

Article

« Modélisation du comportement des biomasses bactériennes libres et fixées dans les réseaux de distribution d'eau potable »

P. Piriou, S. Dukan, Y. Levi, F. Guyon et P. Villon

Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 9, n° 3, 1996, p. 381-406.

Pour citer cet article, utiliser l'information suivante :

URI: <http://id.erudit.org/iderudit/705259ar>

DOI: 10.7202/705259ar

Note : les règles d'écriture des références bibliographiques peuvent varier selon les différents domaines du savoir.

Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter à l'URI <https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/>

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche. Érudit offre des services d'édition numérique de documents scientifiques depuis 1998.

Pour communiquer avec les responsables d'Érudit : info@erudit.org

Modélisation du comportement des biomasses bactériennes libres et fixées dans les réseaux de distribution d'eau potable*

Modelling free and fixed bacterial biomass behaviour in drinking water distribution systems

P. PIRIOU¹, S. DUKAN¹, Y. LEVI¹, F. GUYON², P. VILLON²

Reçu le 26 octobre 1995, accepté le 5 juillet 1996**.

SUMMARY

Of the many causes of distributed water quality deterioration, biological phenomena are undoubtedly the subject of the most study, and are also the most closely monitored because of short-term public health risks. Although high heterotrophic bacterial counts do not necessary constitute a health risk, they are the sign that a particular network is subject to biological disorders which can protect pathogenic species. What is more, the evolution of the bacterial biomass in the network also affects other aspects of distributed water quality, such as tastes and odours, the development macro-invertebrates, the appearance of colour and turbidity and the appearance of biocorrosion phenomena.

Qualitative management of distribution networks is therefore to ensure that the quality of the product is kept as constant as possible up to the farthest points of the distribution. With this in mind, it is essential to understand, describe and model the various phenomena which lead to the evolution of water quality during distribution. Mathematical modelling is necessary in order to take all parameters into account in view of the complexity of the different phenomena involved.

A determinist type modelling was developed to predict bacterial variations (viable and total bacteria) during distribution. The model takes into account:

- the fate of available nutrients consumed for the growth of suspended and fixed bacteria,
- the influence of temperature on bacterial dynamics,
- the natural mortality of bacteria by senescence and grazing,
- the mortality resulting from the presence of chlorine disinfectant, with a differentiation between the action on free et fixed bacteria,

1. Lyonnaise des Eaux, CIRSEE, 38 rue du Président Wilson, 78230 Le Pecq, France.

2. Université de Technologie de Compiègne, BP 649, 60206 Compiègne cedex, France.

* Communication présentée au Colloque International sur la « Matière organique biodégradable », Ecole Polytechnique de Montréal, juin, 1994.

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 15 juin 1997.

- the impact of different forms of chlorine in water (HClO/ClO^-) depending on pH on the mortality rate,
- the deposition of suspended bacteria and the detachment of fixed bacteria,
- the chlorine decay kinetics under the influence of temperature, hydraulics and pipe materials.

The modelling of the fixed biomass as a layer uniformly distributed over the pipe surface, expressed as an equivalent thickness of carbon, has been adopted. By this way, a differentiation between the mathematical expression of the free and that of the fixed biomass was made in the model. This mean it is possible to distinguish between phenomena depending on their locations: reactions in solution, reaction at the water/biofilm surface interface and within the biofilm.

This model proposes also an original approach for chlorine bactericidal action on suspended and fixed biomass. To model the action of chlorine on the fixed biomass and its stronger resistance compared with the free biomass, the diffusion of the chlorine through the boundary layer and the biofilm has been taken into account. This calculation of the average penetration depth of the chlorine front into the biofilm enables the identification of two layers: a chlorinated layer and a layer not attained by the chlorine which provides a material indication of the better resistance of the fixed biomass.

As detachment is a key phenomenon in the modelling of bacterial dynamics in distribution systems, the influence of different formulas of detachment kinetics on the mathematical expression of model variables were determined by solving model equations.

The model has been interfaced with PICCOLO software, the SAFEGE hydraulic calculation model. It is constructed by using hydraulic results previously generated by PICCOLO and a numerical scheme to predict bacterial count at each node and on each link of a network. Installed on a PC type computer, the model uses the graphic interface of PICCOLO and provides an effective and easy way to visualise on a computer screen water quality variations in the network, using a colour code for bacterial count, nutrient concentration and chlorine residual.

The first model calibration was done using data from our pipe loop pilot under various operating conditions. The model has been also used to simulate a variety of distribution systems of different sizes and levels of details and a validation of the model has been carried out by means of measurement campaigns on different distribution systems.

Animating and visualising variations of bacteria counts in distribution system is an unique approach to study the changes in water quality. This tool is helpful to propose strategies for the management of distribution systems and treatment plants and define the different zones of bacterial regrowth in relation with hydraulic conditions.

Key words : bacterial regrowth, modelling, distribution systems, software, biofilm, drinking water.

RÉSUMÉ

La prolifération bactérienne en réseaux de distribution d'eau potable est un souci majeur des distributeurs d'eau. La complexité des phénomènes impliqués dans la croissance bactérienne en réseaux nécessite une modélisation mathématique pour définir l'impact des différents paramètres de la qualité de l'eau et généraliser ces résultats à l'échelle du réseau de distribution.

Une approche déterministe a été choisie pour développer cette modélisation prédictive de la croissance bactérienne dans les systèmes de distribution. Le modèle prend en compte : la croissance de la biomasse libre et de la biomasse fixée, la consommation en nutriments exprimés par le CODB, l'action bactéri-

cide du chlore sur la flore libre et la flore fixée, la déposition des bactéries en suspension et le détachement des bactéries fixées. Le modèle propose une approche originale pour la modélisation de l'action bactéricide du chlore. Par ailleurs, différentes formulations du détachement ont été testées algébriquement pour définir la modélisation la plus adaptée à notre système d'équations.

Ce modèle a été couplé au logiciel de modélisation hydraulique PICCOLO développé par la SAFEGE. Utilisant les données hydrauliques et de géométrie générées par PICCOLO, le modèle prédit les numérations bactériennes en chaque nœud et sur chaque arc du réseau de distribution. Utilisant l'interface graphique de PICCOLO, le modèle permet une visualisation de l'évolution de la qualité bactérienne par cartographie.

Des simulations ont été réalisées sur de nombreux réseaux présentant des tailles et des niveaux de complexité variables. Le modèle a été validé à partir de campagnes de prélèvements sur sites.

Ce modèle permettant de simuler l'évolution de la qualité bactériologique à l'échelle du réseau est un outil unique pour le diagnostic et la gestion qualitative des systèmes de distribution d'eau potable.

Mots-clés : croissance bactérienne, modélisation, réseaux de distribution, logiciel, biofilm, eau potable.

INTRODUCTION

L'eau potable, lors de sa distribution à travers les canalisations formant le réseau peut subir des modifications qui peuvent provoquer des dégradations de ses paramètres biologiques ou physico-chimiques (RIZET, 1987 ; RIDGWAY et AINSWORTH, 1978 ; MOUCHET *et al.*, 1992).

Parmi les nombreuses causes de dégradation de la qualité de l'eau distribuée, les phénomènes biologiques sont certainement les plus étudiés, mais également les plus surveillés en raison des risques à court terme vis-à-vis de la santé publique. Si les numérations élevées en germes hétérotrophes ne constituent pas obligatoirement un risque sanitaire, elles sont le signe d'un réseau susceptible de désordres biologiques pouvant protéger des espèces pathogènes (LECHEVALLIER *et al.*, 1990 ; PAYMENT *et al.*, 1991). De plus, l'évolution de la biomasse en réseau concerne aussi d'autres aspects de la qualité de l'eau distribuée, comme les goûts et odeurs, le développement de macro invertébrés (MOUCHET et POURRIOT 1992 ; LEVY, 1990), l'apparition de couleur et de turbidité et l'apparition de phénomènes de biocorrosion (TATNALL, 1991 ; GUEZENEC, 1992).

Une gestion qualitative des réseaux de distribution est donc indispensable pour préserver au produit fabriqué la qualité la plus constante possible jusqu'aux points les plus éloignés de la distribution. Dans ce but, il est primordial de comprendre, décrire et modéliser les différents phénomènes conduisant à une évolution de la qualité de l'eau en distribution pour caractériser les conditions favorables à cette dégradation afin d'optimiser l'efficacité des filières de traitement et la gestion du réseau.

Cependant, l'étude et la modélisation de ces phénomènes ne sont possible qu'après une définition, la plus précise possible, du comportement hydraulique du

réseau caractérisant son fonctionnement. Dans ce but, la SAFEGE a développé le logiciel PICCOLO de calculs hydrauliques en réseau (BOS ET JARRIGE, 1989). Celui-ci permet, après un calage préliminaire, de connaître avec rapidité et précision les temps de séjours, les sens d'écoulement, les vitesses, les mélanges d'eau et les pressions en tout point du réseau.

Couplés à ce logiciel de calculs hydrauliques, des modules « qualité » ont été développés par le Centre de recherche du groupe Lyonnaise des Eaux (CIRSEE), permettant de prédire l'évolution du résiduel de chlore, ainsi que la propagation d'un micropolluant (WABLE *et al.*, 1991).

La suite logique de ce travail est constituée par l'obtention d'un outil capable de prédire l'évolution de la croissance bactérienne en réseau et la localisation des zones où les risques de proliférations biologiques sont les plus importants, en fonction des caractéristiques de l'eau d'entrée et de la géométrie du système de distribution.

Cet article propose la description de ce modèle et, à travers quelques exemples de simulations, illustre l'efficacité de ce nouvel outil de gestion de la qualité de l'eau en réseau.

A - DESCRIPTION DE L'ÉCOSYSTÈME DES RÉSEAUX

La biomasse microbiologique présente en réseau est constituée majoritairement de bactéries, mais aussi de levures, moisissures, algues, protozoaires. Cette biomasse qui se constitue grâce à l'apport de matières organiques nutritives dissoutes dans les eaux peut conduire à l'apparition d'organismes plus évolués comme des crustacés (aselles, gammares,...). La biomasse bactérienne se répartit en une flore libre et une flore fixée à la surface des canalisations, quantitativement plus importante. En effet, pour une colonisation de surface de 10^7 bactéries/cm² et de la phase eau de 10^5 bactéries/ml (OLSON ET NAGY, 1985 ; LECHEVALLIER *et al.*, 1987 ; LECHEVALLIER, 1989), la flore libre ne représente que 5 % de la biomasse fixée pour une conduite de diamètre 200 mm et 0,5 % pour une conduite de diamètre 100 mm, suivant leur rapport surface sur volume respectif.

Dans la grande majorité des cas, cet écosystème biologique reste limité par les conditions peu favorables que sont l'absence de lumière, le froid, la faible quantité d'éléments nutritifs, les vitesses hydrauliques et surtout la présence de résiduel de chlore lorsqu'il se trouve sous une forme et à une concentration bactéricide. Toutefois la nature peut très vite s'adapter dès que les conditions d'environnement redeviennent favorables. Ainsi il arrive qu'en période chaude, dans les zones de stagnation, lorsque les éléments nutritifs augmentent et que le chlore diminue, on observe des proliférations de bactéries hétérotrophes avec parfois la présence de coliformes indicateur de contaminations fécales (LECHEVALLIER, 1990). Les nombreux travaux réalisés sur la prolifération bactérienne dans les réseaux de distribution mettent en évidence l'importance de l'activité des biomasses fixées, souvent improprement appelée biofilm car elles ne constituent certainement pas des films réguliers appliqués à la surface interne des canalisations (RIDGWAY ET OLSON, 1981). La croissance des bactéries en suspension, en raison de leur temps de doublement assez élevé, ne permet pas d'expliquer l'évolution

de la biomasse observée pour les temps de séjour les plus courants inférieurs à 50 heures. Ainsi, l'augmentation de la biomasse libre, est la résultante de l'activité de la flore fixée qui par croissance et arrachement sous l'incidence des conditions hydrauliques vient grossir le nombre des bactéries en suspension au fil du réseau (VAN DER WENDE *et al.*, 1989).

De nombreux paramètres influencent la dégradation de la qualité microbiologique de l'eau en réseau de distribution :

- la température qui favorise la survie et la prolifération des bactéries à partir de 15 °C (FRANSOLET *et al.*, 1985) ;

- la concentration en matières organiques biodégradables (MOB) : de nombreux travaux ont été réalisés pour caractériser ce potentiel nutritif de l'eau en sortie d'usine et au fil du réseau aboutissant à différentes méthodes analytiques. En général ces méthodes ne prennent en compte que le carbone organique biodégradable, les autres éléments nutritifs azotés ou phosphorés n'étant généralement pas considérés comme limitants dans les eaux potables et surtout les eaux de surface. Le tableau 1 reprend suivant les méthodes, les différents seuils de stabilité microbiologique qui ont été établis par leurs auteurs définissant ainsi des valeurs guides permettant d'atteindre une stabilité biologique des réseaux en absence ou à faible teneur en chlore résiduel ;

- l'apport en sortie de traitement d'une microflore bactérienne ou alguale qui contribue à l'ensemencement du réseau et constitue également un apport en MOB après leur mort (DONLAN et PIPES, 1988 ; MATHIEU, 1992) ;

- le résiduel de chlore qui par son action bactéricide est l'unique élément de traitement de potabilisation appliqué en réseau. Cependant, de nombreux travaux mettent en évidence sa moindre efficacité vis-à-vis de la biomasse fixée par rapport à la flore circulante (LECHEVALLIER *et al.*, 1990 ; RIDGWAY et OLSON, 1982 ; MATHIEU, 1992) ;

- la cinétique de décroissance du chlore qui constitue une limitation importante à la stratégie de contrôle de la prolifération en réseau. Cette consommation du chlore est influencée (JADAS-HÉCART, 1989 ; WABLE *et al.*, 1991) :

- par le pH qui conditionne la répartition des formes du chlore en solution, la forme acide étant la plus bactéricide,

- par la température qui conditionne les vitesses de réactions,

- par la demande en chlore de l'eau et par la présence de corrosion qui conditionnent respectivement la part de consommation du chlore liée à l'eau et celle liée au réseau lui-même (KIÉNE *et al.*, 1993) ;

- la présence de dépôts qui vont faciliter la colonisation bactérienne (OLSON et NAGY, 1985 ; TUOVINEN et HSU, 1982) et jouer un rôle protecteur pour la biomasse fixée vis-à-vis du chlore (LECHEVALLIER *et al.*, 1993) ;

- le diamètre des conduites qui, en offrant un rapport surface/volume important, accroît l'expression des phénomènes de surface. Les petits diamètres, souvent associés à de long temps de séjour, sont le siège privilégié des proliférations bactériennes et de l'essentiel des autres dégradations observés en réseau (dépôts, coloration, turbidité,...) ;

- le temps de séjour qui conditionne l'ampleur des phénomènes, ceux-ci étant généralement régis par des cinétiques lentes ;

- les conditions hydrauliques qui vont conditionner tous les phénomènes de transferts et d'échanges avec la surface des canalisations : apport en nutriments, colonisation bactérienne (DOLAN et PIPES, 1988) et détachement des biomasses fixées à la surface interne des canalisations (CHARACKLIS et MARSHALL, 1989 ; RITTMAN, 1984), consommation du chlore à la paroi (KIÉNE *et al.*, 1996).

Tableau 1 Principales méthodes d'évaluation de la fraction biodégradable.**Table 1** Main bioassay methods.

Références	Paramètres	Seuil de stabilité bactériologique
VAN DER KOOIJ <i>et al.</i> , 1989	Assimilable Organic Carbon	AOC < 10 µg/l
WERNER et HAMBSCH, 1986	μ_{max} , F	$\mu_{max} < 0,1 \text{ h}^{-1}$ F < 5
SERVAIS <i>et al.</i> , 1992	Carbone Organique Dissous Biodégradable	C.O.D.B. < 0,16 mg/l
LEVI et JORET, 1990	Carbone Organique Dissous Biodégradable (innoculum sable)	C.O.D.B. < 0,2 mg/l

La prise en compte de ces paramètres et la complexité des phénomènes mis en jeu nécessitent une modélisation mathématique de la croissance bactérienne en réseau. Malgré les nombreux travaux réalisés sur la proliférations bactérienne en réseau, peu de modèles complets ont été proposés pour la décrire. L'essentiel des approches sont stochastiques et étudient l'incidence d'un ou quelques paramètres sur la croissance bactérienne (MAUL *et al.*, 1991 ; HAUDIDIER, 1989 ; MATHIEU, 1992 ; LECHEVALLIER *et al.*, 1991). Cependant, VAN DER WENDE *et al.* (1989), SERVAIS *et al.* (1992), LU *et al.* (1995) proposent une modélisation de type déterministe qui tente de globaliser l'ensemble des phénomènes.

B – PRINCIPES DU MODÈLE

Les phénomènes pris en compte par le modèle et illustrés par la figure 1, sont :

- évolution de la fraction biodégradable de la matière organique consommée pour la croissance de la biomasse libre et fixée,
- relargage de matières organiques biodégradables (MOB) par les bactéries mortes libres et fixées,
- mortalité « naturelle » des bactéries par sénescence ou par prédation par les protozoaires,
- mortalité induite par la présence du chlore comme agent désinfectant avec une différenciation entre l'action sur la biomasse libre et sur la biomasse fixée,
- influence de la température sur l'activité de la biomasse,
- déposition et décrochement des bactéries fixées à la surface des canalisations sous l'influence des conditions hydrauliques,
- cinétique de décroissance du chlore sous l'influence de la température et du pH.

B.1 Modélisation de la biomasse fixée

Dans le modèle, la biomasse fixée est exprimée en équivalent carbone. Malgré l'hétérogénéité de la répartition à la surface interne des canalisations, comme le confirme les observations en microscopie électronique (RIDGWAY *et al.*, 1981 ; STEWART *et al.*, 1993), cette expression permet une représentation sous la forme d'une couche uniformément répartie sur la surface interne de la conduite. En se

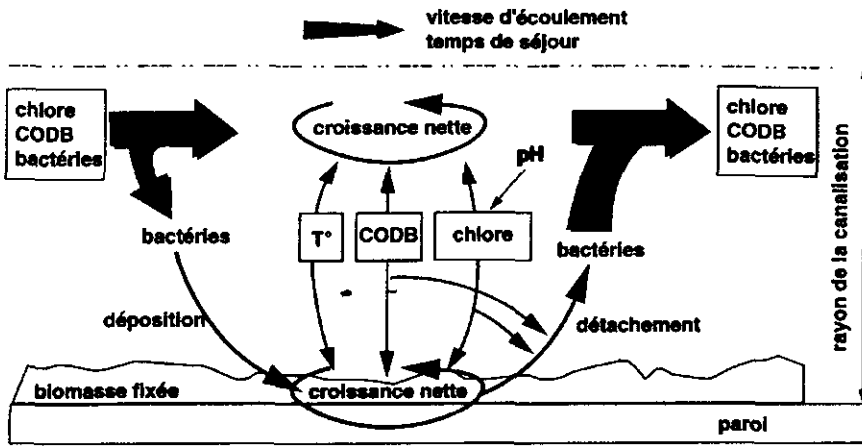


Figure 1 Phénomènes pris en compte par le modèle.
 Phenomena taken into account by the model.

référant à la densité de la biomasse fixée et au facteur liant la masse de carbone au nombre de bactéries, il est ensuite possible de déterminer le nombre de cellules/cm².

De cette façon, une différenciation de l'expression mathématique de la biomasse libre et de la biomasse fixée peut être réalisée au niveau du modèle. Elle permet de distinguer les phénomènes suivant leurs localisations : les réactions en solution et les réaction à l'interface eau/surface. Cette différenciation des phénomènes mis en jeu, permet de prendre en compte notamment la meilleure résistance au chlore des bactéries fixées par rapport au bactéries libres et la diffusion du substrat au sein du biofilm s'accompagnant d'un gradient radial de l'activité de la biomasse.

B.2. Evolution de la matière organique biodégradable (MOB)

B.2.1. Consommation de la matière organique biodégradable et croissance bactérienne

La consommation de la MOB par les bactéries qui s'accompagne de leur croissance est modélisée suivant une cinétique Michaelienne (MONOD *et al.* 1942). Seule la fraction carbonée de la MOB est prise ne compte dans le modèle, les travaux de VAN DER KOOIJ *et al.* (1989) ou SERVAIS *et al.* (1992) ayant montré qu'elle seule pouvait être considérée comme limitante pour les croissances bactériennes. Cette fraction biodégradable est exprimée dans le modèle par le Carbone Organique Dissous Biodégradable (CODB), mesuré suivant la méthode proposée par LEVI et JORET (1990). Puisque le CODB est une mesure de la quantité de carbone consommée par biodégradation et non de la qualité du carbone, les paramètres cinétiques de l'équation de Monod seront définis comme des valeurs moyennes.

$$\text{Consommation} = V \max(T) \cdot \frac{S}{S + Ks} \cdot X$$

avec :

- $V_{\max}(T)$: vitesse maximale de consommation du CODB par les bactéries dépendant la température,
 K_s : constante de demi réaction,
 S : concentration en CODB,
 X : biomasse bactérienne.

L'influence de la température sur la consommation en CODB et la croissance bactérienne est réalisée lors du calcul de la vitesse maximale de consommation. Cette prise en compte est réalisée comme suit (BIANQUI *et al.*, 1989) :

$$V_{\max}(T) = V_{\max}(T_{opt}) \cdot \exp\left(\left(\frac{T_{opt} - T}{T_{opt} - T_i}\right)^2\right)$$

avec :

- $V_{\max}(T_{opt})$: vitesse de réaction à la température optimale,
 T : température,
 T_{opt} : $40 - 0,5 \cdot (20 - T)$: température optimale,
 T_i : $18 - 0,5 \cdot (20 - T)$: coefficient de calage de la courbe.

B.2.2 Modélisation de la consommation en MOB pour la biomasse fixée

Pour la biomasse fixée, une diffusion de la matière organique de la phase eau à la surface de la conduite est prise en compte selon une loi de Fick associée à un terme de consommation donné par l'équation de Monod. Cette diffusion induit un gradient d'activité métabolique au sein du biofilm. Les bactéries fixées les plus actives se trouvent à l'interface eau/biofilm.

B.2.3 Mortalité et relargage en MOB

La mortalité « naturelle » et celle induite par le chlore sont modélisées par une réaction du premier ordre suivant la concentration en bactéries. La mortalité « naturelle » tient compte de la mortalité par sénescence et par prédation par les protozoaires. Dans le milieu naturel (lacs, rivières), cette prédation explique l'essentiel de la mortalité « naturelle » et peut être modélisé en prenant en compte la température du milieu (BECQUEVORT, 1987 ; BIANQUI *et al.*, 1989 ; SERVAIS *et al.*, 1985). Cette dépendance de la constante de mortalité vis-à-vis de la température peut être modélisé mathématiquement sous la forme d'un polynôme d'ordre deux.

Un relargage de matière organique biodégradable à partir des bactéries mortes est pris en compte comme une production de CODB proportionnelle à la concentration de bactéries mortes pour la biomasse libre et pour la biomasse fixée, au niveau de leur bilan de masse respectif.

$$\text{Relargage en CODB} = k \cdot a \cdot [X_T - X]$$

avec :

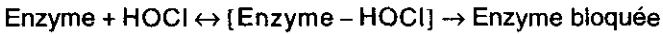
- a : pourcentage de CODB relargué par cellule bactérienne,
 k : constante de lyse cellulaire,
 X : concentration en bactéries actives,
 X_T : concentration en bactéries totales.

B.3. Mortalité bactérienne induite par le chlore

B.3.1 Modélisation de l'action bactéricide du chlore

Le chlore en solution se trouve sous la forme d'acide hypochloreux avec sa base conjuguée l'ion hypochlorite et leur répartition dépend du pH. L'acide hypochloreux est environ 100 fois plus bactéricide que sa base conjuguée (ALBRICH et HURST, 1982) et c'est également la forme la plus réactive, comme l'exprime son potentiel Redox (JADAS-HÉCART, 1989). Aux concentrations en désinfectant généralement observées sur les réseaux de distribution, l'action bactéricide du chlore libre semble être due à de nombreuses altérations de différentes fonctions cellulaires, comme l'inhibition du transport d'électrons (BARETTE *et al.*, 1987), le transport de différents composés comme le succinate, le glucose et de nombreux acides aminés (THOMAS, 1979 a et b) et/ou l'inhibition de la division cellulaire (MCKENNA et DAVIES, 1988). D'un point de vue biochimique, les fonctions principalement affectées sont les clusters (4Fe-4S) (ALBRICH et HURST, 1982) et les fonctions thiol et amino (THOMAS, 1979 a et b).

Pour modéliser l'action du chlore actif (HClO), le métabolisme d'une bactérie a été associé à celui d'une enzyme. L'action inhibitrice du chlore est exprimée suivant un modèle enzymatique de type Kcat (inhibiteur suicide). Le mécanisme conduit, via un complexe activé, à l'inhibition de l'enzyme, soit l'inactivation de la bactérie. Son expression est la suivante :



Pour les concentration en chlore utilisées en réseaux, l'effet bactéricide de l'acide hypochloreux peut-être considéré comme instantané (ALBRICH, 1982). Il en découle une expression de la mortalité due au chlore pour les bactéries en suspension comme suit :

$$K_{\text{mort}}([\text{HOCl}]) = A_0 \cdot \left(1 - \exp\left(-\frac{B \cdot [\text{HOCl}]}{1 + A \cdot [\text{HOCl}]}\right) \right) \text{ pour } [\text{HClO}] \geq [\text{HClO}]_{\text{lim}}$$

$$\text{et } K_{\text{mort}} = 0 \text{ pour } [\text{HClO}] < [\text{HClO}]_{\text{lim}}$$

avec :

- $K_{\text{mort}}([\text{HOCl}])$: constante de mortalité liée au chlore pour la biomasse libre,
- $[\text{HOCl}]$: concentration en acide hypochloreux dans l'eau,
- $[\text{HClO}]_{\text{lim}}$: concentration seuil en deçà de laquelle le chlore n'aurait plus d'effet,
- A_0, A, B : constantes.

B.3.2 Action de chlore sur la biomasse fixée

Pour modéliser l'action du chlore sur la biomasse fixée et sa plus forte résistance par rapport à la biomasse libre, la diffusion du chlore à travers la couche limite de diffusion et à travers le biofilm a été prise en compte. Cette approche est en accord avec les travaux de DE BEER *et al.* (1994). Par une mesure du profil de concentration en chlore dans le biofilm, les auteurs ont montré que celle-ci est de l'ordre de 20 % à moins de la concentration présente en solution. Ces résultats indiquent que cette pénétration limitée du chlore dans le biofilm est un facteur important pour expliquer la plus forte résistance au chlore du biofilm par rapport aux bactéries libres. Des coupes transversales dans le biofilm, colorées par un

fluorochrome caractéristique de l'activité respiratoire et un marqueur de l'ADN, montrent que la zone de pénétration du chlore se recoupe avec les zones où les bactéries ne présentent pas d'activité respiratoire, à l'interface biofilm-eau.

DE BERR *et al.* (1994) rapportent un profil en sigmoïde de la concentration en chlore dans la couche limite de diffusion et le biofilm. Ce type de profil est caractéristique d'un composé qui diffuse dans une matrice où il est consommé. La profondeur de pénétration du chlore dans le biofilm dépend de la concentration présente en solution et du lieu de mesure reflétant l'hétérogénéité de distribution de la biomasse fixée.

Pour simplifier l'expression mathématique, la pénétration du chlore, au sein de la couche limite de diffusion et du biofilm, est modélisée par un profil linéaire. L'épaisseur de diffusion du chlore (h) s'exprime comme suit :

$$h = W \cdot ([\text{HOCl}] - [\text{HOCl}]_{\text{lim}})$$

avec :

W : constante de transfert du chlore,

$[\text{HOCl}]$: concentration en chlore dans l'eau,

$[\text{HOCl}]_{\text{lim}}$: seuil en deçà duquel le chlore n'aurait plus d'effet.

Ce calcul de la profondeur maximale de pénétration du front de chlore au sein du biofilm permet d'identifier deux couches : une couche chlorée et une couche non atteinte par le chlore qui matérialisera la meilleure résistance de la biomasse fixée.

L'expression de la mortalité due au chlore pour la biomasse fixée est donc la somme des différents effets bactéricides associés au gradient de concentration en chlore suivant un profil radial existant au sein de la couche chlorée du biofilm. Cependant, pour simplifier l'expression de cette mortalité, celle-ci sera calculée à partir de la concentration moyenne en chlore correspondant à la couche chlorée. Dans ces conditions, l'expression de la mortalité pour la biomasse fixée s'exprime comme suit :

$$K'_{\text{mort}}([\text{HOCl}]) = A_0 \cdot \left(1 - \exp \left(- \frac{B \cdot \frac{[\text{HOCl}] + [\text{HOCl}]_{\text{lim}}}{2}}{1 + A \cdot \frac{[\text{HOCl}] + [\text{HOCl}]_{\text{lim}}}{2}} \right) \right)$$

avec :

$K'_{\text{mort}}([\text{HOCl}])$: constante de mortalité liée au chlore pour la biomasse fixée,

$[\text{HOCl}]$: concentration en acide hypochloreux dans l'eau,

$[\text{HOCl}]_{\text{lim}}$: concentration seuil en deçà de laquelle le chlore n'aurait plus d'effet,

A_0, A, B : constantes.

B4. Décrochage et déposition

B.4.1 La déposition

Plusieurs approches sont proposées dans la littérature pour modéliser la déposition. VAN DER WENDE *et al.* (1989) proposent une modélisation du premier ordre par rapport aux bactéries libres. SERVAIS *et al.* (1992) proposent une modélisation de type Langmuir en distinguant les bactéries adsorbées (phénomène physique réversible) de celles fixées (phénomène biologique irréversible).

L'adsorption dépend de la concentration en bactéries libres, mais également du nombre de sites de fixation disponibles à la surface de la canalisation. Cette approche, bien que séduisante, demeure très formelle et la notion de nombre maximal de sites de fixation difficile à évaluer. Aussi, par soucis de simplicité et pour ne pas alourdir le modèle, la modélisation du premier ordre de la déposition par rapport aux bactéries libres a été retenue.

$$\text{Déposition} = K_{\text{dep}} \cdot (X_{\text{lib}})$$

avec :

K_{dep} : constante de déposition,

X_{lib} : bactéries libres.

B.4.2 Le décrochage

Le décrochage est un phénomène clé dans la modélisation de la croissance bactérienne en réseau. Le détachement est communément modélisé suivant une réaction du premier ordre par rapport aux bactéries fixées. De nombreux phénomènes influencent le taux de détachement. Les principaux concernent l'hydraulique et l'activité de la biomasse fixée.

B.4.2.1 Influence de l'hydraulique

Le taux de détachement (K_{det}) n'est directement influencé par la contrainte de cisaillement mais plutôt par ses variations (BAKKE *et al.*, 1986). Aussi, il est préférable de prendre en compte l'évolution de la dérivée de la vitesse plutôt la vitesse directement (PEYTON et CHARACKLIS, 1993). Cependant, comme la vitesse varie continûment en un point et dans un faible intervalle autour d'une valeur moyenne, la constante de détachement en régime turbulent peut être exprimée par la relation empirique suivante (CHARACKLIS et MARSHALL, 1989) :

$$(M1) : K_{\text{det1}} = K_{\text{det1}'} \cdot V^\alpha$$

avec :

$K_{\text{det1}'}$: constante de détachement indépendante de la vitesse,

V : vitesse,

α : constante liée à l'hydraulique.

B.4.2.2 Influence du taux de croissance

L'activité de la biomasse fixée influence le taux de détachement (STEWART, 1993 ; PEYTON et CHARACKLIS, 1993). Plus le taux de croissance est important, plus le décrochement est important pour des contraintes de cisaillement identiques. STEWART (1993) propose les deux expressions suivantes pour le taux de détachement :

– le détachement s'opère seulement à l'interface eau/biofilm ou à une profondeur déterminée au sein du biofilm :

$$(M2) : \text{Détachement} = K_{\text{det2}} \cdot V^\alpha \cdot V_{\text{max}} \cdot \frac{S_b}{S_b + K_s} \cdot E \cdot Z$$

– le détachement est constant sur toute la profondeur du biofilm et est uniquement associé à la croissance :

$$(M3) : \text{Détachement} = K_{\text{det3}} \cdot V^\alpha \cdot V_{\text{max}} \cdot \frac{S_b}{S_b + K_s} \cdot E^2 \cdot Z$$

avec :

- K_{det2}, K_{det3} : constantes de détachement,
 E : épaisseur du biofilm,
 Z : densité cellulaire dans le biofilm,
 S_b : concentration en CODB dans le biofilm.

B.4.2.3 Influence des différentes expressions du détachement

L'influence des trois formulations du détachement (M1, M2, M3), énoncées plus haut, sur les résultats du modèle a été déterminé en résolvant algébriquement le système d'équations formant le modèle. L'impact de ces différentes formulations est étudié à travers l'expression de la fraction active (pourcentage de bactéries viables par rapport aux bactéries totales) pour la couche atteinte par le chlore et celle non atteinte par le chlore. Le tableau 2 reprend l'influence des formulations M1, M2 et M3 du détachement sur l'expression de la fraction active de la biomasse fixée.

Tableau 2 Impact des différentes formulations du détachement sur l'expression du pourcentage de bactéries actives dans le biofilm.

Table 2 Impact of different detachment modeling formulations on the percentage of viable bacteria in the biofilm.

	Modèle M1	Modèle M2	Modèle M3
Constante	K_{det1}	$K_{det1} \cdot \frac{S_b(y)}{S_b(y) + K_s}$	$K_{det1} \cdot \frac{S_b(y)}{S_b(y) + K_s} \cdot E(y)$
Couche atteinte par le chlore	$\frac{K_{det1}}{K_{det1} + K_{mort}}$	$\frac{K_{det1}}{r \cdot b_{max}}$	$\frac{K_{det1}}{r \cdot b_{max}} \cdot E(y)$
Couche non atteinte par le chlore	$\frac{K_{det2}}{K_{det2} + K_{mort} + G(y)}$	$\frac{K_{det2}}{r \cdot b_{max}}$	$\frac{K_{det2}}{r \cdot b_{max}} \cdot h(y)$

S_b : concentration en CODB dans le biofilm. E : épaisseur du biofilm. r : rendement biologique.

S_b : BDOC concentration in biofilm. E : biofilm thickness. r : yield factor.

Pour la couche non atteinte par le chlore, les formulations M1 et M2 conduisent à une expression de la fraction active comme une constante. Cela n'a pas de sens, car ce pourcentage est influencé pour la quantité de substrat (HAUDIDIER-BORNET, 1989). Par contre, la fraction active est une fonction du substrat pour la formulation M3, à travers $E(y)$ qui est l'épaisseur du biofilm dépendante de la concentration en nutriments.

Pour la couche atteinte par le chlore, les formulations M2 et M3 conduisent à une expression de la fraction active comme une constante ou directement proportionnel à la concentration en chlore. On ne peut accepter de telles formulations qui conduisent à une expression de la fraction active indépendante de la concentration en chlore ou pire directement proportionnel à celle-ci. Par contre, la fraction active est inversement proportionnel à la concentration en chlore pour la formulation M1, à travers $h(y)$ qui est la profondeur de pénétration du chlore dans le biofilm.

Finalement, la modélisation du détachement dans la couche chlorée sera réalisée suivant la formulation M1 et dans la couche non atteinte par le chlore par M3.

B.5 Cinétique de disparition du chlore

La cinétique de disparition du chlore libre dans les réseaux de distribution est généralement modélisée par une cinétique du premier ordre suivant le chlore dont la constante apparente de la réaction est fonction de la température et de la concentration en matière organique (WABLE *et al.*, 1991 ; JADAS-HÉCART *et al.*, 1992). Cette disparition observée est la résultante d'une consommation du chlore liée à l'eau et d'une consommation liée aux constituants du réseau (matériau, dépôts,...). Pour prendre en compte ces deux formes de consommations, BIWAS *et al.* (1993) ont développé un modèle de transport bidimensionnel pour la décroissance du chlore dans une conduite en régime hydraulique établi qui inclue une réaction dans la phase eau, une diffusion radial vers la paroi et un terme de réaction du chlore avec la paroi. Un modèle de transfert de masse a également été proposé par ROSSMAN *et al.* (1994) pour la prédiction de la décroissance du chlore en réseau de distribution. Le modèle considère une cinétique de décroissance du chlore suivant un premier ordre au sein du fluide et à la surface de la canalisation. La constante globale des réactions de consommation du chlore à la paroi est une fonction du taux de transfert du chlore à la paroi. Elle est également dépendante de la géométrie du tuyau et du régime hydraulique. Enfin, les récentes études menées au CIRSEE sur ce sujet, confirment l'importance de l'hydraulique (KIÉNE *et al.*, 1993 ; RICHARD, 1996) et montrent l'importance de la nature et de l'état du matériau sur cette consommation (WEN, 1995 ; KIÉNE *et al.*, 1995). Cette consommation du chlore libre aux parois pour les matériaux ferreux peut être modélisée par une cinétique d'ordre zéro, dont la constante est liée à la vitesse de corrosion (KIÉNE *et al.*, 1995).

Dans ces conditions, l'expression de la décroissance du chlore s'exprime comme suit :

$$\frac{d[Cl_2]}{dt} + U \frac{d[Cl_2]}{dx} = -k_{eau} \cdot [Cl_2] - \frac{2}{R} \cdot J \quad (1)$$

à l'état stationnaire $\frac{d[Cl_2]}{dt} = 0$ et (1) devient : $U \frac{d[Cl_2]}{dx} = -k_{eau} \cdot [Cl_2] - \frac{2}{R} \cdot J$

→ **Hypothèse de transfert du chlore à la paroi limitant :**

$$J = K_w([Cl_2] - [Cl_2]_p)$$

Si l'on suppose que tout le chlore est consommé à la paroi :

$$C_p = 0$$

$$\text{et } J = K_w([Cl_2] \text{ d'où } [Cl_2]) = [Cl_2]_0 \cdot e^{-K \cdot t} \text{ avec } K = k_{eau} + \frac{2}{R} \cdot K_w$$

$$\text{et } K_w = \frac{Sh \cdot D}{2 \cdot R}$$

→ **Hypothèse de réaction limitante à la paroi (cas de matériaux ferreux) :**

$$J = K_0$$

$$\text{d'où } [Cl_2] = [Cl_2]_0 \cdot e^{-k_{eau} \cdot t} - \frac{2 \cdot K_0}{R \cdot k_{eau}} \cdot (1 - e^{-k_{eau} \cdot t})$$

avec :

- k_{eau} : constante cinétique de consommation du chlore due à l'eau,
- K_w : coefficient de transfert,
- Sh : nombre de Sherwood,
- D : diffusivité du chlore,
- J : diffusion radiale à la paroi,
- K_0 : constante d'ordre zéro liée à la corrosivité,
- $[Cl_2]$: concentration en chlore dans l'eau,
- $[Cl_2]_p$: concentration en chlore à la paroi,
- R : rayon de la conduite.

L'emploi de ces formulations, introduites dans le module « Qualité Chlore » de PICCOLO, nécessite un calage optimal de l'hydraulique et le paramétrage du modèle de décroissance du chlore dépendra notamment de la nature du matériau et de son état. Aussi, ces constantes seront déduites d'essais sur sites pour évaluer la contribution de l'eau et de la paroi à la consommation du chlore.

C – COUPLAGE AVEC PICCOLO ET SIMULATIONS

Un couplage de ce modèle de croissance bactérienne a été réalisé avec le logiciel de calculs hydrauliques en réseau PICCOLO, qui fournit les caractéristiques hydrauliques du réseau nécessaires au fonctionnement de ce module. Les différents éléments exportés de PICCOLO sont les suivants (fig. 2) :

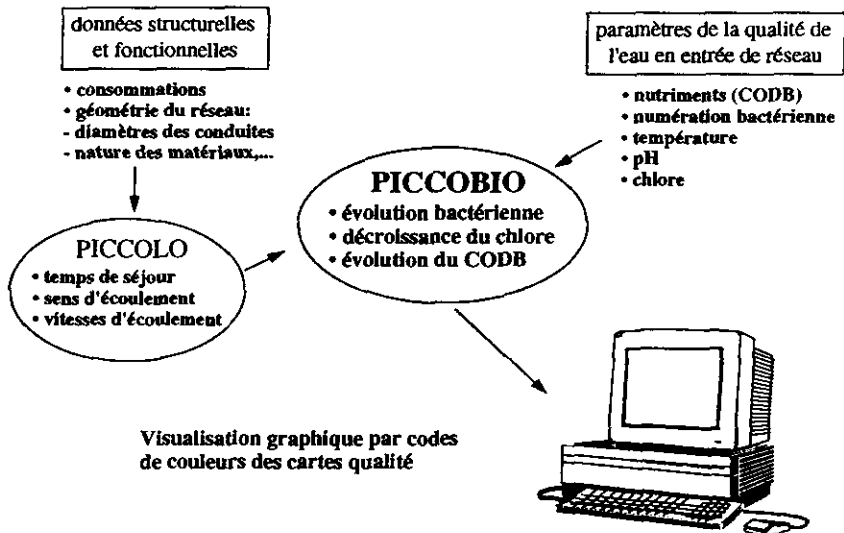


Figure 2 Couplage du modèle avec le logiciel PICCOLO de calcul hydraulique.
Coupling with a hydraulic calculation model: PICCOLO.

- le temps de séjour,
- le sens d'écoulement,
- le diamètre des conduites qui permet le calcul du rapport surface/volume pour la prise en compte des phénomènes à la paroi,
- la vitesse d'écoulement qui permet la prise en compte de l'influence des forces de cisaillement,
- le nombre de Reynolds qui rend compte du régime d'écoulement dans la conduite.

A partir de ces informations, le module calcule les numérations en germes hétérotrophes à chaque nœud et sur chaque arc du réseau, ainsi que le résiduel de CODB à partir des caractéristiques de l'eau entrante, en tenant compte de la répartition de la concentration en chlore obtenue par le module « Qualité Chlore ».

Installé sur un ordinateur type PC, le module utilise l'interface graphique de PICCOLO et offre une visualisation aisée de la répartition des numérations bactériennes sur l'ensemble du réseau, suivant un code de couleurs. Des fichiers de résultats sont également disponibles. Dans ces fichiers, peuvent être repris, la concentration en CODB, le résiduel de chlore et les numérations en bactéries actives et totales pour la biomasse libre et fixée, en chaque nœud et sur chaque arc.

Ce modèle a été utilisé pour simuler l'évolution de la biomasse bactérienne sur différents types de réseau de distribution de tailles et de complexités variables. Un calage et une validation du modèle par des campagnes de mesures sur le terrain ont également été réalisés.

D – RÉSULTATS DES SIMULATIONS

D.1 Campagnes d'échantillonnage et dosage des biomasses bactériennes

D.1.1 Etude sur le réseau de Marseille

L'étude a été réalisée sur une portion du réseau qui dessert les quartiers Est de la ville de Marseille. Ce sous-réseau est lié à l'une des trois usines qui alimentent la ville : l'usine de S^t Barnabé. Sa production de 1 m³/s représente environ 1/5^e de la consommation totale sur la ville.

Pour valider le modèle, des campagnes de prélèvements ont été réalisées sur le réseau de distribution. L'échantillonnage est réalisé à partir de poteaux d'incendie, sur lesquels sont adaptés un système de prélèvement. Le poteau d'incendie est ouvert à environ 5 m³/h et le prélèvement est réalisé après 5 minutes d'écoulement. Quinze points d'échantillonnage ont été choisis pour couvrir l'ensemble du réseau choisi et correspondent à un étagement des différents temps de séjour. La figure 3 montre la localisation des différents points d'échantillonnage sur ce réseau.

Les paramètres suivant ont été mesurés sur chacun des échantillons, prélevés sur les poteaux incendie :

- la température, le pH, le chlore libre et le chlore total,
- le Carbone Organique Total (COT) et le Carbone Organique Dissous Biodégradable (CODB) suivant la méthode mise au point par LEVI et JORET (1990),

– les dénombrements, par microscopie en épifluorescence, de la flore libre totale par coloration à l'acridine orange et de la flore libre viable par coloration à l'INT.

La validation du modèle a été réalisée à partir des campagnes de prélèvements sur site et de la modélisation hydraulique du sous-réseau choisi. Celui-ci est constitué de 910 arcs, 40 nœuds et 7 réservoirs. Le modèle hydraulique a été calé en régime dynamique par pas de temps de 1 h sur une période de 24 h pour chacune des campagnes de prélèvements.

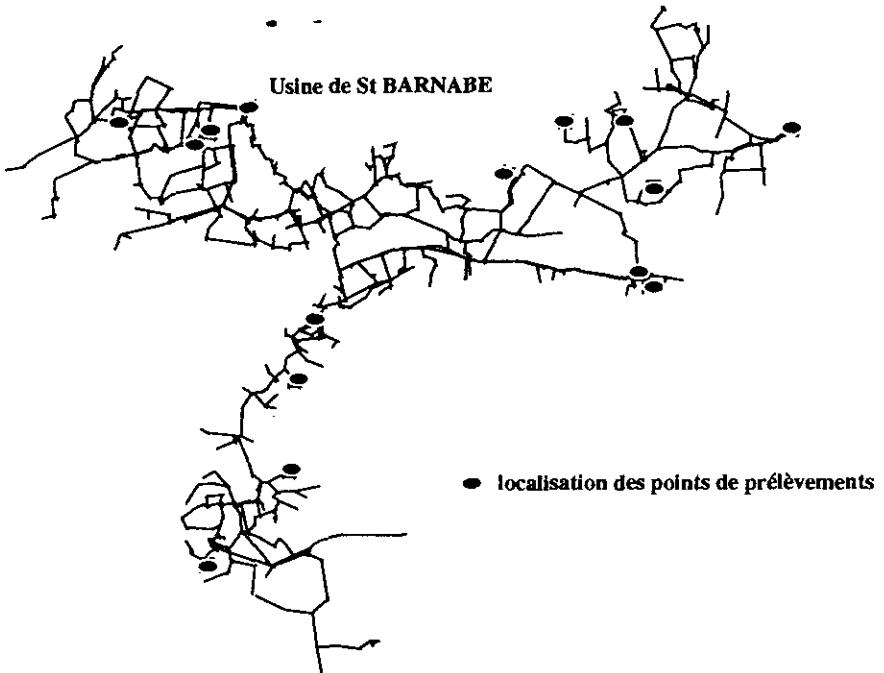


Figure 3 Localisation des points de prélèvement sur le réseau de la ville de Marseille.
Sampling point locations along the city of Marseille distribution network.

D.2.2 Description du pilote simulant un réseau de distribution

Ce pilote offre des similitudes fonctionnelles aussi proches que possibles avec un réseau réel et permet la maîtrise des conditions opératoires (température, temps de séjour, vitesse d'écoulement dans les conduites,...).

Le pilote est constitué de trois boucles thermostatées : une boucle mère et deux boucles filles. Chaque boucle, constituée de canalisations en fonte grise extraites sur site, se comporte comme un réacteur parfaitement mélangé (PIRIOU *et al.*, 1994). L'étagement des temps de séjour est obtenu en plaçant plusieurs boucles en série. Le pilote est alimenté par différentes qualités d'eau et une chloration peut être réalisée au niveau d'une bache en tête de l'installation. Pendant les essais, le pilote était constitué de trois boucles en séries, ayant chacune un temps de contact de 6 heures.

L'estimation de la flore bactérienne, au fil du pilote, est réalisée par le dénombrement de la flore libre totale après coloration au DAPI et de la flore libre viable par coloration au CTC et comptage par microscopie en épifluorescence. La matière organique biodégradable est déterminée par la mesure du Carbone Organique Dissous Biodégradable (CODB) suivant la méthode mise au point par LEVI et JORET (1990).

D.2 Calage du modèle

Les valeurs des différentes constantes utilisées dans ce modèle sont reprises, pour partie, de la littérature (table 3). Une première validation a été réalisée en utilisant les données obtenues sur un réseau de distribution pilote.

Tableau 3 Principales constantes du modèle.

Table 3 Main model parameters.

Constante	Unités	Données	Références	Valeur retenue
Mortalité	s^{-1}	$6 \cdot 10^{-7}$ $3 \cdot 10^{-6}$	HAUDIDIER, 1989 BILLEN <i>et al.</i> , 1992	$9 \cdot 10^{-7}$
Rendement	mgC/mgC	0,2	BILLEN <i>et al.</i> , 1992	0,15
Bmax	s^{-1}	$1,6 \cdot 10^{-4}$ 10^{-5}	SERVAIS <i>et al.</i> , 1992 CHARACKLIS <i>et al.</i> , 1990	$3 \cdot 10^{-5}$
Ks	mgC/l	0,05 0,1 1,2	BILLEN <i>et al.</i> , 1992 BRYERS, 1992 CHARACKLIS <i>et al.</i> , 1990	0,195
Diffusion S/biofilm	m^2/s	$1,1 \cdot 10^{-9}$ $0,6-6 \cdot 10^{-10}$	GADANI, 1991 CHARACKLIS <i>et al.</i> , 1990	$8,5 \cdot 10^{-10}$
Diffusion S/eau	m^2/s	$1,2 \cdot 10^{-9}-7 \cdot 10^{-10}$	PERRY'S, 1984	$5 \cdot 10^{-10}$
Déposition	s^{-1} $(\mu gC/m^3 \cdot s) - 1$	$5,5 \cdot 10^{-6}$ $7 \cdot 10^{-7}$	HAUDIDIER BILLEN <i>et al.</i> , 1992	$3 \cdot 10^{-5}$
Densité bactérienne	$\mu gC/m^3$	$60 \cdot 10^6$	CHARACKLIS <i>et al.</i> , 1990	$60 \cdot 10^6$
Détachement	s^{-1}	$1,6 \cdot 10^{-4}$ $2,8 \cdot 10^{-4}$	HAUDIDIER, 1989 BILLEN <i>et al.</i> , 1992	$4 \cdot 10^{-4}$
α : coefficient hydraulique				
Diffusion Cl_2 /biofilm	m^2/s	$1,44 \cdot 10^{-9}$	PERRY'S, 1984	$3 \cdot 10^{-10}$
Action bactéricide du chlore	Ao A B	s^{-1}		
		0,01 0,123 1,07		
Cl_{2lim}	mg/l	0,03	SERVAIS <i>et al.</i> , 1992	0,04

Un premier calage a été réalisé avec un jeu de données pour ajuster le modèle. Pour valider cette calibration, des simulations ont été réalisées avec d'autres jeux de données correspondant à différentes conditions opératoires. Cette calibration du modèle a montré que les différences entre les résultats des simulations et les valeurs mesurées étaient inférieures à 10 %. Les figures 4 et 5 comparent les valeurs simulées et mesurées pour la flore libre totale et viable obtenues pour deux qualités d'eau distinctes.

D.3 Simulations sur une conduite droite

Des simulations peuvent être réalisées sur une conduite droite, pour étudier l'incidence d'un ou de plusieurs paramètres sur la croissance bactérienne et définir les profils d'évolution des différentes variables (chlore, numération bactérienne, CODB) au fil du réseau. Dans cette configuration, le logiciel constitue un outil d'étude et d'aide à l'interprétation.

La figure 6 compare l'évolution de la flore libre pour différents diamètres. Ces résultats ont été obtenus pour une conduite droite présentant un temps de séjour maximum de 72 h, alimentée par une eau avec un CODB de 0,5 ppm, en absence de chlore, pour une température de 20 °C et un rapport bactéries libres actives sur bactéries libres totales de 250/500. La réduction du diamètre se traduit par une augmentation plus rapide de la flore libre. L'augmentation du rapport surface/volume obtenu en réduisant le diamètre permet une expression plus importante de l'activité de la biomasse fixée qui se traduit par une prolifération plus importante.

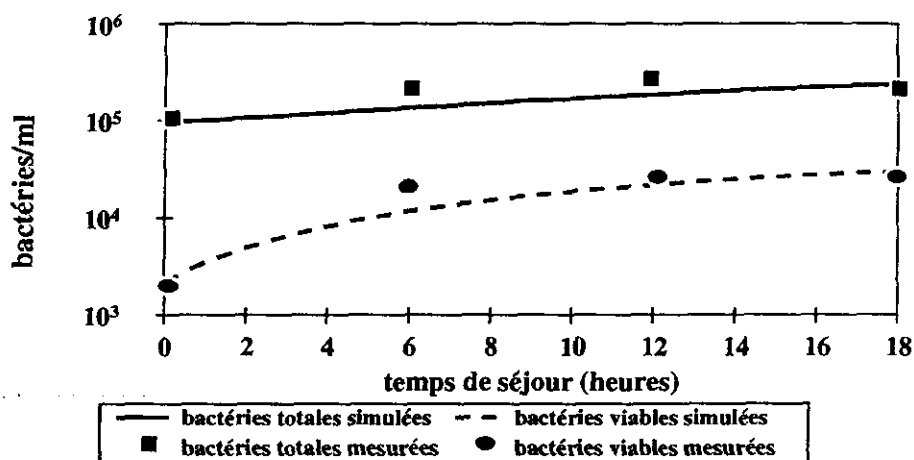


Figure 4 Validation du modèle sur pilote – comparaison entre les valeurs mesurées et simulées pour la flore libre viable et totale (T° : 20 °C ; CODB : 0,3 ppm).

Comparison between measurements and simulation for viable and total free bacteria (T : 20°C; BDOC: 0.3 ppm).

La figure 7 présente les profils d'évolution de la biomasse libre active et du CODB avec le temps de séjour pour deux températures différentes : 20 et 25 °C. Ces résultats ont été obtenus pour une conduite droite présentant un temps de séjour maximum de 72 h, alimentée par une eau avec un CODB de 0,5 ppm, en absence de chlore, pour une température de 20 °C et un rapport bactéries libres actives sur bactéries libres totales de 250/500. Pour une température de 25 °C, l'augmentation de la flore libre est plus prononcée (2,5 fois plus) pendant les 12 premières heures qu'à 20 °C et atteint un plateau après 24 h. Pour une température de 20 °C, la flore libre croit jusqu'à 72 h. Ces différences de comportement lié à la température peuvent s'expliquer par l'étude du profil en CODB au cours du temps. En effet, pour une température de 25 °C, la décroissance en CODB est plus marquée, car l'activité métabolique est plus intense et la concentration en

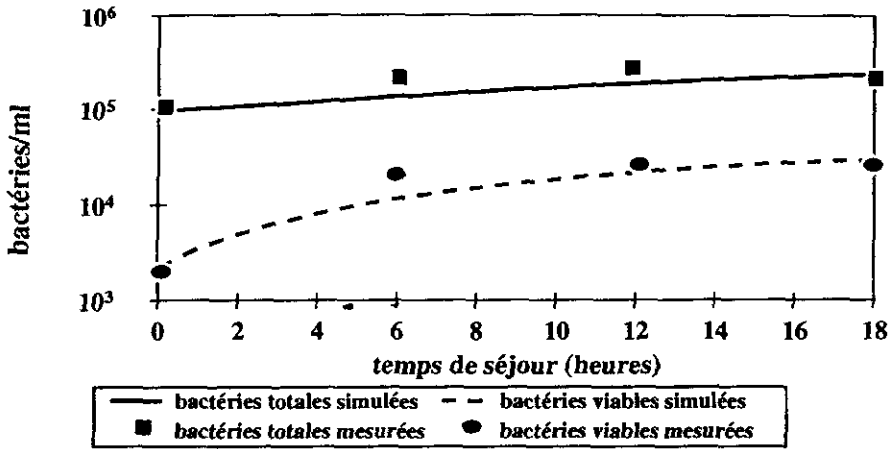


Figure 5 Validation du modèle sur pilote – comparaison entre les valeurs mesurées et simulées pour la flore libre viable et totale (t° : 20°C ; CODB : $0,45\text{ ppm}$).
Comparison between measurements and simulation for viable and total free bacteria (T : 20°C ; BDOC: 0.45 ppm).

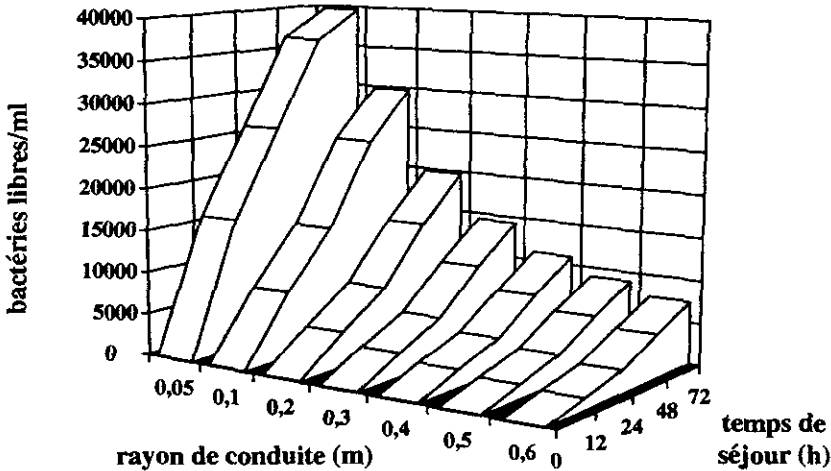


Figure 6 Influence du rayon des conduites sur l'évolution bactérienne en fonction du temps de séjour (CODB : $0,5\text{ ppm}$; t : 20°C).
Influence of pipe radius on bacterial growth versus residence time (BDOC: 0.5 ppm ; T : 20°C).

CODB devient rapidement un facteur limitant, exprimé par le plateau atteint après 24 h. Pour une température de 20°C , la chute en CODB est plus faible et la croissance bactérienne n'est pas limitée, exprimée par un profil croissant de la flore libre jus qu'à 72h.

La figure 8 illustre l'influence de la température sur la prolifération de la flore libre pour un CODB initial de $0,5\text{ ppm}$. La figure indique qu'une température com-

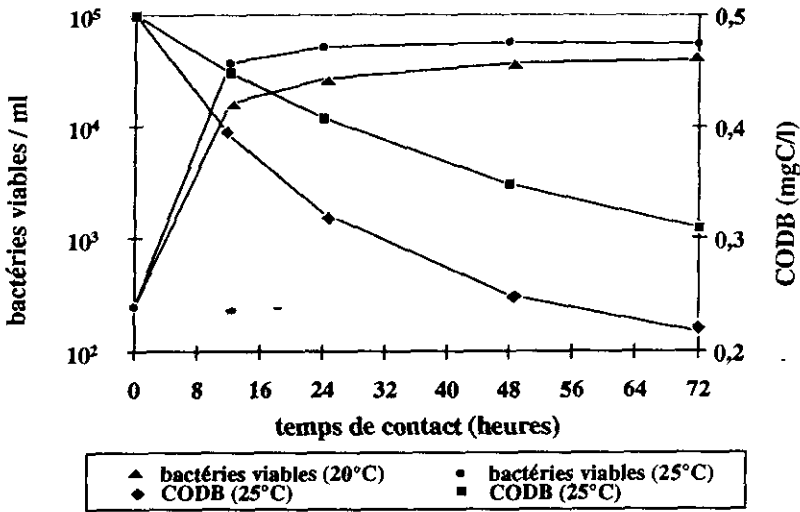


Figure 7 Influence de la température sur l'évolution bactérienne et la consommation en CODB avec le temps de séjour (diamètre de la conduite : 100 mm).
Influence of temperature on bacterial growth and BDOC consumption (pipe diameter: 100 mm).

prise entre 15 et 17 °C s'accompagne d'une stabilité bactérienne. Ces résultats sont conformes à ceux rapportés par FRANSOLET *et al.* (1985).

La figure 9 montre l'influence de la concentration initiale en CODB sur l'évolution de la flore libre en fonction du temps de séjour pour une température de 25 °C. Ce graphique illustre qu'un seuil de stabilité bactérienne est atteint pour une valeur en CODB autour de 0,2 ppm. Ces résultats sont voisins de la valeur de 0,2 ppm rapporté par JORET et LEVI (1990) ou de 0,16 ppm rapporté par SERVAIS *et al.* (1992).

La figure 10 compare l'évolution de la biomasse libre pour deux températures (20 et 25 °C) et trois concentrations en CODB (0,25 0,35 et 0,5 ppm). Ainsi, une concentration en CODB de 0,5 ppm et une température de 20 °C apparaissent plus favorables à la prolifération qu'une concentration en CODB de 0,25 ou de 0,35 ppm associée à une température de 25 °C. L'augmentation du métabolisme liée à l'augmentation de température conduit à une disparition plus rapide du CODB initialement plus faible qui devient limitant et conduit à une moindre prolifération de la biomasse en suspension.

Ce dernier graphique illustre les interactions entre les différents phénomènes conditionnant la prolifération en réseau et montre l'intérêt de la modélisation qui permet la prise en compte de tous ces mécanismes simultanément.

D.4 Validation sur un réseau

Ces résultats obtenus sur une conduite droite peuvent être extrapolés à l'ensemble d'un réseau en tenant compte de ses spécificités géométriques. Dans cette configuration, le logiciel est un outil indispensable de diagnostic et de gestion du réseau.

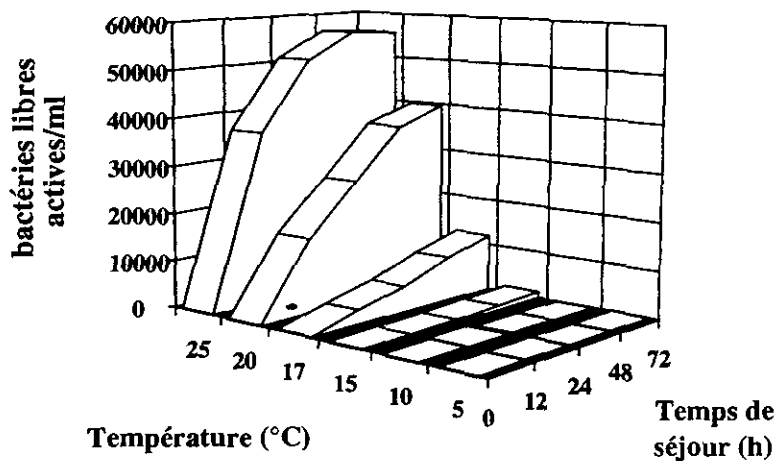


Figure 8 Influence de la température sur l'évolution bactérienne avec le temps de séjour (CODB : 0,5 ppm ; diamètre de la conduite : 100 mm).
Influence of temperature on bacterial growth versus residence time (BDOC: 0.5 ppm; pipe diameter: 100 mm).

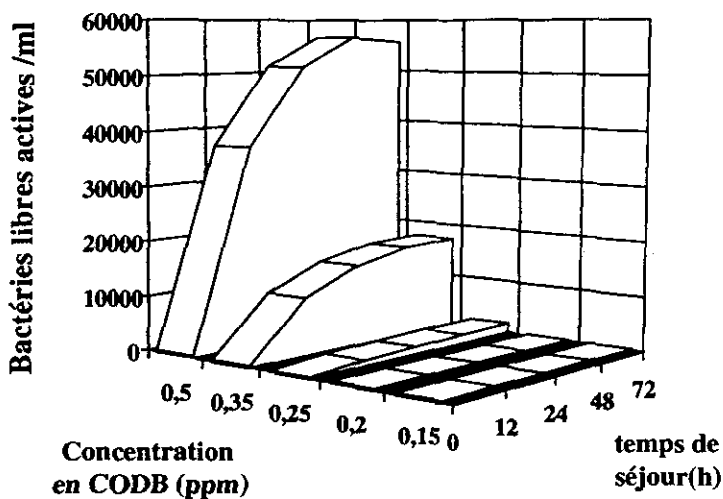


Figure 9 Influence de la concentration initiale en CODB sur l'évolution bactérienne en fonction du temps de séjour (t° : 25 °C ; diamètre de la conduite : 100 mm).
Influence of BDOC concentration on bacterial growth versus residence time (T : 25°C; pipe diameter: 100 mm).

Une validation du modèle a été réalisée à partir de campagnes de prélèvement réalisés sur le réseau de Marseille. Les figures 11 et 12 illustrent la comparaison entre les valeurs mesurées sur site et celles simulées, pour deux campagnes de prélèvements.

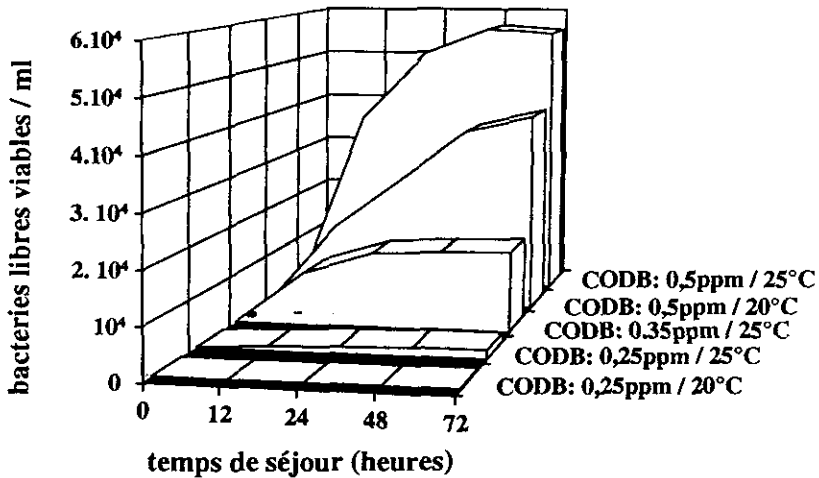


Figure 10 Comparaison de l'évolution de la flore avec le temps de séjour pour différentes températures et concentrations initiales en CODB (diamètre de la conduite : 100 mm).

Comparison of bacterial growth versus residence time for different temperatures and BDOC concentrations (pipe diameter: 100 mm).

Les bonnes corrélations obtenues confirment la validité du modèle et attestent de l'intérêt d'un tel outil.

CONCLUSION

Ce modèle prédictif de la croissance bactérienne en réseau constitue un outil unique d'étude, de diagnostic et de gestion de la qualité de l'eau en réseau de distribution.

Par ses possibilités de simulation et de visualisation des numérations bactérienne à l'échelle d'un réseau, il permet d'évaluer l'impact des changements de qualité d'eau ou de fonctionnement du réseau.

Cet outil peut-être utilisé pour :

- contrôler la qualité de l'eau en réseau : une dérive des numérations par rapport à celles obtenues par simulations, après un calage préalable, est le signe d'un défaut de fonctionnement du réseau ou met en évidence une pollution accidentelle dont l'origine pourra être déterminée ;
- proposer des stratégies de gestion du réseau par la prise en compte d'une dimension « qualité » lors de la réalisation d'aménagement sur le réseau (extension, modification des ressources,...), et la définition des points de rechloration ;
- proposer des stratégies de gestion des usines de traitement en permettant d'évaluer l'incidence sur le réseau des choix retenus pour la modification des filières ;
- définir une stratégie d'échantillonnage pour une surveillance plus rationnelle du réseau.

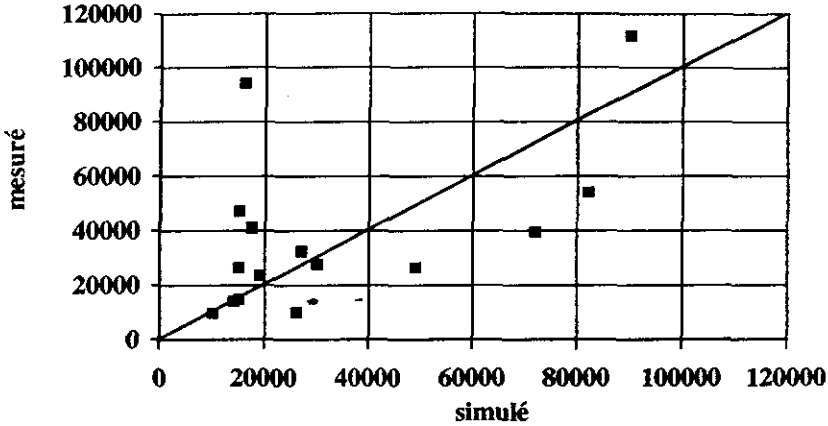


Figure 11 Comparaison entre les valeurs simulées et les dénombrements en bactéries viables mesurés pour la campagne de novembre 94 (usine : chlore = 0,1 ppm ; CODB = 0,2 ppm ; $t^{\circ} = 15^{\circ}\text{C}$).

Comparison between measurement campaign results of November 1994 and simulation for the free viable bacteria (Input: chlorine: 0.1 ppm; BDOC: 0.2 ppm; T:15°C).

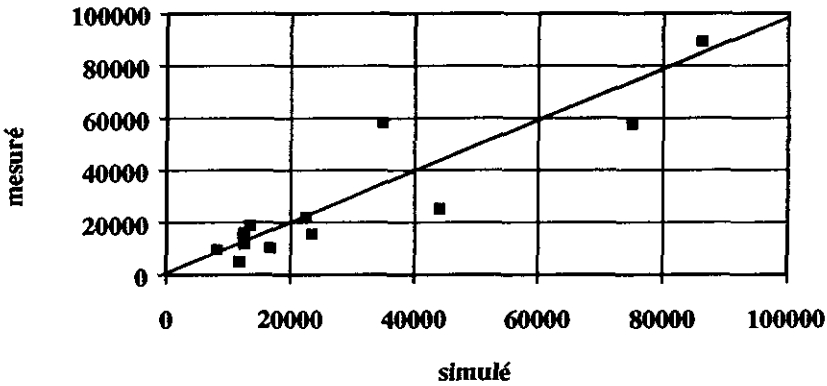


Figure 12 Comparaison entre les valeurs simulées et les dénombrements bactéries mesurés pour la campagne de février 95 (usine : chlore = 0,1 ppm ; CODB = 0,15 ppm ; $t^{\circ} = 10,5^{\circ}\text{C}$).

Comparison between measurement campaign results of February 1995 and simulation for the free viable bacteria (Input: chlorine: 0.1 ppm; BDOC: 0.2 ppm; T:15°C).

Ce modèle de croissance bactérienne existe en mode stationnaire et en mode dynamique, à l'échelle d'une conduite. L'incorporation du module dynamique à PICCOLO fera l'objet des prochains travaux concernant l'enrichissement de cet outil.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALBRICH J.M., HURST J.K., 1982. Oxidative inactivation of *Escherichia coli* by hypochlorous acid. *F.E.M.S. Lett.*, 144, 157-161.
- BARRETTE W.C., ALBRICH J.M., HURST J.K., 1987. Hypochlorous acid promoted loss of metabolic energy in *Escherichia coli*. *Infect. Immun.*, 55, 2518-2525.
- BECQUEVORT S., 1987. Etude de la prédation des bactéries par les microprotozoaires hétérotrophes en milieu aquatiques. Mémoire de Licence, Université Libre de Bruxelles.
- BIANQUI M., MARTY D., BERTRAND J.C., GAUTHIER M., CAUMETTE P., 1989. Microorganismes dans les écosystèmes océaniques. Ed. Masson, Paris.
- BILLEN G., SERVAIS P., BOUILLON P., VENTRESQUE C., 1992. Functioning of biological filters used in drinking water treatment: The chabrol model. *Aqua*, 41, 231-241.
- BISWAS P., LU C., CLARK R.M., 1993. A model for chlorine concentration decay in pipes. *Wat. Res.*, 27, 3, 1715-1724.
- BOS M., JARRIGE P.A., 1989. Mathematical modelling of water distribution networks under steady-state conditions - recent developments future projects. *Aqua*, 38, 352-357.
- BRYERS J., 1992. Mixed population biofilms. Biofilms - Science & Technology. Eds L.F MELO et al. ISBN 0-7923-2022-0.
- CHARACKLIS W.G., MARSHALL K.C., 1989. Biofilms. Ed. John Wiley and Sons, New York. ISBN 0-471-82663-4.
- De BEER D., SRINIVASAN R., STEWART P.S., 1994. Direct measurement of chlorine penetration into biofilms during disinfection. *J. Appl. Env. Microbiol.*, 60, 12, 4339-4344.
- DONLAN R.M., PIPES W.D., 1988. Selected drinking water characteristics and attached microbial population density. *JAWWA*, 80, 11, 70-76.
- FRANSOLET G., VILLERS G., MASSCHELIN W.G., 1985. Influence of temperature on bacterial development in waters. *Oz. Sci. Eng.*, 7, 3, 205-227.
- GADANI V., 1991. Modélisation d'un biofilm contenant plusieurs espèces appliquée au traitement de l'eau. Rapport de DEA Contrôle des Systèmes/UTC Compiègne, France.
- GUEZENNEC J., 1993. Le biofilm et ses conséquences sur le comportement des matériaux en milieu naturel. *Oceanis*, 19, 3, 1-6.
- HAUDIDIER-BORNERT C., 1989. Contribution à l'étude des biofilms des réseaux de distribution d'eau d'alimentation. PhD. Thèse, Université de Nancy1, France.
- JADAS-HECART A., 1989. Contribution à l'étude de la demande en chlore long terme d'une eau potable. Modélisation et identification des précurseurs organiques. PhD. Thèse, Université de Poitiers, France.
- JADAS-HECART A., MORER A. EI, STITTOU M., 1992. Modélisation de la demande en chlore d'une eau traitée. *Wat. Res.*, 26, 8, 1073-1084.
- KIENE L., LU W., LEVI Y., 1993. Parameters governing the rate of chlorine decay throughout distribution systems. C.R. AWWA WQTC, San Antonio, Texas, 503-511.
- KIENE L., LEVI Y., 1996. Influence des matériaux ferreux sur la consommation du chlore en réseau de distribution. C.R. Hydrotop, Marseille, France, 143-152.
- LeCHEVALLIER M.W., BABCOCK T.M., LEE R.G., 1987. Examining and characterisation of distribution system biofilms. *J. Appl. Env. Microbiol.*, 53, 12, 2714-2724.
- LeCHEVALLIER M.W., 1989. Bacterial regrowth in drinking water. AWWARF sept. 89.
- LeCHEVALLIER M.W., LOWRY C.D., LEE R.G., 1990. Disinfection of biofilms in a model distribution system. *JAWWA*, 82, 7, 87-99.
- LeCHEVALLIER M.W., 1990. Coliform Regrowth in drinking water: A review. *JAWWA*, 82, 11, 74-81.
- LeCHEVALLIER M.W., SCHULZ W., LEE R.G., 1991. Bacterial nutrients in drinking water. *J. Appl. Env. Microbiol.*, 57, 3, 857-862.

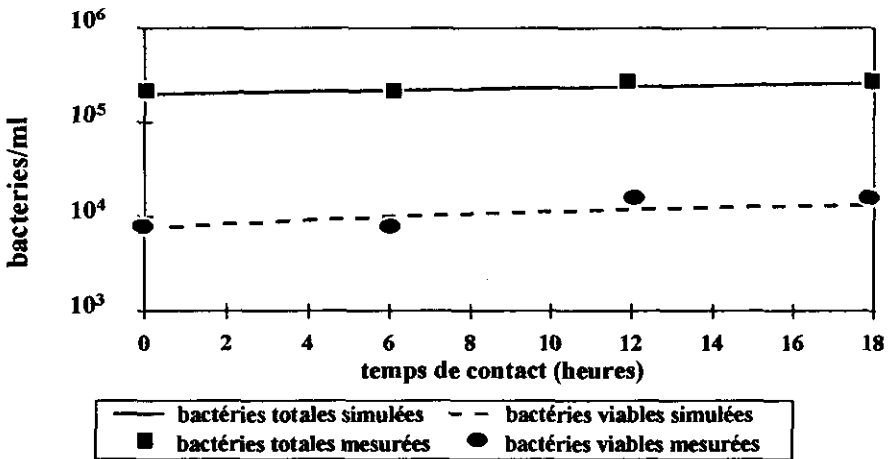
- LeCHEVALLIER M.W., LOWRY C.D., LEE R.G., GIBBON D.L., 1993. Examining the relationship between iron corrosion and the disinfection bacteria. *JAWWA*, 85, 7, 111-123.
- LEVI Y., JORET J.C., 1990. Importance of bioeliminable dissolved organic carbon (BDOC) control in strategies for maintaining the quality of drinking water during distribution. Proc. AWWA WQTC, San Diego, 1267-1279.
- LEVY R.V., 1990. *Drinking water microbiology*, 224-248, Mc Feters Editor, ISBN 0-387-97162-9/3-540-97162-9.
- LU W., 1996. *Etude des phénomènes responsables de la consommation du chlore en réseaux de distribution d'eau potable*. Thèse, Université Paris VII.
- LU C., BISWAS P., CLARK R.M., 1995. Simultaneous transport of substrates, disinfectants and microorganisms in water pipes. *Wat. Res.*, 29, 3, 881-894.
- McKENNA S.M., DAVIES K.J.A., 1988. The inhibition of bacterial growth by hypochlorous acid. *J. Biochem.*, 254, 685-692.
- MATHIEU L., 1992. *Matière organique biodégradable et stabilité biologique des eaux au cours de leur distribution*. Thèse, Université de Nancy 1, France.
- MAUL A., VAGOST D., BLOCK J.C., 1991. Microbiological analysis in water distribution networks: sampling strategies, methods and computer programs. Ed Ellis Horwood, London.
- MONOD J., 1942. *Recherche sur la croissance des cultures bactériennes*. Hermann et Cie Paris France.
- MOUCHET P., POURRIOT R., 1992. Evolution de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution. *T.S.M. L'eau*, 87, 7-8, 353-368.
- MOUCHET P., MONTIEL A., RIGAL S., 1992. Degradations physico-chimiques de l'eau dans les réseaux de distribution. *T.S.M. L'eau*, 87, 6, 299-306.
- OLSON B.H., NAGY L.A., 1985. Occurrence and significance of bacteria, fungi and yeast associated with distribution system pipe surfaces. Proc. AWWA WQTC, Houston, Texas.
- PAYMENT P., RICHARDSON L., EWARDES M.J., FRANCO E., 1991. A randomized trial to estimate the risk of gastro intestinal disease due to the consumption of water meeting the current microbiological standards. *Am. J. Public Health*, 81, 6, 703-708.
- PEYTON B.M., CHARACKLIS W. G., 1993. A statistical analysis of the effect of substrate utilization and shear stress on the kinetics of biofilm detachment. *Biotechnol. Bioeng.*, 41, 728-735.
- PERRY'S Chemical Engineer's Handbook, sixième édition, 1984. Ed Mac Graw Hill. ISBN 0-07-049479-7.
- PIRIOU P., LEVI Y., 1994. A new tool for the study of the evolution of water quality in distribution systems: design of a network pilot. Proc. AWWA Ann. Conf. New York, 543-555.
- RICHARD B.T., 1996. Modeling transport and decay in drinking water distribution systems. Thesis, University of Illinois at Urbana Champaign.
- RIDGWAY J., AINSWORTH R.G., 1978. *Water quality change - chemicals and microbial studies*. WRc paper 4 session 1, Water distribution system, Oxford 25-27/09/1978.
- RIDGWAY H.F., OLSON B.H., 1981. Scanning Electron Microscope: Evidence for bacterial colonization of drinking water distribution system. *J. Appl. Env. Microbiol.*, 41, 274-287.
- RIDGWAY H.F., OLSON B.H., 1982. Chlorine resistance patterns of bacteria from two drinking water distribution systems. *J. Appl. Env. Microbiol.*, 44, 972-987.
- RITTMAN B.E., 1984. The effect of shear stress on biofilm loss rate. *Biotechnol. Bioeng.*, 24, 501-506.
- RIZET M., FIESSINGER F., HONEL N., 1982. Bacterial regrowth in a distribution system and relationship with the quality of the feed water. Proc. AWWA Annual Conf., Miami Beach, Florida.
- ROSSMAN L.A., CLARK R.M., GRAYMAN W.M., 1994. Modeling chlorine residuals in drinking water distribution systems. *J. Env. Eng.*, 120, 4, 803-820.
- SERVAIS P., BILLEN G., VIVES-REGO J., 1985. Rate of bacterial mortality in aquatic environments. *J. Appl. Env. Microbiol.*, 49, 1448-1455.
- SERVAIS P., BILLEN G., LAURENT P., LEVI Y., RANDON G., 1992. Studies of BDOC and bacterial dynamics in the drinking water distribution system of the northern Parisian suburbs. *Rev. Sci. Eau*, 5, 69-89.

- STEWART P.S., 1993. A model of biofilm detachment. *Biotechnol. Bioeng.*, 41, 111-117.
- STEWART P.S., PEYTON B.M., DRURY W.J., MURGA R., 1993. Quantitative observations of heterogeneities in *Pseudomonas aeruginosa* biofilms. *Appl. Env. Microbiol.*, 59, 1, 327-329.
- TATNALL R.E., 1991. Case history : Biocorrosion, biofouling and biocorrosion in industrial water system. H.C. Fleemming and G.C. Geesey, Editors, Springer - Verlag Berlin.
- THOMAS E.L., 1979a. Myeloperoxidase hydrogen peroxide chloride antimicrobial system : Effect of exogenous amines on antibacterial action against *E. coli*. *Infect. Immun.*, 25, 110-116.
- THOMAS E.L., 1979b. Myeloperoxidase hydrogen peroxide chloride antimicrobial system : Nitrogen-chlorine derivatives of bacterial components in bacterial cation against *E. coli*. *Infect. Immun.*, 23, 522-531.
- TUOVINEN O.H., HSU J.C., 1982. Aerobic and anaerobic microrganisms in tubercules of Columbus, Ohio, Water distribution systems. *J. Appl. Env. Microbiol.*, 44, 761.
- VAN DER KOOIJ D., HIJNEN W.A.M., KRUI-THOF J.C., 1989. The effect of ozonation, biological filtration and distribution on the concentration of easily assimilable organic carbon (AOC) in drinking water. *Oz. Sci. Eng.*, 11, 297-311.
- VAN DER WENDE E., CHARACKLIS W. G., SMITH D.B., 1989. Biofilms and bacterial drinking water quality. *Water Res.*, 23, 1313-1322
- WABLE O., DUMOUTIER N., DUGUET J.P., JARRIGE P.A., GELAS G., DEPIERRE J.F., 1991. Modelling chlorine concentration in a network and application to Paris distribution network. *Proc. Water Quality Modelling in Distribution Systems*, Cincinnati, Ohio, Feb 4-5 1991, 77-87.
- WABLE O., DUGUET J.P., GELAS G., DEPIERRE J.F., JARRIGE P.A., 1992. Modélisation de la concentration en chlore dans les réseaux de distribution. *TSM l'EAU*, 87, 6, 311-314.
- WERNER P., HAMBSCH B., 1986. Investigations on the growth of bacteria in drinking water. *Water supply*, 4, Mulhouse, 227-232.

Erratum

L'article intitulé « Modélisation du comportement des biomasses bactériennes libres et fixées dans les réseaux de distribution d'eau potable » Vol. 9-3 (1996) 381-406. P. Piriou *et al.*, comporte 2 erreurs pour lesquelles la Rédaction présente ses excuses aux lecteurs.

• p. 398 – Figure 4 : le graphe est à remplacer par le suivant, la légende étant inchangée :



• p. 403 – Figure 12 : dans la légende, il faut lire : ... (input : chlore : 0.1 ppm; BDOC: 0.15 ppm; T: 10.5°C)