

Article

« Évolution dans un réseau de distribution des micro-organismes et d'un nutriment, le CODB.
Incidence du temps de transit »

F. Nakache, A. Déguin et A. Kerneis

Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 9, n° 4, 1996, p. 499-521.

Pour citer cet article, utiliser l'information suivante :

URI: <http://id.erudit.org/iderudit/705264ar>

DOI: 10.7202/705264ar

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

Evolution dans un réseau de distribution des micro-organismes et d'un nutriment : le CODB. Incidence du temps de transit*

Evolution in a distribution system of micro-organisms and of one nutrient: BDOC. Influence of residence time

F. NAKACHE^{1**}, A. DEGUIN¹ et A. KERNEIS²

Reçu le 21 octobre 1994, accepté le 25 juin 1996**.

SUMMARY

The biological stability of drinking water in a network is of major concern for every water supplier. New treatment processes including ozonation have increased the formation of biodegradable molecules. Filtration on Granular Activated Carbon (GAC) after an ozonation step improves water quality. However, the concept of bacterial regrowth risk in water distribution networks is now being considered. The Biodegradable Dissolved Organic Carbon (BDOC) representative of these compounds becomes an essential parameter to monitor. The purpose of this study was to investigate, in an existing distribution system, the factors influencing this stability, such as disinfection which limits bacterial regrowth and presence of nutrients such as BDOC which promotes it.

The network studied, located in the west of France in Brittany, comprises 50 km of pipes and is supplied by a surface water originating from a conventional treatment plant including inter-ozonation followed by GAC filtration. As the source is a reservoir water, quality variations are seasonal. The characteristics of this kind of water are a low level of minerals (low alkalinity and hardness) and a high level of organics (high Total and Dissolved Organic Carbon; TOC, DOC). Treated and distributed waters have been studied and analysed during each season of the year, between 1993 and 1994. Sampling and measurements in the network have been carried out around distribution reservoirs. Several water quality parameters, including physico-chemical parameters (temperature, pH, turbidity, free chloride dioxide, organic matter as TOC, DOC and BDOC), and bacteriological parameters (viable and total suspended bacteria), have been measured. The residence time of water, known to have an influence on the evolution of water quality, has been estimated for each sampling point.

1. SAUR, Centre Pierre Crussard, 2 rue de la Bresle, BP 126, 78312 Maurepas Cedex, France.

2. DYNAMCO Ltd, (SAUR UK), 1/3 Church Road, Haywards Heath, West Sussex, RH16 3DX, Great-Britain.

* Communication présentée au Colloque international sur la « Matière Organique Biodégradable », Ecole Polytechnique de Montréal, juin 1994.

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 29 août 1997.

Our results confirm and complete those of CAPELLIER *et al.* (1992) who instigated our study. They indicate that an active biomass occurs in this network. The dynamics of three water quality parameters: residual disinfectant, BDOC and suspended bacterial density, were studied as a function of water residence time, for which the maximum value is around 8 days, in this distribution system.

This analysis yielded the following conclusions:

- consumption of disinfectant is complete after 100 transit hours;
- particularly during warmer seasons, BDOC is consumed after an initial peak observed at the beginning of the network;
- suspended bacterial density, as well as viable and total bacterial numbers, increase for 100 to 150 transit hours, and then tend to become stable and even to decrease.

No relationship between BDOC and suspended micro-organisms was observed in this network for the periods studied, whereas free disinfectant concentrations and free germs appeared to be linked.

However, the influence of the season and of the residence time on the evolution of these parameters has been demonstrated. In spring and summer, organic matter appears to be more biodegradable, because of the presence of BDOC in treated water, probably due to the limited retention of GAC subjected to higher levels of this parameter. This latter is distributed in the network, as DOC, and after a release in the first transit hours, is consumed. This peak of organic carbon is probably due to a release of biofilm because of the temperature increase and hydraulic variations. In the treated water, the density of the suspended viable bacteria is higher in spring than in winter, probably due to a higher contamination level in raw water in warmer seasons. However, the growth rate is higher in winter than in spring, thus the relation between residual disinfectant and viable bacteria permitted to show that bacterial inhibition was better in winter than in spring. No influence of the season was observed for the evolution of total bacteria.

Influences are numerous, sometimes in opposition and difficult to evaluate. This study shows that BDOC was not a factor controlling the biological stability of water in our distribution network during the periods studied. The low level of this nutrient in the treated water is probably the reason, because even without it, our results showed bacterial growths within the network. Other factors such as seasonal variations, network structure and hydraulic conditions have certainly an influence on the evolution of water quality, and therefore on our results.

Other water parameters such as phosphorus or nitrogen could have an influence on the bacterial growth. The impact and evolution of biofilms is difficult to understand and monitor. Further investigations on all these points should be undertaken. They could permit to define physico-chemical, hydraulic and biological limits to be respected in order to maintain a biologically stable system.

Key-words : biodegradable dissolved organic carbon (BDOC), bacterial growth, biological stability, residual disinfectant, residence time, drinking water.

RÉSUMÉ

La stabilité biologique de l'eau potable dans un réseau est à l'heure actuelle un souci majeur pour tout responsable du traitement et de la distribution de l'eau. Les nouvelles filières de traitement introduisant l'ozonation ont induit la formation de molécules biodégradables. La filtration sur Charbon Actif en Grains (CAG) après l'étape d'ozonation a permis d'améliorer la qualité de l'eau. Toutefois, est apparue plus clairement la notion de risque de prolifération bactérienne sur réseau. Le Carbone Organique Dissous Biodégradable (CODB) représentant ces composés devient alors un paramètre indispensable à contrôler.

L'objectif de notre étude est de caractériser sur un réseau réel les facteurs influençant la stabilité biologique de l'eau dans les réseaux ; notamment ceux limitant (le désinfectant bactériostatique) ou favorisant (le COBD) le développement bactérien.

Le réseau étudié, situé dans l'ouest de la France en Bretagne, totalise 50 km de conduites. Il est alimenté par une station traitant une eau de retenue selon une filière classique comportant une ozonation suivie d'une filtration sur CAG. Le temps de transit maximal de l'eau est proche de 8 jours. Nos résultats complètent et confirment ceux de CAPELLIER *et al.* (1992) instigateurs de notre étude, indiquant que ce réseau est le siège d'une vie biologique active.

La cinétique de trois critères de qualité : le désinfectant, le COBD et la flore bactérienne, a été étudiée en fonction du temps de transit, ce qui a permis de tirer les conclusions suivantes :

- la consommation du désinfectant est totale après 100 h de transit ;
- particulièrement pendant les saisons les plus chaudes, le COBD est consommé après un pic observé en début de réseau ;
- la flore bactérienne en suspension, revivifiable sur gélose et totale, croît pendant 100 à 150 h de transit, après quoi elle tend à se stabiliser, voire décroître.

Une relation entre le COBD et la flore bactérienne en suspension n'a pu être établie sur ce réseau pour les périodes étudiées. Par contre, les bactéries libres et le désinfectant résiduel semblent bien liés. Les influences de la saison et du temps de transit ont pu être démontrées. Néanmoins, d'autres paramètres de l'eau ou des facteurs comme la structure du réseau et l'hydraulique du système ont probablement une influence non négligeable sur l'évolution de la qualité de l'eau et donc sur nos résultats.

Mots clés : carbone organique dissous biodégradable (COBD), prolifération bactérienne, stabilité biologique, désinfectant résiduel, temps de transit, eau potable.

GLOSSAIRE

AFNOR	: Association française de normalisation
BDOC	: Biodegradable Dissolved Organic Carbon
CAG	: Charbon Actif en Grains
COA	: Carbone Organique Assimilable
COBD	: Carbone Organique Dissous Biodégradable
DAPI	: Diamidino-2-phénylindole
DPD	: Diéthyl p-phényldiamine
DOC	: Dissolved Organic Carbon
GAC	: Granular Activated Carbon
NEPI	: Numération de la flore totale en épifluorescence
N15J	: Numération de la flore revivifiable sur gélose après 15 jours d'incubation
N3J	: Numération de la flore revivifiable sur gélose après 3 jours d'incubation
PCA	: Plate Count Agar
PVDF	: Polyvinyl difluorure
TAC	: Titre Alcalimétrique Complet
TH	: Titre Hydrotimétrique
THM	: Trihalométhane
TOC	: Total Organic Carbon
TT	: Temps de transit
UFC	: Unités formant colonies
UV	: Ultra-violet

1 – INTRODUCTION

Les problèmes de dégradation de la qualité bactériologique de l'eau distribuée suscitent le plus vif intérêt au cours de cette décennie. Les réseaux de distribution d'eau sont le siège d'une activité biologique orchestrée entre autres par les paramètres de qualité que sont les flux de micro-organismes libres et fixés, leurs ressources nutritionnelles et le résiduel de désinfectant à effet bactériostatique.

L'apparition dans les années 1980 de nouvelles filières de traitement, avec notamment une inter-ozonation suivie d'une filtration sur Charbon Actif en Grains (CAG), produisant une eau de meilleure qualité, sans goût car moins chlorée (LEVI, 1992a), contenant moins de produits et sous-produits toxiques (pesticides, trihalométhanes ou THM) est à l'origine de nombreuses études. Il est clair aujourd'hui que l'ozone augmente la fraction organique biodégradable de l'eau, VAN DER KOOIJ *et al.* (1989) l'ont depuis longtemps démontré. Néanmoins, l'étape de filtration sur CAG normalement chargée de la « retenir », soit par adsorption, soit par action de la flore microbienne colonisant le filtre, peut dans certains cas se montrer insuffisante, voire inefficace (filtres saturés, activité biologique déficiente, qualité de l'eau...).

Afin de contrôler cette matière organique biodégradable susceptible de favoriser des développements bactériens, des méthodes d'estimation de deux paramètres ont été développées : le potentiel de croissance bactérienne de l'eau et la matière organique biodégradable dans l'eau. Tant pour évaluer le Carbone Organique Assimilable (COA) (VAN DER KOOIJ, 1982 ; KEMMY *et al.*, 1989 ; KAPLAN *et al.*, 1993 ; LE CHEVALLIER *et al.*, 1993) que le Carbone Organique Dissous Biodégradable (CODB) (JORET et LEVI, 1986 ; SERVAIS *et al.*, 1987 ; LUCENA *et al.*, 1990), des méthodes existent. Ce sont des outils permettant de prédire les risques de prolifération bactérienne sur les réseaux.

En effet, nombreuses sont les études ayant montré que la contamination bactérienne de l'eau se fait en relation avec cette fraction biodégradable de la matière organique dissoute (JORET et LEVI, 1986 ; LE CHEVALLIER *et al.*, 1991). D'autres facteurs contribuent également à ces problèmes de dégradation de la qualité bactériologique de l'eau distribuée. Les phénomènes de corrosion, d'accumulation de dépôts dans les canalisations, et les conditions, soit climatiques (température, pluviométrie) ayant un rôle sur la qualité de l'eau, soit hydrauliques (structure du réseau, vitesse de l'eau), ont également une influence sur les risques de prolifération bactérienne, en présence ou non de désinfectant résiduel (OLSON et NAGY, 1984 ; OLSON *et al.*, 1985 ; LE CHEVALLIER, 1990 ; NEDEN *et al.*, 1992).

Les notions de recroissance ou reviviscence bactérienne ont également été avancées (JORET et LEVI, 1986 ; LE CHEVALLIER, 1990 ; SERVAIS *et al.*, 1992a et b ; VOLK *et al.*, 1992), bien que cette notion ainsi que l'origine réelle des bactéries ne soient pas clairement définies. S'agit-il de croissance réelle en présence de nutriments, de récupération des bactéries stressées ou ayant traversé la barrière du traitement, de contamination extérieure sur le réseau ou de relargage de biofilm ? Ainsi la croissance ou recroissance de germes tels que la flore hétérotrophe revivifiable, voire les coliformes d'origine environnementale, est possible dans des conditions particulières de distribution ; comme par exemple à basse température ou dans des eaux à faible teneur en nutriments (CAMPER *et al.*, 1991).

Néanmoins, la présence en surface des canalisations d'un biofilm extrêmement résistant aux désinfectants (LE CHEVALLIER *et al.*, 1988 ; ALASRI *et al.*, 1992) et susceptible de se décrocher semble prépondérante quant à l'origine de ces développements bactériens (HAUDIDIER *et al.*, 1988 ; BLOCK *et al.*, 1992). De nombreux travaux ont donc consisté à caractériser ce film biologique et à proposer des méthodes de suivi de sa formation (BLOCK, 1992 ; BLOCK *et al.*, 1993). Ces moyens consistent notamment à contrôler les flux de biomasse microbienne et de leurs nutriments, telle la fraction bioéliminable de la matière organique.

L'étude de la dynamique de tels paramètres, comme le COBD ou le COA et la flore bactérienne libre et fixée, est donc indispensable pour juger de la qualité d'une eau distribuée et de sa stabilité biologique le long d'un réseau de distribution (MATHIEU *et al.*, 1992 ; SERVAIS *et al.*, 1992a ; VAN DER KOOIJ, 1992). De telles études ont été menées en considérant l'influence d'un troisième paramètre : le temps de transit de l'eau dans les canalisations et les réservoirs. Ces études sont soit basées sur un modèle théorique (SERVAIS *et al.*, 1992a), soit conduites sur un réseau pilote (MATHIEU *et al.*, 1992) ou en grandeur réelle (RIZET *et al.* 1984 ; DESJARDINS *et al.*, 1991 ; CAPELLIER *et al.*, 1992 ; KERNEIS, 1994). L'influence du désinfectant résiduel sur la recroissance bactérienne a de plus été étudiée en distinguant bien les bactéries en suspension de celles du biofilm.

L'objectif de notre étude est de caractériser les facteurs influençant la stabilité biologique d'une eau sur un réseau réel, notamment ceux limitant ou favorisant le développement bactérien. L'évolution sur le réseau des paramètres de qualité présentés plus haut (résiduel de désinfectant, COBD et flore bactérienne en suspension) en fonction du temps de transit a été suivie, pendant les quatre saisons entre avril 1993 et avril 1994. L'analyse de la dynamique de ces paramètres a mis en évidence l'existence de relations entre eux. Nous avons ainsi pu vérifier si le COBD était un bon indicateur du risque de développement bactérien sur le réseau étudié. En outre, nous avons pu apprécier l'impact de la structure du réseau (longueur, influence des réservoirs, nature des conduites, régime hydraulique) sur l'évolution de la qualité de l'eau.

Les résultats présentés ici viennent compléter ceux de CAPELLIER *et al.* (1992) obtenus sur le même réseau de distribution. Ils concernent une usine de potabilisation située dans l'ouest de la France traitant une eau de retenue et son réseau principal de distribution totalisant près de 50 km de canalisations.

2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Estimation du temps de transit

Dans les conditions d'écoulement piston dans les conduites, le calcul du temps de transit moyen $TT(h)$ résulte du rapport de la longueur $l(m)$ des conduites alimentées par l'eau sur sa vitesse moyenne $v(m/h)$.

$$TT = \frac{l}{v}$$

En l'absence de données plus précises, le temps de transit moyen dans les réservoirs est évalué par le rapport du volume moyen d'eau $V_m(m^3)$ sur le débit moyen d'alimentation $Q_m(m^3/h)$ du réservoir :

$$TT = \frac{V_m}{Q_m}$$

Pour chaque point de prélèvement et à chaque campagne de mesures, le temps de transit moyen a été estimé à partir des volumes mensuels d'eau livrée, rapportés à une vitesse moyenne ou un débit horaire moyen et des longueurs de conduites ou du volume total d'eau dans les réservoirs.

Une étude hydraulique classique ayant déjà été réalisée, et afin de vérifier ces calculs d'approche, deux mesures sur site des vitesses dans quelques conduites, chaque réservoir et à tout instant a été réalisée durant une semaine en décembre 1993 et en mars 1994.

Les débits dans les conduites ont été mesurés au niveau de compteurs munis de têtes émettrices et raccordées à des enregistreurs « Metrolog ». Les niveaux des réservoirs ont été déterminés à l'aide de capteurs de pression. Le temps de transit a été calculé selon la méthode développée dans notre laboratoire (KERNEIS et al., 1993). Le logiciel de calcul utilisé détermine ce paramètre en fonction de l'heure et du jour de mesure. A chaque point de mesure, les différences entre le temps de transit estimé par les volumes transités et celui déterminé par la mesure des vitesses n'ont pas dépassé 16 % (4 % à 16 %), les plus forts pourcentages ayant été observés en début de réseau. Ces estimations des temps de transit permettent une appréciation avec une exactitude bien en accord avec l'objectif recherché : avoir une idée relative des temps de parcours de l'usine à chaque point de prélèvement.

2.2 Mesures physico-chimiques

La température (°C), le pH (unités) (pH-mètre WTW), la turbidité (NTU) (turbidimètre HACH 2100) et le résiduel de désinfectant total et libre (mg Cl₂/l) (méthode colorimétrique à la diéthyl p-phényldiamine (DPD), au comparateur LOVIBOND 2000) ont été mesurés sur site pour chaque échantillon.

2.3 Estimation de la matière organique

La matière organique a été caractérisée par les dosages du Carbone Organique Total (COT), du Carbone Organique Dissous (COD), la détermination du Carbone Organique Dissous Biodégradable, ainsi que par la mesure de l'absorbance UV à 254 nm.

Les échantillons transportés par glacière ont été analysés dans notre laboratoire le jour même du prélèvement, au plus tard le lendemain matin. Un litre d'eau destiné aux dosages du COT, COD et CODB a été prélevé stérilement dans un flacon en Pyrex bouché émeri, préalablement passé au four à 550 °C pendant 4 heures, pour éliminer toute trace de matière organique. Sur un aliquote, le COT et le COD sont dosés par un analyseur de carbone DOHRMAN DC 80 selon la méthode AFNOR (1985). La précision de l'analyse est de 0,1 mg/l en carbone organique. Le COD est dosé après élimination des particules en suspension par filtration de l'échantillon sur une membrane de porosité 0,45 µm, en difluorure de polyvinylidène (PVDF) (Millex MILLIPORE) ne relarguant pas de carbone organique.

Le CODB a été déterminé selon la méthode de JORET et LEVI (1986). Un volume de 450 ml d'échantillon est déposé dans un flacon brun passé au four à 550 °C pendant 4 heures, contenant 150 grammes de sable biologiquement actif.

Sous aération, le flacon est alors mis à incuber à 20 °C et le COD est mesuré tous les jours pendant environ une semaine. Le COBD est évalué par différence entre le COD initial présent dans l'eau avant inoculation et le COD minimal obtenu après incubation et consommation par les bactéries du sable. La précision de cette méthode avoisine 0,15 mg/l en carbone organique. Ce sable, naturellement colonisé par une biomasse, provient d'une station de potabilisation. Afin de disposer d'un sable toujours colonisé, des périodes régulières d'ensemencement sont assurées en colonne de verre par percolation d'une eau de rivière. Pour vérifier l'activité biologique du sable, un témoin positif consistant à mettre en contact le sable avec une solution d'acétate de sodium à 2 mg/l (molécule facilement biodégradable) est testé à chaque campagne de mesures.

A partir d'un flacon de 100 ml en verre passé au four, l'absorbance en rayons ultra-violet (UV) à 254 nm est mesurée au spectrophotomètre UV à double faisceau UVIKON de KONTRON, dans des cuves en quartz de 5 cm. On l'exprime en cm^{-1} . Cette mesure permet de rendre compte de la teneur en molécules organiques polycycliques généralement représentées par les acides humiques et fulviques, précurseurs des THM.

2.4 Estimation de la densité microbienne en suspension

La flore microbienne en suspension a été caractérisée par dénombrement des micro-organismes hétérotrophes revivifiables sur gélose à 22 °C après 3 jours (N3J) et 15 jours d'incubation (N15J) et par comptage microscopique en épifluorescence de la flore totale (NEPI).

Les prélèvements d'eau réalisés stérilement dans des flacons contenant du thiosulfate de sodium (17,5 mg/l) ont été transportés en glacière et conservés à 4 °C avant analyse. La flore hétérotrophe a été dénombrée dans notre laboratoire au maximum dans les 24 heures. Par contre, la flore totale a été déterminée au plus tard dans les 3 jours après le prélèvement. Au préalable, avant envoi au Laboratoire d'Hygiène et de Recherche en Santé Publique (LHRSP) de Vandoeuvre-Lès-Nancy chargé de l'analyse de la flore totale, du formol a été rajouté dans les flacons, à raison de 5 à 10 % en concentration finale, conformément aux recommandations du laboratoire.

2.4.1 Flore revivifiable sur gélose

Cette première méthode (incorporation d'un ml d'eau en gélose Plate Count Agar (PCA), incubation à 22 °C, résultat en nombre μ 'unités formant colonie par millilitre (ufc/ml)) est standardisée pour la lecture après 72 heures (AFNOR, 1984). De plus en plus utilisée, la lecture après 15 jours d'incubation n'est pas normalisée, mais permet de recouvrir davantage de germes. Cette technique nous renseigne sur l'état physiologique des germes dénombrés car elle ne rend compte que d'une partie de la flore hétérotrophe viable capable d'être cultivée sur gélose, soit ni stressée, ni en état de latence, ni morte et ni lysée.

2.4.2 Flore totale

La flore totale, dont le résultat s'exprime en nombre de cellules par millilitre (cellules/ml), est dénombrée par comptage au microscope en épifluorescence après coloration au fluorochrome 4'-6-diamidino-2-phénylindole : DAPI (PORTER et FEIG, 1980). Cette méthode ne nous informe pas sur l'état des germes, les

bactéries vivantes et mortes mais non lysées étant comptabilisées. Selon le LHRSP de Vandoeuvre, la limite de détection de cette technique est de l'ordre de 4.10^2 cellules/ml, pour l'analyse de 18 ml d'eau potable.

3 – DESCRIPTIONS DU SITE, DU RÉSEAU ET DE L'ÉCHANTILLONNAGE

Le site industriel de KERNE UHEL et son réseau de distribution ont été suivis. Cette station, située en Bretagne, traite une eau de surface (retenue de 2 000 000 m³) dont la qualité ne varie que d'une façon saisonnière. La station a un débit nominal de 600 m³/h et une filière classique de traitement : dégrillage-tamissage, coagulation-floculation (sulfate d'alumine + adjuvant + chaux), décantation, filtration rapide sur sable, puis inter-oxydation à l'ozone suivie d'une filtration sur CAG avant désinfection au bioxyde de chlore. Les qualités moyennes des eaux brutes et traitées sont présentées dans le tableau 1. Ils témoignent d'une faible minéralisation avec une dureté (TH = Titre Hydrotimétrique) et une alcalinité (TAC = Titre Alcalimétrique Complet) peu élevés et d'une richesse en matières organiques avec un COT et un COD élevés, caractéristiques de ce type d'eau.

Tableau 1 Valeurs extrêmes des variations de la qualité des eaux brute (EB) et traitée (ET) de KERNE-UHEL en 1993.

Table 1 Extreme values of raw (RW) and treated (TW) water quality variations in the KERNE-UHEL distribution network in 1993.

Paramètres	Unité	EB	ET
pH		6,6 à 6,9	6,9 à 7,8
TH	°f	4 à 4,8	7,9 à 11
TH	mg/l CaCO ₃	40 à 48	79 à 110
TAC	°f	1,6 à 3	1,8 à 4,4
TAC	mg/l CaCO ₃	16 à 30	18 à 44
COT	mg C/l	5 à 18	1,1 à 2
COD	mg C/l	4,9 à 15	1 à 2
CODB	mg C/l	0,3 à 2,3	0 à 0,3
N3J	ufc/ml	–	0 à 30
Turbidité	NTU	3,2 à 4,5	0 à 0,7

L'usine alimente un réseau total de 210 km de canalisations comportant différentes branches. Seule la branche principale a été étudiée (fig. 1). Elle comprend 8 réservoirs de distribution répartis sur trois antennes totalisant 47 km de canalisations en fonte revêtue de ciment. L'eau est distribuée sous pression (17 bars en sortie de station) jusqu'au réservoir R20 (2 bars en sortie du réservoir) au-delà duquel la distribution est gravitaire.

Deux séries de campagnes de prélèvements et de mesures ont été réalisées en un an ; la première du printemps à l'automne 1993, la seconde de l'hiver 1993 au printemps 1994. Le tableau 2 présente les dates et points de prélèvements ainsi que les paramètres étudiés. Les prélèvements et mesures ont été effectués,

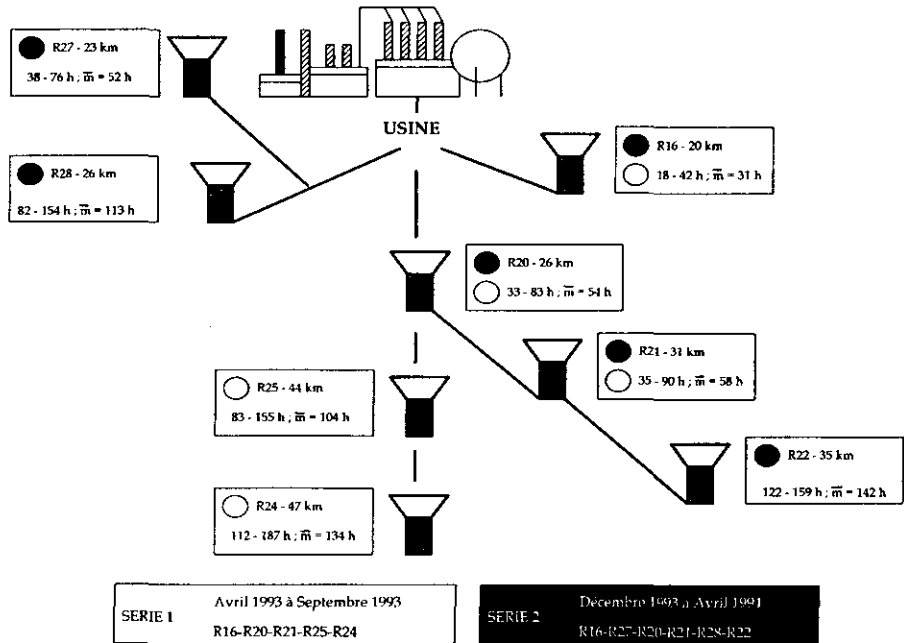


Figure 1 Réseau de KERNE-UHEL, localisation des points de prélèvements, estimations des distances et des temps de transit (mini, maxi, moyenne) à partir de l'usine, indications des 2 séries de campagnes de prélèvements.
KERNE-UHEL distribution network, location of sampling points, estimates of distances and residence times (minimum, maximum, mean) from plant, indications of 2 series of sampling campaigns.

Tableau 2 Description des séries de campagnes de mesure, indications des dates, des points de prélèvements et des paramètres étudiés.
Table 2 *Description of measurement series, indications of dates, sampling points and studied parameters.*

	Série 1	Série 2
Dates	Avril, juin, juillet, août, septembre 93	Décembre 1993, janvier, mars, avril 94
Points	R ₁₆ - R ₂₀ R ₂₁ R ₂₅ - R ₂₄ -	R ₁₆ R ₂₇ R ₂₀ R ₂₁ - R ₂₈ - R ₂₂
Paramètres	T°, pH, Cl ₂ libre, turbidité, COT, CÔD, COBD, UV	T°, pH, Cl ₂ libre, turbidité, COT, CÔD, COBD, UV, flore hétérotrophe revivifiable N3J et N15J, flore totale NEPI

soit en entrée, soit en sortie de réservoir, selon les possibilités de prélèvement dans chaque réservoir. Les prélèvements ont été réalisés sur une même journée, pour des raisons pratiques (acheminement des échantillons dans les temps, mise en route le même jour d'une série d'analyses, comme le CODB, la bactériologie...). La tournée de prélèvements a néanmoins tenu compte de la progression logique de l'eau. A chaque campagne, un contrôle de la qualité des eaux à chaque étape de traitement, a été fait quotidiennement, pendant les 8 jours précédant les prélèvements. Ces 8 jours correspondent au temps de transit maximal (cf. 4.1). Ce contrôle permettait de vérifier qu'aucune variation notable du traitement ou de la qualité de l'eau ne risquait de se répercuter sur le réseau et d'influencer nos résultats. Il est néanmoins important de rappeler que le traitement concerne une eau de barrage dont la qualité ne varie que d'une façon saisonnière.

4 – RÉSULTATS

4.1 Estimations des temps de transit

Le tableau 3 présente les temps de transit estimés à chaque campagne, du point de production à chaque réservoir, ainsi que la valeur moyenne sur l'année. La distribution des temps de transit de l'eau selon les réservoirs s'établit dans l'ordre suivant : R16, R27, R20, R21, R25, R28, R24 et R22. Cela aboutit à des temps de transit moyens allant de 31 à 142 heures, un maximum de 187 heures, soit près de 8 jours, ayant été atteint.

En chaque point, des variations importantes du temps de transit témoignent de différences de consommations d'eau surtout liées aux saisons. La consommation maximale en été entraîne la chute du temps de transit alors qu'en hiver où la consommation est minimale, l'eau transite sur le réseau bien plus lentement.

A titre indicatif, les vitesses de l'eau dans les conduites calculées à partir des mesures de débit faites en mars 1994 s'échelonnent entre 0,4 et 0,02 m/s, respectivement en début et en fin de réseau.

Tableau 3 Estimations des temps de transit (h) pour chaque date et point de prélèvement, indication de la moyenne des estimations.

Table 3 Residence times (h) estimates for each date and sampling point, indication of mean estimates for the studied period.

Point	Date									
	Avril	Juin	Juillet	Août	Septem- bre	Décem- bre 93	Janvier	Mars	Avril 94	Moyenne
R ₁₆	37	28	26	18	23	39	42	31	34	31
R ₂₇	-	-	-	-	-	47	76	38	46	52
R ₂₀	83	43	40	33	38	66	78	48	57	54
R ₂₁	90	46	43	35	41	71	82	51	61	58
R ₂₅	155	96	94	83	91	-	-	-	-	104
R ₂₈	-	-	-	-	-	121	154	82	95	113
R ₂₄	187	126	124	112	121	-	-	-	-	134
R ₂₂	-	-	-	-	-	147	159	122	138	142

4.2 Mesures physico-chimiques

Afin de simplifier la lecture des résultats des mesures de température, pH et turbidité, le tableau 4 présente des valeurs saisonnières moyennes en eau traitée (a) et extrêmes sur le réseau (b). Il est intéressant de noter qu'en parcourant le réseau l'eau a tendance à refroidir de 1 à 2 degrés. Le pH subit de légères fluctuations d'une saison à l'autre, aussi bien en sortie d'usine (de 7,2 à 8,5) que sur le réseau. La turbidité évolue sur le réseau dans de très faibles amplitudes en fonction des saisons (0,17 à 0,45 NTU en été) sans présenter de réelles augmentations à partir de la sortie de l'usine, où elle n'excède jamais 0,35 NTU.

Tableau 4 Mesures physico-chimiques = température, pH et turbidité, indications de la moyenne et de l'écart-type en eau traitée (a) et valeurs minimales et maximales sur le réseau (b) obtenues pour chaque saison.

Table 4 *Physico-chemical measurements = temperature, pH and turbidity, mean and standard deviation data for treated water (a) and minimal and maximal values in the network (b) measured for each season.*

Paramètres	Saison				
	Printemps 93	Eté 93	Automne 93	Hiver 93-94	Printemps 94
T (°C)	14 ± 2(a) 10-14 (b)	21 ± 1 15-21	17 ± 0 15-16	10 ± 0 7-9	11 ± 0 8-9
pH (unités)	7,2 ± 0,2(a) 8,0-8,8 (b)	8,4 ± 0,1 7,3-8,6	7,6 ± 0,0 8,1-8,9	8,4 ± 0,1 7,3-9,0	8,5 ± 0,5 7,5-8,8
Turbidité (NTU)	0,28 ± 0,02(a) 0,20-0,45 (b)	0,25 ± 0,00 0,17-0,45	0,18 ± 0,00 0,18-0,22	0,21 ± 0,03 0,17-0,35	0,26 ± 0,09 0,20-0,30

4.3 Evolution sur le réseau du désinfectant résiduel

Le résiduel de bioxyde de chlore en eau traitée est élevé (de 0,6 à 1 mg Cl₂/l) afin de protéger la totalité du réseau non équipé de postes de rechloration. Quelle que soit la saison, la consommation de ce résiduel le long du réseau est rapide et quasiment totale après 100 h de transit, bien qu'en eau traitée, ce résiduel soit plus élevé en hiver (0,8-1 mg Cl₂/l) qu'au printemps (0,6-0,8 mg Cl₂/l) (fig. 2).

4.4 Evolution sur le réseau de la matière organique

4.4.1 Absorbance UV

L'absorbance UV à 254 nm de l'eau traitée a très peu varié durant l'année : 0,001 à 0,050 cm⁻¹. De même sur le réseau, les valeurs évoluent indifféremment de 0,001 à 0,040 cm⁻¹ quels que soient la saison et le temps de transit. Ceci témoigne que le traitement à l'ozone appliqué permet de stabiliser les teneurs en molécules organiques absorbant à cette longueur d'onde.

4.4.2 Carbone Organique Total et Dissous

Les figures 3 et 4 présentent l'évolution du COD de l'eau distribuée en fonction du temps de transit, pour les 5 saisons étudiées. Quelle que soit la saison, le COD fluctue en sortie d'usine de la même façon que le COT, dans des gammes d'environ 1 à 2 mg C/l, le COT étant, soit équivalent, soit légèrement supérieur au

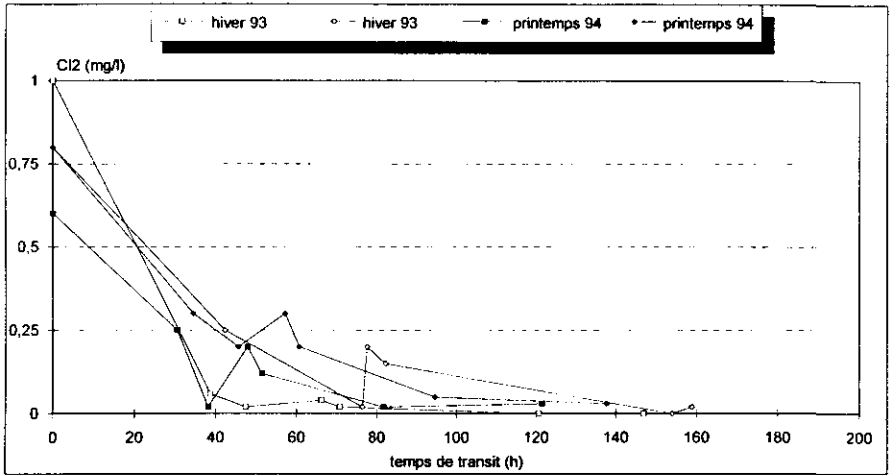


Figure 2 Evolution du désinfectant résiduel en fonction du temps de transit.
Evolution of residual disinfectant as a function of residence time.

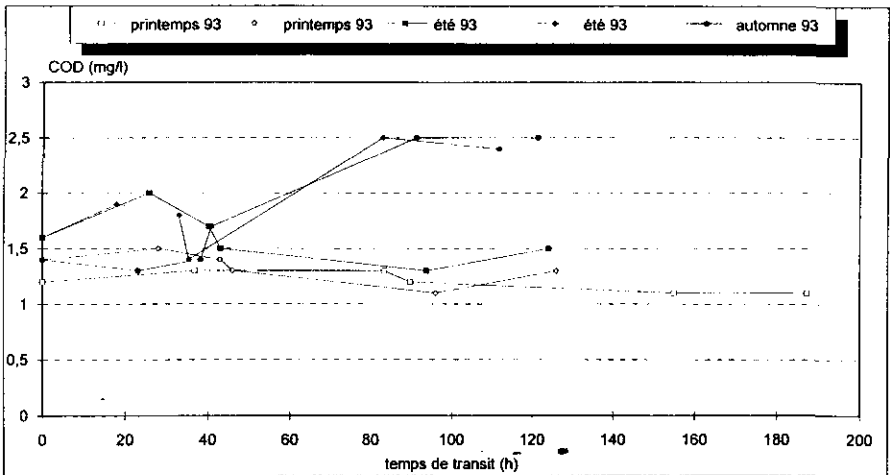


Figure 3 Evolution du COD en fonction du temps de transit : Série 1.
Evolution of DOC as a function of residence time : Series 1.

COD (+ 0,1 à 0,2 mg C/l). Pour une même campagne, le COD ne présente pas de grandes fluctuations le long du réseau, excepté en périodes les plus chaudes (été et automne 1993), où à 2 reprises, instable, il a augmenté d'environ 1 mg C/l pour atteindre des valeurs maximales (2,5 mg C/l). En périodes chaudes (été 1993 et printemps 94), ce COD présente également des petits pics (+ 0,3 à 0,5 mgC/l), notamment en début de réseau, dans les 50 premières heures de transit.

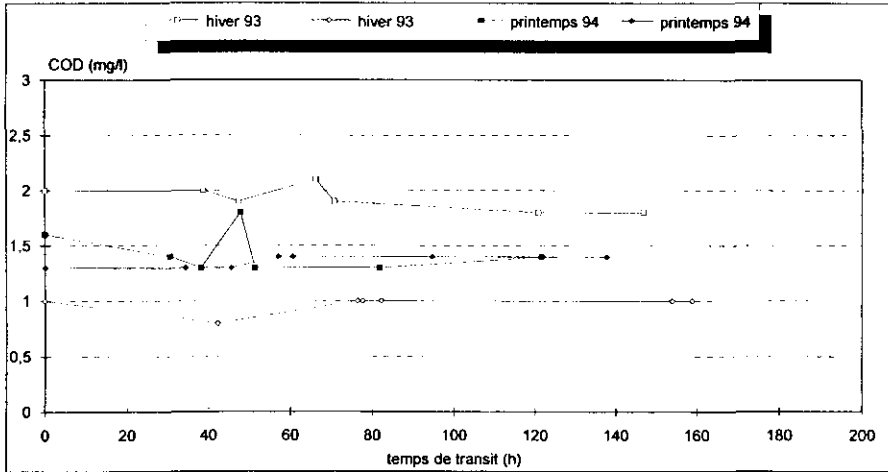


Figure 4 Evolution du COD en fonction du temps de transit : Série 2.

Evolution of DOC as a function of residence time : Series 2.

4.4.3 Carbone Organique Dissous Biodégradable

L'évolution sur le réseau du COBD de l'eau distribuée est représentée par les figures 5 et 6. Le COBD de l'eau traitée est faible (0,3 mg C/l au maximum en été), voire nul (en automne et hiver). Il représente de 0 à 19 % du COD, ce qui témoigne de l'efficacité de la filtration sur CAG dans la rétention de la fraction biodégradable de la matière organique présente dans l'eau. Ce pourcentage est d'autant plus élevé que le COD et la température de l'eau sont élevés, soit plutôt en été 1993. Ceci démontre, soit l'influence de la saison sur l'évolution de la matière organique bien plus biodégradable en saison chaude qu'en hiver, soit les limites de l'abattement du COBD par le CAG soumis à de fortes concentrations.

Cette influence est également ressentie sur le réseau, puisqu'en hiver le COBD reste absent de l'eau tout le long du réseau, malgré des valeurs de COD dans l'eau non négligeables. Par contre en périodes chaudes (été 1993 et printemps 1994), tout comme pour le COD, des pics de COBD (+ 0,3 à 0,4 mg C/l) sont également obtenus dans les premières heures de transit où l'alimentation se fait sous pression. Vraisemblablement, ces pics correspondraient à des relargages de matière organique, dont une fraction est biodégradable, provenant d'un décrochage de biofilm, sous l'effet de la température favorisant son développement et des mouvements hydrauliques (tirages plus importants en été, vitesse de l'eau accélérée...). En été, où l'eau traitée contient le plus de COBD, le réseau est donc en premier lieu « producteur » puis « consommateur » de COBD. En fait, pour cette saison d'instabilité de la matière organique (*fig. 3 et 4*), l'évolution du COBD reflète celle du COD notamment dans les 50 premières heures de transit. Au delà, la disparition du COBD provient vraisemblablement de sa consommation sur le réseau. Au printemps 1994, le COBD évolue dans des proportions moindres, mais d'une façon similaire. Quant aux autres saisons, où les valeurs de COBD sont faibles, voire nulles, l'interprétation de l'évolution de ce paramètre sur le réseau est difficile, compte tenu de la faible précision de cette analyse (0,15 mg C/l).

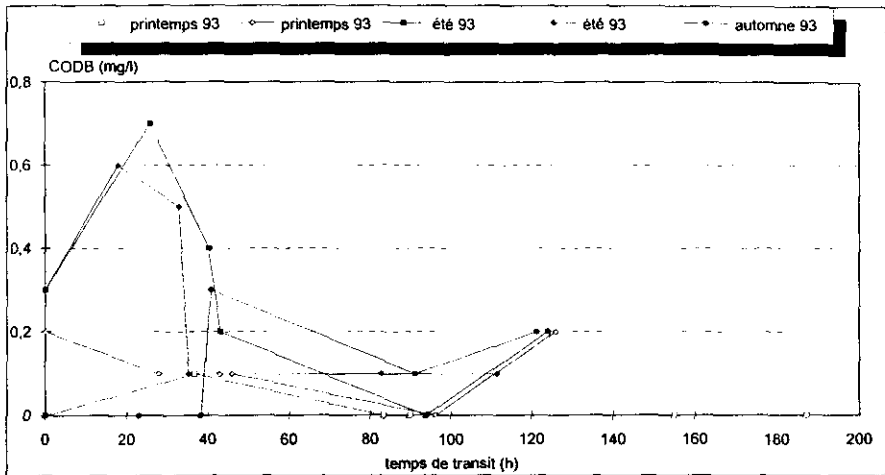


Figure 5 Evolution du CODB en fonction du temps de transit : Série 1.
Evolution of BDOC as a function of residence time : Series 1.

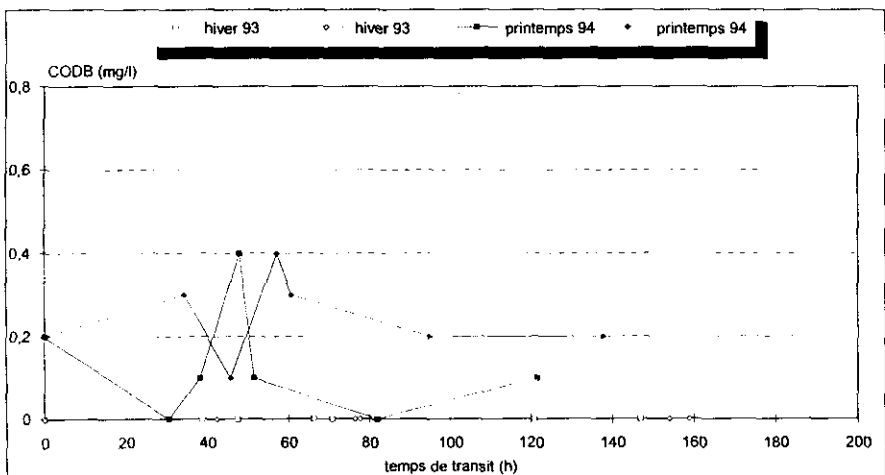


Figure 6 Evolution du CODB en fonction du temps de transit : Série 2.
Evolution of BDOC as a function of residence time : Series 2.

4.5 Evolution sur le réseau de la densité bactérienne en suspension

4.5.1 Flore revivifiable sur gélose

La flore revivifiable dénombrée après 3 jours d'incubation évolue sur le réseau dans de très faibles amplitudes. La valeur maximale obtenue en bout de réseau et n'excédant pas 30 ufc/ml témoigne que les Niveaux Guides européens et français en eau distribuée (NG \leq 100 ufc/ml) sont respectés pour ces 2 saisons.

La figure 7 présente pour l'hiver 1993 et le printemps 1994, l'évolution de la flore revivable dénombrée après 15 jours d'incubation contenue dans l'eau distribuée en fonction de son temps de transit. Malgré une faible différence de température entre ces 2 saisons (tabl. 4), la flore à 15 jours, présente dans l'eau traitée, est plus abondante au printemps (10^2 à 10^3 ufc/ml) qu'en hiver (≤ 10 ufc/ml). Un résiduel désinfectant dans l'eau traitée plus abondant en hiver (0,8-1 mg Cl_2/l) qu'au printemps (0,6-0,8 mg Cl_2/l), ainsi qu'une eau brute plus contaminée en germes au printemps qu'en hiver, sont probablement à l'origine de cette différence. Sur le réseau, cette flore présente un taux de croissance élevé puisqu'elle croît de 2 à 3 ULog en hiver, pour atteindre au bout de 120 à 150 heures de transit un maximum de 3 à $4 \cdot 10^3$ ufc/ml. Au delà, un abattement de cette flore est visible. Au printemps, la croissance est bien plus lente et faible (1 ULog au plus), l'effet bactériostatique du désinfectant résiduel semblant davantage efficace à cette saison. Ainsi, une croissance maximale comparable (environ $3 \cdot 10^3$ ufc/ml) est atteinte au bout de 80 à 100 heures de transit, après quoi une légère déclinaison s'amorce. Vraisemblablement, des facteurs autres que la température, comme la qualité de l'eau, la teneur en COBD et la disparition du désinfectant résiduel, pourraient être à l'origine de ces croissances sur le réseau.

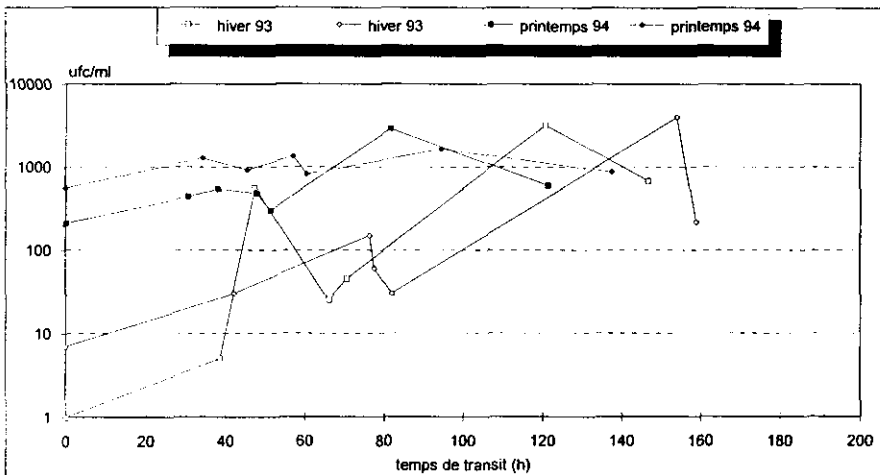


Figure 7 Evolution de la flore revivable après 15 jours d'incubation en fonction du temps de transit.

Evolution of viable colony counts after 15 days of incubation as a function of residence time.

4.5.2 Flore totale

L'évolution dans l'eau distribuée de la flore totale dénombrée en épifluorescence en fonction de son temps de transit est présentée en figure 8. Contrairement à la flore revivable, la croissance de la flore totale dans l'eau distribuée ne semble pas subir l'influence de la saison. Initialement de 10^3 à 10^4 cellules/ml, la flore totale croît d'environ 1 à 2 ULog pendant environ 80 à 120 heures de transit, pour atteindre une concentration finale de 10^4 à 10^5 cellules/ml, après quoi la croissance est stabilisée. Les deux valeurs étrangement élevées en sortie de station ($1,2 \cdot 10^5$ et $3,7 \cdot 10^5$ cellules/ml) où le résiduel désinfectant est le plus élevé,

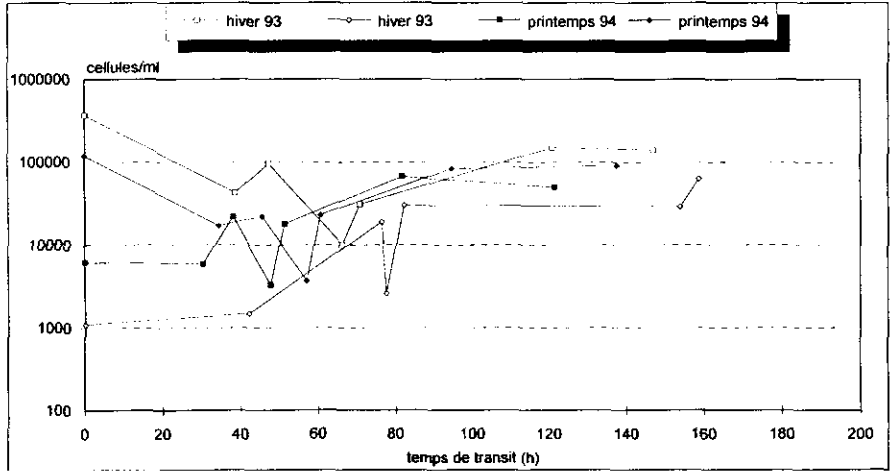


Figure 8 Evolution de la flore totale en fonction du temps de transit.
Evolution of total bacterial counts as a function of residence time.

peuvent s'interpréter de différentes façons. Soit, l'eau traitée est momentanément contaminée ; lors du prélèvement ou lors de la remise en service d'un filtre après lavage. Soit, il s'agit d'un biais analytique. Soit, ces valeurs élevées concernent des bactéries mortes à structure encore intacte plutôt que vivantes, leur lyse se produisant probablement plus loin sur le réseau, où les numérations sont plus faibles. Cette dernière hypothèse reste la plus vraisemblable, dans la mesure où, pour ces deux campagnes, ni la flore revivifiable en eau traitée n'a mis en évidence d'éventuelles contaminations, ni aucun autre paramètre (COT, COD, turbidité...) n'a présenté de valeur suspecte.

4.6 Récapitulatif des évolutions

La synthèse de nos résultats est la suivante :

- le résiduel de désinfectant disparaît totalement au bout d'un transit de 100 heures ;
- le CODB, lorsqu'il est présent, notamment en périodes chaudes, fluctue en début de réseau et présente même des pics, tout comme le COD, jusqu'à 50 heures de transit, après quoi il est consommé ;
- qu'elle soit revivifiable ou totale, la flore bactérienne en suspension tend à croître plus ou moins pendant 80 à 150 heures de transit, selon les cas, puis à se stabiliser, voire décroître.

Ces observations nous ont incité à tenter d'établir des relations entre :

- la flore bactérienne en suspension et le désinfectant résiduel d'une part ;
- et la flore bactérienne en suspension et le CODB d'autre part.

4.7 Relation entre la densité bactérienne en suspension et le désinfectant résiduel

Les figures 9 et 10 représentent respectivement les évolutions de la flore revivifiable après 15 jours d'incubation et la flore totale en fonction du résiduel de

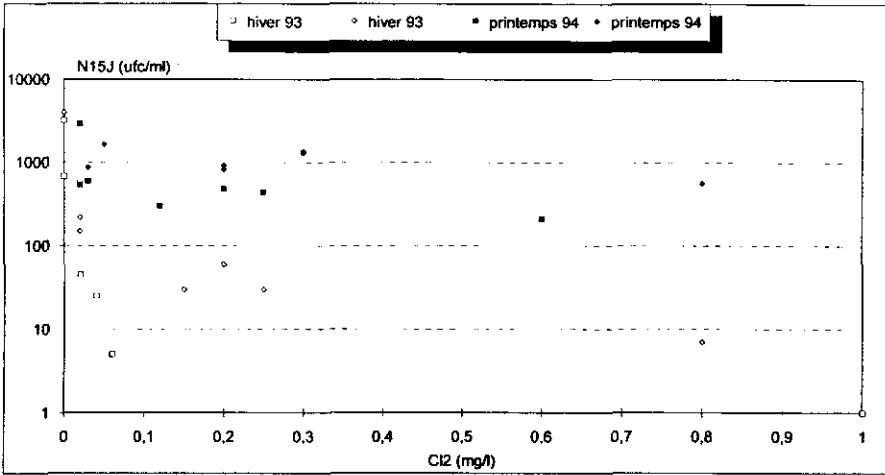


Figure 9 Evolution de la flore revivable après 15 jours d'incubation en fonction du désinfectant résiduel.
Evolution of viable colony counts after 15 days of incubation as a function of residual disinfectant.

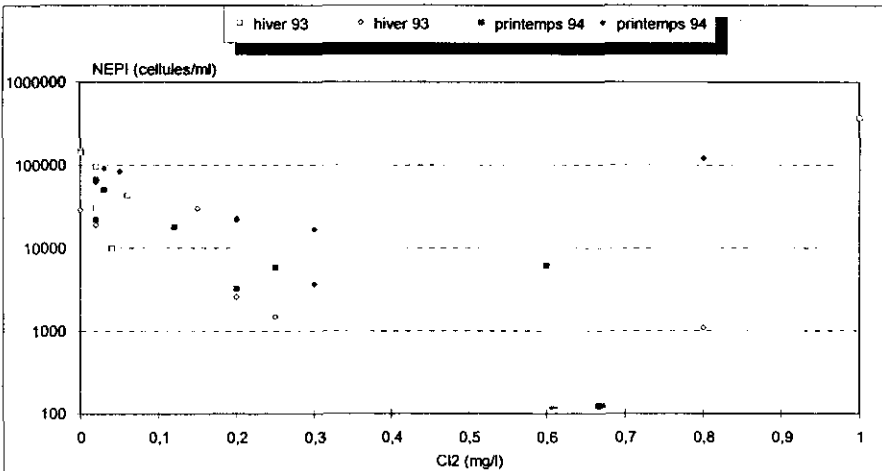


Figure 10 Evolution de la flore totale en fonction du désinfectant résiduel.
Evolution of total bacterial counts as a function of residual disinfectant.

désinfectant. Sans parler de corrélation mathématique, une relation semble exister entre le désinfectant résiduel et la flore bactérienne en suspension, revivable ou totale. Lorsque le premier augmente, la seconde tend à disparaître.

Contrairement à la flore totale, la saison a cependant une influence sur les effets du désinfectant vis-à-vis du paramètre N15J. En effet, la relation est surtout visible en hiver où le taux de croissance des bactéries est le plus élevé. A cette

saison, l'inhibition de la flore à 15 jours par le résiduel désinfectant est visible et très rapide. Au printemps, compte tenu d'une concentration initiale élevée de cette flore et d'un faible développement, la relation est peu visible et l'inhibition peu démontrée. Quant à la flore totale, quelle que soit la saison, la relation est bien présente. Plus le résiduel augmente, plus la flore totale est inhibée. Rappelons que les deux valeurs élevées en NEPI à 0,8 et 1 mg Cl₂/l correspondent à des points suspects (cf. 4.5.2).

4.8 Relation entre la densité bactérienne en suspension et le CODB

Les figures 11 et 12 représentent respectivement les évolutions des flores libres ; revivifiable après 15 jours d'incubation et totale, en fonction du CODB. Ces représentations graphiques ne nous permettent pas de mettre en évidence de relation entre ce nutriment disponible dans l'eau et les développements de ces bactéries. Les concentrations trop faibles en CODB dans l'eau traitée et les « relargages » de CODB apparus sur le réseau ne semblent ni suffisants ni responsables des développements des flores en suspension revivifiable et totale sur le réseau.

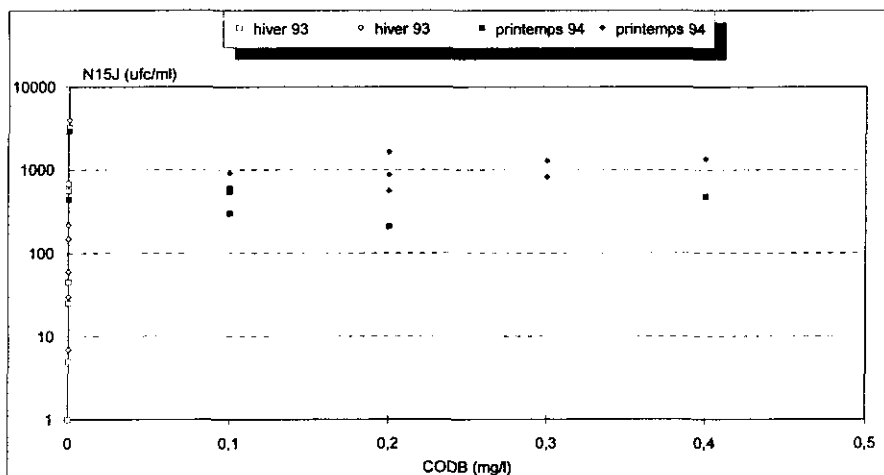


Figure 11 Evolution de la flore revivifiable après 15 jours d'incubation en fonction du CODB.

Evolution of viable colony counts after 15 days of incubation as a function of BDOC.

5 – DISCUSSION – CONCLUSION

L'évolution sur le réseau de distribution de quelques paramètres de qualité de l'eau potable en fonction de son temps de transit montre que le réseau est le siège d'une vie biologique, bien que les normes bactériologiques soient respectées.

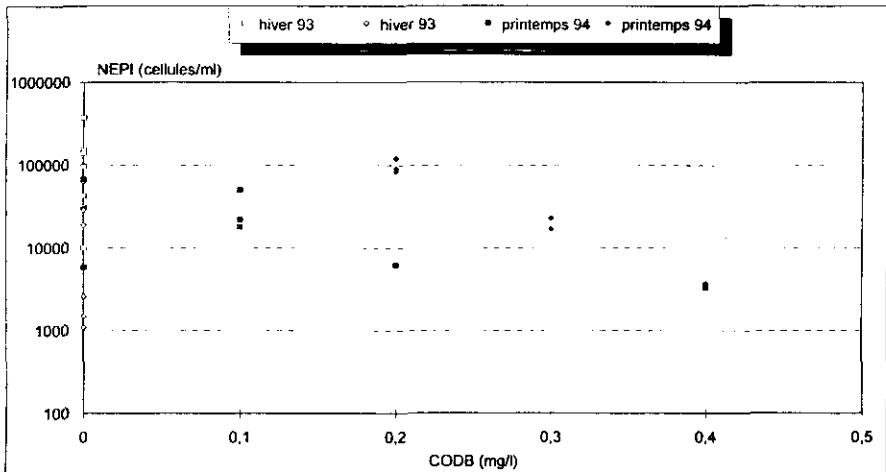


Figure 12 Evolution de la flore totale en fonction du COBD.

Evolution of total bacterial counts as a function of BDOC.

Tout comme de nombreux auteurs (DESJARDINS *et al.*, 1991 ; GIBBS *et al.*, 1993 ; HAUDIDIER *et al.*, 1988 ; LEVI *et al.*, 1992b ; MATHIEU *et al.*, 1992 ; RIZET *et al.*, 1984 ; SERVAIS *et al.*, 1992a et b), nous avons pu remarquer que plus l'eau circule dans le réseau, plus elle se charge en bactéries et s'appauvrit en désinfectant résiduel.

De même, dans certains réseaux pilotes (MATHIEU *et al.*, 1992 ; HAUDIDIER *et al.*, 1988), mais aussi réels (LEVI *et al.*, 1992b ; GIBBS *et al.*, 1993), un plateau, voire une décroissance de la flore en suspension, est visible en bout de réseau.

Comme le note GIBBS *et al.* (1993), ces variations semblent cependant influencées par la saison. Les influences sont nombreuses et parfois en opposition, mais malgré cela, nous avons pu vérifier l'existence d'une relation entre la flore bactérienne en suspension et le résiduel de désinfectant, tel que MATHIEU *et al.* (1992) ont pu le faire. Comme le soulignent certains auteurs (OLSON et NAGY, 1984 ; GOSHKO *et al.*, 1983), cette relation est fragile et sous l'influence de divers facteurs. Ainsi, bien que nos résultats ne soient pas alarmants quant à la flore revivifiable sur gélose après 3 jours d'incubation, une rechloration pourrait s'envisager. Elle serait judicieuse autour de 80 à 100 heures de transit, notamment en entrée des réservoirs R21 et R25, afin de s'affranchir du risque de retrouver des croissances bactériennes élevées sur notre réseau.

Concernant la matière organique biodégradable, un abattement de ce paramètre dès le début du réseau n'a jamais été démontré. Des pics en COBD ont même parfois été obtenus en début de réseau. Tout comme CAPELLIER *et al.* (1992) et MATHIEU *et al.* (1995) (communication personnelle en référence au réseau de Metz), ceux-ci ont été observés dans les premières heures de transit et notamment en périodes chaudes où la fraction biodégradable de la matière organique augmente en proportion. Les mêmes hypothèses, liées à l'élévation de la température, au décrochage du biofilm sous l'effet des variations hydrauliques ont également été évoquées. Contrairement à nous, des résultats issus soit d'une simulation d'évolution du COBD par un modèle mathématique (SERVAIS *et al.*, 1992a), soit

d'un suivi sur site du COA (GIBBS *et al.*, 1993 ; VAN DER KOOIJ, 1992) ont montré une chute de ce nutriment dès le début du réseau. Néanmoins, un seuil en CODB de 0,25 mg C/l en eau traitée a été évoqué par SERVAIS *et al.* (1992b) en dessous duquel aucun abattement significatif de ce paramètre sur le réseau ne pouvait être mesuré. En dessous de ce seuil, la matière organique dissoute ne semble plus accessible aux micro-organismes peuplant le réseau (s'agissant-il de bactéries libres ou de bactéries fixées ?). Rappelons que dans notre cas, les valeurs de CODB en eau traitée n'ont jamais excédé 0,3 mg C/l, cependant suite aux pics atteignant jusqu'à 0,7 mg C/l en CODB, une chute de ce paramètre était visible. Celle-ci est probablement due à sa consommation soit par les bactéries circulantes, soit plutôt par celles du biofilm plus nombreuses et plus efficaces, car à l'abri de l'agression du résiduel de désinfectant. Cette hypothèse est d'autant plus vraisemblable qu'aucune relation entre le CODB et la flore en suspension n'a pu être mise en évidence sur notre réseau. Cela n'a pas été le cas pour certains auteurs, aussi bien pour le CODB (SERVAIS *et al.*, 1992a) que pour le COA (LE CHEVALLIER *et al.*, 1991 ; RICE *et al.*, 1991 ; VAN DER KOOIJ, 1992). Ceux-ci ont même proposé des valeurs-seuils dans l'eau traitée en CODB (0,10-0,16 mg/l) (SERVAIS *et al.*, 1992a) ou en COA (10-50 µg/l) (VAN DER KOOIJ, 1992 ; LE CHEVALLIER *et al.*, 1991) afin de limiter le risque de recroissance bactérienne sur les réseaux.

Il est important de noter que la valeur limite en CODB est proche de la précision de sa méthode de mesure. Les valeurs obtenues autour de ce seuil sont sans réelle signification quant à une augmentation ou une baisse de ce paramètre. Autrement dit, à CODB élevé en eau traitée, la variation est détectable et peut s'interpréter. Par contre, à valeur faible (soit autour du seuil cité plus haut) la variation non significative pourrait quand même influencer une croissance bactérienne, le carbone organique de l'eau n'étant pas limitant quant à la croissance bactérienne. Vraisemblablement, d'après nos résultats, cette croissance concernerait plus les micro-organismes du biofilm que la flore en suspension.

Contrairement à certains auteurs (VAN DER KOOIJ, 1992 ; VOLK *et al.*, 1992), notre étude, loin d'être exhaustive, tend à montrer que la matière organique biodégradable n'est pas le meilleur indicateur du risque de croissance des bactéries en suspension, dans le cas de notre réseau et pour les périodes étudiées. La faible teneur en CODB de l'eau traitée due à l'efficacité de la filtration sur CAG sur l'usine semble sans influence sur les croissances de la flore libre. Ce nutriment reste certainement déterminant dans le cas de réseau distribuant une eau mal débarrassée de ce nutriment, tel qu'on a pu le constater sur deux autres réseaux où la filière de traitement comporte des étapes d'ozonation sans filtration sur CAG. Néanmoins, pour le réseau de Kerne-Uhel, le contrôle de ce paramètre ne permet pas de juger à lui seul de l'évolution de la stabilité biologique de l'eau distribuée. En plus du carbone, d'autres facteurs nutritionnels comme l'azote et probablement surtout le phosphore (HAAS *et al.*, 1988) pourraient être limitants quant au développement des bactéries de l'eau.

Par ailleurs d'autres éléments restent à considérer et à contrôler :

- la disparition du désinfectant résiduel ;
- l'évolution de la qualité de l'eau traitée donc de l'eau brute et de son traitement sous l'influence des saisons ;
- la structure du réseau (présence de réservoirs ouverts, nature et longueur des conduites, temps de transit importants), son entretien et son hydraulique (alimentation séquencée sous pression et gravitaire, variations brutales de vitesse) ;
- et surtout l'évolution du biofilm.

Leur rôle sur cette stabilité biologique de l'eau distribuée n'est plus à démontrer ni à négliger. Sur ces derniers points, des investigations doivent se poursuivre pour définir les contraintes physico-chimiques, hydrauliques et biologiques à respecter pour le maintien d'un réseau biologiquement stable.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient les personnes ayant participé de près ou de loin au bon déroulement de cette étude, en l'occurrence le personnel de l'usine de traitement ainsi que les techniciens et stagiaires du Laboratoire Central de la SAUR.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR (1984) – T90 402. Essais des eaux. « Dénombrement des micro-organismes revivifiables. Comptage des colonies obtenues à 20 °C (méthode par incorporation en gélose) ». Eaux. Méthodes d'essai. AFNOR, Paris.
- AFNOR (1985) – T90 102. Essais des eaux. « Guide pour la détermination du carbone organique total (COT) ». Eaux. Méthodes d'essai. AFNOR, Paris.
- ALASRI A., MOAL J.-F., ROQUES C., MICHEL G., CABASSUD C., APTEL P., 1992. « Désinfection d'un biofilm mixte : efficacité comparée du chlore, du formol, de l'acide péracétique, du peroxyde d'hydrogène et de l'association acide péracétique/péroxyde d'hydrogène ». *Sci. Tech. Eau*, 25, 4, 461-467.
- BLOCK J.C., 1992. « Biofilms in drinking water distribution systems ». In : *Biofilms Science and Technology*. Bott T.R., Melo L., Fletcher M., Capdeville B. (Edit), Kluwer Publishers (Dordrecht).
- BLOCK J.C., HAUDIDIER K., PAQUIN J.L., MIAZGA J., LEVI Y., 1993. « Biofilm accumulation in drinking water distribution systems ». *Biofouling*, 6, 333-343.
- CAMPER A.K., Mc FETERS G.A., CHARACKLIS W.G., JONES W.L., 1991. « Growth kinetics of coliform bacteria under conditions relevant to drinking water distribution systems ». *Appl. Env. Microbiol.*; 57, 8, 2233-2239.
- CAPELLIER M., PICOCHÉ L., DEGUIN A., 1992. « Devenir du COBD dans les réseaux de distribution. Etude de 2 cas ». *Rev. Sci. Eau*. 5 (n° spécial), 51-67.
- DESJARDINS R., LAVOIE J., LAFRANCE P., PREVOST M., 1991. « Comparaison de l'évolution de la qualité de l'eau dans deux réseaux de distribution ». *Sci. Tech. Eau*, Vol. 24 N° 4, 321-331.
- GIBBS R.A., SCUTT J.E., CROLL T., 1993. « Assimilable Organic Carbon concentrations and bacterial numbers in a water distribution system ». *Wat. Sci. Tech.*, 27, 3-4, 159-166.
- GOSHKO M.A., MINNIGH H.A., PIPES W.O., CHRISTIAN R.R., 1983. « Relationships between standard plate counts and other parameters in water distribution systems ». *JAWWA*, 75, 11, 568-571.
- HAAS C.N., BITTER P., SCHEFF P.A., 1988. « Preliminary determination of limiting nutrients for standard plate count organisms in Chicago intake water ». *Wat. Air Soil Poll.*, 37, 65-72.
- HAUDIDIER K., PAQUIN J.L., FRANCAIS T., HARTEMANN P., GRAPIN G., COLIN F., JOURDAIN M.J., BLOCK J.C., CHERON J., PASCAL O., LEVI Y., MIAZGA J., 1988. « Biofilm growth in a drinking water network : a preliminary industrial pilot-plant experiment ». *Wat. Sci. Tech.*, 20, 11-12, 109-115.

- JORET J.C., LEVI Y., 1986. « Méthode rapide d'évaluation du carbone éliminable des eaux par voie biologique ». *Trib. Cebe-deau*, 510, 39, 3-9.
- KAPLAN L.A., BOTT T.L., REASONER D.J., 1993. « Evaluation and simplification of the Assimilable Organic Carbon nutrient bioassay for bacterial growth in drinking water ». *Appl. Env. Microbiol.*, 59, 5, 1532-1539.
- KEMMY F.A., FRY J.C., BREACH R.A., 1989. « Development and operational implementation of a modified and simplified method for determination of Assimilable Organic Carbon (AOC) in drinking water ». *Wat. Sci. Tech.*, 21, 3, 155-159.
- KERNEIS A., BLAUDIN DE THE C., PHILIP-POTEAUX H., DEGUIN A., FEINBERG M., 1993. « Application d'une méthode de traçage à la validation d'un algorithme de calcul de temps de séjour de l'eau dans un réseau de distribution ». *TSM*, 5 Mai, 237-240.
- KERNEIS A., 1994. « Le contrôle de la qualité de l'eau potable : méthodes de qualification des réseaux de distribution ». Thèse INA.PG, 200 pages.
- LE CHEVALLIER M.W., CAWTHON C.D., LEE R.G., 1988. « Factors promoting survival of bacteria in chlorinated water supplies ». *Appl. Env. Microbiol.*, 54, 3, 649-654.
- LE CHEVALLIER M.W., 1990. « Coliform regrowth in drinking water: a review ». *JAWWA*, 82, 11, 74-86.
- LE CHEVALLIER M.W., SCHULZ W., LEE R.G., 1991. « Bacterial nutrients in drinking water ». *Appl. Env. Microbiol.*, 57, 3, 857-862.
- LE CHEVALLIER M.W., SHAW N.E., KAPLAN L.A., 1993. « Development of a rapid Assimilable Organic Carbon method for water ». *Appl. Env. Microbiol.*, 59, 5, 1526-1531.
- LEVI Y., 1992a. « Distribuer une eau non chlorée : le défi de la qualité ». *Sci. Tech. Eau*, 26, 3, 251-255.
- LEVI Y., RANDON G., DENOJEAN C., PAGLIARDINI A., VAJENTE G., CHAMPSAUR H., 1992b. « Etude d'un réseau à très faible teneur en matière organique biodégradable : le réseau de la ville de Nice ». *Rev. Sci. Eau*, 5 (n° spécial), 225-243.
- LUCENA F., FRIAS J., RIBAS F., 1990. « A new dynamic approach to the determination of Biodegradable Dissolved Organic Carbon in water ». *Env. Technol.*, 12, 343-347.
- MATHIEU L., PAQUIN J.L., BLOCK J.C., RANDON G., MAILLARD J., 1992. « Paramètres gouvernant la prolifération bactérienne dans les réseaux de distribution ». *Rev. Sci. Eau*, 5 (n° spécial), 91-112.
- MATHIEU L., BLOCK J.C., PREVOST M., MAUL A., De BISCHOP R., 1995. « Biological stability of drinking-water in the city of Metz distribution system ». *J. Water SRT Aqua*, 44, 5, 230-239.
- NEDEN D.G., JONES R.J., SMITH J.R., KIRMEYER G.J., FOUST G.W., 1992. « Comparing chlorination and chloramination for controlling bacterial regrowth ». *JAWWA*, 84, 7, 80-88.
- OLSON B.H., NAGY L.A., 1984. « Microbiology of potable water ». *In: Advances in Applied Microbiology*, 30, 73-131.
- OLSON B.H., WOLFE R.L., STEWART M.H., McCOY W.C., 1985. « Distribution system microbiology: disinfection resistance, disinfection interference and sample variability ». *J. Fr. Hyd.*, 16, 3, 252-268.
- PORTER K.G., FEIG Y.E., 1980. « The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora ». *Limnol. Oceanogr.*, 25, 5, 943-948.
- RICE E.W., SCARPINO P.V., REASONER D.J., LOGSDON G.S., WILD D.K. (1991). « Correlation of coliform growth response with other water quality parameters ». *JAWWA*, 83, 7, 98-102.
- RIZET M., BLANC J., COGNET M., DERONS M., DORIZON N., FILIPPI G., 1984. « Qualité de l'eau dans les systèmes de distribution et son évolution biologique et chimique ». *J. Fr. Hyd.*, 15, 3, 207-221.
- SERVAIS P., BILLEN G., HASCOET M.C., 1987. « Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters ». *Wat. Res.*, 21, 4, 445-450.
- SERVAIS P., BILLEN G., LAURENT P., LEVI Y., RANDON G., 1992a. « Studies of BDOC and bacterial dynamics in the drinking water distribution system of the northern Parisian suburbs ». *Rev. Sci. Eau*, 5 (n° spécial), 69-89.

- SERVAIS P., LAURENT P., BILLEN G., LEVI Y., 1992b. « Etude de la colonisation bactérienne des réseaux de distribution ». *TSM*, 6, 321-326.
- VAN DER KOOIJ D., VISSER A., HIJNEN W.A.M., 1982. « Determining the concentration of easily Assimilable Organic Carbon in drinking water ». *JAWWA*, 74, 10, 540-545.
- VAN DER KOOIJ D., HIJNEN W.A.M., KRUI-THOF J.C., 1989. « The effects 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 KOOIJ D., 1992. « Assimilable Organic Carbon as an indicator of bacterial regrowth ». *JAWWA*; 84, 2, 57-65.
- VOLK C., RENNER C., JORET J.C., 1992. « La mesure du COBD : un index du potentiel de reviviscence bactérienne des eaux ». *Rev. Sci. Eau.*, 5 (n° spécial), 189-205.