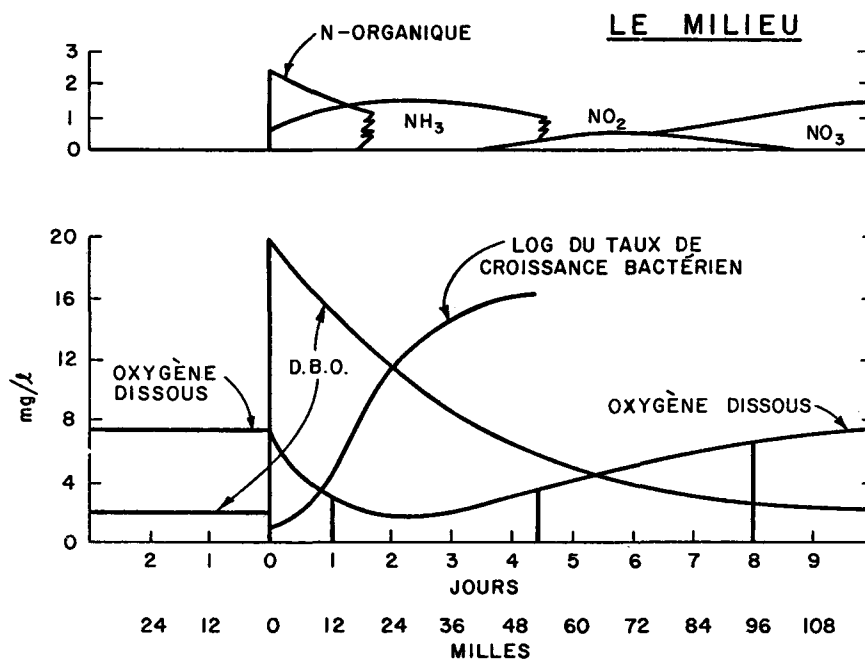


FIGURE XI.2

CONSEQUENCES DE L'APPORT D'UNE QUANTITE ELEVEE DE SUBSTANCES
AZOTEES ET CARBONEES CONTENUES DANS L'EAU D'EGOUT :

accélération du taux de croissance bactérien et diminution de l'oxygène dissous qui oxyde ces substances
(au cours du processus la nourriture est dégradée et la DBO diminue)

(d'après bibliographie - 2)

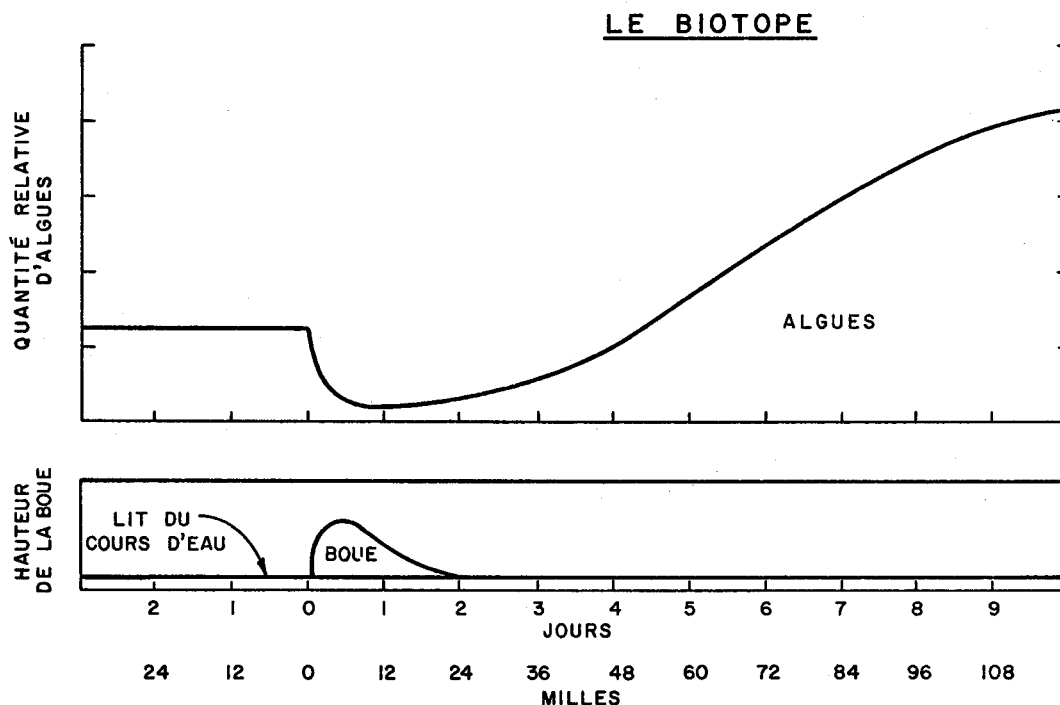


FIGURE XI.3

ACCUMULATION DE LA BOUE DANS LE LIT D'UN COURS D'EAU :

dès que l'eau est suffisamment limpide pour laisser passer les rayons solaires, les algues commencent à se multiplier

(d'après bibliographie - 2)

LE BIOTOPE

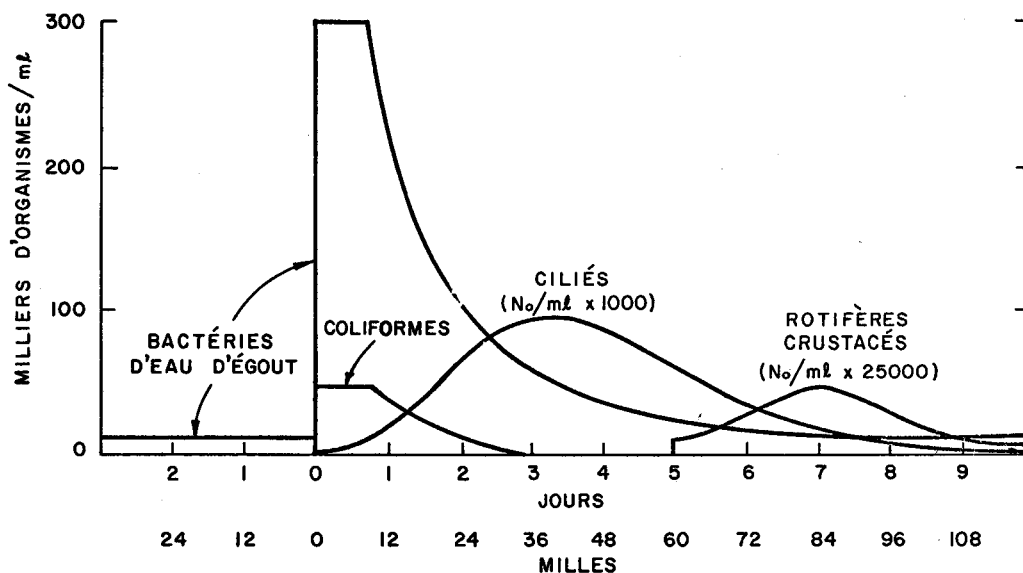


FIGURE XI.4

RELATIONS EXISTANT, DANS UN COURS D'EAU, ENTRE ELEMENTS DES REGNES VEGETAL ET ANIMAL :

les bactéries prolifèrent et deviennent la proie des ciliés qui à leur tour servent d'aliments aux rotifères et crustacés

(d'après bibliographie - 2)

La présence d'azote et de phosphore que l'on retrouve dans les protéines de l'eau d'égout brute stimule la croissance et la reproduction des algues qui prolifèrent abondamment dans les zones de recouvrement et d'eau propre du cours d'eau (Fig. XI. 3), là justement où la minéralisation de l'azote protéique en nitrates, la présence d'oxygène dissous et l'absence de turbidité forment un ensemble de conditions propices à la multiplication des algues et à la formation de fleur d'eau. Les bactéries ferrugineuses filamenteuses du genre *Sphaerotilus* présentes dans la zone de 0 à 36 milles abondent, en particulier vers le mille 36.

Les relations qui existent, dans un cours d'eau, entre éléments des règnes végétal et animal apparaissent d'une façon évidente à la figure XI. 4. Notons de plus les importantes fluctuations de populations qui se produisent à la suite du rejet en rivière d'une eau d'égout brute. Certains protozoaires ciliés s'alimentent en bactéries et, par la suite, sont ingérés par des rotifères et crustacés qui représentent la principale forme de vie animale microscopique du cours d'eau.

Cette succession qualitative et quantitative des populations ou, en d'autres termes, l'évolution de la biocénose, est un processus réel et bien ordonné, donc prévisible dans ses grandes lignes. En somme, c'est une véritable chaîne alimentaire qui s'édifie à partir de la biodégradation de la matière organique. Le nombre des espèces ainsi que le nombre d'individus de chacune d'elles varient selon les zones de pollution de la rivière. Ainsi, les organismes végétaux et animaux de la zone de dégradation ne seront pas nécessairement les mêmes que ceux de la zone de récupération, aussi dénommée zone de recouvrement (Fig. XI. 5). Les courbes de la figure XI. 5 furent tracées à l'aide de données de plusieurs auteurs, dont Bartsch et Churchill (3), résumées à la figure XI. 6. La courbe de la population fut tracée sur la base des populations maximales de chacun des groupes d'espèces apparentées; en d'autres termes, elle est composée des séries de maxima que l'on retrouve à la figure XI. 7.

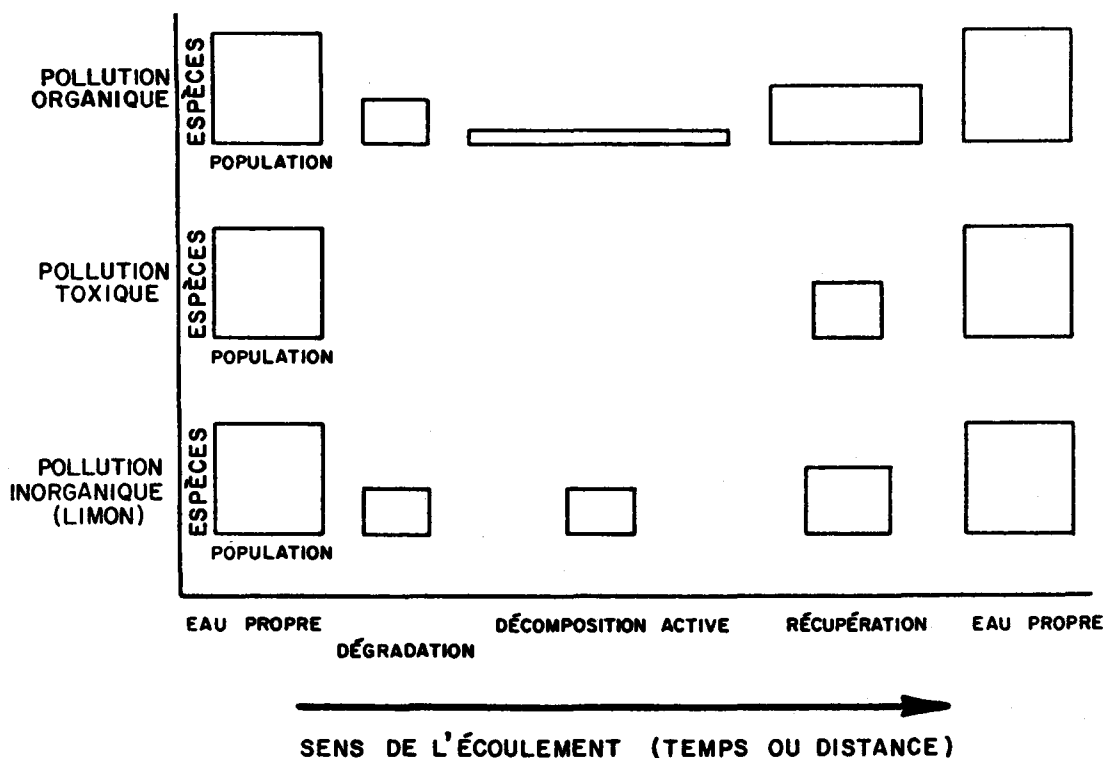


FIGURE XI.6

REACTION DU BENTHOS A LA POLLUTION

(d'après Pymatuning Laboratory Special Publ. No. 4: "Organism-Substrate Relationships in Streams", University of Pittsburgh, Linesville, Pennsylvania)

La pollution d'un cours d'eau bouleverse le système écologique et, outre qu'elle constitue un danger pour la santé publique, éloigne les investissements industriels et touristiques et détruit les zones récréatives (baignade, plongée, pêche, etc.) dont l'élimination affecte la vie psycho-sociale d'une partie de la population riveraine. Détruire graduellement une richesse naturelle, est-ce bien cela la civilisation ? Nous faisons tous face à un défi fondamental : préserver la qualité de l'environnement. Afin de relever ce défi, il faut que les sociétés industrielles, pour pouvoir continuer à réaliser des bénéfices réels sur les biens produits, tiennent compte de la préservation de cette qualité dans leurs calculs de productivité.

LE BIOTOPE

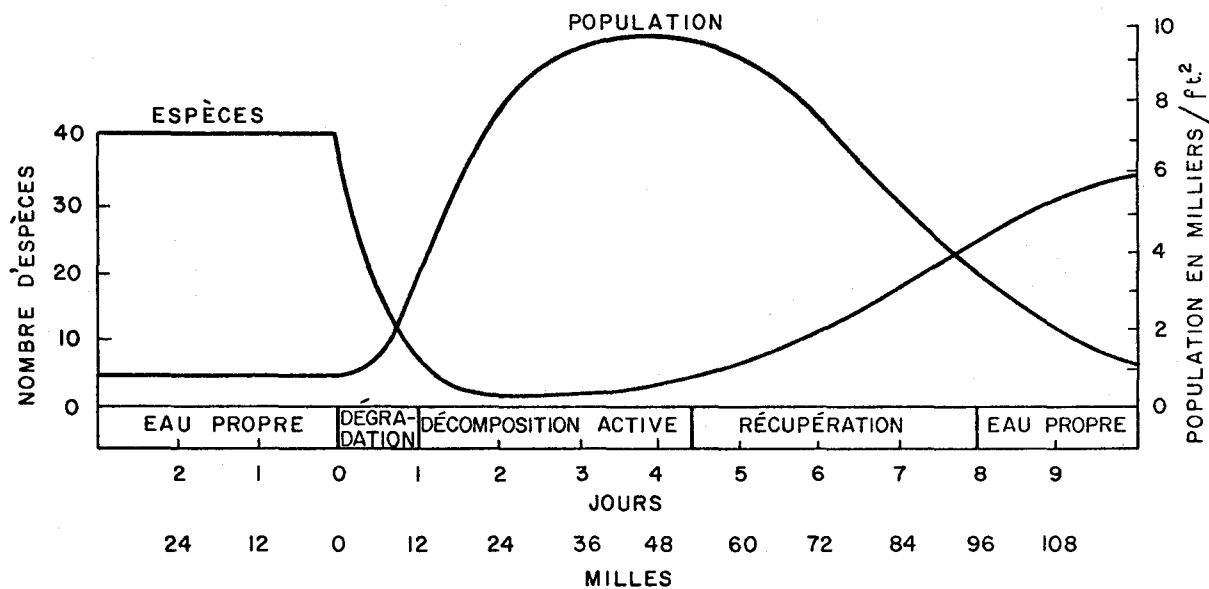


FIGURE XI.5

FLUCTUATIONS DU NOMBRE DES ESPÈCES D'ORGANISMES SELON LE DEGRÉ DE POLLUTION DE L'EAU
(la courbe de la population indique les nombres d'individus de chaque espèce)

(d'après bibliographie - 2)

LE BIOTOPE

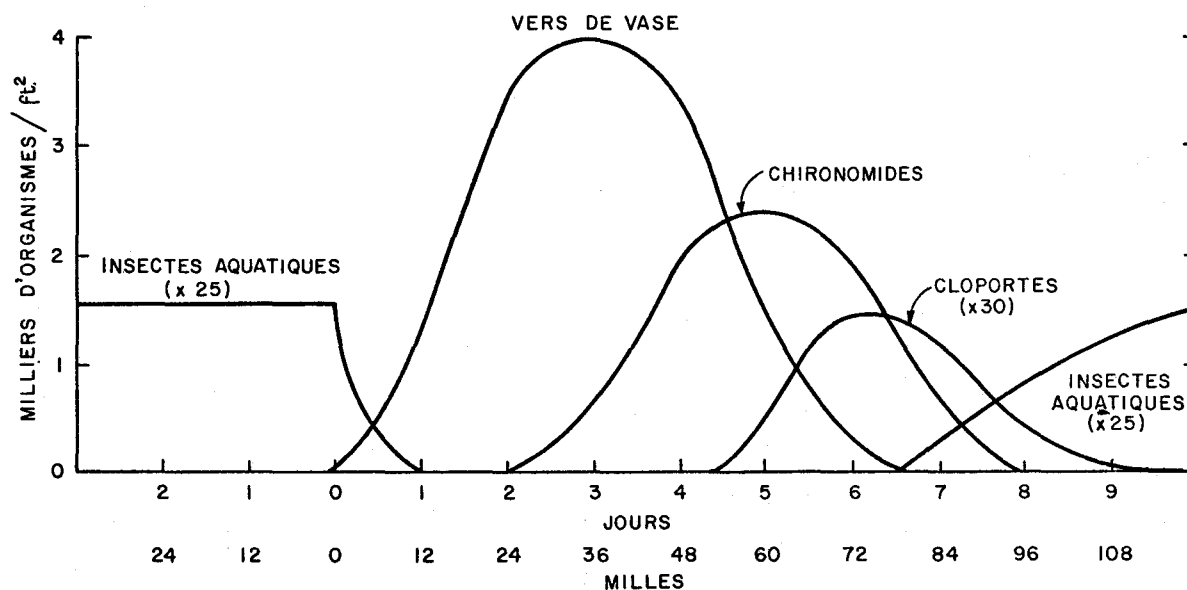


FIGURE XI.7

SERIES DE MAXIMA POUR LES DIVERSES ESPÈCES D'UN COURS D'EAU
(chaque espèce se multiplie puis disparaît à mesure que les conditions du cours d'eau varient)

(d'après bibliographie - 2)

2. SYSTEME DES SAPROBIES

2.1 Historique

Gérardin (4) fut probablement le précurseur du système des saprobies, qu'améliorèrent Kolkwitz et Marsson (5,6,7), et qui vise à appliquer d'une manière pratique les données biologiques à l'étude de la pollution d'un cours d'eau. Pour ce faire, les auteurs établirent différentes zones biologiques dont les limites n'avaient rien de rigide ou d'absolu. La classification de Kolkwitz et Marsson comprend plus de 300 espèces végétales et de 500 espèces animales. Cette classification logique repose sur l'observation des phénomènes naturels qui se manifestent au cours de l'autoépuration d'un cours d'eau pollué. Plusieurs auteurs par la suite raffinèrent ce système, et notamment Liebmann (8), Fjerdingstad (9), Pearson (10) et Sladeczek (11).

Aujourd'hui le système des saprobies est devenu une méthode d'évaluation globale du degré de pollution d'un cours d'eau, dans laquelle interviennent les caractères physiques (coloration de la vase), chimiques (oxygène dissous, degré de minéralisation et produits de la minéralisation), et biologiques (faune et flore aquatiques).

La détermination des diverses zones de pollution d'une rivière à l'aide du système des saprobies est délicate et demande une certaine expérience et de la prudence avant de porter un jugement final, car ce système de classification n'est pas nécessairement absolu en soi. Au cours d'un relevé de pollution d'une rivière ou d'un lac, l'ingénieur devrait toujours travailler en étroite collaboration avec le biologiste. L'un et l'autre ne peuvent isolément évaluer d'une manière globale les effets ou le degré de pollution de la masse d'eau étudiée.

Les principales caractéristiques du système des saprobies sont brièvement détaillées ci-après afin d'attirer l'attention de l'étudiant sur cette classification biologique et zonale d'un cours d'eau lent soumis à une pollution organique.

2.2 Définition

Un cours d'eau non pollué, en général, contient plusieurs sortes d'organismes, mais relativement peu d'individus de la même espèce, ce qui est dû à la prédation et à la compétition pour les aliments et l'espace. Une eau polluée par des matières organiques, par contre, est pauvre en espèces mais riche en individus de la même espèce. Le système européen des saprobies est un système de classification des organismes suivant leur réaction à une pollution organique dans un cours d'eau lent, et se divise en trois grandes zones, à savoir :

- zone des polysaprobies
- zone des mésosaprobies
- zone des oligosaprobies

chacune de ces grandes zones pouvant se subdiviser en sous-zones désignées par α et β . Il semble utile de donner d'emblée un résumé des caractéristiques des eaux de ces trois zones :

a) Eaux polysaprobies (zone des polysaprobies)

Les eaux polysaprobies, privées d'oxygène et chargées de matières organiques, contiennent des bactéries filamenteuses, des larves de diptères, des infusoires et des rotifères. Elles constituent la zone de grande pollution où la matière organique se dégrade surtout suivant des processus anaérobies.

b) Eaux mésosaprobies (zone des mésosaprobies)

Les eaux mésosaprobies, dans lesquelles les matières organiques sont partiellement minéralisées et l'oxygène est présent, renferment des mollusques, sangsues, diatomées et encore beaucoup de bactéries. Elles forment une région de décomposition active, partiellement aérobie et anaérobie.

c) Eaux oligosaprobies (zone des oligosaprobies)

Les eaux oligosaprobies sont bien aérées et pauvres en matières organiques. Elles contiennent des espèces tolérantes à une légère pollution, des crustacés, planaires, larves d'éphémères, algues variées et des mousses.

2.3 Principaux caractères*

Les limites fixées entre les différentes zones saprobies n'ont rien de rigide ni d'absolu. Dans l'établissement des zones, il faut tenir compte de la physionomie générale des étendues considérées et ne pas se laisser distraire par le caractère particulier de certaines modifications locales. Les limites entre ces zones subissent des fluctuations dans la composition de leur flore et de leur faune et dans leur étendue. Elles sont en rapport avec la régularité plus ou moins grande des apports organiques et, d'autre part, avec les variations saisonnières influant sur la température, la composition chimique des eaux, le débit des affluents, etc. L'hiver, l'abaissement de la température de l'eau ralentit les fermentations, ce qui relève le taux d'oxygène dissous et a pour conséquence la recolonisation des zones polluées par les animaux d'eau pure; l'été, c'est l'inverse qui se passe.

Les principaux caractères des différentes zones peuvent être résumés comme suit.

* Les données de la section 2.3 et du paragraphe 2.4.1 sont reprises du *Livre de l'eau* (voir réf. bibl. 12), avec l'aimable autorisation du CEBEDOC, Liège (Belgique).

2.3.1 Zone des polysaprobies

Intensité de la pollution - Forte.

Caractères chimiques - Degré de minéralisation : début de la minéralisation. Eau riche en matières organiques capables de se décomposer (albuminoïdes et hydrates de carbone).

Oxygène dissous : par suite des processus de réduction qui s'installent, teneur très faible ou disparition de l'oxygène dissous.

Produits de la minéralisation : formation d' H_2S . Dépôts de sulfure de fer dans la vase. Dégagement de CO_2 .

Coloration de la vase : noire.

Caractères biologiques - Nombre de germes bactériens par ml : peut dépasser un million.

Faune et flore aquatiques : grande abondance d'organismes vivants, particulièrement de schizomycètes et de flagellés, mais faune et flore à caractère plutôt uniforme. Absence d'organismes exigeants en oxygène.

Organismes les plus caractéristiques : Bactériacées : *Sphaerotilus natans*; Schizomycètes : *Leptomitus lacteus*, *Beggiatoa alba*, *Chromatium okeni*; Flagellés : nombreux; Infusoires : nombreux; Oligochètes : *Tubifex*; Diptères : larves de chironomides (chironomides du groupe *Thummi*, *Prodiamesa olivacea*), larves d'*Eristalis*.

2.3.2 Zone des mésosaprobies α

Intensité de la pollution - Moyenne.

Caractères chimiques - Degré de minéralisation : minéralisation bien en cours.

Oxygène dissous : naissance des processus d'oxydation. La teneur en oxygène dissous augmente pendant le jour, mais subit de fortes réductions à l'obscurité.

Produits de la minéralisation : les matières albuminoïdes sont amenées à l'état d'acides aminés et de sels ammoniacaux, qui sont partiellement transformés en nitrites.

Coloration de la vase : gris verdâtre.

Caractères biologiques - Nombre de germes bactériens par ml : plusieurs centaines de milliers.

Faune et flore aquatiques : présence de schizophycées et d'eumycètes.

Organismes les plus caractéristiques : espèces de la zone précédente et, en outre, Cyanophycées : *Oscillatoria tenuis*; Diptères : larves de chironomides (Pelopiinae : *Psectrotanypus trifascipennis*, *Macropelopia*); Hirudinées : *Herpobdella octoculata*; Crustacés : *Asellus aquaticus*; Mollusques : *Sphaerium corneum*; Mégaloptères : *Sialis lutaria*.

2.3.3 Zone des mésosaprobies β

Intensité de la pollution - Faible.

Caractères chimiques - Degré de minéralisation : minéralisation très fortement avancée.

Oxygène dissous : intensification des processus d'oxydation. La teneur en oxygène dissous augmente et subit de moins fortes réductions à l'obscurité.

Produits de la minéralisation : les composés ammoniacaux sont transformés en nitrites et en nitrates.

Coloration de la vase : gris ou gris jaunâtre.

Caractères biologiques - Nombre de germes bactériens par ml : voisin de cent mille.

Faune supérieure et inférieure abondante et variée. Flore riche en diatomées, schizophycées et chlorophycées; plantes supérieures abondantes.

Organismes les plus caractéristiques : la plupart des espèces précédentes, mais en moindre abondance, surtout les indicateurs spécifiques d'eaux polluées. En outre : Schizophycées; Diatomées; Chlorophycées; Phanérogames; Turbellariés : *Dendrocoelum lacteum*; Hirudinées : *Glossiphonia complanata*; Mollusques : très nombreux; Diptères : *Simulium* sp.

2.3.4 Zone des oligosaprobies

Caractères chimiques - Degré de minéralisation : minéralisation terminée.

Oxygène dissous : la teneur en oxygène dissous s'approche de la saturation et peut même la dépasser. A l'obscurité, le déficit en oxygène est faible.

Produits de la minéralisation : la teneur de l'eau en azote organique n'excède pas 1 mg par litre.

Coloration de la vase : brunâtre ou jaunâtre.

Caractères biologiques - Nombre de germes bactériens par ml : une centaine à un millier.

Faune et flore aquatiques : vie animale et végétale riche. Absence d'organismes polysaprobies; apparition de formes sensibles aux pollutions.

Organismes les plus caractéristiques : disparition des indicateurs spécifiques des eaux polluées; forte réduction des dominants des eaux polluées; présence des indicateurs d'eau pure. Plus spécialement : Chlorophycées; Rhodophycées : *Batrachospermum*; Mousses : *Fontinalis*; Phanérogames : très nombreux; Turbellariés : *Euplanaria gonocephala*; Hydracariens; Crustacés : *Gammarus pulex*; Ephéméroptères; Plécoptères; Trichoptères; Mollusques.

2.4 Particularités des principaux organismes du système des saprobies*

2.4.1 Zone des polysaprobies

Beggiatoa alba Trev. - Bactérie sulfureuse, filamenteuse (épaisseur des filaments : 2,5-4 μ), formant un voile blanchâtre, dentelé, recouvrant la vase noire du fond, riche en sulfure de fer. Dans les eaux stagnantes ou faiblement courantes, fortement chargées de matières organiques en putréfaction et totalement dépourvues d'oxygène. On y trouve aussi des taches rouges de *Chromatium okeni*.

Sphaerotilus natans Kg. et *Leptomitilus lacteus* Ag. - Si les eaux sont courantes et de ce fait non entièrement dépourvues d'oxygène dissous, on trouve les "champignons d'eaux polluées", appartenant aux genres *Sphaerotilus* et *Leptomitilus*. Ils se développent de manière particulièrement abondante par basses températures. Les deux sont fort semblables et forment de longues touffes d'aspect laineux, de couleur grisâtre, ondulant sous le courant et s'accrochant à tous les supports submergés.

Tubifex tubifex Mull. - Ver oligochète de couleur rouge, vivant dans la vase (longueur : 30-40 mm). Se rencontre dans les eaux pures, mais peut prendre un développement massif dans la vase fortement chargée de matières organiques en putréfaction, au point de constituer des colonies formant des plaques rouges d'un mètre carré et plus, comptant jusqu'à 200 000 individus pesant 100 g par kilogramme de vase. Les *Tubifex* supportent des teneurs en oxygène très minimes.

Larves de chironomides du groupe *Thummi*. - Grandes larves de chironomides (longueur : 15 mm), de couleur rouge. Elles abondent dans les vases fortement chargées de matières organiques putréfiables, et s'y développent en grande quantité. Supportent des teneurs en oxygène très réduites. Elles sont souvent mélangées aux colonies de *Tubifex* ou forment des colonies indépendantes mêlées de *Prodiamesa olivacea*.

Larves de *Prodiamesa olivacea* Meigen. - Grande larve de chironomide (longueur : 10-12 mm), de couleur blanche. Elle accompagne souvent les chironomides du groupe *Thummi*, à partir de la transition entre les zones poly- et mésosaprobies. Se rencontre souvent aussi dans les eaux pures.

2.4.2. Zone des mésosaprobies α

Larves de *Sialis lutaria* L. - Vivent dans la vase (longueur : 20-25 mm). Se rencontrent dans les eaux pures, mais abondent dans les eaux moyennement polluées par matières organiques, et caractérisent ce degré de pollution, si elles ne sont pas accompagnées d'organismes d'eaux pures; souvent en compagnie d'*Asellus*.

Asellus aquaticus L. - Isopode (longueur : 8-12 mm) vivant dans la vase et en surface, dans les mêmes conditions que *Sialis*. S'il accompagne cette larve et si on constate en même temps l'absence d'organismes d'eaux pures, sa présence abondante caractérise les eaux moyennement polluées par matières organiques. Vit aussi dans les eaux non polluées, dans les endroits vaseux, encombrés de détrit.

Herpobdella octoculata L. - Hirudinée (longueur : 20-25 mm) accompagnant *Sialis* et *Asellus*. Abonde dans les eaux moyennement polluées par matières organiques; se rencontre isolément dans les eaux pures.

Sphaerium corneum L. - Mollusque (longueur : 15 mm; épaisseur : 8-9 mm) se développant en abondance et acquérant une taille particulièrement grande dans les vases pollués organiquement. Se trouve aussi dans les eaux stagnantes pures.

* Voir notamment la référence bibliographique 11.

Larves de *Tanypodinae* : *Psectrotanypus trifascipennis* Zett. (longueur : 9-10 mm), *Macropelopia*. - Larves voraces de chironomidés, vivant dans la vase.

2.4.3 Zone des mésosaprobies β

Dans cette zone, faiblement polluée, on trouve une grande abondance d'organismes vivant dans les eaux qui subissent une pollution naturelle par la décomposition des végétaux. Ce type d'eau abonde dans les cours d'eau à faible courant, ou dans la zone littorale des étangs et des lacs. On trouve notamment dans ce milieu :

- des hémiptères : *Notonecta glauca* L. (longueur : 12,5 mm), *Corixa striata* L. (longueur : 7 mm), *Nepta cinerea* L. (longueur : 18 mm), etc.; ils résistent aisément aux pollutions à des teneurs réduites en oxygène dissous, car ils respirent l'air atmosphérique et, comme ils volent facilement, ils peuvent changer de milieu;
- certains coléoptères adultes et leurs larves;
- des mollusques : *Bithynia tentaculata* L. (longueur : 8-12 mm; diamètre : 4,5-7 mm), *Valvata piscinalis* Mull. (longueur : 5-6 mm; diamètre : 5,5 mm), *Vivipara vivipara* L. (longueur : 18-30 mm; diamètre : 14-25 mm), divers *Limnaea*, *Coretus corneus* L. (longueur : 8-15 mm; diamètre : 20-35 mm), etc.; tous habitants des eaux stagnantes ou faiblement courantes;
- *Glossiphonia complanata* L. (hirudinée), (longueur : 15-30 mm; largeur : 5-10 mm);
- *Dendrocoelum lacteum* Mull. (turbellarié), (longueur : 26 mm; largeur : 6 mm);
- de nombreux chironomidés.

Tous ces organismes sont adaptés à un faible degré de pollution et à une teneur réduite en oxygène dissous, caractères normaux dans les eaux stagnantes ou faiblement courantes, riches en végétaux.

2.4.4 Zone des oligosaprobies

Bon nombre d'organismes ne supportent pas les pollutions et forment, par le nombre de leurs individus et leurs associations, des groupements qui caractérisent les eaux pures. Les principaux de ces organismes sont les suivants :

- *Gammarus pulex* De Geer - Ce crustacé (longueur : 15-20 mm) abonde dans les eaux pures, courantes ou stagnantes, à condition qu'elles soient suffisamment agitées, car il est exigeant en oxygène; il se développe beaucoup dans les eaux bien oxygénées riches en détritux végétaux; si les eaux sont courantes et oxygénées, on peut le rencontrer dans les eaux à caractère mésosaprobie ;
- des mollusques : *Ancylus fluviatilis* Mull. (longueur : 2-4 mm; diamètre : 4-8 mm) vit à la surface supérieure des pierres, dans les eaux courantes; il résiste cependant relativement bien à des pollutions organiques passagères, ainsi qu'aux pollutions mécaniques;
- des turbellariés, sensibles aux pollutions de toute nature;
- des larves d'éphéméroptères, généralement très sensibles à toutes les pollutions par matières organiques et autres (certaines larves de *Baetinae* sont assez résistantes);
- des larves de plécoptères, très sensibles, comme les précédentes, aux pollutions de toute nature;
- des larves de trichoptères, à biologie assez semblable à celle des éphéméroptères et des plécoptères, généralement très sensibles à toutes les pollutions, quoique certains genres ou espèces (*Hydropsyche*, *Rhyacophila*, etc.) soient plus résistants.

2.5 Notion de trophisme

Un écosystème comprend au moins trois niveaux trophiques, c'est-à-dire trois niveaux de nutrition, à savoir : les producteurs, les consommateurs, et les décomposeurs. Le tableau XI - 1 schématise le système des saprobies en fonction des niveaux trophiques des communautés d'organismes. (Voir le tableau XI - 1 à la page 116.)

Les producteurs, dans les communautés tant aquatiques que terrestres, sont les plantes photosynthétiques, autotrophes, qui piègent l'énergie et le carbone dans les substances qui forment leur structure végétale (exemples : algues diverses, plantes flottantes, immergées ou submergées).

Les consommateurs ou animaux subsistent en ingérant des plantes ou d'autres animaux. Le carbone des consommateurs provient directement ou indirectement du carbone contenu dans un produit végétal. Leur énergie provient de l'oxydation d'une partie de la substance végétale en CO₂ et H₂O (exemples : zooplancton, benthon, necton et une partie du périphyton; dans l'un ou l'autre de ces groupes écologiques sont inclus les protozoaires, mollusques, insectes aquatiques, etc.).

Il n'existe pratiquement pas de constituant organique d'organismes vivants végétaux ou animaux qui ne peut être dégradé par au moins une des nombreuses espèces de décomposeurs (exemples : bactéries et champignons).

TABLEAU XI - 1

CLASSIFICATION DES ZONES DES SAPROBIES SELON LES RAPPORTS
ENTRE NIVEAUX TROPHIQUES DES COMMUNAUTÉS D'ORGANISMES

Zones	Rapports entre niveaux trophiques
Oligosaprobie β	Equilibre entre les producteurs, consommateurs et décomposeurs. Les communautés d'organismes sont faibles en individus mais il existe une variété modérée d'espèces. La biomasse est petite et l'activité biologique faible.
Oligosaprobie α	Equilibre entre les producteurs, consommateurs et décomposeurs. Les communautés d'organismes sont riches en espèces et individus de la même espèce. La biomasse est grande et l'activité biologique élevée.
Mésosaprobie β	Equilibre substantiel entre les producteurs, consommateurs et décomposeurs. Augmentation relative du nombre des décomposeurs et, par le fait même, des consommateurs qui en dépendent. Les communautés d'organismes sont riches en espèces et individus. La biomasse est grande et l'activité biologique élevée.
Mésosaprobie α	Les producteurs diminuent tandis que les consommateurs et décomposeurs augmentent. Les communautés d'organismes sont riches en individus de la même espèce mais pauvres en espèces. La biomasse est grande et l'activité biologique intense. Peu d'espèces de macro-organismes. Accroissement massif des bactéries et des ciliés qui les consomment.
Polysaprobie β	Les producteurs diminuent d'une façon drastique. Les communautés d'organismes sont extrêmement riches en individus mais pauvres en espèces. La biomasse est grande et l'activité biologique élevée. La macro-faune est représentée seulement par quelques espèces d'oligochètes et de chironomides qui sont présents en abondance. Accroissement massif des bactéries et des ciliés qui les consomment.
Polysaprobie α	Absence de producteurs. La biomasse est pratiquement formée uniquement de bactéries anaérobies et de <i>Sphaerotilus</i> . Les macro-organismes sont absents. Parmi les protozoaires, les flagellés surpassent en nombre les ciliés.

3. SYSTEME D'HALOBIES

Le système d'halobies, analogue au système des saprobies, est fondé sur les organismes indicateurs d'augmentation de la salinité des eaux douces. Les espèces sont classifiées d'après leur répartition dans le spectre salin. Le système ne comprend, dans son état actuel, que des diatomées. (Voir à ce sujet les références bibliographiques 13 et 14.)

4. DONNEES BACTERIOLOGIQUES

4.1 Généralités

Les micro-organismes sont, en général et à tort, assez négligés par les ingénieurs; pourtant, ils représentent un élément essentiel de la biocénose. Ce sont eux qui effectuent la minéralisation de la matière organique azotée ou carbonée. Ce sont eux, par exemple, qui dégradent les huiles, les graisses, la cellulose, les détersyns (détergents synthétiques) biodégradables, certains pesticides, etc. Il reste encore bien des problèmes à résoudre à ce sujet. Quels sont les espèces ou les groupes bactériens responsables de la dégradation d'une matière organique donnée ? Quels sont leurs taux métaboliques, leurs effets et l'influence du nombre ? Que de projets de recherche on pourrait entreprendre sur ces sujets !

4.2 Loi de Chick

Chick (15,16), à la suite de ses travaux sur le comportement des bactéries dans un milieu non favorable à leur reproduction, conclut que les bactéries mouraient à un taux constant (loi de Chick). Ce taux de mortalité, aussi dénommé taux d'extinction ou de diminution des bactéries dans les eaux naturelles, est exprimé par la formule suivante :

$$\frac{Y}{Y_0} = 10^{-kt} \quad \text{ou} \quad \log \frac{Y}{Y_0} = -kt, \quad \text{où} \quad \left\{ \begin{array}{l} Y = \text{nombre de bactéries après } t \text{ jours} \\ Y_0 = \text{nombre initial de bactéries} \\ k = \text{taux de mortalité} \end{array} \right.$$

Cette formule mathématique permet de tracer sur papier semi-logarithmique une droite qui représente la courbe de mortalité des bactéries, que quelques auteurs appellent courbe de survie.

Un grand nombre de travaux, effectués en laboratoire et sur le terrain, tendent à confirmer que la survie des pathogènes et non-pathogènes présentant un certain intérêt en génie sanitaire suit à peu près la loi de Chick.

La constante "k" peut être influencée par plusieurs facteurs, notamment : la température, le pH, la sédimentation et l'adsorption, les aliments et éléments disponibles ainsi que plusieurs autres facteurs biologiques. La figure XI. 8, due à Kehr et Butterfield (17), illustre l'effet de la température sur la valeur de "k".

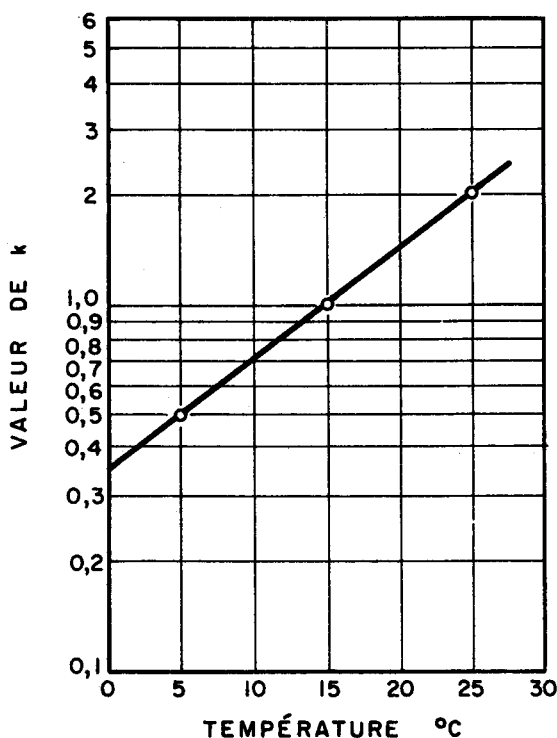


FIGURE XI. 8

EFFET DE LA TEMPERATURE SUR LE TAUX
DE MORTALITE DES COLIFORMES ET DE
SALMONELLA TYPHOSA DANS DES COURS
D'EAU POLLUEE

(d'après bibliographie - 17)

On voit ainsi que, pour des températures de l'eau de 5°C et 25°C, les valeurs de k sont égales à 0,5 et 2 respectivement.

La plupart des données expérimentales indiquent une augmentation initiale du nombre des bactéries, suivie d'une phase de décroissance dont le taux diminue progressivement avec le temps. La figure XI. 9 rend bien compte de ce phénomène. L'équation mentionnée précédemment s'applique uniquement à la phase de décroissance initiale, une fois que la densité maximale en bactéries est atteinte. (Voir la figure XI. 9 à la page 118.)

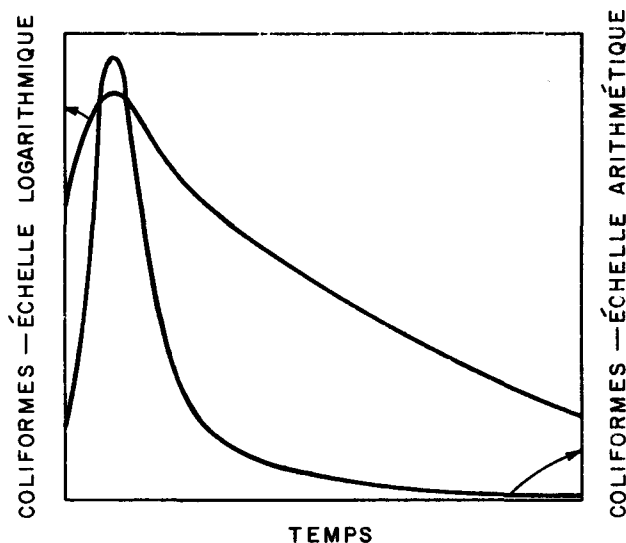


FIGURE XI.9

TENDANCE TYPIQUE DE LA VARIATION DE DENSITÉ DES COLIFORMES DANS UN COURS D'EAU EN AVAL D'UN DEVERSEMENT D'EAU D'ÉGOUT BRUTE

Le tableau XI - 2 donne quelques-uns des taux de mortalité "k" signalés dans la documentation scientifique.

TABLEAU XI - 2

TAUX DE MORTALITÉ "k" DES COLIFORMES RELEVÉS EN EAU DE RIVIÈRE

Rivière	k (jour ⁻¹)		Référence
	Eau chaude	Eau froide	
Ohio	0,50	0,45	Frost & Streeter (19)
Upper Illinois	0,90	0,32	Hoskins (23)
Scioto	0,96	0,46	Kehr & Butterfield (17)

Les valeurs de "k" du tableau XI - 2 furent obtenues en calculant la pente des courbes de la figure XI. 10, dont il ressort qu'en été il ne reste qu'un faible pourcentage de coliformes survivants après deux jours (temps de passage de l'eau entre deux stations de prélèvement) : pour un grand cours d'eau ($k = 0,5$), 10 % seulement des coliformes survivent après ce laps de temps, et pour un petit ($k = 0,96$), guère plus de 1 % .(Voir la figure XI.10 à la page 119.)

Les deux courbes de la figure XI. 11, tracées sur papier semi-logarithmique, ne semblent pas, à première vue, se conformer à la loi de Chick car elles ne sont pas entièrement droites. Des recherches très poussées sur l'eau de la rivière Ohio, par Frost et Streeter (19) et plusieurs autres, fournirent les données nécessaires pour tracer la forme des courbes de survie qui apparaissent à cette figure.

C'est un fait connu que certaines déviations se manifestent parfois dans la courbe de survie. Dans certains cas, une phase de latence précède la phase de décroissance logarithmique, en d'autres cas, c'est une phase ralentie de mortalité qui succède à la phase de décroissance logarithmique. On constate cependant, pour la courbe B de la figure XI. 11, que plus de 99 % des coliformes disparus sont représentés par la portion droite de la courbe. (Voir la figure XI.11 à la page 119.)

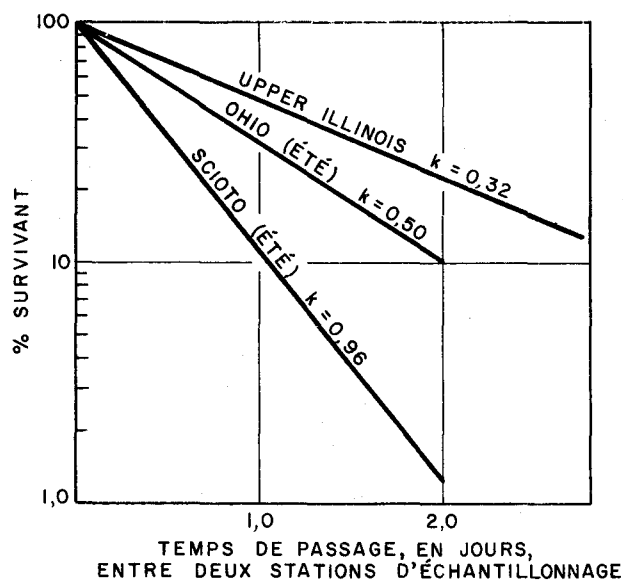


FIGURE XI.10

TAUX DE MORTALITE DES COLIFORMES RELEVES DANS
DIVERS COURS D'EAU

(d'après bibliographie - 18)

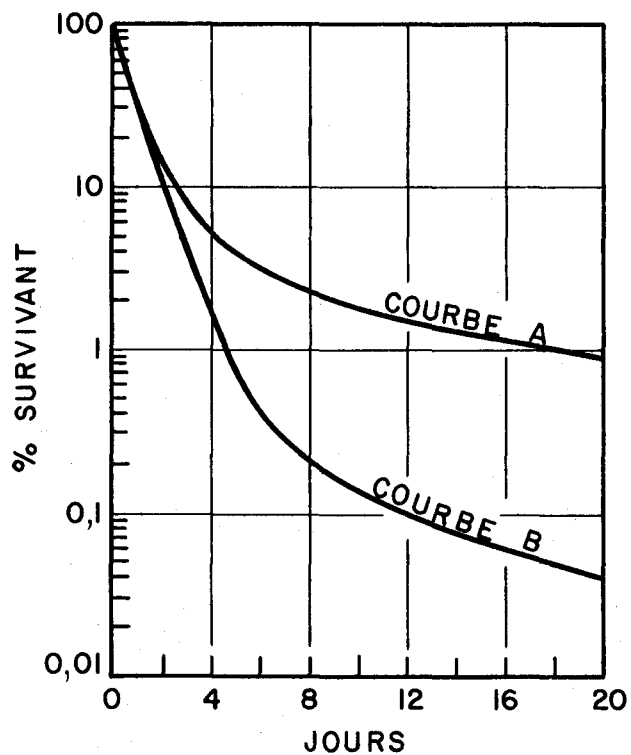


FIGURE XI.11

COURBES DU TAUX DE MORTALITE
D'ESCHERICHIA COLI DANS LA RIVIERE OHIO

(A = Température froide
B = Température chaude)

(d'après bibliographie - 19)

Plusieurs équations mathématiques furent suggérées afin d'expliquer ces différentes déviations dans la courbe de survie, dont celle-ci en particulier :

$$Y = Y_0 \left(10^{-kt} \right) + Y'_0 \left(10^{-k't} \right)$$

L'emploi de cette formule présuppose que le nombre de bactéries subsistantes ou restantes est composé, en tout temps, de deux fractions : l'une résultant de l'emploi de la constante k du taux de mortalité relatif à une population initiale Y_0 et l'autre de l'emploi de la constante k' relative à une population initiale Y'_0 . Phelps (20) détermina les valeurs Y_0 et Y'_0 , ainsi que les constantes k et k' et la demi-vie d'*Escherichia coli*, d'après les données obtenues sur la rivière Ohio par Frost et Streeter (19). Ces valeurs figurent au tableau XI - 3.

TABLEAU XI - 3

VALEUR DES PARAMETRES DE LA MORTALITE D'ESCHERICHIA COLI DANS LA RIVIERE OHIO

(d'après bibliographie - 19,20)

Paramètre	Température de l'eau	
	Chaude	Froide
Y_0 (%)	99,51	97
k (jour ⁻¹)	0,467	0,506
1/2 vie (jour)	0,64	0,59
Y'_0 (%)	0,49	3,0
k' (jour ⁻¹)	0,0581	0,026
1/2 vie (jours)	5,16	11,5

Pakalnins et al. (21) trouvèrent, dans le cas de la rivière Richelieu (en été), les valeurs suivantes (celles de l'Ohio sont rappelées entre parenthèses) : Y_0 : 98,4 (99,51); Y'_0 : 1,6 (0,49).

(N.B. On trouvera des renseignements détaillés sur ces formules mathématiques dans la référence 22, sur le calcul des valeurs Y et Y_0 dans la référence 19, et sur la technique servant à déterminer k et k' dans la référence 23.)

4.3 Mortalité des coliformes en rivière

Les figures XI.12 et XI.13 résultent d'une compilation de données obtenues par Hoskins (23) et reproduites par Kittrell et Furfari (22). Ces données proviennent de deux cours d'eau, en aval de quatre déversements d'eau d'égout brute (huit courbes). Les densités en coliformes pour chacune des courbes furent transformées en pourcentage de la densité maximale, c'est-à-dire de la densité au sommet de la courbe (la figure XI.9 illustre bien ce sommet), afin de faciliter la comparaison des taux de diminution des coliformes. On observe qu'en été, plus la densité initiale en coliformes est élevée, plus le taux de mortalité est grand. Hoskins conclut que cette tendance des courbes représentait un effet typique des concentrations initiales de bactéries coliformes sur leurs taux de mortalité. Cependant, en hiver, c'est un phénomène inverse qui se produit : on trouve les plus hauts taux de mortalité là où les densités initiales en coliformes sont les plus faibles, ce qui est en contradiction avec la conclusion de Hoskins. Cette divergence n'a pu être convenablement expliquée à ce jour, même si l'on sait que la diminution des coliformes dans la rivière est plus rapide en été qu'en hiver.

Kittrell et Kochtitzky (24) publièrent des données sur la présence des coliformes dans un petit cours d'eau, peu profond mais turbulent, dont la DBO₅ était de 20,6 mg/l. Les coliformes atteignaient leur densité maximale à environ deux heures en aval du déversement d'eau d'égout. Le nombre de bactéries coliformes par habitant et par jour à ce maximum était seulement de 88 milliards, ce qui est moins du quart de la valeur typique estivale signalée par Hoskins (23). Les densités ou concentrations en coliformes en aval du déversement sont, à la figure XI.14, converties en pourcentages de la densité maximale (courbe de la petite rivière; la courbe de la grande rivière est adaptée des séries d'Hoskins représentées à la figure XI.12). On note que la diminution des coliformes du petit cours d'eau est extrêmement rapide si on la compare à celle de la grande rivière : après un jour, le pourcentage n'y est plus que de 1,7 % de la densité maximale, contre 23 % dans le cas de la grande rivière. Des résultats comparables furent obtenus sur plusieurs autres petits cours d'eau. (Voir la figure XI.14 à la page 122.)

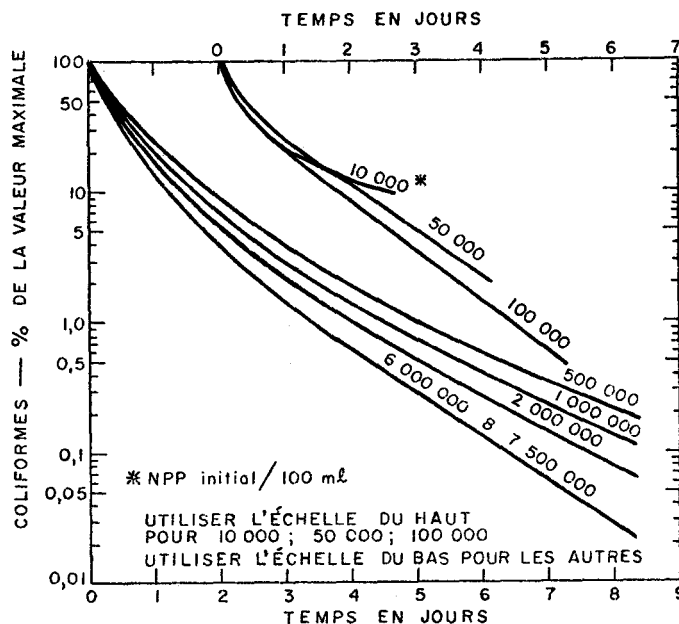


FIGURE XI.12

DIMINUTION DES COLIFORMES DANS LES COURS D'EAU EN ÉTÉ

[reproduit du *Journal Water Pollution Control Federation*, vol. 35 (1963), pp. 1361-1385, avec l'aimable autorisation de la Fédération, Washington]

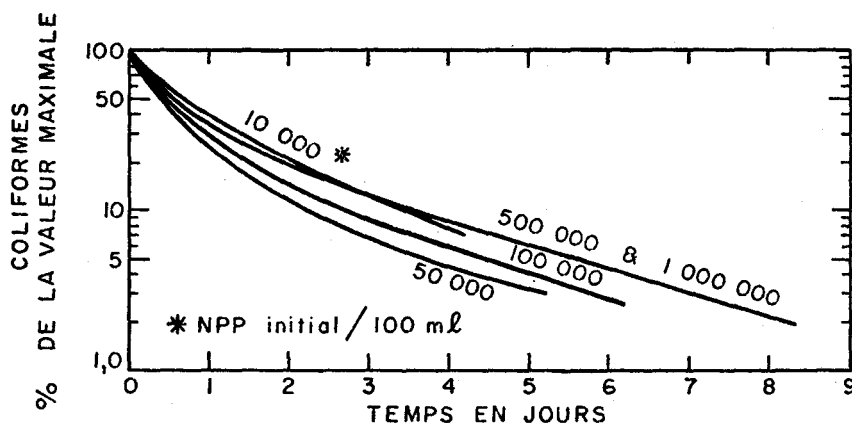


FIGURE XI.13

DIMINUTION DES COLIFORMES DANS LES COURS D'EAU EN HIVER

[reproduit du *Journal Water Pollution Control Federation*, vol. 35 (1963), pp. 1361-1385, avec l'aimable autorisation de la Fédération, Washington]

En plus des travaux de Hoskins, relevons ceux de Kittrell et Furfari (22) partiellement illustrés à la figure XI. 15. Les données furent obtenues en aval des points de déversement d'eau d'égout brute de trois villes américaines. Les taux de mortalité des coliformes sont, pour deux des trois courbes, en accord raisonnable avec ceux d'Hoskins (Fig. XI. 12 et XI. 13). Dans le cas de la rivière Cumberland, on trouve un taux rapide d'extinction des bactéries; les auteurs signalent pourtant à ce propos des difficultés d'échantillonnage et ne croient pas que ces taux de mortalité soient représentatifs de ce qui se passe vraiment dans la grande rivière Cumberland. (Voir la figure XI. 15 à la page 122.)

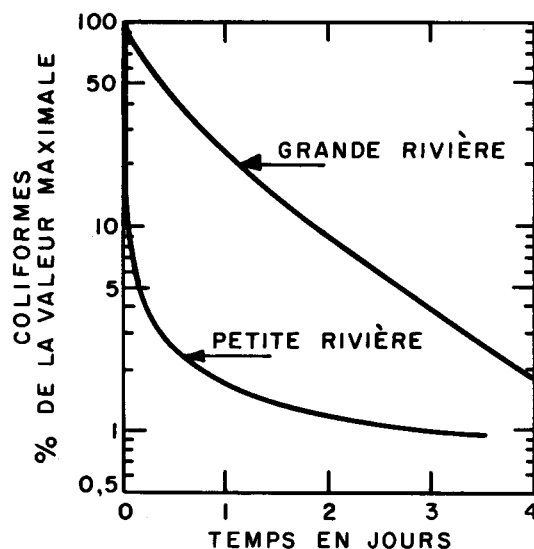


FIGURE XI.14

TAUX DE DIMINUTION DES COLIFORMES EN FONCTION DE LA DIMENSION DU COURS D'EAU

[reproduit du *Journal Water Pollution Control Federation*, vol. 35 (1963), pp.1361-1385,
avec l'aimable autorisation de la Fédération, Washington]

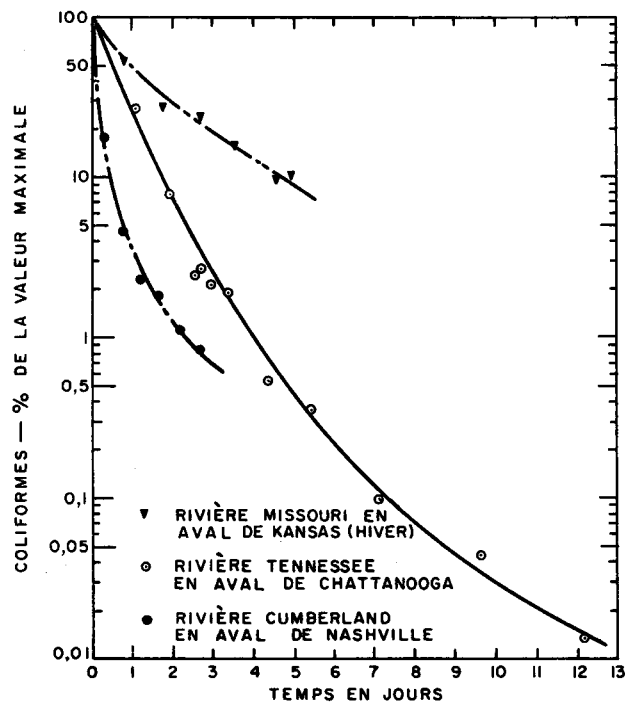


FIGURE XI.15

TAUX DE DIMINUTION DES COLIFORMES EN AVAL DE TROIS VILLES AMERICAINES

[reproduit du *Journal Water Pollution Control Federation*, vol. 35 (1963), pp. 1361-1385,
avec l'aimable autorisation de la Fédération, Washington]

4.4 Les notions de EPPE et de EHC*

L'augmentation des coliformes dans l'eau d'égout brute est suivie, à la suite du déversement, d'une deuxième phase de multiplication qui se produit cette fois-ci dans le cours d'eau. La densité maximale en coliformes est atteinte, en général, en un point situé à environ 10 à 15 heures en aval du rejet en été, et à environ 30 à 50 heures en aval du rejet en hiver (19,23). Là où la densité est maximale, le nombre des coliformes peut être de 4 à 8 fois supérieur à celui contenu dans l'eau d'égout brute au moment du déversement.

Il est important, dans une rivière soumise à un déversement d'eau d'égout brute ou épurée, de trouver ce lieu correspondant à la concentration maximale en bactéries coliformes. Lorsque ce point est bien localisé pour une période donnée de l'année, il y a lieu de rechercher la quantité de coliformes en amont du rejet afin de pouvoir déterminer par différence l'augmentation des coliformes due au déversement. Les données recueillies à ce sujet pour la ville de Chattanooga figurent dans le tableau XI - 4.

TABLEAU XI - 4
CALCUL DE L'EQUIVALENT-HABITANT BASÉ SUR LES COLIFORMES

Ville	EPPE*	Débit** ft ³ /s	Augmentation en coliformes NPP/100 ml	Saison	EHC***
Chattanooga	106 700	21 000	89 800	Eté	115 000

* EPPE : estimation de la population présente raccordée à l'égout.

** ft³/s x 1,7 = m³/min.

*** EHC : équivalent-habitant basé sur les coliformes (discuté à la section 4.5.1), soit calcul de la population présente raccordée à l'égout à partir de l'augmentation en coliformes.

L'EHC est obtenu en transformant le débit (ft³/s) en 100 ml/jour et en le multipliant par l'augmentation des coliformes (NPP/100 ml) afin d'obtenir le nombre total de coliformes par jour, et enfin, en divisant ce dernier par 400 milliards de coliformes par jour (été) ou par 125 milliards de coliformes par jour (hiver), selon les formules suivantes :

Eté (T > 15°C)

$$\text{EHC} = \text{Débit (ft}^3/\text{s)} \times \text{NPP/100 ml} \times 6,1 \times 10^{-5}$$

Hiver (T < 15°C)

$$\text{EHC} = \text{Débit (ft}^3/\text{s)} \times \text{NPP/100 ml} \times 1,95 \times 10^{-4}$$

Dans le cas du tableau XI - 4, l'application de la première de ces formules a donné le résultat suivant :

$$21\,000 \text{ ft}^3/\text{s} \times 89\,800 \times 6,1 \times 10^{-5} = 115\,000$$

Lorsque les débits sont exprimés en millions de gallons US** par jour, dans le système américain, le facteur d'été devient $9,44 \times 10^{-5}$ et celui d'hiver $3,02 \times 10^{-4}$.

Ce concept d'EHC n'est pas entièrement nouveau puisqu'il fut étudié par Frost et Streeter (19), Hoskins (23) et Kittrell et Furfari (22). L'EHC en aval d'un déversement d'eau d'égout brute, à l'endroit où la densité en coliformes est maximale, devrait être approximativement égal à l'EPPE de la ville concernée (ce qui est le cas dans l'exemple illustré dans le tableau XI - 4).

4.5 Prévision des effets de l'épuration

L'enlèvement des bactéries selon divers processus d'épuration fut discuté par Imhoff et Fair (25) ainsi que par Imhoff et Koch (26). Les valeurs indiquées au tableau XI - 5 peuvent être utilisées pour évaluer la réduction bactérienne par divers modes de traitement de l'eau d'égout lorsque les données ne sont pas disponibles pour une station ou usine déterminée. (Voir le tableau XI - 5 à la page 124.)

* Voir la signification de ces sigles dans les notes explicatives du tableau XI - 4.

** 1 gallon US = 3,785 l.

TABLEAU XI - 5

RENDEMENT DE DIVERS MOYENS D'EPURATION SUR L'ENLEVEMENT DES BACTERIES DES EAUX D'EGOUT

(d'après bibliographie - 26)

Procédé d'épuration	Proportion des bactéries		
	Enlevée		Restante
	Plage	Milieu	
	%	%	%
Bassins de décantation	25-75	50	50
Précipitation chimique	70-90	80	20
Lit bactérien à haute charge *	70-90	80	20
Boue activée à forte charge *	70-90	80	20
Lit bactérien à faible charge *	90-95	92,5	7,5
Chloration : eau brute ou décantée	90-95	92,5	7,5
Boue activée à faible charge *	90-98	94	6,0
Chloration : eau épurée biologiquement	98-99	98,5	1,5

* Précédé(e) et suivi(e) de bassins de décantation.

Toutes les décisions reliées au type de traitement à choisir et à l'efficacité désirée sont basées sur le degré d'enlèvement de la demande biochimique d'oxygène (DBO) nécessaire pour obtenir une concentration minimale désirable dans le cours d'eau récepteur. On a fait à ce jour peu de cas de la réduction des bactéries dans l'effluent déversé. Que ce nombre soit de 100 000/ml ou de 5000/ml à 5, 10 ou 50 milles du déversement ne semble pas attirer l'attention de la plupart des ingénieurs sanitaires. Pourtant on n'hésitera pas à établir une plage à environ 300 mètres (1000 feet) d'un déversement d'eau d'égout brute ou à installer un peu plus loin une prise d'eau. C'est faire preuve d'incohérence à l'égard des principes sanitaires.

Il existe pourtant un moyen de prédire l'effet du traitement sur la réduction des bactéries coliformes dans un cours d'eau, moyen utilisé dans le cas de la rivière Merrimack (27). En consultant les travaux consacrés à cette rivière et ceux de Kittrell et Furfari (22), on peut, à partir des données du tableau XI - 5, tracer les courbes de la figure XI. 16 pour trois modes de traitement, à savoir : un traitement primaire, un traitement par boue activée et un traitement biologique suivi de chloration.

4.5.1 Explication de la figure XI. 16

a) L'équivalent-habitant basé sur les coliformes (EHC) est, au sommet de la courbe "Eau d'égout brute", identique au chiffre de la population raccordée à l'égout. Dès qu'un traitement est ajouté, l'EHC au sommet de la courbe devient le produit de l'EHC par le pourcentage de bactéries restantes pour le traitement utilisé. Ces pourcentages apparaissent au tableau XI - 5.

b) Lorsque les sommets sont fixés, il suffit de rechercher les points pour établir la partie décroissante des courbes. Pour ce faire, l'EHC maximal au sommet de chacune des courbes est multiplié par les pourcentages correspondant à des intervalles de temps choisis à partir des courbes appropriées de Hoskins (Fig. XI. 12 et XI. 13).

Dans tous les calculs, le débit de dimensionnement utilisé pour étudier les effets du traitement est supposé être le même que celui des données de l'eau d'égout brute. Si la courbe de l'eau d'égout brute est tracée avec un débit autre que le débit de dimensionnement, on devra faire les corrections nécessaires afin de tenir compte des différences de la dilution et de la durée de l'écoulement de l'eau.

c) On citera à titre d'exemple la méthode d'établissement de la courbe "Station primaire". Dans le cas de bassins de décantation, le pourcentage restant de bactéries est de 50 % (tableau XI - 5). Le sommet de la courbe "Eau d'égout brute" correspondant, à l'ordonnée, à une densité de 1 000 000 coliformes/100 ml, on peut donc fixer le sommet de la courbe "Station primaire" en réduisant cette densité de 50 %, ce qui correspond à 500 000 coliformes/100 ml. Il s'agit maintenant de choisir à la figure XI. 12 la courbe dont la densité maximale initiale en coliformes est la plus voisine de la valeur de 500 000 que l'on vient de calculer. On constate qu'il existe justement une courbe dont la densité maximale est de 500 000 coliformes/100 ml. Pour une abscisse de 5 jours, par exemple, on trouve sur cette courbe un pourcentage restant de 1 %, lequel, appliqué à la densité initiale de 500 000, donne un résultat de 5000 coliformes/100 ml; cette valeur devient ainsi l'ordonnée correspondant à une durée de 5 jours en abscisse de la courbe "Station primaire" de la figure XI. 16. Tous les autres points sont déterminés de façon similaire.

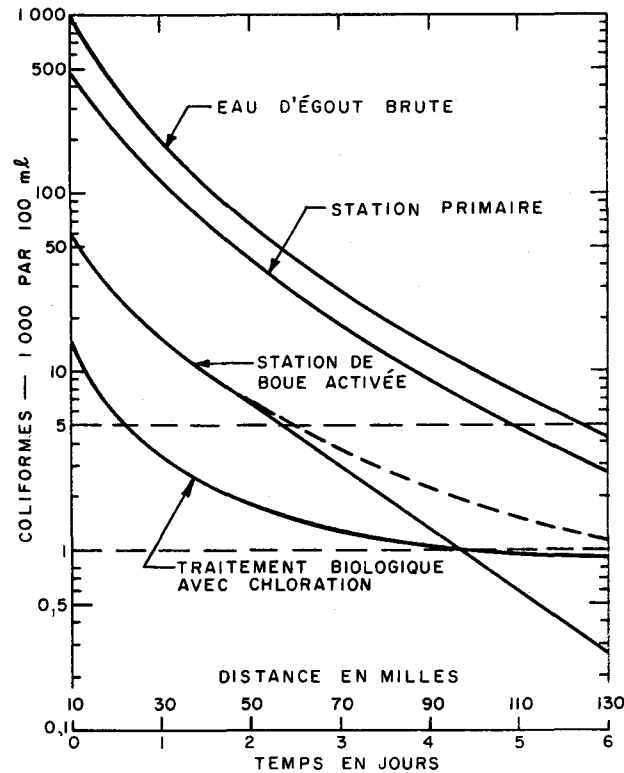


FIGURE XI.16

DIMINUTION PREVUE DES COLIFORMES DANS UN COURS D'EAU, POUR DIVERS PROCEDES D'EPURATION

[reproduit du *Journal Water Pollution Control Federation*, vol. 35 (1963), pp. 1361-1385,
avec l'aimable autorisation de la Fédération, Washington]

d) Au sujet de la courbe "Station de boue activée", Kittrell et Furfari (22) ajoutèrent une correction représentée par les pointillés. Cette interpolation, selon les auteurs, est plus représentative de la diminution des coliformes dans le cours d'eau que l'on peut obtenir au moyen du processus de la boue activée.

4.5.2 Interprétation des prévisions

Une échelle en milles (1 mille = 1,6093 kilomètre), basée sur une vitesse de 32 km/jour (20 milles/jour), est ajoutée en abscisse à la figure XI.16. La ligne pointillée horizontale inférieure dont l'ordonnée est de 1000 coliformes/100 ml représente une eau de qualité acceptable pour la baignade et le ski nautique.

On constate que le traitement primaire améliore une partie du cours d'eau équivalente à environ 22 km (15 milles) et la rend conforme à la norme de 5000 coliformes/100 ml (ligne pointillée horizontale supérieure), norme s'appliquant à des eaux devant servir de source d'approvisionnement municipal et pour des sports nautiques autres que la baignade. Le traitement par boue activée rend une zone de 104 km (65 milles) conforme à cet objectif de 5000 coliformes/100 ml, et le traitement biologique suivi de chloration, une section de 160 km (100 milles).

On note que ni le traitement primaire ni celui par boue activée ne peut rendre une partie quelconque de l'eau des 209 km (130 milles) étudiés propice à la baignade, la norme maximale à cette fin étant de 1000 coliformes/100 ml (en certains pays, cette dernière norme est fixée à 500 coliformes/100 ml). Par contre, le traitement biologique avec chloration réussit à rendre suffisamment propre pour la baignade et le ski nautique une section d'environ 48 km (30 milles).

4.6 Effet de l'oxygène dissous sur la survie des coliformes

Hanes, Sarles et Rohlick (28) étudièrent en laboratoire, à la température de 20°C, l'effet de trois concentrations différentes d'oxygène dissous (OD) sur la survie des coliformes totaux et des streptocoques fécaux :

- une teneur faible : 0,3- 0,4 mg/l d'OD
- une teneur normale : 7,4- 7,8 " "
- une teneur élevée : 37,5-37,8 " "

Ils observèrent une différence significative des taux de mortalité des deux groupes de bactéries entre la teneur faible et la teneur normale en oxygène dissous, ce qui ne fut pas le cas entre la teneur normale et la teneur élevée. Ils conclurent en outre que le taux de mortalité des streptocoques fécaux était identique ou supérieur à celui des bactéries coliformes (voir le tableau XI - 6).

TABLEAU XI - 6

INFLUENCE DE L'OXYGENE DISSOUS SUR LES TAUX DE MORTALITE DE CERTAINES BACTERIES

(d'après bibliographie - 28)

Micro-organismes	Taux de mortalité		
	OD Faible	OD Normal	OD Elevé
Coliformes totaux	0,0843	0,2295	0,1898
Streptocoques fécaux	0,0937	0,3312	0,3805

4.7 Effet des dimensions du cours d'eau sur la survie des coliformes

Les coliformes disparaissent plus rapidement dans une rivière turbulente que dans un grand cours d'eau. La figure XI. 14 (voir page 122) indique que la densité des coliformes après un jour n'était plus, dans un petit cours d'eau turbulent, que de 1,7 % de la valeur maximale, tandis qu'elle était encore de 23 % après le même laps de temps dans une grande rivière. Dans ce dernier cas, ce n'est qu'après quatre jours que la densité en coliformes était réduite à 1,8 % de la valeur maximale.

4.8 Distribution saisonnière des coliformes

La figure XI. 17 représente la tendance saisonnière dans la contribution quotidienne par personne en bactéries coliformes, basée sur les données de la rivière Ohio obtenues par Frost et Streeter (19). Les moyennes mensuelles les plus probables proviennent d'un échantillonnage quotidien intensif, réparti sur une période d'un an, de l'arrivée d'eau d'égout brute à la station d'épuration de la ville de Buffalo (Etat de New York). D'autres valeurs moyennes mensuelles utilisées sont basées sur une étude d'une durée de huit ans des eaux de la rivière de Détroit. On relève l'augmentation des coliformes au cours de la saison estivale, pendant laquelle la baignade et le ski nautique sont populaires. Phelps (20) a aussi observé une telle tendance.

Une corrélation étonnante apparaît entre les courbes des figures XI. 17 et XI. 18, dont les ordonnées, sans être identiques, expriment néanmoins la positivité de la présence soit du coliforme, soit du virus. La courbe de la figure XI. 18 fut tracée à la suite de l'analyse de l'eau d'égout brute de la région d'Albany, dans l'Etat de New York, où plus de 90 % des échantillons d'eau d'égout brute sont susceptibles de contenir des virus en période estivale. En hiver et au printemps, ce pourcentage tombe à moins de 10 %. Parmi les virus isolés au cours de cette étude, on relève notamment : Polio, types 1, 2 et 3; Coxsackie, groupe A, types 1 à 10, et groupe B, types 1 à 5; ECHO, types 4, 6, 7, 9 à 12.

5. LES CHAMPIGNONS ET LEVURES

5.1 Les champignons

5.1.1 Généralités

Les champignons, à l'exclusion des levures, sont des organismes aérobies stricts, quoique l'on connaisse plusieurs espèces microaérophiles. Cet aspect du métabolisme revêt une grande importance pour l'ingénieur sanitaire. En effet, les champignons microscopiques croissent et se reproduisent dans les systèmes d'épuration aérobies et non dans le processus de la digestion anaérobie.

Les produits terminaux de la biodégradation de la matière organique par les champignons sont typiques des produits du métabolisme anaérobie lorsque la quantité d'oxygène du milieu est insuffisante.

Il existe plusieurs espèces de champignons aquatiques capables de métaboliser la matière organique présente dans une eau polluée ou une eau d'égout domestique et ainsi de contribuer à la dégradation des matières solubles et sédimentables. A ce sujet, Cooke (31) étudia les exigences nutritionnelles de neuf espèces de champignons que l'on retrouve souvent dans l'eau d'égout.

Le nombre de champignons vraiment aquatiques est de l'ordre de 1 à 2 % . Le groupe des phycomycètes possède de nombreux représentants dans le milieu aquatique.

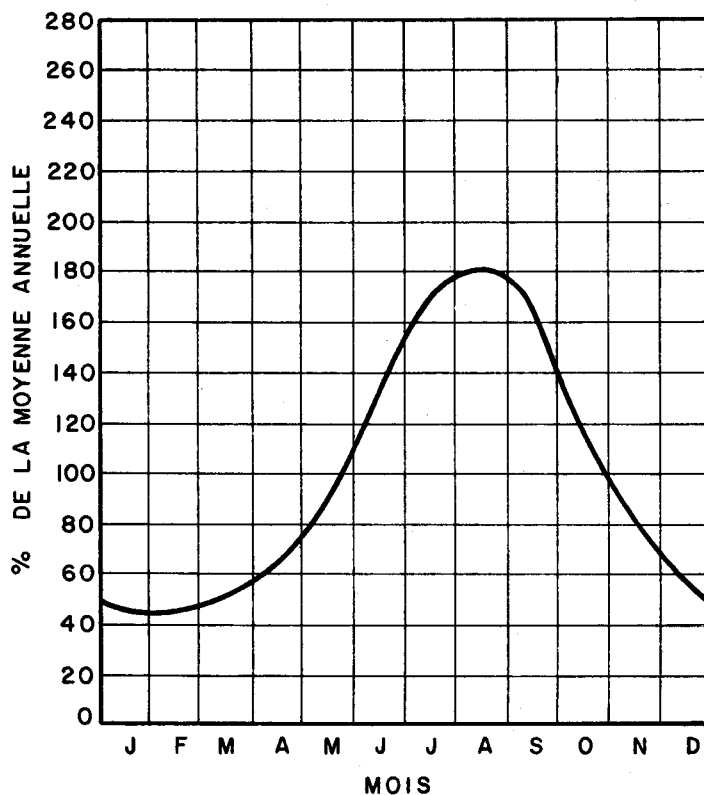


FIGURE XI.17

TENDANCE SAISONNIERE GENERALE DE LA CONTRIBUTION MOYENNE MENSUELLE EN BACTERIES COLIFORMES (PAR HABITANT ET PAR JOUR), EXPRIMEE EN POURCENTAGE DE LA MOYENNE ANNUELLE

(d'après bibliographie - 18)

[reproduit avec l'aimable autorisation de John Wiley & Sons, Inc., New York]

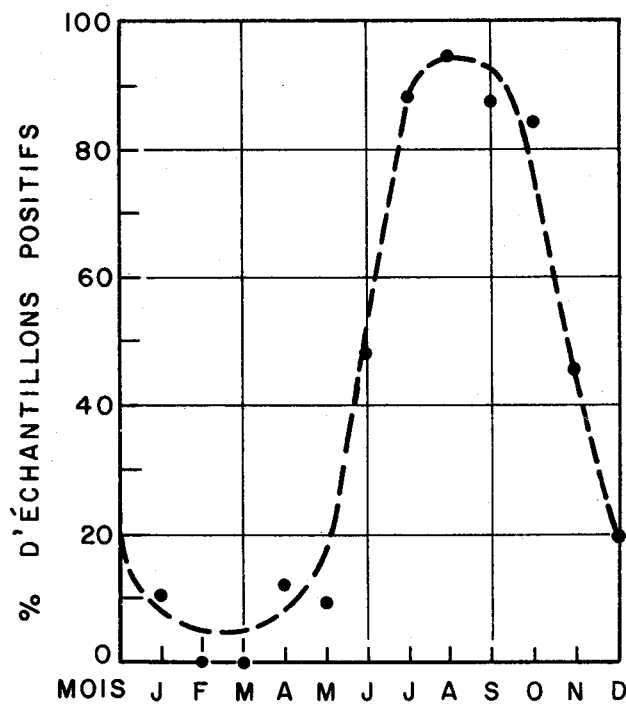


FIGURE XI.18

REPARTITION ANNUELLE DU NOMBRE D'ÉCHANTILLONS D'EAU D'ÉGOUT CONTENANT UN OU PLUSIEURS VIRUS ENTERIQUES

(d'après bibliographie - 30)

Les champignons aquatiques reçoivent les substances nécessaires à leur croissance et à leur reproduction à partir de trois sources principales de pollution (32) : a) la pollution d'origine naturelle, soit les tissus végétaux ou animaux en voie de décomposition qui atteignent le cours d'eau par les eaux de ruissellement ou tout autre moyen; b) la pollution due à l'eau d'égout domestique riche en matière organique; et c) la pollution causée par certaines eaux résiduelles industrielles riches en matières organiques végétales ou animales.

5.1.2 Classification

Les champignons appartiennent à l'embranchement des thallophytes du règne végétal. Sans entrer dans le détail des multiples classifications des champignons qui existent dans le monde, on se bornera à citer quatre groupes ou classes faisant partie des champignons vrais, ou eumycètes :

- a) phycomycètes
- b) ascomycètes
- c) basidiomycètes
- d) deutéromycètes (ou champignons imparfaits).

Les champignons existent en nombre considérable. On connaît présentement environ 1500 espèces de phycomycètes, près de 30 000 espèces d'ascomycètes et de 15 000 à 20 000 deutéromycètes.

Les pseudo-champignons ou pseudomycètes, tels que les actinomycètes, ainsi que les bactéries ferrugineuses filamenteuses (p. ex. *Sphaerotilus natans*) et les bactéries sulfureuses filamenteuses (p. ex. *Beggiatoa alba*), ne seront pas examinés ici, même si les ingénieurs sanitaires ont toujours considéré *Sphaerotilus natans* comme un champignon d'eau d'égout qui prolifère en particulier dans les boues déposées au fond du cours d'eau ou à la station d'épuration ou encore dans certaines zones du cours d'eau.

Le groupe des phycomycètes comprend plusieurs espèces aquatiques et terrestres. Un certain nombre d'espèces sont pathogènes pour les plantes, d'autres sont des parasites des algues qu'elles attaquent de même que les protozoaires.

Les ascomycètes forment un groupe considérable de champignons variés, dont plusieurs espèces sont d'une importance capitale en médecine, en agriculture et dans l'industrie (33).

A notre connaissance, aucun champignon pathogène pour l'homme ou les animaux n'appartient au groupe des basidiomycètes. La plupart des espèces de ce groupe sont associées à la dégradation du bois et du sol. Elles présentent peu d'intérêt dans le domaine des eaux polluées ou d'égout. Les champignons comestibles font partie de cette classe.

La plupart des champignons isolés des eaux d'égout et polluées appartiennent au groupe des deutéromycètes (34), dont font partie presque tous les champignons pathogènes pour l'homme et les animaux. Les champignons imparfaits constituent une classe taxonomique provisoire car il s'agit de champignons chez qui il n'a pas encore été possible de mettre en évidence le stade de reproduction sexuelle. Dès que l'on découvre le stade sexué chez l'un d'eux, on le classe dans un autre groupe approprié.

Les phycomycètes, ascomycètes et deutéromycètes sont les groupes les plus importants au point de vue médical (35) et aussi au point de vue du génie sanitaire.

5.1.3 Présence des champignons dans l'eau polluée

Les recherches d'Ajello (36,37), de Cooke (38,39), de Grayston et Furcolow (40) démontrèrent la présence de champignons potentiellement pathogènes pour l'homme dans les sols naturels et cultivés, les greniers et sous-sols d'édifices, etc.

Harvey (41) chercha, en 1952, à établir une relation entre la présence de champignons et les diverses zones d'un cours d'eau pollué. Il nota l'absence de *Saprolegnia* et d'*Achlya*, du groupe des phycomycètes, dans la zone fortement polluée. Il observa que seules les espèces d'*Aphanomyces*, du groupe des phycomycètes, possédaient une certaine affinité à la fois pour les eaux non polluées, légèrement et fortement polluées.

Cooke, qui n'était pas parvenu lors d'une première étude (42) à déceler de relation entre le degré de pollution d'un cours d'eau et la flore des champignons, réussit au cours d'une étude subséquente effectuée en 1967 (43) à démontrer les variations de cette flore, tant en quantité qu'en qualité, dans les diverses zones d'un cours d'eau pollué. Il observa la diminution des deutéromycètes au site même de la pollution, et leur augmentation considérable en aval de la source de pollution.

Cooke et Busch (44) notèrent que l'eau polluée par une eau d'égout domestique contient des champignons microscopiques susceptibles d'utiliser, comme seule source de carbone, la cellulose présente en quantité appréciable dans l'eau d'égout.

Cooke et Kabler (45) signalèrent en 1954 le danger potentiel de l'emploi d'eau d'égout brute ou épurée ou encore d'eau polluée pour l'irrigation, ayant identifié plusieurs espèces de champignons pathogènes pour les végétaux. Ce point de vue, un

peu négligé, mérite de retenir l'attention de l'ingénieur qui recommande d'utiliser de telles eaux pour l'irrigation des terres en culture. On trouvera ci-après une liste partielle de ces champignons (d'après Cooke, 46) :

Alternaria tenuis - *Aspergillus flavus* - *Aspergillus fumigatus* - *Aspergillus niger* - *Aspergillus terreus* - *Botrytis cinerea* - *Cephalosporium* (espèces) - *Chaetomium funiculum* - *Chaetomium globosum* - *Cladosporium cladosporioides* - *Coniothyrium fuckelii* - *Curvularia lunata* - *Fusarium aquaeductuum* (*episphaeria*) - *Fusarium moniliforme* - *Fusarium oxysporum* - *Fusarium roseum* - *Fusarium solani* - *Gliocladium catenulatum* - *Gliocladium roseum* - *Mucor* (plusieurs espèces) - *Penicillium brevi-compactum* - *Penicillium chrysogenum* - *Penicillium cyclopium* - *Penicillium digitatum* - *Penicillium expansum* - *Penicillium italicum* - *Penicillium martensii* - *Penicillium oxalicum* - *Penicillium rugulosum* - *Rhizopus nigricans* (et autres espèces) - *Scopulariopsis brevicaulis* - *Stemphyllium consortiale* - *Trichoderma viride*.

Le tableau XI - 7 énumère diverses maladies végétales produites par un certain nombre de ces champignons, isolés d'eaux polluées par des eaux d'égout.

TABLEAU XI - 7

MALADIES VEGETALES DUES A DES CHAMPIGNONS ISOLES D'EAUX POLLUEES PAR DES EAUX D'EGOUT

(d'après bibliographie - 45,63)

Champignon	Maladie
<i>Alternaria tenuis</i>	Tache des feuilles de coton, moisissure du brome, moisissure et tache secondaire des feuilles de sarrasin, autres maladies
<i>Aspergillus niger</i>	Charbon (figue), charbon (datte), moisissure noire du bulbe de l'oignon
<i>Botrytis cinerea</i>	Moisissure noire et brûlure des feuilles de laitue, pourriture de la betterave à sucre, autres maladies
<i>Cephalosporium</i> (espèces)	Maladies de la fève soya, du céleri, de la betterave à sucre et d'autres plantes
<i>Chaetomium funiculum</i>	} Moisissure de la graine
<i>Chaetomium globosum</i>	
<i>Cladosporium cladosporioides</i>	
<i>Coniothyrium fuckelii</i>	
<i>Curvularia lunata</i>	Chancre de la pomme et de la greffe du rosier
<i>Epicoccum nigrum</i>	Tache brune du glaïeul
<i>Fusarium moniliforme</i>	Tache des glumes et noircissure du blé
<i>Fusarium oxysporum</i> (formes de)	Brûlure des jeunes plants d'avoine, pourriture secondaire de la racine de l'orge, pourriture fusarienne du maïs
<i>Fusarium solani</i> (formes de)	Pourriture fusarienne de plantes telles que céleri, aster reine-marguerite, chou, oignon, glaïeul, lin, alfafa, melon musqué, narcisse, tomate, melon d'eau, pois, épinard, banane, pomme de terre sucrée
<i>Penicillium digitatum</i>	Maladies de l'oignon, du pois, du pois sucré, de la pomme de terre
<i>Penicillium expansum</i>	Moisissure bleue du citron
<i>Penicillium italicum</i>	Moisissure bleue de l'avoine, de l'orge, du millet japonais, du blé, de la pomme
<i>Penicillium oxalicum</i>	Moisissure bleue du citron
<i>Trichoderma viride</i>	Brûlure des jeunes plants de maïs, moisissure des grains et de l'épi de maïs
	Pourriture de la graine de maïs et d'orge, moisissure de la graine de blé, moisissure verte du melon musqué

A la suite d'une étude (47,48) axée sur la recherche de champignons pathogènes à la station d'épuration des eaux d'égout de la ville de Dayton en Ohio et dans les eaux polluées de la rivière Little Creek, Cooke identifia trois champignons potentiellement pathogènes pour l'homme, à savoir deux ascomycètes, *Allescheria boydii*, cause du mycétome et d'autres maladies, et *Geotrichum candidum*, cause de la géotrichose, ainsi que le deutéromycète *Aspergillus fumigatus*, responsable de l'aspergillose.

Il semble qu'*Allescheria boydii* soit en mesure de survivre et de se développer dans le lit d'un cours d'eau pollué et dans la boue des stations d'épuration des eaux d'égout. Ce champignon fut aussi décelé sur les lits bactériens, en particulier en période estivale. Il est possible que cette espèce fasse partie de la flore normale d'une eau d'égout municipale et aussi de la population normale du sol (49). *Geotrichum candidum* fut l'espèce la plus communément trouvée dans les eaux d'égout et polluées.

Plus de 100 espèces de champignons furent isolées d'un cours d'eau pollué par l'effluent d'une station d'épuration de type primaire.

On trouvera dans le tableau XI - 8 la liste des principaux champignons pathogènes responsables de maladies chez l'homme et les animaux.

TABLEAU XI - 8
PRINCIPAUX CHAMPIGNONS PATHOGENES POUR L'HOMME ET LES ANIMAUX

(d'après bibliographie - 49)

PHYCOMYCETES	DEUTEROMYCETES (suite)
<i>Absidia corymbifera</i> *	<i>Coccidioides immitis</i>
<i>Basidiobolus ranarum</i>	<i>Cryptococcus neoformans</i>
<i>Rhizopus arrhizus</i> *	<i>Epidermophyton floccosum</i>
<i>R. oryzae</i> *	<i>Fonsecaea compactum</i>
ASCOMYCETES	<i>F. pedrosoi</i>
<i>Allescheria boydii</i> *	<i>Geotrichum candidum</i> *
<i>Leptosphaeria senegalensis</i>	<i>Histoplasma capsulatum</i>
<i>Piedraia hortai</i>	<i>H. capsulatum</i> var. <i>duboisii</i>
DEUTEROMYCETES	<i>Keratinomyces ajelloi</i>
<i>Aspergillus fumigatus</i> *	<i>Madurella grisea</i>
<i>Blastomyces dermatitidis</i>	<i>M. mycetomi</i>
<i>Candida albicans</i>	<i>Malassezia furfur</i>
<i>Cephalosporium falciforme</i>	<i>Microsporum audouinii</i>
<i>Cladosporium bantianum</i>	<i>M. canis</i>
<i>C. carrionii</i>	<i>M. distortum</i>
<i>C. werneckii</i>	<i>M. ferrugineum</i>
	<i>M. gypseum</i>
	<i>M. nanum</i>

TABLEAU XI - 8 (suite)

DEUTEROMYCETES (suite)	<i>T. gallinae</i>
<i>M. vanbreuseghemii</i>	<i>T. gourvilii</i>
<i>Paracoccidioides brasiliensis</i>	<i>T. megninii</i>
<i>P. loboii</i>	<i>T. mentagrophytes</i>
<i>Phialophora jeanselmei</i> *	<i>T. rubrum</i>
<i>P. verrucosa</i>	<i>T. schoenleinii</i>
<i>Pyrenochaeta romeroi</i>	<i>T. soudanense</i>
<i>Rhinosporidium seeberi</i>	<i>T. tonsurans</i>
<i>Sporotrichum schenckii</i>	<i>T. verrucosum</i>
<i>Trichophyton concentricum</i>	<i>T. violaceum</i>
<i>T. equinum</i>	<i>T. yaoundei</i>
	<i>Trichosporon cutaneum</i> *

* L'astérisque a été ajouté dans le présent Manuel pour indiquer que l'espèce fut isolée, selon le cas, soit de l'eau d'égout brute ou de l'eau polluée, soit de la boue de divers procédés d'épuration biologique. Les autres espèces, données à titre de renseignement supplémentaire, ne semblent pas avoir été isolées de la boue ou du milieu aquatique pollué.

5.2 Les levures

5.2.1 Recherches récentes

On retrouve chez les ascomycètes, les basidiomycètes et les deutéromycètes un mycélium cénocytique, c'est-à-dire plurinucléé. A ces classes de champignons appartiennent un certain nombre d'espèces appelées levures, qui ont perdu l'état pluricellulaire et sont devenues unicellulaires. Les levures font-elles partie de la flore normale d'un cours d'eau ? Existe-t-il une relation entre le degré de pollution d'une rivière et la présence qualitative et quantitative des levures ? Très peu de recherches ont été effectuées à ce sujet et c'est là un autre domaine ouvert aux chercheurs, qui pourraient ainsi enrichir la littérature scientifique et par ricochet fournir à l'ingénieur sanitaire des données utiles et pratiques.

Relevons cependant les travaux de Hedrick et al. (50,51,52) sur les grands lacs et ceux d'Ahearn (53) sur le lac Champlain. Spencer et al. (54) remarquèrent dans la rivière South Saskatchewan une nette augmentation du nombre des levures en aval du déversement de l'eau d'égout brute de la ville de Saskatoon.

En 1971, Simard et Blackwood (55,56) publièrent une série de deux articles fort intéressants sur la présence de levures dans le fleuve Saint-Laurent. Les principales levures identifiées, classées par ordre d'importance décroissante, sont les suivantes : *Rhodotorula glutinis*, *Candida* (non classifiées), *Cryptococcus albidus*, *Torulopsis famata*, *Pullularia pullulans*, *Hansenula holstii*, *Debaromyces marama*, *Pichia bovis*. Les auteurs observèrent une nette augmentation du nombre des levures au cours des mois de juillet et septembre, et notèrent la présence de levures dans 96 % des échantillons prélevés, certains en contenant jusqu'à 9500/100 ml. Les espèces prédominantes signalées dans ces travaux furent aussi isolées par d'autres chercheurs dans des cours d'eau similaires. *Rhodotorula glutinis* représente l'espèce la plus commune dans le fleuve Saint-Laurent et fut isolée à maintes occasions dans d'autres masses d'eau douce et d'estuaires.

Simard et Blackwood (56) notèrent pour la première fois une certaine relation entre le nombre total des levures, le dénombrement total des bactéries à 35°C et celui des coliformes dans les cinq stations de prélèvement échelonnées entre Montréal et Québec, mais ils ne purent démontrer cette relation en fonction du temps.

Au cours d'une étude statistique de corrélation des paramètres microbiologiques et chimiques d'échantillons d'eau prélevés dans le fleuve Saint-Laurent, Simard et Noël (64) trouvèrent en 1972 une corrélation très significative, au seuil de 1 % de probabilité, entre les levures et les coliformes totaux et fécaux. Ils suggérèrent que les levures pourraient être utilisées comme indicateurs de pollution.

6. LES NEMATODES

Zimmermann (57) démontra l'influence de la vitesse d'écoulement de l'eau, dans un canal artificiel, sur la croissance de quelques micro-organismes. Ce facteur écologique est connu pour exercer une action prononcée sur la répartition des espèces animales vertébrées et invertébrées ainsi que sur certains groupes de bactéries, d'algues et de champignons microscopiques.

En 1964, Wuhrmann (58) tenta d'établir une relation quantitative entre la vitesse de l'autoépuration dans une rivière artificielle, composée d'une série de canaux de 200 mètres de longueur, et la quantité des individus et des espèces de la biomasse. Il démontra l'existence d'une relation entre la vitesse de l'autoépuration et la quantité absolue de la biomasse en contact intime avec l'eau courante mais ne put établir une corrélation avec la qualité de la biomasse. Trop de variables inconnues, selon l'auteur, échappent encore à l'investigation.

Chaudhuri et al. (59) signalèrent l'influence des variations du débit d'un cours d'eau rural sur la concentration des nématodes. La figure XI. 19 montre bien ce phénomène. L'ingénieur devrait noter ces quelques exemples et retenir que les changements de débit d'une rivière peuvent modifier, parfois considérablement, le système écologique aquatique. Il convient, comme le recommandent Jaag et Ambuhl (60), de considérer l'influence non seulement de la température, de l'oxygène dissous et de la vitesse de l'eau sur la biocénose du cours d'eau, mais aussi celle de leur interrelation. Chaudhuri et al. (61) et Baliga (62) observèrent que les stations d'épuration des eaux d'égout municipales étaient la source principale des nématodes retrouvés dans les eaux de surface.

La section de cours d'eau de 32,2 km (20 milles) étudiée par Chaudhuri (59) ne possédait aucune source connue de nématodes autre que les eaux de ruissellement superficiel et l'écoulement souterrain en milieu rural. Les travaux de cet auteur, illustrés par la figure XI. 19, révélèrent que les débits inférieurs à 2,83 m³/s (100 ft³/s) étaient maintenus grâce à l'infiltration et que les débits supérieurs à 2,83 m³/s étaient dus au ruissellement superficiel. Le faible nombre de nématodes dans le cours d'eau à des débits inférieurs à 2,83 m³/s semblait être dû à la relative inefficacité de l'infiltration de l'eau pour entraîner les nématodes dans le cours d'eau; de plus, les faibles vitesses de l'eau permettaient aux nématodes de se déposer dans le fond du cours d'eau. Lorsque le cours d'eau atteignait des débits compris dans la plage se situant entre 2,83 m³/s et 28,31 m³/s (100 et 1000 ft³/s), l'eau de ruissellement superficiel semblait assez efficace pour entraîner les nématodes de la surface du sol vers le cours d'eau où ils restaient en suspension. A des débits supérieurs à 283 m³/s (10 000 ft³/s), le cours d'eau débordait, ce qui avait pour effet une diminution de la vitesse d'écoulement et le dépôt des nématodes dans le fond du cours d'eau.

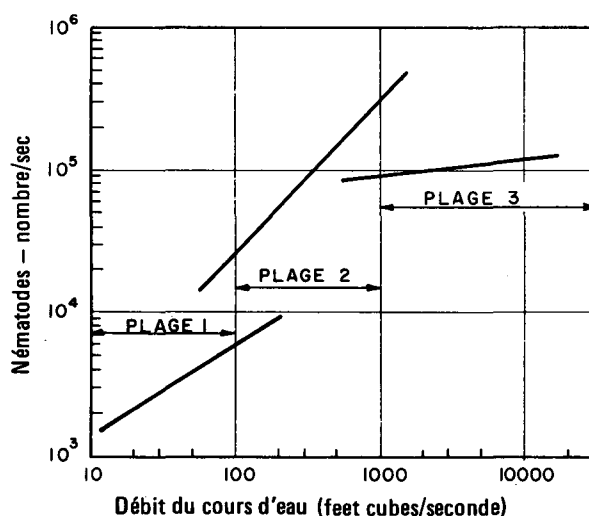


FIGURE XI.19

VARIATION DU NOMBRE DES NEMATODES EN FONCTION DU DEBIT
DANS UN COURS D'EAU

reproduit du *Journal American Water Works Association*, vol. 56, pp. 73-88, avec
l'aimable autorisation de l'Association.

© 1956 American Water Works Association, 2 Park Av., New York

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Dajoz, R. (1970) "Précis d'écologie", Ed. Dunod, Paris
2. Bartsch, A.F., & Ingram, W.M. (1959) "Stream Life and the Pollution Environment", *Public Works*, 90(7) : 104-110, Public Works Publications, Ridgewood, New Jersey
3. Bartsch, A.F., & Churchill, W.S. (1949) "Biotic Responses to Stream Pollution during Artificial Stream Reaeration. Limnological Aspects of Water Supply and Waste Disposal", *Amer. Assn. Adv. Sci.*, 33-48, Washington, D.C.
4. Gérardin (1873) "Rapport sur l'altération, la corruption et l'assainissement des rivières", Archives des missions scientifiques et littéraires. Choix des rapports et instructions publiés sous les auspices du Ministère de l'Instruction publique, de la Culture et des Beaux-arts, Paris
5. Kolkwitz, R., & Marsson, M. (1908) "Oekologie der pflanzlichen Saprobien", *Ber. deut. botan. Ges.*, 26a : 505-519
6. Kolkwitz, R., & Marsson, M. (1909) "Oekologie der tierischen Saprobien", *Intern. Rev. ges. Hydrobiol.*, 2 : 126-152
7. Kolkwitz, R., & Marsson, M. (1909) L'étude citée à la référence 6 a été traduite en anglais, sous le titre de "Ecology of Animal Saprobia", 85-95, dans : "Biology of Water Pollution" (1967), U.S. Dept. of the Interior, Federal Water Pollution Control Administration, Washington, D.C.
8. Liebmann, H. (1962) "Handbuch der Frischwasser-und Abwasserbiologie", Vol. I et II, Oldenbourg, Munich
9. Fjerdingstad, E. (1962) "Some Remarks on a New Saprobic System", Biological Problems in Water Pollution, Tech. Report 999-WP-25, 232-235, Robert A. Taft San. Eng. Center, Cincinnati
10. Pearson, E.A. (1959) "What does the Sanitary Engineer expect of the Biologists in the Solution of Water Pollution Problems", Tech. Report W60-3, 139-144, Robert A. Taft San. Eng. Center, Cincinnati
11. Sladeczek, V. (1963) "Schema biologickeho trideni vod", *Vod. Hospod.*, 11 : 421-422
12. Centre belge d'Etude et de Documentation des Eaux (1966) "Livre de l'eau", Vol. V, Ed. CEBEDOC, Liège
13. Hustedt, F. (1957) "Die Diatomeenflora des Flusssystems der Weser im Gebiet der Hansestadt Bremen", *Arch. naturw. Ver. Bremen*, 34 : 181-440
14. — (1970) "Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung", Band II, "Biologische, mikrobiologische und toxikologische Methoden", VEB Gustav Fischer Verlag, Jena
15. Chick, H. (1908) *J. Hyg.*, 8 : 92
16. Chick, H. (1910) *J. Hyg.*, 10 : 237
17. Kehr, R.W., & Butterfield, C.T. (1943) "Notes on the Relation between Coliforms and Enteric Pathogens", *Public Health Reports*, 589
18. Velz, J.C. (1970) "Applied Stream Sanitation", John Wiley & Sons, Inc., New York
19. Frost, W.H., & Streeter, H.W. (1924) *Public Health Bull.*, 143, U.S. Public Health Service, Washington, D.C.
20. Phelps, E.B. (1953) "Stream Sanitation", John Wiley & Sons, Inc., New York
21. Pakalnins, A., & Kuo, E.M. (1967) "Pollution Survey of Richelieu River, Québec", *Engineering Journal*, décembre, Montréal
22. Kittrell, F.W., & Furfari, S.A. (1963) "Observations of Coliform Bacteria in Streams", *J. Water Poll. Control Fed.*, 35 : 1361-1385, novembre
23. Hoskins, J.K. (1925) "Quantitative Studies of Bacterial Pollution and Natural Purification in the Ohio and Illinois Rivers", *Trans. Amer. Soc. Civil Engr.*, 89 : 1365
24. Kittrell, F.W., & Kochtizky, O.W. (1947) "Natural Purification Characteristics of a Shallow Turbulent Stream", *Sewage Works J.*, 19(6) : 1032, novembre
25. Imhoff, K., & Fair, G.M. (1956) "Sewage Treatment", John Wiley & Sons, Inc., New York
26. Imhoff, K., & Koch, P. (1964) "Manuel de l'assainissement urbain", Ed. Dunod, Paris
27. — (1947) "Report of the Joint Board Established to Investigate and Study, and to Prepare Plans and Maps for the Disposal of Sewage in the Merrimack River Valley", The Commonwealth of Massachusetts, under Chapter 62, Resolves of 1945, Senate 500
28. Hanes, N.B., Sarles, W.B., & Rohlick, G.A. (1964) "Dissolved Oxygen and Survival of Coliform Organisms and Enterococci", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 441-446
29. Wheeler, J.M. (1906) "The Viability of *S. typhosus* under Various Conditions", *J. Med. Res.*, 15 : 269
30. Kelly, S., & Sanderson, W.W. (1959) "Viruses in Sewage", *Health News*, juin, Vol. 36, No 6, New York State Dept. of Health, Albany
31. Cooke, W.B. (1957) "Nutritional Requirements of Nine Common Sewage Fungi", *Sew. & Ind. Wastes*, 29 : 1243-1251
32. Cooke, W.B. (1957) "Use and Value of Fungi as Biological Indicators of Pollution", Biological Problems in Water Pollution. Transactions of a Seminar on Biological Problems in Water Pollution, Robert A. Taft San. Eng. Center, Cincinnati
33. Alexopoulos, C.J., & Bold, H.C. (1967) "Algae and Fungi", The Macmillan Co., New York

34. Cooke, W.B. (1963) "A Laboratory Guide to Fungi in Polluted Waters, Sewage and Sewage Treatment Systems", Public Health Service, Publ. No. 999-WP-1, U.S. Dept. of Health, Education, & Welfare, Cincinnati
35. Etats-Unis d'Amérique, Armée des (1964) "Laboratory Procedure in Clinical Mycology", Tech. Manual TM 8-227-8, Dept. of the Army, Headquarters, Washington, D.C.
36. Ajello, L. (1952) "The Isolation of *Allescheria boydii* (Shear), an Etiologic Agent of Mycetomas, from Soil", *Amer. J. Trop. Med. & Hyg.*, 1 : 227-238
37. Ajello, L. (1954) "Occurrence of *Histoplasma capsulatum* and other Human Pathogenic Molds in Panamanian Soils", *Amer. J. Trop. Med. & Hyg.*, 3 : 897-904
38. Cooke, W.B. (1952) "Western Fungi II", *Mycologia*, 44 : 245
39. Cooke, W.B. (1956) "Check List of Fungi Isolated from Polluted Water and Sewage", *Sydowia Annales Mycologici*, Beiheft 1 : 146-175
40. Grayston, J.T., & Furcolow, M.L. (1953) "The Occurrence of Histoplasmosis in Epidemics, Epidemiological Studies", *Amer. J. Public Health*, 43 : 665-676
41. Harvey, J.V. (1952) "Relationship of Aquatic Fungi to Water Pollution", *Sew. & Ind. Wastes*, 24 : 1159-1164
42. Cooke, W.B., Bartsch, A.F. (1959) "Aquatic Fungi with High Waste Loads", *Sew. & Ind. Wastes*, 31 : 1316-1322
43. Cooke, W.B. (1967) "Fungal Populations in Relation to Population of the Bear River, Idaho-Utah", *Utah Academy Proceedings*, 44 : 298-315, Part I
44. Cooke, W.B., & Busch, L.A. (1957) "Activity of Cellulose Decomposing Fungi Isolated from Sewage-Polluted Water", *Sew. & Ind. Wastes*, 29 : 210-217
45. Cooke, W.B., & Kabler, P.W. (1954) "Plant Disease Fungi in Sewage Polluted Water", *Public Health Reports*, 72 : 651-654
46. Cooke, W.B. (1956) "Potential Plant Pathogenic Fungi in Sewage and Polluted Water", *Plant Disease Reporter*, 40 : 681-687
47. Cooke, W.B. (1954) "Fungi in Polluted Water Sewage, Part I - Literature Review; Part III - Fungi in a Small Polluted Stream", *Sew. & Ind. Wastes*, 26 : 539-549; 26 : 790-794
48. Cooke, W.P., & Kabler, P. (1955) "Isolation of Potentially Pathogenic Fungi from Polluted Water & Sewage", *Public Health Reports*, 70 : 689-694
49. Ajello, L., Georg, L.K., Kaplan, W., & Kaufman, L. (1963) "Laboratory Manual for Medical Mycology", Communicable Disease Center, U.S. Dept. of Health, Education, & Welfare, Atlanta
50. Hedrick, L.R., Soyugenc, M., DuPoint, P., & Ambrosini, R. (1964) "Yeast in Lake Michigan and Lake Erie", Proc. Seventh Conference on Great Lakes Research, Publ. No. 11, 77-83, Great Lakes Research Division, University of Michigan
51. Hedrick, L.R., Soyugenc, M., & Larsen, L. (1966) "Yeast Recovered in Mud Samples from Lake Michigan", Proc. Eighth Conference on Great Lakes Research, 69-76, Great Lakes Research Division, University of Michigan
52. Hedrick, L.R., & Soyugenc, M. (1967) "Yeasts and Molds in Water and Sediments of Lake Ontario", Proc. Tenth Conference on Great Lakes Research, 20-30, Great Lakes Research Division, University of Michigan
53. Ahearn, D.G., Meyers, S.P., Cooke, W.L., & Hansen, G. (1969) "Ecology of Yeasts from Lake Champlain", *Antonie van Leeuwenhoek J. Microbiol. Serol.*, 35 (Suppl.) : Yeast Symposium
54. Spencer, J.F., Gorin, P.A., & Gardner, N.R. (1970) "Yeasts Isolated from the South Saskatchewan, a Polluted River", *Can. J. Microbiol.*, 16 : 1051-1057
55. Simard, R.E., & Blackwood, A.C. (1971) "Yeasts from the Saint-Laurent River", *Can. J. Microbiol.*, 17 : 197-203
56. Simard, R.E., & Blackwood, A.C. (1971) "Ecological Studies on Yeasts in the Saint-Laurent River", *Can. J. Microbiol.*, 17 : 353-357
57. Zimmermann, P. (1961) "Experimentelle Untersuchungen über die ökologische Wirkung der Strömungsgeschwindigkeit auf die Lebensgemeinschaften des fliessenden Wassers", *Schweiz. Z. Hydrol.*, 24 : 1-81
58. Wuhrmann, K. (1964) "River Bacteriology and the Role of Bacteria in Self-Purification of Rivers", Principles and Applications in Aquatic Microbiology, Proceedings of Rudolfs Research Conference, John Wiley & Sons, Inc., New York
59. Chaudhuri, N., Siddigi, R., & Engelbrecht, R.S. (1964) "Source and Persistence of Nematodes in Surface Waters", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 56(1) : 73-88
60. Jaag, O., & Ambuhl, H. (1964) "The Effect of the Current on the Composition of Biocenoses in Flowing Water Streams", *Adv. Water Poll. Res.*, 1 : 31
61. Chaudhuri, N., Engelbrecht, R.S., & Austin, J.S. (1965) "Nematodes in Aerobic Waste Treatment Plant", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 57, décembre
62. Baliga, K.Y. (1964) "Benthic Sampling, Analysis and Ecological Studies of Nematodes", M.S. Thesis, University of Illinois
63. — (1963) "Noms français des maladies des plantes au Canada", Publ. No 263, Ministère de l'Agriculture du Québec
64. Simard, R.E., & Noël, J.G. (1972) Communication personnelle (Dr R.E. Simard, Université Laval, Département des Vivres, Québec)

REFERENCES SUPPLEMENTAIRES

SYSTEME DES SAPROBIES

- Mackenthun, K.M. (1969) "The Practice of Water Pollution Biology", U.S. Dept. of the Interior, Federal Water Pollution Control Administration, Division of Technical Support, Washington, D.C.
- Mackenthun, K.M., & Ingram, W.M. (1964) "Pollution and the Life in Water", Organism-Substrate Relationships in Streams. Special Publ. No. 4, 136-145, Pymatuning Laboratory of Ecology, University of Pittsburgh
- Bartsch, A.F., & Ingram, W.M. (1966) "Biological Analysis of Water Pollution in North America", *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 16 : 786-800
- Beak, T.W., de Courval, C., & Cooke, N.E. (1959) "Pollution Monitoring and Prevention by Use of Bivariate Control Charts", *Sew. & Ind. Wastes*, 31 : 1383-1394
- Beck, W.M., Jr (1957) "The Use and Abuse of Indicator Organisms", Transactions of a Seminar on Biological Problems in Water Pollution, Cincinnati
- Caspers, H., & Schulz, H. (1960) "Studien zur Wertung der Saprobien-systeme", *Intern. Rev. ges. Hydrobiol.*, 45 : 535-565
- Tumpling, W.V. (1960) "Probleme, Methoden und Ergebnisse biologischer Guteuntersuchungen an Vorflutern, dargestellt am Beispiel der Werra", *Intern. Rev. ges. Hydrobiol.*, 45 : 513-534
- Huet, M. (1949) "La pollution des eaux : l'analyse biologique des eaux polluées", Extrait du Bulletin (Nos 5 et 6) du Centre belge d'Etude et de Documentation des Eaux, Liège

LEVURES

- Cooke, B.W., Phaff, H.J., Miller, M.W., Shifrine, M., & Knapp, E.P. (1960) "Yeasts in Polluted Water and Sewage", *Mycologia*, 52 : 210-230
- Buck, J.D., & van Uden, N. (1963), cités par Fell, J.W., & van Uden, N. (1963) "Yeasts in Marine Environments", Symposium on Marine Microbiology, 329-340, C.H. Oppenheimer
- van Uden, N., & Ahearn, D.G. (1963) "Occurrence and Population Densities of Yeasts Species in a Fresh-Water Lake", *Antonie van Leeuwenhoek J. Microbiol. Serol.*, 29 : 308-312
- Taysi, I., & van Uden, N. (1964) "Occurrence and Population Densities of Yeasts Species in an Estuarine-Marine Area", *Limnol. Oceanogr.*, 9 : 42-45
- Kawakita, S., & van Uden, N. (1965) "Occurrence and Population Densities of Yeasts Species in the Digestive Tracts of Gulls and Terns", *J. Gen. Microbiol.*, 39 : 125-129
- Norkrans, B. (1966) "On the Occurrence of Yeasts in an Estuary off the Swedish West Coast", *Svensk Bot. Tidskr.*, 60 : 463-482
- van Uden, N. (1967) "Occurrence and Origin of Yeasts in Estuaries", Estuaries, 306-310, G.H. Lauf. Amer. Ass. Advan. Sci., Washington, D.C.
- van Uden, N., & Fell, J.W. (1968) "Marine Yeasts", In: Adv. in Microbiol. of the Sea, 167-198, M.R. Droop & E.J. Ferguson Wood, Academic Press, New York
- Ahern, D.G., Roth, F.J., & Meyers, S.P. (1968) "Ecology and Characterization of Yeasts from Aquatic Regions of South Florida", *Mar. Biol.*, 1 : 291-308
- Weaver, R.H. (1968) "Ecological Study of the Effects of Strip Mining on the Microbiology of Streams", University of Kentucky Water Resources Institute, Lexington
- Ainsworth, G.C., & Sussman, A.S. (1968) "The Fungal Population, Ecology", Vol. 3, Academic Press, New York

NEMATODES

- Faulkner, L.R., & Bolander, W.J. (1967) "Occurrence of Large Nematode Populations in Irrigation Canals of South Central Washington", *Nematologica*, 12(1966) : 591-600, E.J. Brill, Leiden
- Chaudhuri, N., Engelbrecht, R.S., & Austin, J.H. (1965) "Nematodes in an Aerobic Waste Treatment Plant", *J. Amer. Water Works Assoc.*, décembre, 1561-1571
- Seth, A.K., George, M.G., Bewtra, J.K., & Sharma, V.P. (1968) "Nematode Removal by Sand Filtration", *J. Amer. Water Works Assoc.*, août, 962-968
- Krishnaswami, S.K., & Post, F.J. (1968) "Effect of Chlorine on Ascaris (Nematoda) Eggs", *Health Lab. Sci.*, 5(4) : 225-232

CHAPITRE XII

MICROBIOLOGIE DES EAUX MARINES

Dans les conditions normales, un ensemble de facteurs physiques, chimiques et biologiques assurent l'autoépuration du milieu marin. Ces processus naturels sont cependant faussés en cas de contamination massive, et la rupture de l'équilibre appelle une intervention urgente pour empêcher la pollution de s'étendre et de menacer la santé publique.

1. INACTIVATION DANS L'EAU DE MER DES BACTERIES D'ORIGINE ENTERIQUE

Carter et al. (1), Williams (2), Nusbaum et Garner (3), Vaccaro et al. (4) ont étudié la survie des coliformes dans l'eau de mer. Selon Vaccaro et al., les populations d'*Escherichia coli* ne peuvent survivre dans l'eau de mer brute. Ces bactéries meurent plus rapidement en été qu'en hiver; Vaccaro et al. constatèrent en outre que l'addition de matière organique à l'eau de mer diminuait l'action bactéricide de celle-ci. D'autre part, Beard et Meadowcroft (5) ont souligné qu'*E. coli* est suffisamment résistant à l'eau de mer pour servir d'indicateur du degré de pollution du milieu marin.

La ville de Barcelone déverse ses eaux d'égout brutes directement à la mer par l'entremise de quatre émissaires situés près des plages utilisées intensément de mai à septembre. La contamination bactériologique est considérable, et Piñol et Rocamora (6) calculèrent que le rejet approximatif global des quatre émissaires était de 276×10^{10} *E. coli*/s.

Plusieurs auteurs ont recherché de nouvelles méthodes pour mesurer le degré de pollution des eaux marines. Certaines études furent effectuées avec une espèce bactérienne résistante à la salinité telle que *Streptococcus faecalis* (qui fait partie des streptocoques fécaux) (7). D'autres chercheurs étudièrent la survie des streptocoques fécaux dans l'eau marine, notamment Bartley, Slanetz et Stanley (8,9,10). La figure XII. 1 illustre les résultats des travaux de Slanetz et Bartley (10) par des courbes typiques de survie de divers organismes, basées sur le pourcentage de la population initiale survivant dans l'effluent d'eau d'égout d'une station d'épuration primaire, contenue dans des sacs de cellophane semi-perméables (dialyse) immergés dans l'eau de mer.

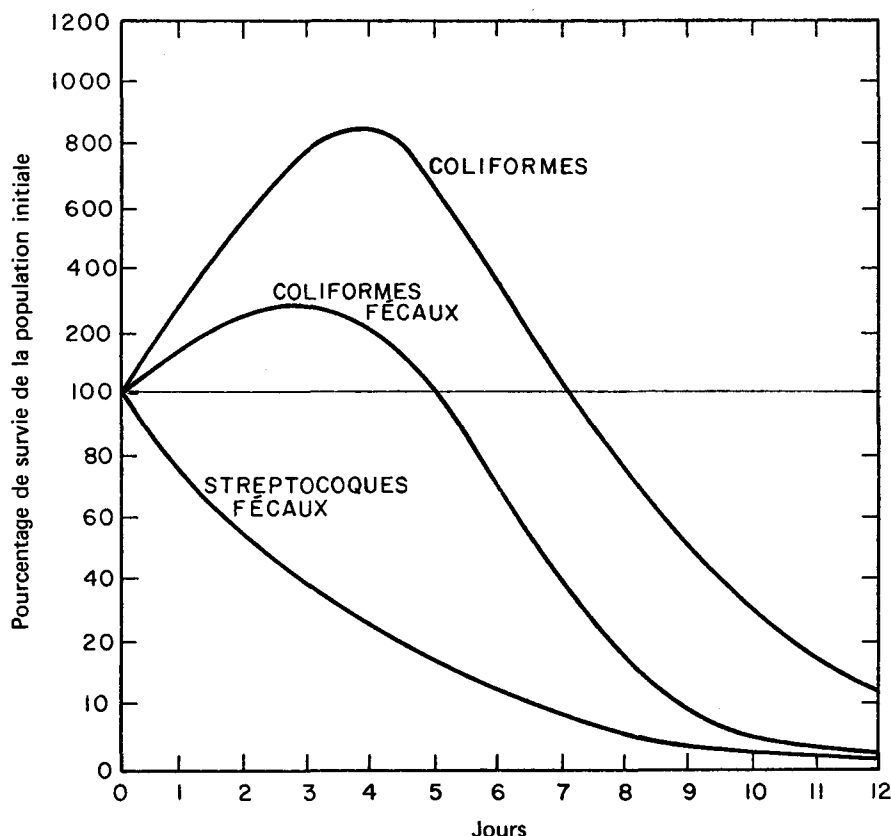


FIGURE XII.1

ALLURE DE LA SURVIE DE DIVERS ORGANISMES BACTERIENS DANS L'EAU DE MER

(d'après bibliographie - 10)

[reproduit avec l'aimable autorisation de l'American Public Health Association]

La figure XII.2 donne des exemples de courbes typiques de survie de cultures pures fraîches de streptocoques fécaux dans de l'eau salée, contenue dans des sacs de cellophane suspendus dans l'eau de mer. On remarquera que les streptocoques fécaux n'augmentèrent pas en nombre, ce qui ressortait déjà de la figure XII. 1. Les auteurs observèrent une diminution de 50 à 85 % des streptocoques fécaux après 1 à 2 jours, et une mortalité à peu près totale après 7 à 11 jours.

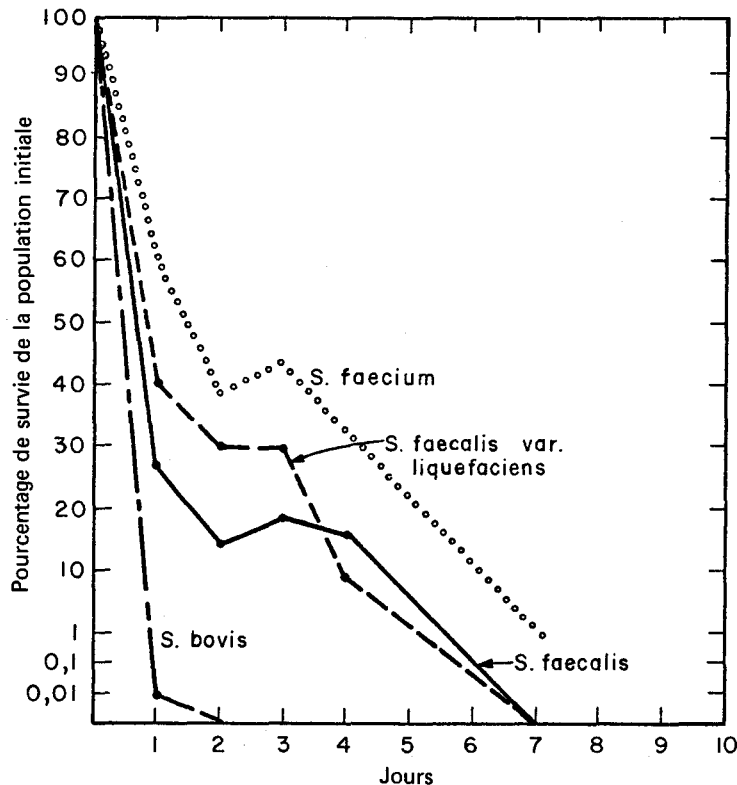


FIGURE XII.2

SURVIE DE DIVERS STREPTOCOQUES FECAUX DANS L'EAU DE MER

Notons les travaux sur la survie des *Salmonella* dans l'eau de mer effectués par Coetzee (11), Buttiaux et Leurs (12). Une bonne revue de la littérature scientifique relative à la survie des coliformes et salmonelles dans le milieu marin fut faite par Pearson (13) et Greenberg (14). Notons encore l'étude de la survie comparée d'*E. coli* et de *S. typhosa* dans l'eau marine, par Gevaudan et al. (15).

D'autres recherches visèrent à établir une corrélation entre les concentrations en *E. coli* et le nombre le plus probable (NPP) de coliformes, et d'autres encore à déterminer la présence de *Salmonella* et *Shigella* dans le milieu marin. La technique la plus courante, c'est-à-dire celle du NPP de coliformes, s'avère insuffisante. L'emploi des bactériophages a été signalé à plusieurs reprises dans la littérature (16,17,18).

2. FACTEURS BACTERICIDES DE L'EAU DE MER

Quels sont les facteurs précis de la destruction des bactéries entériques dans le milieu marin ? Malgré les nombreuses recherches effectuées à ce sujet, on ne possède pas encore de réponse adéquate à cette question. Arloing et al. (19) et d'Hérelle (20) notèrent l'importance des bactériophages. Rubentschik et al. (21) et Waksman et Vartiavaara (22) étudièrent la sédimentation et l'adsorption des bactéries par les sédiments benthiques marins. Gaarder et Spärck (23) considérèrent l'action bactéricide des radiations solaires. Waksman et Carey (24) suggérèrent que la consommation des bactéries par les prédateurs pouvait jouer un rôle important dans le maintien à un faible niveau des populations de bactéries. Waksman et Hotchkiss (25) notèrent la possibilité d'effets antagonistes entre la flore bactérienne naturelle et les formes adventices. Zobell (26) résuma les évidences contradictoires reliées à l'activité bactéricide de l'eau marine.

La destruction des *E. coli* dans l'eau marine serait, selon Pramer, Carlucci et Scarpino (27), le résultat des caractéristiques physico-chimiques de l'eau. L'hypothèse de la toxicité pour *E. coli* des faibles quantités de métaux lourds contenues dans l'eau de mer fut émise par Jones (28). D'autres auteurs (4,29,30,31,32,33) suggérèrent que la production d'antibiotiques par la microflore naturelle pouvait être responsable de la destruction des bactéries entériques dans l'eau marine.

Aubert (34), au cours d'une importante recherche, démontra l'existence d'une liaison hautement significative entre l'intensité de l'action antibactérienne de l'eau de mer fraîche et le pourcentage des formes phytoplanctoniques rencontrées lors des "pointes d'activités antibiotiques", dont il attribua l'action aux diatomées.

Les toxines des algues sont parfois associées à l'effet bactéricide de l'eau de mer. La prolifération de la diatomée *Skeletonema* serait hautement toxique pour *E. coli* (35).

En 1963, Stolp et Starr (36) décrivent pour la première fois un vibron flagellé dénommé *Bdellovibrio bacteriovorus*, qu'ils isolèrent de la terre. Guélin, Lépine et Lamblin (37) ont confirmé la présence de ce parasite obligatoire des bactéries gram-négatives. Cette espèce semble répandue dans les eaux de nombreux pays du monde. Ainsi, on décèle dans l'eau d'égout de la ville de Paris environ 100 000 *Bdellovibrio* par ml. Sa quantité semble varier selon le degré de pollution des eaux. Ce vibron, dont l'activité rappelle celle des bactériophages, provoque la lyse des bactéries qu'il parasite et apparaît donc comme un des responsables du pouvoir bactéricide des eaux. Il existe dans l'eau de mer des formes halophiles de ces très petites bactéries. Si dans l'eau marine non contaminée on en trouve rarement plus de 10 par ml (38), en présence d'*E. coli* le nombre des *Bdellovibrio* augmente rapidement pour atteindre un taux de 10^3 - 10^4 /ml, entraînant une destruction prononcée de la population d'*E. coli*.

Selon Guélin et al. (37) l'absence de spécificité étroite confère à *Bdellovibrio* un avantage sur les bactériophages. Son intense activité vis-à-vis d'un vaste groupe de micro-organismes pathogènes, activité peu liée aux conditions écologiques, ainsi que sa large répartition dans le monde, en font incontestablement un agent bactéricide particulièrement actif.

Selon Mitchell et Yankofsky (39), les protozoaires marins sont les prédateurs les plus voraces d'*E. coli* et en particulier les amibes marines de genre *Vexillifera*.

3. SURVIE DES VIRUS ENTERIQUES DANS L'EAU DE MER

Parmi les travaux sur la survie des entérovirus, relevons ceux de Shuval (40,41), Magnusson et al. (42,43), Matossian et Garabedian (44), Mitchell et Jannasch (45), Plissier et al. (46,47).

Shuval et al. (41) étudièrent l'action antivirale de l'eau de mer mais ne réussirent pas à identifier les espèces bactériennes ou biologiques responsables de cette action, bien qu'elle ait été décelée dans des échantillons prélevés aussi bien dans l'océan Atlantique, la mer du Nord et la mer Baltique que dans la mer Méditerranée et la mer Rouge.

Les recherches de Magnusson et al. (43) ainsi que celles de Shuval et al. (41) démontrèrent qu'une bactérie marine, soit une souche de *Vibrio marinus*, était responsable de l'action virucide de l'eau marine et que la filtration ou le chauffage de l'eau à 90°C lui faisait perdre cette propriété virucide à l'égard du poliovirus. Lorsque cette bactérie était ajoutée à l'eau marine stérilisée, l'action virucide de l'eau se rétablissait, ce qui indique que *Vibrio marinus* excrète un agent virucide encore inconnu. Matossian et Garabedian (44) ne purent en revanche prouver que la filtration ou l'ébullition éliminait l'action virucide à l'égard du poliovirus type 1 d'échantillons d'eau prélevés dans la mer Méditerranée.

Ciaglia et Loddò (48) soulignèrent que l'addition d'eau d'égout à l'eau de rivière ou à l'eau de mer augmentait le temps de survie des virus entériques. Metcalf et Stiles (49) démontrèrent que le poliovirus type 1 survivait 14 jours de plus dans l'eau d'égout brute que dans l'eau de mer (Fig. XII. 3). Il semble que le contenu organique de l'eau d'égout agit comme un colloïde protecteur. Metcalf et Stiles (49) étudièrent également le temps de survie du poliovirus type 1, au cours des mois d'été et d'hiver, dans de l'eau d'estuaire (Fig. XII. 4). Le taux de déclin était plus prononcé en été qu'en hiver, le temps de survie étant deux fois plus court qu'en hiver. Akin et al. (50), à l'issue d'expériences analogues sur la survie du poliovirus type 1 dans une eau d'estuaire en été et en automne, parvinrent aussi à la conclusion que l'inactivation était plus rapide en été.

Soulignons que plusieurs auteurs, Akin et al. (50), Metcalf et Stiles (49), trouvèrent un temps de survie plus long en laboratoire que lors d'expériences effectuées dans la nature.

La figure XII. 5, basée sur les travaux de Plissier et al. (51), illustre l'action virucide de l'eau de mer par rapport à l'eau du robinet, cette dernière semblant constituer un milieu plus favorable à la survie des virus que l'eau de mer.

Le processus de l'inactivation virale dans le milieu aquatique est mal connu. Pöhjanpelto (52) et Lund (53) croient que l'oxydation joue un rôle important au cours de l'inactivation du poliovirus au-dessus de 50°C, mais que ce rôle est minime pour des températures inférieures à 37°C. Quel que soit le mode d'inactivation, les données de la littérature scientifique indiquent que le temps d'inactivation est inversement proportionnel à la température.

4. TRAVAUX SPECIAUX DE RECHERCHE

4.1 Recherches du Dr Buttiaux

Les phénomènes bactériologiques au voisinage des déversoirs, la destruction des germes d'origine terrestre, le délai nécessaire à cette destruction et la survie de certaines espèces pathogènes sont autant de questions qu'il est essentiel d'aborder. Les problèmes bactériologiques du rejet en mer des eaux résiduaires ont fait l'objet d'une étude complète du Dr Buttiaux à l'occasion d'un séminaire européen d'ingénieurs sanitaires, tenu en 1958 à Nice sous les auspices de l'Organisation mondiale de la Santé, étude brièvement analysée ci-après.

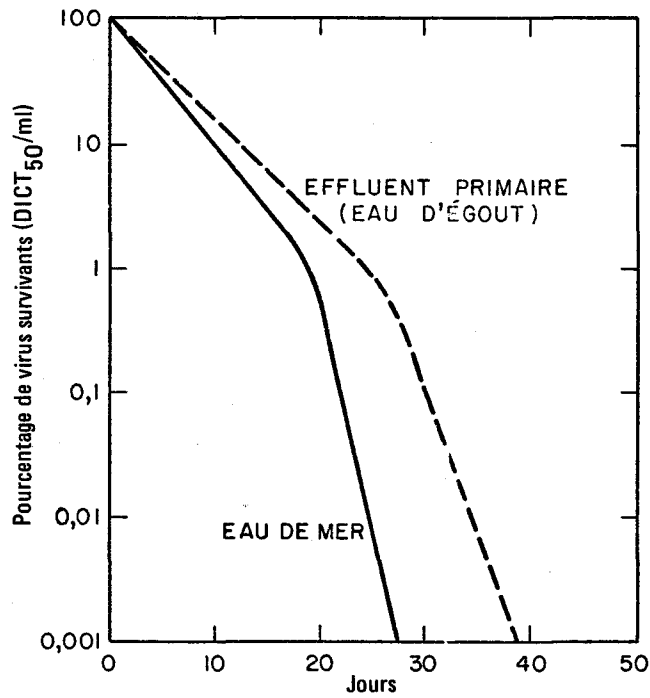


FIGURE XII.3

SURVIE DU POLIOVIRUS, TYPE 1, DANS L'EAU DE L'OCEAN
ET DANS UN EFFLUENT PRIMAIRE D'USINE D'EPURATION
DES EAUX D'ÉGOUT (1,5-10°C)

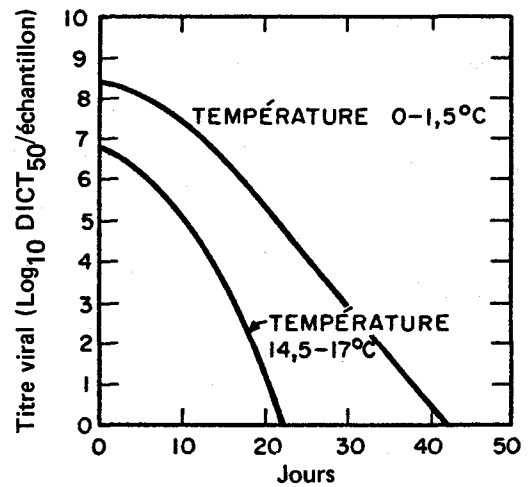


FIGURE XII.4

SURVIE DES VIRUS ENTERIQUES
DANS UNE EAU D'ESTUAIRE
AU COURS DES MOIS D'ETE ET D'HIVER

(d'après bibliographie - 49)

reproduit avec l'aimable autorisation de John Wiley & Sons, Inc. (Interscience Publishers), New York

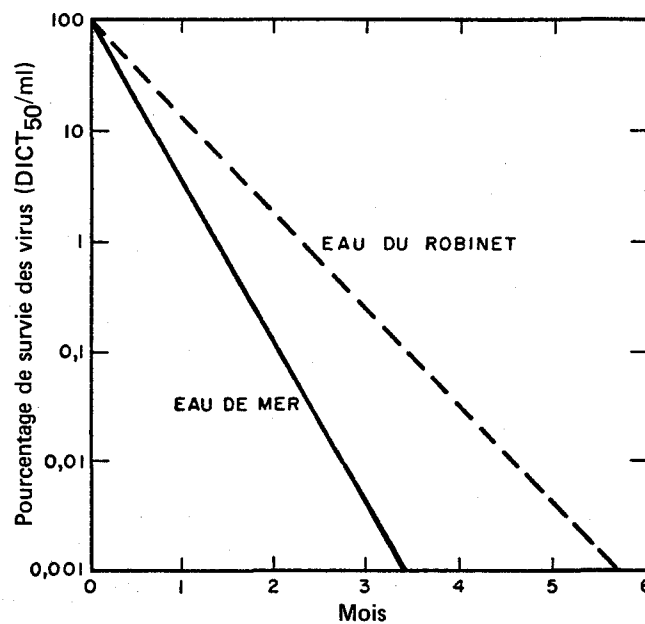


FIGURE XII.5

SURVIE DU POLIOVIRUS, TYPE 1, DANS L'EAU DE MER ET L'EAU DU ROBINET A 17°C

4.1.1 Bactéries fécales

Le Dr Buttiaux a étudié la destruction et la survie des bactéries fécales et tout d'abord des coliformes et d'*Escherichia coli*, à propos desquels tous les auteurs signalent une disparition plus ou moins rapide mais certaine au contact de l'eau de mer. Pour éviter cet écueil, il a préalablement étudié les courants de surface transportant les eaux d'égout, puis il y a fait ses prélèvements à peu de profondeur, à des distances croissantes des points de rejet. On a ainsi la certitude d'obtenir le mélange d'eaux d'égout et d'eau de mer, dans des conditions naturelles réelles.

Les recherches, menées dans des conditions rigoureuses, ont montré qu'une épuration complète n'était, dans la mer du Nord, pas réalisée dans un rayon de 400 m, l'échantillon contenant encore 1000 *E. coli* par litre. Dans l'estuaire de la Rance, il faut s'éloigner de 1000 m d'un exutoire pour noter une disparition complète des coliformes et d'*Escherichia coli*, mais à cette distance la pollution fécale est encore mise en évidence par la présence de bactériophages fécaux. En Méditerranée, l'action bactéricide serait probablement plus rapide qu'en mer du Nord, et cela pourrait s'expliquer par l'action bienfaisante de l'irradiation solaire.

4.1.2 Bactéries pathogènes

Le Dr Buttiaux a ensuite étudié les espèces pathogènes et les *Salmonella* parmi lesquelles le bacille d'Eberth ou *Salmonella typhosa* et les bacilles paratyphiques sont les plus connus. Le nombre de coliformes étant infiniment plus élevé que celui des *Salmonella*, on peut penser que si les premiers sont absents, les secondes le seront a fortiori. Par contre, il n'est pas prouvé que la résistance des *Salmonella* aux agents physiques et chimiques de l'eau de mer soit comparable à celle des *Escherichia*. Dans les eaux usées rejetées sans traitement, les particules de fèces, non émulsionnées, peuvent amener sur les plages où elles sont entraînées par le courant des quantités élevées de germes pathogènes.

On a peu recherché les *Salmonella* dans les eaux de mer souillées par les eaux résiduaires, mais il semble que cette bactérie puisse se multiplier en présence de matières organiques en abondance. Dans les eaux de mer d'un port d'Espagne, on a trouvé différentes espèces de *Salmonella*, au nombre de 2 à 8 par millilitre. Dans une eau de plage recevant des eaux d'égout non traitées, on a trouvé de 10 à 20 *Salmonella montevideo* par litre et leur nombre n'a pas sensiblement diminué au cours d'une conservation à + 4°C de l'eau répartie en flacons.

4.1.3 Danger des rejets d'eaux résiduaires en mer

Évaluant les dangers du rejet des eaux d'égout en mer, le Dr Buttiaux estima que les eaux de mer ou d'estuaire mélangées à des eaux usées brutes peuvent être dangereuses en deux circonstances :

- sur les plages, et en particulier dans les zones réservées aux baignades;
- dans les régions littorales où se trouvent des bancs de moules ou des parcs de mytiliculture, et dans les estuaires où sont élevées les huîtres.

Dans ces deux cas, les bactéries pathogènes sont représentées par les *Salmonella* surtout. Afin d'assurer une sécurité suffisante, l'épuration dans le milieu marin devrait être assez rapide pour entraîner leur destruction en quelques heures, et parfois moins lorsque l'exutoire est proche des points critiques. Le Dr Buttiaux observe que, dans la plupart des travaux expérimentaux où il a puisé sa documentation, il n'a pas été suffisamment tenu compte de cette indispensable brièveté, car les recherches entreprises dans les conditions naturelles montrent qu'une action aussi rapide est peu probable. Il paraît donc manifeste qu'un rejet direct d'eaux usées dans la mer est bactériologiquement critiquable, mais le point le plus important en pratique est de connaître ses répercussions sur la santé publique.

Le Dr Buttiaux remarqua par ailleurs que le nombre des cas de salmonelloses dus aux baignades est très faible, et que si la transmission des salmonelloses par immersion dans une eau de mer contaminée est possible, elle reste exceptionnelle. Dans les cas où les municipalités tolèrent le rejet d'eaux résiduaires brutes, il faut néanmoins que l'emplacement de l'exutoire soit étudié de manière que les baignades ne soient pas affectées par les courants de surface susceptibles d'apporter des particules solides insuffisamment émulsionnées, et enfin que l'enquête bactériologique préalable apporte la preuve que le milieu marin possède des caractéristiques d'autoépuration suffisantes pour provoquer la destruction des germes pathogènes dans le délai de transport des eaux d'égout, et ceci dans les circonstances les plus défavorables.

Concernant les parcs de coquillages, soit naturels, soit d'élevage, il faut être d'une très grande sévérité, car à leur égard la tolérance est impossible. En effet, le nombre de salmonelloses provenant de la consommation de coquillages est très élevé, en raison du fait que les huîtres, les moules, les coques et tous les autres mollusques marins filtrent de grandes quantités d'eau pour leur respiration et leur nourriture. Ils retiennent donc les bactéries de l'eau de mer, et ne s'en débarrassent que s'ils sont mis en stabulation dans des eaux de mer ou d'estuaire exemptes d'impuretés. Il est donc impossible d'envisager le rejet d'eaux brutes dans les régions où il existe des bancs naturels ou des parcs d'élevage de coquillages. Les eaux d'égout devront être soumises à un traitement suffisant pour assurer la destruction totale des germes pathogènes et même des virus, ce qui peut exiger la désinfection des eaux épurées de l'installation de traitement.

Le Dr Buttiaux tira de son étude concernant l'examen bactériologique des eaux de mer à proximité des déversoirs la conclusion qu'il serait déraisonnable d'envisager le rejet d'eaux résiduaires en mer ou dans un estuaire sans avoir étudié soigneusement les conditions dans lesquelles il peut être réalisé. Pour interpréter les résultats observés, il faut prendre en considération les caractéristiques bactériologiques tolérables des eaux de plage et de baignade, pour lesquelles il semble raison-

nable d'exiger moins de 1000 coliformes, dont 100 *Escherichia*, par 100 millilitres, étant entendu que les conditions doivent être beaucoup plus sévères pour les eaux baignant les parcs à coquillages. Le Dr Buttiaux a finalement estimé nécessaire de ne pas accorder une confiance aveugle aux résultats de l'analyse bactériologique, celle-ci devant n'être qu'un guide pour l'hygiéniste, l'ingénieur et le technicien sanitaires, et être interprétée au vu des renseignements fournis par l'examen des lieux qui reste l'élément fondamental d'appréciation pour les décisions à prendre.

4.2 Recherches du Professeur Brisou sur la pollution des eaux littorales

Le Professeur J. Brisou, du Laboratoire Charles-Nicolle du Centre hospitalier et universitaire de Poitiers, a récapitulé en 1968, dans une étude publiée dans le *Bulletin de l'Organisation mondiale de la Santé*,* les données alors disponibles sur la pollution des mers par les bactéries pathogènes, les virus et les parasites et leur survie en milieu marin. Cette étude a ensuite fait l'objet d'un résumé paru dans le numéro de mai 1969 de la *Chronique OMS* (Vol. 23, No 5), résumé qui est reproduit ci-après (sections 4.2.1 à 4.2.4).

4.2.1 Contamination des eaux

a) Bactéries

Nombreuses et variées sont les bactéries susceptibles de polluer les eaux de mer. On s'en tiendra ici aux plus courantes. Les *microcoques* à Gram positif se rencontrent souvent près du littoral mais se raréfient au large et dans les grandes profondeurs. Parmi eux, on peut identifier les staphylocoques du type fermentatif, aérobies-anaérobies facultatifs, hémolytiques et surtout possesseurs d'une coagulase. Ce sont en général les baigneurs qui en constituent une source importante. On a aussi noté, dès 1902, la fréquence de *Streptococcus faecalis* et d'autres coliformes. En général la présence simultanée de microcoques, en particulier de *Str. faecalis*, et de coliformes ou d'*Escherichia coli* constitue un sérieux indice de pollution. Dangereuses mais moins fréquentes sont les *Salmonella*. On les rencontre dans les eaux d'égout ainsi que dans les rivières et les eaux littorales de zones où sévissent à l'état endémique ou épidémique les fièvres typhoïde et paratyphoïdes. Les taux de contamination peuvent alors atteindre 40 000 germes par litre d'eau. Au cours de ses recherches, l'auteur a pu encore identifier *Hafnia*, *Aerobacter cloacae*, *Klebsiella*, *Proteus*, non seulement près du littoral mais au large des côtes européennes, parfois même aux grandes profondeurs de l'Atlantique. Quant aux *Shigella*, leur survie en eau de mer est très limitée.

Les données sont assez discordantes en ce qui concerne *Vibrio cholerae*. On est arrivé à la conclusion que loin des zones d'endémie le danger est inexistant. En période épidémique, même si la survie des bactéries pathogènes n'est que de 24 heures, elle suffit pour que la maladie se propage, surtout si les déversements contaminants sont massifs et permanents. *Mycobacterium tuberculosis*, qui se trouve en grande quantité dans les eaux d'égouts à proximité des centres de cure, n'a été isolé de l'eau de mer que dans certains cas exceptionnels mais il peut y survivre.

Enfin, dans cette énumération, on réservera une place à *Clostridium botulinum* type E. Des travaux récents révèlent l'abondance de cette bactérie dans certaines zones maritimes, la Baltique en particulier.

En résumé, les bactéries pathogènes les plus variées peuvent contribuer à la contamination des eaux littorales. Toute zone fréquentée est obligatoirement polluée, et cette pollution est en relation directe avec la densité de la population riveraine, l'endémicité et l'épidémicité des affections qui y sévissent.

b) Virus

On retrouve dans l'eau de mer le groupe des entérovirus les plus fréquents dans les eaux d'égouts, c'est-à-dire poliovirus, coxsackievirus, échovirus, réovirus, ainsi que le groupe du virus A de l'hépatite épidémique. Il est en effet établi que le traitement des eaux d'égouts, quand on le pratique, est insuffisant pour neutraliser ou éliminer tous les virus pathogènes.

Les virus ne peuvent vivre que dans des cellules hôtes spécifiques. Dans le milieu marin on ne peut donc envisager que leur survie. D'après certaines données, celle-ci serait conditionnée par la concentration initiale. D'autre part, comme pour les bactéries et comme dans les cours d'eau, de nombreux autres facteurs entrent en jeu : température, insolation, taux de matières organiques, pollution globale. De toute façon, la survie des virus paraît assez longue pour permettre leur propagation par le milieu naturel.

A propos des virus, il faut évoquer la présence des bactériophages fécaux. On a cherché à établir des rapports entre la présence de ces phages et la pollution. D'après des études effectuées dans l'estuaire de la Rance, la présence de bactériophages dans 5 ml d'eau correspond à 100 *E. coli*/100 ml; leur présence dans 1 ml d'eau correspond à 1000 *E. coli*/100 ml et dans 0,01 ml d'eau, à 100 000 *E. coli*/100 ml.

Il est donc bon de conseiller la recherche des phages fécaux - bien que cette opération ne soit pas entrée dans la coutume de tous les laboratoires - lorsque l'on entreprend une enquête épidémiologique dans une zone déterminée. La présence de phages spécifiques dans une eau coïncide avec un état endémique dans le voisinage.

* *Bull. Org. mond. Santé* (1968), 38 : 79-118.

c) Parasites végétaux et animaux

Le milieu à proximité des rivages peut enfin héberger des parasites végétaux ou animaux.

Les *champignons* inférieurs représentent une proportion importante de ces parasites dont certains sont indiscutablement pathogènes. *Candida albicans*, *C. tropicalis*, *C. parapsilosis*, *Trichophyton cutaneum* sont les espèces les plus fréquemment rencontrées. En certains points, la densité des levures et des champignons inférieurs atteint 5000-6000 cellules par litre d'eau. On a même retrouvé ces micro-organismes à 400-500 mètres de profondeur.

Actuellement, l'étude des *levures* polluant certaines plages de l'Atlantique et de la Méditerranée se poursuit. D'après certaines expériences, les milieux à base d'eau de mer seraient plus propices aux levures que les milieux à base d'eau douce. On constate l'augmentation des levures dans les eaux littorales lors des saisons balnéaires puisque, comme les staphylocoques et *Micrococcus epidermidis*, elles sont les hôtes fréquents de la peau et des muqueuses.

Les parasites animaux ont sans doute moins d'importance. On a pu trouver exceptionnellement des oeufs de trichocéphales, d'ascaris, d'oxyures et des kystes d'amibes. Au cours des recherches effectuées sur le plancton, on n'a encore jamais identifié, malgré la concentration de très grandes masses d'eau, un seul vestige de parasite animal dans la zone atlantique prospectée (La Rochelle, La Pallice, île de Ré). Certains travaux anciens laissent supposer que les kystes d'amibes et de *Lamblia* pourraient survivre dans l'eau de mer.

4.2.2 Processus d'autoépuration

Les mers sont constamment contaminées mais les organismes pathogènes s'y raréfient et finissent par disparaître sous l'influence d'un ensemble de facteurs physiques, chimiques et biologiques.

a) Facteurs physiques

Ce sont les premiers facteurs réducteurs. Il s'agit des phénomènes d'adsorption, de dispersion, de dilution, de sédimentation ainsi que de l'action bactéricide de la lumière et de l'influence de la température.

Les particules organiques ou inorganiques fixent presque toujours les micro-organismes dans une proportion moyenne de 94 %. Des études ayant trait à l'adsorption des entérovirus par les floculats, les boues activées et les précipités de sulfate d'alumine aboutissent à cette même conclusion : l'adsorption des entérovirus peut atteindre 99 %. Ces particules adsorbantes peuvent ensuite transporter les polluants à de grandes distances et en provoquer la sédimentation. Cette dispersion dépend des courants et surtout de la direction des ressacs. D'autre part, la dilution est considérable. On a observé qu'à une douzaine de kilomètres de la côte, elle est de l'ordre de 1/300.

Quant à l'action de la lumière, elle est défavorable aux bactéries mais ne s'exerce qu'aux faibles profondeurs. D'autre part, la température des eaux littorales ne fait que ralentir la croissance des micro-organismes en inhibant ou en retardant certaines réactions biochimiques.

b) Facteurs chimiques

Il faut rappeler que l'eau de mer est un milieu salé à 3,3-3,8 % exprimé en NaCl, pauvre et anergétique. Selon leur comportement dans différentes concentrations salines, on peut distinguer les bactéries non halophiles, qui ne se multiplient pas si le milieu contient plus de 2 % de NaCl, les halophiles faibles qui ne croissent qu'entre des taux de 2 et 5 % de NaCl (les bactéries marines entrent de toute évidence dans cette catégorie), les halophiles modérées, pour lesquelles il faut de 5-20 % de NaCl et les hyperhalophiles, qui exigent 20-30 % de NaCl. Parmi les micro-organismes qui tirent bénéfice de la salinité marine, il faut citer *Klebsiella*, les staphylocoques, *Str. faecalis* et des *Clostridiaceae*. La salinité ne joue donc qu'un rôle sélectif. Elle n'est pas un facteur microbicide et ne participe que faiblement à l'autoépuration.

Par contre, la vie microbienne est fonction de la teneur de l'eau de mer en matières organiques; or celle-ci dépasse rarement 10 mg/l, sauf dans les zones littorales très polluées. Il se produit donc une destruction des bactéries simplement par carence alimentaire.

c) Facteurs biologiques

Les prédateurs susceptibles d'agir sur les populations microbiennes appartiennent tous au groupe des animaux microphages tirant en partie leur alimentation des microbes qui eux transforment la matière organique. Ils absorbent d'autre part des particules variées, elles-mêmes chargées de bactéries, ils filtrent ou absorbent les sédiments et portent pour cette raison le nom de "limivores" (mangeurs de boues).

Les espèces benthiques vivent en liaison étroite avec le fond. Les populations microbiennes sélectionnées par les animaux benthiques fixés ou rampants sont de type intestinal avec prédominance d'indologènes, de sulfhydrogènes, de réducteurs de nitrates et de protéolytiques.

Le benthos (mollusques et coelentérés entre autres) filtre des quantités considérables d'eau et de vases, de 20 à 100 litres par 24 heures et par individu, ou davantage selon les espèces. Il se charge de bactéries, en consomme, mais en conserve

aussi une très grande partie. Il a été expérimentalement démontré que des moules ou des huîtres, placées dans des bassins artificiellement souillés, assurent une épuration rapide de l'eau et concentrent dans leurs organes les bactéries pathogènes introduites dans le milieu.

Le pélago, indépendant du fond, se plaît au contraire en pleine eau. Il comprend le plancton qui, même lorsqu'il est pourvu d'une mobilité propre, subit l'influence des courants et qui s'oppose en cela au necton se déplaçant aisément et parfois très rapidement.

Le phytoplancton joue un rôle raréfiant en adsorbant les bactéries, et le zooplancton herbivore absorbe les bactéries exoplanctoniques avec sa nourriture. Chargés de microbes, souvent pathogènes, tous ces éléments planctoniques déplacés par les mouvements des masses d'eau contribuent à la dispersion des agents pathogènes mais restent pollués.

Certains ont pourtant attribué des vertus antibiotiques au plancton. On a en effet observé, à Nice et à La Rochelle par exemple, quelques rares échantillons de plancton qui, une fois broyés, sont doués de propriétés antimicrobiennes indiscutables. Les résultats des études sont trop irréguliers pour tirer une conclusion. On peut cependant dire que, si le plancton contient parfois des substances antimicrobiennes, les eaux dont il est retiré ne manifestent jamais la moindre activité bactéricide ou bactériostatique. On ne peut donc parler d'antibiose.

Enfin, la concurrence vitale parachève l'action conjuguée des facteurs physiques, chimiques et biologiques.

Pourtant, certains types de micro-organismes s'adaptent, survivent ou se modifient, passent à des stades filtrables (stades L), à des formes anormales (sphéropastes) et deviennent de ce fait difficiles à identifier. Bien des survivants sont chargés au large ou déposés sur les fonds où on les retrouve longtemps après leur déversement en milieu marin. Mais ils n'y existent qu'en petite quantité.

4.2.3 Conséquences de la pollution sur la morbidité et mesures de lutte

Il faut souligner une fois de plus l'importance épidémiologique de la constatation suivante : la présence d'organismes pathogènes ou de virus dans les eaux littorales constitue un indice de forte contamination de l'environnement. La principale cause de pollution côtière est l'insuffisance des procédés de traitement des effluents provenant des agglomérations. Tout en n'étant pas négligeable, la contamination des ports et des rades par le versement des eaux usées des navires est minime.

Il est difficile de fixer des normes applicables à tous les pays, mais si l'on s'en tient aux chiffres publiés par les différents auteurs, on peut estimer que pour les habitants des côtes vivant habituellement dans les zones à hygiène modérément développée, le taux de pollution acceptable se situe aux environs de 7000 à 10 000 coliformes et de 150 à 200 *Str. faecalis* par litre d'eau.

Lorsque l'on a affaire à des populations à hygiène très développée, à des citadins n'ayant que peu de contacts avec les bactéries et virus fécaux, et dont l'état immunitaire est moins solidement assuré, on doit exiger davantage de rigueur. Dans ce cas, les taux limites de pollution s'établiraient aux environs de 2000 à 5000 coliformes par litre.

Malheureusement, les contaminations dépassent souvent ces normes. S'il n'est pas encore possible d'évaluer les risques qui en découlent pour la santé publique, on s'accorde néanmoins à reconnaître la fréquence relative, dans les secteurs balnéaires, des affections du rhino-pharynx, de la peau, des conjonctives et des oreilles ainsi que des maladies gastro-intestinales.

Quant à la contamination des fruits de mer, elle est à l'étude depuis une soixantaine d'années. De nombreuses observations cliniques prouvent que la consommation de coquillages, notamment d'huîtres et de moules crues, peut être à l'origine d'affections typho-paratyphoïdiques, de syndromes cholériques et dysentériques, d'entéroviroses et d'hépatites à virus A. Fort heureusement, il existe des processus d'autoépuration des coquillages. Il est facile d'organiser et de surveiller cette épuration, et de réglementer le transport et la conservation des coquillages assainis.

4.2.4 Conclusions

L'élévation rapide de l'indice démographique enregistrée dans le monde entier implique une augmentation des causes de pollution d'origine humaine des eaux en général et des eaux littorales en particulier.

Les bactéries pathogènes et les virus survivent dans l'eau de mer un temps suffisant pour permettre leur transmission à l'homme. Il existe sans doute un ensemble de facteurs physiques, chimiques et biologiques susceptibles d'assurer une autoépuration des eaux contaminées. Mais la raréfaction et l'éradication des agents pathogènes ne sont cependant pas immédiates, et pendant ces délais de quelques jours les infections demeurent possibles. La présence d'agents pathogènes dans les eaux témoigne soit d'une contamination récente, soit d'une contamination permanente, ce qui est le cas le plus fréquent.

Lorsque l'on considère les aspects épidémiologiques de cette pollution, les données deviennent plus rares et d'interprétation difficile.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Carter, H.H., Carpenter, J.H., & Whaley, R.C. (1967) "The Bactericidal Effect of Seawater under Natural Conditions", *J. Water Poll. Control Fed.*, 39(7) : 1184-1189
2. Williams, F.W. (1950) "Survival of *Escherichia coli* in Sea Water", Thèse, University of Washington
3. Nusbaum, I., & Garner, I.M. (1955) "Survival of Coliform Organisms in Pacific Coastal Waters", Communication présentée à la 27e Annual Convention of California Sewage and Industrial Wastes Association
4. Vaccaro, R.F., Briggs, M.P., Carey, C.L., & Ketchum, B.H. (1950) "Viability of *Escherichia coli* in Sea Water", *Amer. J. Public Health*, 40 : 1257-1266
5. Beard, P.J., & Meadowcroft, N.F. (1950) "Survival and Rate of Death of Intestinal Bacteria in Sea Water", *Amer. J. Public Health*, 1023-1026
6. Piñol, J., & Rocamora, S. (1965) Rapport à la Société catalane de Biologie
7. Levine, M., Minetette, H., & Tanimoto, R.A. (1959) "Characteristics and Expeditions Detection of Bacterial Indices of Pollution of Marine Bathing Beaches", Proceedings of the First International Conference on Waste Disposal in the Marine Environment, Pergamon Press, Ltd., London
8. Bartley, C.H., & Slanetz, L.W. (1960) "Types and Sanitary Significance of Fecal Streptococci Isolated from Feces, Sewage and Water", *Amer. J. Public Health*, 50(10) : 1545
9. Slanetz, L.W., Bartley, C.H., & Stanley, K.W. (1968) "Coliforms, Fecal Streptococci and Salmonella in Seawater and Shellfish", *Health Lab. Sci.*, 5(2) : 66-78
10. Slanetz, L.W., & Bartley, C.H. (1965) "Survival of Fecal Streptococci in Sea Water", *Health Lab. Sci.*, 2(3) : 142-148
11. Coetzee, O.J. (1963) "The Viability of *Salmonella typhi* in Sea Water", *Public Health*, juillet
12. Buttiaux, R., & Leurs, T. (1953) "Survie des salmonelles dans l'eau de mer", *Bull. Acad. nat. Médecine*, 137 : 457
13. Pearson, E.A. (1956) "An Investigation of the Efficiency of Submarine Outfall Disposal of Sewage and Sludge", State Water Pollution Control Board, Sacramento, California
14. Greenberg, A.E. (1956) "Survival of Enteric Organisms in Sea Water", *Public Health Reports*, 71(1) : 77-86
15. Gevaudan, P., Tamalet, J., & Gay, R. (1957) "Etude de la survie comparée d'*Escherichia coli* et de *Salmonella typhi* dans l'eau de mer du littoral méditerranéen", *Ann. Inst. Pasteur (Lille)*, IX : 128-137
16. Carlucci, A.F., & Pramer, D. (1960) "Evaluation of Factors Affecting the Survival of *Escherichia coli* in Sea Water. - IV Bacteriophages", *Appl. Microbiol.*, 8 : 254
17. Kott, Y. (1966) "Estimation of Low Numbers of *E. coli* Bacteriophage, Using the Most Probable Number (M.P.N.) Method", *Appl. Microbiol.*, 14 : 141
18. Suñer, J., & Piñol, J. (1966) "Coliform Bacteriophages and Marine Water Contamination", *Adv. Water Poll. Research*, Vol. 3, 105-120, Water Pollution Control Federation, Washington, D.C.
19. Arloing, F., Sempe, & Chavanne (1925) "Communication : Propriétés antimicrobiennes de diverses eaux fluviales ou marines. Pouvoir bactériophagique", *Bull. Acad. nat. Médecine*, 93 : 184-187
20. d'Hérelle, F. (1926) "The Bacteriophage and Its Behavior" (traduit par G.H. Smith), The Williams & Wilkins Co., Baltimore
21. Rubentschik, L., Roisin, M.B., & Bieljansky, F.M. (1936) "Adsorption of Bacteria in Salt Lakes", *J. Bact.*, 32 : 11-31
22. Waksman, S.A., & Vartiavaara, U. (1938) "The Adsorption of Bacteria by Marine Bottom", *Biol. Bull.*, 74 : 56-63
23. Gaarder, T., & Spärck, R. (1931) "Biochemical and Biological Investigations of the Variations in the Productivity of the West Norwegian Oyster Pools", Conseil permanent international pour l'exploration de la mer, Rapports et Procès-verbaux, 75 : 47-58
24. Waksman, S.A., & Carey, C.L. (1935) "Decomposition of Organic matter in Sea Water by Bacteria", *J. Bact.*, 29 : 531-543.
25. Waksman, S.A., & Hotchkiss, M. (1937) "Viability of Bacteria in Sea Water", *J. Bact.*, 33 : 389-400
26. Zobell, C.E. (1946) "Marine Microbiology", Chronica Botanica Co., Waltham, Massachusetts
27. Pramer, D., Carlucci, A.F., & Scarpino, P.V. (1963) "The Bactericidal Action of Seawater", Symposium on Marine Microbiology, C.H. Oppenheimer, ed., Charles C. Thomas, Springfield, Illinois
28. Jones, G.E. (1963) "Suppression of Bacterial Growth by Seawater", Symposium on Marine Microbiology, C.H. Oppenheimer, ed., Charles C. Thomas, Springfield, Illinois
29. Krassilnikova, E.N. (1962) "Antibiotic Properties of Microorganisms Isolated from Various Depths of World Oceans", *Microbiologiya*, 30 : 454-550
30. Rosenfeld, W.D., & Zobell, C.E. (1947) "Antibiotic Production by Marine Microorganisms", *J. Bact.*, 54 : 393-398
31. Heim de Balsac, H., Bertozzi, & Goudin (1952) "Pouvoir antibiotique des eaux de mer vis-à-vis des germes entériques déversés par les effluents pollués des villes", *Bull. Acad. nat. Médecine*, 136 : 514-516

32. Aubert, M., Lebout, H., & Aubert, J. (1963) "Le pouvoir antibiotique du milieu marin", *Cah. du CERBOM*, XII : 13-85
33. Aubert, M., Aubert, J., & Daniel, S. (1966) "Variations du pouvoir antibiotique de l'eau de mer dans le temps et dans l'espace", Rapport d'activité du CERBOM
34. Aubert, M. (1966) "Le comportement des bactéries terrigènes en mer. Relations avec le phytoplancton", Thèse, Université de Marseille
35. Sieburth, J.M., & Pratt, D.M. (1962) "Anticolidiform Activity of Sea-Water Associated with the Termination of *Skeletonema costatum* Bloom", *Transactions of the New York Academy of Science*, 24 : 498-501
36. Stolp, H., & Starr, M.P. (1963) "*Bdellovibrio bacteriovorus* Gen. ETSP, N., A Predatory, Ectoparasitic and Bacteriolytic Microorganism", *Antonie van Leeuwenhoek J. Microbiol. Serol.*, 29 : 217-248
37. Guélin, A., Lépine, O., & Lamblin, D. (1967) "Pouvoir bactéricide des eaux polluées et rôle de *Bdellovibrio bacteriovorus*", *Ann. Inst. Pasteur*, 113 : 660-665
38. Mitchell, R., Yankofsky, S., & Jannasch, H.W. (1967) *Nature*, 211 : 891
39. Mitchell, R., & Yankofsky, S. (1969) *Environm. Sci. & Techn. J.*, 3 : 574
40. Shuval, H.I. (1970) "Detection and Control of Enteroviruses in the Water Environment", In: "Developments in Water Quality Research", H.I. Shuval, ed., Humphrey Science Publ., Ann Arbor, Michigan
41. Shuval, H.I., Thompson, A., Fattal, B., Cymbalista, S., & Wiener, Y. (1971) "Natural Virus Inactivation Processes in Sea Water", In: Proceedings of the National Specialty Conference on Disinfection, 429-452, American Society of Civil Engineers, New York
42. Magnusson, S., Hedstrom, C.E., & Lycke, E. (1966) "The Virus Inactivating Capacity of Sea Water", *Acta Path. et Microbiol. Scand.*, 66 : 551-559
43. Magnusson, S., Gundersen, K., Brandberg, A., & Lycke, E. (1967) "Marine Bacteria and their Possible Relation to the Virus Inactivation Capacity of Seawater", *Acta Path. et Microbiol. Scand.*, 71 : 274-280
44. Matossian, A.M., & Garabedian, G.A. (1967) "Virucidal Action of Sea Water", *Amer. J. Epidemiol.*, 85 : 1-8
45. Mitchell, R., & Jannasch, H.W. (1969) "Processes Controlling Virus Inactivation in Seawater", *Environm. Sci. & Techn. J.*, 3(10) : 941-943
46. Plissier, M., & Therre, P. (1961) "Recherches sur l'inactivation du poliovirus dans l'eau de mer", *Ann. Inst. Pasteur*, 101 : 840-844
47. Plissier, M. (1963) "L'inactivation dans l'eau de mer et l'eau d'alimentation de certains entérovirus", *Archiv für die gesamte Virusforschung*, 13 : 76-81
48. Cioglia, L., & Loddo, B. (1962) "The Process of Self-Purification in Marine Environment. III - Resistance of Some Enteroviruses", *Nuovi Annali di Igiene e Microbiologia*, 13 : 11-29
49. Metcalf, T.G., & Stiles, W.C. (1967) "Survival of Enteric Viruses in Estuary Waters and Shellfish", Extrait de : Transmission of Viruses by the Water Route, G. Berg, ed., Interscience Publishers, New York
50. Akin, E.W., Benton, W.H., & Hill, W.F. (1971) "Enteric Viruses in Ground and Surface Waters: A Review of their Occurrence and Survival", Environmental Protection Agency, Water Quality Office, Division of Water Hygiene, Gulf Coast Water Hygiene Laboratory, Dauphin Island, Alabama
51. Plissier, M., Therre, P., Stone, M., Broquet, M., & Broquet, B. (1962) "Recherches sur l'inactivation in vitro du poliovirus dans l'eau de mer", *Ann. Inst. Pasteur*, 103 : 665
52. Pohjanpelto, P. (1962) "Oxidation in Thermoinactivation of Poliovirus", *Virology*, 16 : 92-94
53. Lund, E. (1963) "Oxidative Inactivation of Poliovirus at Different Temperatures", *Archiv für die gesamte Virusforschung*, 13 : 375-386

REFERENCES SUPPLEMENTAIRES

- Allan Hancock Foundation (1964) "Final Report on an Investigation on the Fate of Organic and Inorganic Wastes Discharged into the Marine Environment and their Effects on Biological Productivity", Publ. No. 29, State of California Water Quality Control Board, Sacramento
- Bonde, G.J. (1967) "Pollution of a Marine Environment", *J. Water Poll. Control Fed.*, 39(10) : R45-R63
- Buck, T.C., Keefer, C.E., & Hatch, H. (1952) "Viability of Coliform Organisms in Estuary Water", *Sew. & Ind. Wastes*, 24(6) : 777-784
- Ditsworth, G.R. (1966) "Environmental Factors in Coastal and Estuarine Waters", Bibliographic Series Vol. 1, Publication WP-20-2, U.S. Federal Water Pollution Control Administration
- Gilat, C., Shuval, H.I., Yoshpe-Purer, Y., & Cohen, N. (1970) "The Use of Radioisotope Tracers in the Study of the Dispersion and Inactivation of Bacteria Discharged in Coastal Waters", Developments in Water Quality Research, H.I. Shuval, ed., Humphrey Science Publ., Ann Arbor, Michigan

- Hanes, N.B., & Fragala, R. (1967) "Effect of Seawater Concentration on Survival of Indicator Bacteria", *J. Water Poll. Control Fed.*, 39(1) : 97-104
- Harris, E.K. (1958) "On the Probability of Survival of Bacteria in Sea Water", *Biometrics*, 14(2) : 195-206
- Norton, C.F., & Jones, G.E. (1968) "A Marine Isolate of *Pseudomonas nigrofaciens*. I. Classification and Nutrition", *Can. J. Microbiol.*, 14 : 1333-1340
- Orlob, G.T. (1956) "Viability of Sewage Bacteria in Sea Water", *Sew. & Ind. Wastes*, 28 : 1147
- Paoletti, A. (1964) "Micro-organismes pathogènes dans le milieu marin", Symposium sur les pollutions marines, Monaco, avril, 133-184
- Senez, J., & Konovaltschikoff-Mazoyer, M. (1958) "Pollution de la mer par les hydrocarbures et bactéries marines", *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 14 : 535-543
- Tysset, C., Brisou, J., & Cudennec, A. (1966) "Possibilités d'infections par les bains de mer polluée par les égouts", *Rev. Hyg. et Méd. soc.*, 14 : 315-348

CHAPITRE XIII

MICROBIOLOGIE DES ETANGS D'OXYDATION

1. GENERALITES

Une des techniques les plus faciles et les moins dispendieuses pour épurer les eaux d'égout brutes ou résiduaires industrielles est celle de l'étang d'oxydation. L'étang solitaire, en parallèle ou en série avec d'autres étangs, présente un certain nombre d'avantages pour les petites agglomérations et les industries. L'étang d'oxydation est le lieu d'un traitement aérobie avec des zones anaérobies facultatives et anaérobies. Une interaction complexe de processus physiques, chimiques et microbiologiques intervient au cours de la biodégradation de la matière organique (Fig. XIII. 1).

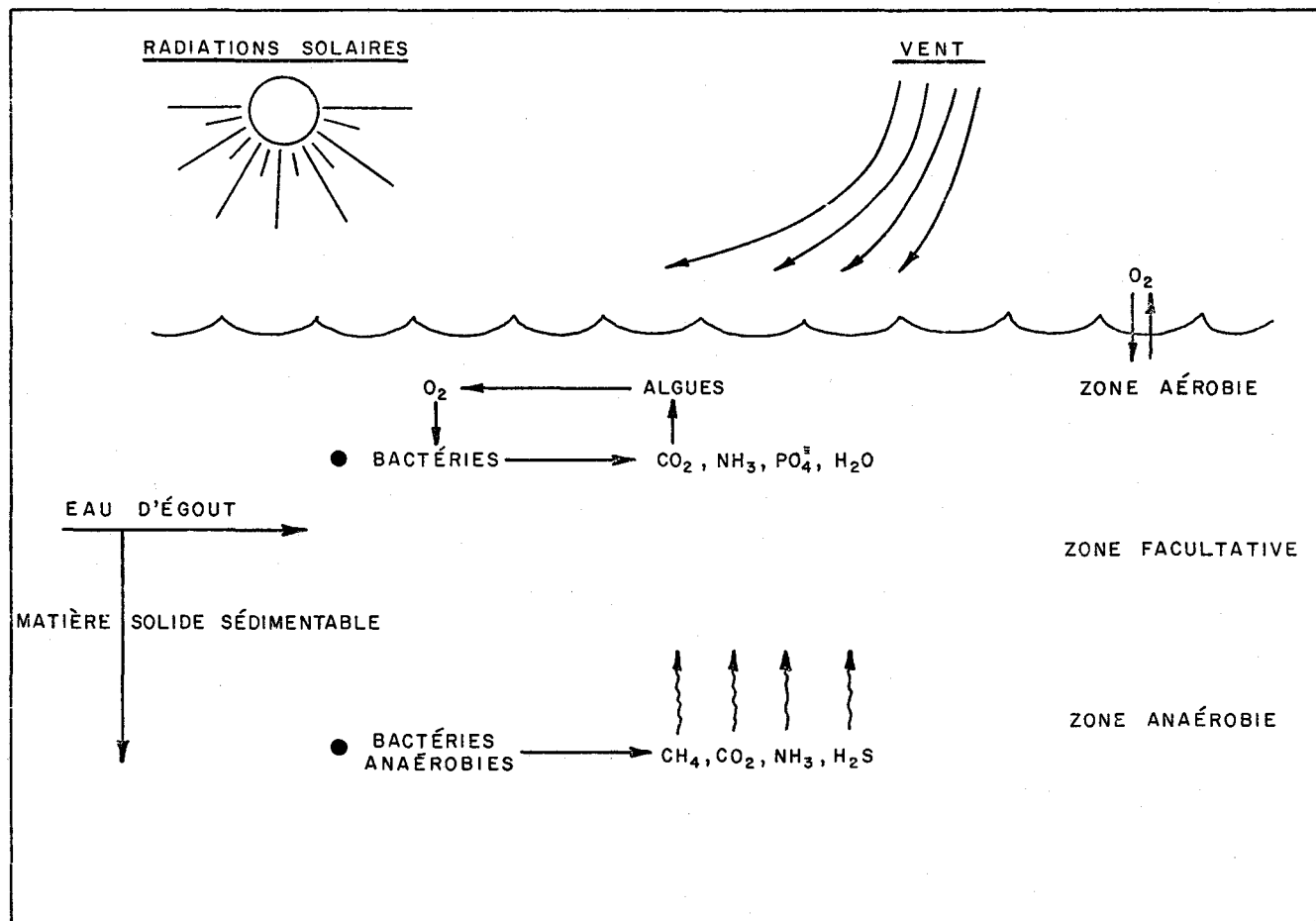


FIGURE XIII.1

SCHEMA ECOLOGIQUE GENERAL D'UN ETANG D'OXYDATION

L'effet de la population d'algues sur la demande biochimique d'oxygène (DBO) de l'étang d'oxydation et sur celle du cours d'eau récepteur est important. On sait très bien qu'une cellule d'algue vivante a une très légère DBO, cette consommation en oxygène étant celle qui est nécessaire à la respiration de l'algue. La mort des cellules des algues entraîne donc une augmentation de la charge organique de l'étang. Ainsi, un effluent retenu au-delà de la durée optimale dans l'étang augmentera d'une façon très significative la DBO du cours d'eau récepteur en raison de la grande quantité de cellules d'algues mortes rejetées. D'autre part, un effluent rejeté au moment propice contiendra une proportion élevée de cellules d'algues vivantes qui entreront sans doute dans la chaîne alimentaire aquatique plutôt que de mourir et de se dégrader faute d'éléments nutritifs.

Les étangs aérobie conventionnels ne représentent pas vraiment un processus entièrement aérobie, puisqu'ils sont en général à 75 % anaérobies la plupart du temps.

Il est reconnu que la concentration d'algues est inversement proportionnelle à la profondeur de l'étang. Cette relation approximative, exprimée de façon simplifiée, se présente comme suit (1) :

$$d.C = 2000$$

où d représente la profondeur de l'étang et C la concentration d'algues en mg/l.

On a observé depuis longtemps que le degré de prolifération des algues, dans un étang devant servir à l'épuration de l'eau d'égout domestique ou d'eaux résiduaire organiques industrielles, était inversement proportionnel à l'odeur et à la septicité de l'étang. Ce postulat provient du fait que le degré de prolifération, mesuré par le verdissement de l'étang, est toujours directement proportionnel à l'oxygène dissous et inversement proportionnel à la DBO, et il est aussi appuyé par des données expérimentales nombreuses.

Même si les algues sont reconnues pour métaboliser des composés inorganiques, plusieurs espèces sont en mesure d'utiliser le carbone des glucides (glucose, galactose, maltose, etc.) et divers acides organiques (2,3,4). Un certain nombre d'espèces d'algues possèdent également la capacité d'utiliser l'azote des substances organiques telles que les acides aminés.

2. CLASSIFICATION DES ETANGS

Les étangs d'oxydation ou d'épuration peuvent être classés de diverses façons, à savoir :

a) Selon le type de métabolisme

Etang aérobie*	- bio-oxydation et photosynthèse
Etang anaérobie	- fermentations acide et méthanogène
Etang facultatif	- stratification thermique et chimique

b) Selon le mode d'oxygénation

Oxygénation mécanique	- aérateurs en surface ou submergés
Oxygénation photosynthétique	- grâce aux algues
Chenal d'oxydation	- il s'agit d'un circuit fermé dont l'aération est assurée au moyen d'une brosse Kessener améliorée

c) Selon le type d'affluent

Etang d'oxydation	- eau d'égout brute déversée directement dans l'étang
Etang d'oxydation primaire	- l'affluent déversé dans l'étang provient d'un bassin de décantation primaire
Etang d'oxydation secondaire	- l'affluent provient d'un bassin de décantation secondaire ou d'un traitement biologique secondaire

d) Selon le type de décharge

Etang intermittent	- aucun déversement durant la saison sèche
Etang à débordement	- l'effluent s'écoule continuellement
Etang sans débordement	- par évaporation et percolation

On pourrait ajouter une classification supplémentaire, basée sur la qualité de l'effluent rejeté. A ce sujet, on signalera l'étang de maturation, dont le rôle essentiel est de réduire le nombre d'organismes pathogènes grâce à une durée de rétention prolongée. Un tel étang sert parfois à élever des poissons tels que la carpe.

2.1 Etang aérobie

L'action de ce type d'étang, dont le mécanisme écologique est expliqué ci-contre et dont le volume liquide est entièrement aérobie, se compare directement au processus de la boue activée sauf que, dans le cas de l'étang, l'oxygène est fourni par l'action photosynthétique des algues ou l'aération mécanique. On peut même y observer la sédimentation du floc bactérien. (Voir la figure XIII. 2 à la page 149.)

L'étang aérobie doit être peu profond puisque la concentration des algues est inversement proportionnelle à la profondeur de l'étang. La concentration maximale se situe entre 15 et 30 cm de la surface. Il est bon d'effectuer de temps à autre le mélange de tout le volume liquide de l'étang afin d'obtenir un rendement maximal. L'étang aérobie produit un effluent de bonne qualité, avec un contenu minimal d'éléments d'algues nutritifs.

* Etangs aérobies à faible et à forte charges.

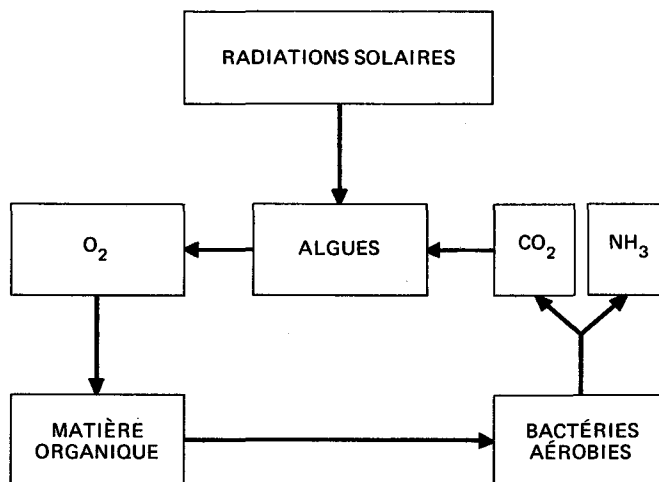


FIGURE XIII.2

SCHEMA ECOLOGIQUE D'UN ETANG AEROBIE

Dans le cas d'un étang où l'oxygène est fourni par la photosynthèse des algues, le dimensionnement est basé sur un rapport élevé aire/volume : on doit toujours chercher à obtenir une profondeur minimale avec une production maximale d'algues.

Le schéma qui suit de l'oxygénation photosynthétique dans un étang d'oxydation indique que la production de 160 livres (72,5 kg) d'oxygène photosynthétique entraîne la synthèse de 100 livres (45 kg) de nouvelles cellules d'algues grâce à l'action primaire des bactéries sur 100 livres de matières organiques mortes, biodégradables, dans l'eau d'égout.

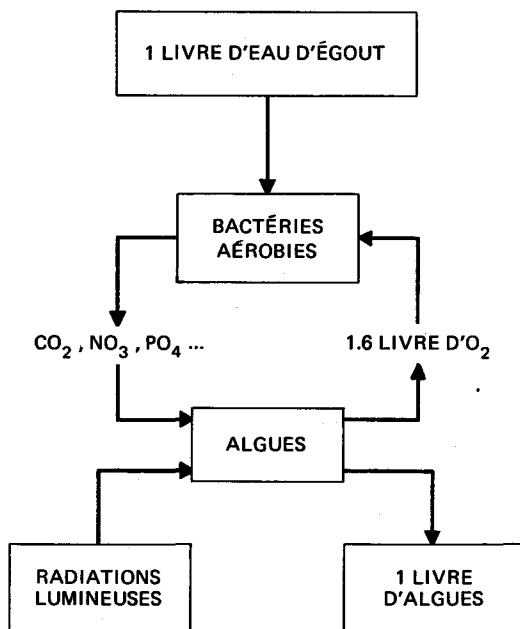


FIGURE XIII.3

SCHEMA DE L'OXYGENATION PHOTOSYNTHETIQUE DANS UN ETANG D'OXYDATION

Au cours du métabolisme aérobie, une bonne partie du carbone est utilisée comme source d'énergie par les micro-organismes et expulsée sous forme de CO_2 . La plupart de ces micro-organismes sont des bactéries, mais certains champignons et protozoaires sont aussi capables d'utiliser le carbone. Le carbone qui n'est pas libéré sous forme de CO_2 sert avec le phosphore et l'azote à la constitution du tissu cellulaire. Le poids cellulaire ainsi formé est approximativement égal à 0,5 fois le poids de la DCO enlevée et 0,6 fois le poids de la DBO enlevée lorsqu'il s'agit d'eau d'égout domestique typique.

2.2 Etang facultatif

Une stratification thermique existe à l'intérieur de ce type d'étang, divisé en zones aérobie et anaérobie. Dans la zone anaérobie, essentielle pour le bon fonctionnement de cet étang, la DBO est enlevée sous forme de méthane, d'hydrogène et d'humus. Dans le cas de l'eau d'égout domestique, environ 90 à 95 % de la DBO s'échappe sous forme de gaz.

Dans la zone superficielle aérobie, l'action photosynthétique des algues sursature le milieu en oxygène dissous et ce qui reste de DBO est transformé en cellules d'algues et demeure dans l'étang jusqu'à ce que les algues quittent l'étang par le trop-plein ou jusqu'à ce qu'elles meurent et soient décomposées par les bactéries. L'étang facultatif ne produit généralement pas d'odeurs désagréables lorsqu'il est bien surveillé, car les produits de décomposition sont oxydés dans cette zone fortement oxygénée. Le schéma ci-après illustre les mécanismes écologiques d'un étang facultatif.

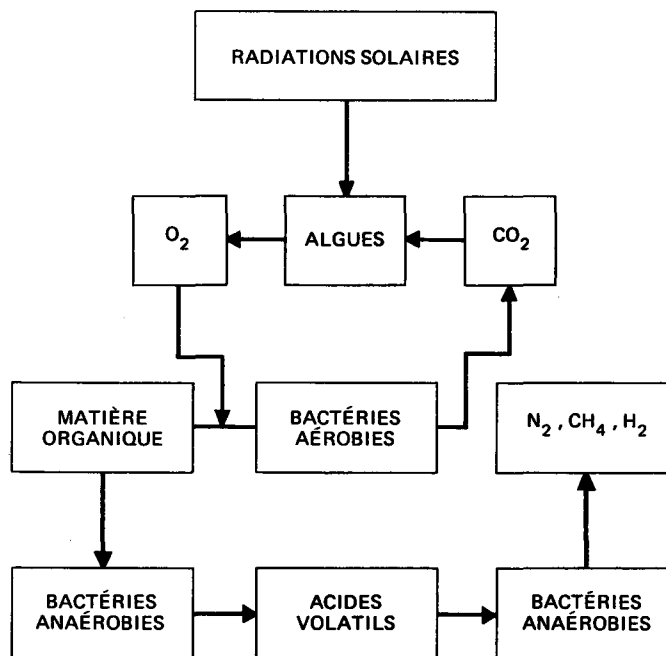


FIGURE XIII.4

SCHEMA ECOLOGIQUE D'UN ETANG FACULTATIF

Ce type d'étang, afin de fonctionner de manière adéquate, doit être suffisamment profond pour permettre une stratification chimique et thermique. Le mélange des zones aérobie et anaérobie réduit considérablement le rendement de l'étang facultatif. Une profondeur de 1,5 à 1,8 mètre est d'ordinaire suffisante.

2.3 Etang anaérobie

2.3.1 Généralités

La charge organique de ce type d'étang est considérable et l'action microbienne consomme tout l'oxygène dissous, ce qui entraîne la création d'un milieu anaérobie à travers tout le volume liquide. La dégradation de la matière organique libère du méthane et de l'hydrogène. Le principal avantage d'un étang anaérobie réside dans l'emploi d'une charge organique élevée sur une superficie relativement petite grâce à une plus grande profondeur de l'étang. La production d'odeurs nauséabondes représente le principal désavantage de l'utilisation de l'étang anaérobie. La formation d'une fleur d'eau composée de bactéries sulfureuses pourpres élimine les odeurs désagréables. Ces bactéries photosynthétiques sont des anaérobies strictes et, grâce à l'énergie de radiations solaires, elles oxydent les composés de soufre inorganique réduits (sulfures) ou certains acides gras à chaînes courtes. Les produits terminaux de la biodégradation anaérobie de la matière organique, qui fait l'objet du schéma suivant (voir la figure XIII.5 à la page 151), sont CH_4 , NH_3 , CO_2 et H_2 .

Les conditions anaérobies sont favorisées ou stimulées par une charge organique élevée, une grande profondeur et une petite aire. Ce genre d'étang est surtout utilisé pour épurer les eaux résiduaires industrielles. C'est un moyen facile et peu coûteux pour traiter des eaux de charge organique élevée. L'effluent d'un tel type d'étang nécessite un traitement aérobie.

La flore microbienne d'un étang anaérobie se compose de bactéries anaérobies et anaérobies facultatives qui utilisent l'oxygène du CO_2 , des nitrates, des sulfates ou de molécules organiques à titre d'accepteur d'hydrogène, ce qui a pour effet, selon le cas, d'entraîner la formation de méthane, d'ammoniac, de sulfure d'hydrogène ou de substances organiques réduites.

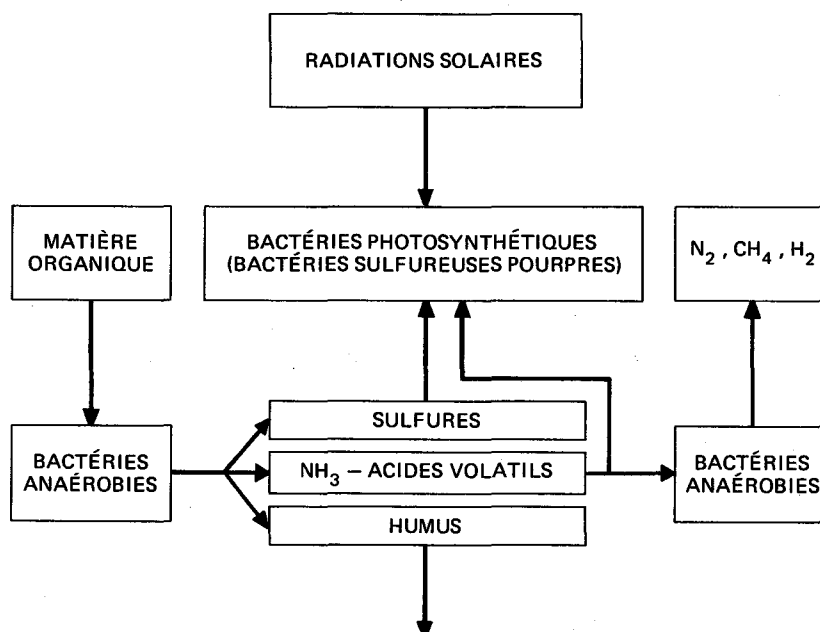


FIGURE XIII.5

SCHEMA ECOLOGIQUE D'UN ETANG ANAEROBIE

Oswald (5) et autres observèrent la formation de méthane dans les étangs anaérobies, à des températures inférieures à celles des zones optimales pour les bactéries mésophiliques (32 à 37°C) et thermophiliques (50 à 55°C) recommandées pour les procédés d'épuration d'eau d'égout. Oswald suggéra que la température minimale pour la production de méthane dans les étangs anaérobies devait être d'environ 15°C.

2.3.2 Couleur de l'étang

La figure XIII. 6 illustre l'évolution d'un étang d'oxydation anaérobie en voie d'épurer une eau résiduaire de l'industrie d'extraction des graisses animales (6), dans lequel on identifia deux espèces prédominantes, à savoir : *Thiopedia rosea* (bactérie sulfureuse pourpre, de la famille des *Thiorhodaceae*) et *Chlorella vulgaris* (algue verte). L'étang prit une teinte rose au moment où la quantité d'algues était la plus faible, soit $6,0 \times 10^4$ cellules d'algues/ml, tandis que lors du dénombrement le plus élevé ($6,8 \times 10^6$ /ml) l'étang prit un aspect verdâtre. On observa qu'une diminution des algues était généralement accompagnée d'une diminution des bactéries sulfureuses pourpres, l'augmentation des algues et des bactéries étant également concomitante.

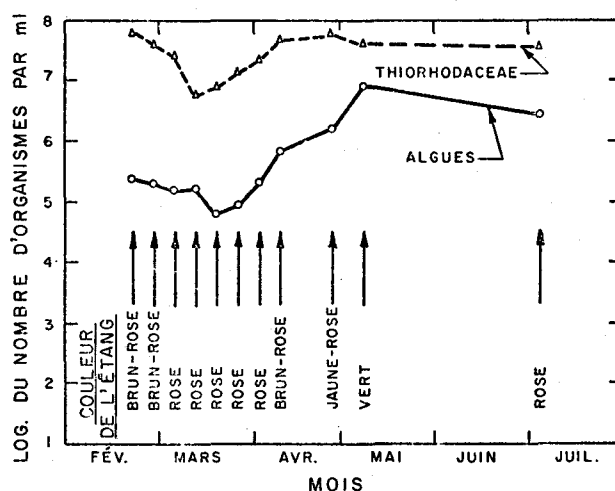


FIGURE XIII.6

MODIFICATIONS DE LA COULEUR D'UN ETANG EN FONCTION DU NOMBRE DE THIORHODACEAE ET D'ALGUES

(d'après bibliographie - 6)

3. TRANSFORMATION DE LA MATIERE ORGANIQUE

Les tableaux XIII - 1 et XIII - 2 qui suivent résument très brièvement la transformation de l'azote, du phosphore et du soufre, ainsi que du carbone, dans les étangs d'oxydation.

TABLEAU XIII - 1
TRANSFORMATION DE L'AZOTE, DU PHOSPHORE ET DU SOUFRE

Etang	Réaction typique		
	Azote	Phosphore	Soufre
Aéré	$N \text{ org.} \rightarrow NH_3 \rightarrow NO_2 \rightarrow NO_3 \rightarrow \text{dénitrification}$	—	—
Aérobie	$N \text{ org.} \rightarrow NH_3 \rightarrow N \text{ des algues (enlevé)}$	$P \text{ org.} \rightarrow H_3PO_4 + CaPO_4 \downarrow$	$S \text{ org.} \rightarrow \text{sulfates}$
Facultatif	$N \text{ org.} \rightarrow NH_3 \rightarrow N \text{ des algues} \rightarrow N \text{ inorg.}$	—	—
Anaérobie	$N \text{ org.} \rightarrow NH_3$	(réduction des phosphates)	$S \text{ org.} \rightarrow SH^- + H^+ \xrightleftharpoons{\text{Acide}} H_2S \uparrow$ $2 H_2S + CO_2 + h\gamma^* \rightarrow (CH_2O) + S_2 \downarrow + H_2O$ (Voir note)

* Energie lumineuse.

Note : les bactéries photosynthétiques (p. ex. bactéries sulfureuses pourpres) interviennent dans ce processus.

TABLEAU XIII - 2
TRANSFORMATION DU CARBONE ET ACTIVITES BIOCHIMIQUES DES ORGANISMES

Etang	Micro-organisme	Activité biochimique	Réaction typique
Aérobie	Bactéries aérobies, champignons et protozoaires	Oxydation biologique	$(CH_2O)_x + xO_2 \rightarrow xCO_2 + xH_2O$
	Algues : <i>Chlorella</i> , <i>Scenedesmus</i> , <i>Euglena</i> et autres	Oxygénation photosynthétique	$CO_2 + 2H_2O + h\gamma^* \rightarrow (CH_2O) + O_2 + H_2O$
Anaérobie	Hétérotrophes facultatifs	Formation d'acides organiques	$2 (CH_2O)_x \rightarrow x CH_3COOH$
	Bactéries méthanogènes	Fermentation méthanogène	$CH_3COOH \rightarrow CO_2 + CH_4$

* Energie lumineuse.

La biodégradation de la cellulose suscite de plus en plus d'intérêt chez les chercheurs. La cellulose est en premier lieu hydrolysée ou dégradée en un disaccharide dénommé cellobiose, grâce à une enzyme connue sous le nom de cellulase. Cette enzyme est produite par plusieurs espèces de bactéries aérobies et anaérobies ainsi que par un certain nombre de champignons, à l'exclusion des levures. La cellobiose est par la suite hydrolysée en glucose grâce à l'enzyme cellobiase. Les deux enzymes cellulase et cellobiase peuvent être sécrétées par la même espèce de bactérie. Le glucose peut finalement être dégradé par voie aérobie ou anaérobie.

4. LES BACTERIES PHOTOSYNTHETIQUES

4.1 Généralités

Les bactéries photosynthétiques se subdivisent en bactéries sulfureuses vertes et en bactéries pourpres, parmi lesquelles on distingue les bactéries sulfureuses pourpres et les bactéries non sulfureuses pourpres.

La chlorophylle des bactéries vertes, des bactéries pourpres et des algues vertes est différente, ce qui signifie qu'au cours de la photosynthèse chacun de ces trois groupes utilisera des longueurs d'ondes différentes de la lumière (voir Fig. XIII. 7). Assez curieusement la photosynthèse bactérienne, contrairement à la photosynthèse par les algues, ne comporte ni production, ni consommation d'oxygène. C'est un processus anaérobie, ce qui explique que presque toutes les espèces de bactéries photosynthétiques sont anaérobies. Elles ne se multiplient qu'en présence de radiations solaires et en l'absence d'oxygène.

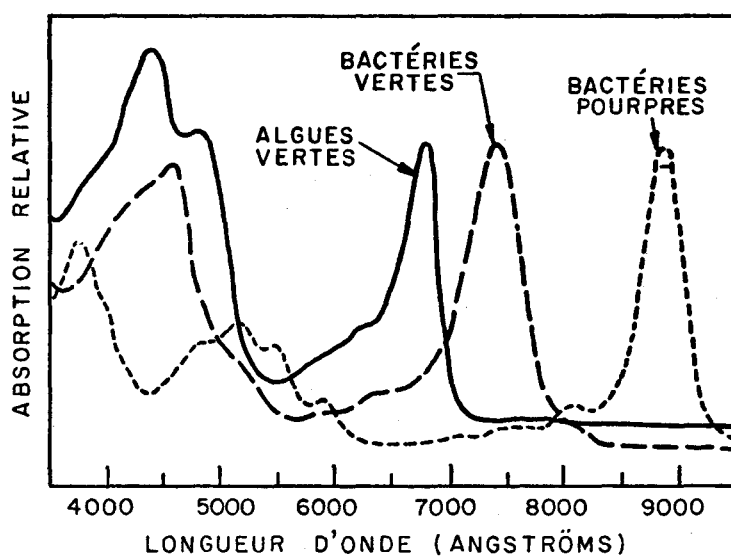


FIGURE XIII.7

SPECTRE D'ABSORPTION RELATIVE DE LA LUMIERE PAR DES ALGUES ET DES BACTERIES

Certaines bactéries pourpres peuvent croître et se multiplier à la surface d'un étang d'oxydation anaérobie, mais elles peuvent aussi se développer en profondeur dans les étangs recouverts d'un tapis d'algues. Les algues de la couche superficielle rendent celle-ci plus aérobie grâce à leur production d'oxygène le jour et nuisent ainsi à la reproduction des bactéries photosynthétiques considérées comme des anaérobies strictes. Ces dernières (et il est heureux qu'il en soit ainsi), n'utilisant pas la même longueur d'onde du spectre solaire, peuvent se développer dans les couches plus profondes où existent des conditions anaérobies. Elles reçoivent des radiations lumineuses qui traversent le tapis d'algues, dont les cellules n'absorbent pas les longueurs d'ondes utilisées par les bactéries pour leur activité photosynthétique. Les proliférations de bactéries sulfureuses pourpres ont pour effet de réduire les bactéries coliformes et la DBO. Elles peuvent entraîner la disparition partielle des algues, réduisant ainsi considérablement leur production d'oxygène.

Les bactéries photosynthétiques possèdent un métabolisme des gaz assez versatile, en ce sens qu'elles peuvent utiliser le CO_2 , l' H_2 et l' N_2 en présence de lumière; quelques espèces peuvent même utiliser l' O_2 à la noirceur. Toutes les bactéries photosynthétiques peuvent se servir de l'ammonium (NH_4^+) comme seule source d'azote. Elles peuvent même fixer l'azote atmosphérique.

4.2 Classification

Les bactéries photosynthétiques appartiennent à trois familles distinctes de l'ordre des *Pseudomonales*, à savoir les *Thiorhodaceae* (bactéries sulfureuses pourpres), les *Athiorhodaceae* (bactéries non sulfureuses pourpres), et les *Chlorobacteriaceae* (bactéries sulfureuses vertes).

4.2.1 Bactéries sulfureuses pourpres

Les *Thiorhodaceae* ou bactéries sulfureuses pourpres peuvent accumuler des globules de soufre en présence d' H_2S , l'hydrogène sulfuré agissant comme donneur d'hydrogène. Elles sont anaérobies ou microaérophiles. La plupart de ces espèces sont probablement en mesure d'utiliser un certain nombre de substances organiques à titre de donneurs d'hydrogène à la place de l' H_2S .

Vennes (7) observa que c'est au cours de la période estivale la plus chaude que les bactéries sulfureuses (ou sulfobactéries) pourpres atteignent leur concentration maximale, et que c'est à ce moment-là que les acides volatils suivants : acétique, butyrique et propionique, se trouvent en concentration imperceptible dans l'étang.

Les bactéries sulfureuses photosynthétiques croissent en premier à mi-profondeur, là où existent un milieu anaérobie et des sulfures. Au fur et à mesure que leur population augmente, les cellules bactériennes photosynthétiques s'élèvent vers la surface.

Les sulfobactéries pourpres sont capables de transformer l' H_2S en sulfate, éliminant ainsi les odeurs désagréables autour de l'étang.

Les sulfobactéries pourpres *Thiocapsa floridana* et *Chromatium vinosum*, qui ont été isolées d'étangs d'oxydation (8,9), peuvent utiliser certains composés organiques à titre de donneurs d'électrons ou de sources de carbone. Elles possèdent le système enzymatique nécessaire pour utiliser plusieurs substances organiques que l'on trouve dans les étangs d'oxydation. Les conditions optimales pour la croissance et la reproduction de *T. floridana* et *C. vinosum* sont un pH de 7,5 à 8,2, une concentration en H_2S de 45 à 60 $\mu g/l$ (en sulfures), et une température de 25 à 30°C.

Holm et Vennes (10) et Vennes (7,11) démontrèrent la concomitance de l'enlèvement significatif des acides volatils et de l'augmentation des sulfobactéries pourpres. L'enlèvement de la DBO fut substantiel durant la prolifération des sulfobactéries pourpres. On peut en conclure que ces micro-organismes concourent probablement, et de façon positive, à l'enlèvement de substances organiques exprimées par la DBO. D'autres auteurs estiment cependant que ces bactéries ne concourent pas à un enlèvement substantiel de la DBO. D'après Holm et Vennes, l'enlèvement des acides volatils résulterait en premier lieu d'un processus biologique plutôt que de l'évaporation.

4.2.2 Bactéries non sulfureuses pourpres

Les *Athiorhodaceae* ou bactéries non sulfureuses pourpres n'accumulent pas de globules de soufre, même en présence d'hydrogène sulfuré. Ce sont des anaérobies strictes qui croissent à la lumière. Certaines espèces peuvent croître en présence d'oxygène, mais seulement à la noirceur, et leur exposition subite à la lumière bloque le métabolisme aérobie au profit du métabolisme photosynthétique.

Ces bactéries réduisent le CO_2 et exigent des vitamines du complexe B pour leur croissance et leur reproduction, du moins en laboratoire. La littérature scientifique n'a pas encore signalé leur présence dans les étangs d'oxydation. Sans doute n'ont-elles pas été recherchées de façon systématique, et un vaste domaine reste donc à explorer.

4.2.3 Bactéries sulfureuses vertes

Les *Chlorobacteriaceae* ou bactéries sulfureuses vertes croissent en général dans un milieu riche en H_2S et en présence de lumière. Elles peuvent oxyder l' H_2S et réduire le CO_2 . L'origine de l' H_2S remonte à la dégradation anaérobie des protéines ou à la réduction des SO_4^{2-} en H_2S . Ces bactéries comprennent notamment le genre *Chlorobium*, avec les espèces *C. limicola* et *C. thiosulfatophilum*.

Les bactéries sulfureuses vertes sont anaérobies strictes et photolithotrophes. Elles utilisent le CO_2 comme source de carbone, et on les trouve couramment dans les étangs anaérobies pollués de matières organiques où l' H_2S est présent en quantité appréciable.

5. MORTALITE DES ORGANISMES

Le taux de mortalité des coliformes, coliformes fécaux, bactéries et virus pathogènes est fonction d'un grand nombre de facteurs dont le pH, la durée de rétention hydraulique, la température, la charge organique, etc. D'une façon générale, l'inactivation des entérobactéries (voir Fig. XIII.8) et des entérovirus pathogènes augmente avec le temps de rétention. Chaque étang est un cas particulier que l'on doit étudier attentivement avant de se prononcer sur la qualité microbienne de l'effluent déversé. La littérature abonde en exemples de la survie de divers micro-organismes dans les étangs d'oxydation. Marais (12) publia une série de courbes extrêmement intéressantes (reproduites à la référence 13) sur le pourcentage estimé de réduction des bactéries d'origine fécale (*E. coli*, *S. faecalis* et autres) dans un étang, ainsi que dans des étangs en série, et cela pour diverses périodes de rétention hydraulique.

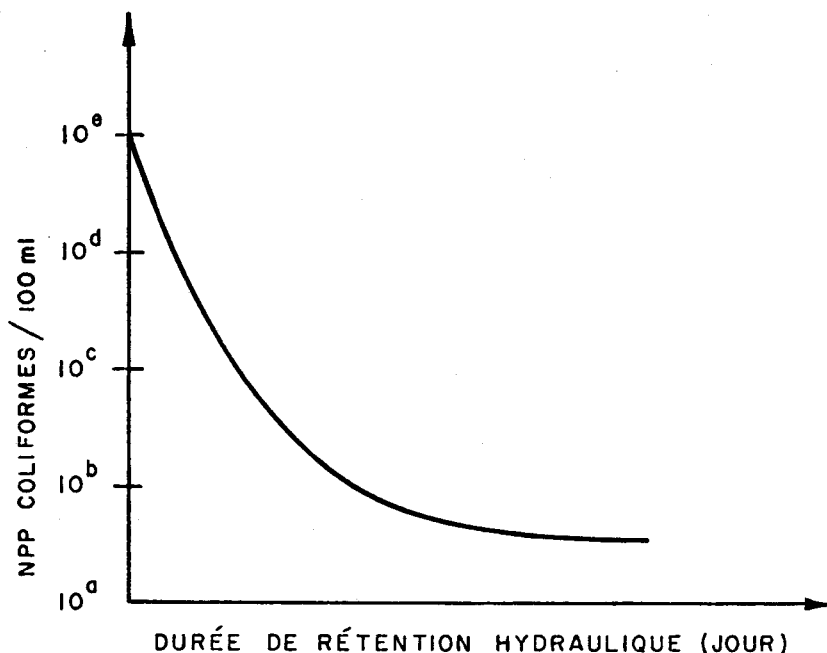


FIGURE XIII.8

COURBE TYPIQUE DE DECLIN DES COLIFORMES DANS UN ETANG D'OXYDATION

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Oswald, W.J. (1960) "Fundamental Factors in Stabilization Pond Design", Proceedings of the 3rd Conference on Biological Waste Treatment, Manhattan College, New York
2. Bristol-Roach, B.M. (1928) "On the Influence of Light and of Glucose on the Growth of a Soil Alga", *Ann. Bot.*, 42 : 317-345
3. Grintzesco, J. (1908) "Contribution à l'étude des Protococcacées. *Chlorella vulgaris* Beyerinck", *Rev. gén. Bot.*, 15 : 5-19, 67-82
4. Skinner, C.E., & Gardner, C.G. (1930) "The Utilization of Nitrogenous Organic Compounds and Sodium Salts of Organic Acids by Certain Soil Algae in Darkness and in the Light", *J. Bact.*, 19 : 161-179
5. Oswald, W.J. (1968) "Advances in Anaerobic Pond Systems Design", *Adv. Water Qual. Imp.*, 1 : 409-426
6. Cooper, R.C., Oswald, W.J., & Bronson, J.C. (1965) "Treatment of Organic Industrial Wastes by Lagooning", Proceedings of the 20th Industrial Wastes Conference, Engineering Extension Series No. 118, Purdue University, Lafayette, Indiana
7. Vennes, J.W. (1970) "Microbiology of Sewage Lagoons - Role of Purple Sulfur Bacteria in the Stabilization of Industrial Wastes", North Dakota Water Resources Research Institute, Fargo
8. Trüper, H.G., & Schlegel, H.G. (1964) "Sulphur Metabolism in Thiorhodaceae. I - Quantitative Measurements on Growing Cells of *Chromatium okenii*", *Antonie van Leeuwenhoek J. Microbiol. Serol.*, 30 : 225-238
9. May, D.S., & Stahl, J.B. (1967) "The Ecology of *Chromatium* in Sewage Ponds", Bulletin 303, Technical Extension Service, Washington State University, Pullman
10. Holm, H.W., & Vennes, J.W. (1970) "Occurrence of Purple Sulfur Bacteria in a Sewage Treatment Lagoon", *Appl. Microbiol.*, 988-996, juin
11. Vennes, J.W. (1969) "Microbiology of Sewage Lagoons - Effects of Industrial Wastes on Lagoon Ecology", North Dakota Water Resources Research Institute, Fargo
12. Marais, G.v.R. (1966) "New Factors in the Design Operation and Performance of Waste-Stabilization Ponds", *Bull. Org. mond. Santé*, 34 : 737
13. Gloyna, E.F. (1972) "Bassins de stabilisation des eaux usées", *Série de Monographies*, No 60, Organisation mondiale de la Santé, Genève

REFERENCES SUPPLEMENTAIRES

LES ETANGS EN GENERAL

- Stander, G.J., & Meiring, P.G. (1970) "A Guide to Pond Systems for Wastewater Purification", Developments in Water Quality Research, H.I. Shoval, ed., 125-163, Humphrey Science Publishers, Ann Arbor, Michigan
- Porges, R., et al. (1961) "Stabilization Ponds for Treatment of Industrial Wastes", Publ. W61-29, Robert A. Taft San. Eng. Center, Cincinnati
- Eckenfelder, W.W. (1960) "Treatment of Organic Wastes in Aerated Lagoons", Research Rep. No.7, New York State Dept. of Health, Albany
- Parker, C.D. (1962) "Microbiological Aspects of Lagoon Treatment", *J. Water Poll. Control Fed.*, 34 : 149-161
- — (1960) "Proceedings of a Symposium on Waste Stabilization Ponds", Kansas City, Missouri, U.S. Dept. of Health, Education and Welfare

BACTERIES SULFUREUSES

- Lackey, J.B. (1961) "Factors Determining Habitats of Certain Sulfur Bacteria", Eng. Progress XV (1). Technical Paper No. 198, College of Engineering, University of Florida, Gainesville
- Lackey, J.B., Lackey, E.W., & Morgan, G.B. (1965) "Taxonomy and Ecology of the Sulfur Bacteria", Eng. Progress XIX (3). Bull. Series No. 119, College of Engineering, University of Florida, Gainesville
- Postgate, J.R. (1966) "Media for Sulphur Bacteria", *Laboratory Practice*, 15(II) : 1239-1244
- Desrochers, R., & Fredette, V. (1960) "Etude d'une population de bactéries réductrices du soufre", *Can. J. Microbiol.*, 6 : 349-354
- Cooper, R.C. (1963) "Photosynthetic Bacteria in Waste Treatment", *Develop. in Indust. Microbiol.*, 4 : 95-103

ALGUES DANS LES ETANGS

- Palmer, C.M. (1967) "Nutrient Assimilation by Algae in Waste Stabilization Ponds", *Proc. Indiana Acad. Sci.*, 76 : 204-209
- Isaac, P.C., et al. (1960) "The Use of Algae for Sewage Treatment in Oxidation Ponds", In: "Water Pollution Control", 4 : 376-393, Institute of Water Pollution Control, London
- — (1953) "Systematic Study of the Algae of Sewage Oxidation Ponds", Publ. No. 7, State Water Pollution Control Board, Sacramento, California
- Hartley, W.R., & Weiss, C.M. (1970) "Light Intensity and the Vertical Distribution of Algae in Tertiary Oxidation Ponds", In: "Water Research", Vol. 4 : 751-763, Pergamon Press, London
- Ludwig, H.F., et al. (1951) "Algae Symbiosis in Oxidation Ponds", *Sew. & Ind. Wastes*, 23(11) : 1337-1355; 25(1) : 26-37; 25(6) : 692-705

SURVIE DES ORGANISMES

- Malina, J.F., & Yousef, Y.A. (1964) "The Fate of Coliform Organisms in Waste Stabilization Ponds", *J. Water Poll. Control Fed.*, 36(11) : 1432-1442
- Klock, J.W. (1971) "Survival of Coliform Bacteria in Wastewater Treatment Lagoons", *J. Water Poll. Control Fed.*, 43 (10) : 2072-2083
- Davis, E.M., & Floyna, E.F. (1972) "Bacterial Dieoff in Ponds", *J. San. Eng. Div.*, Proceedings of the American Society of Civil Engineers, février
- Amin, P.M., & Ganapati, S.V. (1972) "Biochemical Changes in Oxidation Ponds", *J. Water Poll. Control Fed.*, 44(2) : 183-200
- Gustafson, A.A., & Hundley, J.B. (1909) "Enteropathogenic Escherichia coli Serotypes Found in Sewage Lagoons (Waste Stabilization Ponds) in North Dakota", *Health Lab. Sci.*, 6(1) : 18-22

- Oswald, W.J., Golueke, C.G., Cooper, R.C., et al. (1964) "Nutritional and Disease Transmitting Potential of Sewage - Grown Algae", Report 64-6, Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California
- Davis, E.M., & Wilcomb, M.J. (1965) "Algal Succession and Bacterial Reduction in Bio-Oxydation Ponds", *Proc. Okla. Acad. Sci.*, 45 : 220-227

DIVERS

- Loedolff, C.J. (1964) "The Function of Cladocera in Oxidation Ponds", *In*: "Advances in Water Pollution Research", Vol. 1, A, Pergamon Press Book, London
- Ganapati, S.V., & Amin, P.M. (1972) "Microbiology of Scum Formed at the Surface of Lagooned Wastewater", *J. Water Poll. Control Fed.*, 44(5) : 769-781

CHAPITRE XIV

MICROBIOLOGIE DES LITS BACTERIENS

1. GENERALITES

Un lit bactérien consiste habituellement en une accumulation de cailloux ou de pierrailles, quoiqu'on ait aussi parfois recouru à l'anthracite ou à d'autres matériaux naturels ou synthétiques (Dow Pac, Flocor, etc.). Ces cailloux sont arrosés d'eau d'égout brute présédimentée qui percole jusqu'au fond et à travers la cloison perforée (le radier) sur laquelle repose le lit de pierrailles et à travers laquelle circule l'air.

Le lit bactérien peut fort bien être utilisé à la suite d'un bassin de décantation primaire ou d'une fosse Imhoff dans le but d'assurer un traitement secondaire de l'eau d'égout. En général, on ajoute en aval du lit bactérien un bassin de décantation secondaire.

L'ensemencement d'un nouveau lit bactérien est nécessaire si l'on désire obtenir de bons résultats. L'enlèvement de la DBO est parfois élevé sept jours déjà après la mise en opération du lit, mais il peut s'écouler jusqu'à trois mois avant que l'équilibre du lit soit atteint et que la nitrification soit importante.

2. THEORIE DE LA FILTRATION

Le lit bactérien, même s'il est classé parmi les traitements aérobies, possède une couche anaérobie à l'interface de la pierraille.

L'efficacité d'un lit bactérien dépend de la vie microbienne qui existe sur le matériau filtrant. Ce dernier, arrosé d'eau brute, se recouvre après quelques semaines de pellicules biologiques très riches en micro-organismes variés qui épurent les eaux usées. La masse microbienne est fonction de la surface de la pierraille. Une mince pellicule microbienne est désirable. Le film microbien possède un métabolisme fixe, dépendant de la concentration organique, jusqu'au moment où le transfert d'oxygène devient un facteur limitant.

Les eaux d'égout sont très riches en bactéries protéolytiques capables de décomposer les protéines en NH_3 et H_2S . Les bactéries nitrifiantes sont la forme de vie qu'il est souhaitable d'avoir dans un lit bactérien. L'action nitrifiante se manifeste par l'oxydation de l' NH_3 en nitrites et nitrates (voir Fig. XIV. 1). En d'autres termes, une partie de la matière organique est transformée en nouvelles cellules tandis que l'autre partie est oxydée.

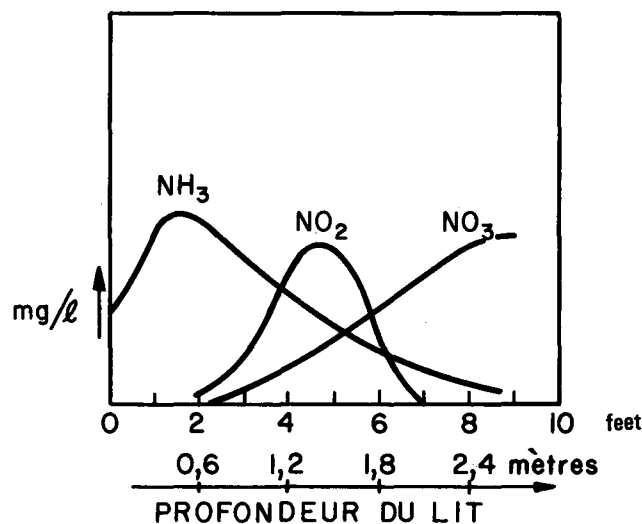


FIGURE XIV.1

TRANSFORMATION DE L'AZOTE DANS UN LIT BACTERIEN

Les lits bactériens peuvent être utilisés pour épurer tous les types d'eaux résiduaires industrielles susceptibles d'être traitées biologiquement. Leur coût de construction, par habitant, diminue en raison inverse de la population desservie, le chiffre pouvant baisser de quelque \$100 pour une population de 500 habitants à environ \$20 ou même moins quand la population atteint ou dépasse les 10 000 habitants; par comparaison, la diminution des coûts de construction d'usines de digestion des boues (type Imhoff), toujours par habitant, est sensiblement moins rapide (voir références 1a et 26).

3. CLASSIFICATION DES LITS BACTERIENS

On distingue habituellement les lits à faible charge, à forte charge et à super-charge. Les lits bactériens à forte charge comprennent les divers procédés patentés suivants.

L'accélo-filtre recourt à la recirculation directe de l'effluent non décanté du lit dans le distributeur mobile au-dessus du lit bactérien. Il semble que ce système intensifie l'oxydation biologique. Il peut servir de lit à faible ou à forte charge, mais dans le premier cas, on doit disposer d'un effluent bien nitrifié.

Le procédé de l'aéro-filtre est basé sur le principe de la distribution sous forme de pluie de l'eau d'égout. On effectue une recirculation en période de faibles débits, afin de permettre la rotation des distributeurs mobiles, ce qui selon le fabricant permet l'emploi d'un plus petit lit pour épurer un volume donné d'eau d'égout.

Le procédé du bio-filtre s'accompagne d'une recirculation partielle en tout temps.

Dans le cas de la double filtration alternative, le lit bactérien reçoit alternativement tantôt l'eau d'égout brute, tantôt l'effluent du lit, parfois sédimenté. Il semble que ce processus évite l'embouage du lit et intensifie la bio-oxydation de la matière organique.

Le tableau XIV - 1 donne les principales caractéristiques des trois grandes catégories de lits bactériens.

TABLEAU XIV - 1
CARACTERISTIQUES DES LITS BACTERIENS

Spécification	Lit à faible charge	Lit à forte charge	Lit à super-charge (tour d'oxydation)
Charge hydraulique			
mgal (US)/acre/j ¹	1-4	4-44	jusqu'à 1 000
gal (US)/ft ² /j ²	25-100	200-1 000	
soit m ³ /m ² /j ³	1-4	8-40	
Charge organique			
lb DBO ₅ /acre-ft/j ⁴	220-660	660-13 000	
lb DBO ₅ /1 000 ft ³ /j ⁵	5-15	15-300	jusqu'à 300
soit kg DBO ₅ /m ³ /j ⁶	0,08-0,24	0,24-480	
Profondeur			
en inches	5-10 (moy. 7)	3-7 (moy. 5)	jusqu'à 40
en mètres	1,50-3 (moy. 2,10)	0,90-2,10 (moy. 1,50)	jusqu'à 12
Recirculation	non	courante	oui
Rendement			
en % de DBO ₅	85-90	65-75	jusqu'à 97

¹ Millions de gallons américains (1 gallon = 3,785 l) par acre (environ 40 ares) par jour.

² Gallons américains par foot carré (0,093 m²) par jour.

³ Mètres cubes par mètre carré par jour.

⁴ Livres (1 livre = 0,453 kg) de DBO₅ par acre-foot (volume d'un acre - environ 40 ares - de superficie sur un foot - environ 30 cm - de profondeur) par jour.

⁵ Livres de DBO₅ par 1 000 feet cubes (1 foot cube = 0,028 m³) par jour.

⁶ Kilogrammes de DBO₅ par mètre cube par jour.

4. TRANSFORMATION DE LA MATIERE ORGANIQUE

Le film biologique enrobant la pierraille est peuplé de bactéries, de protozoaires, de champignons, d'algues, de vers et de larves d'insectes.

4.1 Première phase de dégradation

Les enzymes produites par les micro-organismes hydrolysent, c'est-à-dire qu'elles scindent les grosses molécules de matière organique en molécules à poids moléculaire plus faible, lesquelles peuvent pénétrer plus facilement à l'intérieur des cellules pour y être oxydées (aérobiose) ou déshydrogénées (anaérobiose).

4.2 Deuxième phase de dégradation

La dégradation des protides entraîne la formation d'acides aminés ou produits azotés qui, en milieu aérobie, se transforment en NO_2^- et NO_3^- . De même, les produits de dégradation des glucides, les acides, donnent en milieu aérobie du CO_2 et de l' H_2O , tandis que les composés sulfurés donnent des sulfates.

En milieu anaérobie, il y a formation d'aldéhydes, d'alcools, de produits aminés, etc., et aussi formation de N_2 , H_2S , CH_4 et d'acides gras volatils.

4.3 Exigences nutritionnelles

Chaque livre (0,453 kg) de DBO satisfaite ou stabilisée donne naissance à environ 0,5 livre de nouvelle croissance microbienne.

L'azote (N) et le phosphore (P) sont des éléments nutritifs essentiels. Pour obtenir une croissance biologique avec une teneur maximale en ces éléments, les rapports suivants doivent être maintenus :

$\text{DBO/N} = 17 \text{ à } 1$ (4 à 5 livres d'N pour 100 livres de DBO, soit 1,81 à 2,26 kg d'N pour 45,3 kg de DBO)

$\text{DBO/P} = 90 \text{ à } 1$ (1,1 livre de P pour 100 livres de DBO, soit 0,5 kg de P pour 45,3 kg de DBO)

Si l'on veut dégrader une eau résiduaire qui nécessite des quantités minimales d'éléments nutritifs, on cherchera à maintenir les relations suivantes :

$\text{DBO/N} = 32 \text{ à } 1$ (3 livres d'N pour 100 livres de DBO, soit 1,36 kg d'N pour 45,3 kg de DBO)

$\text{DBO/P} = 150 \text{ à } 1$ (0,7 livre de P pour 100 livres de DBO, soit 0,32 kg de P pour 45,3 kg de DBO)

Il peut devenir nécessaire d'ajouter de l'azote et/ou du phosphore, auquel cas ces éléments nutritifs devraient être ajoutés sous forme de NH_4^+ et de PO_4^{--} .

Le processus de nitrification ne se produit pas au cours du traitement d'eaux résiduaires déficientes en N, alors que les eaux riches en N produisent une nitrification considérable.

4.4 Effet du pH

A la suite de recherches intensives, Walter (1b) conclut que le pourcentage maximal d'enlèvement de la DBO se produisait dans la plage de pH de 8,0 à 9,0, ce pourcentage diminuant ensuite avec l'augmentation du pH. La valeur médiane d'enlèvement de la DBO et celle qu'atteignent ou dépassent 75 % des données apparaissent à la figure XIV. 2. Walter nota, de plus, que le lit bactérien réduisait le pH des eaux résiduaires d'expérience lorsque celui-ci était de l'ordre de 9 à 11. Au-delà et en deçà de ces valeurs, le lit bactérien affectait peu le pH de l'eau résiduaire. Cette action tampon du lit est bien connue et fut signalée à maintes reprises dans le passé; on l'attribue aux micro-organismes du lit qui produisent du CO_2 .

5. ECOLOGIE DES LITS BACTERIENS

5.1 Historique

L'importance des bactéries dans la décomposition biologique des eaux usées est un fait reconnu, mais il n'en est pas de même de la nature de la flore bactérienne.

On croyait autrefois, comme Russell et Bartow (2) et Kamm (3), que les bactéries aérobies sporogènes constituaient un des groupes les plus importants. D'autres auteurs, et notamment Clark et Gage (4), Harris, Anderson et Cockburn (5), soulignèrent l'intérêt du groupe des bactéries *coli aerogenes*. D'autres encore insistèrent plus tard sur l'importance des bactéries filamenteuses, en particulier *Sphaerotilus natans* et *Beggiatoa alba* : c'est le cas de Buswell et Long (6), Agersborg et Hatfield (7), Holtje (8), Lackey (9) et Cooke (10). Plusieurs auteurs enfin mentionnèrent la place dominante de la flore du genre *Zoogloea*.

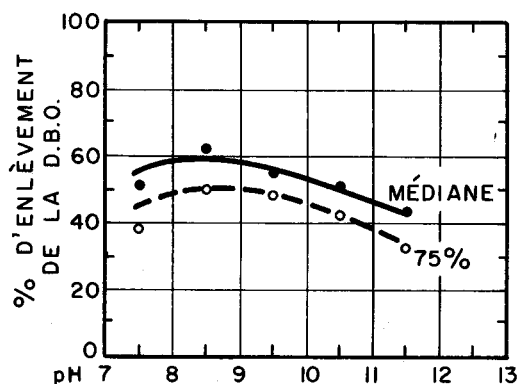


FIGURE XIV.2
EFFET DU pH SUR LE FONCTIONNEMENT DU
LIT BACTÉRIEN

(d'après bibliographie - 1b)

5.2 Les bactéries d'un lit bactérien

Les bactéries aérobies, anaérobies et anaérobies facultatives sont présentes dans un lit bactérien. Les bactéries anaérobies facultatives sont très nombreuses et vivent en aérobiose ou anaérobiose selon qu'elles sont en présence ou non d'oxygène dissous. Les bactéries anaérobies facultatives appartiennent aux genres *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Flavobacterium* et *Micrococcus*; certaines espèces de la famille des *Enterobacteriaceae* en font également partie.

James (11) effectua des analyses chimiques et bactériologiques poussées sur un lit bactérien expérimental recevant des eaux d'égout domestiques. Le dénombrement total des bactéries, à 22°C et 37°C et à différentes profondeurs (en inches), apparaît à la figure XIV. 3. En général, les bactéries capables de croître à 22°C prédominent sur celles qui peuvent croître à 37°C. Le dénombrement maximum, pour les deux groupes, a été fait à une profondeur de 9 à 12 inches (22,5 à 30 cm), et même ici les bactéries croissant à 37°C n'ont jamais formé plus de 30 % du total. Plus le lit est profond, et plus le nombre des bactéries croissant à 37°C diminue rapidement, tandis que celui des bactéries croissant à 22°C demeure élevé jusqu'à une profondeur d'environ six feet (1,80 m). Dans les couches superficielles du lit, les bactéries *coli aerogenes* forment environ 10 % du nombre total des bactéries croissant à 37°C, tandis que dans les plus basses couches du lit, elles en forment jusqu'à 25 %.

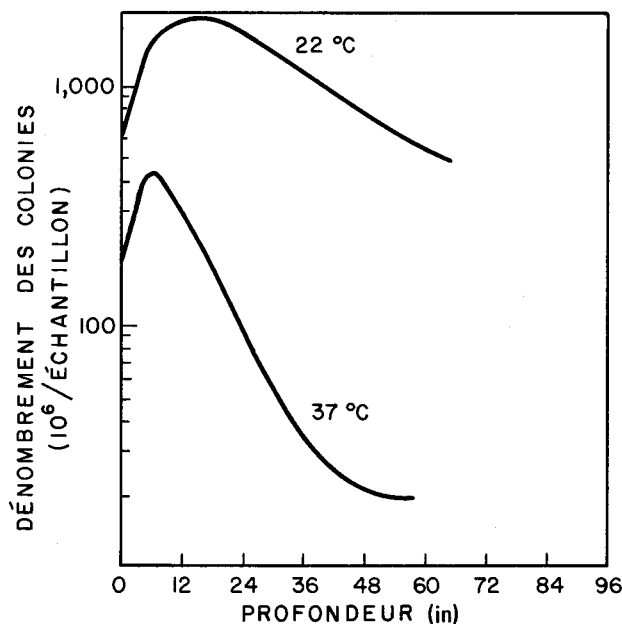


FIGURE XIV.3
VARIATION DU NOMBRE DES COLONIES DE BACTERIES
EN FONCTION DE LA PROFONDEUR (EN INCHES)
DU LIT FILTRANT

(d'après bibliographie - 11)

Les bactéries des genres suivants furent le plus fréquemment isolées : *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas* et *Zoogloea*, les espèces de ces genres constituant environ 90 % de la flore totale des dénombrements sur plaques. On notera l'isolation fréquente de *Zoogloea ramigera*, ainsi que la présence de bactéries sporogènes du genre *Bacillus*, qui n'étaient jamais en nombre considérable.

5.3 Enlèvement de la DBO par les bactéries

Sur la base de travaux de laboratoire consacrés à l'activité métabolique de cultures pures de bactéries isolées du lit bactérien, on peut diviser les organismes en trois groupes (tableau XIV - 2). Le premier comprend les bactéries telles les *Nocardia*, qui ont si peu d'effet sur la DBO que leur rôle dans l'oxydation rapide des eaux d'égout synthétique est minime. Dans le deuxième, on trouve les bactéries telles *E. coli*, qui réduisent de 50 à 60 % la DBO des eaux d'égout synthétiques. Enfin le troisième regroupe les bactéries réduisant la DBO de plus de 60 %, qui appartiennent à la flore bactérienne dominante des genres *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas* et *Zoogloea*.

TABLEAU XIV - 2

BIODEGRADATION D'UNE EAU D'EGOUT SYNTHETIQUE A L'AIDE DE CULTURES PURES DE BACTERIES ISOLEES D'UN LIT BACTERIEN EXPERIMENTAL

(d'après bibliographie - 11)

⌈ Tous droits réservés par la Society for Applied Bacteriology ⌋

Micro-organismes	Croissance	Enlèvement de la DBO (%)
<i>Nocardia</i> (espèces)	pauvre	9
<i>Sarcina lutea</i>	bonne	54
<i>Streptococcus faecalis</i>	bonne	56
<i>Escherichia coli</i>	modérée	57
<i>Paracolobactrum aerogenoides</i>	modérée	60
<i>Pseudomonas dacunhae</i>	bonne	68
<i>Achromobacter iophagus</i>	bonne	68
<i>Chromatium violaceum</i>	excellente	69
<i>Flavobacterium aborescens</i>	bonne	69
<i>Bacillus megaterium</i>	bonne	72
<i>Pseudomonas tralucida</i>	excellente	72
<i>Achromobacter guttatus</i>	excellente	74
<i>Alcaligenes bookeri</i>	bonne	74
<i>Bacillus cereus</i>	excellente	75
<i>Pseudomonas stutzeri</i>	bonne	77
<i>Alcaligenes faecalis</i>	excellente	78
<i>Flavobacterium aquatile</i>	excellente	81
<i>Zoogloea ramigera</i>	excellente	82

On peut comparer entre eux les divers modes d'épuration de l'eau d'égout selon le pourcentage approximatif d'enlèvement des bactéries, qui apparaît au tableau XIV - 3.

TABLEAU XIV - 3
ENLEVEMENT DES BACTERIES SELON LE MODE D'EPURATION

(d'après bibliographie - 15)

reproduit avec l'aimable autorisation des
Editions Dunod (Groupe Bordas SA), Paris

Etape	Enlèvement des bactéries (%)
Tamis fin	10-20
Chloration d'eau brute ou d'eau usée décantée	90-95
Bassins de décantation	25-75
Bassins de précipitation chimique	40-80
Lits bactériens à faible charge	90-95
Lits bactériens à forte charge	70-90
Bassins de boue activée à faible charge	90-98
Bassins de boue activée à forte charge	70-90
Filtration par le sol	95-98
Chloration des eaux usées épurées biologiquement	98-99

5.4 Les champignons d'un lit bactérien

Les champignons, selon Clark et Viessman (12), sont plus importants dans les lits bactériens que dans les procédés de boues activées, cela en raison de conditions physiques du milieu plus favorables et de l'apport continu en matière organique. Ils sont aérobies et exigent donc la présence d'oxygène dissous. La présence dans un lit bactérien de certaines eaux résiduaires industrielles ou de faibles pH peut entraîner une prédominance des champignons sur les bactéries, mais cela est peu fréquent.

5.4.1 Sources possibles des champignons

Les champignons trouvés dans les eaux d'égout proviennent de sources variées telles que les fruits et légumes en décomposition dans les maisons, les épiceries, etc. Dans l'industrie alimentaire, une grande quantité de déchets sont contaminés par des champignons ou leurs spores. Quant aux champignons contenus dans les eaux usées des hôpitaux, des laboratoires et de l'industrie, ils sont variés et en grand nombre.

D'après Cooke (13), un des contaminants les plus fréquents dans l'industrie laitière est le champignon *Geotrichum candidum*, d'aspect blanc grisâtre, qu'on trouve dans la poussière de l'étable. C'est un des champignons les plus communs des lits bactériens.

5.4.2 Variété des populations

Grâce à la technique d'échantillonnage avec des lames de verre (13) et à celle du grattage du film biologique sur les pierres (14), 90 espèces de champignons furent isolées des lits bactériens de Dayton (Ohio, Etats-Unis). Au moins 20 de ces espèces sont considérées comme des éléments permanents de la population des champignons trouvés sur les lits bactériens.

Les colonies de *Fusarium aquaeductuum* sont parfois visibles au printemps grâce à la couleur orange de leurs spores, et il peut arriver que ces spores recouvrent entièrement le lit qui prend ainsi une couleur jaune, orange ou ambre selon l'espèce impliquée. En d'autres circonstances, surtout au cours des périodes froides de l'automne et du printemps, le lit peut se recouvrir de plaques grisâtres ou blanchâtres d'une espèce semblant appartenir au genre *Leptomitius lacteus*, qui n'est d'ailleurs pas le seul champignon à donner cette coloration.

Les auteurs de l'étude sur les lits bactériens de Dayton constatèrent que dans les lits à faible charge et les lits à forte charge on trouvait certaines espèces dominantes de champignons, dont les principales (par ordre d'abondance) étaient *Coinothyrium fuckelii*, *Fusarium aquaeductuum*, et *Geotrichum candidum* dans les premiers et *Fusarium aquaeductuum*, *Geotrichum candidum*, et *Pullularia pullulans* dans les seconds.

5.4.3 Dégradation de la matière organique

Un certain nombre de champignons présents sur les lits bactériens sont capables de dégrader la cellulose (notamment *Alternaria tenuis*, *Aspergillus fumigatus*, *Chaetomium globosum*, *Cladosporium cladosporioides*, *Fusarium oxysporum*, *Moniliella echinata*, *Myrothecium verrucaria*, *Stachybotrys atra*, *Stemphyllium consortiale*, et *Trichoderma viride*), mais on croit (14) qu'ils dégradent plutôt les sucres simples que les sucres complexes comme la cellulose. Il demeure que les champignons filamenteux peuvent transformer une grande variété de composés organiques et inorganiques. Quelques espèces attaquent les protozoaires et même les nématodes (vers).

5.5 Les algues d'un lit bactérien

L'étude des lits bactériens de Dayton révéla que les lits à forte charge et ceux à faible charge possédaient des populations différentes d'algues, les diatomées et les algues vertes prédominant sur les premiers et les algues bleues étant plus abondantes sur les seconds. Les algues croissaient dans les endroits du lit recevant de la lumière, et un certain nombre était entraîné dans l'effluent.

Les algues ne concourent pas à la dégradation générale des eaux usées puisqu'elles utilisent les ions inorganiques pour croître et se multiplier. Une croissance excessive des algues peut entraîner le colmatage de la surface du lit bactérien.

5.6 Autres organismes présents

La population animale n'est pas négligeable. Les protozoaires sont les plus abondants, et l'on trouve notamment des ciliés dans tous les endroits aérobies du lit. On note aussi la présence de vers, de crustacés, de mollusques et de larves d'insectes.

6. LE FILM BIOLOGIQUE

Le contrôle des odeurs et des mouches, la réduction efficace de la DBO, sont intimement liés à la qualité et à la quantité du film biologique présent sur les cailloux ou le matériau utilisé. Un film trop mince ou insuffisant ne fournira pas une vie biologique très active, un film trop épais au contraire empêchera une circulation adéquate d'air, ce qui entraînera une décomposition anaérobie de la matière organique avec tout ce que cela peut comporter de désavantageux. Un film mince et transparent est l'indice de conditions favorables à l'oxydation de l'affluent. Pour être bien actif, un film doit avoir une épaisseur de l'ordre du millimètre, et l'épaisseur d'un film biologique ne devrait pas dépasser 2 à 3 mm (15).

L'épaisseur du film peut être modifiée artificiellement en submergeant le lit bactérien pendant 12 à 48 heures, ce qui réduit cette épaisseur. D'autre part, la chloration de l'affluent du lit bactérien empêche la croissance excessive du film. L'épaisseur du film biologique est aussi liée à la quantité de matière organique dans l'affluent, au taux d'application de ce dernier, à la température et au pH des eaux usées ainsi qu'à l'aération du lit bactérien.

7. PREVENTION DES ODEURS ET DES MOUCHES ET DE L'ENGORGEMENT DU LIT

7.1 Prévention des odeurs

Les odeurs désagréables et la pullulation des mouches sur et autour du lit bactérien sont des causes de nuisance pour le voisinage. Elles peuvent être réduites en maintenant aussi fraîches que possible les eaux en provenance du ou des décanteurs primaires, car ce sont les micro-organismes en milieu anaérobie qui sont responsables des mauvaises odeurs.

L'eau d'égout est parfois en voie de décomposition lors de son arrivée sur le lit bactérien. Dans un tel cas, la chloration dans la conduite amenant l'eau d'égout à la station d'épuration retardera la dégradation de la matière organique et réduira donc les odeurs.

La recirculation de l'effluent du lit entraîne dans ses eaux des nitrates, de l'oxygène, des enzymes, des bactéries, etc., ce qui active le travail d'épuration et diminue les mauvaises odeurs. La chloration de l'effluent du lit est parfois efficace. Certains produits chimiques peuvent aussi masquer les odeurs.

7.2 Prévention des mouches (notamment *Psychoda*)

Au cours des derniers mois de l'été, la mouche *Psychoda* peut devenir une véritable nuisance. Elle se reproduit dans le film biologique recouvrant la pierreaille. On prévient sa prolifération à l'aide des moyens suivants :

a) submerger le lit durant 24 heures afin de détruire les larves de la mouche; le cycle de vie de cette dernière est de 7 à 10 jours en climat chaud (29°C) et d'environ 3 semaines à 15°C; aussi cette technique de submersion doit-elle être répétée assez souvent;

b) traiter la surface du filtre, après mise au repos du lit pendant une demi-heure, par épandage de chlorure de chaux à la surface, et application de lindane (5 % isomère gamma), méthoxychlore ou chlordane;

c) traiter le mur et la pelouse près du filtre au moyen de parathion, malathion, dieldrine, ou pyrèthrine.

7.3 Prévention de l'engorgement du lit

L'engorgement du lit se produit par suite de la multiplication excessive des organismes végétaux et animaux qui bouchent les espaces vides entre les pierres du lit bactérien. Afin de remédier à cette situation on peut :

a) balayer la surface du lit à l'aide d'un fort jet d'eau;

b) ajouter une dose élevée de chlore ou de chaux chlorée à l'eau d'égout arrivant sur le lit afin d'obtenir un chlore résiduel libre d'environ 5 mg/l durant deux à quatre heures et répéter, s'il y a lieu, le même traitement environ deux jours plus tard (ce traitement doit être effectué la nuit lorsque le débit et la consommation en chlore sont faibles);

c) submerger le lit durant 24 heures.

8. CALCULS RELATIFS AU RENDEMENT DU LIT

8.1 Formules du National Research Council des Etats-Unis d'Amérique (NRC) (16,17) - 1946

Il s'agit des formules suivantes, couramment utilisées :

$$E = \frac{100}{1 + 0,0085 \sqrt{\frac{P}{F V}}} \quad (1)$$

$$\text{ou} \\ F = (1 + r) / \left[1 + (1 - f)r \right]^2 \quad (2)$$

E = rendement du lit en pourcentage d'enlèvement de la DBO

P = livres de DBO d'eau d'égout décantée appliquées par jour

V = volume du milieu filtrant en acre-foot*

F = facteur de recirculation

r = rapport de recirculation où $r = R/I$

R = débit de recirculation

I = débit d'arrivée de l'eau d'égout au lit

f = facteur de pondération qui représente le fait qu'avec l'augmentation du nombre des cycles de recirculation de l'eau usée, elle est de moins en moins biodégradable;

a) le terme $\frac{P}{F V}$ représente la charge organique appliquée au système, exprimée en livres de DBO par acre-foot par jour;

b) lorsqu'il n'y a pas de recirculation, la charge organique devient la seule variable;

c) en présence de recirculation, F devient plus grand que l'unité et entraîne une augmentation du volume actif du lit (FV), ou une réduction correspondante de la charge organique et par le fait même une amélioration du rendement;

d) il existe, à cause du facteur f, des valeurs définies de r pour lesquelles F atteint les valeurs maximales suivantes :

r	0	0,5	1,0	2	4	8	16
F	1	1,4	1,7	2,1	2,6	2,78	2,5

l'amélioration rendue possible par la recirculation, telle que mesurée par le facteur de recirculation F, est plus prononcée pour de faibles rapports de recirculation r;

e) les données sur le calcul du rendement mentionnées ci-dessus sont liées au pourcentage d'enlèvement de la DBO obtenu par le lit bactérien et le bassin de sédimentation final; l'enlèvement dû au bassin de sédimentation primaire n'est pas consi-

* Un acre-foot est le volume d'un acre (environ 40 ares) de superficie sur un foot (environ 30 cm) de profondeur.

déré dans cette formule. Le rendement global de la station d'épuration, incluant donc celui du bassin primaire, peut être calculé à l'aide de l'équation suivante (18) :

$$G = p_1 + \left[(100 - p_1) \times p_2 / 100 \right] \quad (3)$$

G = rendement global en pourcentage

p_1 = enlèvement dû au bassin de sédimentation primaire

p_2 = enlèvement dû au lit bactérien et au bassin de sédimentation secondaire.

f) la charge hydraulique et la profondeur du lit n'interviennent pas dans la formule du NRC pour mesurer le rendement.

8.2 Formule de Velz (19) - 1948

Le rendement d'un lit bactérien, sans recirculation, est exprimé selon Velz par la formule suivante :

$$\frac{L_D}{L} = 10^{-K'D} \quad (4)$$

L_D = DBO restante mais assimilable à la profondeur D

L = DBO restante mais assimilable dans l'affluent au lit bactérien

D = profondeur du lit en feet

K' = constante dont la valeur pour un lit à faible charge est de 0,175 et un lit à forte charge de 0,15

L = 0,9 x DBO totale appliquée à un lit à faible charge ou 0,78 x DBO totale appliquée à un lit à forte charge;

a) selon ce concept, la DBO de l'affluent au lit n'est pas entièrement assimilable, même théoriquement; une certaine portion de la DBO se retrouve dans l'effluent;

b) cette équation est présumée valable jusqu'à une certaine charge organique que l'on estime être de 3 livres de DBO par verge cube (1,78 kilogramme de DBO par mètre cube)* par jour à 20°C;

c) afin de tenir compte de la recirculation, il est proposé de considérer le nombre moyen de passages de l'effluent à travers le lit bactérien ($n = 1 + r$) comme un seul passage à travers des couches ou profondeurs supplémentaires du lit, de telle sorte que D devienne $D(1 + r)$ dans la formule lorsqu'on fait usage de recirculation;

d) d'après cette équation le rendement dépend uniquement de la profondeur du lit.

8.3 Formule de Rankin (20) - 1953

Rankin dégagea l'expression suivante à partir de la formule des "Ten State Standards" (21) utilisée jusqu'en 1960 :

$$\frac{L_e}{L_i} = p = \frac{1}{(3 + 2r)} \quad (5)$$

L_e = DBO de l'effluent final

L_i = DBO de l'affluent au lit

p = fraction de la DBO restante dans l'effluent final

r = rapport de recirculation

a) cette formule est valide jusqu'à une charge organique de 110 livres de DBO par 100 feet cubes par jour, ce qui est approximativement égal à 3 livres de DBO par verge cube (1,78 kilogramme par mètre cube) par jour, et des charges hydrauliques jusqu'à 30 millions de gallons américains par acre ($28,08 \times 10^2$ mètres cubes par hectare) par jour incluant la recirculation;

b) selon cette formule, le rendement est déterminé uniquement par la recirculation; la profondeur, les charges organiques et hydrauliques ne sont pas considérées comme des facteurs pertinents;

c) pour tous les lits bactériens conventionnels ou standard, $p = 1/3$ et le rendement E = 67 %;

d) le rendement augmente considérablement avec la recirculation, comme il ressort du tableau suivant :

* Livre/verge cube x 0,5932 = kilogramme/mètre cube.

r	p	Rendement (%)
0	0,33	67
0,5	0,25	75
1	0,20	80
2	0,143	85,7
4	0,091	90,9

Puisque la formule de Rankin ne contient aucun facteur lié aux charges organiques et hydrauliques, son emploi dans le dimensionnement d'un lit bactérien doit être restreint et limité aux normes données dans les "Ten State Standards" (22).

8.4 Formule de Fairall (23) - 1956

Fairall proposa les équations suivantes, à la suite de l'analyse statistique des performances des lits bactériens, sans recirculation pour la première et avec pour la seconde :

$$\frac{L_e}{L_i} = p = 1,1 \left(\frac{V}{Q} \right)^{-0,32} \quad (6)$$

$$\frac{L_e}{L_i} = p = 2,07 \left[\frac{V(1+r)}{Q} \right]^{-0,444} \quad (7)$$

L_e = DBO de l'effluent final

L_i = DBO de l'affluent au lit

p = fraction de la DBO restante dans l'effluent final

V = volume du lit (en milliers de feet cubes)

Q = débit d'arrivée de l'eau d'égout (en millions de gallons américains par jour)

r = rapport de recirculation $\frac{R}{Q}$

R = débit de recirculation (en millions de gallons américains par jour)

a) V/Q représentant l'inverse de la charge hydraulique liée au volume, on peut réécrire l'équation 6 de la façon suivante :

$$\frac{L_e}{L_i} = p = 1,1 \left(\frac{1}{H_v} \right)^{-0,32} \quad (8)$$

H_v = charge hydraulique, liée au volume en millions de gallons américains, par 1000 feet cubes par jour;

b) les constantes 1,1 et -0,32 pour un lit sans recirculation et les constantes 2,07 et -0,444 pour un lit avec recirculation furent obtenues à partir de la figure XIV.4 (où mgaJ = millions de gallons américains par acre par jour - voir tableau XIV - 1, page 159, note 1) (voir la figure XIV.4 à la page 168);

c) le facteur $(1+r)$ représente le nombre moyen de passages d'une particule d'eau d'égout à travers le lit pour différents rapports de recirculation;

d) selon cette conception, le rendement est déterminé par la charge hydraulique liée au volume du lit et à la recirculation; le rendement varie à l'inverse de la charge hydraulique.

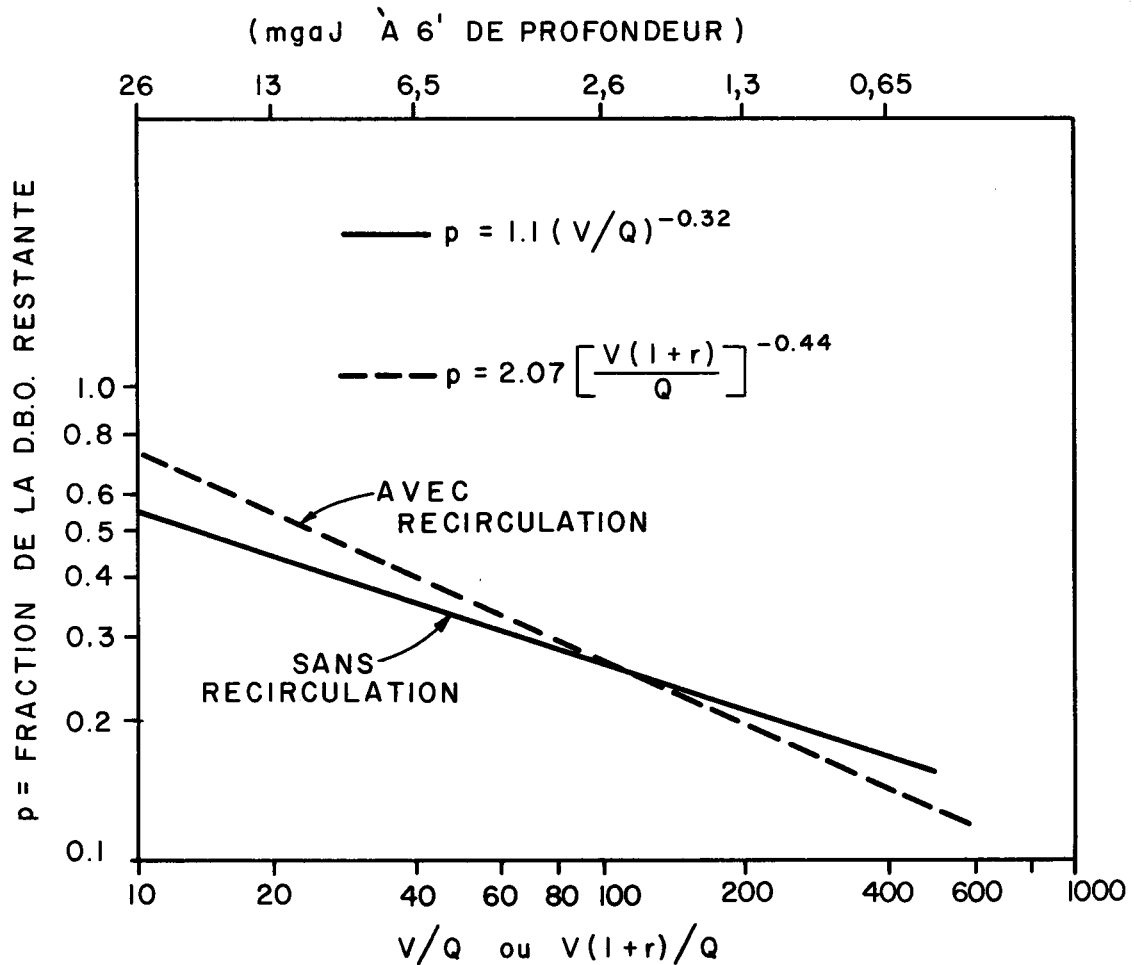


FIGURE XIV. 4

RENDEMENT DU LIT BACTERIEN SELON LA FORMULE DE FAIRALL

(d'après bibliographie - 23)

8.5 Formule d'Eckenfelder (24) - 1963

Cette formule destinée à calculer le rendement s'applique au dimensionnement d'un lit bactérien sans recirculation, composé de pierraille et utilisé pour l'épuration de l'eau d'égout domestique :

$$\frac{L_e}{L_i} = \frac{100}{1 + 2,5(D^{0,67}/Q^{0,50})} \quad (9)$$

L_e = DBO de l'effluent du lit

L_i = DBO de l'affluent ou appliquée au lit

D = profondeur du lit en feet

Q = charge hydraulique en millions de gallons américains par acre par jour

a) avec l'emploi de la recirculation, la DBO à l'entrée du lit est diluée et la DBO résultante peut être calculée de la manière suivante :

$$L_i = \frac{L_a + rL_e}{r + 1} \quad (10)$$

L_i = DBO appliquée au lit après le mélange avec l'effluent recirculé

L_a = DBO de l'eau d'égout arrivant au lit bactérien

r = rapport de recirculation

L_e = DBO de l'effluent du lit

En combinant les équations 9 et 10, on obtient :

$$\frac{L_e}{L_a} = \frac{1}{(1+r) \left[1 + 2,5(D^{0,67}/Q^{0,50}) \right] - r} \quad (11)$$

Un lit bactérien possède une charge limite au-delà de laquelle l'enlèvement de la DBO et l'assimilation de la matière organique ne se produisent plus. Cette équation s'applique en deçà de cette charge limite.

8.6 Formule des "Ten State Standards" (22) - 1960-1973

Les membres du groupe qui avaient élaboré les "Ten State Standards" ont publié de nouvelles normes où le rendement est calculé seulement à l'aide de la charge organique, comme le montre la figure XIV. 5.

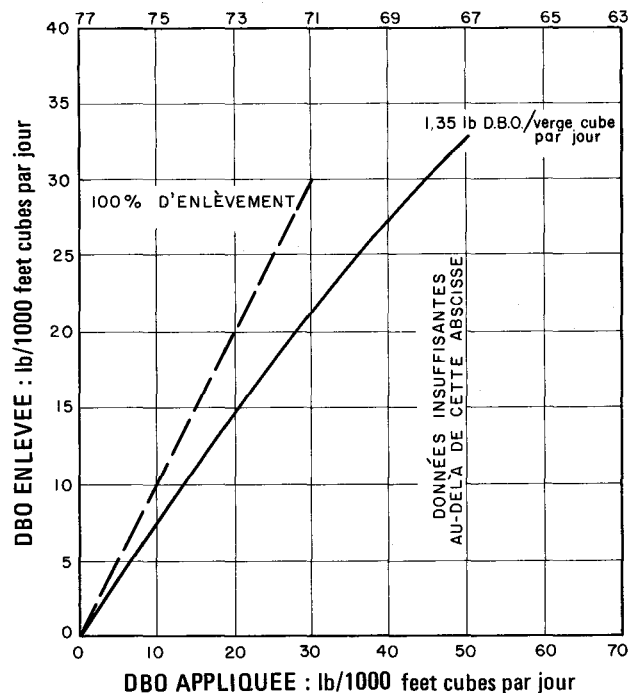


FIGURE XIV.5

ENLEVEMENT ATTENDU DE LA DBO D'UNE UNITE FILTRANTE (AVEC BASSIN DE DECANTATION PRIMAIRE, LIT BACTERIEN ET BASSIN SECONDAIRE) FORMEE D'UN LIT DE PIERRAILLES OU MATERIAUX SIMILAIRES

(d'après bibliographie - 22)

- la courbe prend fin pour une charge de 50 livres de DBO/1000 feet cubes par jour, ce qui correspond à 1,35 livre de DBO par verge cube (soit 0,80 kg/m³) par jour et à un rendement de 67 % ;
- la profondeur du lit, la charge hydraulique ou la recirculation ne sont pas considérées comme des facteurs pertinents;
- chaque augmentation de 10 % de la charge organique entraîne une diminution du rendement de 2 %.

8.7 Autres formules

8.7.1 Relation entre la charge organique et le rendement

Les travaux expérimentaux effectués à la Michigan State University (18) indiquent que, pour des charges organiques constantes, le rendement est indépendant de la charge organique jusqu'à des valeurs au moins égales à 11 livres de DBO par verge cube par jour. (Voir la figure XIV.6 à la page 170.)

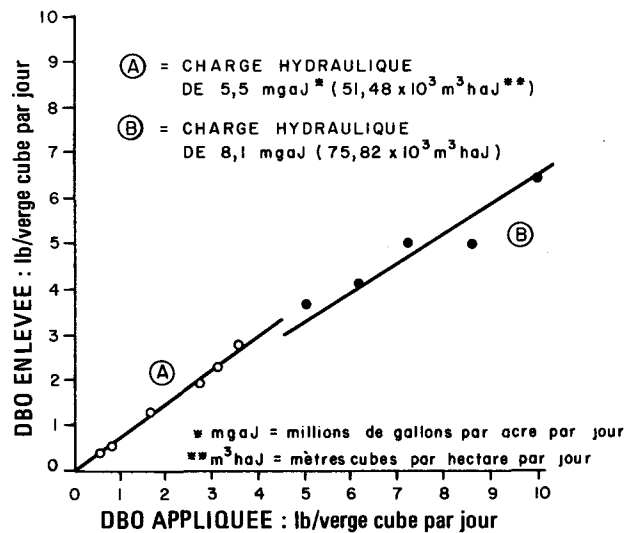


FIGURE XIV.6

RELATION ENTRE LA CHARGE ORGANIQUE ET LE RENDEMENT

reproduit du *Journal Water Pollution Control Federation*, vol. 32 (1960), pp. 245-261, avec l'aimable autorisation de la Fédération, Washington

8.7.2 Relation entre la charge hydraulique et le rendement

Des expériences ont de plus démontré que le rendement diminue proportionnellement à l'augmentation des charges hydrauliques et que la fraction de la DBO restante est proportionnelle à la charge hydraulique à la puissance 2/3, c'est-à-dire à $Q^{0,66}$.

8.7.3 Relation entre la durée de contact et l'enlèvement de la DBO

D'après Howland (25), le temps pendant lequel l'eau usée est en contact avec le lit filtrant est directement proportionnel à la charge hydraulique exprimée en millions de gallons par acre par jour à la puissance 2/3, c'est-à-dire à $Q^{0,66}$, ce qu'exprime la formule suivante :

$$t^1 = \frac{D}{Q^{0,66}} \quad (12)$$

t^1 = facteur sans dimension représentant la durée de contact

D = profondeur du lit en feet

Q = charge hydraulique en millions de gallons américains par acre par jour.

En d'autres termes, la quantité de matière organique oxydable enlevée dans un lit bactérien dépend directement de la durée de l'écoulement dans le lit. Howland recommande donc un lit profond avec la plus petite pierraille pratiquement utilisable afin d'obtenir une durée de contact et un rendement maximaux. On notera en outre que :

a) en supposant que le taux d'enlèvement de la DBO dans un lit bactérien suit une réaction cinétique du premier ordre, on obtient :

$$dL/dt = -KL$$

et

$$\frac{L_e}{L_i} = 10^{-Kt} \quad (13)$$

et, en substituant l'équation 12 dans l'équation 13, on obtient :

$$\frac{L_e}{L_i} = p = 10^{-KD/Q^{0,66}} \quad (14)$$

qui est l'équation proposée par Schulze en 1960 (18) et où K représente le taux de réaction constant par unité de temps de contact.

b) l'équation 4 (section 8.2) est supposée être valide pour des charges organiques s'élevant jusqu'à au moins 11 livres de DBO par verge cube par jour ou 406 livres de DBO par 1000 feet cubes (soit 6,5 kg/m³) par jour; on n'a pas encore déterminé le niveau actuel de la charge organique limitante;

c) si K est connu, l'équation 4 permet de prédire le rendement des lits bactériens sans recirculation pour toutes combinaisons de profondeur et de charge hydraulique.

8.7.4 La constante K du taux de réaction

La valeur de K est trouvée en traçant le log p en fonction de $t^1 = D/Q^{0,66}$, comme le montre la figure XIV. 7. D'après cette figure, pour $t^1 = 0$, $Q = \infty$ et l'enlèvement de la DBO = 0; l'enlèvement de la DBO est en revanche de 100 % pour $t = \infty$, avec une charge hydraulique = 0. Une valeur expérimentale de K = 0,3 est obtenue à partir de la pente de la courbe.

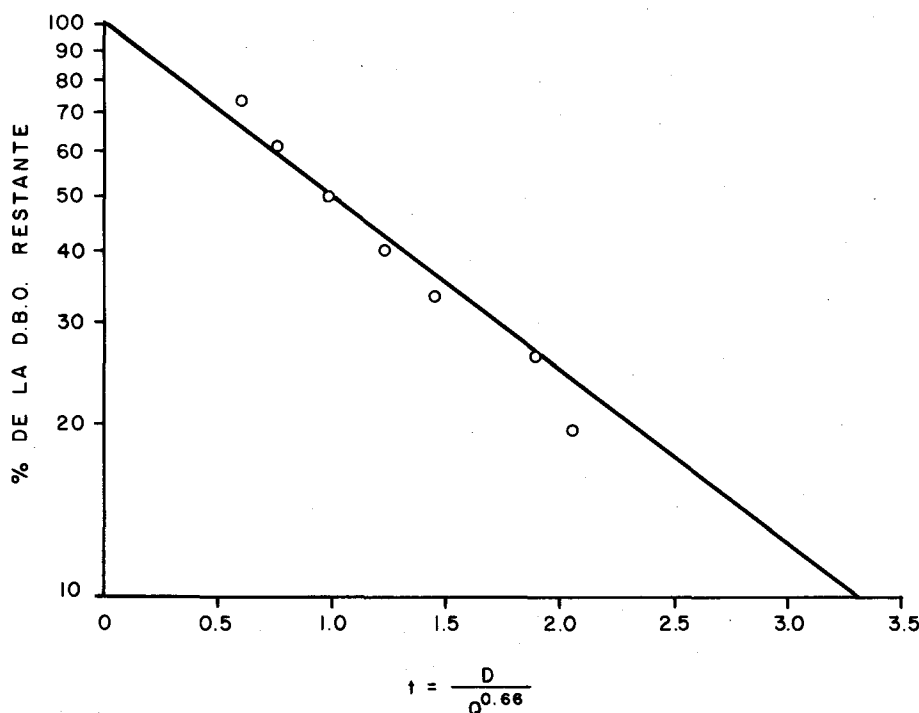


FIGURE XIV.7

CALCUL DE K (FILTRE-TAMIS)

8.7.5 Relation entre la température et le rendement

L'enlèvement de la DBO dans un lit bactérien est influencé par des facteurs climatiques de la même façon que les métabolismes microbiens sont affectés par la température. Howland illustra l'effet de la température sur le rendement d'un lit à l'aide de l'équation suivante :

$$E_T = E_{20} 1,035^{(T-20)} \quad (15)$$

E_T = rendement de l'enlèvement de la DBO à la température T

E_{20} = rendement de l'enlèvement de la DBO à la température de 20°C.

Cette formule est très proche de celle qui exprime la biodégradation de la matière organique dans un cours d'eau, à savoir :

$$K_T = K_{20} \Theta^{(T-20)} \quad (16)$$

Phelps et Streeter obtinrent pour ce coefficient de température Θ la valeur de 1,047 pour un intervalle de température s'échelonnant de 10 à 30°C.

K_T = constante de désoxygénation à la température T

K_{20} = constante de désoxygénation à la température 20°C

Θ = coefficient de température.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- 1a. Dow Chemical Co. (1971) "A Literature Search and Critical Analysis of Biological Trickling Filter Studies, Vol. 1 and 2", U.S. Environmental Protection Agency
- 1b. Walter, C.R. (1959) "Effect of High pH on Trickling Filter Performance", *Sew. & Ind. Wastes*, 31(12) : 1416-1421
2. Russell, R., & Bartow, E. (1916) "Bacteriological Study of Sewage Purification by Aeration", Univ. Illinois Bull., State Water Survey Series, No. 13
3. Kamm, W.F. (1917) "Bacterial Purification of Sewage", Univ. Illinois Bull., State Water Survey Series, No. 14
4. Clark, H.W., & Gage, S.M. (1908) "A Review of Twenty-One Years Experiments at the Lawrence Experimental Station", 40th Annual Report of the Massachusetts State Board of Health
5. Harris, F.W., et al. (1927) "Biological and Physical Properties of Activated Sludge", *Waterworks J.*, 66(24)
6. Buswell, A.M., & Long, H.L. (1923) "Microbiology and Theory of Activated Sludge", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 10
7. Agersborg, H.P., & Hatfield, D.W. (1929) "The Biology of a Sewage Treatment Plant", *Sewage Works J.*, 1 : 411
8. Holtje, R.H. (1943) "The Biology of Sewage Sprinkling Filters", *Sewage Works J.*, 15 : 14
9. Lackey, J.B. (1949) "Biology of Sewage Treatment", *Sewage Works J.*, 21 : 659
10. Cooke, W.B. (1959) "Trickling Filter Ecology", *Ecology*, 40 : 273-291
11. James, A. (1964) "The Bacteriology of Trickling Filters", *J. Appl. Bacteriol.*, 27(2) : 197-207
12. Clark & Viessman (1965) "Water Supply and Pollution Control", International Textbook Co., Scranton, Pennsylvania
13. Cooke, W.B. (1958) "Continuous Sampling of Trickling Filter Populations, I - Procedures", *Sew. & Ind. Wastes*, 30, janvier et février
14. Cooke, W.B., & Hirsch, A. (1958) "Continuous Sampling of Trickling Filter Populations, II - Populations", *Sew. & Ind. Wastes*, 30 : 138-156
15. Imhoff, K., & Koch, P. (1964) "Manuel de l'Assainissement urbain", Ed. Dunod, Paris
16. — (1946) "NRC Subcommittee Report, Sewage Treatment at Military Installations", *Sewage Works J.*, 18 : 791
17. Archer, E.C., & Robinson, L.R. (1967) "Design Considerations for Biological Filters", *Public Works Magazine*, février, Ridgewood, New Jersey
18. Schulze, K.L. (1960) "Load and Efficiency of Trickling Filters", *J. Water Poll. Control Fed.*, 32(3) : 245-261
19. Velz, C.J. (1948) "A Basic Law for the Performance of Biological Beds", *Sewage Works J.*, 20(4) : 607
20. Rankin, R.J. (1953) "Performance of Biofiltration Plants by Three Methods", *J. San. Eng. Div.*, Proceedings of the American Society of Civil Engineers, 79(336) : 1-15
21. — (1960) "Recommended Standards for Sewage Works", Health Education Service, Albany, New York
22. — (1971) "Recommended Standards for Sewage Works", Health Education Service, Albany, New York
23. Fairall, J.M. (1956) "Correlation of Trickling Filter Data", *Sew. & Ind. Wastes*, 28(8) : 1069
24. Eckenfelder, W.W. (1963) "Trickling Filtration Design and Performance", *Trans. Amer. Soc. Civil Eng.*, Vol. 128, III : 371
25. Howland, W.E. (1957) "Flow over Porous Media as in a Trickling Filter", Proceedings of the 12th Industrial Wastes Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana
26. — (1964) "Modern Sewage Treatment Plants - How much do they Cost?", Publ. No. 1229, Public Health Service, Division of Water Supply and Pollution Control, U.S. Dept. of Health, Education & Welfare

REFERENCES SUPPLEMENTAIRES

- — (1954) "Handbook of Trickling Filter Design", Public Works Journal Corp., Ridgewood, New Jersey
- Burgess, F.J., et al. (1961) "Evaluation Criteria for Deep Trickling Filters", Water Pollution Control Federation, Washington, D.C.
- Water Pollution Control Federation (1964) "Operation of Wastewater Treatment Plants", Water Pollution Control Federation, Washington, D.C.
- Schroepfer, G.J., et al. (1952) "Temperature Effects on Trickling Filters", *Sew. & Ind. Wastes*, 24(6) : 705-722

CHAPITRE XV

MICROBIOLOGIE DU PROCEDE DE LA BOUE ACTIVEE

1. GENERALITES

1.1 Définition

Le procédé de la boue activée s'opère dans un bassin d'aération suivi d'un bassin de sédimentation de la boue formée, dont une partie est retournée au bassin d'aération.

Toutes les matières solides en suspension dans le bassin d'aération, constituées de micro-organismes et autres matières en suspension, sont globalement connues sous le nom de boue activée, tandis que le mélange de la boue activée et de l'eau usée dans le bassin d'aération est nommé liqueur mixte. Les particules de floc sont de nature gélatineuse et contiennent une grande quantité de bactéries, en plus desquelles on peut aussi trouver des flocons, des levures, des moisissures et des protozoaires.

Il est essentiel que la boue soit séparée de la liqueur mixte avant le rejet en rivière car les micro-organismes de la boue augmenteraient considérablement la DBO de l'effluent.

1.2 Bref historique

Arden et Lockett publièrent en 1914 le premier article sur ce type de traitement, et le mérite de cette innovation leur revient. Mohlman fut le premier Américain à effectuer des recherches sur la boue activée.

Les développements techniques du processus de la boue activée se sont faits par tâtonnements successifs jusqu'à ces dernières années, plutôt que par la compréhension de la microbiologie et de la biochimie fondamentales impliquées dans ce mode d'épuration.

2. BIODEGRADATION ET AERATION

Le procédé de la boue activée accélère la dégradation de la matière organique grâce à l'introduction d'air qui favorise le contact de la boue chargée de bactéries avec l'eau d'égout à épurer.

L'eau d'égout brute ou décantée est mélangée avec de la boue activée. Ce mélange s'écoule dans un bassin d'aération où les micro-organismes tels que les bactéries et protozoaires transforment, en présence d'oxygène dissous, les substances dissoutes et non sédimentables en une boue sédimentable qui se déposera dans le bassin de décantation secondaire. Une portion de cette boue riche en micro-organismes est recyclée et remélangée avec l'eau d'égout brute pour favoriser le processus de dégradation de la matière organique.

Ce mode de traitement, comme la plupart des techniques d'épuration d'ailleurs, comporte des avantages et des désavantages. Les unités de traitement sont de petite dimension et elles exigent moins d'espace, pour des charges hydraulique et organique données, que les autres techniques, compte tenu du pourcentage de la DBO enlevée. De plus, il n'y a pas de nuisances dues aux odeurs et aux mouches. En revanche, ce procédé est plus onéreux à opérer que le lit bactérien par exemple, et il peut être sérieusement affecté par certaines eaux résiduaires industrielles.

La figure XV. 1 illustre les zones de fonctionnement de quelques variantes de ce procédé sur la courbe de croissance des micro-organismes en fonction du temps. (Voir la figure XV. 1 à la page 174.)

Dans le procédé de la boue activée, les micro-organismes en suspension oxydent la matière organique soluble et à l'état colloïdal en CO_2 et H_2O en présence d'oxygène moléculaire. Au cours de ce processus, une partie de la matière organique sert à la synthèse de nouvelles cellules. Une certaine portion de ces dernières s'auto-oxyde par la suite, l'autre portion formant la boue en excès.

L'oxygène sert aux réactions d'oxydation et de synthèse. La mise en contact des micro-organismes avec l'eau usée se produit dans le bassin d'aération.

3. BACTERIES FLOCCULANTES ET FOISONNANTES

McKinney et Horwood (1) signalèrent qu'un certain nombre d'espèces de bactéries sont susceptibles de produire un floc similaire à la boue activée lorsqu'elles sont aérées en laboratoire dans un substrat nutritif; il s'agit des espèces *Zooglea ramigera*, *Bacillus cereus*, *Escherichia intermedium*, *Paracolobactrum aerogenoides* et *Nocardia actinomorpha*.

En étudiant les travaux de McKinney et Weichlein (2), Jasewicz et Porges (3), Rogovskaya et Lazareva (4) et ceux de Dias et Bhat (5), on constate que les genres *Achromobacter*, *Bacillus*, *Flavobacterium* et *Pseudomonas* semblent avoir un rôle significatif dans la boue activée.

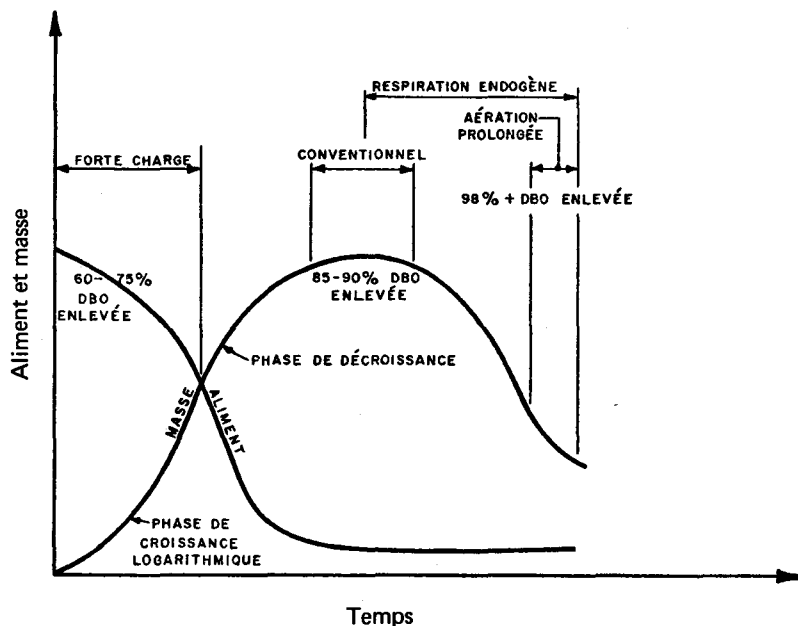


FIGURE XV.1

RELATIONS METABOLIQUES DANS LE PROCÉDE DE LA BOUE ACTIVEE

(d'après Schmidt "Developments in Activated Sludge Practice",
In: *Public Works*, sept. 1963, pp. 109-112)

[reproduit avec l'aimable autorisation de *Public Works*]

Malgré ces nombreux travaux, on ne possède pas encore l'assurance que cette liste de genres soit représentative de la population bactérienne de la boue activée, car un nombre insuffisant d'échantillons furent analysés par ces différents auteurs. Ils ont de plus utilisé un nombre restreint de milieux de culture et n'ont échantillonné qu'un faible nombre de types différents d'eau usée. Aussi devrait-on chercher de plus en plus à connaître le rôle de ces micro-organismes plutôt que de se limiter à en identifier les diverses espèces.

Depuis plusieurs années, on croyait que la présence de l'espèce bactérienne *Zoogloea ramigera* était nécessaire pour la formation du floc. Il existe plusieurs espèces de bactéries, dans les genres *Escherichia*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Pseudomonas* et quelques autres, qui sont en mesure de former un floc, mais il semble d'après Pipes (6) que le floc dû à *Zoogloea ramigera* soit différent de celui formé par les autres bactéries. *Sphaerotilus natans* fut aussi très souvent isolé de la boue activée, de même que de la boue foisonnante. Lackey et Wattie (7) et d'autres auteurs croient que plusieurs autres micro-organismes filamenteux peuvent être responsables du foisonnement de la boue.

L'expression "boue foisonnante" signifie que la boue sédimente difficilement, du fait d'un certain nombre de facteurs, dont celui de la croissance des bactéries filamenteuses ou de champignons tels que *Geotrichum candidum*.

Cooke et Ludzack (8) ainsi que Pipes et Jenkins (9) signalèrent un champignon piègeur de rotifères, *Zoophagus insidians*, comme responsable du foisonnement de la boue étudiée. Pipes (10) relève que le champignon piègeur de nématodes, *Arthrobotrys*, pourrait aussi produire une boue foisonnante. Le même auteur a également effectué une des études les plus complètes sur le foisonnement de la boue activée (11).

4. REMONTEE DE LA BOUE

La remontée de la boue se produit lors de la nitrification dans le bassin d'aération et de la dénitrification dans le bassin de décantation.

La remontée de la boue dans le bassin de décantation secondaire est parfois due à une nitrification excessive en ce sens que les bactéries utilisent l'oxygène des nitrates, avec comme résultat la production d'azote moléculaire et de CO_2 . C'est le processus de la dénitrification. Ces bulles de gaz diminuent la densité de la boue et en entraînent donc la remontée.

Pour éviter ce processus, on peut diminuer l'aération afin de ralentir la nitrification, ou réduire la durée de rétention de la boue, ou encore accélérer la vitesse d'enlèvement de la boue dans le bassin final de décantation.

5. L'ENLEVEMENT DE L'AZOTE

On ne peut considérer la minéralisation de la matière organique par l'oxydation microbienne comme la solution finale de l'élimination de l'eau usée. Certains produits terminaux de la biodégradation de l'eau épurée possèdent un effet fertilisant sur les plantes aquatiques et concourent, grâce à la photosynthèse, à la formation d'une nouvelle quantité de matière organique comparable à celle déjà oxydée à la station d'épuration.

Cette pollution secondaire est surtout causée par l'azote et le phosphore de l'effluent de l'usine d'épuration. L'accumulation d'azote sous forme de NO_3^- , NO_2^- , et NH_4^+ est un sérieux handicap dans les régions où l'eau d'égout épurée est recyclée à des fins domestiques. Des considérations économiques semblent favoriser l'emploi de procédés microbiologiques pour l'enlèvement de l'azote (12,13).

Dans un tel procédé, tous les composés azotés sont oxydés, dans la phase biologique aérobie, en NO_2^- et NO_3^- . Au cours de la fermentation anaérobie subséquente les NO_2^- et NO_3^- sont réduits, grâce à la dénitrification, en N_2 ou N_2O qui s'échappent dans l'atmosphère.

6. EXIGENCES BIOLOGIQUES

Pour que soit assuré le bon fonctionnement du procédé de la boue activée, trois conditions biologiques essentielles doivent être remplies :

- a) une population mixte de micro-organismes aérobies ou anaérobies facultatifs doit être en mesure de dégrader la matière organique de l'eau d'égout ou de l'eau résiduaire industrielle;
- b) la population microbienne doit être capable de croître et de se multiplier dans le bassin d'aération;
- c) les micro-organismes doivent croître dans des conditions qui favorisent leur sédimentation rapide dans le bassin de décantation secondaire.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. McKinney, R.E., & Horwood, M.P. (1952) "Fundamental Approach to the Activated Sludge Process", *Sew. & Ind. Wastes*, 24(2) : 117-123
2. McKinney, R.E., & Weichlein, R.G. (1953) *Appl. Microbiol.*, 1 : 259-261
3. Jasewicz, L., & Porges, N. (1956) *Sew. & Ind. Wastes*, 28 : 1130-1136
4. Rogovskaya, T.I., & Lazareva, M.F. (1959) *Microbiologiya*, 28 : 530-538
5. Dias, F.F., & Bhat, J.V. (1964) *Appl. Microbiol.*, 12 : 412-417
6. Pipes, W.O. (1966) "The Ecological Approach to the Study of Activated Sludge", *Adv. Appl. Microbiol.*, 8 : 77-103
7. Lackey, J.B., & Wattie, E. (1940) *Sewage Works J.*, 12 : 669-684
8. Cooke, W.B., & Ludzack, F.J. (1958) *Sew. & Ind. Wastes*, 30 : 1490-1495
9. Pipes, W.O., & Jenkins, D. (1965) *Intern. J. Air & Water Poll.*, 9 : 495-500
10. Pipes, W.O. (1966) Eng. Bull. Ext. Series, Purdue University, Lafayette, Indiana
11. Pipes, W.O. (1967) "Bulking of Activated Sludge", *Adv. Appl. Microbiol.*, 9 : 185-234
12. — (1960) "Algae and Metropolitan Wastes", Trans. Seminar., Robert A. Taft San. Eng. Center, Cincinnati
13. Wuhrmann, K. (1964) "Microbial Aspects of Water Pollution Control", *Adv. Appl. Microbiol.*, 6 : 119-151

REFERENCES SUPPLEMENTAIRES

- Gaudy, A.D., & Gaudy, E.T. (1971) "Biological Concepts for Design and Operation of Activated Sludge Process", U.S. Environmental Protection Agency, Publ. Branch, Research Inform. Division, Washington, D.C.
- Calaway, W.T., & Lackey, J.B. (1962) "Waste Treatment Protozoa", Florida Eng. Series No. 3, College of Engineering, University of Florida, Gainesville
- Dias, F.F., & Bhat, J.V. (1965) "Microbial Ecology of Activated Sludge, Part II - Bacteriophages, Bdellovibrio, Coliforms and Other Organisms", *Appl. Microbiol.*, 13(2) : 257-261
- Butterfield, C.T., Ruchhoft, & McNamee, P.D. (1937) "Studies on Sewage Purification, Part VI - Biochemical Oxidation by Sludges Developed by Pure Cultures of Bacteria Isolated from Activated Sludge", *Sewage Works J.*, 9(2) : 173-196
- Hawkes, H.A. (1963) "The Ecology of Waste Water Treatment", Pergamon Press, New York
- McKinney, R.E. (1962) "Microbiology for Sanitary Engineers", McGraw - Hill Book Co., Inc., New York

CHAPITRE XVI

MICROBIOLOGIE DES PROCEDES EN SYSTEME CLOS

1. BUT ET DEFINITION

Le développement de systèmes écologiques clos représente la méthode la plus prometteuse pour soutenir la vie dans des environnements isolés pendant des périodes prolongées (1). L'écologie appliquée aux systèmes clos étudie l'interdépendance mutuelle des organismes dans un environnement isolé.

Un système clos devient d'autant plus stable que le nombre et la variété des organismes individuels augmente, parce que la mort d'un organisme a un faible effet sur la population totale. La capacité de survie ou de reproduction des organismes d'un système écologique clos détermine la sécurité de son fonctionnement. L'utilité du système clos en est également un élément vital. Les systèmes écologiques clos ont de nos jours une importance considérable dans les vols spatiaux.

2. PRINCIPALES CONDITIONS D'UN SYSTEME CLOS

Pour pouvoir héberger des êtres humains, un système écologique clos doit répondre à un certain nombre de conditions tant physiques que psychologiques et satisfaire diverses exigences journalières, qui sont énumérées dans les trois tableaux suivants (1).

TABLEAU XVI - 1

CONDITIONS PHYSIQUES

Facteur	Niveau
Gravité	1/3 g
Pression	1/2 atm
Température	22°C
Oxygène	35-40 %
Bioxyde de carbone	1,0 %
Humidité relative	50-60 %
Niveau de bruit	10 dB
Mouvement de l'air	20 ft/min
Lumière	0-50 footcandle
Vibration	minimum
Odeur	aucune des substances réduites

TABLEAU XVI - 2

CONDITIONS PSYCHOLOGIQUES

Activité	Période de temps (heures par jour)
Travail (y inclus les toilettes personnelles)	8-10
Récréation	4-6
Repos	6-8
Repas	1-2

TABLEAU XVI - 3

EXIGENCES JOURNALIERES ESTIMEES D'UN HOMME DE 70 KG

Durée du voyage, en jours	Exigences journalières (kilogrammes)			
	Oxygène	Eau	Aliments	Total
1	0,7	1	—	1,7
10	0,7	3	0,4	4,1
100	0,8	15	0,5	16,3
1 000	0,8	25	0,5	26,3
10 000	0,9	30	0,6	31,5

La base indispensable à un fonctionnement favorable d'un système écologique clos est la transformation équilibrée des déchets, solides, liquides, gazeux, corporels et non corporels.

Au cours des dix dernières années, on a mis au point plusieurs procédés d'élimination et de conversion de déchets, et notamment :

- a) des échangeurs gazeux photosynthétiques (2) où les algues poussent sur un milieu minéral ou sur des déchets organiques, en utilisant l'énergie de la lumière pour fixer le CO₂ dans le matériel cellulaire et pour libérer l'oxygène;
- b) la photosynthèse dans le traitement des déchets (3), des essais ayant prouvé que l'urine représente un substrat excellent pour une croissance rapide d'algues;
- c) l'utilisation de microchampignons et de bactéries qui croissent sur les déchets humains, ce procédé suscitant toutefois les mêmes objections que la consommation des algues poussées sur le même substrat.

3. EXEMPLES DE SYSTEMES COMPLETEMENT INTEGRES

Les premières informations sur les systèmes intégrés se trouvent dans les études d'Oswald et de Golueke (4). Le système nommé "Microterella" réunit dans un récipient une culture d'algues et de bactéries et une ou plusieurs souris. La culture transforme les déchets de souris, absorbe le CO₂ et produit l'O₂. Les souris fournissent les éléments nutritifs et le CO₂ au système d'algues et de bactéries. La culture est illuminée de tous les côtés pour les besoins de la photosynthèse. La lumière absorbée, mais non utilisée pour la photosynthèse, est transformée en énergie thermique qui produit l'évaporation de l'eau à basse température à partir de la culture d'algues et de bactéries. Un condenseur assure une condensation par reflux de l'eau dans le système et fournit quelques litres d'eau potable par jour, quantité suffisante pour les occupants.

La Microterella a fait preuve de propriétés autorégulatrices et homéostatiques, c'est-à-dire qu'elle agit comme tampon par rapport aux changements brusques dans l'environnement interne. Elle a servi de base pour l'élaboration de systèmes plus larges, destinés à contenir plusieurs hommes pour une période de six mois.

Un nouveau système, connu sous le nom d'"Algatron" (1), permet de cultiver les micro-organismes photosynthétiques et non photosynthétiques et d'assurer ainsi l'absorption du CO₂, la génération de l'O₂, le traitement des déchets et la récupération de l'eau par distillation à basse température. Il a été conçu pour maintenir à un niveau minimum le poids, le volume et la puissance nécessaires à la conversion biologique dans le but d'assurer le contrôle de l'environnement. Dans un système écologique clos, qui inclut des algues, des bactéries et l'homme, une culture d'algues vigoureusement mélangée et illuminée de tous côtés est nécessaire à l'obtention d'un taux élevé de production d'oxygène, à l'utilisation de CO₂, et au transfert des deux gaz; de même, des cultures bactériennes dont la croissance est intensive sont nécessaires.

Une proportion de 10 % ou moins de l'énergie lumineuse absorbée par la culture d'algues dans l'Algatron est convertie en énergie fixée dans les cellules des algues. L'énergie absorbée, mais non fixée, est convertie en chaleur dans la culture et doit en être dissipée. En raison du rapport considérable entre surface et volume pour une culture d'algues qui croît dans un Algatron, on peut réaliser une combinaison d'air et de refroidissement évaporatif en maintenant un mouvement rapide de l'air sec à proximité de l'Algatron. Au moins 4 % des 90 000 calories introduites par minute se fixent dans le matériel cellulaire des algues, et il est prévu qu'un gramme d'oxygène se libère par minute (1440 g/jour) au cours de l'utilisation de deux algatrons de 3,5 m (ou de 70 m² de surface illuminée). Une production d'oxygène proportionnellement plus grande peut résulter d'efficacités plus élevées, mais les 1400 grammes d'oxygène produits par l'efficacité journalière mentionnée ci-dessus suffisent amplement à satisfaire les besoins de deux hommes dans un environnement où la gravité est basse. En raison des caractéristiques physiques propres à une culture qui croît dans un Algatron, la production, l'absorption ou l'évolution de l'O₂ ou du CO₂ par unité de surface illuminée sont considérables.

Le poids et la dimension d'une capsule spatiale doivent correspondre aux exigences de lancement des systèmes existants pour l'orbite terrestre (par ex. une fusée C-5).

L'Algatron peut être opéré uniquement par l'énergie solaire. Là où la lumière artificielle est nécessaire, elle peut être appliquée avec la plus grande simplicité dans l'Algatron. Celui-ci fonctionne avec la même efficacité dans un milieu avec ou sans gravité.

D'autres accomplissements biotechniques améliorés ont été enregistrés ces dernières années.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Oswald, W., Golueke, C., & Horning, D. (1965) "Closed Ecological Systems", *J. San. Eng. Div.*, Proceedings of the American Society of Civil Engineers, août, 23-46
2. Meyers, J. (1963) "Study of Photosynthetic Gas Exchanger as a Means of Providing for the Respiratory Requirements", communication présentée à la Conférence internationale de l'espace, Varsovie
3. Golueke, C.G., & Oswald, W.J. (1964) "Role of Plants in Closed Systems", *Annual Review of Plant Physiology*, Annual Reviews Inc., Palo Alto, California
4. Oswald, W.J., & Golueke, C.G. (1964) "Fundamental Factors in Waste Utilization", *In*: "Advances in Applied Microbiology", Vol. 5, American Institute of Biological Science, Washington, D.C.

REFERENCES SUPPLEMENTAIRES

- Prince, J.E., ed. (1962) "Biological Systems of Discoverer Satellites XXIV and XXX", School of Aerospace Medicine, USAF Aerospace Medical Division, Brooks Air Force Base, Texas
- Ward, C.H., Wilks, S.S., & Craft, H.L. (1963) "Use of Algae and Other Plants in the Development of Life Support Systems", *The Amer. Biology Teacher*, 25(7) : 512-521, novembre

CHAPITRE XVII

MICROBIOLOGIE DE LA DIGESTION AEROBIE DES BOUES

1. ROLE DES MICRO-ORGANISMES DANS LA TRANSFORMATION DES BOUES

Les matières organiques solides éliminées des eaux usées au cours de leur traitement représentent un problème technique et sanitaire très important (1). Une des possibilités d'en réduire le volume est la stabilisation biologique des boues. Les micro-organismes peuvent dégrader les substances organiques des boues par deux voies métaboliques différentes, à savoir la stabilisation aérobie et la digestion anaérobie, celle-ci étant un procédé plus ancien que la stabilisation aérobie. Cette dernière est basée sur le principe que les cellules biologiques utilisent comme nourriture leur propre matériel cellulaire, ainsi que les cellules mortes environnantes, au cas où une source externe de nutrition n'existe pas dans l'environnement. La digestion aérobie des boues peut résulter en une réduction suffisante de matières solides volatiles et en un produit final biologiquement stable, semblable à l'humus.

Cette dégradation de la matière organique des boues est un processus biophysique qui consiste en trois réactions de base : liquéfaction, hydrolyse et gazéification. La transformation de particules de boues en un état soluble ou finement dispersé est connue sous le nom de liquéfaction. Les micro-organismes qui participent à cette liquéfaction adhèrent aux particules solides et produisent des enzymes extracellulaires qui causent la dégradation biochimique des particules. L'hydrolyse, qui est la réaction suivante, consiste en une addition d'eau qui facilite la décomposition des molécules complexes en molécules plus simples, lesquelles peuvent diffuser directement dans les cellules, où elles sont utilisées pour la croissance des cellules et comme source d'énergie. La gazéification est la conversion des produits de liquéfaction et d'hydrolyse en gaz.

Le but de la stabilisation biologique des boues est de réduire leur teneur en eau et leur volume et produire une boue stable et inoffensive.

Des investigations récentes ont été faites dans des installations hollandaises de traitement de boues concernant la réduction des bactéries lors du traitement des boues (2). On a obtenu une réduction de l'ordre de deux à trois décimales dans le cas des bactéries aérobies et de l'ordre de trois à quatre décimales pour les entérobactéries. Dans toutes les installations citées, la contamination par l'espèce *Salmonella* est considérablement moindre dans une boue sèche que dans la boue non traitée.

Dans la littérature technique américaine récente (3), on dresse l'état des connaissances sur l'évacuation des boues d'alun qui proviennent des usines d'épuration d'eau, et l'on examine les nouvelles solutions envisagées. Bien que ces boues d'alun aient notamment pour caractéristique de ne pas être biodégradables, on n'abordera pas ici cette question très intéressante, car elle déborde le cadre de ce chapitre.

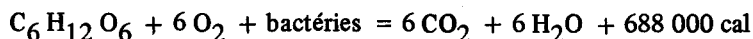
2. PRINCIPES DE LA STABILISATION AEROBIE DES BOUES

La majorité des micro-organismes qui participent au traitement aérobie des substances organiques des boues sont des organismes hétérotrophiques facultatifs, lesquels ont besoin d'un surplus d'oxygène moléculaire pour le métabolisme aérobie. Dans une étude physiologique (4) de micro-organismes des boues, 81 % de ces organismes isolés étaient facultatifs (pouvant croître en présence ou en l'absence d'O₂ libre), 12 % étaient microaérophiles (aérobies obligatoires qui croissent seulement à des pressions partielles d'O₂ inférieures à celle de l'air), et 7 % étaient des aérobies obligatoires (dont la survie n'est pas possible sans oxygène moléculaire).

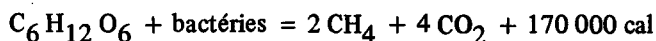
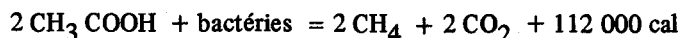
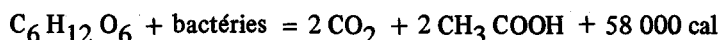
L'environnement aérobie contient l'O₂ libre dissous servant d'accepteur final de l'hydrogène qui est transféré via le système cytochrome des micro-organismes aérobies au cours de l'oxydation des substrats organiques.

Par comparaison avec la digestion anaérobie, la stabilisation aérobie dégage bien plus d'énergie (5), comme le montrent les exemples suivants :

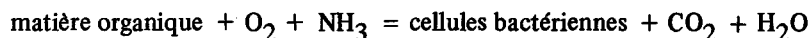
Conditions aérobies



Conditions anaérobies



Un processus de traitement biologique aérobie d'eaux usées peut être décrit par l'équation de base suivante (6) :

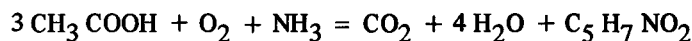


Au cours des premières phases d'un processus aérobie, en présence d'une population microbienne acclimatée et à condition qu'il y ait un approvisionnement non limité d'aliments avec un équilibre nutritionnel favorable, les micro-organismes sont dans la phase logarithmique de croissance. Dans cette phase, la croissance bactérienne est limitée uniquement par la capacité de reproduction des micro-organismes. Le taux d'absorption d'oxygène augmente à cause de l'assimilation de la matière organique qui sert à produire le protoplasme des nouvelles bactéries.

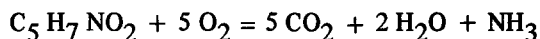
Au fur et à mesure que l'oxydation des substances organiques progresse, on atteint une phase où la croissance est sur son déclin à cause des limitations de la nourriture disponible. Le taux d'absorption d'oxygène baisse également. On parle de métabolisme endogène quand la nourriture disponible est tout juste suffisante pour maintenir les micro-organismes en vie. Cette exigence énergétique de base des bactéries est définie comme la quantité d'énergie nécessaire pour maintenir les fonctions normales, telles que la motilité et l'activation enzymatique (7). Il a été démontré que la réaction du métabolisme endogène est continue, qu'elle se manifeste dans la décomposition de certains constituants du protoplasme (auto-oxydation des cellules bactériennes) et qu'elle se déroule même quand l'excès nutritif est disponible.

Dans un processus de traitement biologique aérobie, le phénomène du métabolisme endogène permet à tout le carbone des eaux usées d'être oxydé et d'abandonner le système et à l'azote contenu dans les protéines bactériennes d'être recyclé pour d'autres usages lors de la synthèse de la cellule (5). C'est ainsi que si $\text{C}_5 \text{H}_7 \text{NO}_2$ représente les cellules bactériennes endogènes, les équations de synthèse et d'oxydation de cellules sont les suivantes :

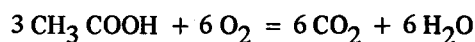
Synthèse de cellules



Oxydation de cellules



Le résultat de ces deux équations est le suivant :

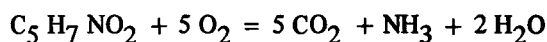


Cette dernière équation démontre que tout le carbone original quitte le système sous forme de CO_2 et qu'il n'y a plus besoin d'azote additionnel pour maintenir le système une fois que l'équilibre est établi.

Quand le substrat, dans un système de traitement biologique aérobie d'eaux usées, n'est pas capable de fournir suffisamment de matière organique pour la synthèse et l'énergie, et quand le taux de destruction dépasse la vitesse de croissance, les micro-organismes fournissent l'énergie par auto-oxydation du protoplasme cellulaire. La majorité de la matière organique dans les cellules est oxydée en CO_2 , NH_3 et H_2O . Cette dernière phase est connue sous le nom de digestion aérobie (6).

3. RESPIRATION ENDOGENE

Elle est commune à tous les processus de stabilisation biologique aérobie et est définie comme l'oxydation des constituants cellulaires pour fournir l'énergie nécessaire aux micro-organismes (5). On peut symboliser la respiration endogène par l'équation suivante :



Le choix empirique de $\text{C}_5 \text{H}_7 \text{NO}_2$ a été généralement accepté comme représentant au plus près la masse bactérienne endogène, et exprimant seulement les proportions statistiques moyennes des principaux atomes des constituants organiques de la cellule microbienne.

Les cellules bactériennes, dont la formule $\text{C}_5 \text{H}_7 \text{NO}_2 + \text{C}_x \text{H}_y \text{O}_z$ définit la composition chimique au cours de la phase d'active respiration et d'emmagasinage (glycogène) - $\text{C}_x \text{H}_y \text{O}_z$ étant la matière organique éliminée mais non immédiatement oxydée -, commencent à consommer le matériel emmagasiné aux fins de la croissance dès que la matière organique des eaux usées a été détruite par la masse bactérienne (8). Après une aération suffisante, qui a éliminé la matière organique des eaux usées, les bactéries sont de nouveau réduites à leur forme endogène $\text{C}_5 \text{H}_7 \text{NO}_2$.

A l'origine on croyait que la boue ne s'accumule pas si le taux de respiration endogène est tel que la vitesse d'oxydation cellulaire est égale au taux de synthèse cellulaire. Certaines recherches ont pourtant indiqué qu'un polysaccharide relativement inerte s'accumule dans le système à un taux d'environ 11 % de la matière organique détruite (9).

En présence d'une aération continue, le taux d'oxydation baisse parce que les constituants organiques qui restent sont plus difficilement biodégradables. L'azote cellulaire se dégrade et est libéré sous forme d'ammoniaque, pour être ensuite oxydé jusqu'à la formation de nitrates. Ce sont les micro-organismes des espèces *Nitrobacter* et *Nitrosomonas* qui sont avant tout responsables de cette transformation d'ammoniaque en nitrates (10).

Les taux de respiration endogène et d'oxydation cellulaire peuvent être mis en rapport avec le temps moyen pendant lequel les cellules ont été soumises à l'aération. Le tableau XVII - 1 donne quelques valeurs typiques pour certains organismes fréquents (5).

TABLEAU XVII - 1
RESPIRATION ENDOGENE DE MICRO-ORGANISMES FREQUENTS

(d'après bibliographie - 5)

Espèce	Température (°C)	Temps (heures)	Microlitres d'O ₂ par mg de masse cellulaire par heure
<i>Bacillus megatherium</i>	22	2	6
<i>Escherichia coli</i>	25	2	4
<i>Bacillus cereus</i>	25	2,5-4,5	25
<i>Sarcina aurantiaca</i>	22	2	10
<i>Serratia marcescens</i>	22	2	7
<i>Mycobacterium phlei</i>	22	2	5
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	37,5	4	5
<i>Alcaligenes faecalis</i>	22	2	7
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	22	2	12
<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	25	2	12
<i>Bacillus subtilis</i>	22	4	12
<i>Proteus vulgaris</i>	22	2	5
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	22	2	16
<i>Micrococcus pyogenes var. aureus</i>	22	2	10

La population microbienne, dans un milieu aérobie, est sujette à des variations considérables en fonction de la nature des déchets traités.

D'après Hostetler et Malina (1), un déchet riche en protéines assure la prédominance des genres *Alcaligenes*, *Flavobacterium* et *Bacillus*, tandis que les déchets à base d'hydrates de carbone ou d'hydrocarbures auront en plus des *Pseudomonas*.

Une boue endogène bien aérée ne contient ni *Escherichia coli* ni *Aerobacter aerogenes*, mais certaines espèces des genres *Alcaligenes*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas* et *Micrococcus* sont présentes (4).

Il a été établi qu'une population microbienne aérobie bien acclimatée, dans laquelle la respiration endogène se déroule à taux maximum, se trouve en zone oligosaprobie et est caractérisée par un nombre décroissant de bactéries, par une minéralisation élevée, par une teneur basse en azote organique, et par une haute valeur positive du potentiel redox (6).

Dreier (6) conclut que la stabilisation aérobie est généralement praticable et que ce processus produit un effluent à basses valeurs de DBO et de DCO et de matières en suspension, avec un surnageant légèrement coloré, n'ayant dans certains cas pas de pathogènes, et une boue stable et concentrée qui peut sécher à l'air sans nuisance pour l'environnement.

4. COMPARAISON ENTRE TRAITEMENT AEROBIE ET ANAEROBIE

J. Hostetler et J. Malina ont tiré d'une étude comparative de la stabilisation des boues dans des conditions aérobies et anaérobies (1) des conclusions intéressantes, du point de vue pratique, pour l'ingénieur de l'environnement.

1) Une quantité limitée de matières solides organiques peut être dégradée dans des conditions aérobies au cours d'une période de rétention de 15 jours, à 35°C, indépendamment de la charge organique; cependant, quand au cours de la digestion anaérobie la charge des matières solides volatiles (MSV) a augmenté de 0,14 à 0,20 livre par foot cube par jour, la dégradation journalière des MSV a passé de 13 080 mg/l à 21 640 mg/l.

2) En général, la teneur en alcalinité d'une boue stabilisée était, après traitement aérobie, moindre que dans les boues d'alimentation par suite du décalage du rapport CO₂-carbonates qui résulte de la libération du bioxyde de carbone au cours de l'aération.

3) La quantité de carbone convertie en produits gazeux finals a augmenté avec la charge organique au cours de la digestion anaérobie. Cependant, l'élimination minimale du carbone dans un système aérobie était de l'ordre de 17 500 mg/l quand la charge était 0,17 livre de MSV par foot cube par jour, tandis qu'une quantité d'environ 31 160 mg/l de carbone a été éliminée au cours de la digestion anaérobie pour cette même valeur de charge.

4) Plus d'hydrates de carbone ont été éliminés au cours de la digestion anaérobie que lors de la stabilisation aérobie.

5) La teneur moyenne d'azote organique a été supérieure dans une boue stabilisée par voie aérobie que dans une boue soumise au traitement anaérobie.

6) La concentration d'ammoniacale a en revanche été supérieure dans une boue digérée par voie anaérobie.

7) La teneur en protéines a été presque la même après un traitement aussi bien aérobie qu'anaérobie pour toutes les charges organiques en question, soit de l'ordre de 8000 à 10 000 mg/l.

8) Une boue digérée par voie anaérobie sèche mieux qu'une boue stabilisée par voie aérobie. Des fissures se forment dans les boues digérées après environ 24 heures, tandis que la boue non traitée n'est pas encore sèche après 4 jours.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Hostetler, J.B., & Malina, J.F. (1964) "A Comparison of Aerobic and Anaerobic Sludge Stabilization", Technical Report EHE 05-6402, The University of Texas, Department of Civil Engineering, Environmental Health Engineering Research Laboratory, Austin
- Kampelmacher, E.H., & van Noorle Jansen (1972) "Reduction of Bacteria in Sludge Treatment", *J. Water Poll. Control Fed.*, février, 44(2) : 309-313
- Albrecht, A.E. (1972) "Disposal of Alum Sludge", *J. Amer. Water Works Assoc.*, janvier, 64(1) : 46-52
- Jasewicz, L., & Porges, N. (1956) "Biochemical Oxidation of Dairy Wastes. VI. Isolation and Study of Sludge Microorganisms", *Sew. & Ind. Wastes*, 28(9) : 1130
- Burton, H.N., & Malina, J.N. (1964) "The Use of Radio-phosphorus in Aerobic Sludge Stabilization Studies", Technical Report EHE 05-6401, The University of Texas, Department of Civil Engineering, Environmental Health Engineering Research Laboratory, Austin
- Dreier, D.E. (1960) "Aerobic Digestion of Solids. Discussion and Field Data", From "Review of the Contact Stabilization and Aerobic Digestion Processes", Walker Process Equipment Inc., Aurora, Illinois
- McKinney, R.E. (1962) "Mathematics of Complete Mixing Activated Sludge", *J. San. Eng. Div.*, Proceedings of the American Society of Civil Engineers, Vol. 88, SA3, 87
- Eckenfelder, W.W., & Weston, R.F. (1955) "Kinetics of Biological Oxidation", In: "Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes", 1, 18-34, Reinhold, New York
- Symons, J.M., & McKinney, R.E. (1958) "Biochemistry of Nitrogen in the Synthesis of Activated Sludge", *Sew. & Ind. Wastes*, 30(7) : 874
- Eckenfelder, W.W., Jr, & O'Connor, D.J. (1961) "Biological Waste Treatment", 17-82, Pergamon Press, New York

CHAPITRE XVIII

MICROBIOLOGIE DE LA DIGESTION ANAEROBIE

1. GENERALITES

Les principaux avantages de la dégradation anaérobie de la matière organique résident dans le pourcentage élevé de matière transformée en méthane et le faible pourcentage transformé en cellules biologiques, ce qui minimise le problème de l'évacuation de la boue et de l'exigence nutritionnelle en éléments nutritifs tels que l'azote et le phosphore.

La digestion anaérobie consiste à biodégrader la matière organique complexe (protides, glucides et lipides), en l'absence d'oxygène moléculaire, en substances intermédiaires telles que : acides organiques volatils, méthane, sulfure d'hydrogène et autres gaz (H_2 , N_2 , O_2).

Contrairement à la boue brute, qui est difficile à déshumidifier, malodorante et chargée d'organismes pathogènes, le résidu de la boue digérée est relativement facile à sécher, ne dégage pas d'odeur désagréable et contient très peu de pathogènes. La digestion contribue donc d'une part à gazéifier une partie de la boue et d'autre part à transformer en résidu utilisable ce qui reste de la boue digérée.

La dégradation anaérobie de la matière organique avec production de méthane comporte deux étapes, à savoir les fermentations acidogène et méthanogène qui se synchronisent entre elles et se produisent simultanément dans un milieu propice, dynamique et tamponné (Fig. XVIII. 1).

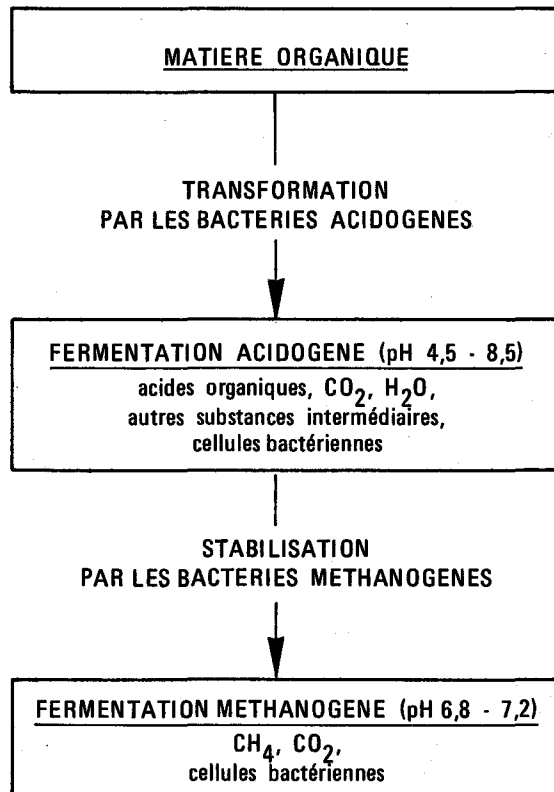


FIGURE XVIII.1

SCHEMA DU MECANISME DE LA DEGRADATION ANAEROBIE DE LA MATIERE ORGANIQUE

La fermentation méthanogène est la plus importante de ces deux étapes, puisque la production de méthane est le grand processus qui contribue à l'enlèvement de la DBO et de la DCO, la production d'acides volatils au cours de la fermentation acidogène ne faisant que solubiliser la matière organique complexe.

2. FERMENTATIONS

2.1 Fermentation acidogène

Au cours de la fermentation acide il se forme des acides organiques dont les principaux sont les acides acétique, propionique et butyrique; il peut y avoir aussi formation de plus faibles quantités des acides formique, valérique, isovalérique et caproïque. Ces produits intermédiaires de la biodégradation de la matière organique sont le résultat de l'action d'une flore bactérienne variée, composée en grande partie de bactéries anaérobies facultatives et d'un certain nombre d'anaérobies strictes, représentées par des genres tels que :

Aerobacter (aérobie et anaérobie facultative)

Alcaligenes (aérobie et anaérobie facultative)

Clostridium (anaérobie et microaérophile)

Escherichia (aérobie et anaérobie facultative)

Flavobacterium (aérobie et anaérobie facultative)

Lactobacillus (anaérobie facultative et microaérophile)

Micrococcus (aérobie)

Pseudomonas (aérobie)

Streptococcus (anaérobie facultative)

Les espèces incluses dans ces divers genres sont acidogènes et relativement tolérantes aux variations de pH et de température.

Les principaux acides formés au cours de cette étape apparaissent dans le tableau XVIII - 1.

TABLEAU XVIII - 1

ACIDES VOLATILS HABITUELLEMENT FORMES AU COURS DE LA DIGESTION ANAEROBIE

Nom	Formule	pK_a^* à 25°C
Acide formique	HCOOH	3,77
Acide acétique	CH ₃ COOH	4,76
Acide propionique	CH ₃ CH ₂ COOH	4,88
Acide butyrique	CH ₃ (CH ₂) ₂ COOH	4,82
Acide valérique	CH ₃ (CH ₂) ₃ COOH	4,81
Acide isovalérique	(CH ₃) ₂ CHCH ₂ COOH	4,77
Acide caproïque	CH ₃ (CH ₂) ₄ COOH	4,85

* La constante de dissociation k_a d'un acide ne représentant pas une base convenable pour comparer la force de différents acides, on utilise de préférence l'expression pK_a qui exprime le logarithme négatif de cette constante :

$$pK_a = -\log k_a$$

A titre d'exemple, soulignons que l'acide formique est plus fortement acide que tous les autres qui figurent dans le tableau.

2.2 Fermentation méthanogène

Les acides organiques formés au cours de la fermentation acidogène sont transformés en CH₄ et CO₂, ce qui entraîne une réduction prononcée de la DBO et de la DCO. L'assimilation de la matière organique est, au cours de cette étape, directement proportionnelle à la quantité de méthane formée.

La fermentation méthanoène est engendrée par plusieurs espèces anaérobies strictes. On connaît au moins dix espèces différentes qui produisent du méthane (voir le tableau XVIII - 2), chacune d'elles n'ayant qu'une action limitée puisque ne transformant en CH_4 qu'un nombre restreint de substances organiques : une certaine espèce du genre *Methanobacterium* oxyde trois acides gras, à savoir les acides butyrique, valérique et caproïque; une autre l'acide formique seulement. La transformation de l'acide valérique, par exemple en gaz carbonique et méthane, exige l'intervention de plusieurs espèces méthanoènes, comme le montre la figure XVIII. 2.

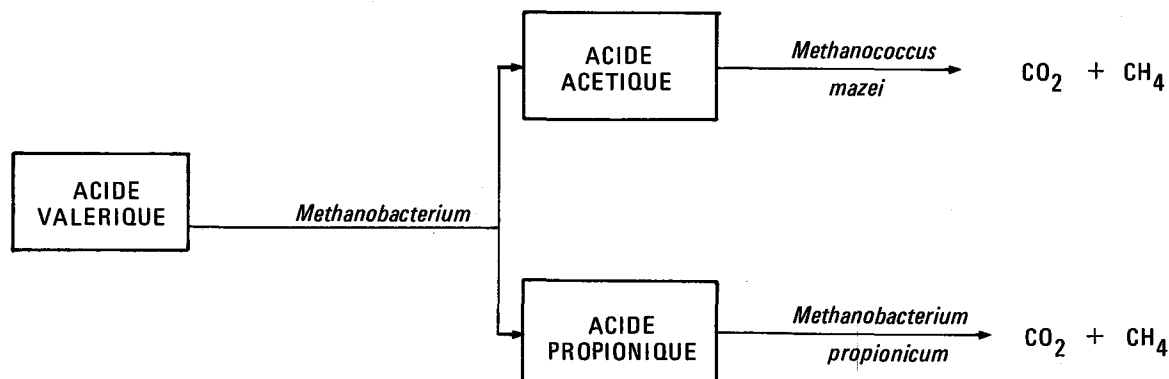


FIGURE XVIII.2

SCHEMA DE BIODEGRADATION DE L'ACIDE VALERIQUE

Le taux de reproduction des bactéries méthanoènes est plus faible que celui des bactéries acidogènes. Il sera donc beaucoup plus difficile et plus long pour les bactéries méthanoènes de se rétablir, à la suite d'une difficulté provisoire du traitement, que pour les bactéries acidogènes.

TABLEAU XVIII - 2

CLASSIFICATION DES BACTERIES METHANOENES

(d'après bibliographie - 1, et une communication personnelle du même auteur)

BACILLES	
1 - Bacille asporogène :	<i>Methanobacterium</i>
1.1	<i>Methanobacterium formicum</i>
1.2	<i>Methanobacterium propionicum</i>
1.3	<i>Methanobacterium soehngenii</i>
1.4	<i>Methanobacterium omelianskii</i> (ou <i>Methanobacillus omelianskii</i>)
COQUES	
1 - Coques ne formant pas de sarcines :	<i>Methanococcus</i>
1.1	<i>Methanococcus mazei</i>
1.2	<i>Methanococcus vannielii</i>
2 - Coques en forme de sarcines :	<i>Methanosarcina</i>
2.1	<i>Sarcina barkeri</i>
2.2	<i>Sarcina methanica</i>

3. pH

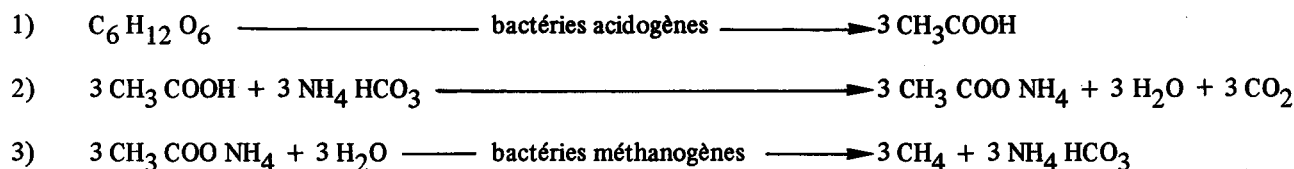
L'intervalle préférentiel de pH est de 6,8-7,2, quoique l'on cite souvent l'intervalle 6,8-7,4. En général, il est préférable de se maintenir aussi près que possible du pH = 7,0. La croissance et la reproduction des bactéries méthanogènes diminuent très rapidement en dehors de ces limites, en particulier en deçà et au-delà des valeurs suivantes de pH : 6,0-8,0. Les bactéries méthanogènes sont très sensibles aux variations de pH.

La quantité de méthane produit peut être exprimée en termes d'oxygène, à savoir :



Ainsi, en termes de volume de méthane produit, on dit qu'aux conditions de pression et de température normales 5,64 feet cubes (0,1596 mètre cube) de méthane sont produits pour chaque livre (0,454 kg) de DCO ou de DBO ultime stabilisée. On peut procéder ainsi car la consommation ultime d'oxygène de l'eau usée traitée est égale à la consommation ultime d'oxygène du méthane produit.

Dans un digesteur anaérobie, c'est grâce à un système tampon à base de bicarbonate que le pH se maintient, en raison de la grande quantité de CO_2 formée au cours de la fermentation méthanogène. Le pH est fonction de l'alcalinité due au bicarbonate de la liqueur en voie de digestion et de la fraction de CO_2 dans le gaz du digesteur. La figure XVIII. 3 due à McCarty (2) (voir page 188) exprime cette relation. La dégradation du glucose, par exemple, illustre bien ce qui se passe dans un digesteur :



Les bactéries acidogènes de la première équation dégradent le glucose en acide acétique, lequel est neutralisé par le tampon à base de bicarbonate de la deuxième équation. L'absence de tampon entraînera donc un abaissement du pH vers la zone acide et bloquera la formation de méthane qui apparaît dans la troisième équation. Dès qu'une diminution du pH se manifeste dans un digesteur anaérobie, il devient nécessaire d'ajouter artificiellement de l'alcalinité afin de maintenir le pH dans sa zone normale, ce pourquoi on a souvent utilisé de la chaux.

Les bactéries méthanogènes, en plus de leurs besoins en carbone et autres éléments nutritifs minéraux, emploient l' NH_4^+ comme seule source d'azote. Si la concentration en hydrates de carbone est élevée par rapport à la quantité d'acides aminés présents, la formation d' NH_4^+ sera moindre. La fermentation des hydrates de carbone entraînera une production relativement plus grande de CO_2 et d' H_2 que de CH_4 , et les acides formés abaisseront le pH au-dessous de 6,0. D'autre part, une concentration élevée en protéines et acides aminés par rapport à la teneur en hydrates de carbone augmentera le processus de désamination, ce qui accroîtra la formation d' NH_4^+ et par voie de conséquence élèvera le pH au-delà de 8,0, et diminuera le processus de fermentation.

4. TEMPERATURE

Les bactéries méthanogènes sont très sensibles aux variations de température. Elles sont efficaces en particulier dans les deux plages suivantes de température : 30-35°C et 50-60°C. L'intervalle de 40 à 50°C en revanche inhibe la formation de méthane, tandis qu'une température inférieure à 30°C est encore acceptable dans la mesure où le temps de rétention hydraulique est prolongé.

Le taux de fermentation est sensiblement plus élevé dans l'intervalle thermophile de 50 à 55°C qu'entre 30 et 35°C. L'intervalle mésophile est préférable, la température optimale étant de 35°C. La plage thermophile de 50 à 60°C n'est en effet généralement pas économique puisqu'il faut chauffer la boue de façon appréciable. L'ingénieur doit-il ignorer cette digestion à température élevée ou s'attaquer aux problèmes et développer un mode de digestion plus efficace que celui qu'on utilise présentement ?

Lorsque le digesteur fonctionne bien, il suffit d'une variation de température aussi faible que de 2 à 3° pour bouleverser l'équilibre dynamique entre les bactéries acidogènes et méthanogènes, car les premières réagissent beaucoup plus rapidement aux changements de température que les bactéries méthanogènes.

5. ACTIONS TOXIQUE OU STIMULANTE

Plusieurs éléments sont considérés comme toxiques lorsqu'ils sont présents en quantité appréciable, tandis qu'en faible quantité ils peuvent jouer un rôle stimulant (voir le tableau XVIII - 3).

TABLEAU XVIII - 3

**CONCENTRATIONS TOXIQUES ET STIMULANTES DE DIVERSES SUBSTANCES
AU COURS DE LA DIGESTION ANAÉROBIE**

(d'après bibliographie - 3,4,5)

Substances	Concentrations (mg/l)	
	Toxiques	Stimulantes
Calcium	2 000 - 6 000	75-200
Magnésium	1 200 - 3 500	75-150
Métaux lourds solubles *	> 1	—
NH ₃ **	> 3 000	50-200
NH ₄ +	1 700 - 4 000	—
Potassium	4 000 *** - 10 000	200-400
Sodium	5 000 *** - 8 000	100-200
Sulfures	200	—

* Zinc, nickel, cuivre.

** Des teneurs de 1500-3000 mg/l sont inhibitrices à des pH élevés.

*** L'action inhibitrice peut se manifester à des teneurs plus faibles.

Les métaux lourds tels que le zinc, le nickel et le cuivre réagissent avec les ions sulfurés pour former des sulfures insolubles; on peut ainsi réduire leur effet toxique sur la population bactérienne anaérobie en les précipitant par une addition de sulfure de sodium ou d'un sulfate quelconque qui sera réduit en sulfure. Environ 1,8 à 2,0 mg/l de métal lourd précipitera, pour chaque mg/l de sulfure, en S²⁻ ajouté. On procède ainsi lorsqu'il n'y a pas suffisamment de sulfure dans le digesteur.

L'azote et le phosphore sont, en général, présents en quantité suffisante dans l'eau d'égout domestique. Il peut devenir nécessaire d'en ajouter dans certaines eaux résiduaires industrielles. L'azote doit être ajouté sous forme de NH₃, et non sous forme de NO₂⁻ ou de NO₃⁻ car la réduction de ces substances entraîne la formation d'N₂, et l'on perd ainsi l'azote ajouté.

Certains éléments à l'état de traces, tels que Fe, Mn, Mg, K, Ca, S, etc., causent rarement un problème puisqu'ils se trouvent généralement en quantité suffisante dans la boue à digérer.

6. CHARGE ORGANIQUE

Les charges organiques d'un digesteur anaérobie sont différentes selon que l'on utilise la digestion conventionnelle ou la digestion à forte charge, comme le montre le tableau suivant.

TABLEAU XVIII - 4

CHARGES ORGANIQUES EN FONCTION DU TYPE DE DIGESTEUR

Type	Charges organiques	
	lb MV/ft ³ /jour *	kg MV/m ³ /jour
Digestion conventionnelle	0,03 - 0,07	0,48 - 1,12
Digestion à forte charge	0,1 - 0,4	1,6 - 6,4

* Livre de matière volatile (MV) par foot cube par jour.

7. SURVEILLANCE D'UN DIGESTEUR

Le contenu de la boue digérée en acides volatils est sans doute le meilleur indice de l'état d'un digesteur. Les teneurs convenables en acides volatils varient en fonction des caractéristiques de la boue alimentée au digesteur, de la charge et de la période de rétention déterminée par le dimensionnement du digesteur.

Le rapport acides volatils/alcalinité a aussi été employé pour surveiller l'état du digesteur. Lorsque ce rapport est supérieur à 0,8, le pH diminue et la production du méthane est inhibée. Il faut appliquer des mesures correctives dès que le rapport est égal ou supérieur à 0,5. Seule l'alcalinité due au bicarbonate tamponne dans le bon intervalle de pH pour assurer une bonne digestion, et l'équation suivante est utilisée pour déterminer cette forme d'alcalinité (cette observation vaut aussi pour le paragraphe suivant sur le pH et l'alcalinité) :

$$\text{alcalinité due au bicarbonate} = \text{alcalinité totale} - 0,8 \text{ acides volatils}$$

le facteur 0,8 sert à convertir les acides volatils, exprimés en mg/l d'acide acétique, en mg/l d'équivalent en CaCO_3 .

Le pH et l'alcalinité sont deux autres facteurs non négligeables dans le fonctionnement d'un digesteur. La diminution du pH et de l'alcalinité est faible tant que le rapport acides volatils/alcalinité n'a pas atteint 0,8. Un tel rapport indique déjà un sérieux problème de digestion et il est fort possible qu'il soit alors trop tard pour appliquer une action corrective. Le pH et l'alcalinité sont donc des facteurs utiles à surveiller, mais relativement peu sensibles.

La figure XVIII. 3 montre que l'alcalinité due au bicarbonate devrait être maintenue à une concentration minimale de 1000 mg/l de CaCO_3 afin d'assurer un effet tampon adéquat pour maintenir un bon pH.

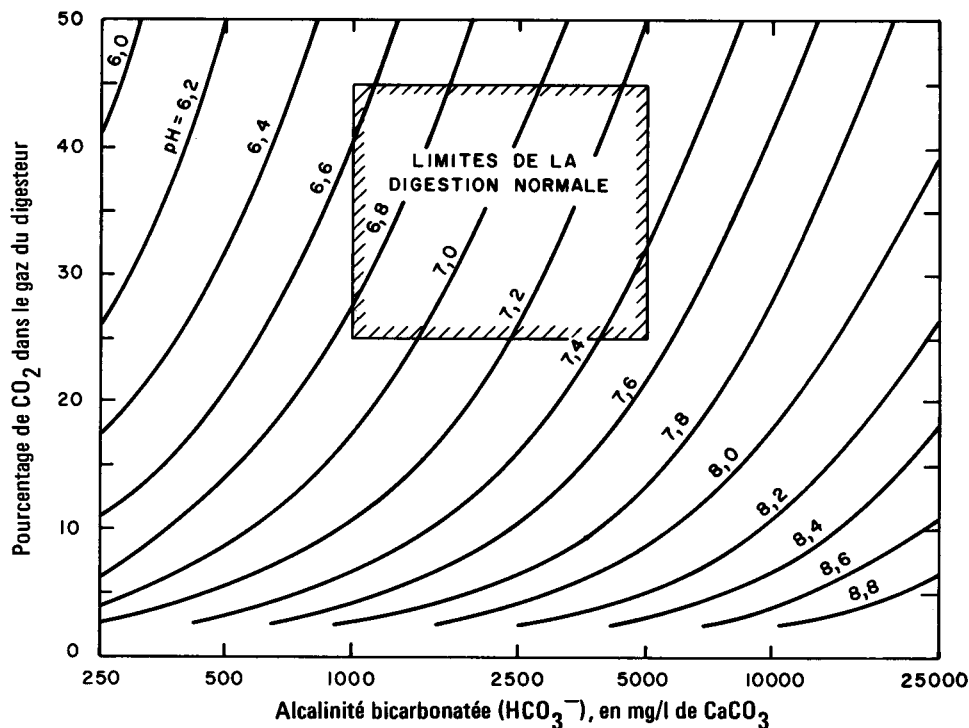
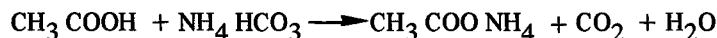


FIGURE XVIII. 3

RELATIONS ENTRE LE pH ET LA TENEUR EN BICARBONATE A ENVIRON 35°C

(d'après bibliographie - 2)

Dans un digesteur, l'alcalinité est normalement due à des sels tels que le bicarbonate d'ammonium ($\text{NH}_4 \text{HCO}_3$) et l'acétate d'ammonium ($\text{CH}_3 \text{COO NH}_4$). Dans une courte période de temps l'alcalinité varie peu. Une augmentation des acides volatils réduit la teneur en bicarbonate, avec production de CO_2 , selon l'équation suivante (voir aussi les équations 1, 2 et 3 à la page 186) :



On constate ainsi que la mesure de la teneur en CO_2 est un paramètre ou indicateur sensible de l'évolution d'un digesteur.

La teneur convenable en CO_2 et CH_4 du gaz produit au cours de la digestion anaérobie devrait s'échelonner entre 30 et 35 % pour le CO_2 et 65 et 70 % pour le CH_4 . Il est recommandé d'utiliser le rapport CO_2/CH_4 et le volume de gaz produit par livre ou kilogramme de matières volatiles détruites afin d'établir les conditions d'un digesteur, car ce rapport varie au cours de la digestion aussi rapidement que la concentration en acides volatils. Le tableau XVIII - 5 donne d'utiles renseignements sur les variables dont il faut tenir compte au cours de la digestion anaérobie, et qu'il convient de surveiller attentivement afin d'assurer un fonctionnement efficace du digesteur.

TABLEAU XVIII - 5
VARIABLES A SURVEILLER AU COURS DE LA DIGESTION ANAEROBIE

Variable	Plage optimale	Plage extrême
pH	6,8 - 7,2	6,2 - 7,8
Température ($^{\circ}\text{C}$)	30 - 35	25 - 40
Acides volatils *	50 - 500	max. 2 000
Alcalinité **	2 000 - 3 000	1 000 - 5 000
CO_2 (%)	30 - 35	—
CH_4 (%)	65 - 70	—

* mg/l d'acide acétique.

** mg/l de CaCO_3 .

La digestion anaérobie est donc un procédé capable de digérer de grandes quantités de matière organique dans un espace moindre que le procédé aérobie. L'accumulation de la boue digérée est plus faible et, de plus, le méthane produit représente un combustible utile.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Barker, H.A. (1956) "Bacterial Fermentations", John Wiley & Sons, Inc., New York
2. McCarty, P.L. (1964) "Anaerobic Waste Treatment Fundamentals", *Public Works*, 95(10) : 123-126
3. Kugelman, I.J., & Chin, K.K. (1970) "Toxicity Synergism and Antagonism in Anaerobic Waste Treatment Processes", conférence présentée en février 1970 devant la Division of Air, Water and Waste Chemistry, American Chemical Society, Houston, Texas
4. Kugelman, I.J., & McCarty, P.L. (1965) "Cation Toxicity and Stimulation in Anaerobic Waste Treatment", *J. Water Poll. Control Fed.*, 37(1) : 97-115
5. Lawrence, A.W., Kugelman, I.J., & McCarty, P.L. (1964) "Ion Effects in Anaerobic Digestion", Technical Report No. 33, Dept. of Civil Engineering, Stanford University, California

REFERENCES SUPPLEMENTAIRES

- Burbank, N.C., Cookson, J.T., Goeppner, J., & Brooman, D. (1964) "Isolation and Identification of Anaerobic and Facultative Bacteria Present in the Digestion Process", Proceedings of the 19th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana

- McCarty, P.L. (1964) "Anaerobic Waste Treatment Fundamentals", *Public Works*, 9 : 107-112; 10 : 123-126; 11 : 91-94; 12 : 95-99
- Buswell, A.M. (1964) "Methane Fermentation", Proceedings of the 19th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana
- Eckenfelder, W.W., ed. (1970) "Manual of Treatment Processes, Vol. I", Environmental Science Services Corp., Stamford, Connecticut
- Malina, J.F., & Miholits, E.M. (1968) "New Developments in the Anaerobic Digestion of Sludges", *In: Advances in Water Quality Improvement*, Gloyna & Eckenfelder, ed., University of Texas Press, Austin
- Buzzell, J.C., & Sawyer, C.N. (1963) "Biochemical vs Physical Factors in Digester Failure", *J. Water Poll. Control Fed.*, 35 : 205
- McCarty, P.L., & McKinney, R.E. (1961) "Volatile Acid Toxicity in Aerobic Digestion", *J. Water Poll. Control Fed.*, 33 : 223
- Dugan, P.R. (1972) "Biochemical Ecology of Water Pollution", Plenum Press, New York & London
- Cooke, W.B. (1965) "Fungi in Sludge Digesters", Proceedings of the 20th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana
- Pfeffer, J.T., & White, J.E. (1964) "The Role of Iron in Anaerobic Digestion", Proceedings of the 19th Industrial Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana

CHAPITRE XIX

BIODEGRADATION DES POLLUANTS INDUSTRIELS

1. INTRODUCTION

Etant donné le nombre toujours croissant de substances organiques synthétiques fabriquées par les grandes industries chimiques du monde entier, l'environnement humain s'enrichit de plus en plus de polluants industriels synthétiques. Un certain nombre de ces polluants sont difficilement biodégradables et toxiques, ou peuvent être biodégradables en libérant lors de leur décomposition moléculaire d'autres substances toxiques. La détermination de la biodégradabilité des substances organiques devient donc une nécessité pour exercer le contrôle des matières polluantes du milieu humain. Il serait même justifié de recommander à chaque pays producteur de substances organiques synthétiques de soumettre ces substances, avant leur commercialisation, à un essai obligatoire de biodégradabilité. Seuls les produits ayant un taux de biodégradation satisfaisant et ne dégageant pas, lors de leur biodégradation, de produits intermédiaires toxiques pourraient obtenir un permis officiel de mise sur le marché mondial.

Reflétant les préoccupations récentes de l'OMS dans ce domaine, des études faites avec son appui financier ont porté sur certains pesticides, polluants importants du milieu humain, difficilement biodégradables, et dont l'accumulation dans les organes et les tissus humains et les effets à long terme sur la santé humaine ont retenu dans une mesure considérable l'attention des spécialistes de l'environnement (1,2). Parmi les autres polluants industriels dont la biodégradabilité a été étudiée, il sera fait mention dans ce chapitre du pétrole et de ses dérivés ainsi que des matières phénolées.

2. CORRELATION ENTRE CONSTITUTION CHIMIQUE, ACTIVITE BIOLOGIQUE ET BIODEGRADABILITE DES SUBSTANCES ORGANIQUES DANS L'ENVIRONNEMENT

Relativement peu d'investigations ont été faites au sujet des caractéristiques structurales de substances organiques synthétiques utilisées pour leurs propriétés toxiques envers des organismes cibles (p. ex. les pesticides) par rapport à leur dégradabilité dans l'environnement.

Les auteurs américains Kaufman et Plimmer (3) ont cependant publié des informations sur ces caractéristiques de pesticides "doux".

Les acides aliphatiques utilisés comme herbicides exercent une action phytotoxique consistant en une inhibition de l'enzyme qui forme l'acide pantothénique à base de bêta-alanine et d'acide pantoïque. La substitution par le chlore réduit ces effets inhibiteurs des acides aliphatiques. La toxicité envers l'enzyme augmente avec les substitutions additionnelles du chlore dans les molécules d'acides aliphatiques. On peut dire que les herbicides les plus actifs sont en même temps les substances les plus facilement dégradables. De même, la biodégradation dans le sol et par des cultures isolées des acides propioniques et butyriques alpha-halogénés est plus rapide que la biodégradation de ces acides dans les molécules desquels l'halogène occupe une autre position. Il a été constaté que l'halogénéation dans d'autres positions de la molécule, qu'elle se produise seule ou en combinaison avec l'alpha-halogénéation, diminue la biodégradabilité de ces composés. Le changement de longueur de la chaîne moléculaire des herbicides de ce groupe affecte leur activité herbicide et leur biodégradabilité dans l'environnement. Ainsi, on a établi que les composés ayant trois atomes de carbone sont en général plus facilement biodégradables que leurs homologues ayant deux ou quatre atomes de carbone.

Les phénoxyalcanoates halogénés sont généralement connus sous le nom d'"herbicides hormones". Il est étonnant de voir combien leur mode d'action est peu connu. On sait que les activités des homologues alpha-propionique et alpha-butyrique des composés phénoxy sont de 30 à 100 fois supérieures aux activités correspondantes des acides monochloro-, dichloro-, et dibromophénoxyacétiques. L'ordre décroissant d'activité pour les acides phénoxyacétiques monosubstitués est le suivant :

para > ortho > méta;

Cl > I en position ortho;

Cl > NH₂ > NO₂ en position méta;

Cl > Br > NH₂ en position para.

Il existe deux voies principales pour la biodégradation des acides phénoxyalcanoïques, soit la dégradation via le phénol correspondant, et la dégradation via le phénoxyalcanoate hydroxylé.

En ce qui concerne la biodégradation des homologues du phénoxyacétate, on a pu établir les effets suivants de substitution sur le noyau de benzène :

- a) la substitution par le chlore en position para augmente la labilité de la molécule;
- b) la substitution par le chlore en position ortho inhibe la dégradation;
- c) la substitution par le chlore en position méta inhibe également la dégradation, mais l'effet n'est pas si prononcé que dans le cas de la substitution en position ortho;
- d) l'effet activant de la substitution en position para dépasse largement l'effet inhibiteur d'autres substitutions dans les molécules des di- et trichlorophénoxyacétates;
- e) le substituant méthyle a un plus grand effet inhibiteur que le groupe chloro.

Quelques corrélations intéressantes entre la structure moléculaire et l'activité herbicide des phénoxyalcanoates, d'une part, et cette structure et la biodégradabilité de ces substances, d'autre part, ont également pu être établies :

- a) vu que la substitution en position méta confère une résistance à la biodégradation, elle élimine également l'activité herbicide;
- b) l'halogénéation en position para augmente l'activité herbicide et la biodégradabilité des phénoxyacétates;
- c) l'augmentation de la longueur de la chaîne latérale affecte l'activité herbicide et la biodégradabilité de ces substances;
- d) les caractéristiques structurales nécessaires à l'activité sont semblables à celles qui favorisent la biodégradabilité.

On dispose de très peu de données sur la biodégradation des carbamates, qui ont trouvé une très large application comme insecticides, herbicides, fongicides, nématicides. On a constaté que les substitutions alkyle ou substitutions sur le noyau affectent la décomposition des phénylcarbamates. La vitesse de décomposition diminue avec l'augmentation du nombre d'atomes de carbone et avec la complexité de la chaîne latérale. La position, le type et le nombre des substituants sur le noyau affectent également la décomposition.

Les organophosphorés utilisés comme insecticides montrent un large éventail de stabilité en ce qui concerne leur dégradation dans l'environnement, mais ils sont en général considérés comme non persistants. Le champignon du sol *Trichoderma viride* décompose l'organophosphoré malathion (0,0 - diméthyle S - (1,2 - dicarboxyéthyle) phosphorodithioate) par hydrolyse des groupements esters. Il existe trois autres voies de biodégradation des organophosphorés :

- a) l'isomérisation (p. ex. $R - O - P(OR)_2 \longrightarrow R - S - P(OR)_2$);
- b) la conversion (p. ex. $P - S$ en $P - O$); et
- c) les réactions de déalkylation.

Dans des conditions humides, les insecticides organophosphorés ne résistent en général pas longtemps à la biodégradation dans le sol.

Le chercheur américain Hansch et ses collaborateurs (4) ont fourni un nouvel aperçu du rapport entre structure chimique et activité biologique, connu sous le nom de "méthode Hansch d'attaque du problème". Cette méthode comporte la classification des effets de substituants en trois groupes : électronique, stérique et hydrophobique. A l'aide d'une équation basée sur des données expérimentales il est possible de : a) fournir la clé du mécanisme d'action, b) mettre l'activité biologique en corrélation avec la constitution chimique, c) tracer la nature stéréospécifique de la liaison hydrophobique entre l'enzyme et le substrat, d) séparer avec une certaine assurance les effets stériques des effets lipophiliques de liaison, et e) déterminer l'effet de substituants sur les taux de réaction pendant l'hydrolyse enzymatique.

Les études concernant le rapport structure-activité ont permis d'améliorer le choix des pesticides destinés à opérer un contrôle sélectif d'espèces dans une population.

Les concentrations de pesticides qui résultent des taux normalement appliqués dans la lutte contre les insectes et plantes nuisibles n'ont pas, dans la majorité des cas, d'effet de longue durée sur les micro-organismes, des effets transitoires étant par contre fréquemment observés. Il a été suggéré (5) que l'importance écologique de n'importe quel changement temporaire dans la composition de populations microbiennes ne peut être jugée que lorsque le rôle des groupes de micro-organismes dans l'écosystème en question est bien identifié et quantifié.

Les pesticides qui modifient ou détruisent d'une façon permanente l'intégrité métabolique du sol doivent être supprimés, ou du moins utilisés de manière très restrictive.

3. METABOLISATION DES SUBSTANCES PHENOLEES

Les phénols et leurs dérivés homologues ou substitués sont des polluants industriels importants des cours d'eau (6). Ces substances sont rejetées par les effluents résiduels de nombreuses industries chimiques : cokeries, distilleries de goudrons, usines de colorants, de matières plastiques, d'insecticides, d'explosifs, etc.

La toxicité de ces substances, et surtout des dérivés, pose des problèmes sérieux aux spécialistes de l'environnement; nombre d'entre eux se sont penchés sur la question du processus de métabolisation des produits phénoliques. On sait que malgré leurs propriétés bactériostatiques et même bactéricides, ces substances jouent un rôle dans le cycle naturel du carbone; comme certaines autres substances aromatiques, elles peuvent être également sujettes à une dégradation biologique, dans des conditions spécifiques. A partir de divers milieux, et notamment d'une flore spécifique appartenant principalement à la famille des pseudomonadacées, on peut facilement sélectionner des micro-organismes capables de métaboliser le phénol et ses dérivés. On sait également que, dans un milieu riche en matières organiques biodégradables, les souches sélectionnées de micro-organismes ont un développement normal en présence de doses importantes de phénol, de crésol, de résorcinol ou de dérivés trisubstitués.

Ces données sont très importantes pour la pratique, car une décharge accidentelle de produits phénoliques dans une station d'épuration municipale n'entraîne pas nécessairement des perturbations de la flore aérobie du procédé biologique en cours, si cette flore a été progressivement adaptée à ces substances toxiques.

Il faut également tenir compte du fait qu'au cours d'une épuration biologique d'effluents contenant des produits phénoliques à l'aide d'une flore appropriée, des temps de rétention importants sont nécessaires dans le cas des dérivés disubstitués ou trisubstitués du phénol pour aboutir à une biodégradation satisfaisante.

On sait de même que les dérivés nitrés du phénol et du crésol sont nettement plus difficiles à biodégrader que les autres produits phénoliques mentionnés ci-dessus. Ce fait est intéressant pour les spécialistes de la microbiologie sanitaire et pour les ingénieurs de l'environnement.

En ce qui concerne la toxicité des produits phénoliques, il est connu que les substances les plus toxiques sont le p-chlorophénol, le p-nitrophénol et le 2,4-dinitrophénol, tandis que le résorcinol et les dérivés trisubstitués sont très peu toxiques.

Tenant compte du fait que les micro-organismes sélectionnés peuvent résister à des doses considérables de phénol et de ses dérivés, si le milieu est favorable, les praticiens peuvent s'attendre à voir la flore aérobie d'une station d'épuration continuer à se développer si on l'alimente par un effluent riche en phénols, et si elle a été progressivement adaptée à ces substances toxiques.

Ces derniers temps, les chercheurs ont étudié l'action d'autres micro-organismes sur le phénol. Ainsi, des biochimistes britanniques ont constaté une dégradation continue du phénol par des cultures de levures dans un milieu où le phénol est la seule source de carbone.

4. BIODÉGRADABILITÉ DES HYDROCARBURES EN MILIEU MARIN

On estime que la pollution des mers par les hydrocarbures au cours de leur transport est de l'ordre de 10^6 tonnes métriques par an (7). Des quantités considérables d'hydrocarbures trouvent en outre leur voie vers la mer par les sources naturelles.

La pollution du milieu marin par les hydrocarbures peut être due :

- a) à des accidents catastrophiques;
- b) à une cause chronique;
- c) à des fuites naturelles d'hydrocarbures;
- d) à des organismes végétaux et animaux contenant des hydrocarbures.

Ces sources naturelles d'hydrocarbures n'ont fait l'objet que d'assez rares investigations scientifiques. Ainsi, Clark et Blumer (8) ont démontré que dans une espèce de *Chlorophyceae* (*Chaetomorpha linum*) et dans cinq espèces de *Rhodophyceae*, la paraffine normale principale est l'heptadécane, tandis que parmi les *Phaeophyceae*, cinq espèces de *Fucales* et deux espèces de *Laminariales*, c'est le pentadécane qui est la paraffine prédominante.

On a également constaté la présence d'hydrocarbures dans des bactéries : le *Desulphovibrio desulfuricans*, par exemple, contient des hydrocarbures à base de paraffine, ce qui est très important compte tenu du fait que cette espèce est un agent géochimique des sédiments marins (9).

On a d'autre part constaté une tendance à l'accumulation dans le zooplancton de l'hydrocarbure pristane (2,6,10,14-tétraméthylepentadécane), laquelle substance est biodégradable (10).

Facteurs microbiologiques de la dégradation d'hydrocarbures

Déjà en 1946, le chercheur américain ZoBell (11) faisait état de plus de 100 espèces microbiennes capables de croître sur des hydrocarbures. Aujourd'hui, on dispose d'une longue liste de bactéries, de levures et de moisissures capables de dégrader les hydrocarbures (12), et l'on connaît un nombre considérable de champignons (13) dont environ 90 % croissent sur des hydrocarbures saturés ou non saturés.

Les auteurs McKenna et Kallio, déjà mentionnés (10), ont établi à la suite d'une étude faite sur les bactéries, levures et moisissures qu'environ 6 à 20 % de chaque groupe de ces micro-organismes sont capables de croître et de se nourrir d'alcane normaux (hydrocarbures saturés acycliques sans branchements latéraux). D'après ces auteurs, cela signifierait que la faculté de dégrader les hydrocarbures est une propriété commune des micro-organismes.

Les observations faites dans le milieu marin démontrent que les couches relativement minces de pétrole qui flottent sur l'eau de mer sont tout à fait colonisées par les bactéries en 1 ou 2 semaines et sont décomposées en 2 ou 3 mois. Une fois la colonisation effectuée, les protozoaires commencent à se nourrir de bactéries, et leur nombre augmente très rapidement jusqu'à ce qu'un certain équilibre soit atteint. D'après des auteurs soviétiques (14), cela provoque une surcharge du pétrole qui commence à s'enfoncer.

En URSS, on a démontré (15) que l'addition de substances nutritives à base d'azote et de phosphore accroît le taux de bio-oxydation du pétrole. Ces connaissances peuvent avoir des applications pratiques intéressantes pour des zones d'eaux peu profondes, ce qui a déjà fait l'objet d'essais en Allemagne et ailleurs, dans le but d'accélérer le processus naturel de biodégradation des hydrocarbures dans les eaux des ports maritimes et dans les embouchures des cours d'eau.

En ce qui concerne les produits intermédiaires du processus de biodégradation des hydrocarbures, métabolites qui représentent une grande diversité d'acides organiques, d'alcools, de diols, d'aldéhydes, de cétones, d'esters, etc., on peut dire en général que la majorité de ces composés sont plus sensibles à l'oxydation microbienne que les hydrocarbures initiaux et qu'ils sont comme tels complètement décomposés. Les transformations biochimiques suivent des voies très compliquées qu'on peut résumer comme suit (7) :

- a) la voie aérobie,
- b) la voie anaérobie,
- c) la spécificité du substrat,
- d) l'accumulation des produits finals,
- e) la cooxydation.

L'auteur américain Coty (16) a constaté que plusieurs espèces d'*Azotobacter*, de *Pseudomonas* et de *Mycobacterium* peuvent fixer l'azote élémentaire en utilisant les substances suivantes comme source de carbone et d'énergie : méthane, n-butane, n-tétradécane, toluène, acide naphthénique.

La microflore marine contient beaucoup d'organismes qui dégradent activement les hydrocarbures (17,18). En prenant un nombre considérable d'échantillons de sédiments marins dans le golfe du Mexique, des hydrobiologistes américains ont démontré que la quasi-totalité des échantillons contenait des bactéries capables de dégrader le kérosène blanc USP. Dans environ 10 % des échantillons prélevés dans ce golfe, on a établi que dans 1 g de sédiments il y avait 10^6 bactéries pouvant oxyder les hydrocarbures. Dans cette zone riche en hydrocarbures, le nombre de micro-organismes est nettement plus élevé que dans les sédiments côtiers d'autres zones qui n'en contiennent pas tellement.

D'après les résultats de certaines investigations (19), les levures et les actinomycètes ne joueraient pas un rôle important dans la décomposition des hydrocarbures d'un milieu marin, et il semble que les bactéries sont les principaux agents de la biodégradation des hydrocarbures dans la mer.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Prati, L., Pavanello, R., & Ghezzi, F. (1972) "Storage of chlorinated pesticides in human organs and tissues in Ferrara Province, Italy", *Bull. Org. mond. Santé*, 46 : 363-369
2. Paccagnella, B., Ghezzi, F., et al. (1971) "Epidemiological study of long-term effects of pesticides on human health", *Bull. Org. mond. Santé*, 45 : 181-199
3. Kaufman, D.D., & Plimmer, J.R. (1972) "Approaches to the Synthesis of Soft Pesticides", From : "Water Pollution Microbiology", Ralph Mitchell, ed., Wiley-Interscience, New York, London, Sydney, Toronto
4. Hansch, C. (1969) *Accounts Chem. Res.*, 2 : 232
5. Domsch, K.H. (1970) "Pesticides in the Soil: Ecology, Degradation and Movement", International Symposium on Pesticides in Soil, Michigan State University, East Lansing
6. Association nationale de la Recherche technique - "La Pollution des Eaux", chapitre VI : "Métabolisation du phénol et des produits phénoliques", Ed. Eyrolles, Gauthier Villars, Paris

7. Floodgate, G.D. (1972) "Biodegradation of Hydrocarbons in the Sea", From : "Water Pollution Microbiology", Ralph Mitchell, ed., Wiley-Interscience, New York, London, Sydney, Toronto
8. Clark, R.C., & Blumer, M. (1967) *Limnol. Oceanogr.*, 12 : 79
9. Davis, J.B. (1968) *Chem. Geol. (Neth.)*, 3 : 155
10. McKenna, E.J., & Kallio, R.E. (1964) In: "Principles and Applications of Aquatic Microbiology", H. Heukelekian & N.C. Dondero, ed., John Wiley & Sons Inc., New York
11. ZoBell, C.E. (1946) *Bacteriol. Rev.*, 10 : 1
12. Ponsford, A.P. (1966) *Mon. Bull. Brit. Coal Utd. Res. Assoc.*, 30 : 41
13. Markovetz, A.J., Cazin, J., & Allen, J.E. (1968) *Appl. Microbiol.*, 16 : 487
14. Voroshilova, A.A., & Dianova, E.V. (1950) *Mikrobiologiya*, 19 : 203
15. Iz'yurova, A.I. (1952) *Gig. i Sanit.*, 7 : 12
16. Coty, V.F. (1967) *Biotechnol. Bioeng.*, 9 : 25
17. Brisou, J. (1955) "La Microbiologie du milieu marin", Ed. Flammarion, Paris
18. Gunkel, W. (1967) *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchung*, 15 : 210
19. Johnson, T.W., & Sparrow, F.K. (1961) "Fungi in Oceans and Estuaries", Ed. Cramer, Weinheim an der Bergstrasse

CHAPITRE XX

EPURATION DANS LE SOL ET REUTILISATION DES EAUX D'EGOUT

1. ASPECTS SANITAIRES DE L'UTILISATION DES EAUX D'EGOUT POUR L'IRRIGATION ET DE LEUR REUTILISATION

Les eaux d'égout convenablement épurées sont utilisées pour l'irrigation, dans le monde entier, selon trois modes nettement différenciés (1) :

- a) dans les régions où les précipitations sont insuffisantes on les récupère pour utiliser plus complètement les terres disponibles en augmentant les rendements, les eaux étant simultanément bonifiées;
- b) dans les régions où les précipitations sont suffisantes et bien réparties, on les utilise pour l'irrigation afin de s'en débarrasser, une légère augmentation des rendements pouvant être attribuée à leur action fertilisante;
- c) dans les régions enfin où les précipitations sont suffisantes mais mal réparties, c'est aussi pour s'en débarrasser qu'on les emploie à l'irrigation, une certaine amélioration des rendements des cultures devant dans une certaine mesure rentabiliser l'opération.

Cette utilisation des eaux d'égout épurées présente des avantages nombreux :

- a) elles contiennent des éléments fertilisants;
- b) leurs matières organiques contribuent à l'enrichissement du sol par l'humus;
- c) elles sont toujours disponibles et leur volume tend à augmenter;
- d) leur traitement aux fins de l'irrigation coûte relativement peu.

Elle comporte cependant aussi des inconvénients, notamment du point de vue de la santé publique et en raison de leur salinité, parfois assez élevée.

Bien qu'elle soit fort ancienne - des eaux d'égout auraient été utilisées pour l'irrigation à Boleslavia (Pologne) depuis 1559 - cette pratique n'a cessé de soulever des questions touchant les effets sur la santé publique du rejet par le sol des effluents des eaux usées domestiques et de leur réutilisation; ces questions retiennent l'attention des hygiénistes du milieu, des ingénieurs sanitaires, des biologistes de l'environnement et d'autres spécialistes du monde entier (2).

L'opinion publique éprouve d'autre part des doutes au sujet de cette utilisation en raison de nombreux préjugés, dont les plus répandus sont :

- a) le stigmate qui marque le mot "égout" et le jugement erroné porté sur la valeur potentielle de l'effluent des eaux d'égout comme source supplémentaire d'eau;
- b) une fausse conception du traitement des eaux usées, n'englobant pas la gestion des ressources en eau et leur conservation;
- c) l'inquiétude suscitée par les dispositions restrictives de certaines législations limitatives;
- d) l'incertitude quant au rôle de certains facteurs nocifs (substances organiques exotiques, pesticides, virus, etc.) pour la qualité d'une eau bonifiée;
- e) le concept incorrect que la mise en valeur d'eaux usées n'est une nécessité que dans les zones arides ou semi-arides;
- f) la croyance en un coût élevé de la bonification des eaux usées.

Il serait d'autre part hasardeux de prétendre que la réutilisation directe d'effluents des eaux usées ne comporte pas de risques pour la santé publique. Le danger réel d'une telle réutilisation est fonction de la qualité ultime du produit final, de l'efficacité du "design", du fonctionnement du système de bonification, des compétences engagées et de la solidité opérationnelle, enfin de la disponibilité de fonds adéquats ou de la faisabilité économique. Les traitements conventionnels sont inadéquats pour assurer la protection complète contre plusieurs organismes pathogènes (oeufs d'helminthes, amibes, virus, etc.), qui survivent aux procédés classiques. Des traitements additionnels (prédésinfection, floculation-coagulation, postdésinfection) ou nouveaux (traitement de l'effluent des boues activées par osmose inverse associé avec une désinfection en deux phases) sont donc nécessaires.

Ceci dit, on oublie souvent que les eaux naturelles polluées par les déchets animaux peuvent contenir plus de pathogènes ou de leurs indicateurs qu'une eau usée bonifiée qui a été désinfectée avant et après un traitement poussé. Dans certaines régions du Canada, par exemple, on n'interdit pas à la population de nager dans des eaux qui contiennent de 500 à 2400 organismes coliformes par 100 ml (NPP). Or les dangers que font courir les microbes pathogènes associés à de telles eaux sont nettement supérieurs à ceux que recèlent des eaux usées bonifiées où le nombre total de coliformes est inférieur à 100 par 100 ml (NPP) (2).

On a la certitude de la présence dans les eaux d'égout de divers organismes pathogènes, tous transmissibles à l'être humain par les voies intestinale et urinaire, dont la liste figure dans le tableau XX - 1.

TABLEAU XX - 1
PRINCIPAUX ORGANISMES PATHOGENES PRESENTS DANS LES EAUX D'EGOUT
(d'après bibliographie - 1)

Type	Organisme	Maladie
Helminthes	<i>Ancylostoma duodenale</i>	Ankylostomiase
	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariadiase
	<i>Schistosoma haematobium</i>	Schistosomiase
	<i>Schistosoma mansoni</i>	Schistosomiase
	<i>Schistosoma japonicum</i>	Schistosomiase
	<i>Taenia saginata</i>	Téniase
Protozoaire	<i>Entamoeba histolytica</i>	Dysenterie amibienne
Bactéries	<i>Leptospira icterohaemorrhagiae</i>	Leptospirose
	<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	Tuberculose
	<i>Salmonella typhosa</i>	Fièvre typhoïde
	<i>Salmonella paratyphi</i> (A, B, C)	Fièvre typhoïde
	<i>Shigella dysenteriae</i>	Dysenterie bacillaire
	<i>Shigella flexneri</i>	Dysenterie bacillaire
	<i>Shigella sonnei</i>	Dysenterie bacillaire
	<i>Vibrio cholerae</i>	Choléra
Virus	Virus de l'hépatite	Hépatite infectieuse
	Virus de la poliomyélite	Poliomyélite

Les dangers pour la santé publique qui découlent de la présence de pathogènes dans les eaux d'égout, au cours de l'épuration de ces eaux dans le sol, dépendent :

- a) du cycle biologique des pathogènes véhiculés;
- b) de leur aptitude à survivre aux traitements d'épuration;
- c) de leur aptitude à survivre dans le sol.

Le tableau XX - 2 montre dans quelle proportion les populations microbiennes sont réduites dans les effluents épurés après les divers traitements conventionnels, *Escherichia coli* étant pris comme indice de la population bactérienne de toutes formes.

TABEAU XX - 2
REDUCTION DES POPULATIONS BACTERIENNES DANS LES DIVERS TRAITEMENTS

(d'après bibliographie - 3)

Procédé d'épuration	Réduction (en %) mesurée par comptage des bactéries
Chloration des eaux d'égout brutes	90-95
Chloration des eaux d'égout sédimentées	90-95
Sédimentation primaire et lits bactériens à action lente	90-95
Sédimentation primaire et traitement des boues activées	90-98
Sédimentation primaire et filtration intermittente sur sable	95-98
Chloration des effluents à la suite des traitements secondaires	98-99
Etangs d'oxydation après plus de 20 jours	97-99

Deux questions surtout se posent au sujet de la transmission de pathogènes à l'occasion de la réutilisation des eaux usées bonifiées : 1) quels sont les taux et la durée de survie et l'infectivité des pathogènes dans l'eau traitée et dans l'environnement ? 2) comment les pathogènes sont-ils transportés dans l'environnement et de l'environnement jusqu'aux êtres humains et aux animaux ? Les connaissances actuelles à ce sujet sont insuffisantes pour permettre une estimation épidémiologique de la probabilité d'infection par ces organismes et de leur infectivité dans une situation donnée due à la réutilisation des eaux usées.

D'après les données dont on dispose aux Etats-Unis d'Amérique, la réutilisation directe d'effluents d'eaux usées n'a pas causé d'épidémies qui seraient associées aux systèmes de mise en valeur, si ces derniers ont été bien conçus et bien contrôlés. Cependant, si les eaux usées épurées sont utilisées soit en agriculture pour l'irrigation, soit pour la récréation publique (lacs artificiels), un traitement spécial doit leur être appliqué pour en éliminer les micro-organismes résistants, spécialement dans les régions où les maladies causées par ces micro-organismes sont fréquentes.

Pour sauvegarder la santé publique, les autorités sanitaires peuvent imposer diverses mesures et restrictions (1) :

- a) épurer les effluents au point de les ramener aux normes d'une eau à peu près potable;
- b) en restreindre l'utilisation à certaines cultures;
- c) différer la récolte et observer un certain délai, fixé d'après les données dont on dispose, entre la dernière irrigation faite au moyen des eaux d'égout et la consommation effective des produits.

En Israël, par exemple, le Ministère de la Santé publique n'autorise l'emploi des effluents épurés que pour les cultures suivantes (1) :

- a) cultures industrielles (p. ex. le cotonnier);
- b) pâturages, à condition que les animaux n'y soient admis que lorsque l'herbe est sèche;
- c) prairies de fauche;
- d) légumes à ne consommer que cuits (p. ex. pommes de terre et aubergines);
- e) plantations d'agrumes, de bananiers, de noisetiers, de palmiers dattiers et d'avocats;
- f) plantes et arbustes ornementaux et fleurs;
- g) plantes cultivées pour leurs graines;
- h) tournesols et caroubiers, à condition que l'irrigation se fasse exclusivement par rigoles;
- i) pommiers, poiriers et pruniers, à condition que l'irrigation cesse un mois au moins avant la récolte.

En Pologne, les règlements sanitaires autorisent l'emploi des eaux d'égout ayant subi un traitement primaire pour les produits autres que ceux qui se consomment crus (1).

En République fédérale d'Allemagne, une réglementation en vigueur depuis 1956 autorise l'utilisation des eaux d'égout pour les productions suivantes (1) :

- a) bois;
- b) fourrages et betteraves sucrières, pommes de terre à usage industriel, oléagineux et plantes à fibres, mais à condition que la récolte intervienne 4 semaines après la dernière irrigation;
- c) pommes de terre comestibles et céréales en fleurs;
- d) pâturages et plantes fourragères, à condition que la coupe ou le pâturage interviennent 15 jours après la dernière irrigation.

Aux Etats-Unis d'Amérique, on a fait des essais sur le terrain pour déterminer la contamination bactérienne des végétaux qui croissent sur un sol pollué, y compris une étude de survie du groupe des coliformes, des espèces *Salmonella* et *Shigella*, des kystes d'*Entamoeba histolytica* et des oeufs d'*Ascaris* (4).

En conclusion, si l'irrigation du sol par les eaux d'égout ou les matières de vidange cesse un mois avant la récolte, les produits consommés crus ne peuvent jouer le rôle de vecteurs pour la transmission des maladies entériques des êtres vivants.

Des craintes ont été émises touchant les possibilités de pollution des eaux souterraines par les effluents au cours de leur percolation à travers le sol. On considère cependant qu'une épaisseur de 0,9 à 1,2 m de terre suffit pour filtrer pratiquement toutes les bactéries d'origine intestinale.

Des données frappantes sur l'élimination des virus par les systèmes d'épuration dans le sol ont été mises en évidence par le projet de bonification et de réutilisation des eaux usées de Santee, dans le sud de la Californie, où des lacs de récréation ont été créés à partir d'une eau usée domestique bonifiée. La mise en valeur des eaux comprend les étapes suivantes : décanation primaire, procédé de boues activées, étangs d'oxydation, chloration, finalement percolation à travers le gravier naturel et une couche de sable. Des essais virologiques poussés ont démontré l'absence de virus, au cours d'une période de 33 mois, dans les échantillons analysés des eaux des lacs de récréation.

L'Association américaine des Services d'Eau (American Water Works Association) a publié en 1971 un communiqué (5) sur la réutilisation des eaux usées bonifiées pour divers usages : refroidissement industriel, certains processus industriels, irrigation de cultures spécifiques, récréation, réalimentation planifiée des eaux souterraines. La même Association considère que les connaissances scientifiques actuelles et la technologie dans le domaine du traitement des eaux usées ne sont pas suffisamment avancées pour permettre l'utilisation directe des eaux usées traitées pour l'approvisionnement public en eau de boisson. On prévoit aux Etats-Unis un programme de recherche dans ce domaine auquel on attribue une plus grande importance nationale qu'au problème du dessalement des eaux de mer.

Les auteurs américains W.N. Long et F.A. Bell Jr, évoquant dans le numéro d'avril 1972 du Journal of the American Water Works Association le problème des facteurs de santé associés à la réutilisation d'eaux usées pour la boisson, ont estimé qu'il fallait établir des normes minimales concernant la pollution virale.

On doit supposer de même, jusqu'à preuve du contraire, que l'usage d'eaux usées bonifiées pose des problèmes de santé, ce qui nécessite des recherches étendues. Préalablement à chaque innovation, il faut disposer de résultats d'essais pilotes et sur le terrain ainsi que de démonstrations, de techniques de monitoring et de contrôle, d'équipement et de procédés disponibles en cas de besoin.

On relèvera à cet égard que Windhoek, la capitale de la Namibie (Sud-Ouest africain), est devenue vers la fin de 1968 la première ville au monde à utiliser sur une large échelle et d'une façon continue la bonification des effluents d'eaux usées pour aboutir à une eau de boisson, dont la qualité correspond aux normes de l'OMS applicables à l'eau de boisson. Les processus de bonification à l'usine de traitement des eaux de Windhoek consistent en : floculation-flottation, élimination des détersifs par fractionnement des boues de carbonate de calcium, filtration à travers le sable, filtration à travers le charbon actif et chloration finale (6).

2. REACTION DU SOL A L'IRRIGATION PAR LES EFFLUENTS DES EAUX D'EGOUT

Le but principal d'une telle irrigation est la réutilisation de ces eaux une fois épurées. En 1964, il y avait aux Etats-Unis d'Amérique environ 1300 systèmes d'irrigation des sols, au moyen d'eaux d'égout, dont les deux tiers environ étaient utilisés spécifiquement pour le traitement de ces eaux (7).

On peut répartir les systèmes en question en quatre groupes (8) : a) bassins d'infiltration, b) épandage par rigoles, c) irrigation par aspersion, et d) ruissellement par aspersion.

Le système d'épuration des eaux usées par les sols est de nature dynamique, étant soumis incessamment à des interactions physiques, chimiques et biochimiques. Quand on applique une eau usée sur un sol, cette eau se mélange avec l'eau qui existe dans le sol, devenant ainsi une partie du système, et elle peut modifier la nature et le taux de changement des processus physiques, chimiques et biochimiques qui s'y produisent (8).

Bien des constituants non solubles (p. ex. substances minérales, particules organiques, précipités inorganiques) des eaux usées sont retenus par filtration dans les couches superficielles du sol. Certaines de ces substances sont sujettes à la dégradation, d'autres deviennent une partie permanente du sol.

Le colmatage physique des pores du sol et la perte de vitesse d'infiltration qui en résulte ont causé l'échec de bien des systèmes de traitement eaux usées-sol. Plusieurs facteurs contribuant au colmatage ont été identifiés : a) les conditions anaérobies du sol (qui favorisent un colmatage rapide); b) les changements des processus physiques, chimiques et biochimiques dans le sol; c) la proximité de la surface du sol (c'est là que le colmatage est le plus complet); d) une fréquence d'application des eaux usées qui ne permet pas au sol de sécher entre deux applications successives.

Les eaux usées peuvent influencer de façon marquée l'équilibre chimique dans un sol. La matière organique et l'argile, sous forme de matières en suspension, peuvent augmenter la capacité d'échange cationique du sol (9). Certaines eaux usées sont riches en cations monovalents (p. ex. Na^+ , NH_4^+), lesquels ions déplacent les ions divalents (Ca^{2+} , Mg^{2+}) du sol. De tels échanges peuvent être nuisibles aux propriétés d'un sol riche en argile (10).

Plusieurs substances dissoutes dans les eaux usées influent sur l'aptitude d'un sol à être fertile. Si les composés à base d'azote et de phosphore ne sont pas quantitativement assimilés par les plantes, il peut y avoir des problèmes de pollution des eaux souterraines par les nitrates qui se déplacent librement dans le sol (11). Certains éléments toxiques pour les plantes peuvent être présents dans les eaux usées en quantités telles que se justifie la limitation de leur usage : ainsi le bore contenu dans des eaux d'irrigation peut occasionner une mauvaise récolte de plantes sensibles à cet élément (12).

La percolation des eaux d'égout traitées à travers le sol réduit le nombre des coliformes d'environ 10 millions à moins de 100 (ou même de 10) (13). L'incorporation au sol des matières organiques contenues dans les eaux d'égout traitées peut améliorer la stabilité de l'agrégat et les propriétés physiques du sol.

Une étude effectuée au Wisconsin (14) a démontré que l'épandage par rigoles peut être utilisé avec succès pour épurer l'effluent d'un filtre biologique à raison de 140 000 gallons (environ 530 000 litres) par jour. A une profondeur d'environ 1 m dans le sol, on a pu constater une réduction de 88 % de la DBO, de 70 % de la teneur totale en azote, et de 93 % des phosphates. On a également étudié la possibilité d'épurer les eaux usées par irrigation dans les zones forestières (15).

Selon des travaux faits aux Etats-Unis (16), l'irrigation par des eaux d'égout favorise l'accumulation des chlorures dans le sol, lesquels réduisent la vitesse de montée de l'eau. On a cependant constaté aussi que le lessivage des chlorures du sol se fait assez facilement. La tolérance de différentes plantes cultivées à la salinité apparaît dans le tableau XX - 3 (ci-contre).

3. TRANSFORMATIONS DES EAUX POLLUEES DANS LES COUCHES SUPERIEURES DU SOL DES ETANGS D'INFILTRATION

L'Institut de Recherches de Génie sanitaire de Delft (Pays-Bas) a entrepris il y a une vingtaine d'années des investigations sur la capacité épuratrice du sol et sur la biologie des étangs d'infiltration (17). L'eau brute soumise aux infiltrations provenait d'un bras du Rhin, du canal navigable Amsterdam-Rhin et d'un canal qui reçoit un mélange d'eau des dunes s'écoulant dans les polders avec l'eau du canal.

Si l'on compare la composition bactériologique de l'eau d'un étang d'infiltration et du filtrat, on constate les différences suivantes (17) :

Micro-organismes	Eau d'étang	Filtrat
Bactéries, nombre total par ml après 48 heures :		
sur gélose nutritive (à 37°C)	400-5000	} 10
sur gélose nutritive (à 20°C)	2000-25000	
sur gélatine (à 20°C)	1000-12000	
<i>Escherichia coli</i> , nombre par ml (NPP)	100-200	néant dans 100 ml

Dans la zone des dunes, où la granulométrie est d'environ 0,1 à 0,15 mm et la distance de 40 m pour une différence de niveau de 0,4 m, l'eau met environ 90 jours à traverser le sable. Dans d'autres localisations, le temps de rétention dans le sol peut se prolonger jusqu'à 900 jours, en fonction de la distance entre les puisards et les étangs, des différences de niveau d'eau, etc.

Il existe différents systèmes d'infiltration : permanents et intermittents. La ville de Leyde (Pays-Bas), par exemple, utilise une méthode intermittente d'opération où l'infiltration est arrêtée au printemps pour reprendre à l'automne, avec une

TABLEAU XX - 3
TOLERANCE DE DIFFERENTES PLANTES CULTIVEES A LA SALINITE

(d'après bibliographie - 1)

	Tolérance élevée	Tolérance moyenne	Tolérance faible
Cultures fruitières	Palmier-dattier	grenadier figuier olivier vigne cantaloup	poirier pommier oranger pamplemoussier prunier amandier abricotier pêcher fraisier citronnier avocatier
Cultures maraîchères	bette chou vert asperge épinard	tomate brocoli chou poivron chou-fleur laitue maïs sucré pomme de terre carotte oignon pois pâtisson concombre	radis céleri haricot vert
Grandes cultures	orge (grain) betterave à sucre colza cotonnier	seigle (grain) blé (grain) avoine (grain) riz sorgho (grain) maïs lin tournesol ricin	féverole

vitesse d'infiltration constante de 10 cm par jour, puisque la boue du fond sèche et minéralise complètement pendant la période estivale; ce système fonctionne avec succès depuis une trentaine d'années déjà.

Fait caractéristique, les transformations biologiques dans le sol (p. ex. la dénitrification) se déroulent dans des conditions climatiques modérées, puisque le sol égalise toujours les différences de température (voir la figure XX.1 ci-dessous).

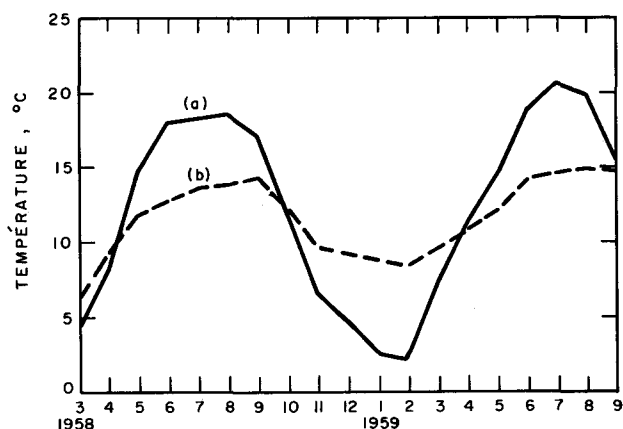


FIGURE XX.1
TEMPERATURE DE L'EAU DANS UN ETANG (a)
ET APRES UNE FILTRATION DE 40 M A TRAVERS LE SOL (b)
(mars 1958 à septembre 1959)
(d'après bibliographie - 17)

Pendant la période 1955-1957, trois grandes usines hollandaises de traitement des eaux ont commencé à produire une eau souterraine artificielle à partir de l'eau du Rhin. Il est connu que l'eau de ce fleuve contient des constituants organiques qui causent des embarras graves pour la chloration directe. L'infiltration permanente à travers le sol représentait une chance d'éliminer les mauvais goûts et odeurs, à la suite d'un stockage dans les étangs, d'une filtration très lente à travers le sable et d'un temps de rétention dans le sol d'au moins quelques mois; cette élimination totale n'a cependant pu être réalisée.

Quand les étangs se recouvrent d'une couche de glace, on note la présence d'une couche de boue sous la glace, dans laquelle on a constaté une réduction très prononcée des sulfates en sulfures. Il est donc nécessaire d'arrêter l'infiltration et de drainer toute l'eau.

En étudiant la décroissance du nombre des bactéries dans une eau au cours de son trajet à travers les couches de sable, les chercheurs hollandais ont constaté que l'adsorption des bactéries sur les grains de sable était le résultat d'une lutte acharnée pour la survie. Cela signifie que les bactéries sporogènes qui peuvent résister dans des conditions défavorables ont plus de chances de survie que les bactéries non sporogènes (17).

On peut comparer la situation dans les couches supérieures du sable avec les mécanismes qui se déroulent lors d'un traitement biologique d'eau d'égout à l'aide de boues activées. Si l'apport de nourriture organique biodégradable et d' O_2 est suffisant, les bactéries minéralisent la charge polluante, alors que dans le cas contraire une situation anaérobie s'établit dans le sol de l'étang.

La figure XX. 2 montre les résultats d'investigations portant sur la présence de bactéries, et notamment d'*Escherichia coli*, à proximité d'un barrage entourant un étang d'infiltration (aux Pays-Bas).

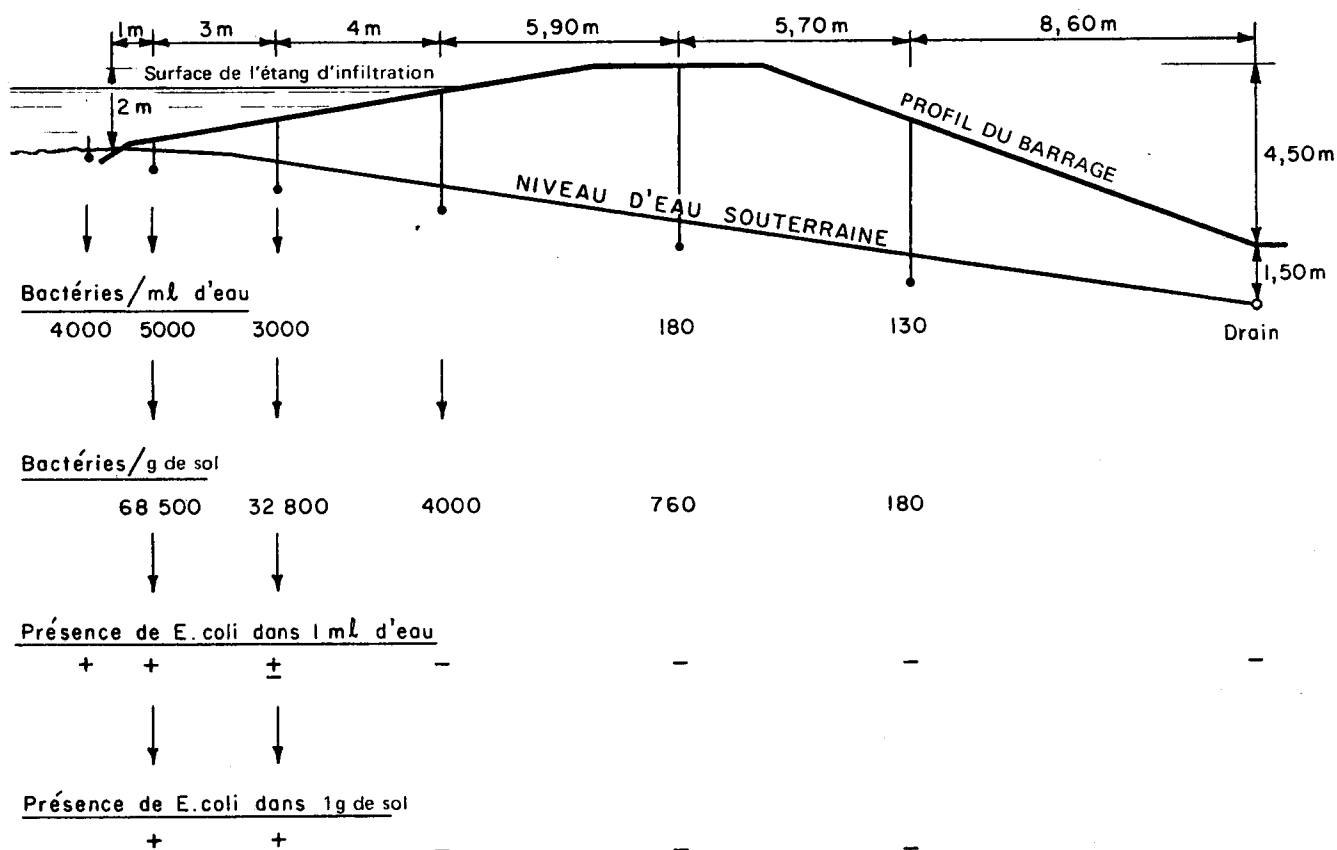


FIGURE XX.2

INFILTRATION DES BACTERIES A TRAVERS LE SABLE
(granulométrie : 0,15 mm; six mois d'opération)

(d'après bibliographie - 17)

La figure XX. 3 montre l'épuration bactériologique d'une eau de surface par infiltration simple à travers les dunes environnantes, en l'absence d'une digue construite par l'homme. En analysant ces données, on constate que le nombre de bactéries adsorbées sur les grains de sable décroît rapidement avec l'éloignement du bord de l'étang, à de légères exceptions près.

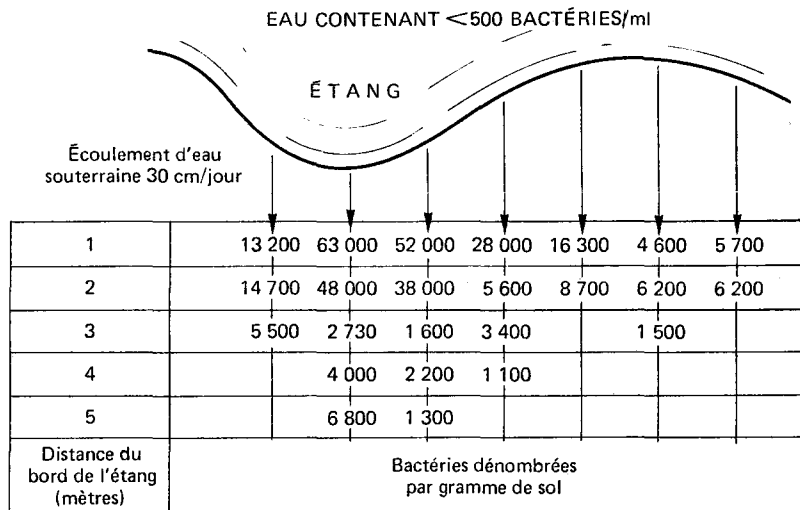


FIGURE XX.3

EPURATION D'EAU DE SURFACE AU COURS D'UNE INFILTRATION HORIZONTALE TYPE
(granulométrie : 0,10-0,15 mm; distance entre les points d'échantillonnage : 1 m)

(d'après bibliographie - 17)

Il faut souligner qu'un certain colmatage dans les couches de sable est manifeste, comme l'indique la figure XX. 4. Dans le cas illustré par cette figure, les échantillons ont été prélevés à des profondeurs croissantes, dans le fond des étangs d'infiltration, après des opérations d'un an et de quinze ans et dans un sol vierge de dune.

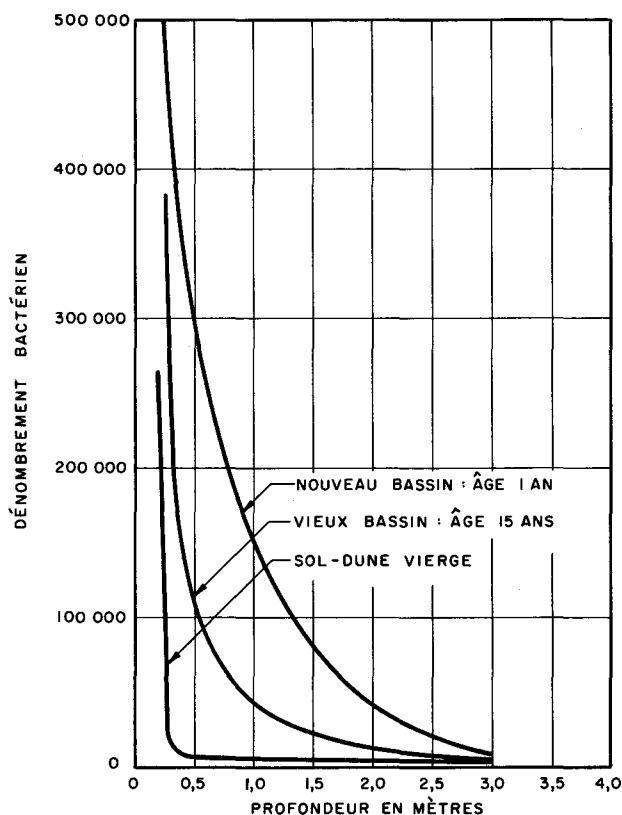


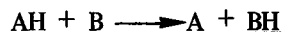
FIGURE XX. 4

**DENOMBREMENT BACTERIEN PAR GRAMME DE SOL A
UNE PROFONDEUR CROISSANTE SOUS LE FOND DE
BASSINS D'INFILTRATION**

(d'après bibliographie - 17)

La conclusion générale des travaux effectués aux Pays-Bas (17) est, dans le cas d'une infiltration permanente d'une eau légèrement polluée dans un étang, que la matière organique est bien minéralisée dans un milieu aérobie et que les bactéries sont retenues sur le sable de granulation fine sur une distance relativement courte. Les teneurs de l'eau en oxygène et en nitrates limitent la capacité épuratrice de l'étang et du sol. Dans le cas de l'infiltration intermittente, par contre, qui commence en automne et se termine au printemps, la perméabilité du sable reste la même chaque année (cas des usines de traitement des eaux de Leyde). Cela peut s'expliquer par l'utilisation conséquente des facteurs biologiques d'épuration qui sont disponibles dans la nature et dont le schéma général de transfert d'hydrogène, formulé par Kluyver, peut être présenté de la façon suivante :

Principes du métabolisme bactérien



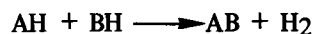
Déshydrogénation avec l'oxygène : oxydation

Déshydrogénation avec NO_3^- : dénitrification

Déshydrogénation avec SO_4^{2-} : réduction des sulfates



Déshydrogénation interne : fermentation de méthane



Co-déshydrogénation : fermentation produisant H_2 .

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Scicluna-Spiteri, A. (1969) "Utilisation des eaux d'égout pour l'irrigation", Commission européenne d'Agriculture, Groupe de travail de l'Hydraulique agricole - Deuxième session, Malte, 26 mai-1^{er} juin 1966 - Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome
2. Krishnaswami, S.K. (1970) "Health Aspects of Land Disposal of Municipal Wastewater Effluents", communication présentée (le 6 mai) au Public Health Institute, Vancouver
3. Imhoff, K., Müller, W.J., & Whistleswayte, D.K.B. (1971) "Disposal of Sewage and other Water Borne Wastes", 2nd ed., Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan
4. Rudolfs, W., Falk, L.L., & Ragotzkie, R.A. (1951) "Contamination of Vegetables Grown in Polluted Soil", *Sew. & Ind. Wastes*, 23(3) : 253-268
5. American Water Works Association Policy Statement (1971) "On the Use of Reclaimed Wastewaters as a Public Water - Supply Source", *J. Amer. Water Works Assoc.*, octobre, 609
6. Suhr, L.G. (1971) "Some Notes on Reuse", *J. Amer. Water Works Assoc.*, octobre, 630-633
7. Hill, R.D., Bendixen, T.W., & Robeck, G.G. (1964) "Status of Land Treatment for Liquid Waste - Functional Design", communication mimeographiée présentée à la réunion annuelle (le 1^{er} octobre) de la Water Pollution Control Federation, Bal Harbour, Florida
8. Thomas, R.E., & Law, J.P., Jr (1968) "Soil Response to Sewage Effluent Irrigation", communication mimeographiée présentée (le 30 juillet) au "Symposium on the Use of Sewage Effluent for Irrigation", Ruston, Louisiana
9. Ramati, B., & Mor, E. (1966) "Utilization of Sewage Water for the Irrigation of Field Crops on Shifting Sands", *Israel J. of Agric. Research*, 16(2) : 59-76
10. Orlob, G.T., & Butler, R.G. (1955) "An Investigation of Sewage Spreading on Five California Soils", Sanitary Engineering Research Laboratory, Techn. Bull. No. 12, I.E.R. Series 37, University of California, Berkeley
11. Stewart, B.A., et al. (1967) "Distribution of Nitrates and other Water Pollutants", US Dept. of Agriculture, Publ. No. ARS 41-134
12. State Water Pollution Control Board of California (1955) "A survey of Direct Utilization of Wastewaters", Publ. No. 12
13. Henry, C.D., Moldenhauer, R.E., Engelbert, L.E., & Truog, E. (1954) "Sewage Effluent Disposal Through Crop Irrigation", *Sew. & Ind. Wastes*, 26 : 123-135
14. Bendixen, T.W., Hill, R.D., Schwartz, W.A., & Robeck, G.G. (1968) "Ridge-and-Furrow Liquid Waste Disposal in a Northern Latitude", *J. San. Eng. Div.*, Proceedings of the American Society of Civil Engineers, Vol. 94 : SA1, 147-157, février
15. Pennypacker, S.P., Sopper, W.E., & Kardos, L.T. (1967) "Renovation of Wastewater Effluent by Irrigation of Forest Land", *J. Water Poll. Control Fed.*, 39 : 285-296
16. Steel, E.W., & Berg, E.J.M. (1954) "Effect of Sewage Irrigation upon Soils", *Sew. & Ind. Wastes*, 26(11) : 1325-1339
17. Baars, J.K. (1964) "Transformations in Infiltration Ponds and in the Soil Layers immediately underneath", From: "Principles and Applications of Aquatic Microbiology", H. Heukelekian & N.C. Dondero, ed., John Wiley & Sons, Inc., New York, London, Sydney

REFERENCE SUPPLEMENTAIRE

Boen, D.F., Bunts, J.H., & Currie, R.J. (1971) "Study of Reutilization of Wastewater Recycled Through Groundwater", Vol. I & II, Chief Publications Branch (Water), Research Information Division, Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

CHAPITRE XXI

MICROBIOLOGIE DU TRAITEMENT DES DECHETS SOLIDES

1. GENERALITES

On peut définir le compostage, du point de vue de la microbiologie de l'environnement, comme une série de décompositions biologiques contrôlées des déchets organiques solides ou de mélanges de déchets solides et liquides, ayant une teneur en humidité de 40 à 70 %. Ce procédé a pour but d'obtenir des produits finals relativement stables, qui peuvent être utilisés comme engrais en agriculture.

Si les déchets contiennent suffisamment de matières biodégradables, ces décompositions se font dans un intervalle thermophilique de température, soit au-dessus de 45°C, les températures atteintes dépassant même généralement 60°C. La dégradation biologique causée par l'activité métabolique de beaucoup de types de micro-organismes se déroule dans les intervalles mésophile (intervalle optimal de 20-40°C) et thermophilique. Cette biodécomposition est en même temps oxydative et thermogénétique (voir la Fig. XXI. 1).

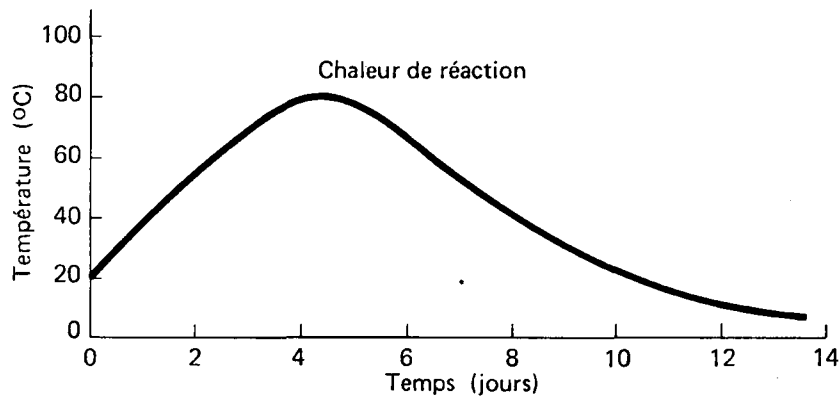


FIGURE XXI.1

BIODECOMPOSITION THERMOGENETIQUE AU COURS DU COMPOSTAGE

Les principaux produits de décomposition sont l'humus ou les substances qui le forment, ensuite le CO₂ et l'eau.

Il faut souligner d'emblée que le compostage diffère de la décomposition anaérobie. En effet cette dernière se fait à des températures plus basses, avec une période de décomposition prolongée et une production de CO₂, CH₄, H₂S et mercaptans. Les procédés actuels de compostage ne sont pas anaérobies.

Les types de micro-organismes qui participent activement aux processus de biodégradation lors du compostage sont les suivants (1) :

- microchampignons : *Penicillium*, *Rhizopus*, *Aspergillus*, *Mucor*;
- actinomycètes;
- bactéries mésophiles (jusqu'à 40°C) et thermophiles (60 à 72°C).

Le rôle des microchampignons et des actinomycètes est d'assurer le métabolisme de la cellulose et des hémicelluloses. Comme ces deux catégories jouent le rôle le plus important au cours du compostage, ce procédé peut opérer à des valeurs de pH plus basses que les autres types de traitement biologique où prédominent les bactéries. Ces dernières ont pour rôle d'assurer le métabolisme des glucides et de leurs produits dérivés. Ce sont les bactéries mésophiles qui amorcent le procédé, mais les bactéries thermophiles sont prédominantes.

Le produit final principal est un "humus" qui possède les caractéristiques suivantes :

- couleur brune ou noire;
- rapport C/N faible;
- nature continuellement changeante à cause de l'activité des micro-organismes;
- capacité élevée d'échange d'ions et d'absorption de l'humidité.

L'activité biologique, lors du compostage, se fait surtout sentir à la surface des particules de la matière organique. Pour cette raison, plus une masse est finement divisée, plus il y a de sites disponibles pour l'action biologique. Cependant, si les dimensions des particules sont trop fines, les échanges d'oxygène entre l'air et les substances en biodégradation sont retardés, la résistance à l'écoulement de l'air est accrue, et les vides tendent à se saturer d'humidité. Il y a danger que les conditions ne deviennent anaérobies.

Plus la matière organique est humide, plus les particules devraient être grosses. La dimension ordinaire des particules du matériel organique soumis au compostage est d'environ 3,75 cm.

La présence d'humidité dans le matériel organique est indispensable à l'activité microbienne, qui cesserait en son absence. L'humidité contribue en outre à l'amollissement des substances organiques, ce qui les rend plus accessibles aux micro-organismes. De même, la solubilisation de la matière organique solide se fait par hydrolyse en milieu aqueux. L'humidité optimum varie avec la dimension des particules et avec les caractéristiques physiques de la matière organique; 50 à 60 % d'humidité constituent les limites ordinaires, et 30 à 70 % les limites extrêmes de la teneur en eau.

Les éléments nutritifs essentiels à toute forme d'activité biologique qui mène à la synthèse du protoplasme sont l'azote et le phosphore. En poids, le rapport C/N des ordures doit être de l'ordre de 20:1 à 35:1, et le rapport C/P de 100:1. Dans le compost mûri, le rapport C/N prend des valeurs de 10:1 à 20:1.

Lorsque les ordures contiennent beaucoup de papier, il peut être nécessaire d'ajouter des fertilisants minéraux à base d'azote et de phosphore.

Si, pour une raison ou une autre, les déchets organiques étaient stériles, il faudrait avoir recours à un ensemencement de populations variées de micro-organismes, plutôt que de cultures pures. Les sources d'ensemencement recommandées sont le fumier, le sol organique et le compost mûri.

2. SURVIE DES PATHOGENES LORS DU COMPOSTAGE DES DECHETS MUNICIPAUX (2)

Les pathogènes sont les agents étiologiques qui sont à l'origine des infections chez l'homme. Tous les types d'agents pathogènes (virus, bactéries, protozoaires, helminthes, rickettsies, microchampignons) doivent être pris en considération s'il existe une probabilité d'attraper les maladies qu'ils causent lors du compostage ou à partir du compost et si ces organismes sont susceptibles d'être présents dans la matière brute organique soumise au compostage.

La destruction des pathogènes au cours du processus de compostage peut résulter de deux actions :

- a) l'action thermique, à condition que les températures soient suffisamment élevées,
- b) l'action antibiotique ou la décomposition des micro-organismes (ou de leurs produits).

On accorde actuellement autant d'importance à cette deuxième action qu'à la première.

La majorité des auteurs qui ont discuté cette question, d'une importance primordiale pour la santé publique, ont souligné que les pathogènes sont détruits au cours du compostage en raison d'une température suffisamment élevée pour être létale. Le premier auteur à avoir formulé et basé ses conclusions sur des études du type temps-température a été Gotaas, des travaux duquel (3) est tiré le tableau XXI - 1 (voir page 208).

Le tableau XXI - 1 indique qu'à une température de 60°C et au cours d'une heure d'exposition, tous les pathogènes devraient être détruits (à l'exception possible du bacille de tuberculose). Gotaas souligne que les bactéries pathogènes seront vite détruites quand toutes les parties d'un tas de compost seront exposées à des températures d'environ 60°C (140°F), puisque ces organismes ne peuvent pas survivre à des températures de 55 à 60°C (131 à 140°F) plus longtemps que 30 minutes à 1 heure.

Scott (4) a fait des études temps-température sur le compostage de vidanges qui contenaient des oeufs d'*Ascaris* (helminthes) et des kystes d'*Entamoeba histolytica* et d'*Entamoeba coli* (protozoaires). Il souligne que dans les piles caractérisées par un bon chauffage, la destruction des oeufs d'*Ascaris* est habituellement complétée le quinzième jour, les kystes d'*Entamoeba* étant plus facilement détruits.

Knoll (5) a réalisé un remarquable ouvrage d'ensemble sur la survie des pathogènes lors du compostage des mélanges d'ordures et de boues de traitement d'eaux usées. Cet auteur relève que les essais effectués démontrent clairement que non seulement les processus physico-thermiques entraînent la destruction des germes pathogènes, mais qu'il doit y avoir aussi des processus antagoniques causés par des inhibiteurs antibiotiques qui s'insèrent dans le processus d'autoépuration biologique. Il considère qu'il n'y a pas seulement une substance inhibitrice, mais un mélange de substances exerçant des effets bactéricides sur les pathogènes. D'après cet auteur, les problèmes d'hygiène liés à l'évacuation des ordures peuvent être largement résolus par un compostage régulier d'un mélange d'ordures et de boues des eaux usées domestiques, puisque le cycle naturel biologique des déchets est réalisé. Dans ce compostage, plusieurs constituants biologiques d'épuration sont actifs, le résultat étant un produit final acceptable du point de vue pathogénique et du point de vue de l'hygiène générale.

TABLEAU XXI - 1

**TEMPERATURES ET TEMPS D'EXPOSITION NECESSAIRES A LA DESTRUCTION
DE CERTAINS AGENTS PATHOGENES ET PARASITES COURANTS**

(d'après bibliographie - 3)

Organisme	Létalité
<i>Salmonella typhosa</i>	Aucun développement au-dessus de 46°C, mort en 30 minutes à 55-60°C et en 20 minutes à 60°C; destruction rapide dans le compost
<i>Salmonella sp.</i>	Mort en une heure à 55°C et en 15 à 20 minutes à 60°C
<i>Shigella sp.</i>	Mort en une heure à 55°C
<i>Escherichia coli</i>	Pour la plupart, mort en une heure à 55°C et en 15 à 20 minutes à 60°C
<i>Entamoeba histolytica</i> (kystes)	Mort en quelques minutes à 45°C et en quelques secondes à 55°C
<i>Taenia saginata</i>	Mort en quelques minutes à 55°C
<i>Trichinella spiralis</i> (larves)	Mort rapide à 55°C, instantanée à 60°C
<i>Brucella abortus</i> ou <i>Br. suis</i>	Mort en 3 minutes à 62°C-63°C et en une heure à 55°C
<i>Micrococcus pyogenes</i> var. <i>aureus</i>	Mort en 10 minutes à 50°C
<i>Streptococcus pyogenes</i>	Mort en 10 minutes à 54°C
<i>Mycobacterium tuberculosis</i> var. <i>hominis</i>	Mort en 15 à 20 minutes à 66°C ou en quelques instants à 67°C
<i>Corynebacterium diphtheriae</i>	Mort en 45 minutes à 55°C
<i>Necator americanus</i>	Mort en 50 minutes à 45°C
<i>Ascaris lumbricoïdes</i> (œufs)	Mort en moins d'une heure aux températures dépassant 50°C

Les auteurs américains Shell et Boyd (6) ont étudié, au cours du compostage des boues déshydratées d'égout, la survie de quatre types d'organismes pathogènes, à savoir : *Salmonella newport* (bactérie), *Candida albicans* (microchampignon), *Ascaris lumbricoïdes* (nématode) et *Poliovirus* type 1 (virus). Ils ont constaté que tous ces organismes d'essai insérés dans le compost sont détruits en moins de 3 jours de rétention dans l'installation de compostage.

Le compost final a un pouvoir fertilisant de valeur à peu près égale à celui du fumier de bétail, et il est exempt tant de graines végétales viables que d'indicateurs pathogènes.

3. ACTIVITE CELLULOLYTIQUE LORS DU COMPOSTAGE DES DECHETS MUNICIPAUX SOLIDES

Le compostage par la méthode en andains des déchets municipaux solides, qui contiennent des matières à base de cellulose, et l'influence de certains facteurs sur la décomposition de la cellulose ont fait l'objet d'études assez récentes (7).

Les extraits clarifiés du compost ont été soumis à des essais d'activité de la cellulase en mesurant le taux d'hydrolyse de la carboxyméthylecellulose (CMC). On a constaté une activité maximale de la cellulase à environ 65°C, à une valeur de pH de 6,0 et à une concentration de CMC de 2,5 %.

A la fin d'une période de compostage de 7 à 8 semaines, environ 40 % de la cellulose contenue dans les déchets municipaux solides est restée non biodégradée. Cette quantité résiduelle représente probablement la portion de la cellulose qui est relativement inaccessible à l'attaque enzymatique à cause d'une petite teneur en eau ou par suite d'une association avec des substances protectrices, telle la lignine.

Pour la pratique, il est important d'opérer un ajustement physique et chimique des conditions de compostage afin d'augmenter l'activité enzymatique de la cellulase vers la fin du processus de compostage, dans le but de réduire le pourcentage non biodégradé de la cellulose.

Il existe une variété de micro-organismes capables de dégrader la cellulose : une bactérie du sol appartenant au genre *Cellulomonas*, une espèce de *Thermoactinomyces* du groupe *Actinobifida* qui semble être le plus important actinomycète thermophile en ce qui concerne la dégradation de la cellulose et que l'on trouve abondamment dans les composts à haute température du fumier et des déchets végétaux. Lors du compostage on a isolé également *Aspergillus fumigatus*, ainsi que des organismes des genres *Chaetomium* et *Myrothecium*.

L'activité cellulolytique de ces micro-organismes est très importante pour la pratique, compte tenu du fait que les ordures ménagères contiennent souvent plus de 50 % de papier.

4. DECOMPOSITION DE LA MATIERE ORGANIQUE DANS LE SOL

Le diagramme qui suit montre le rôle que jouent les micro-organismes du sol au cours de la décomposition des résidus animaux et végétaux après la décharge de déchets solides sur un terrain vague. Lors de cette décomposition se déroulent deux sortes de mécanismes qui aboutissent à la formation de l'humus dans le sol :

- des réactions entre les produits résiduels provenant de la décomposition microbienne des tissus végétaux;
- des synthèses directes de substances à noyaux aromatiques par les micro-organismes.

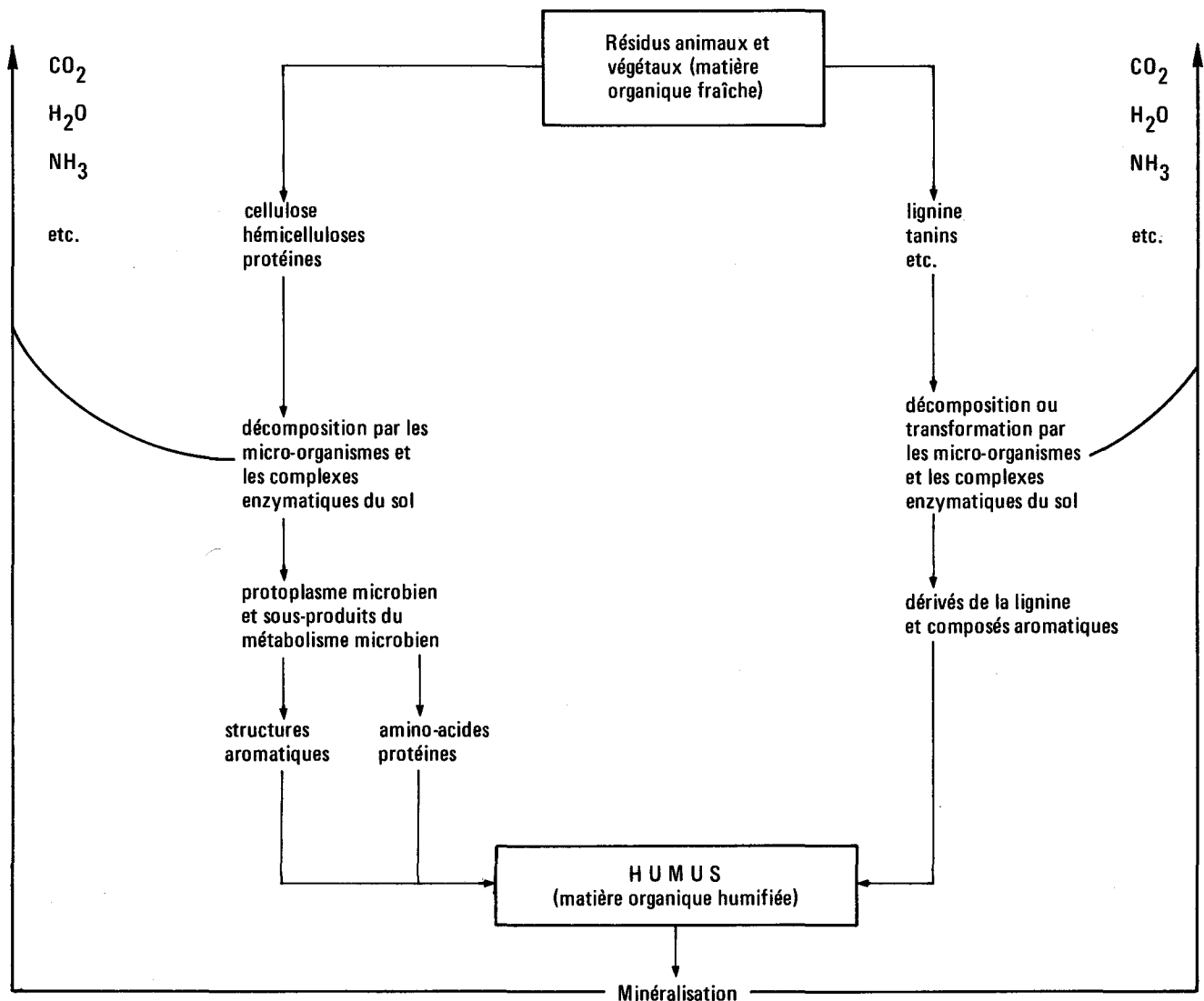


FIGURE XXI.2

DECOMPOSITION DE LA MATIERE ORGANIQUE FRAICHE ET FORMATION DE L'HUMUS DANS LE SOL

(d'après bibliographie -8)

La possibilité d'une humidification de nature exclusivement enzymatique a été suggérée en 1966 par Mangelot et ses collaborateurs.

Les substances humiques sont beaucoup plus résistantes à la biodégradation que la matière organique fraîche, en raison des transformations particulières suivantes que subissent, au cours des synthèses humiques, les différentes molécules organiques :

- a) une polymérisation ou une complexation;
- b) une adsorption sur les surfaces des colloïdes argileux;
- c) des réactions des substances humiques avec certains cations.

La résistance des substances humiques varie en fonction du type pédologique du sol. La microflore responsable de la biodégradation des substances humiques contient des espèces ou des formes bactériennes nouvelles (*Pedomicrobium* et *Metallogenium*), de même que divers protozoaires.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Drapeau, A.J. (1973) Cours donnés à l'Ecole polytechnique de Montréal, Section du Génie de l'Environnement
2. Wiley, J.S. (1962) "Pathogen Survival in Composting Municipal Wastes", *J. Water Poll. Control Fed.*, 34(1) : 80-90, janvier
3. Gotaas, H.B. (1959) "Compostage et Assainissement", *Série de Monographies*, No 31, Organisation mondiale de la Santé, Genève
4. Scott, J.C. (1952) "Health and Agriculture in China", Faber & Faber, London
5. Knoll, K.H. (1959) "Compost Preparation from the Hygienic Viewpoint", communication (miméographiée) présentée au Congrès international sur l'élimination et l'utilisation des déchets municipaux (27 avril-1^{er} mai), Scheveningen
6. Shell, G.L., & Boyd, J.L. (1969) "Composting Dewatered Sewage Sludge", Report SW - 12c, Bureau of Solid Waste Management, Env. Health Service, Env. Control Administration, U.S. Depart. of Health, Education, & Welfare, Washington, D.C.
7. Stutzenberger, F.J., Kaufman, A.J., & Lossin, R.D. (1970) "Cellulolytic activity in municipal solid waste composting", *Can. J. Microbiol.*, 16 : 553-560
8. Dommergues, Y. (1968) "La biologie des sols", Collection "Que sais-je ?", Presses universitaires de France, Paris

CHAPITRE XXII

MICROBIOLOGIE DES SEDIMENTS

1. LES COMMUNAUTES DE SEDIMENTS LACUSTRES (1,2)

Plusieurs facteurs contribuent à la formation et à la composition du fond d'un lac. Il existe donc une grande variété de sédiments lacustres, et même dans une zone restreinte, deux lacs peuvent être très différents à cet égard.

Parmi les facteurs qui déterminent la nature des sédiments se trouvant au fond des lacs on peut citer (2) :

- a) l'âge du lac;
- b) le volume du lac;
- c) la latitude et le climat de la région;
- d) la nature du sol et la formation des minéraux sous-jacents.

Les lacs jeunes sont plus susceptibles d'avoir des fonds rocheux ou sablonneux, avec peu de sédiments et de matières organiques. Les grandes surfaces lacustres permettent une action érosive des vagues, le matériel érodé se déposant dans le fond du lac. La nature chimique et la grandeur du bassin versant influent sur la nature du fond d'un lac. Les lacs chimiquement pauvres ont souvent des fonds pauvres en matières organiques. L'intensité des pluies dans la zone en question peut considérablement influencer la nature du fond d'un lac. De grandes quantités de sédiments peuvent se déposer au fond des lacs qui se trouvent sur des terrains sablonneux ou sur des roches peu résistantes. Les lacs qui occupent un bassin de roches très résistantes contiennent au contraire peu de sédiments, résultat d'une érosion très faible.

Les fragments de roches et les particules de sols que l'on trouve dans les sédiments des lacs se présentent sous forme de :

- a) argile et limon;
- b) sable, gravier et gros galets;
- c) précipités chimiques;
- d) dépôts organiques.

Les sédiments à gros grains se trouvent généralement dans les zones peu profondes d'un lac, tandis que l'argile et le limon se trouvent à n'importe quelle profondeur.

En règle générale, les dépôts sont, du point de vue de la composition, partiellement minéraux et partiellement organiques, du point de vue de l'origine, soit autochtones (formés dans le lac même), soit allochtones (introduits de l'extérieur du lac). Parmi les sédiments autochtones, bien plus intéressants du point de vue biologique, on distingue deux types différents : a) les précipités formés à l'extérieur des organismes vivants, et b) les sédiments de débris végétaux et animaux.

Par suite de l'activité assimilatrice des plantes, la calcite précipite dans la zone littorale, en formant des terrasses de mar- nes. Ces sédiments contiennent jusqu'à 90-95 % de CaCO_3 et de fragments de coquilles d'escargots et de mollusques des genres *Valvata* et *Limnaea*, ces derniers étant des habitants de lacs alpins. Dans les lacs baltiques, on a constaté la présence à des profondeurs de 7 à 12 m d'une "zone littorale" très caractéristique qui a été formée par des coquilles mortes ("commu- nautés de la matière morte"). Ces sédiments sont caractéristiques des petits lacs, des étangs et de certains cours d'eau.

Les rapports qui s'établissent au cours de la précipitation et de la sédimentation du fer sont essentiellement différents. Les organismes aquatiques qui participent à ces processus ne sont pas les acteurs principaux des changements des conditions de solubilité dans l'eau, mais ils ont une aptitude à stocker les composés du fer dans leurs gainages, comme c'est le cas des bactéries ferrugineuses et de nombreuses algues. Des quantités importantes de bicarbonate ferreux dissous peuvent appa- raître dans les lacs quand l'oxygène devient déficitaire, et quand la valeur du pH baisse de façon prononcée. Si l'oxygène est transporté jusqu'à l'hypolimnion par diffusion, il se produit une précipitation de l'hydroxyde ferrique (limonite) et des sédi- ments se forment au fond des lacs stratifiés, eutrophiques. Ces sédiments sont caractéristiques des lacs du nord de l'Europe, du Canada et d'autres régions.

Contrairement à ce qui se passe pour ces dépôts calcaires et ceux de composés de fer, la précipitation de l'acide silicique est due principalement à l'action des cellules vivantes. C'est notamment le cas des diatomées dont la carapace siliceuse se dé- pose au fond du lac, en enrichissant les sédiments avec le SiO_2 . Les kystes siliceux d'un groupe de flagellés (chrysomonades) jouent également un rôle important dans la formation de sédiments lacustres. Pour donner une idée quantitative des frus- tules de diatomées se trouvant dans les sédiments d'un lac normal, l'expert autrichien Franz Ruttner indique (1) que, dans le Lunzer Untersee, il s'est déposé au cours d'une année 21 millions de frustules de diatomées par cm^2 du fond du lac, dont la majorité (*Cyclotella comensis*) provenait du plancton. Dans les lacs où les sédiments allochtones sont plutôt négligeables, il y a formation d'un dépôt siliceux pur (terre diatomique).

Les plus intéressants des constituants des sédiments, du point de vue biologique, sont les substances organiques. Une partie de la matière organique du fond des lacs était dissoute dans l'eau (p. ex. les matières humiques), et n'est plus en solution par suite des processus physico-chimiques. Ces colloïdes humiques ont à leur entrée dans le lac été floculés par les ions de calcium et d'autres sels dissous et forment un sédiment gélatineux de couleur brune (lequel porte le nom de *dy* dans les lacs de Scandinavie). Puisque les eaux riches en matières humiques sont caractéristiques des régions marécageuses, la formation de ces sédiments bruns est intensive dans les lacs alimentés par les eaux de marécages. Les matières humiques sont allochtones, mais le mécanisme de leur précipitation est autochtone. Ce sédiment est typiquement acide et la teneur en carbone organique de l'humus de *dy* est généralement supérieure à 50 %.

Les constituants organiques des sédiments lacustres se présentent à l'origine sous forme de particules. Le rôle principal, dans leur formation, appartient à la sédimentation du plancton. Cette matière organique (avec plus ou moins de constituants de nature minérale), après avoir été transformée par l'activité des animaux et des bactéries du fond du lac, forme un sédiment très visqueux, d'une coloration grisâtre à brune, qu'en terminologie scandinave on appelle *gyttja* (prononcé "yüttya"). Cette vase de texture fine est un mélange de restes végétaux et animaux, de précipités chimiques et de substances minérales. La matière humique de ce sédiment contient généralement moins de 50 % de carbone organique, et sa décomposition dans des conditions aérobies contribue beaucoup à l'apport d'éléments nutritifs pour la production organique des lacs. La fossilisation de la *gyttja* mène à la formation d'anthracite.

Il a été établi dès 1934 que la quantité du sédiment déposé par unité de surface du fond du lac et par an était, dans certains lacs alpins, de 3056 kg de poids sec par hectare, la majorité étant un sédiment allochtone avec une part organique de 784 kg, 20,4 kg d'azote et 4,3 kg de phosphore.

En 1950, E.A. Thomas a fait une série d'études sur plusieurs lacs suisses, où il a comparé les quantités mensuelles des matières retenues dans les lacs avec les sédimentations qui s'y trouvent, ce qui lui a permis d'établir la distinction entre les types de lacs eutrophes et oligotrophes (3).

L'hydrobiologiste soviétique S.J. Kuznetsov a résumé en 1959 les connaissances alors disponibles sur les processus qui se déroulent dans une *gyttja*. Les protéines sont décomposées par les "bactéries de putréfaction", les produits finals de cette minéralisation étant CO_2 , H_2O , NH_3 et H_2S . La décomposition de la cellulose se fait en deux phases :

- 1) hydratation de la cellulose aboutissant à la formation d'hexose ($\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5 + \text{H}_2\text{O} = \text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$);
- 2) ensuite dégradation de l'hexose en acides organiques, et finalement en CH_4 .

Des quatre espèces bactériennes qui produisent le méthane, notamment *Methanosarcina methanica*, *Methanococcus mazei*, *Methanobacterium soehngenii*, *M. omelianskii*, la première a une importance particulière pour les processus métaboliques dans les lacs, parce qu'elle est de loin la plus importante dans les eaux naturelles et qu'elle est capable de produire le méthane à des températures basses (5°C), tandis que les autres ne sont actives qu'à des températures nettement plus élevées. Toutes les bactéries méthanogènes sont strictement anaérobies; elles ne peuvent utiliser que les substances organiques de poids moléculaire plus bas (acides gras, alcools, cétones). La cellulose et les substances analogues doivent être d'abord dégradées par d'autres bactéries avant que la formation de méthane puisse commencer. La fermentation du méthane se déroule seulement dans un milieu alcalin, ce dont il résulte que dans un biotope acide (p. ex. marécage) la cellulose reste inchangée.

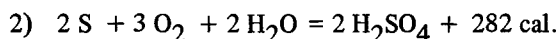
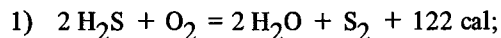
Certaines espèces bactériennes aérobies et anaérobies (p. ex. *Bacillus amylobacter*) sont capables de fermenter la pectine (hydrate de carbone complexe contenu dans les membranes cellulaires végétales). Le bois parvenu au fond du lac est légèrement modifié, ce phénomène étant dû au fait que la lignine peut être dégradée par les champignons aérobies (qui ne se trouvent dans l'eau que de temps à autre) et non pas par les bactéries. L'amidon et la graisse, les deux plus importants aliments de réserve, sont décomposés par une multitude d'organismes. Il existe des bactéries spécialisées qui sont capables de dégrader la chitine, la substance contenant l'azote organique de la cuticule des arthropodes, et l'on sait que le micro-organisme aérobie *Bacterium chitinovorum* hydrolyse la chitine (p. ex. les coquilles des *Daphnia*); on connaît également les fermenteurs anaérobies de la chitine qui complètent la décomposition dans les couches plus profondes des sédiments.

Il convient de souligner que, outre les bactéries mentionnées ci-dessus, des champignons aquatiques, des algues, des flagellés, des ciliés, enfin des animaux supérieurs de la biocénose des sédiments du fond de lac, participent activement à ces processus.

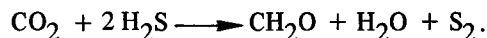
Ce n'est qu'en présence d'oxygène que la décomposition des matières organiques se déroule complètement, avec formation de produits minéraux.

Dans les lacs très eutrophes et particulièrement dans les lacs méromictiques (dont les eaux ne sont pas mélangées même pendant la période de refroidissement hivernal), et dans des conditions anaérobies, la décomposition est différente et moins connue. De ce métabolisme anaérobie résulte le *sapropel*, qui est une vase putride, dépourvue d'oxygène, riche en bactéries, laissant s'échapper certains produits de décomposition (méthane, etc.), et contenant du sulfure de fer et des composés ammoniacaux (4). Ce matériel est l'habitat d'une communauté sapropélique (5) de bactéries et de protistes incolores. La décomposition des matières organiques est stoppée à des phases organiques intermédiaires (p. ex. méthane). Il a été prouvé que ce matériel peut survivre à des époques géologiques et subir une fossilisation (p. ex. sapropélite, dépôts bitumineux sédimentaires, pétrole). La présence des produits minéraux finals de décomposition ne signifie pas que les mécanismes de transformation chimique sont arrêtés.

Les bactéries sulfureuses incolores du type *Beggiatoa*, *Thiothrix*, *Achromatium*, *Thiospira*, etc., participent à des réactions de chimiosynthèse selon le schéma suivant (1) :



Les bactéries sulfureuses pourpres (*Thiorhodaceae*) participent quant à elles à des réactions de photosynthèse du type suivant :



On a trouvé des bactéries sulfureuses incolores dans les grandes profondeurs des lacs où règnent les ténèbres. De même, on a constaté que dans des conditions favorables les *Thiorhodaceae* peuvent recouvrir tous les sédiments du fond des eaux peu profondes en une abondance telle que la coloration rouge devient visible depuis une distance considérable. D'autre part, Kuznetsov a établi que dans le lac Belovod (URSS), les bactéries du genre *Chromatium* (qui appartient aux *Thiorhodaceae*) peuvent se trouver au-dessous du point de compensation du phytoplancton photo-autotrophe. Dans des lacs d'Autriche et de Sumatra (Indonésie), on a pu établir que des *Thiorhodaceae* étaient présentes aux mêmes profondeurs que les bactéries sulfureuses incolores (p. ex. *Achromatium mobile*). Ces observations suggèrent que certaines espèces de *Thiorhodaceae* peuvent participer à la photosynthèse et à la chimiosynthèse, une toute petite intensité lumineuse étant cependant nécessaire pour l'activité des bactéries pourpres.

Il existe aussi des bactéries sulfureuses vertes qui contiennent un pigment vert (bactériochlorine) et qui ont un métabolisme semblable à celui des *Thiorhodaceae*. Ces micro-organismes photo-autotrophes utilisent l' H_2S comme donneur d'hydrogène, et le soufre se dépose hors des cellules comme produit métabolique. A ce groupe appartiennent *Chlorobium limicola* et *Chlorochromatium* (1).

On mentionnera encore le groupe des thiobactéries (p. ex. *Thiobacillus*), elles aussi chimio-autotrophes, c'est-à-dire capables d'oxyder les thiosulfates dans les ténèbres complètes.

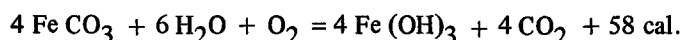
Les sulfates qui résultent de ces processus retournent au cycle métabolique. Il est connu qu'une grande partie de l' H_2S , dans les eaux profondes de beaucoup de lacs, provient de la réduction des sulfates, illustrée par l'équation suivante (1) :



Des réactions analogues se produisent également dans les sédiments de lacs à l'aide des bactéries *Microspira desulfuricans* et autres.

Comme on l'a déjà mentionné, les bactéries sulfureuses nécessitent une certaine concentration limitée d'oxygène. Dans les lacs oligotrophes ou eutrophes, à l'époque du renversement chimique, physico-chimique et biologique, ces bactéries se trouvent dans la couche supérieure des sédiments du lac, mais pas dans la masse d'eau. Pendant la période de stagnation, quand la teneur en oxygène dans l'eau profonde se trouve réduite du bas vers le haut, un nuage de bactéries sulfureuses se dégage du fond pour monter dans les couches d'eau, au fur et à mesure que la teneur en oxygène dissous diminue (1).

D'après Kuznetsov (1959), les bactéries ferrugineuses utilisent l'énergie libérée par l'oxydation du fer ferreux en fer ferrique, selon l'équation suivante :



On croit qu'une partie de ces bactéries participent à la chimiosynthèse.

Selon Kuznetsov, la chimiosynthèse joue un rôle moins important que la photosynthèse dans les processus métaboliques des lacs.

2. ANIMAUX BENTHIQUES DES SEDIMENTS LACUSTRES (1)

L'intérieur des sédiments ne contient pas d'oxygène, par suite des processus d'oxydation qui s'y déroulent et des échanges de diffusion (6). La quantité de substances réductrices qui se trouvent dans les sédiments lacustres et qui peuvent partiellement diffuser vers les couches d'eau se trouvant immédiatement au-dessus de la surface des sédiments, ainsi que la teneur en oxygène de ces couches à l'interface sédiments-eau, déterminent l'"aération" ou la "non-aération" des couches supérieures des sédiments. Ceci explique la diversité des transformations biochimiques et des conditions de vie animale dans ces dernières couches.

Dans les lacs oligotrophes qui contiennent une quantité considérable d'oxygène dans les eaux profondes et des quantités insignifiantes de substances réductrices dans les sédiments vivent, dans et au-dessus des sédiments, de 100 à 200 espèces animales (à l'exception des protozoaires). Dans les lacs eutrophes, l'hydrobiologiste danois Wesenberg-Lund (7) n'a découvert que 23 espèces seulement.

Si la teneur en oxygène de l'hypolimnion est réduite à zéro et si les couches d'eau immédiatement au-dessus des sédiments sont riches en substances réductrices (p. ex. H_2S), les sédiments deviennent un milieu azoïque, du moins en ce qui concerne les types animaux supérieurs. Seuls les protistes anaérobies peuvent exister dans de pareilles conditions. On relève que certains animaux cherchent et trouvent cette zone pendant la journée et la quittent pour gagner l'épilimnion durant la nuit (8).

On a pu établir l'influence de la teneur en oxygène sur la distribution des larves de moucheron qui représentent un des plus importants constituants de la communauté animale des sédiments lacustres. Ainsi, l'étude de la faune du fond du lac peut servir à tirer des conclusions valables sur le bilan de l'oxygène et sur le type de productivité d'un lac.

La zone profonde est peuplée d'une communauté qui se nourrit de substances organiques produites dans d'autres biotypes (p. ex. dans la couche trophogène où, sous l'effet de la lumière, l'activité des végétaux verts du plancton ou des rives entraîne la synthèse des substances organiques (4)).

D'après les investigations d'Alsterberg (6), les tubificides contribuent en permanence au réaménagement des sédiments, dont leurs pelotes fécales représentent un constituant caractéristique.

Des investigations récentes ont permis de découvrir la vie animale jusqu'à une profondeur d'environ 20 cm dans les sédiments. De nombreuses espèces construisent des tubes dont un bout, en forme d'une cheminée étroite, se trouve au-dessus de la surface des sédiments et sert à la respiration de ces espèces. D'autres animaux creusent des terriers verticaux en forme de U, dans lesquels un courant d'eau se produit, et qui servent aux mêmes fins.

Un autre facteur écologique qui influe sur la composition de la communauté des zones lacustres profondes est une température basse et uniforme. Une partie seulement de ses habitants sont oligothermes, beaucoup d'autres pouvant exister à des températures plus élevées et supporter tant de grosses variations de température (on les dit eurythermes). Parmi les espèces oligothermes qui sont d'importance pour la géographie animale, il faut mentionner les relictés ou reliques glaciales. Cette appellation désigne les espèces survivantes d'un groupe qui, à l'époque glaciaire, était répandu dans la région européenne, mais qui avec le recul des glaciers a cherché refuge dans des zones à température basse constante. Ainsi, certains crustacés du glaciaire baltique (*Mysis relicta* et *Pontoporeia affinis*) vivent aujourd'hui dans les lacs baltiques, tandis que l'on trouve dans les lacs alpins de l'Europe centrale des turbellariés (classe de vers plats) qui sont également des relictés glaciaires.

3. STRATIFICATION DES SEDIMENTS (1)

Le phénomène de la stratification se produit particulièrement dans les lacs où la disparition de l'oxygène dans les zones profondes s'oppose au développement de la faune supérieure des fonds lacustres, dont les activités d'alimentation perturbent généralement les couches de sédiments. La stratification des sédiments ne peut d'autre part se faire que si la formation du sapropel n'a pas encore commencé, car les bulles de méthane qui se libèrent à cette occasion perturbent elles aussi la stratification des sédiments.

Le lac de Zurich, étudié par Nipkow (9,10), fournit un exemple typique de la stratification annuelle du fond d'un lac. La première poussée planctonique des diatomées *Tabellaria fenestrata* a été enregistrée en 1896, date correspondant à la formation d'une couche de sédiments, ce que l'on a pu démontrer par voie microscopique. Au préalable le fond de ce lac contenait un sédiment inorganique de *gyttja*, caractéristique des lacs alpins oligotrophes. A partir de cette année 1896, on a constaté un épuisement de l'oxygène dans les zones profondes du lac, la formation de sapropel, la disparition de la faune des zones profondes et l'apparition de stratifications annuelles où une couche organique succède à une couche minérale. Nipkow a étudié du point de vue de leur teneur en organismes toutes ces couches qui se sont superposées de 1895 à 1919.

Même en l'absence de laminages visibles, les investigations stratigraphiques et l'étude des microfossiles des sédiments lacustres fournissent des informations utiles sur l'évolution des lacs (11). D.A. Livingston (12) a construit en 1955 un échantillonneur et carottier de sédiments lacustres, qui a servi à étudier un certain nombre de lacs européens. Les investigations faites sur les sédiments du lac de Zurich à l'aide du piston carottier Kullenberg ont démontré la dépendance nette des niveaux trophiques.

Les teneurs en xanthophylle et en acide silicique constituent des indicateurs valables des conditions dans une eau où s'opère la sédimentation (13).

4. PROCESSUS AU CONTACT DES SEDIMENTS ET DE L'EAU D'UN LAC

Dans les régions équatoriales, les températures des zones profondes des lacs tropicaux sont d'environ 20°C plus élevées que celles des lacs des zones tempérées. De ce fait, les réactions chimiques et biochimiques sont de quatre à neuf fois plus rapides dans les lacs tropicaux, et la décomposition des composés organiques dans les sédiments lacustres s'y déroule considérablement plus vite que dans les lacs où les sédiments se trouvent à basse température.

W. Einsele (14) a décrit en 1936 les relations entre les cycles du phosphore et du fer dans l'hypolimnion des lacs eutrophes européens. Le fer ferreux et les phosphates forment dans l'hypolimnion de ces lacs du phosphate ferrique quand l'oxygène est introduit et quand le milieu devient alcalin. Ce précipité, avec l'hydroxyde ferrique qui provient de l'excès du fer, se dépose dans les sédiments lacustres. Quand l'oxygène devient déficitaire dans les sédiments, le fer ferrique est réduit en fer ferreux et le phosphore est remis en solution. Ainsi, dans les petits lacs peu profonds, où une interaction intense existe entre les sédiments et la masse d'eau, les phosphates sont soumis à un cycle persistant dans l'hypolimnion.

M. Steiner (15) a démontré en 1938 que la libération des phosphates est le résultat d'une activité bactérienne de putréfaction et de l'activité des phosphatases sur les nucléoprotéines.

Compte tenu des nombreux facteurs en jeu, il n'est guère facile de savoir combien les sédiments influent sur la formation de la stratification chimique biogène, c'est-à-dire sur les changements et la distribution des matières dissoutes dans la masse d'eau d'un lac.

La décomposition des matières organiques dans les sédiments lacustres et la diffusion des produits de décomposition vers la surface des sédiments et l'eau au-dessus de cette surface de contact créent un courant d'échanges. Le second courant est de direction opposée, et consiste en combinaisons chimiques et en adsorption.

5. SEDIMENTS DES EAUX MARINES

Les mers et les océans ont longtemps été considérés comme des poubelles naturelles pour les déchets humains. D.W. Hood, professeur de sciences marines à l'Université de l'Alaska et éditeur de l'ouvrage "Impact de l'homme sur les océans" (Wiley-Interscience, 1971), cite une communication privée de G.M. Gross (Université de l'Etat de New York, à Stony Brook, 1970) selon laquelle environ 10×10^6 tonnes/an de déchets solides (en excluant les ordures et les débris flottables) sont déchargés dans l'océan Atlantique par la ville de New York, ce qui représente la plus grande source individuelle de sédiments déversés de l'Amérique du Nord dans l'Atlantique. Ces décharges consistent notamment en matériel radioactif, en déchets liquides composés d'effluents domestiques et en déchets liquides industriels contenant des produits chimiques et des substances toxiques en grandes quantités. Les caractéristiques biologiques et chimiques de ces déchets diffèrent de celles de l'eau marine dans laquelle ils sont déchargés. Il en résulte des modifications physiques, chimiques ou biologiques dans l'environnement marin, qui peuvent provoquer une pollution susceptible de s'étaler à de grandes distances en fonction des courants et de la distribution des couches marines superficielles.

Les changements induits par l'homme et qui produisent l'envasement, les changements des caractéristiques des courants par suite du dragage et de la construction navale, perturbent également l'environnement naturel. Le biologiste doit distinguer et séparer les effets des activités humaines des variations naturelles du milieu marin. L'auteur roumain M. Bascescu, qui a étudié en 1966 les effets des ouvrages hydrotechniques installés sur la côte roumaine sur la vie marine littorale (*Studii Hidraul. Inst. Studii Cerc. Hidrotech.*, 9 : 137), a observé des difficultés respiratoires dans certains groupes de la faune indigène, de même que l'inhibition de la photosynthèse, la réduction du nombre des organismes planctoniques et la disparition dans cette zone de nombreuses espèces d'organismes mobiles. Les études quantitatives de diverses formes sessiles ont démontré qu'un envasement abondant entraîne la disparition temporaire d'espèces sténobiotiques de la faune et de la flore (organismes ne supportant que de faibles variations biologiques du milieu) dont les roches constituent l'habitat, ces espèces étant remplacées par des formes tolérantes vis-à-vis de conditions de turbidité accrue.

Des taux de mortalité élevés d'huîtres relevés dans la baie de Matsushima (Japon) ont été attribués par les auteurs japonais H. Kan-No, M. Sasaki, Y. Sakurai, T. Watanabe et K. Suzuki (Bulletin of the Tohoku Regional Fish Research Laboratory, Japan, N° 25, 1965) à l'augmentation manifeste de l' H_2S total et de la matière organique dans les sédiments du fond au cours des dix années précédentes. Ils ont conclu que la cause de cette mortalité élevée était fonction des conditions physiologiques de la croissance des huîtres sous l'influence du milieu marin qui régnaient dans cette baie. Ces études ont également démontré que la mort des huîtres se produisait au cours de la maturation gonadale et de la période de reproduction, ce qui a induit une pollution organique à long terme.

Le nombre d'espèces de phytoplancton dans les zones polluées et la teneur en chlorophylle de l'eau marine diminuent à proximité des exutoires d'égouts et d'usines de papier, tandis qu'ils augmentent quand la dilution des substances nutritives ajoutées pour pouvoir être utilisées comme fertilisants est suffisante. L'auteur américain R.B. Tibby a mis en corrélation la productivité du phytoplancton et les effets biologiques de décharges d'égouts dans un milieu marin littoral (California State Water Quality Control Board, Sacramento, California, Publ. N° 29, 1965).

J. Perdriau a pu décrire les causes de la pollution marine des zones littorales de France et du Groenland occidental consécutive à la présence d'hydrocarbures carcinogènes dans les sédiments marins et les mollusques comestibles échantillonnés dans ces zones (*Cahiers Oceanogr.*, 16 : 205-219, 1964).

Il est difficile d'échantillonner une section transversale d'organismes microscopiques du fond des mers et des océans. L'auteur américain J.B. Lackey (16) a décrit une méthode d'échantillonnage de sections du fond marin qui n'ont pas été remuées. Les carottes prélevées ont un diamètre d'environ 3 cm, ce qui a permis des études poussées des micro-organismes des sédiments marins.

A l'interface vase-eau (couche supérieure de 2 à 5 mm d'épaisseur) on a identifié des algues, des protozoaires et certaines bactéries sulfureuses (Beggiatoales); les nématodes sont toujours abondants et l'on considère qu'ils jouent un rôle important dans le cycle des matières organiques à la surface de la vase ou au-dessous de cette surface. Des échantillonnages ont été également faits dans le sable de plages, entre la marée haute et basse, ainsi que dans des étangs d'eau salée.

Les différents micro-organismes qui ont été identifiés dans les sédiments marins peuvent être classés dans les catégories suivantes.

Parmi les bactéries sulfureuses, ce sont les espèces *Achromatium oxaliferum*, *Beggiatoa alba*, *B. arachnoidea*, *B. gigantea*, *B. leptomitiformis*, *B. minima*, *B. mirabilis*, *Vitreoscilla beggiatoidea*, *Thiovulum majus*, *Thiospira bipunctata*, et *Thiospirillum jenense* que l'on rencontre essentiellement.

Les algues identifiées dans les échantillons comprennent des algues bleu vert, des volvocales, des chlorophycées, des chrysophycées, des cryptophycées, aucune espèce ne paraissant être particulièrement abondante.

On a pu établir la présence de 43 espèces d'euglénophycées. Il est probable que ces micro-organismes, presque tous incolores, sont très importants dans le cycle des matières organiques. Les euglénophycées sont tolérantes envers l'H₂S et les sulfures, ce qui peut expliquer le rôle important qu'elles jouent dans le cycle du soufre.

Les diatomées se trouvent fréquemment en petit nombre à des profondeurs considérables dans le gros sable. Certaines se contentent d'une lumière très réduite pendant une longue période. Peu de formes actives sont incolores et sont des saprophytes facultatifs, peut-être même obligatoires.

Parmi 11 genres de dinoflagellés, les plus abondantes des 25 espèces identifiées sont *Amphidinium*, *Gymnodinium*, *Hemidinium*, *Massartia* et *Thecadinium kofoidi*.

Dans la catégorie des zooflagellés, 14 genres et 25 espèces ont pu être identifiés, en assez petit nombre. La majorité de ces micro-organismes appartiennent au type halosoïque et sont des anaérobies facultatifs. Leur rôle n'est pas important dans l'écologie des niches étudiées.

Les rhizopodes ne sont pas nombreux non plus, et une grande partie n'a même pas été classifiée.

Les ciliés constituent le groupe le plus important des micro-organismes présents dans les sédiments marins, du point de vue tant de la biomasse que du nombre d'espèces, dont 117 ont pu être identifiées. On leur attribue une importance semblable à celle des bactéries à l'interface vase-eau. Un nombre important de ces ciliés ingèrent certaines bactéries sulfureuses. Ceux que l'on a étudiés peuvent vivre dans des conditions microclimatiques différentes, mais il leur faut le plus souvent un milieu contenant de l'H₂S.

Il reste à combler un vide des connaissances sur les habitants marins benthiques, notamment les protozoaires, les algues microscopiques et certaines bactéries, spécialement celles qui accumulent le soufre élémentaire.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Ruttner, F. (1970) "Fundamentals of Limnology", 3d edition, University of Toronto Press, Toronto
2. Reid, G.K. (1961) "Ecology of Inland Waters and Estuaries", Van Nostrand Reinhold Co., New York - Cincinnati - Toronto - London - Melbourne
3. Thomas, E.A. (1955) "Sedimentation in oligotrophen und eutrophen Seen als Ausdruck der Produktivität", *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 12(3)
4. Colas, R., Vivier, P., & Cabaud, R. (1968) "Dictionnaire technique de l'eau et des questions connexes", Ed. Guy Le Prat, Paris
5. Lauterborn, R. (1915) "Die sapropelische Lebewelt", *Verh. natur. med. Ver. Heidelberg*, 13(4)
6. Ålsterberg, G. (1922) "Die respiratorischen Mechanismen der Tubificiden", *Lunds Universitets Arsskrift*, N.F. 2/18(2)
7. Wesenberg-Lund, C. (1917) "Furesøstudier", *Det Kgl. Danske Vidensk. Selskab Skrifter, Nat. og Mathem. Afd.*, 8 Række, III.1
8. Berg, K. (1937) "Contributions to the Biology of Corethra Meigen (Chaoborus Lichtenstein)", *Det Kgl. Danske Vidensk. Selskab Skrifter, Biol. Medd.*, 13(2)
9. Nipkow, F. (1920) "Vorläufige Mitteilungen über Untersuchungen des Schlammabsatzes im Zürichsee", *Rev. d. Hydrol.* 1(2)
10. Nipkow, F. (1950) "Ruheformen planktischer Kieselalgen im geschichteten Schlamm des Zürichsees", *Schweiz. Z. Hydrol.*, 12
11. Deevey, E.S. (1942) "Studies on Connecticut Lake Sediments", *Amer. J. Sci.*, 240(3)
12. Livingston, D.A. (1955) "A Lightweight Piston Sampler for Lake Deposits", Ecology, Purdue University, Lafayette, Indiana
13. Korde, N. W. (1960) "Biostratifikation und Typologie der Russischen Sapropel", Académie des Sciences de l'URSS, Moscou
14. Einsele, W. (1936) "Ueber die Beziehungen des Eisenkreislaufes zum Phosphorkreislauf im eutrophen See", *Arch. Hydrobiol.*, 29(2)
15. Steiner, M. (1938) "Zur Kenntnis des Phosphatkreislaufes in Seen", *Naturwissenschaften*, 26
16. Lackey, J.B. (1961) "Bottom Sampling and Environmental Niches", *Limnol. Oceanogr.*, 6(3) : 271-279, juillet

CHAPITRE XXIII

MICROBIOLOGIE DU LAIT

1. TERMINOLOGIE DU LAIT

Le *lait desséché* (lait en poudre) s'obtient par deux procédés de dessiccation : le chauffage sur cylindres ou la pulvérisation sous forme de brouillard.

Le *lait stérilisé* est du lait chauffé sous pression à une température bien supérieure à 180°C qui détruit toutes les formes végétatives et la plupart des formes sporulées des bactéries. L'avantage de ce lait réside dans sa grande qualité de conservation.

La *pasteurisation* peut également être réalisée selon deux procédés, habituellement désignés par les sigles suivants :

PLBT = Pasteurisation Lente à Basse Température, dans laquelle le lait est porté à une température de 62°C à 66°C et est maintenu de façon continue à cette température pendant au moins 30 minutes;

PRHT = Pasteurisation Rapide à Haute Température, dans laquelle le lait est porté à une température d'au moins 72°C et est maintenu à cette température pendant au moins 15 secondes.

La *réfrigération* s'opère soit avant, soit après la pasteurisation :

si c'est *avant la pasteurisation*, le lait doit être réfrigéré et maintenu au frais dès son arrivée à l'usine laitière afin d'empêcher la multiplication des micro-organismes;

si c'est *après la pasteurisation*, le lait doit être ramené à une température égale ou inférieure à 10°C; les bouteilles remplies seront transportées immédiatement dans une chambre frigorifique et maintenues jusqu'à leur livraison à une température égale ou inférieure à 5°C.

2. LE LAIT COMME HABITAT BACTERIEN

Le lait représente un milieu de culture idéal pour les bactéries; il consiste en gouttelettes de graisse émulsionnée et de constituants physiologiques dissous dans l'eau tels que sels, sucres et protéines. Les bactéries se développent plus vite dans le lait que dans l'eau.

La valeur du pH du lait frais est d'environ 6,8, valeur se situant dans l'intervalle optimal pour la croissance de la majorité des bactéries.

Compte tenu du fait que les bactéries contaminent en général le lait par l'intermédiaire de la poussière, on peut s'attendre à trouver n'importe quel type de bactéries dans le lait.

2.1 Effets du milieu sur les bactéries

Un des micro-organismes qui se plaît dans l'habitat que constitue le lait est *Streptococcus lactis*, lequel fermente le lactose (un des principaux sucres) en le transformant en acide lactique. Cette modification entraîne une baisse de la valeur du pH, de sorte que d'autres espèces microbiennes peuvent devenir prédominantes, telles *Lactobacillus casei* et *Lactobacillus acidophilus*. La figure XXIII.1 donne un aperçu des principales espèces de bactéries du genre *Lactobacillus* que peuvent contenir le lait brut ou ses sous-produits. Les lactobacilles fermentent les hydrates de carbone (sucres) en produisant de l'acide lactique. Ils sont très largement distribués dans la nature : on les rencontre dans le fumier, le lait, les produits laitiers, etc. (Voir la figure XXIII.1 à la page 218.)

La croissance et la multiplication des bactéries s'accroissent très rapidement lorsque le lait est laissé au repos à une température de 20°C et plus, une population bactérienne considérable se développant alors en quelques heures. Si l'on garde le lait à la température du corps humain (37°C), cette température peut favoriser la croissance des bactéries coliformes *Aerobacter aerogenes* et *Escherichia coli* (aussi appelées colibacilles). Les bactéries coliformes s'introduisent dans le lait à partir de sources diverses : fumier, eau polluée, sol et plantes.

D'autres micro-organismes peuvent se développer dans le lait dans des conditions particulières, comme les *Clostridia*, *Streptococcus faecalis* et les entérocoques apparentés, *Pseudomonas aeruginosa*, et les levures qui fermentent le lactose.

En résumé, les facteurs écologiques qui affectent le plus la population bactérienne sont le degré d'anaérobiose, la température, la présence du lactose et la valeur du pH.

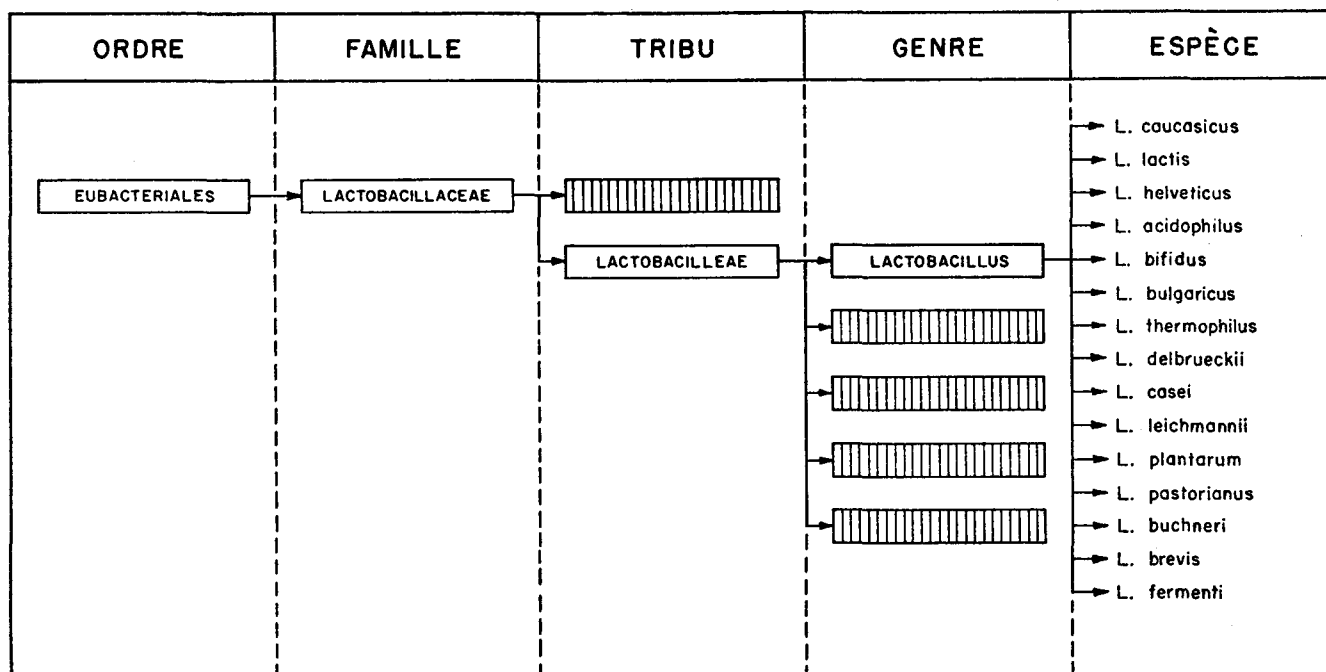


FIGURE XXIII.1

LES BACTERIES DU GENRE *LACTOBACILLUS*

2.2 Effets des bactéries sur le lait

Le lait, qu'il soit cru ou pasteurisé, surit au repos. Cela est dû, en particulier, à la production d'acide lactique par *Streptococcus lactis* ou par les lactobacilles.

Pseudomonas aeruginosa produit un pigment bleu qui peut colorer le lait.

Lorsqu'*Escherichia coli* ou *Aerobacter aerogenes* se multiplient, il y a fermentation et production d'acide. Il s'ensuit une production de gaz et de saveurs désagréables. Ces micro-organismes peuvent produire suffisamment d'acidité pour coaguler la caséine.

2.3 Effets de la congélation sur les bactéries

Plusieurs auteurs signalent que le lait pasteurisé congelé à des températures entre -21° et -23°C peut se conserver très longtemps (jusqu'à plusieurs mois). Murray et Coey ont noté (1958) que le lait pasteurisé entreposé durant six semaines à -12°C se conserve assez bien, et remarqué que la flore normale du lait pasteurisé n'était pas altérée par une telle congélation prolongée.

3. PATHOGENIE DU LAIT ET DES PRODUITS LAITIERS

Le lait contaminé et les produits laitiers peuvent être la voie de transmission de bien des maladies. Ce sont les pathogènes provenant d'animaux qui constituent la principale source d'infection, mais des personnes malades peuvent être également une source d'infection, et ceci à n'importe quel moment depuis la fabrication des produits laitiers jusqu'à leur consommation. Les phases les plus critiques, en ce qui concerne cette contamination due à l'homme, sont celles qui suivent la pasteurisation.

Parmi les maladies ainsi transmises, on peut distinguer d'une part des infections et intoxications bactériennes :

- anthrax
- botulisme
- brucellose
- infection causée par *Clostridium perfringens*
- infections causées par les bactéries coliformes entéropathogènes
- diphtérie
- leptospirose
- listériose

- pasteurellose
- salmonellose et shigellose
- intoxication par les staphylocoques
- infections causées par les streptocoques
- tuberculose;

et d'autre part des viroses et rickettsioses :

- encéphalite transmise par les tiques
- fièvre Q
- poliomyélite
- maladies à adénovirus
- maladies à entérovirus.

On peut d'autre part regrouper de la manière suivante les maladies transmises à l'homme par le lait (5) :

a) maladies propres à l'homme pouvant être transmises par le lait

- diphtérie
- tuberculose
- infections streptococciques (à entérotoxines)
- fièvre typhoïde
- fièvres paratyphoïdes et autres salmonelloses
- shigelloses
- intoxication par l'entérotoxine staphylococcique;

b) maladies de l'homme pouvant avoir, comme source première d'infection, le lait des animaux

Principales maladies

- tuberculose
- brucellose
- infections streptococciques
- intoxication par l'entérotoxine staphylococcique
- salmonelloses
- fièvre Q

Maladies moins importantes

- cow-pox
- vaccine
- pseudo-cow-pox (nodules du trayeur)
- fièvre aphteuse
- charbon bactérien
- leptospirose

Notes concernant certaines maladies virales

Certains faits ont été avancés qui tendraient à prouver que le lait de chèvre peut transmettre le virus de l'encéphalite. Cette possibilité a également été envisagée pour d'autres virus, mais on ne saurait prendre position à cet égard tant que des études complémentaires n'auront pas été faites.

Des virus comme ceux de la poliomyélite et de l'hépatite infectieuse chez l'homme pourraient théoriquement être transmis par le lait. On ne possède cependant pas jusqu'ici de données sûres indiquant que cette éventualité se soit jamais réalisée dans les conditions naturelles.

Élimination de quelques micro-organismes pathogènes

En ce qui concerne la tuberculose, les vaches et les chèvres infectées peuvent éliminer et éliminent effectivement les micro-organismes dans le lait sécrété par des glandes mammaires chimiquement normales. D'autre part, la transmission de l'animal à l'homme et vice versa des souches humaines et bovines du bacille tuberculeux a lieu non seulement par l'ingestion de matières infectées, mais aussi par les voies respiratoires.

Touchant la brucellose, le bétail laitier peut être infecté par l'une quelconque des trois souches principales de *Brucella* (*abortus*, *melitensis* et *suis*) et excréter un nombre considérable de micro-organismes dans le lait. Il n'est pas besoin d'insister sur le fait bien connu que les chèvres éliminent en énormes quantités dans leur lait *Brucella melitensis*, souche extrêmement virulente.

4. ELEMENTS D'HYGIENE DU MILIEU

4.1 Facteurs de contamination

Les poussières et les gouttelettes en suspension dans l'air peuvent contaminer le lait avec des micro-organismes tels que les staphylocoques, les rickettsies et les streptocoques, qui sont susceptibles, soit de produire des toxines nuisibles, soit de provoquer directement des infections chez les consommateurs.

Il faut empêcher rigoureusement tout contact du bétail avec les déchets humains, des organismes pathogènes risquant d'être présents dans les déjections humaines.

Le lait cru, s'il a une teneur bactérienne élevée, peut provoquer des troubles gastro-intestinaux, même lorsqu'il est soumis ultérieurement à un traitement destiné à tuer les bactéries. La présence dans le lait de micro-organismes qui peuvent donner lieu à la production d'entérotoxines constitue également un risque de maladie pour l'homme.

4.2 Mesures de lutte contre la contamination

Les principales mesures propres à éviter la contamination du lait sont les suivantes :

- surveiller la santé et la propreté des trayeurs;
- contrôler l'état sanitaire du bétail laitier;
- veiller à la propreté du milieu (locaux, ustensiles, etc.);
- éviter la poussière aux heures de traite (en assurant une aération adéquate);
- lutter contre les mouches sur le bétail et dans les locaux;
- procéder à l'inspection sanitaire des lieux (eau, voies de contamination, etc.);
- effectuer le contrôle de laboratoire de l'approvisionnement des fermes en eau;
- assurer la réfrigération rapide du lait à la ferme et son transport adéquat.

5. QUALITE DU LAIT ET ELIMINATION DES BACTERIES PATHOGENES

Il ne semble pas que la stérilisation complète du lait, procédé qui a d'ailleurs l'inconvénient de détruire le goût du lait frais, soit praticable du point de vue économique. Des mesures de contrôle très strictes sont cependant nécessaires.

La pasteurisation tue toutes les bactéries pathogènes présentes dans le lait sans en altérer le goût. De nombreuses bactéries inoffensives, comme *Streptococcus lactis*, survivent à la pasteurisation, mais si le procédé est correctement appliqué, on peut considérer que le lait est dépourvu de germes pathogènes.

Il convient cependant de noter que l'entérotoxine produite par certaines souches de staphylocoques peut survivre au chauffage et même à l'ébullition. Pour empêcher la multiplication des staphylocoques et la production de l'entérotoxine staphylococcique, il faut donc encourager par tous les moyens les intéressés à ne pas compter seulement sur le traitement thermique et à pratiquer un refroidissement rapide du lait cru après la traite. Ce lait doit être maintenu à basse température jusqu'au moment de la pasteurisation.

Il faut insister sur une application rigoureuse des procédés sanitaires adéquats lors de la production et de la mise en bouteilles du lait. Comme cependant même une manipulation conforme à ces procédés ne peut empêcher la transmission de la tuberculose (ou d'autres maladies) par des animaux malades, seul un lait pasteurisé peut être considéré comme étant sans danger.

Le tableau qui suit indique les conditions du traitement thermique nécessaires à l'inactivation des principaux organismes pathogènes qu'on peut trouver dans le lait.

TABLEAU XXIII - 1
INACTIVATION THERMIQUE DE PATHOGENES

Espèce	Température létale	Durée du traitement thermique (en minutes)
<i>Mycobacterium tuberculosis (bovis)</i>	62,8°C (145°F)	6
<i>Brucella abortus</i>	62,8°C (145°F)	5
<i>Salmonella typhosa</i> et <i>schottmuelleri</i>	60°C (140°F)	2
<i>Corynebacterium diphtheriae</i>	60°C (140°F)	1
<i>Shigella dysenteriae</i>	60°C (140°F)	10
Streptocoques (divers types)	54,5-62,8°C (130-145°F)	5
<i>Coxiella burnetii</i>	62,8°C (145°F)	30

Aux Etats-Unis d'Amérique, il est devenu de pratique courante d'exécuter des essais à la tuberculine et à l'agglutinine pour détecter la tuberculose et la brucellose chez les vaches.

La méthode la plus satisfaisante pour déterminer la présence des bacilles de la tuberculose dans le lait est celle de l'inoculation à l'animal.

6. CONTROLE SANITAIRE DE LA PRODUCTION ET DE LA DISTRIBUTION DU LAIT

Le contrôle sanitaire dans ce secteur revêt plusieurs formes :

- a) la surveillance du personnel ou son inspection;
- b) le contrôle de laboratoire;
- c) le contrôle bactériologique;
- d) la surveillance de la qualité;
- e) le contrôle de l'équipement;
- f) le contrôle chimique;
- g) le contrôle législatif.

Certaines de ces mesures, comme celles énumérées sous a) et b) par exemple, peuvent être combinées.

Le test au bleu de méthylène, d'une durée d'une demi-heure, constitue l'essai réglementaire pour des échantillons de lait non traité et pasteurisé. Il peut servir d'essai de triage pour toutes les quantités de lait brut. En prolongeant la période d'incubation des échantillons dans le bain-marie, ce test peut être utilisé pour le classement du lait, comme le montre le tableau suivant.

TABLEAU XXIII - 2
ESSAI AU BLEU DE METHYLENE

Temps de réduction du bleu de méthylène	Essai considéré comme	Qualité du lait
15 min	Peu satisfaisant	Très mauvaise
1/2 à 1 heure		Mauvaise
1 1/2 à 2 heures		Médiocre
3 à 4 heures	Douteux	Douteuse
4 1/2 à 6 heures	Satisfaisant	Bonne
pas réduit en 6 heures		Très bonne

L'essai à la résazurine, à température compensée, est utile dans les cas où l'on a besoin d'un test réglementaire dont le résultat est rapidement connu. Comme le changement de couleur est continu, ce test peut être interrompu à n'importe quel moment. La couleur est déterminée à l'aide d'un comparateur avec disque coloré. Les résultats sont interprétés conformément au tableau XXIII - 3 (voir page 222).

L'épreuve de la phosphatase s'effectue en laboratoire. La phosphatase est une enzyme que l'on trouve dans le lait cru. Elle est plus résistante à l'inactivation par la chaleur que ne l'est aucun germe pathogène; par conséquent, sa destruction indique que la pasteurisation a été efficace. La présence de phosphatase est donc révélatrice d'un lait mal pasteurisé ou adul-téré par l'addition de lait cru.

La recherche des coliformes. Un résultat satisfaisant à l'épreuve de la phosphatase ne garantit cependant pas que le lait n'a pas été contaminé par les manutentionnaires après la pasteurisation. Afin de le vérifier, on effectue en laboratoire la recherche des bactéries coliformes. Cependant, même un résultat négatif indiquant l'absence de coliformes n'élimine pas la possibilité que le bacille de la diphtérie ou les streptocoques se soient introduits dans le lait. La meilleure protection contre ce danger est la salubrité des laiteries et l'examen médical des manutentionnaires.

TABLEAU XXIII - 3
ESSAI A LA RESAZURINE

N° du disque	Couleur	Qualité	Suite normale de l'essai
6	Bleue	Satisfaisante	Lait accepté pour le commerce du lait liquide
5	Légèrement mauve		
4	Mauve		
3 1/2	Rosâtre-mauve clair	Douteuse	Lait pouvant être sauvé, mais généralement rejeté : la décision dépend beaucoup de la laiterie réceptrice
3	Rosâtre-mauve plus foncé		
2	Rose		
1	Rose foncé		
1/2	Blanc marbré, avec bande rose	Peu satisfaisante	Lait rejeté et retourné au producteur
0	Blanche		

Le refroidissement des produits laitiers. Le producteur doit refroidir le lait immédiatement après chaque traite à une température ne dépassant pas 10°C et le maintenir au plus à cette température jusqu'à livraison. Le laitier en charge d'une laiterie, d'un poste de réception ou d'un dépôt doit conserver et maintenir à une température ne dépassant pas 10°C le lait, la crème et les breuvages lactés. Une fois embouteillés ou emballés, les produits doivent être maintenus dans les récipients originaux et gardés à une température d'au plus 10°C jusqu'au moment de leur livraison.

Les mots pasteurisation et pasteurisé doivent être compris comme se rapportant au procédé par lequel chaque particule de lait, de crème, ou de tout autre breuvage lacté est chauffée à une température de 62,8°C (145°F), maintenue à cette température pendant au moins 30 minutes, immédiatement refroidie à une température de 7,2°C (45°F) et maintenue à cette température jusqu'à livraison; ou à tout autre procédé démontré comme étant au moins aussi efficace et aussi sûr et qui, de même que les appareils qu'il nécessite, est approuvé par les autorités sanitaires compétentes.

TABLEAU XXIII - 4
EFFET DE LA TEMPERATURE D'ENTREPOSAGE DU LAIT SUR LES BACTERIES
(d'après bibliographie - 6)

[avec l'aimable autorisation de McGraw-Hill Book Co., Inc, New York]

Température (°C)	Variations du nombre de bactéries	Micro-organismes prédominants
1-4	Diminution lente les premiers jours suivie d'une augmentation graduelle après 7 à 10 jours	Organismes psychrophiles : <i>Achromobacter</i> , <i>Flavobacterium</i> , <i>Pseudomonas</i> et <i>Alcaligenes</i>
4-10	Légère variation au cours des premiers jours, suivie d'une augmentation rapide; après 7 à 10 jours ou plus, présence d'une grande population	Comme ci-dessus (des changements physiques se produisent : protéolyse, viscosité, caillage, etc.)
10-20	Augmentation rapide; en l'espace de quelques jours au plus, la population devient excessive	Surtout les espèces produisant de l'acide comme les streptocoques lactiques
20-30	Une grande population se développe en quelques heures	Streptocoques lactiques, coliformes et autres mésophiles, qui, en plus de l'acide, peuvent produire des gaz et de mauvaises saveurs
30-37	Une grande population se développe en quelques heures	Groupe des bactéries coliformes
> 37	Une grande population se développe en quelques heures	Quelques mésophiles et thermophiles : <i>Bacillus coagulans</i> et <i>B. stearothermophilus</i>

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. American Public Health Association (1967) "Standard Methods for the Examination of Dairy Products", 12th ed., W.G. Walker, ed.; A.P.H.A., Inc., Washington, D.C.
2. Harvey, W.C., & Hill, H. (1967) "Milk, Production and Control", 4th ed., H.K. Lewis, London
3. Jawetz, Melnick & Adelberg (1969) - "Review of Medical Microbiology - The Microbiology of Special Environments (Water, Milk, Aliments, Air, Soil)", Lange Medical Publications, Los Altos, California
4. Lewis, K.H., & Angellotti, R. (1964) "Examination of Foods for Enteropathogenic and Indicator Bacteria", Review of methodology and manual of selected procedures, U.S. Public Health Service, Publ. No 1142, New York
5. Organisation mondiale de la Santé (1957) "Premier rapport du Comité mixte FAO/OMS d'experts de l'hygiène du lait", *Série de Rapports techniques*, No 124, OMS, Genève
6. Pelczar, M.J., & Reid, R.D. (1970) "Microbiology", McGraw-Hill Book Co., Inc., New York

REFERENCES SUPPLEMENTAIRES

- Murray, J.G., & Coey, W.E. (1959) "The Effect of Freezing and Storage on the Bacterial Flora of Pasteurized Milk", *J. Appl. Bact.*, 22(1), 125-130
- New York State Dept. of Health (1959) "Efficiency of Various Methods of Treatment, Milk Plant Wastes, New York State", Research Report No 2, New York State Water Pollution Control Board, Albany
- Edeline, F., Van Beneden, G., Lambert, G., & Faticcioni, H. (1967) "Etude d'une station d'épuration pour eaux de laiteries à Amblève", *La Tribune du Cebedeau*, Nos 285-286
- Barber, F.W. (1959) "Pasteurization Controls in Relation to Inactivation of Pathogenic Microorganisms", Milk Sanitation Administration Selected Lectures, Public Health Service, Publ. No 728, U.S. Dept. of Health, Education & Welfare, Communicable Disease Center, Atlanta, Georgia
- Enright, J.B., Sadler, W.W., & Thomas, R.C. (1957) "Thermal Inactivation of *Coxiella burnetii* in Milk Pasteurization", Public Health Service, Publ. No 517, U.S. Dept. of Health, Education & Welfare

CHAPITRE XXIV

MICROBIOLOGIE DU SOL

La population microbienne du sol, connue sous le nom de *microflore tellurique*, se compose de six groupes principaux de micro-organismes — bactéries, actinomycètes, champignons, algues, protozoaires et virus — qui ont un rôle vital et irremplaçable à jouer à l'intérieur de la biosphère. Même si les bactéries sont les plus abondantes (voir tableau XXIV-1), leur poids global sur une superficie donnée est inférieur à celui des autres organismes, car elles sont extrêmement petites. Les premiers six inches (environ 15 cm) d'un sol en constituent, en général, la partie la plus active biologiquement.

TABLEAU XXIV - 1
EXEMPLE DE POPULATIONS D'ORGANISMES DANS UN SOL AGRICOLE FERTILE

(d'après Burges, A. (1958) "Micro-organisms in the Soil")

[reproduit avec l'aimable autorisation de Hutchinson & Co. (Publishers), Ltd., Londres]

Organismes	Nombre par gramme de sol
Bactéries :	
numération directe	2 500 000 000
numération sur plaque après dilution	15 000 000
Actinomycètes	700 000
Champignons	400 000
Algues	50 000
Protozoaires	30 000

Dans un sol minéral, la population microbienne diminue rapidement avec la profondeur, comme le montre le tableau suivant.

TABLEAU XXIV - 2
EXEMPLE DE DISTRIBUTION DES MICRO-ORGANISMES DANS UN SOL MINÉRAL

(d'après bibliographie - 2)

Profondeur (cm)	Organismes (10 ³ /gramme de sol)				
	Bactéries aérobies	Bactéries anaérobies	Actinomycètes	Champignons	Algues
3-8	7 800	1 950	2 080	119	25
20-25	1 800	379	245	50	5
35-40	472	98	49	14	0,5
65-75	10	1	5	6	0,1
135-145	1	0,4	—	3	—

Dans un sol organique, en revanche, la population bactérienne diminue à peine avec la profondeur, et elle est parfois plus grande à 160 cm qu'à la surface du sol (3). Dans un sol ombragé de forêt, la population la plus importante se trouve fréquemment dans le premier ou les deux premiers centimètres du sol; dans le sol des champs, au contraire, elle se situe à plusieurs centimètres sous la surface de la croûte supérieure du sol.

1. LES BACTERIES

Les bactéries du sol sont en général des hétérotrophes, c'est-à-dire des organismes tirant leur énergie de la dégradation de la matière organique du sol.

1.1 Distribution et abondance

De tous les micro-organismes du sol, ce sont les plus abondants, leur nombre étant en général plus considérable que celui des cinq autres groupes réunis (4). Les bactéries sont présentes du Pôle Nord au Pôle Sud, dans les déserts, les cavernes, les volcans, les sources d'eau chaude, etc.

D'après Clark (1967), les bactéries les plus répandues dans le sol sont les bactéries de la famille des *Corynebacteriaceae* qui pourraient représenter jusqu'à 65 % de la microflore bactérienne totale; les bacilles sporulés en représenteraient en gros 25 %, les 10 % restants comprenant différents genres.

On admet en général que la densité de la microflore bactérienne totale, exprimée en nombre de cellules bactériennes par gramme de sol, est comprise entre 10^6 et 10^9 . Il est cependant plus intéressant de connaître la biomasse (masse des organismes vivants par unité de surface) que la densité bactérienne, car elle donne une idée de la quantité de protoplasme vivant présent dans le sol. La biomasse bactérienne est de l'ordre de 1000 à 2000 kg/ha dans les sols peu peuplés, et de 3000 à 7000 kg/ha dans les sols très riches. Dans la plupart des sols, la biomasse bactérienne est inférieure à la biomasse fongique, mais supérieure à la somme des biomasses des algues, protozoaires et nématodes (5).

1.2 Classification

Les bactéries et autres organismes apparentés appartiennent à la classe des schizomycètes, qui comprend dix ordres, dont trois seulement comprennent des espèces qui prédominent dans les sols : les *Pseudomonadales*, les *Eubacteriales* et les *Actinomycetales*. Les principales caractéristiques des genres auxquels appartiennent ces espèces sont résumées ci-après.

I - Ordre des *Pseudomonadales*

A - Famille des *Pseudomonadaceae*

- 1) Genre *Pseudomonas* : Aérobie. Bâtonnets gram-négatifs, asporulés, qui produisent souvent des pigments fluorescents bleus ou verts.

II - Ordre des *Eubacteriales*

A - Famille des *Rhizobiaceae*

- 1) Genre *Rhizobium* : Aérobie. Bâtonnets gram-négatifs, asporulés, qui vivent en symbiose avec les légumineuses pour fixer l'azote atmosphérique.
- 2) Genre *Agrobacterium* : Anaérobie facultatif. Bâtonnets courts gram-négatifs, asporulés.
- 3) Genre *Chromobacterium* : Anaérobie facultatif. Bâtonnets courts gram-négatifs, asporulés, qui produisent des pigments violets.

B - Famille des *Achromobacteriaceae*

- 1) Genre *Achromobacter* : Bâtonnets gram-négatifs, asporulés.
- 2) Genre *Flavobacterium* : Bâtonnets courts gram-négatifs, qui produisent des pigments jaune ou orange.

C - Famille des *Micrococcaceae*

- 1) Genre *Micrococcus* : De forme sphérique, asporulés, gram-positifs et parfois négatifs.
- 2) Genre *Sarcina* : De forme sphérique, asporulés, ordinairement gram-positifs.

D - Famille des *Corynebacteriaceae*

- 1) Genre *Corynebacterium* : Aérobie et anaérobie. Bâtonnets minces, droits ou incurvés, gram-positifs.
- 2) Genre *Arthrobacter* : Aérobie. Organismes typiques du sol.

E - Famille des *Bacillaceae*

- 1) Genre *Bacillus* : Aérobie et anaérobie facultatif. Spore généralement centrale, non déformante.
- 2) Genre *Clostridium* : Bâtonnets anaérobies qui forment des endospores.

III - Ordre des *Actinomycetales*

A - Famille des *Mycobacteriaceae*

- 1) Genre *Mycobacterium* : Aérobie. Bâtonnets gram-positifs.

1.3 Influence de l'environnement édaphique

Les conditions énergétiques, physiques, chimiques et biologiques qui règnent dans le sol et qui conditionnent le comportement et les réactions de la microflore tellurique sont désignées sous le terme global d'*environnement édaphique*.

Les bactéries du sol sont en majorité des chimio-organotrophes, c'est-à-dire des organismes tirant leur énergie de la dégradation de la matière organique. Le groupe des bactéries chimolithotrophes est aussi important, parce qu'un grand nombre des processus qu'accomplissent ces bactéries sont essentiels pour la production des récoltes.

Parmi les facteurs qui influencent la nature et les activités biochimiques de la flore bactérienne du sol, on signalera en particulier l'humidité, l'aération, la température, le pH, la matière organique et les éléments inorganiques.

1.3.1 Humidité

L'eau est, certes, un des facteurs écologiques les plus puissants. Elle constitue la majeure partie du protoplasme des cellules. Un excès d'eau est néfaste à la prolifération bactérienne car il empêche les échanges gazeux et diminue la quantité d'oxygène moléculaire disponible pour les bactéries, ce qui entraîne des conditions d'anaérobiose.

On trouve une densité bactérienne maximale dans des sols à teneur élevée en humidité. Le niveau optimal d'activité pour les bactéries aérobies se situe souvent dans les sols dont l'humidité est d'environ 50-70 % de la capacité de rétention du sol.

1.3.2 Aération

Dans les sols bien aérés (3), les bactéries et champignons dominent, tandis que dans les sols contenant peu ou pas d'oxygène moléculaire, les bactéries sont seules responsables de la quasi-totalité des changements chimiques et biologiques qui se produisent.

1.3.3 Température

Chaque espèce bactérienne possède une température optimale de croissance et une plage de température en dehors de laquelle cesse toute activité à fin pratique.

Le pourcentage des micro-organismes tués par le gel dépasse rarement 50 % ; il reste en général compris entre 10 et 20 %, alors que la dessiccation détruit au moins 80 à 90 % des micro-organismes telluriques.

On peut citer un exemple particulièrement net de la perturbation de l'équilibre biologique par la température dans le fait qu'aux températures élevées (25 à 30°C), les processus de minéralisation de l'azote organique l'emportent sur les processus d'immobilisation, alors qu'aux basses températures (inférieures à 10-15°C), c'est l'inverse. Cette stimulation relative des processus de biodégradation (minéralisation) par rapport aux processus de synthèse, qui se produit lorsque la température dépasse 25°C, explique que le stock d'humus décroît très rapidement dans les régions tropicales si l'on ne prend pas certaines précautions (5).

1.4 Survie

Mallmann et Litsky (6) ont étudié le temps de survie de bactéries d'origine entérique dans divers types de sols contenus dans des cylindres en fer galvanisé de 40 inches (101,6 cm) de diamètre et de 18 inches (45,7 cm) de profondeur, auxquels avait été ajoutée de la boue brute stérilisée ensemencée artificiellement avec diverses cultures pures de bactéries.

Au cours des dix semaines que durèrent les expériences, ils observèrent une concentration de coliformes continuellement élevée, et cela quel que fut le pourcentage de la boue ajoutée (voir le tableau suivant).

TABLEAU XXIV - 3

CONCENTRATION DE COLIFORMES (NPP MOYEN DE *E. COLI*)
EXPRIMÉE EN LOGARITHMES, PAR 100 g DE SOL SECHÉ

(d'après bibliographie - 6)

Nombre de semaines après l'ensemencement	Boue brute stérilisée ajoutée			
	0 %	5 %	10 %	20 %
0	5,64	6,08	5,98	5,43
5	4,58	5,03	5,70	5,59
11	3,19	4,36	5,03	3,81

Dans les mêmes conditions, ces deux auteurs constatèrent que la longévité des streptocoques était d'autant plus grande que le pourcentage de la boue ajoutée était plus élevé, comme le montre le tableau suivant.

TABLEAU XXIV - 4
CONCENTRATION DE STREPTOCOQUES (NPP MOYEN DE *S. FAECALIS*)
EXPRIMEE EN LOGARITHMES, PAR 100 g DE SOL SECHE

(d'après bibliographie - 6)

Nombre de semaines après l'ensemencement	Boue brute stérilisée ajoutée			
	0 %	5 %	10 %	20 %
0	5,231	5,499	6,360	6,435
5	2,015	1,827	3,295	3,540
11	0	0,977	1,200	0,700

Cette variation de la longévité des streptocoques liée aux variations de la teneur en matière organique d'un même type de sol incita Mallmann et Litsky à vérifier le temps de survie des coliformes (*Escherichia coli*) et des streptocoques (*Streptococcus faecalis*) dans divers types de sol, mais sans en varier la teneur en matière organique. Ils notèrent que les streptocoques mouraient en moins de onze semaines mais, par contre, que les coliformes persistaient.

Plusieurs auteurs signalèrent des temps de survie prolongés des coliformes dans divers sols, ces temps pouvant aller de 3 mois à 7 ans (7,8,9,10,11). D'autres chercheurs observèrent des périodes de longévité allant jusqu'à 80 jours pour des bactéries provenant d'une culture virulente de *Salmonella typhosa*.

Mallmann et Litsky conclurent à la suite de leurs travaux que les coliformes fécaux persistaient dans le sol pendant de longues périodes et que les streptocoques fécaux disparaissaient plus rapidement, et les *Salmonella typhosa* plus rapidement encore que ces derniers.

Sur le même sujet de la survie des coliformes fécaux (*Escherichia coli*) et des streptocoques fécaux (*Streptococcus faecalis* var. *liquefaciens*) d'importants travaux de recherche furent effectués par Donsel, Geldreich et Clarke (12). Ils remarquèrent qu'au cours de l'été les coliformes fécaux survivaient un peu plus longtemps que les streptocoques fécaux (3,3 jours étant nécessaires pour réduire de 90 % les premiers, contre 2,7 jours pour les seconds), et qu'au cours de l'automne le temps de survie était le même (de l'ordre de 13 jours), tandis qu'en hiver les streptocoques fécaux survivaient plus longtemps (environ 20 jours) que les coliformes fécaux. Ces renversements saisonniers des temps de survie des coliformes fécaux par rapport aux streptocoques fécaux, qui étonnent de prime abord, peuvent présenter certains avantages à titre d'indicateurs sanitaires.

1.5 Importance pour l'ingénieur sanitaire

Certaines espèces de bactéries du sol exigent la présence de molybdène pour fixer l'azote atmosphérique, mais ne l'exigent pas pour croître en présence d'azote ammoniacal. Le rendement de certains sols pauvres peut donc être augmenté de façon appréciable par l'addition d'une faible quantité de molybdène par hectare.

Des groupes variés de bactéries peuvent, dans le sol, métaboliser ou transformer diverses substances, ainsi :

NH_4^+	en	NO_2^-	(<i>Nitrosomonas</i>)
NO_2^-	en	NO_3^-	(<i>Nitrobacter</i>)
S	en	H_2SO_4	(<i>Thiobacillus</i>)
H_2	en	H_2O	(<i>Hydrogenomonas</i>)
H_2 et CO_2	en	CH_4	(<i>Methanobacillus</i>)

La formation des NO_3^- et SO_4^{--} fournit aux plantes deux éléments nutritifs inorganiques importants sous une forme assimilable. Le soufre élémentaire a été utilisé pour combattre certaines maladies de la pomme de terre et pour transformer les sols alcalins en sols productifs car l'oxydation bactérienne du soufre produit de l'acide sulfurique. La réduction des SO_4^{--} en SO_3^- influence la croissance des plantes et entraîne la corrosion des conduites enterrées, qu'elles soient en fer ou en acier. On notera que le lavage des terres par les eaux de ruissellement entraîne une grande variété de micro-organismes dans les lacs et cours d'eau.

2. LES ACTINOMYCETES

Les actinomycètes sont des micro-organismes unicellulaires et filamenteux que l'on situe entre les bactéries et les champignons dont ils sont voisins. Les filaments individuels peuvent mesurer de 0,3 à 1,2 μ de diamètre. Le taux de croissance de certaines espèces, dans un milieu favorable, n'est pas exponentiel comme dans le cas des bactéries mais plutôt cubique. Cette caractéristique est aussi celle d'un grand nombre de champignons.

2.1 Distribution et abondance

Les actinomycètes sont présents un peu partout dans la nature, venant après les bactéries dans l'ordre d'abondance des micro-organismes. Ils représentent la principale portion de la population microbienne normale des sols et des boues des lacs et des rivières. Dans les endroits alcalins et secs, leur population peut être spectaculaire. Johnston (13) signale par exemple que les actinomycètes représentent 95 % des organismes dans certaines localités de l'atoll de Bikini, dans l'océan Pacifique, en raison probablement de l'alcalinité du sol.

Les actinomycètes sont plus encouragés par les milieux secs qu'humides. Leur nombre est plus élevé dans les champs et pâturages que dans les sols cultivés. Ils sont défavorisés par un milieu dont le pH est inférieur à 5,0. Les sols des régions de climat chaud sont plus favorables à la croissance et à la reproduction des actinomycètes que ceux des régions de climat plus froid.

2.2 Classification

Trois genres seulement d'actinomycètes (*Streptomyces*, *Nocardia* et *Micromonospora*) sont de nature à inclure des espèces susceptibles de jouer un rôle dans les problèmes associés à l'approvisionnement en eau.

2.3 Influence de l'environnement édaphique

La plupart des actinomycètes du sol sont aérobies. Ils peuvent utiliser le carbone à partir de molécules simples ou complexes telles que : acides organiques, sucres, polysaccharides, lipides, protides et hydrocarbures aliphatiques. Plusieurs espèces décomposent la cellulose, plusieurs autres dégradent l'amidon, l'inuline, la chitine et la lignine. L' NH_4^+ , les NO_3^- , les acides aminés, les peptones et un certain nombre de protéines sont utilisés comme source d'azote.

Les principaux facteurs qui influencent la croissance et la multiplication des actinomycètes sont l'état de la matière organique, le pH, l'humidité et la température.

Les actinomycètes sont influencés directement par la présence de carbone et leur nombre est élevé dans les sols riches en matière organique. Lorsqu'on ajoute de la matière organique riche en azote (résidus divers, fumiers, etc.) les bactéries et les champignons sont, en général, les premiers à intervenir. Ce n'est qu'à un stade plus avancé de dégradation de la matière organique que les actinomycètes interviennent.

Les actinomycètes sont en quantité négligeable lorsque le pH est inférieur à 5,0. L'intervalle de pH le plus favorable à leur prolifération dans le sol est de 6,5 à 8,0 (15).

Préférant un sol peu humide, ils ont une plage optimale de température qui se situe, en général, entre 28 et 37°C (16). Certaines espèces sont des thermophiles facultatifs croissant entre 55 et 65°C. Leur croissance est presque nulle pour des températures inférieures à 5°C et supérieures à 39°C.

2.4 Importance pour l'ingénieur sanitaire

Les espèces du genre *Nocardia* sont aérobies tandis que celles du genre *Actinomyces* sont anaérobies. Pour les trois genres mentionnés sous 2.2, le développement mycélien est extensif. Le mode de reproduction pour les *Nocardia* et *Actinomyces* consiste dans la fragmentation massive des hyphes (longs filaments).

Les actinomycètes sont habituellement représentés par les formes saprophytes qui sont essentielles dans le processus de dégradation de résidus organiques complexes. Possédant la capacité de produire des substances odoriférantes en quantité décelable par l'organisme humain, le plus souvent d'odeur terreuse (17,18), ils en imprègnent fréquemment l'eau. Le charbon actif, à une concentration d'environ 10 mg/l, est très efficace pour réduire ces odeurs terreuses. De nombreux actinomycètes produisent des antibiotiques.

Les espèces du genre *Micromonospora* sont généralement associées aux boues des lacs et des rivières, tandis que celles des genres *Nocardia* et *Streptomyces* sont abondantes dans les sols.

Les virus peuvent attaquer les actinomycètes, comme aussi les champignons.

3. LES CHAMPIGNONS

Les champignons comprennent les levures et les moisissures.

Les levures sont des champignons unicellulaires dont les dimensions sont de 4 à 6 μ . Leur multiplication est rapide dans un milieu riche en sucre ou amidon, et elles peuvent croître à des pH voisins de 4,0. Dans les climats tempérés, on trouve en général approximativement 1000 levures par gramme de sol.

Les moisissures croissent à partir d'une graine qui pousse, s'étire en longs filaments, les hyphes, dont la masse finale est connue sous le nom de mycélium.

3.1 Distribution et abondance

L'estimation de la densité des champignons dans le sol, à l'aide de techniques de laboratoire, varie entre 10 000 et 1 000 000 unités (spores, hyphes ou fragment d'hyphes) par gramme de sol. Les bactéries, on l'a vu, sont plus abondantes dans le sol que les champignons. Dans la plupart des sols cultivés et bien aérés, les champignons représentent cependant la plus grande partie du protoplasme microbien total. Selon Domergues (5), la biomasse des microchampignons est comprise entre 100 et 1000 kg/ha.

3.2 Classification

3.2.1 Classe des Ascomycètes

On range dans cette classe les levures, certaines rouilles et la moisissure rose du pain. Un champignon de ce groupe provoqua aux Etats-Unis la rouille des châtaignes. Certaines espèces sont, au contraire, utiles à l'homme, notamment les levures qui provoquent la fermentation, et les moisissures qui produisent les antibiotiques.

3.2.2 Classe des Basidiomycètes

Cette classe groupe les champignons supérieurs, comestibles ou non, dont l'organe de fructification est composé d'un pied ou d'un chapeau. Certains de ces champignons provoquent les maladies des végétaux, fatales aux récoltes. Les basidiomycètes favorisent la décomposition de la matière organique.

3.2.3 Classe des Deutéromycètes

Les deutéromycètes, aussi connus sous le nom de champignons imparfaits, constituent une classe provisoire. On classe dans ce groupe toutes les espèces où il n'a pas encore été possible de déterminer l'existence d'un stade sexué de reproduction.

3.2.4 Groupe des Phycomycètes

Les phycomycètes regroupent des champignons inférieurs qui croissent en multipliant leurs filaments ou hyphes. Leurs cellules sont entourées d'enveloppes. Ils parasitent souvent les végétaux ou les animaux, certains attaquant les algues et même les protozoaires. C'est un phycomycète qui, en détruisant les pommes de terre au XIX^e siècle, plongea dans la famine la population de l'Irlande. Plusieurs sont groupés sous le nom de phycomycètes terrestres.

3.3 Influence de l'environnement édaphique

Les genres le plus fréquemment observés dans le sol sont les suivants : *Penicillium*, *Fusarium*, *Mucor*, *Aspergillus*. La microflore des champignons apparaît aujourd'hui comme étant beaucoup plus variée que ne le laissaient entendre les études d'il y a quelques années.

Les facteurs externes qui influencent la croissance et la multiplication des champignons dans le sol sont l'état de la matière organique, le pH, l'humidité, la température, les saisons, l'aération, les fertilisants organiques et inorganiques, etc.

Les champignons sont hétérotrophes, ce qui signifie que ni la lumière solaire ni l'oxydation des substances inorganiques ne peuvent leur fournir l'énergie nécessaire à leur croissance. Ils ont donc besoin de substrats organiques oxydables.

Les bactéries et les actinomycètes ne sont en général pas favorisés par un milieu acide. La population des champignons, en revanche, domine dans les endroits à pH faible. Plusieurs champignons peuvent croître à des pH très acides, de l'ordre de 2,0 à 3,0, et aussi à des pH très alcalins pouvant atteindre 9,0 ou davantage. L'usage de fertilisants à base de sels d'ammonium augmente la population des champignons parce que l'oxydation microbienne de l'azote entraîne la formation d'acide nitrique qui abaisse le pH.

L'augmentation de l'humidité du sol favorise la croissance des champignons, mais une humidité excessive empêche la diffusion de l'oxygène moléculaire nécessaire au métabolisme aérobie des champignons. Certaines espèces prolifèrent en présence d'un excès d'humidité.

En ce qui concerne la température, si la plupart des champignons sont mésophiles, il existe cependant quelques espèces thermophiles; ces dernières se multiplient à 50°C mais non à 65°C.

3.4 Importance pour l'ingénieur sanitaire

Les champignons ne possèdent pas de chlorophylle et doivent ainsi obtenir le carbone nécessaire à la synthèse de leurs cellules à partir de molécules de matière organique. En général, ce sont des aérobies stricts, à quelques exceptions près.

Les phycomycètes décomposent rarement la cellulose et la lignine; certains basidiomycètes décomposent cette dernière. Certains phycomycètes et deutéromycètes attaquent les amibes (protozoaires) et les nématodes (vers), ce qui contribue à limiter l'activité de ces organismes dans le sol.

Dans chacune des classes mentionnées, il existe des espèces qui peuvent dégrader la cellulose, l'hémicellulose, l'amidon et la lignine. Les champignons filamenteux peuvent transformer une grande variété de composés organiques et inorganiques. Les champignons, à l'exception de quelques espèces, concourent à la dégradation de la matière végétale et animale et participent à la formation de l'humus à partir de résidus organiques bruts.

Lorsqu'on ajoute de la matière organique à des sols ayant de faibles pH, cela entraîne l'augmentation de la population des champignons. Dans les sols cultivés, les champignons sont plus nombreux dans les couches superficielles.

4. LES ALGUES

4.1 Distribution et abondance

Les algues ne sont jamais aussi nombreuses dans le sol que les bactéries, les actinomycètes ou les champignons.

Elles sont présentes en grand nombre là où la lumière accède et où l'humidité est adéquate. Les techniques de dénombrement ont permis de déceler de 100 à 10 000 cellules d'algues vivantes par gramme de sol à partir d'échantillons prélevés immédiatement sous la surface d'un sol composé de terre arable. Exceptionnellement, on a pu trouver dans certains sols jusqu'à 50 000 de ces cellules par gramme de sol.

4.2 Influence de l'environnement édaphique

C'est en raison du besoin de lumière solaire que l'on trouve les algues surtout dans les 5 à 10 premiers centimètres du sol; en dessous, la population d'algues diminue rapidement avec la profondeur, comme le montre le tableau XXIV-5 qui indique le résultat du dénombrement de certaines espèces, par gramme de sol, dans des sols de Grande-Bretagne.

TABLEAU XXIV - 5

CONCENTRATION DE CERTAINES ESPECES D'ALGUES DANS LE SOL EN FONCTION DE LA PROFONDEUR

(d'après bibliographie - 19)

Espèces	Profondeur (cm)			
	0-2,5	5	10	15
	<i>nb cellules/g</i>	<i>nb cellules/g</i>	<i>nb cellules/g</i>	<i>nb cellules/g</i>
<i>Chlorella</i> (espèces)	11 000	5 330	4 200	1 030
<i>Chlamydomonas muscicola</i>	650	650	2 070	410
<i>Pleurococcus vulgaris</i>	140	650	160	80

Les principaux facteurs qui influencent la flore des algues sont l'humidité et le pH.

Les *Chlorophyceae* (algues vertes) et les *Cyanophyceae* (algues bleues) sont moins sensibles à la sécheresse que les diatomées. Les fleurs d'eau se produisent surtout en saison fraîche, humide, durant laquelle l'intensité lumineuse n'est pas nécessairement à son maximum.

Chaque espèce d'algues possède un pH optimal de croissance. Les *Cyanophyceae* (algues bleues) se trouvent dans les sols neutres ou alcalins; on ne les trouve pas dans les sols dont le pH est inférieur à 5, et quelques-unes seulement sont présentes dans les sols dont le pH se situe entre 5 et 6. Les diatomées fréquentent peu les sols acides, mais elles sont nombreuses dans les sols calcaires. Les *Chlorophyceae* (algues vertes) sont moins limitées par le pH, et elles dominent dans la flore d'algues des

lieux acides, du fait de l'absence d'autres formes. Le tableau XXIV-6, qui donne des taux de concentration de différents groupes d'algues dans des sols de Grande-Bretagne, est révélateur à cet égard.

TABLEAU XXIV - 6

TAUX DE CONCENTRATION DE CERTAINS GROUPES D'ALGUES DANS DES SOLS DIVERSEMENT ACIDES

(d'après bibliographie - 20)

Nature des sols	pH	<i>Cyanophyceae</i>	<i>Chlorophyceae</i>	<i>Xanthophyceae</i>	<i>Diatomées</i>
Prairie crayeuse	8,2	5	8	2	4
Tourbe	6,6	1	9	2	4
Forêt de hêtres	5,2	0	14	1	2
Terrain de bruyères	3,7	0	12	1	0

4.3 Importance pour l'ingénieur sanitaire

Certaines espèces d'algues sont en mesure de croître en l'absence de lumière. Elles doivent donc oxyder le carbone organique pour obtenir l'énergie nécessaire à leurs réactions anaboliques. En présence de lumière, elles peuvent retrouver leur pouvoir de photosynthèse.

Seules les algues vertes et bleues et les diatomées sont nombreuses dans le sol. En climat tempéré, les algues vertes prédominent sur les autres groupes, suivies par les diatomées puis par les algues bleues. Mitra (21) démontra que les algues bleues prédominent sur les algues vertes dans les sols tropicaux.

Les algues, grâce à leur métabolisme, transforment la matière inorganique en matière organique. Celles qui vivent à la surface du sol transforment le CO₂ en matière carbonée. Elles concourent donc à augmenter la quantité totale de matière organique.

Certaines algues bleues, contrairement aux algues vertes et aux diatomées, sont en mesure d'utiliser l'azote atmosphérique pour leur croissance. Elles contribuent ainsi à la fertilité du sol. Notons enfin que les algues améliorent la structure des sols et contribuent à en réduire l'érosion.

5. DEGRADATION DES PESTICIDES

On reconnaît aujourd'hui que l'emploi de certains pesticides concourt à la disparition d'un nombre indéterminé d'insectes et même d'oiseaux et d'autres vertébrés tant aquatiques que terrestres.

Le taux de dégradation des pesticides dans le sol peut varier considérablement d'un sol à l'autre et est influencé par la flore microbienne, l'humidité, la température, le pH du sol et plusieurs autres facteurs. Le tableau XXIV-7 indique la persistance dans le sol de divers insecticides, mesurée en mg/l, pendant une période de six ans. Ces hydrocarbures chlorés persistent beaucoup plus longtemps dans le sol — en général au-delà de cinq ans — que les composés organophosphorés. (Voir le tableau XXIV - 7 à la page 232.)

On a pu établir que divers micro-organismes interviennent dans la biodégradation des herbicides : par exemple *Pseudomonas* pour le Dalapon, le Monuron et le TCA, *Agrobacterium* également pour le Dalapon, et *Achromobacter*, *Corynebacterium* et *Flavobacterium* pour le 2,4-D. La durée du processus de biodégradation varie d'ailleurs considérablement selon les herbicides : ainsi, la concentration relative dans le sol du 2,4-D diminue de 90 % en 10 jours, tandis que celle du 2,4,5-T demeure inchangée pendant une période deux fois plus longue, en raison d'une bien plus mauvaise biodégradabilité par les micro-organismes.

L'addition de pesticides (fongicides, herbicides, insecticides, etc.) à un sol peut entraîner un déséquilibre de la dynamique des micro-organismes telluriques. Elle peut notamment avoir les effets suivants sur la flore microbienne du sol :

- a) effet algostatique ou bactériostatique ou fongistatique, qui entraîne l'arrêt de la croissance et de la reproduction des algues, bactéries ou champignons;
- b) effet algocide ou bactéricide ou fongicide, qui entraîne la mort;
- c) effet algolytique ou bactériolytique ou fongilytique, qui entraîne la désintégration ou lyse.

Selon Alexander (3,23), un nombre considérable de problèmes restent à résoudre dans le domaine de la microbiologie des pesticides.

TABLEAU XXIV - 7
PERSISTANCE DE SIX INSECTICIDES DANS LE SOL
(d'après bibliographie - 22)

Insecticide	Nombre d'années			
	0	2	3	6
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Aldrine	140	110	105	100
Camphéchloré	140	110	110	110
Chlordane	82	60	60	*
Dieldrine	105	75	70	55
DDT	38	30	30	30
HCH	90	65	*	35

* Aucune mesure effectuée.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Umbreit, W.W. (1962) "Modern Microbiology", W.H. Freeman & Co., San Francisco
2. Starc, A. (1942) *Arch. Mikrobiol.*, 12 : 329-352
3. Alexander, M. (1967) "Introduction to Soil Microbiology", John Wiley & Sons, Inc., New York
4. Pelczar, M.J., & Reid, R.D. (1970) "Microbiology", McGraw-Hill Book Co., Inc., New York
5. Dommergues, Y. (1968) "La biologie des sols", Collection "Que sais-je", Presses universitaires de France, Paris
6. Mallmann, W.L., & Litsky, W. (1951) "Survival of Selected Enteric Organisms in Various Types of Soil", *Amer. J. Public Health*, 41 : 38-44
7. Savage, W.G. (1905) "Bacterial Examination of Tidal Mud as an Index of Pollution of the River", *J. Hyg.*, 5 : 146-174
8. Rovis, $\sqrt{\text{Centralbl. f. Bakt. (Abt 2) 26 : 161 (1910)}}$ / cité par Parr, L.W. (1937) "Viability of Coli-aerogenes Organisms in Culture and in Various Environments", *J. Infect. Dis.*, 60 : 291-301
9. Young, C.C., & Greenfield, H. (1923) "Observations on the Viability of the *Bact. coli* Group under Natural and Artificial Conditions", *Amer. J. Public Health*, 13 : 270-273
10. Skinner, C.E., & Murray, T.J. (1926) "The Viability of *B. coli* and *B. aerogenes* in Soils", *J. Infect. Dis.*, 38 : 37-41
11. Kulp, W.C. (1932) "A Note Concerning the Effect of a Specific Environment on the Characteristics and Viability of Several Strains of *A. aerogenes* and *E. coli*", *J. Bact.*, 24 : 317-320
12. Donsel, D.J., Geldreich, E.E., & Clarke, N.A. (1967) "Seasonal Variations in Survival of Indicator Bacteria in Soil and Their Contribution to Storm-water Pollution", *Appl. Microbiol.*, 15 : 1362-1370
13. Johnston, D.B. (1947) *Soil Science*, 64 : 453-458
14. Breed, R.S., Murray, E.G., & Smith, N.R. (1957) "Bergey's Manual of Determinative Bacteriology", The Williams & Wilkins Co., Baltimore
15. Beliaev, G.N. (1958) *Mikrobiologiya*, 27 : 472-477
16. Brown, M.E. (1958) *J. Gen. Microbiol.*, 18 : 239-247
17. Romano, A.H., & Safferman, R.S. (1963) "Studies on Actinomycetes and Their Odors", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 55, No 2, février
18. Safferman, R.S., & Morris, M.E. (1962) "A Method for the Isolation and Enumeration of Actinomycetes Related to Water Supplies", Techn. Rep. W62-10, Robert A. Taft San. Eng. Center, Cincinnati

19. Bristol-Roach, B.M. (1927) *J. Agric. Sci.*, 17 : 563-588
20. John, R.P. (1942) *Ann. Botany*, 6 : 323-349
21. Mitra, A.K. (1951) *Ind. J. Agric. Sci.*, 21 : 357-373
22. Westlake, W.E., & San Antonio, I.P. (1960) "Insecticide Residues in Plants, Animals and Soils in Nature and Fate of Chemicals Applied to Soil, Plants and Animals", US Dept. of Agriculture, Ag. Res. Serv. Bull. ARS 20-9, 105-116
23. Alexander, M. (1964) "Microbiology of Pesticides and Related Hydrocarbons", from : "Principles and Applications in Aquatic Microbiology", H. Heukelekian & N.C. Dondero, ed., John Wiley & Sons, Inc., New York, London, Sydney

REFERENCES SUPPLEMENTAIRES

- Düggele, in Waksman, S.A. (1932) "Principles of Soil Microbiology", The Williams & Wilkins Co., Baltimore
- Allen, N.O. (1935) "Handbook of Hawaiian Soils", Ass. of Hawaiian Sugar Technologists, Agricultural Section, Honolulu
- Gray, T.R., & Williams, S.T. (1971) "Soil Microorganisms", Oliver & Boyd, Edinburgh
- Gray, T.R., & Parkinson, D. (1968) "The Ecology of Soil Bacteria", Liverpool University Press, Liverpool
- Geldreich, E.E. (1966) "Sanitary Significance of Fecal Coliforms in the Environment", Robert A. Taft San. Eng. Center, Cincinnati
- Mair, N.S., & Ross, A.E. (1960) "Survival of *Salmonella typhimurium* in the Soil", *Monthly Bull. Min. Health*, 19 : 39-41
- Environmental Protection Agency (1971) "Interaction of Herbicides and Soil Microorganisms" No 16060 DMP 03/71, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

CHAPITRE XXV

MICROBIOLOGIE DE L'AIR

1. PRESENCE DES MICRO-ORGANISMES

Les poussières atmosphériques d'origine naturelle contiennent, en plus de particules de terre, pollen et autres, des virus, des bactéries, des algues, des protozoaires ainsi que des spores bactériennes et des spores de champignons.

Divers auteurs ont signalé la présence de micro-organismes jusqu'à des altitudes de 6000 (Proctor (1)), 11 000 (Rogers et Meier (2)) ou même plus de 27 000 mètres (Green et al. (3)). Dans ce dernier cas, il s'agissait de moisissures des genres *Alternaria*, *Aspergillus* et *Cladosporium* trouvées dans des échantillons prélevés, à l'aide d'un échantillonneur transporté en ballon, à des altitudes de 30 000 à 90 000 feet (environ 9000 à 27 500 mètres) où ces genres prédominaient. Le tableau XXV-1 donne un aperçu des principales espèces de bactéries et de moisissures isolées de l'air atmosphérique à des altitudes s'échelonnant jusqu'à 5000 mètres.

TABLEAU XXV - 1
BACTERIES ET MOISSURES ISOLEES DE L'AIR ATMOSPHERIQUE

(d'après Proctor, B.E., et Parker, B.W. (1938), *J. Bacteriology*, 36 : 180)

[Tous droits réservés par l'American Society for Microbiology]

Altitude en		Principales espèces de	
Feet	Mètres	Bactéries	Moissures
1 500-4 500	457-1 372	<i>Achromobacter rathonis</i> <i>Bacillus cereus</i>	<i>Aspergillus fumigatus</i> <i>Aspergillus niger</i> <i>Aspergillus flavus</i> <i>Macrosporium</i> (espèces) <i>Penicillium frequentans</i>
4 500-7 500	1 372-2 286	<i>Bacillus ruminatus</i> <i>Bacillus aerosporus</i> <i>Bacillus simplex</i> <i>Bacillus albolactis</i>	<i>Aspergillus niger</i> <i>Aspergillus glaucus</i> <i>Cladosporium</i> (espèces)
7 500-10 500	2 286-3 200	<i>Bacillus megatherium</i> <i>Bacillus prausnitzii</i> <i>Bacillus albolactis</i> <i>Sarcina lutea</i>	<i>Aspergillus niger</i> <i>Hormodendrum herbarum</i>
10 500-13 500	3 200-4 115	<i>Bacillus cereus</i> <i>Kurthia zopfii</i>	<i>Aspergillus calypttratus</i> <i>Hormodendrum herbarum</i>
13 500-16 500	4 115-5 030	<i>Micrococcus candidus</i> <i>Bacillus subtilis</i> <i>Bacillus albolactis</i> <i>Bacillus simplex</i>	<i>Penicillium glabrum</i> <i>Penicillium lanosum</i>

La dispersion des micro-organismes dans l'air est le résultat des fluctuations turbulentes des vents.

La conversation, la toux et l'éternuement produisent des milliers de gouttelettes, mais l'éternuement est le mode de génération le plus puissant : il peut expulser dans l'air jusqu'à un million de gouttelettes d'un diamètre inférieur à 100 μ , et des milliers d'autres d'un diamètre plus grand.

Certaines moisissures expulsent leurs spores et les projettent violemment à des distances appréciables, pouvant aller jusqu'à 50 cm, quoique dans la plupart des cas les spores expulsées ne parcourent qu'une distance de 0,5 à 2 cm. Certains auteurs ont observé la présence de spores de champignons et de bactéries à des centaines de kilomètres de leur point d'origine (4).

D'après les résultats d'études effectuées par des chercheurs américains et canadiens, l'air polaire ainsi que l'air tropical au-dessus de l'océan ne sont pas entièrement exempts de bactéries et de champignons, l'air tropical en contenant plus que l'air polaire.

Zobell signala la présence de bactéries et de moisissures à plus de 400 milles marins (environ 740 km) de la terre ferme, et dénombra les colonies de bactéries et de moisissures formées sur des plaques de gélose exposées pendant une heure à différentes distances de la terre ferme (voir le tableau suivant).

TABLEAU XXV - 2

COLONIES DE BACTERIES ET DE MOISSURES FORMEES A DIFFERENTES DISTANCES DE LA TERRE FERME

(d'après Zobell, C.E. (1942) "Microorganisms in Marine Air", Aerobiology, AAAS Publ. No 17)

⌈Tous droits réservés par l'American Association for the Advancement of Science⌋

Distance de la terre en		Milieu à base d'eau de mer		Milieu à base d'eau douce		Rapport eau de mer/eau douce	
Milles marins	Kilomètres	Bactéries (nombre de colonies)	Moissures (nombre de colonies)	Bactéries (nombre de colonies)	Moissures (nombre de colonies)	Bactéries (nombre de colonies)	Moissures (nombre de colonies)
0-10	0-18,5	45	115	20	200	2,25	0,57
10-150	18,5-277,5	48	79	13	69	3,69	1,14
150-400	277,5-740	71	20	39	36	1,82	0,56

2. TRANSPORT D'ORGANISMES PATHOGENES

2.1 Pour les végétaux

Le taux de propagation d'un pathogène peut être considéré comme étant à peu près le même que le taux d'augmentation de la maladie qu'il provoque.

On a étudié dans des régions sablonneuses des Pays-Bas, en 1953 (5), la propagation de la maladie de la pomme de terre connue sous le nom de mildiou, dont l'agent responsable est la moisissure *Phytophthora infestans*. Les pommes de terre cultivées dans les champs contaminés appartenaient à la variété Bintje. La courbe de la figure XXV.1 illustre la propagation de *P. infestans* en l'espace de quelques semaines. L'air a servi à véhiculer *P. infestans* non seulement d'un champ à l'autre, mais aussi d'un plant à l'autre d'un même champ et d'une feuille à l'autre, comme l'indique la figure XXV.2.

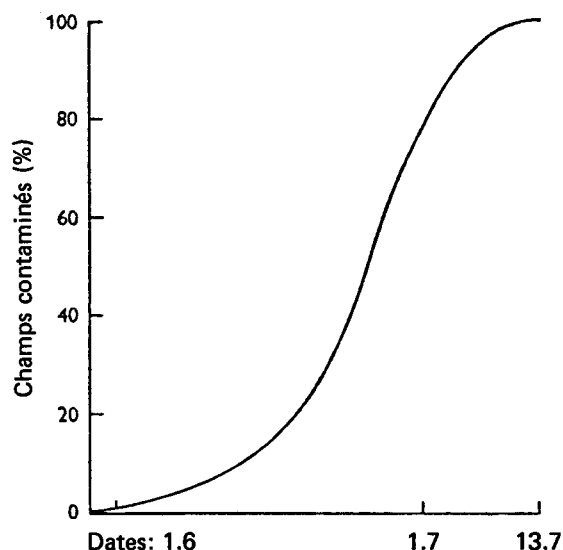


FIGURE XXV.1

PROPAGATION DU MILDIOU DANS DES
CULTURES DE POMMES DE TERRE, EN
POURCENTAGE DES CHAMPS CONTAMINES

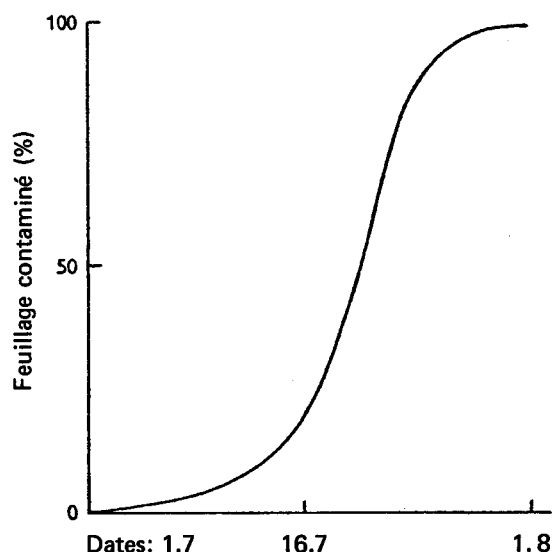


FIGURE XXV.2

PROPAGATION DU MILDIOU DANS UN MEME
CHAMP DE POMMES DE TERRE, EN
POURCENTAGE DU FEUILLAGE CONTAMINE

(d'après bibliographie - 5)

2.2 Pour les hommes

Les micro-organismes en suspension dans l'air peuvent survivre quelques secondes, quelques heures ou plusieurs mois. On reconnaît aujourd'hui qu'un certain nombre de maladies sont susceptibles d'être transmises par voie aérienne. C'est notamment le cas des infections des voies respiratoires, dont les agents responsables seraient — d'après l'ouvrage "Patterns of Disease" (Parke, Davis & Co., 1961) — des bactéries à raison de 8,2 %, des virus à raison de 19,9 %, et des agents étiologiques inconnus pour le reste (71,9 %). Le tableau XXV-3 donne une liste partielle de maladies transmises à l'homme par voie aérienne et des espèces microbiennes qui en sont responsables.

TABLEAU XXV - 3
LES MALADIES TRANSMISES PAR VOIE AERIEENNE ET LEURS AGENTS ETIOLOGIQUES

Types de micro-organismes	Espèces responsables	Maladies
Bactéries	<i>Corynebacterium diphtheriae</i> Streptocoques hémolytiques <i>Mycobacterium tuberculosis</i> <i>Diplococcus pneumoniae</i> <i>Neisseria meningitidis</i> <i>Bordetella pertussis</i>	Diphtérie Fièvre scarlatine, etc. Tuberculose Pneumonie, etc. Méningite Coqueluche
Virus	Virus de la variole Virus de la rubéole <i>Myxovirus parotiditis</i> <i>Myxovirus influenzae</i> (plusieurs types) Adénovirus (plusieurs types) Poliovirus (plusieurs types) <i>Miyagawanella psittaci</i>	Variole Rubéole Oreillons Grippe Infections des voies respiratoires Poliomyélite Psittacose
Champignons	Plusieurs espèces	Mycoses

3. AIR INTERIEUR

Dans les maisons, les restaurants, les magasins, etc., le dénombrement total des colonies de micro-organismes est fonction du nombre de personnes, de l'aération, de la propreté et de la turbulence engendrée.

La figure XXV.3 indique le contenu bactérien de l'air intérieur de divers établissements militaires et civils, mesuré par l'échantillonneur à rainure.

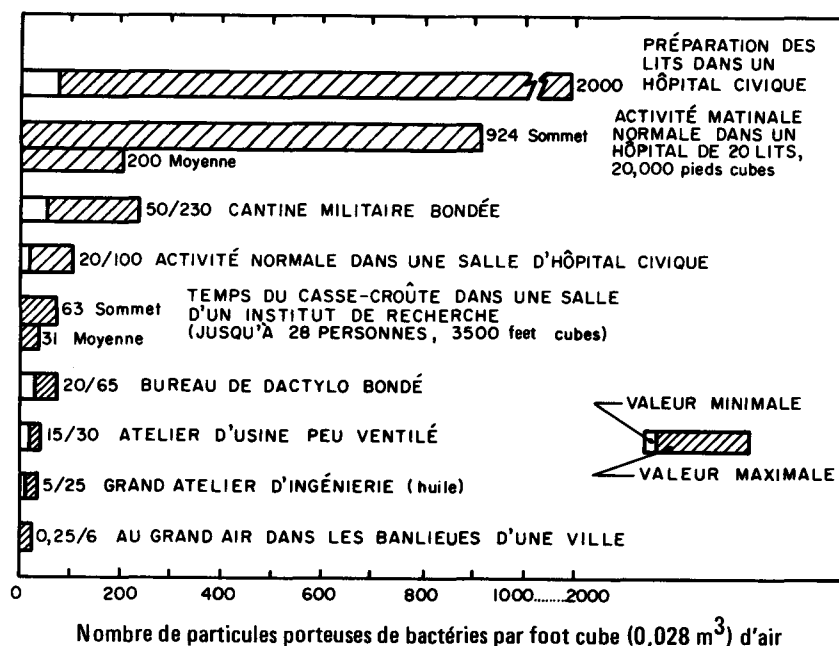


FIGURE XXV.3

CONTENU BACTERIEN DE L'AIR INTERIEUR DE DIVERS ETABLISSEMENTS

(d'après Ellis, F.P., et Raymond, W.H. (1948) "Studies in Air Hygiene", Med. Res. Council Spec. Rept. Ser. 262)

[avec l'aimable autorisation du Controller of Her Britannic Majesty's Stationery Office, London]

4. MODES D'ENLEVEMENT DES MICRO-ORGANISMES

4.1 Filtres

L'efficacité des filtres à air pour l'enlèvement des micro-organismes est fonction du taux de filtration de l'air à travers le filtre, des dimensions des particules que l'on désire enlever, de la nature et des caractéristiques du filtre (13).

4.2 Laveurs et épurateurs d'air

4.3 Incinérateurs

4.4 Précipitateurs électrostatiques

Le tableau XXV-4 permet de comparer les rendements de divers filtres, de laveurs et épurateurs d'air et de précipitateurs électrostatiques.

TABLEAU XXV - 4
INTERVALLE DE RENDEMENT DE DIVERS DISPOSITIFS POUR L'ENLEVEMENT
DE PARTICULES BIOLOGIQUES (1 à 5 μ) DE L'AIR

(d'après bibliographie - 14)

Dispositif d'enlèvement	Pourcentage espéré d'enlèvement des bactéries
Filtres à rendement ultra-élevé	99,99 +
Filtres à rendement élevé	90-99
Filtres à rendement moyen	60-90
Filtres grossiers (fibreux, métalliques, etc.)	10-60
Laveurs et épurateurs d'air (types à faible chute de pression)	20-90
Précipitateurs électrostatiques	60-90

4.5 Radiations ultraviolettes

La région du spectre électromagnétique comprise entre 2500 et 2600 Å est reconnue pour ses propriétés bactéricides, mais les radiations ultraviolettes ne possèdent qu'un faible pouvoir de pénétration. En d'autres termes, ces longueurs d'ondes doivent être en contact direct avec les organismes en suspension dans l'air. L'oeil et la peau des humains sont très sensibles à ces rayons qui peuvent les irriter.

Le tableau XXV-5 indique les doses de radiations ultraviolettes, ainsi que de rayons X et gamma, nécessaires à l'inactivation de divers micro-organismes. (Voir le tableau XXV - 5 à la page 238.)

4.6 Aérosols

On trouve sur le marché différentes bombes aérosols, contenant un agent chimique bactéricide avec ou sans antibiotique, que l'on peut vaporiser dans l'air d'une pièce. Ces produits doivent être exempts de substances toxiques ou irritantes pour les humains.

4.7 Sédimentation naturelle

La sédimentation naturelle dans l'air tranquille ne peut être considérée comme un moyen efficace de débarrasser l'air des diverses particules qu'il contient. La pluie et la neige concourent d'une certaine façon à nettoyer l'atmosphère de ses impuretés, mais cela est insuffisant et inefficace dans notre civilisation de plus en plus industrielle. Le tableau XXV-6, qui donne les taux de sédimentation de particules sphériques, de densité 1,0, se déposant dans l'air à une température de 21,1°C (70°F), permet de calculer le nombre d'heures ou d'années nécessaires à une particule pour se déposer à partir d'une altitude donnée. (Voir le tableau XXV - 6 à la page 239.)

4.8 Technique combinée

On signalera pour terminer une technique tout à fait spéciale et efficace utilisée dans certaines pièces de bâtiments des National Institutes of Health des Etats-Unis. L'air y pénètre par la partie supérieure des murs et, grâce à une pression posi-

tive, il se déplace du haut vers le bas et s'échappe par des ouvertures près du plancher. La turbulence engendrée par les marcheurs est en grande partie limitée à une hauteur de 20 inches (50 cm) au-dessus du sol. Le dispositif de filtration est précédé de préfiltres en fibre de verre et suivi d'une postfiltration électrostatique. L'humidification se fait par pulvérisation de chlorure de lithium afin d'obtenir un effet bactéricide. On obtient ainsi un courant d'air ultra-pur de 1200 feet cubes à la minute (34 m³/minute), où le dénombrement bactérien est d'une bactérie par foot cube d'air (soit 0,0283 m³).

TABLEAU XXV - 5

INACTIVATION DES MICRO-ORGANISMES PAR DIVERSES RADIATIONS

(d'après Koesterer, M.G., et al. (1968) extrait de "Developments in Industrial Microbiology",
Vol. 9, Society of Industrial Microbiology, Washington, D.C.)

Type de radiation	Type de micro-organisme	Dose nécessaire à l'inactivation *	Références	
			Auteurs	No
Ultraviolette (2 537 Å)	Moisissures : - végétatives	0,15 - 1,3 x 10 ⁶ erg/cm ² pour 99 %	Buttolph, 1957	6
	- spores	0,15 - 3,3 x 10 ⁶ erg/cm ² pour 100 %	[Steri-Tronics], 1965	7
	Bactéries : - végétatives	0,1 - 6 x 10 ⁶ erg/cm ² pour 100 %	Phillips & Hanel, 1961	8
	- spores	0,5 - 5,5 x 10 ⁷ erg/cm ² pour 99,99 %	Olson et al., 1967	9
	Virus	0,5 x 10 ⁵ erg/cm ² pour 100 %	Phillips & Hanel, 1961	8
	Levures	0,7 - 8 x 10 ⁵ erg/cm ² pour 100 %	[Steri-Tronics], 1965	7
	Moisissures	2,3 - 9,3 x 10 ⁵ rad		
	Bactéries : - végétatives - spores	3,3 - 4,6 x 10 ⁵ rad 4,6 - 18,6 x 10 ⁵ rad	Dunn et al., 1948	10
Rayons X	Levures	2,3 - 14 x 10 ⁵ rad		
	Bactéries : - végétatives - spores	9,1 - 27 x 10 ⁴ rad 7 - 25 x 10 ⁵ rad	Lawrence et al., 1953 Goldblith et al., 1953	11 12
	Moisissures	3,2 x 10 ⁵ rad	Lawrence et al., 1953	11
	Levures	3,2 x 10 ⁵ rad		

* La plupart des valeurs concernent des populations de 10⁶ - 10⁹ organismes.

TABLEAU XXV - 6

TAUX DE SEDIMENTATION DE PARTICULES DANS L'AIR

(d'après Frank, W.G. "Size and Characteristics of Air-borne Solids", publié dans les "Smithsonian Meteorological Tables")

Diamètre des particules (microns)	Vitesse de sédimentation		
	foot/minute	inch/heure	cm/heure
0,1	0,00016	0,115	0,29
0,2	0,00036	0,259	0,66
0,4	0,0013	0,936	2,38
0,6	0,002	1,44	3,66
0,8	0,005	3,60	9,14
1,0	0,007	5,04	12,8
2,0	0,024	17,3	43,9
4,0	0,095	68,4	173,7
6,0	0,21		
8,0	0,38		
10	0,59		
20	2,4		
40	9,5		
60	21,3		
80	37,9		
100	59,2		
200	352		
400	498		

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Proctor, B.E. (1934) *Proc. Amer. Acad. Arts & Sci.*, 69 : 315
2. Rogers, L.A., & Meier, F.C. (1936) *Nat. Geogr. Soc. Contr. Techn. Papers, Stratosphere Series*, 2 : 146
3. Green, V.W., Pederson, P.D., Lundgren, D.A., & Hagberg, C.A. (1964) "Microbiological Exploration of Stratosphere : Results of Six Experimental Flights", *Proceedings of the Atmospheric Biology Conference, University of Minnesota, 13-15 April 1964*, 199-211 (Accession No N65-23980) National Aeronautics and Space Administration, Washington, D.C.
4. Barker, K. et al. (1963) "La pollution de l'air", *Série de Monographies*, No 46, Organisation mondiale de la Santé, Genève
5. — (1954) "Verslag van de enquête over het optreden van de aardappelziekte *Phytophthora infestans* (Mont.) de Bary in 1953", *Jaarboek plantenziektenkundige Dienst*
6. Buttolph, L.J. (1957) "Germicidal Protection and Disinfection", *Bull. LD-14*, General Electric Engineering Division Lamp Department
7. — (1965) "Exposure in Microwatt-Seconds/cm² for Destruction of Various Microorganisms", *Steri-Tronics Intl., Inc.*, Grange, California

8. Phillips, G.B., & Hanel, E. (1961) "Use of Ultraviolet Radiation in Microbiological Laboratories", Technical Report BL 28, U.S. Army Chemical Corps Biological Laboratory, Fort Detrick, Maryland
9. Olson, R.L., Green, R.N., Gustan, E.A., & Pilgrim, A.J. (1967) "Microbial Survival After Simulated Meteoroid Impact", *Develop. in Ind. Microbiol.*, 8 : 235-245
10. Dunn, C.G., Campbell, W.L., Fram, A., & Hotchins, A. (1948) "Biological and Photochemical Effects of High Energy, Electrostatically Produced Roentgen Rays and Cathode Rays", *J. Appl. Physiol.*, 19 : 605
11. Lawrence, C.A., Brownell, L.E., & Graikoski, J.T. (1953) "Effect of Cobalt 60 Gamma Radiation on Microorganisms", *Nucleonics*, 11 : 9
12. Goldblith, S.A., Proctor, B.E., Davidson, S., Lang, P.A., Kan, B., Bates, C.J., & Karel, M. (1953) "Studies on the Dosimetry and Bactericidal Effects of Gamma Radiations from a Cobalt 60 Source", *Radiology*, 60 : 732
13. Harstad, J.B., Decker, H.M., Buchanan, L.M., & Filler, M.E. (1967) "Air Filtration of Submicron Virus Aerosols", *Amer. J. Public Health*, 57(12) : 2186-2193
14. Decker, H.M., Buchanan, L.M., Hall, L.B., & Goddard, K.R. (1962) "Air Filtration of Microbial Particles", Public Health Service Publ. No 953, U.S. Govt. Printing Office, Washington, D.C.

REFERENCES SUPPLEMENTAIRES

- Gregory, P.H. (1961) "The Microbiology of the Atmosphere", Interscience Publishers, Inc., New York
- — (1967) "Airborne Microbes", Seventeenth Symposium of the Society for General Microbiology, at Imperial College, London, University Press, University Printing House, Cambridge
- Miquel, P. (1883) "Les organismes vivants de l'atmosphère", Ed. Gauthier-Villars, Paris
- Miquel, P., & Benoist, L. (1890) "De l'enregistrement des poussières atmosphériques brutes et organisées", *Ann. Microgr.*, 1 : 572-579
- Pady, S.M., & Kapica, L. (1956) "Fungi in Air Masses over Montreal during 1950 and 1951", *Can. J. Bot.*, 34 : 1-15
- — (1968) "Hospital Air Conditioning", Proceedings of the 17th Annual Air-Conditioning Conference, Bull. No 132, College of Engineering, University of Florida, Gainesville
- Wolf, H.W. et al. (1964) "Sampling Microbiological Aerosols", Public Health Monograph No 60, Public Health Service Publ. No 686, U.S. Dept. of Health, Education & Welfare, Washington, D.C.
- Détrie, J.P., & Jarrault, P. (1969) "La pollution atmosphérique", Ed. Dunod, Paris
- — (1968) "Symposium on Space Microbiology", in: "Developments in Industrial Microbiology", Vol. 9, Publications of the Society for Industrial Microbiology, Washington, D.C.
- Clarke, R. (1966) "Biological Warfare", *Science Journal*, novembre, 71-79

GLOSSAIRE

N.B. Les définitions des termes qui suivent reflètent l'usage qu'en ont fait les auteurs dans le corps de l'ouvrage, et ne correspondent pas nécessairement à la terminologie usuelle de l'OMS.

ADAPTATION, n.f. Processus d'appropriation d'un organisme à son environnement.

AEROBIE, adj. Se dit de micro-organismes dont l'activité dans l'environnement s'effectue en présence d'air ou d'oxygène dissous dans l'eau. On dit que ces organismes travaillent en aérobiose. Dans le cas contraire, un organisme qui se développe obligatoirement en l'absence d'oxygène est un organisme anaérobie strict ou obligé, tandis que s'il prospère facultativement en utilisant l'oxygène combiné des substances organiques, des nitrates ou des sulfates, il est un organisme anaérobie facultatif. Les processus biochimiques en aérobiose sont très différents de ceux qui se déroulent en anaérobiose. Contraire : anaérobie.

AEROPLANCTON, n.m. Particules vivantes entraînées par l'air (p. ex. spores, pollen, bactéries, etc.).

ALLOCHTONE, n.m. Se dit d'un élément qui provient d'un autre biotope (milieu naturel de croissance et de production).
Contraire : autochtone.

ASSIMILATION, n.f. Capacité pour un organisme de synthétiser sa propre substance à partir d'éléments divers de l'environnement et de l'énergie dégagée lors du catabolisme (dissimilation). Synonyme : anabolisme.

AUTO-EPURATION, n.f. Processus naturel (biologique, chimique et physique) permettant à un milieu pollué (p. ex. par des substances organiques biodégradables) de retrouver son état originel, sans intervention de l'homme. Les micro-organismes sont des agents actifs de ce processus.

AUTOTROPHE, adj. Se dit d'un végétal capable de se nourrir de substances minérales (composés du carbone, de l'azote, etc.) qu'il transforme en synthétisant des substances organiques. Les organismes autotrophes sont très actifs dans le sol et participent aux cycles de l'azote, du phosphore, du carbone et du soufre. Les eaux autotrophes représentent le milieu aquatique où les matières organiques sont produites. Contraire : hétérotrophe; eaux allotrophes.

BACTERICIDE, adj. Se dit d'un agent ou d'une substance possédant la propriété de tuer les bactéries. Un agent ou une substance ralentissant ou arrêtant la prolifération bactérienne, sans être bactéricides, sont dits bactériostatiques.

BACTERIOPHAGE, n.m. Virus s'attaquant aux bactéries et causant leur destruction (la lyse) dans les matières fécales, les eaux d'égout, etc.

BENTHOS, n.m. Ensemble des organismes vivant au fond de l'eau ou à l'abri des végétaux aquatiques. Ces organismes peuvent être fixes ou mobiles, nageants, rampants ou fouisseurs. Dans les lacs, les étangs et les rivières, le benthos est la nourriture principale des poissons. Adjectif correspondant : benthique.

BIOCENOSE, n.f. Communauté vivante d'un habitat assez étendu (p. ex. étang, forêt) dans lequel règne une interdépendance générale des organismes et un équilibre entre coopération et compétition. Les composants de la biocénose se classent suivant leurs fonctions en : producteurs, consommateurs et réducteurs.

BIOMASSE, n.f. Concept théorique défini comme étant la quantité de matière vivante par unité de volume ou de superficie et exprimée en unités de masse. On utilise le terme de stock actuel pour la biomasse mesurable à l'aide d'instruments d'investigation.

BIOTOPE, n.m. Habitat d'une biocénose. Il peut se subdiviser en différents milieux (p. ex. une source, les grosses pierres d'un torrent, etc.) possédant chacun leur communauté vivante propre.

BOUES ACTIVEES, n.f.pl. Boues en formes de floes produites lors de l'aération artificielle de l'eau d'égout et contenant divers micro-organismes qui minéralisent les matières organiques de l'eau soumise à l'épuration.

CATABOLISME, n.m. Ensemble des processus biochimiques de dégradation, dans une cellule vivante, au cours desquels l'énergie est produite. Synonyme : dissimilation. L'anabolisme et le catabolisme constituent globalement le métabolisme.

CATHAROBIE, adj. Se dit d'une eau très pure contenant habituellement moins de 500 germes au ml.

- CHAÎNE ALIMENTAIRE**, n.f. Dans un écosystème, les animaux et les végétaux appartiennent à divers niveaux trophiques, lesquels sont des étapes de la chaîne alimentaire prédatrice. Ainsi les producteurs qui fabriquent la matière vivante végétale (plancton végétal, végétaux verts, certaines bactéries) servent de nourriture aux consommateurs primaires (plancton animal, certaines larves d'insectes, mollusques, poissons herbivores). Ceux-ci à leur tour servent de nourriture aux consommateurs secondaires (espèces carnivores prédatrices). Les cadavres de ces derniers sont attaqués par des bactéries et des microchampignons qui solubilisent les matières organiques, de sorte qu'elles peuvent être à nouveau utilisées par les végétaux.
- CHLOROPHYLLE**, n.f. Matière organique, verte, cellulaire, des plantes vertes, essentielle pour le processus d'assimilation chlorophyllienne (photosynthèse).
- CHLOROPHYTES**, n.f.pl. Groupe d'algues dont les plastes sont d'un beau vert franc et qui mettent de l'amidon en réserve.
- COLIMÉTRIE**, n.f. Méthode bactériologique qui comprend la recherche et le dénombrement des coliformes, des streptocoques fécaux et des *Clostridium* sulfitoréducteurs.
- CORROSION MICROBIOLOGIQUE**, n.f. Phénomène qui se produit dans des eaux privées d'oxygène, en présence de sulfates et de bactéries réductrices du soufre, lesquelles réduisent les sulfates à l'état de sulfures, avec libération d'H₂S qui attaque les matériaux avec lesquels l'eau est en contact en causant la détérioration de leur structure.
- COSMOPOLITE**, adj. et n.m. Espèce animale ou végétale qui se trouve sur de très vastes territoires, voire même sur toute la terre. Synonyme : ubiquiste. Contraire : endémique.
- COUCHE TROPHOGÈNE**, n.f. Ensemble des couches aquatiques supérieures (épilimnion d'un lac) où, sous l'action de la lumière, s'effectue la synthèse de substances organiques, par l'activité du phytoplancton et des végétaux des rives. Contraire : couche tropholytique.
- COUVERTURE BIOLOGIQUE**, n.f. Recouvrements animaux et végétaux sur les substrats morts (en allemand "Be-wuchs") ou vivants (en allemand "Aufwuchs"). Synonyme : benthos.
- CYANOPHYTES**, n.f.pl. Groupe d'algues, sans noyau véritable ni chromatophores. Possèdent une pigmentation variée généralement bleu-vert, quelquefois vert noirâtre ou brunâtre, rouge, bleue, ou violette.
- DEMANDE BIOCHIMIQUE D'OXYGÈNE (DBO)**, n.f. Paramètre biochimique de la quantité d'oxygène (exprimée en mg/litre) nécessaire à la biodégradation des matières organiques dans un litre d'eau polluée, à l'aide de micro-organismes qui se développent dans des conditions de laboratoire (t = 20°C, durée 5 jours) et dans un milieu donné.
- DENITRIFICATION**, n.f. Réduction microbienne des nitrates en nitrites, voire même jusqu'à l'azote élémentaire.
- DETRITUS**, n.m. Matière sédimentable finement divisée, en suspension dans une masse d'eau. Le détritus organique provient de la décomposition des restes d'organismes, tandis que le détritus minéral provient des matières minérales sédimentables.
- DIGESTION**, n.f. Dégradation biologique des matières organiques dans des installations spéciales (digesteurs).
- DOSE MINIMA MORTELLE**, n.f. Expression utilisée en toxicologie des poisons qui signifie la plus petite dose de substance toxique capable d'entraîner la mort du sujet d'essai pendant la durée de l'expérience.
- DY**, n.m. Dépôt de fond des eaux acides, qui consiste en colloïdes humides précipités (Ling : mot suédois).
- EAUX DYSTROPHES**, n.f.pl. Eaux douces riches en matières humiques, présentes fréquemment sous forme colloïdale, et de coloration jaune à brune.
- EAUX EUTROPHES**, n.f.pl. Eaux douces riches en substances nutritives, dont la production de matières organiques est abondante.
- EAUX OLIGOTROPHES**, n.f.pl. Eaux douces pauvres en substances nutritives, dont la production de matières organiques est peu abondante.
- ÉCOLOGIE**, n.f. Biologie de l'environnement, qui étudie les rapports entre organismes ou groupes d'organismes et leur milieu ambiant.
- ÉCOSYSTÈME**, n.m. Système dynamique qui inclut les communautés biotiques et l'environnement abiotique, dont chacun exerce une influence sur les propriétés de l'autre, les deux étant nécessaires pour le maintien de la vie.
- ENZYMES**, n.f.pl. Protéines complexes produites par la cellule vivante et agissant comme catalyseurs spécifiques dans les réactions biochimiques vitales. Elles sont constituées par trois composés fondamentaux : a) apoenzyme (détermine où la réaction chimique va se dérouler), b) coenzyme (détermine quelle réaction chimique va se dérouler), c) activateurs métalliques (agents d'alignement de l'enzyme et du substrat). Les enzymes situées à la surface de la cellule s'appellent

exoenzymes, tandis que celles qui sont situées à l'intérieur de la cellule se nomment endoenzymes. Certaines enzymes sont produites de manière continue par le noyau, sans égard à l'environnement biochimique de la cellule (enzymes constitutives). D'autres enzymes sont produites de façon temporaire, quand un facteur d'induction est présent, ce facteur étant d'ordinaire une substance qui est un substrat pour l'enzyme (enzymes inductives). (Ling. : l'Académie française, après l'Académie des Sciences et l'Académie de Médecine de France, a attribué en 1970 le genre féminin à ce terme, souvent encore employé au masculin.)

EPILIMNION, n.m. Couche aquatique supérieure d'un lac située, au cours de la stagnation estivale, au-dessus de la couche du saut thermique (métalimnion); dans cette dernière, la transition thermique s'effectue de façon brusque. L'épilimnion disparaît lors de la circulation automnale des eaux du lac.

EURY-, préf. Ce préfixe désigne des organismes résistants à des changements considérables dans leurs conditions de vie. Exemples : euryhalin = pouvant vivre dans l'eau douce et dans l'eau saumâtre; eurytherme = capable de supporter de grandes variations de température. Contraire : sténo-.

EUTROPHISATION, n.f. Processus d'intensification de l'alimentation en substances nutritives (nitrates, phosphates) des eaux naturelles, spécialement des lacs, ce qui cause un excès de production biologique et accélère la détérioration de la qualité de l'eau. Ce processus, quand il est provoqué par les activités humaines, devient un des problèmes majeurs de la gestion des ressources hydriques.

FERROBACTERIES, n.f.pl. Espèces de bactéries ferrugineuses (p. ex. *Siderocapsa*, *Galionella*, *Crenothrix*, etc.) qui utilisent l'énergie nécessaire à leur développement en oxydant le fer ferreux présent dans l'eau en fer ferrique. Ainsi, elles peuvent accélérer le phénomène de corrosion des canalisations métalliques et y former des amas d'hydroxyde ferrique, lesquels, une fois décrochés, peuvent causer des dégâts dans les papeteries, les blanchisseries, les industries textiles, etc.

FILTRE BIOLOGIQUE, n.m. Synonyme de lit bactérien.

FLEURS D'EAU, n.f.pl. Phénomène de prolifération d'algues dans les couches superficielles des eaux stagnantes, causant une modification de la coloration naturelle de l'eau.

GELOSE, n.f. Substance organique produite par certaines algues marines, utilisée comme milieu de culture en bactériologie. Synonyme : agar-agar.

GYTTJA, n.f. Vase organique dans les eaux riches en matières nutritives. A l'interface de cette vase et de l'eau règne une activité bactérienne intense. (Ling. : mot suédois)

HALOPHILE, adj. Se dit d'un organisme aquatique qui se développe de préférence dans une eau salée.

HOLOMICTIQUE, adj. Caractère des lacs qui, pendant la période de refroidissement hivernal, subissent un mélange complet de leurs eaux. Contraire : méromictique.

HYPOLIMNION, n.m. Couche aquatique inférieure d'un lac lors de la stagnation estivale. Cette partie se trouve au-dessous de la couche du saut thermique, et est caractérisée par une basse température.

INDICATEUR BIOLOGIQUE, n.m. Organisme vivant, végétal ou animal, caractéristique des différents états de pollution d'un cours d'eau (zones de saprobies). Ces indicateurs sont étudiés lors de l'analyse biologique d'une eau de surface pour des questions de pollution ou d'acclimatation.

INTERSPECIFIQUE, adj. Qui a trait à des espèces différentes. Contraire : intraspécifique.

LAC DIMICTIQUE, n.m. Type de lac des régions climatiques où la température de l'eau peut être inférieure à + 4°C et dans lequel, en plus du mélange automnal, il se manifeste un renversement additionnel lorsque la masse d'eau de surface atteint la densité maximale (+ 4°C) et que les couches inférieures, plus froides, ont une densité inférieure. Contraire : monomictique.

LENITIQUE, adj. Se dit d'une eau stagnante ou faiblement courante. Contraire : lotique.

LIMNOLOGIE, n.f. Science ayant pour objet l'étude des eaux stagnantes, particulièrement des lacs. Par extension, ce nom désigne depuis 1922 la science de l'eau douce.

LYSE, n.f. Désagrégation de substances (p. ex. lipolyse : décomposition de corps gras) ou d'organismes par l'action d'un agent physique, chimique ou biologique.

MALADIE HYDRIQUE, n.f. Maladie dont l'agent causal est transporté par l'eau (p. ex. fièvre typhoïde, choléra, etc.).

MESO-, préf. Ce préfixe indique le degré moyen d'une propriété. Exemple : les animaux mésosalins vivent dans des eaux moyennement saumâtres.

METABOLISATION, n.f. Processus de transformation de substances chimiques dans l'organisme vivant, sous l'action biologique d'agents tels que bactéries hétérotrophes, microchampignons, algues, etc.

MICROFLORE TELLURIQUE, n.f. Micro-organismes végétaux qui habitent le sol (microphytes de la terre).

NANOPLANKTON, n.m. Micro-organismes en suspension dans une masse d'eau naturelle, qui à cause de leurs petites dimensions (moins de 20 microns) ne peuvent être collectés à l'aide de filets.

NECTON, n.m. Ensemble des organismes aquatiques se déplaçant grâce à leur puissance natatoire (p. ex. poissons).

NEUSTON, n.m. Ensemble des organismes aquatiques vivant près de l'interface eau-air.

NICHE, n.f. Expression écologique qui indique la fonction d'une espèce dans son habitat, laquelle fonction touche principalement les questions alimentaires.

NITRIFICATION, n.f. Processus d'oxydation de l'ammoniac et des nitrites en nitrates, grâce à des micro-organismes appropriés, p. ex. dans un milieu aqueux.

NIVEAUX TROPHIQUES, n.m.pl. Niveaux successifs de la chaîne alimentaire prédatrice, constitués par les producteurs primaires, les phytophages (consommateurs primaires) et les zoophages (consommateurs secondaires et tertiaires).

NOMBRE LE PLUS PROBABLE (NPP), n.m. Indice basé sur les lois statistiques qui représente le nombre évalué de micro-organismes présents dans 100 ml d'eau (p. ex. coliformes). (Ling. : l'abréviation NPP remplace l'abréviation anglo-saxonne MPN - most probable number.)

OCEANOGRAPHIE, n.f. Science ayant pour objet l'étude des mers et des océans.

OLIGO-, préf. Ce préfixe indique une valeur peu élevée (p. ex. oligosaprobe : faible pollution organique).

ORGANOGENE, adj. Dû à l'activité d'organismes vivants.

PELAGIAL, n.m. Totalité des organismes aquatiques vivant dans une masse d'eau, indépendamment de tout substratum : comprend le necton, le neuston, le plancton et le pleuston (voir ces termes). (Ling. : mot allemand)

PELAGIQUE, adj. Se dit d'une zone d'eau libre, n'appartenant pas au voisinage immédiat des rives et du fond.

PESTICIDES, n.m.pl. Produits organiques synthétiques, utilisés principalement en agriculture et dans la lutte antivectorielle contre les rongeurs, les insectes, certains champignons, etc. Certains sont très toxiques et difficilement biodégradables.

PHÉOPHYTES, n.f.pl. Groupe d'algues brunes, vivant fixées aux pierres, représentées dans les eaux douces par quelques genres rares.

PHOTOSYNTHESE, n.f. Processus complexe au cours duquel les plantes vertes transforment, à l'aide du pigment vert végétal (chlorophylle), l'énergie de la lumière, l'eau et le dioxyde de carbone en monosaccharides (sucres simples) qui fournissent le matériel de base pour la synthèse des saccharides plus complexes, de même que des graisses et des protéines. La photosynthèse s'opère en deux phases : 1) au cours de la première se produisent la photolyse (décomposition chimique par la lumière) de l'eau et la synthèse de l'adénosine-triphosphate (ATP), 2) la seconde est caractérisée par la désintégration du dioxyde de carbone, par la synthèse du groupe CH_2O et finalement par la synthèse des monosaccharides.

PHYCOLOGIE, n.f. Etude des algues.

PHYTOPLANKTON, n.m. Portion végétale du plancton.

PLANCTON, n.m. Ensemble de micro-organismes en suspension dans l'eau. Il est composé de plancton végétal (phyto-plancton) et de plancton animal (zooplancton). Selon le milieu on distingue : 1) le limnoplancton (plancton lacustre), 2) l'hélioplancton (plancton des étangs et des mares), 3) le potamoplancton (plancton des eaux courantes). La dimension du plancton se situe entre environ 2 et 2000 microns.

PLEUSTON, n.m. Ensemble des organismes végétaux flottant à la surface de l'eau.

POLY-, préf. Préfixe indiquant une valeur très élevée (p. ex. polysaprobe : forte pollution organique).

POTAMOLOGIE, n.f. Branche de la limnologie ayant pour objet l'étude des eaux courantes.

PREDATEUR, n.m. Organisme qui se nourrit d'organismes d'une autre espèce, laquelle appartient au maillon précédent de la chaîne alimentaire prédatrice.

PRODUCTION, n.f. Dans le sens écologique, ce terme désigne la quantité de matière vivante élaborée par niveau trophique et par unité de temps, de surface ou de volume. Ainsi, la production primaire est relative au premier niveau trophique

(producteurs végétaux), la production secondaire est relative au deuxième niveau trophique (herbivores), etc. La production nette est définie comme l'excès d'assimilation dans un intervalle de temps donné, déduction faite du taux de dissimilation dans la même période.

PROTISTE, n.m. Micro-organisme unicellulaire avec noyau soit animal, soit végétal (protophyte).

PROTOZOAIRES, n.m.pl. Groupe d'organismes vivant partout où il y a de l'humidité, considérés comme "mangeurs" d'algues et de bactéries. Ils sont des aérobies stricts.

RHODOPHYTES, n.f.pl. Groupe d'algues abondantes dans les mers, qu'il est difficile de distinguer des cyanophytes en raison d'une couleur semblable. En utilisant une technique de coloration spéciale, on peut établir dans chaque cellule d'une rhodophyte un noyau bien individualisé, ce qui est caractéristique de ce groupe d'algues marines.

RICKETTSIES, n.f.pl. Parasites intracellulaires, proches des bactéries, dont certains sont pathogènes pour l'homme (p. ex. typhoïde, méningite cérébro-spinale, fièvre Q). Les arthropodes et les rats jouent un rôle important dans leur transmission.

ROTIFERES, n.m.pl. Animaux multicellulaires à différenciation étendue (métazoaires), aérobies stricts, se trouvant presque uniquement dans les eaux dont la teneur en matières organiques est faible et pouvant ainsi servir d'indicateurs biologiques.

SAPROPEL, n.m. Vase où se déroule le processus de putréfaction à l'aide d'une population riche en bactéries anaérobies, avec libération de produits nauséabonds (H_2S , CH_4 , etc.). Le sulfure de fer donne une couleur noire à la vase.

SAPROPHYTE, n.m. Végétal qui se nourrit de substances organiques en décomposition (p. ex. divers microchampignons). Par extension : micro-organisme qui vit sur un hôte sans y causer de maladies. Contraire : micro-organisme pathogène.

SAUT THERMIQUE, n.m. Zone de transition entre l'épilimnion et l'hypolimnion, caractérisée par un taux maximum de baisse de température par unité de profondeur (environ $1^{\circ}C$ par mètre).

SESTON, n.m. Ensemble des éléments flottants dans l'eau, vivants ou morts, organiques ou minéraux.

SPORE, n.f. Élément unicellulaire produit par les végétaux inférieurs, qui constitue une forme de dissémination ou de résistance aux conditions défavorables du milieu.

STRATIFICATION, n.f. Formation de couches aquatiques de densité différente dans les lacs profonds pendant certaines saisons (stratifications thermiques directe et inverse).

SUBSTRAT, n.m. Substances nutritives qui servent de support et de nourriture aux micro-organismes.

SULFATO-REDUCTEURS, n.m.pl. Micro-organismes qui réduisent les sulfates (*Sporovibrio desulfuricans*) à l'état de sulfures, avec dégagement d' H_2S (corrosion microbiologique).

SYMBIOSE, n.f. Interaction interspécifique entre deux ou plusieurs organismes, qui représente une relation positive et obligatoire pour les deux partenaires profitant de cette relation. Synonyme : mutualisme.

SYSTEME DE SAPROBIES, n.m. Méthode biologique, basée sur l'étude de la faune et de la flore aquatique, qui sert à déterminer le degré de souillure d'une eau naturelle polluée par les matières organiques. On distingue trois zones de saprobies : 1) la zone des polysaprobies, aux eaux fortement polluées, 2) la zone des mésosaprobies, aux eaux moyennement polluées, encore subdivisée en zone alpha (moyennement polluée) et zone bêta (faiblement polluée), et 3) la zone des oligosaprobies, aux eaux non polluées.

TAXONOMIE, n.f. Science des lois de classification des êtres vivants.

TEST BIOLOGIQUE, n.m. En toxicologie aquatique, épreuve qui sert à déterminer la nocivité d'un produit toxique sur le poisson ou un autre élément de la faune aquatique. Ces tests peuvent se faire au laboratoire et sur le terrain.

TOLERANCE MOYENNE, n.f. Niveau de tolérance correspondant à la concentration de substances toxiques à laquelle 50 % des poissons d'essai survivent au bout d'un temps d'épreuve donné (test biologique). Symbole : Tlm.

TRIPTON, n.m. Matière non vivante en suspension dans l'eau qu'on recueille dans un filet à plancton.

VASE, n.f. Dépôts fins, riches en eau, dont la partie active est la matière organique et la partie inerte consiste en limon et autres composés minéraux. La minéralisation de la matière organique s'effectue à l'aide de divers micro-organismes dans la zone superficielle de la vase.

VIRUS, n.m. Germe nucléoprotéinique de très petite taille, doué de pouvoir pathogène (poliomyélite, hépatite, etc.), ne se multipliant que dans les tissus vivants. On trouve dans les eaux deux sortes de virus : les entérovirus et les adénovirus.

ZONES BIOLOGIQUES (d'une eau stagnante), n.f.pl. Les lacs peuvent comprendre les zones suivantes : 1) la zone littorale, entre le niveau d'eau supérieur normal et la limite inférieure d'extension des macrovégétaux verts enracinés, 2) la zone profonde, sous la zone littorale, et 3) la zone abyssale, zone des grandes profondeurs aquatiques (supérieures à 500 m). Ce terme est également utilisé en biologie marine.

ZOOGLÉE, n.f. Association biologique glaireuse se développant au cours de l'épuration biologique de l'eau usée.

ZOOPLANKTON, n.m. Portion animale du plancton.

BIBLIOGRAPHIE DES PRINCIPAUX OUVRAGES DE REFERENCE

(Biologie, microbiologie et biochimie générales)

I. OUVRAGES EN LANGUE FRANCAISE

- Blancher, G. (1972) "Abrégé de médecine préventive et d'hygiène", Masson & Cie, Paris
- Brisou, J. (1955) "Microbiologie du milieu marin", Flammarion, Paris
- Dumas, J. (1971) "Bactériologie médicale", Flammarion, Paris
- Fasquelle, R. (1970) "Eléments de bactériologie médicale", Flammarion, Paris
- Fasquelle, R. (1971) "Eléments de virologie médicale", Flammarion, Paris
- Golvan, Y.-J. (1969) "Eléments de parasitologie médicale", Flammarion, Paris
- Javillier, M., et al. (1972) "Traité de biochimie générale", Tome III, fasc. III, Masson & Cie, Paris
- Lambin, S., & Germain, A. (1969) "Précis de microbiologie", Masson & Cie, Paris
- Larpent, J.P., & Larpent-Gourgaud, M. (1970) "Microbiologie pratique", Hermann, Paris
- Leclerc, H. (1969) "Microbiologie", Doin, Deren & Cie, Paris
- LeGuyon, R. (1961) "Précis de bactériologie", G. Doin & Cie, Paris
- Lehninger, A.L. (1973) "Biochimie", Flammarion, Paris
- Kaloyanova-Simeonova, F., & Fournier, E. (1971) "Les pesticides et l'homme", Masson & Cie, Paris
- Moustardier (1972) "Bactériologie médicale", Maloine, Paris
- Pilet, P.E. (1968) "La Cellule : structure et fonctions", Masson & Cie, Paris
- Polonovski, M. et al. (1972) "Biochimie médicale", Masson & Cie, Paris
- Prévot, A.-R. (1961) "Traité de systématique bactérienne", Tomes I et II, Dunod, Paris
- Schapira, G. (1970) "Eléments de biochimie générale", Flammarion, Paris
- Senez, J.E. (1968) "Microbiologie générale", Doin, Deren & Cie, Paris
- Stanier, R.Y., Doudoroff, M., & Adelberg, E.A. (1966) "Microbiologie générale", Masson & Cie, Paris
- Weil, J.-H. (1972) "Biochimie générale", Masson & Cie, Paris
- (1972) "Le pharmacien face aux problèmes de pollution", Expansion scientifique française, Paris

II. OUVRAGES EN LANGUE ANGLAISE

- Brock, T.D. (1970) "Biology of Microorganisms", Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey
- Burdon, K.L., & Williams, R.P. (1968) "Microbiology", The Macmillan Co., New York
- Burrows, W., Moulder, J.W., Lewert, R.M., & Rippon, J.W. (1968) "Textbook of Microbiology", W.B. Saunders Co., Philadelphia
- Busch, A.W. (1971) "Aerobic Biological Treatment of Waste Waters", Oligodynamics Press, Houston, Texas
- Carpenter, P.L. (1967) "Microbiology", W.B. Saunders Co., Philadelphia
- Cruickshank, R., ed. (1972) "Medical Microbiology, A Guide to the Laboratory Diagnosis and Control of Infection", Churchill Livingstone, Edinburgh & London
- Frobisher, M. (1969) "Fundamentals of Microbiology", W.B. Saunders Co., Philadelphia
- Frobisher, M., Sommermeyer, L., & Fuerst, R. (1969) "Microbiology in Health and Disease", W.B. Saunders Co., Philadelphia
- Gaden, E.L., ed. (1969) "Global Impacts of Applied Microbiology", Biotechnology and Bioengineering Symposium, Interscience Publishers, New York
- Gebhardt, L.P., & Anderson, D.A. (1965) "Microbiology", The C.V. Mosby Co., Saint Louis
- Jawetz, E., Melnick, J.L., & Adelberg, E.A. (1972) "Review of Medical Microbiology", Lange Medical Publications, Los Altos, California
- Lamanna, C., & Mallette, F. (1965) "Basic Bacteriology", The Williams & Wilkins Co., Baltimore
- Laskin, A.I., & Lechevalier, H.A., ed. (1973) "Handbook of Microbiology", Press Division of Chemical Rubber Co., Cleveland
- Mitchell, R. (1972) "Water Pollution Microbiology", Wiley-Interscience, New York
- Pelczar, M.J., & Reid, R.D. (1972) "Microbiology", McGraw-Hill Book Co., New York
- Salle, A.J. (1967) "Fundamental Principles of Bacteriology", McGraw-Hill Book Co., New York
- Silver, I.H. (1970) "Aerobiology", Academic Press, New York & London
- Smith, D.T., Conant, N.F., & Overman, J.R. (1964) "Microbiology", Appleton-Century-Crofts, Inc., New York
- Swatek, F.E. (1967) "Textbook of Microbiology", The C.V. Mosby Co., Saint Louis
- Sykes, G., & Skinner, F.A. (1971) "Microbial Aspects of Pollution", Academic Press, New York & London
- Walter, W.G., & McBee, R.H. (1962) "General Microbiology", D. Van Nostrand Co., Inc., New York

LISTE DES FIGURES

		Pages
V.1	Emmagasinement des virus et des coliformes dans l'eau à 8°-10°C	24
V.2	Emmagasinement des virus et des coliformes dans l'eau à 20°-30°C	24
V.3	Relation linéaire entre le pourcentage d'enlèvement des virus par rapport à la concentration en sulfate d'alumine et le pourcentage des virus demeurant dans le liquide surnageant	27
V.4	Enlèvement du bactériophage MS2 et de la turbidité (argile) à l'aide de la coagulation-floculation	29
V.5	Effet du taux de filtration sur l'enlèvement du poliovirus, type 1, dans un sable propre fin et grossier	36
V.6	Relation entre le pH et les diverses formes de chlore résiduel libre et combiné	37
V.7	Relation entre le temps et la concentration en chlore résiduel libre pour inactiver, à 0°C, le poliovirus, type 1	40
V.8	Taux d'inactivation du poliovirus, type 1, à 0°C, pH 8,5, par diverses concentrations en chlore résiduel libre	40
V.9	Relation pH/temps pour la destruction de 99 % du poliovirus, type 1, à 25°C	41
V.10	Temps nécessaire au chlore résiduel libre dans l'eau pour une inactivation de plus de 99,8 % de l'adénovirus, type 3	42
V.11	Relation entre la concentration en acide hypochloreux (HOCl) et le temps pour détruire 99 % des <i>E. coli</i> et de trois virus à des températures de 0-6°C	43
V.12	Résistance relative de vingt entérovirus d'origine humaine à une concentration en chlore résiduel libre de 0,5 mg/l dans l'eau de la rivière Potomac à 2°C et un pH de 7,8	45
V.13	Concentrations en chlore résiduel libre et durées de contact pour inactiver le poliovirus, type 1, et les virus Coxsackie, types A2 et A9, à des températures supérieures à 4°C et des pH inférieurs à 8,0	46
V.14	Relation entre la durée de contact et la concentration en iode (I ₂), à 15°C, pour inactiver cinq virus à 99 %	49
V.15	Relation entre la durée de contact et la concentration en HOCl et I ₂ , à environ 5°C, pour inactiver à 99 % deux virus Coxsackie	50
V.16	Relation entre la durée de contact et la concentration en HOI et I ₂ , à 18°C, pour inactiver 99 % des bactéries (<i>E. coli</i>) et des virus (Polio, type 1)	50
V.17	Inactivation de bactériophages à l'aide de rayons ultraviolets	51
VII.1	Influence des algues sur la DBO	78
VIII.1	Utilisation des coliformes et coliformes fécaux comme indicateurs du risque de contamination par les virus	90
VIII.2	Utilisation des coliformes et coliformes fécaux comme indicateurs du risque de contamination par les <i>Salmonella</i>	91
VIII.3	Courbes de consommation de chlore et de brome	94
VIII.4	Efficacité du chlore résiduel, libre et combiné, à la dose de 1 mg/l, pour désinfecter de l'eau contenant des <i>E. coli</i>	96

	Pages
VIII.5 Inactivation de <i>E. coli</i> , du coliphage et du poliovirus dans une eau de pH 8,3 et contenant diverses concentrations de chlore résiduel	97
IX.1 Les principales zones écologiques horizontales et verticales d'un lac	100
XI.1 Variations de la DBO et de l'oxygène dissous d'un cours d'eau soumis à une pollution hypothétique	108
XI.2 Conséquences de l'apport d'une quantité élevée de substances azotées et carbonées contenues dans l'eau d'égout	108
XI.3 Accumulation de la boue dans le lit d'un cours d'eau	109
XI.4 Relations existant, dans un cours d'eau, entre éléments des règnes végétal et animal	109
XI.5 Fluctuations du nombre des espèces d'organismes selon le degré de pollution de l'eau	111
XI.6 Réaction du benthos à la pollution	110
XI.7 Séries de maxima pour les diverses espèces d'un cours d'eau	111
XI.8 Effet de la température sur le taux de mortalité des coliformes et de <i>Salmonella typhosa</i> dans des cours d'eau polluée	117
XI.9 Tendance typique de la variation de densité des coliformes dans un cours d'eau en aval d'un déversement d'eau d'égout brute	118
XI.10 Taux de mortalité des coliformes relevés dans divers cours d'eau	119
XI.11 Courbes du taux de mortalité d' <i>Escherichia coli</i> dans la rivière Ohio	119
XI.12 Diminution des coliformes dans les cours d'eau en été	121
XI.13 Diminution des coliformes dans les cours d'eau en hiver	121
XI.14 Taux de diminution des coliformes en fonction de la dimension du cours d'eau	122
XI.15 Taux de diminution des coliformes en aval de trois villes américaines	122
XI.16 Diminution prévue des coliformes dans un cours d'eau, pour divers procédés d'épuration	125
XI.17 Tendance saisonnière générale de la contribution moyenne mensuelle en bactéries coliformes (par habitant et par jour), exprimée en pourcentage de la moyenne annuelle	127
XI.18 Répartition annuelle du nombre d'échantillons d'eau d'égout contenant un ou plusieurs virus entériques	127
XI.19 Variation du nombre des nématodes en fonction du débit dans un cours d'eau	132
XII.1 Allure de la survie de divers organismes bactériens dans l'eau de mer	136
XII.2 Survie de divers streptocoques fécaux dans l'eau de mer	137
XII.3 Survie du poliovirus, type 1, dans l'eau de l'océan et dans un effluent primaire d'usine d'épuration des eaux d'égout (1,5-10°C)	139
XII.4 Survie des virus entériques dans une eau d'estuaire au cours des mois d'été et d'hiver	139
XII.5 Survie du poliovirus, type 1, dans l'eau de mer et l'eau du robinet à 17°C	139
XIII.1 Schéma écologique général d'un étang d'oxydation	147
XIII.2 Schéma écologique d'un étang aérobie	149
XIII.3 Schéma de l'oxygénation photosynthétique dans un étang d'oxydation	149
XIII.4 Schéma écologique d'un étang facultatif	150

XIII.5	Schéma écologique d'un étang anaérobie	151
XIII.6	Modifications de la couleur d'un étang en fonction du nombre de <i>Thiorhodaceae</i> et d'algues . . .	151
XIII.7	Spectre d'absorption relative de la lumière par des algues et des bactéries	153
XIII.8	Courbe typique de déclin des coliformes dans un étang d'oxydation	155
XIV.1	Transformation de l'azote dans un lit bactérien	158
XIV.2	Effet du pH sur le fonctionnement du lit bactérien	161
XIV.3	Variation du nombre des colonies de bactéries en fonction de la profondeur du lit filtrant	161
XIV.4	Rendement du lit bactérien selon la formule de Fairall	168
XIV.5	Enlèvement attendu de la DBO d'une unité filtrante formée d'un lit de pierrailles ou matériaux similaires	169
XIV.6	Relation entre la charge organique et le rendement	170
XIV.7	Calcul de K (filtre-tamis)	171
XV.1	Relations métaboliques dans le procédé de la boue activée	174
XVIII.1	Schéma du mécanisme de la dégradation anaérobie de la matière organique	183
XVIII.2	Schéma de biodégradation de l'acide valérique	185
XVIII.3	Relations entre le pH et la teneur d'un digesteur en bicarbonate à environ 35°C	188
XX.1	Température de l'eau dans un étang et après une filtration de 40 m à travers le sol	201
XX.2	Infiltration des bactéries à travers le sable	202
XX.3	Epuration d'eau de surface au cours d'une infiltration horizontale type	203
XX.4	Dénombrement bactérien sous le fond de bassins d'infiltration	203
XXI.1	Biodécomposition thermogénétique au cours du compostage	206
XXI.2	Décomposition de la matière organique fraîche et formation de l'humus dans le sol	209
XXIII.1	Les bactéries du genre <i>Lactobacillus</i>	218
XXV.1	Propagation du mildiou dans des cultures de pommes de terre, en pourcentage des champs contaminés	235
XXV.2	Propagation du mildiou dans un même champ de pommes de terre, en pourcentage du feuillage contaminé	235
XXV.3	Contenu bactérien de l'air intérieur de divers établissements	236

**Les publications de l'OMS peuvent être commandées, soit directement,
soit par l'intermédiaire d'un libraire, aux adresses suivantes :**

AFRIQUE DU SUD	Van Schaik's Bookstore (Pty) Ltd, P.O. 724, PRETORIA.
ALGÉRIE	Société Nationale d'Édition et de Diffusion, 3 bd Zirout Youcef ALGER.
ALLEMAGNE, RÉPUBLIQUE FÉDÉRALE D'	Govi-Verlag, GmbH, Ginnheimerstrasse 20, Postfach 5360, 6236 ESCHBORN — W. E. Saabach, Postfach 1510, Follerstrasse 2, 5 COLOGNE 1 — Alex. Horn, Spiegelgasse 9, 62 WIESBADEN.
ARGENTINE	Carlos Hirsch S.R.L. Florida 165, Galería Güemes Escritorio 453/465, BUENOS AIRES.
AUSTRALIE	Mail Order Sales, Australian Government Publishing Service, P.O. Box 84, CANBERRA A.C.T. 2600; <i>or over the counter from</i> Australian Government Publications and Inquiry Centres at: 113 London Circuit, CANBERRA CITY; 347 Swanston Street, MELBOURNE; 309 Pitt Street, SYDNEY; Newman House, 200 St. George's Terrace, PERTH; Industry House, 12 Pirie Street, ADELAIDE; 156-162 Macquarie Street, HOBART — Hunter Publications, 58A Gipps Street, COLLINGWOOD, Vic. 3066.
AUTRICHE	Gerold & Co., I. Graben 31, VIENNE 1.
BANGLADESH	Représentant de l'OMS, G.P.O. Box 250, DACCA 5. The Association of Voluntary Agencies P.O. Box 5045, DACCA, BANGLADESH.
BELGIQUE	Office international de Librairie, 30 avenue Marnix, BRUXELLES. Abonnements à Santé du Monde seulement: Jean de Lannoy, 112 rue du Trône, 1050 BRUXELLES.
BIRMANIE	<i>voir Inde</i> , Bureau régional de l'OMS.
BRÉSIL	Biblioteca Regional de Medicina OMS/OPS, Unidad de Venta de Publicaciones, Caixa Postal 20.381, Vila Clementino, 01000 SAO PAULO — S.P.
CANADA	<i>Pour toute commande hors abonnement:</i> Association Canadienne d'Hygiène Publique, 1335 Carling Avenue, Suite 210, OTTAWA, Ontario, Canada K1Z8N8. <i>Abonnements:</i> Les demandes d'abonnement, accompagnées d'un chèque au nom de la Banque Royale du Canada, Ottawa, compte Organisation mondiale de la Santé, doivent être envoyées à l'Organisation mondiale de la Santé, Case Postale 1800, Succursale B, OTTAWA, Ont. K1P 5R5. La correspondance concernant les abonnements doit être adressée à l'Organisation mondiale de la Santé, Distri- bution et Vente, 1211 GENÈVE 27, Suisse.
CHINE	China National Publications Import Corporation, P.O. Box 88, PÉKIN.
COLOMBIE	Distrilibros Ltd, Pio Alfonso García, Carrera 4a, Nos 36-119, CARTHAGÈNE.
DANEMARK	Ejnar Munksgaard, Ltd, Nørregade 6, COPENHAGUE.
ÉGYPTE	Nabaa El Fikr Bookshop, 55 Saad Zaghloul Street, ALEXANDRIE.
EL SALVADOR	Librería Estudiantil, Edificio Comercial B No. 3, Avenida Libertad, SAN SALVADOR.
ÉQUATEUR	Librería Científica S.A., P.O. Box 362, Luque 223, GUAYAQUIL.
ESPAGNE	Comercial Atheneum S.A., Consejo de Ciento 130-136, BARCELONE 15; General Moscardó 29, MADRID 20 — Librería Díaz de Santos, Lagasca 95, MADRID 6; Balmes 417 y 419, BARCELONE 6.
ÉTATS-UNIS D'AMÉRIQUE	<i>Pour toute commande hors abonnement:</i> WHO Publications Centre USA, 49 Sheridan Avenue, ALBANY, NY 12210. <i>Abonnements:</i> Les demandes d'abonnement, accompagnées d'un chèque au nom de Chemical Bank, New York, Account World Health Organization, doivent être envoyées à World Health Organization, P.O. Box 5284, Church Street Station, NEW YORK, NY 10249. La correspondance concernant les abonnements doit être adressée à l'Organisation mondiale de la Santé, Distribution et Vente, 1211 GENÈVE 27, Suisse. <i>Les publications sont également disponibles auprès de United Nations Bookshop, NEW YORK, NY 10017 (vente au détail seulement).</i>
FIDJI	Représentant de l'OMS, P.O. Box 113, SUVA.
FINLANDE	Akateeminen Kirjakauppa, Keskuskatu 2, HELSINKI 10.
FRANCE	Librairie Arnette, 2, rue Casimir-Delavigne, 75006 PARIS.
GRÈCE	G. C. Eleftheroudakis S.A., Librairie internationale, rue Nikis 4, ATHÈNES (T. 126).
HAÏTI	Max Bouchereau, Librairie « A la Caravelle », Boîte postale 111-B, PORT-AU-PRINCE.
HONG KONG	Hong Kong Government Information Services, Beaconsfield House, 6th Floor, Queen's Road, Central, VICTORIA.
HONGRIE	Kultura, P.O.B. 149, BUDAPEST 62 — Akadémiai Könyvesbolt, Váci utca 22, BUDAPEST V.
INDE	Bureau régional de l'OMS pour l'Asie du Sud-Est, World Health House, Indraprastha Estate, Ring Road, NEW DELHI 1 — Oxford Book & Stationery Co., Scindia House, NEW DELHI; 17 Park Street, CALCUTTA 16 (Sous-agent).
INDONÉSIE	M/s Kalman Books Services Ltd, J1.A. Yani, P.O. Box 3105, DJAKARTA.
IRAN	Iranian Amalgamated Distribution Agency, 151 Khiaban Soraya, TÉHÉRAN.
IRLANDE	The Stationery Office, DUBLIN 4.
ISLANDE	Snaebjörn Jonsson & Co., P.O. Box 1131, Hafnarstraeti 9, REYKJAVIK.
ISRAËL	Heiliger & Co., 3 Nathan Strauss Street, JÉRUSALEM.
ITALIE	Edizioni Minerva Medica, Coros Bramante 83-85, TURIN; Via Lamarmora 3, MILAN.
JAPON	Maruzen Co. Ltd, P.O. Box 5050, TOKYO International, 100-31.
KENYA	The Caxton Press Ltd, Gathani House, Homa Bay Road, P.O. Box 41742, NAIROBI.
KOWEÏT	The Kuwait Bookshops Co. Ltd, Thunayan Al-Ghanem Bldg, P.O. Box 2942, KOWEÏT.

Prix: Fr. s. 40.—

Prix sujet à modification sans préavis

Les publications de l'OMS peuvent être commandées, soit directement,
soit par l'intermédiaire d'un libraire, aux adresses suivantes :

LIBAN	Documenta Scientifica/Redico, P.O. Box 5641, BEYROUTH.
LUXEMBOURG	Librairie du Centre, 49 bd Royal, LUXEMBOURG.
MALAISIE	Représentant de l'OMS, Room 1004, Fitzpatrick Building, Jalan Raja Chulan, KUALA LUMPUR 05-02 — Jubilee (Book) Store Ltd, 97 Japan Tuanku Abdul Rahman, P.O. Box 629, KUALA LUMPUR — Parry's Book Center, K.L. Hilton Hotel, KUALA LUMPUR.
MAROC	Editions La Porte, 281 avenue Mohammed V, RABAT.
MEXIQUE	La Prensa Médica Mexicana, Ediciones Científicas, Paseo de las Falcultades 26, MEXICO 20, D.F.
MONGOLIE	voir Inde, Bureau régional de l'OMS.
MOZAMBIQUE	INLD, Caixa Postal 4030, MAPUTO.
NÉPAL	voir Inde, Bureau régional de l'OMS.
NIGÉRIA	University Bookshop Nigeria, Ltd, University of Ibadan, IBADAN.
NORVÈGE	Johan Grundt Bokhandel, Karl Johansgt. 43, OSLO 1.
NOUVELLE-ZÉLANDE	Government Printing Office, Government Bookshops at: Rutland Street, P.O. Box 5344, AUCKLAND; 130 Oxford Terrace, P.O. Box 1721, CHRISTCHURCH; Alma Street, P.O. Box 857, HAMILTON; Princes Street, P.O. Box 1104, DUNEDIN; Mulgrave Street, Private Bag, WELLINGTON — R. Hill & Son Ltd, Ideal House, Cnr. Gilles Avenue & Eden St., Newmarket, AUCKLAND S.E.1.
PAKISTAN	Mirza Book Agency, 65 Shahrah Quaid-E. Azam, P.O. Box 729, LAHORE 3.
PAYS-BAS	N. V. Martinus Nijhoff's Boekhandel en Uitgevers Maatschappij, Lange Voorhout 9, LA HAYE.
PHILIPPINES	Bureau régional de l'OMS pour le Pacifique occidental, P.O. Box 2932, MANILLE — The Modern Book Company Inc., P.O. Box 632, 926 Rizal Avenue, MANILLE.
POLOGNE	Skladnica Ksiegarska, ul. Mazowiecka 9, VARSOVIE (<i>sauf périodiques</i>) — BKWZ Ruch, ul. Wronia 23, VARSOVIE (<i>périodiques seulement</i>).
PORTUGAL	Livaria Rodrigues, 186 Rua Aurea, LISBONNE.
RÉPUBLIQUE DE CORÉE	Représentant de l'OMS, Central P.O. Box 540, SÉOUL.
RÉPUBLIQUE DÉMOCRATIQUE ALLEMANDE	Buchhaus Leipzig, Postfach 140, 701 LEIPZIG.
RÉPUBLIQUE DÉMOCRATIQUE POPULAIRE LAO	Représentant de l'OMS, P.O. Box 343, VIENTIANE.
ROYAUME-UNI	H.M. Stationery Office: 49 High Holborn, LONDRES WC1V 6HB; 13a Castle Street, EDIMBOURG EH2 3AR; 41 The Hayes, CARDIFF CF1 1JW; 80 Chichester Street, BELFAST BT1 4JY; Brazennose Street, MANCHESTER M60 8AS; 258 Broad Street, BIRMINGHAM B1 2HE; Southey House, Wine Street, BRISTOL BS1 2BQ. <i>Toutes les commandes postales doivent être adressées de la façon suivante:</i> P.O. Box 569, Londres SE1 9NH.
SINGAPOUR	Select Book Ltd, c/o 5982 Golden Mile Shopping Centre, Beach Road, SINGAPORE 7.
SRI LANKA	voir Inde, Bureau régional de l'OMS.
SUÈDE	Aktiebolaget C.E. Fritzes Kungl. Hovbokhandel, Fredsgatan 2, STOCKHOLM 16.
SUISSE	Medizinischer Verlag Hans Huber, Länggass Strasse 76, 3012 BERNE 9.
TCHÉCOSLOVAQUIE	Artia, Smecky 30, 111 27 PRAGUE 1.
THAÏLANDE	voir Inde, Bureau Régional de l'OMS.
TUNISIE	Société Tunisienne de Diffusion, 5 avenue de Carthage, TUNIS.
TURQUIE	Librairie Hachette, 469 av. de l'Indépendance, ISTANBUL.
URSS	<i>Pour les lecteurs d'URSS qui désirent les éditions russes:</i> Komsomolskij prospekt 18, Medicinskaja Kniga, MOSCOU — <i>Pour les lecteurs hors d'URSS qui désirent les éditions russes:</i> Kuzneckij most 18, Mezhdunarodnaja Kniga, MOSCOU G-200.
VENEZUELA	Editorial Interamericana de Venezuela C.A., Apartado 50785, CARACAS — Libería del Este, Av. Francisco de Miranda 52, Edificio Galipán, CARACAS.
YUGOSLAVIE	Jugoslovenska Knjiga, Terazije 27/11, BELGRADE.

Dans les pays où un dépositaire n'a pas encore été désigné, les commandes peuvent être également adressées à l'Organisation mondiale de la Santé, Service de Distribution et de Vente, 1211 Genève 27, Suisse, mais le paiement doit alors être effectué en francs suisses, en livres sterling ou en dollars des Etats-Unis d'Amérique.

