

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

BADJI MOKHTAR-ANNABA UNIVERSITY
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR-ANNABA



جامعة باجي مختار - عنابة

Faculté des Sciences de l'Ingéniorat
Département d'Hydraulique

Année : 2019/2020

THESE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de *Doctorat en sciences*

*Dégradation de la qualité d'eau potable dans les réseaux de
distribution/ Cas de la ville de Souk-Ahras.*

Spécialité : Hydraulique

Par

Bensoltane Mohamed Amine

Devant le Jury

Président :	AMARCHI Hocine	PROF.	Université Badji Mokhtar, Annaba.
Rapporteur :	ZEGHADNIA Lotfi	M.C.A.	Université Mohamed Cherif Messaâdia, Souk-Ahras.
Co-rapporteur :	DJEMILI Lakhdar	PROF.	Université Badji Mokhtar, Annaba.
Examineurs :	HEDDAM Salim	PROF.	Université 20 Août 1955, Skikda.
	ZENATI Noureddine	M.C.A.	Université Mohamed Cherif Messaâdia, Souk-Ahras.
	LAOUACHERIA Fares	M.C.A.	Université Badji Mokhtar, Annaba.

شكر و تقدير

الحمد لله الذي علم بالقلم, علم الإنسان ما لم يعلم, الحمد لله المنان, الملك القدوس السلام, مدبر الليالي والأيام, مصرف الشهور والأعوام, قدر الأمور فأجراها على أحسن نظام, ما شاء الله كان وما لم يشأ لم يكن, الحمد لله على ما أنعم به علي من فضله الخير الكثير والعلم الوفير وأعانني على إنجاز هذا العمل الذي احتسبه عبادة من العبادات جعلها الله خالصة لوجهه الكريم. وبعد حمد الله تعالى وشكره على إنهائي لهذه الرسالة أتقدم بخالص الشكر وعظيم الإمتنان لأستاذي الفاضل د. لطفى زغادنية والأستاذ الدكتور لخضر جميل على ما قدموه لي من علم و إرشاد مستمر نافع وعطاء متميز وعلى ما بذلوه من جهد متواصل ونصح وتوجيه من بداية مرحلة البحث حتى إتمام هذه الرسالة, ومهما كتبت من عبارات وجمل فإن كلمات الشكر تظل عاجزة عن إيفاء حقهما, فجزاهما الله عني خير الجزاء وجعل ذلك في موازين حسناتهما.

كما أتقدم بأسمى عبارات الشكر و التقدير إلى والدتي العزيزة التي غرست في حب العلم من الصغر, وقدمت لي كل غالي ونفيس, وكان لها الفضل بعد الله فيما وصلت إليه الآن فلا أملك إلا الدعاء لها بطول العمر وحسن العمل وبلوغ الجنان, ورحم الله والدي الكريم وأسكنه فسيح جنانه وجعل أجر من إستفاد منها في ميزان حسناته.

ويسرني أن أتقدم بالشكر الجزيل لجنة المناقشة على قبولهم تقييم هذا العمل المتواضع بدءا برئيس اللجنة الأستاذ الدكتور عمارشى حسين من جامعة عنابة و الأستاذ الدكتور سليم هدام من جامعة سكيكدة, كذلك الدكتور زناتي نورالدين من جامعة سوق أهراس و الدكتور فارس العواشرية من جامعة عنابة.

وأشكر الدكتور دايري صبرى من جامعة سوق أهراس على مجهوداته المعتبرة في إخراج هذا العمل و كل من قدم لي نصيحة ولكل من مد لي يد العون, أو أسدى لي معروف إسهامه صغيرة أو كبيرة في إنجاز هذا العمل فله مني خالص الشكر والتقدير و صلى الله و سلم على نبينا محمد وعلى آله وصحبه أجمعين.

الملخص

أنظمة مياه الشرب ضرورية لجميع المجتمعات الحديثة. تتعرض هذه البنى التحتية لعدد من المخاطر ، لا سيما فيما يتعلق بالعوامل المادية والتكنولوجية غير المتوقعة. ينبغي اعتبار هذه النظم من العوامل الرئيسية للتنمية الاجتماعية والاقتصادية، وينبغي أن تكون مجال للبحث و التطوير في الحاضر والمستقبل. في أنظمة توزيع المياه ، يتدفق الماء عبر أنظمة معقدة من الانابيب و اللواحق حيث تتأثر نوعيته و تتغير من خلال سلسلة من العمليات الفيزيائية والكيميائية والبيولوجية أثناء جريانها.

من أجل المحافظة على نوعية المياه والوقاية من الأمراض، معالجة المياه و صيانة طرق نقلها هي إجراءات ضرورية.

كذلك يجب ضمان الحد الأدنى من مادة الكلور المطهر المتبقي من أجل حماية جودة المياه في نظام التوزيع. الكلور هو مادة مهمة جدا تستخدم في محطات معالجة المياه. يتميز الكلور المتبقي بأنه قادر على منع نمو الكائنات الحية الدقيقة في جميع أنحاء الشبكة مما يجعل منه الأفضل من بين باقي المطهرات.

في هذه الأطروحة ، تم إقتراح طريقة فعالة للحفاظ على النوعية الجيدة لمياه الشرب تقوم على النمذجة من أجل التنبؤ بتراكيز الكلور المتبقي في شبكة التوزيع. تم تطبيق الدراسة في البداية على جزء من شبكة التوزيع في مدينة سوق أهراس ، تسمى المنطقة "فوبور"، و هي جزء من شبكة التوزيع الرئيسية لمدينة سوق أهراس و المتميز بكثرة نهايات شبكة التوزيع بالمياه، و أستخدم في ذلك برنامج

.EPANET

أما المنهجية المتبعة فهي تعتمد على مرحلتين: (1) ضبط البرنامج على مستوى الهيدروليكي و كذلك النوعية من أجل وضع إستراتيجيات تهدف إلى ضمان تركيزات كافية من الكلور المتبقي عند نهاية الشبكات. أعتمدت في ذلك معطيات مأخوذة من الميدان و دراسات توزيع المياه لتحديد خصائص عمل الشبكة من وقت المكوث وتغير نوعية المياه، وتم الحصول على نموذج له قدرات كافية على التكهّن و الاستنباط.

في خطوة أخرى ، للحصول على معلومات متقدمة ، تم تحليل جميع البيانات التي تم الحصول عليها لمعاينة نوعية مياه الشرب في مدينة سوق أهراس بكاملها بواسطة طريقة التحليل العاملي (PCA). تم خلال الدراسة استخدام 14 قيمة فيزيائية كيميائية لتوصيف نوعية مياه الشرب في مدينة سوق أهراس. تم استبدال بيانات 14 معلمة فيزيائية كيميائية أصلية بستة مكونات رئيسية تشرح 65.33% تقريبًا من تغير البيانات. مشكلتين رئيسيتين تم إستنتاجهما: دلائل قوية لوجود جراثيم ضارة و كذلك ,ربما عطل بعض المعدات في مراكز المعالجة والتوزيع.

هذه التقنيات مفيدة للحصول على رؤية كاملة لجودة المياه و تحليل مجموعات البيانات الكبيرة.

كلمات مفتاحيه : نوعية ماء الشروب ، الكلور المتبقي، EPANET، التحليل العاملي

Résumé

Les systèmes d'eau potable sont essentiels pour toutes les sociétés modernes dont les infrastructures sont exposées à un certain nombre de risques, notamment liés à des facteurs matériels et technologiques inattendus. Ces systèmes d'eau devraient être considérés comme des facteurs clés du développement social et économique, et leur vulnérabilité devrait être une question du présent et du futur. Dans les réseaux de distribution d'eau, l'eau s'écoule à travers un système de canalisations complexes où sa qualité est modifiée par une série de processus physique, chimique et biologique afin de contrôler la qualité de l'eau, de prévenir les maladies, de pratiquer des habitudes hygiéniques et d'assurer une désinfection convenable lors de son transport.

Un niveau minimum de désinfectant résiduel doit être assuré afin de protéger la qualité de l'eau dans le réseau de distribution. Le chlore est une substance très importante couramment utilisée dans les stations de traitement de l'eau avec une capacité de désinfection qui empêche la croissance des micro-organismes à travers le réseau, ce qui le rend le meilleur désinfectant.

Dans cette thèse, une approche basée sur la modélisation de la qualité de l'eau est proposée pour prédire les concentrations du chlore résiduel dans le réseau de distribution. L'étude a été appliquée au départ sur une partie du réseau de distribution de la ville de Souk-Ahras un quartier qui s'appelle "Faubourg".

Le quartier Faubourg qui comprend plusieurs extrémités, est approvisionné en eau à partir du réservoir Faubourg. Le modèle a été développé à l'aide du logiciel EPANET.

La méthodologie adoptée comprend deux étapes principales, le calage du modèle hydraulique et du modèle de qualité ainsi que le développement des stratégies hydrauliques dans le but d'assurer des concentrations du chlore résiduel suffisantes au bout de réseau. Le calage du modèle à travers la caractérisation des propriétés de l'écoulement dans le réseau tels que le temps de séjour et la variabilité de la qualité de l'eau a permis d'obtenir un modèle dont les capacités prédictives sont jugées satisfaisantes. Les concentrations du chlore résiduel sont améliorées à travers le réseau, notamment aux extrémités des points d'utilisation.

Dans une autre étape, pour obtenir des informations avancées, l'ensemble des données obtenues pour le suivi de la qualité de l'eau potable de la ville de Souk-Ahras a été analysé par la méthode de l'analyse en composantes principales (ACP). Au cours de l'étude, 14 paramètres sont utilisés

pour la caractérisation de la qualité de l'eau potable dans la ville de Souk-Ahras. Les données de 14 paramètres physico-chimiques originaux sont remplacées par 6 composantes principales expliquant environ 65,33% de la variabilité des données. L'étude met en évidence deux problèmes principaux, les signes forts de la présence des germes nocifs et probablement le dysfonctionnement d'une partie des équipements ou des installations de distribution.

Mots clés : qualité de l'eau potable, Chlore résiduel, EPANET, Souk-Ahras, calage, ACP.

Abstract

Drinking water systems are essential for all modern societies. These infrastructures are exposed to a certain number of risks, notably related to unexpected material and technological factors. These systems should be considered as key factors for social and economic development, and their vulnerability should be an issue of present and future. In water distribution systems, water flows through a complex pipes system where its quality is modified by a series of physical, chemical and biological processes.

In order to control water quality and prevention against diseases the practice of hygienic habits, treatment and transport of water includes its disinfection are compulsory duties actions.

A minimum level of residual disinfectant must be ensured in order to protect the quality of the water in the distribution system. Chlorine is a very important substance commonly used in water treatment plants. A characteristic of residual chlorine and its potential for disinfection, which prevents the growth of microorganisms throughout the network, make it the best disinfectant.

In this thesis, an approach based on quality modeling is proposed to predict residual chlorine concentrations in the distribution network. The study was applied firstly on a part of the main distribution network of Souk-Ahras city called "Faubourg" and assessing its water quality.

The Faubourg neighborhood, which includes several ends points of use, is supplied with water from the Faubourg reservoir. The model was developed using EPANET software.

Adopted methodology comprises of two principal stages, the calibration of the model on the hydraulics part and quality as well as the development of hydraulic strategies with an aim of ensuring of the sufficient residual chlorine concentrations in the end of network. The new data draw from the studies on the distribution of water, the residence times and the variability of the quality of water in the network made it possible to obtain a model whose predictive capacities are considered to be satisfactory. The residual chlorine concentrations are improved through the network, especially at the ends points of use.

In other stage, to obtain advanced information, the data set obtained for the sake of drinking water quality monitoring for Souk Ahras city was analyzed by the Principal component analysis (PCA) method. During the course of study 14 parameters were used for the characterization of the quality of drinking water in Souk Ahras city, these parameters were reduced the data dimensionality from 14 original physico-chemical parameters to 6 principal components

explaining about 65.33 % of the data variability. The PCA method was found to be suitable for reducing the water quality parameters and the determination of relationships among them. The study highlights two main problems, the strong signs of the presence of harmful germs and probably malfunctions in part of the equipment of the processing and distribution facilities.

Key words: Drinking water quality, residual chlorine, EPANET, calibration, PCA.

Sommaire

Résumé (langue Arabe)	i
Résumé	iii
Abstract.....	v
Sommaire	vii
Liste des figures.....	xii
Liste des tableaux	xv
Acronyme.....	xvii
Introduction générale	1
Chapitre 1 : Vue rétrospective sur la qualité de l'eau et les maladies à transmission hydrique	5
1.1. Introduction	5
1.2. Conséquences de la contamination de l'eau.....	5
1.3. Réglementation applicable	9
1.4. Caractéristiques d'une eau potable	10
1.4.1. Caractéristiques microbiologique	10
1.4.2. Caractéristiques physico chimique	11
1.4.2.1. Les nitrates.....	11
1.4.2.2. Les pesticides.....	12
1.4.2.3. L'aluminium	13
1.4.2.4. La dureté.....	14
1.4.2.5. L'arsenic.....	15
1.4.2.6. La radioactivité	15
1.5. Maladies infectieuses d'origine hydrique.....	16
1.6. Micro-organismes pathogènes impliqués	18
1.6.1. Transmission et contrôle	19
1.6.2. Niveau endémique des maladies associées à l'eau du robinet et indicateurs de qualité...	19

3.2. Facteurs à l'origine de la dégradation de la qualité de l'eau dans les réseaux	60
3.2.1. Les phénomènes biologiques.....	60
3.2.1.1. Origine des microorganismes.....	60
3.2.1.2. Formation du biofilm et caractéristiques	61
3.2.1.3. Les principaux organismes susceptibles d'être présents dans les réseaux	62
3.2.1.4. Facteurs jouant un rôle dans la reviviscence.....	63
3.2.1.5. Mesures de la reviviscence bactérienne	64
3.2.1.6. Conséquences d'un accroissement du biofilm et contrôle de son évolution	65
3.2.1.7. Evolution de la qualité de l'eau le long d'un système de distribution d'eau potable.....	66
3.2.2. Facteurs physicochimiques influençant la dégradation de la qualité de l'eau	66
3.2.2.1. Ph et minéralisation	66
3.2.2.2. Température.....	67
3.2.2.3. Oxygène dissous.....	67
3.2.2.4. Turbidité.....	67
3.2.2.5. Ammonium.....	68
3.2.2.6. Matières organiques.....	68
3.2.2.7. Désinfectant résiduel.....	69
3.2.2.8. Les facteurs organoleptiques: indicateurs de qualité.....	69
3.2.3. Facteurs de dégradation liés à la conception ou à la gestion du réseau	71
3.2.3.1. L'hydraulique du réseau.....	71
3.2.3.2. Influence du choix des matériaux	71
3.2.4. Origine des altérations de la qualité de l'eau potable	73
3.3. Consignes et procédures pour limiter le risque de contamination et de dégradation de la qualité.....	73
3.3.1. La qualité de l'eau produite	73
3.3.2. Traitements de désinfection.....	73
3.3.3. Réduction des éléments nutritifs.....	76
3.3.3.1. Ozone-CAG et double filtration Sable – CAG.....	76
3.3.3.2. Membranes de filtration	77
3.4. Principales caractéristiques du réseau de distribution de la ville de Souk Ahras	77
3.4.1. Le réseau.....	77
3.4.1.1 Les Vannes	80
3.4.1.2. Les poteaux incendient.....	81

3.4.1.3. Les ventouses	82
3.4.1.4. Les regards	83
3.4.1.5. Les branchements.....	83
3.4.2. Les principales causes de la dégradation de la qualité d'eau potable dans les réseaux de distribution	84
3.4.3. Influence des types de matériaux sur la qualité d'eau potable (ville de S/Ahras).....	84
3.4.4. Caractérisation de la qualité des eaux potables dans la ville de Souk- Ahras.....	85
3.4.4.1. Présentation de Réservoir Faubourg	86
3.4.4.2. Secteur « Faubourg »	88
3.4.4.3. Campagne de mesures.....	89
3.4.4.4. Méthodologie de la campagne de mesures.....	90
3.4.4.5. Contraintes de mise en œuvre	91
3.4.4.6. Interprétation des résultats	92
3.5. Conclusion.....	96
Chapitre 4 : Démarche méthodologique pour le renforcement de la concentration du chlore résiduel libre aux extrémités du réseau d'AEP.....	97
4.1. Introduction	97
4.2. Zone d'étude	99
4.3. Renforcement du chlore résiduel	99
4.3.1 Dégradation du chlore résiduel libre	100
4.4. Modélisation et Construction de modèle numérique secteur Faubourg.....	102
4.4.1. Protocole de mesure	103
4.4.2. Saisie des données du réseau	104
4.4.3. Variation journalière de la consommation	105
4.4.4. Calage hydraulique du modèle	107
4.4.4.1. Principe du calage.....	107
4.4.4.2. Paramètres de calage.....	108
4.4.4.3. Calage sur les débits	110
4.4.4.3.1. Modification de la courbe de consommation	110
4.4.4.3.2. Les pertes.....	111
4.4.5. Résultats et discussion.....	113
4.4.5.1. Modèle de décomposition du chlore.....	113

4.4.5.2. Calibrage et validation du modèle de chlore	114
4.4.5.3. Désintégration du chlore à la fin du travail au filet	116
4.5. Conclusions	117
Chapitre 5 : L'analyse factorielle en composantes principales de la qualité de l'eau distribuée	118
5.1. Introduction	118
5.2. Matériels et méthodes	119
5.2.1. Collecte et analyse des données sur la qualité de l'eau	119
5.2.2. L'Analyse factorielle	119
5.2.3. Analyse par composante principale (ACP)	120
5.2.4. L'analyse factorielle des principaux axes	121
5.2.5. Analyse de cluster	122
5.2.6. Outils D'analyse	122
5.2.7. Sélection des variables	122
5.2.8. Déterminant de la matrice de corrélation	123
5.2.9. Test de sphéricité de Bartlett	123
5.2.10. Kaiser-Meyer-Olkin	123
5.2.11. Coude de Cattell	123
5.2.12. Normes de la qualité de l'eau	124
5.3. Résultats et discussions.....	125
5.3.1. Outputs de l'analyse factorielle en composante principale	127
5.4. Conclusion.....	133
Conclusion générale.....	134
Bibliographie	136
Annexes	145

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Carte de la wilaya de Souk-Ahras ; Source : (PDAU 2007).....	27
Figure 2.2. Carte des communes gérées par l’ADE Souk-Ahras (Source : ADE, 2019)	28
Figure 2.3. Organigramme de l’Unité ADE de Souk-Ahras (source : ADE, 2019).....	29
Figure 2.4. Organigramme du centre ADE de Souk-Ahras (source : ADE, 2019).....	29
Figure 2.5. Les ressources d’alimentation de la ville de SOUK AHRAS	30
Figure 2.6 : Plan synthétique des conduites d’adduction	35
Figure 2.7 : Schéma synoptique des réservoirs de la ville de Souk-Ahras (Source : ADE, 2019).....	38
Figure 2.8. Evolution du nombre d’abonnés de la ville de Souk-Ahras.....	39
Figure 2.9 : Volumes produit, distribué et facturé pour la commune de Souk-Ahras des années 2010 - 2018.....	40
Figure 2.10 : Les fuites dans le réseau d’adduction	40
Figure 2.11 : Les fuites dans le réseau de distribution	41
Figure 2.12 : Les fuites dans les branchements.....	41
Figure 2.13 : Les rendements du secteur de Souk-Ahras.	43
Figure 2.14 : La sectorisation du réseau de distribution de la ville de Souk-Ahras.....	44
Figure 2.15 : Plan de sectorisation du secteur clair soleil.....	45
Figure 2.16 : Plan de sectorisation du secteur SNIC	46
Figure 2.17 : Plan de sectorisation du secteur Snic-Akli.....	47
Figure 2.18 : Plan de sectorisation du secteur Akli.....	48
Figure 2.19. Plan de sectorisation du secteur Hôpital régional.	49
Figure 2.20 : Plan de sectorisation du secteur Faubourg.....	50

Figure 2.21 : Plan de sectorisation du secteur 26 Avril.....	51
Figure 2.22 : Plan de sectorisation du secteur Mezghiche1	52
Figure 2.23 : Plan de sectorisation du secteur Mezghiche 2.....	53
Figure 2.24 : Plan de sectorisation du secteur Bendada 1 et 2.....	54
Figure 2.25 : Plan de sectorisation du secteur St PK108-Clair soleil.....	55
Figure 2.26 : Plan de sectorisation du secteur Université.....	56
Figure 4.1 : Vue d'ensemble du réseau de distribution d'eau de la cité de Faubourg /Souk Ahras, Algéri.....	103
Figure 4.2 Ossature du réseau d'AEP-Faubourg sur EPANET	104
Figure 4.3 : Profil de consommation domestique	106
Figure 4.4 : Variabilité trimestrielle de la consommation journalière (ADE, 2018).....	107
Figure 4.5 : Positionnement des points de mesure de pression, débit, chlore.....	108
Figure 4.6 : Débit mesuré à la sortie du réservoir de Faubourg.....	109
Figure 4.7 : Profil de la consommation administrative.	110
Figure 4.8 : Profil de la perte moyenne journalière.....	111
Figure 4.9 : Présentation des mesures Faubourg.....	112
Figure 4.10 : Comparaison entre les débits simulés et enregistrés	113
Figure 4.11 : Comparaison entre valeurs simulées et enregistrées des pressions	113
Figure 4.12 : Comparaison entre les concentrations de chlore simulées et enregistrées ;(a) au réservoir d'eau, (b) au centre du réseau, (c) au robinet du client.	115
Figure 4.13 : Concentration du chlore résiduel aux extrémités du réseau à différentes doses; (a) dose = 0,7 mg.dm-3;(b) dose = 1 mg.dm-3	117
Figure 5.1 : Tracé d'effondrement.....	131

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 : Statistique de certaines maladies à transmission hydrique (Koliai, 2000)	6
Tableau 1.2 : Situation épidémiologique à Oran durant la période 1994-2004. (Benayada, 2005)	7
Tableau 1.3 : Nombre de cas de pollution bactériologique liée à l'eau (DSW, 2008).	8
Tableau 2.1 : Les communes gérées par l'Unité de Souk-Ahras	28
Tableau 2.2 : Caractéristiques du système d'adduction en eau potable vers la ville de Souk-Ahras (ADE, 2019)	34
Tableau 2.3 : Liste des réservoirs de la ville de Souk-Ahras.....	35
Tableau 3.1 : Statistiques de certaines maladies à transmission hydrique (Koliai, 2000).....	59
Tableau 3.2 : Situation épidémiologique en Algérie durant la période 1983 -1992 (Bensoltane A,2010).....	59
Tableau 3.3 : Problèmes organoleptique et d'origines physico-chimiques (FNDAE n°22).....	70
Tableau 3.4 : Indicateurs de la qualité de l'eau avant et après la désinfection finale à Lake Water Works, Amsterdam (valeurs moyennes) (Schellart, 1986).....	76
Tableau 3.5 : Techniques de désinfection utilisables efficacité et caractéristiques (FNDAE n°22).....	77
Tableau 3.6 : Réseau de distribution de Souk Ahras (ADE, 2018).....	77
Tableau 3.7 : Répartition des longueurs des conduites en fonction de leur diamètre (ADE, 2018).....	79
Tableau 3.8 : Répartition des Vannes en fonction de leur diamètre (ADE, 2018)	80
Tableau 3.9 : Répartition des poteaux d'incendie (ADE, 2018).....	82
Tableau 3.10 : Répartition des Vannes (ADE, 2018).....	82
Tableau 3.11 : Indicateurs de distribution - secteur Faubourg (ADE, 2018).....	92
Tableau 3.12 : Nombre de cas de pollution bactériologique liée à l'eau (DSW, 2018)	95

Tableau 4.1 : Dotations domestiques fonction de la Typo-morphologie de l’habitat (ADE, 2018).....	105
Tableau 4.2 : Statistiques d'étalonnage pour le débit	112
Tableau 5.1 : Normes physico-chimiques des eaux Potables (OMS, 1994 ; Boeglin, 1998 ; JORA, 2011).....	124
Tableau. 5.2. Statistiques sommaires des échantillons d'eau potable.....	125
Tableau. 5.2. Statistiques sommaires des échantillons d'eau potable (la suite)	125
Tableau 5.3 : Matrice de corrélation.....	128
Tableau 5.3 : Matrice de corrélation (La suite).....	128
Tableau 5.4 : Indice KMO et test de Bartlett.....	129
Tableau 5.5 : Qualité de la représentation	129
Tableau. 5.6. Poids des composantes principales.....	130
Tableau 5.7 : Matrice des composantes après Rotation.....	132

Liste des acronymes

ADE : Algérienne des eaux.

BCEOM : Bureau Central d'Etudes pour les Equipements d'outre Mer.

COA : Carbone Organique Assimilable

CODB : Carbone Organique Bio Dégradable.

COT : Carbone Organique Total

COD : Carbone Organique Dissous

CPV : Conduites en Polychlorure de Vinyle

DSW : Direction de la Santé de la willaya.

EPANET : Environmental Protection Agency NET

MO : Matière Organique

NA : Normes Algérienne.

NOM : Matière Organique Naturelle

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

RN : Réseaux Neuronaux

SIG : Système d'Information Géographique.

SWS : Stoner Workstation Service

UTE : Unité de Traitement des eaux potables.

UV : Ultra Violet.

Introduction Générale

En matière de ressources naturelles, l'eau douce demeure de manière incontestable, l'un des problèmes les plus critiques qui nécessite des interventions urgentes. En effet, il est important de noter que selon les estimations de Benayada (2005), 1.1 milliard de personnes n'ont pas accès à l'eau potable. Plus de cinq millions de personnes meurent chaque année de maladies à transmission hydrique alors que les morts d'une guerre ne représentent que le dixième de cette valeur.

De manière directe ou indirecte, l'eau est devenue la première cause de maladie et mortalité dans le monde. En fait, selon l'organisation mondiale de la santé (Awopetu, 2013), (WHO, 2005), (WHO, 2004) chaque année on compte le constat suivant:

- 30 millions de personnes meurent à cause d'une épidémie ou d'une contagion due à la pollution de l'eau .
- 02 millions de personnes meurent de maladies diarrhéiques.
- 01 million de personnes meurent du paludisme.

Les normes de qualité de l'eau potable décrivent les paramètres de qualité définis pour l'eau potable. Malgré le fait que chaque être humain sur cette planète a besoin d'eau potable pour survivre et que cette eau peut contenir de nombreux composants nocifs, il n'existe pas de normes internationales universellement reconnues et acceptées en matière d'eau potable. (Shmueli et al, 1999).

Même là où des normes existent et sont appliquées, la concentration autorisée des composants individuels peut varier jusqu'à dix fois d'un ensemble de normes à l'autre. Il faut noter, par ailleurs, qu'il existe un lien direct entre l'amélioration de l'hygiène, la fourniture de l'eau potable et la réduction de la morbidité et la mortalité liées aux maladies à transmission hydrique comme cela est présenté dans l'annexe (1).

En Algérie, les maladies à transmission hydrique sont aussi diverses que dangereuses. On peut citer : la fièvre typhoïde, le choléra, les hépatites infectieuses, les dysenteries, la poliomyélite etc.

Au cours de l'année 1986, l'Algérie a connu la plus importante épidémie de choléra dans son histoire récente. Plus de 475 décès ont été enregistrés. La répercussion de cette épidémie est estimée à 01 milliard DA de pertes occasionnées (Benayada, 2005). Le Tableau 1.3 en Annexe (1) fait ressortir l'évolution de la situation épidémiologique de différentes infections à transmission hydrique durant la période 1983-1992 en Algérie. Il est à souligner que ces différentes maladies évoluent généralement d'une façon aléatoire. Cela est dû, sans doute, au mode de vie de la population qui est tributaire en grande partie au mode d'approvisionnement et du stockage de l'eau.

En tenant compte des usages domestiques, industriels et agricoles ; la consommation globale d'eau par an et par habitant est de 100 m³ dans les pays en voie de développement et atteint 1500 m³ aux USA.

Cependant, l'eau dont nous disposons dans la nature n'est souvent pas directement utilisable pour la consommation humaine car elle n'est pas suffisamment pure. Lors de sa circulation dans le sol ou sur la surface de la terre, l'eau se pollue et se charge de matières en suspension ou en solution : particules d'argile, déchet de végétation, organismes vivants (plancton, bactéries, virus ...), sels divers (nitrates, chlorures, sulfates, carbonate de sodium, de calcium, fer,...), matières organiques (acides humiques, fulvènes, pesticides,...), gaz, etc.

Lorsqu'on boit de l'eau du robinet, on imagine difficilement la somme de compétences et de technicités qui ont été nécessaires pour en arriver à un acte aussi simple. Il a fallu tout d'abord assurer la gestion de la ressource en eau aussi bien en terme de quantité que de qualité, puis traiter cette eau afin d'éliminer les substances et les microorganismes susceptibles de présenter un risque pour la santé et, enfin, garantir une qualité parfaite du transport sur des centaines de kilomètres de canalisation, jusqu'au robinet du consommateur. Sensible aux pollutions, l'eau est devenue en quelques années le produit alimentaire le plus surveillé avant d'être distribuée.

L'objectif principal du traitement de l'eau potable est de produire une eau esthétiquement acceptable au niveau des goûts, des odeurs et de la couleur et, surtout, ne présentant aucun risque pour la santé des consommateurs. Le traitement physico-chimique des eaux brutes suivi d'une désinfection efficace constitue le meilleur moyen pour y parvenir (Gouvernement du Québec, 2002). La désinfection de l'eau contribue, en effet, à réduire considérablement les micro-

organismes pathogènes qui sont à l'origine des maladies hydriques telles que la fièvre typhoïde, l'hépatite, le choléra ou la dysenterie bacillaire (Crittenden et al, 2005).

Le chlore est le désinfectant le plus utilisé à travers le monde, se dégrade avec le temps dans la mesure où l'eau réagit avec la matière organique et inorganique lors de son transport dans le réseau de distribution. En particulier, dans les grands réseaux de distribution, la concentration en chlore résiduel peut devenir très faible voire indétectable aux extrémités (Powell et al, 2000; Rodriguez et Sérodes, 2001). Le maintien d'un niveau de chlore résiduel suffisant dans le système de distribution est un moyen efficace pour réduire les risques de contamination microbiologique. Les différentes normes de potabilité fixent un niveau de chlore résiduel libre minimal de 0,3 à 0,5 mg/l chez le consommateur (Powell et al, 2000; Rodriguez et Sérodes, 2001).

Afin d'améliorer la qualité de l'eau potable dans un réseau de distribution, l'élaboration d'un modèle permettant d'estimer les variations spatio-temporelles de la qualité de l'eau en représentant le transport du chlore résiduel, s'avère un outil indispensable. Pour ce faire, un modèle hydraulique doit préalablement être développé. Or, une modélisation hydraulique exige une excellente connaissance de la circulation de l'eau dans le réseau de distribution.

L'objectif de cette étude est d'évaluer des stratégies hydrauliques en réseau de distribution dans le but d'assurer une bonne qualité des eaux distribuées. La particularité de la méthode adoptée est le fait qu'elle se base sur une caractérisation hydraulique du réseau de distribution, une caractérisation de la qualité de l'eau potable à l'aide d'une série d'échantillonnage afin de concevoir et caler un modèle hydraulique et qualitatif de l'eau. Sur la base de ce modèle, des stratégies hydrauliques seront proposées pour améliorer la qualité de l'eau.

Pour notre étude, on a choisi deux logiciels de modélisation mathématique EPANET et SPSS – pour l'approche statistique. Le premier est utilisé pour réaliser une simulation du comportement hydraulique et qualitatif de l'eau sur de longues durées dans les réseaux sous pression. Ce modèle mesure l'évolution d'un produit comme le chlore dans le réseau et d'en mesurer les concentrations à des points précis. Le deuxième est adressé pour analyser les différentes variables de la qualité de l'eau selon une approche multidimensionnelle via la technique de l'ACP.

En fait, cette thèse inclut les parties suivantes:

- Une introduction générale.

- Le premier chapitre présente une vue rétrospective sur la problématique de la qualité de l'eau et les maladies à transmission hydrique en rapportant des explications sur les différents facteurs et causes qui influencent la qualité d'eau potable.
- Le deuxième chapitre est une présentation du cadre général de la zone d'étude, des systèmes hydrauliques existants et des ressources en eau de la région.
- Le troisième chapitre met en évidence les différentes causes de la dégradation de la qualité de l'eau potable ainsi que les paramètres qui devront être mesurés la qualité des eaux potables de la ville de Souk-Ahras. La modélisation de la qualité a été appliquée en premier lieu dans un secteur (Faubourg) en rapportant le traitement des résultats et l'interprétation des mesures.
- Le quatrième chapitre a pour but de proposer une démarche efficace afin de remédier au problème jugé primordialement et qui ne cesse de réapparaître dans les différents réseaux d'alimentation en eau potable, c'est bien la conservation d'une dose suffisante du chlore libre, connu encore sous le nom chlore résiduel libre. L'étude est basée sur des mesures sur terrain couplées avec un outil numérique (le logiciel EPANET).
- Le cinquième chapitre a pour objectif de surveiller la qualité de l'eau potable par l'analyse en composantes principales (ACP) dans le but de vérifier les éléments les plus importants de la qualité de l'eau tout en conservant l'ensemble des composantes. La valeur des pourcentages de variation expliquée nous renseigne du groupe par lequel on doit commencer pour améliorer la qualité de l'eau ou bien son ordre de responsabilité à travers les paramètres physico-chimiques mesurés au laboratoire ce qui permet d'identifier les variables potentiellement intéressantes à la modélisation.
- Finalement, des conclusions générales qui résument les différents résultats obtenus, ainsi qu'une synthèse claire des apports de la thèse en termes de méthodologies proposées et des perspectives de recherche futuriste.

Chapitre 01

Vue rétrospective sur la qualité de l'eau et les maladies à transmission hydrique

1.1. Introduction

L'accès à une eau de boisson saine est essentiel à la santé, un droit humain fondamental et une composante d'une politique efficace pour la protection de la santé. L'organisation mondiale de la santé a rapporté dans le préambule de la 3^{ème} version du guide de la qualité de l'eau que : L'accès à une eau de boisson saine est important en tant que question de santé et de développement national, régional et local. Dans certaines régions, il a été démontré que les investissements de l'approvisionnement en eau et l'assainissement peuvent produire un avantage économique net car la réduction des effets néfastes sur la santé et les coûts des soins l'emportent sur les coûts des interventions. Une eau potable mal traitée ou traversant un système de distribution mal entretenu (par exemple, le système de canalisation) peut également créer un environnement propice à la contamination. La présence de certains contaminants dans notre eau peut entraîner des problèmes de santé, notamment des troubles gastro-intestinaux, des problèmes de reproduction et des troubles neurologiques. Les nourrissons, les jeunes enfants, les femmes enceintes, les personnes âgées et les personnes immunodéprimées peuvent être particulièrement sensibles à la maladie. Une attention particulière devrait être accordée à la qualité de l'eau et à la mise en œuvre de plans complets de sécurité de l'eau afin d'assurer de manière constante une bonne qualité de l'eau de boisson et de protéger ainsi la santé publique.

1.2. Conséquences de la contamination de l'eau

La qualité de l'eau potable est un déterminant environnemental important de la santé. La gestion de la qualité de l'eau potable continue d'être le fondement de la prévention et du contrôle des maladies hydriques. L'eau est essentielle à la vie, mais elle peut transmettre et

transmet des maladies dans les pays de tous les continents - des plus pauvres aux plus riches. La maladie d'origine hydrique la plus répandue, la diarrhée, a une incidence annuelle estimée à 4,6 milliards d'épisodes et cause 2,2 millions de décès chaque année (Awopetu, 2013), (WHO,2005). La consommation d'eau contaminée par des agents pathogènes ou des produits chimiques toxiques peut entraîner des problèmes de santé tels que la diarrhée, le choléra, la typhoïde, la dysenterie, le cancer et les maladies de la peau (WHO, 2004). Un objectif majeur des travaux du contrôle de la qualité de l'approvisionnement en eau est de réduire l'incidence des maladies liées à l'eau. Cet objectif dépend de la capacité à développer des sources d'eau pour fournir un approvisionnement suffisant de qualité saine c'est-à-dire se débarrasser de matières en suspension visibles, de couleur, de goût et d'odeur excessifs, de matières dissoutes indésirables, de bactéries des constituants agressifs, pollution fécale. L'importance des changements de qualité dans la distribution est basée sur des preuves concernant la fréquence et l'étendue des changements de qualité connus et leur impact sur la santé humaine. L'approvisionnement en eau potable doit évidemment être propre à la consommation humaine, c'est-à-dire de qualité potable et doit être agréable au goût, c'est-à-dire esthétiquement attrayant.

Le tableau (1.1) montre la répartition géographique de certaines maladies à transmission hydrique. Le problème des maladies diarrhéiques y compris dysenterie reste préoccupant. D'autre part, la répartition des maladies à transmission hydrique concerne particulièrement les pays pauvres ou en voie de développement.

Tableau 1.1 : Statistiques de certaines maladies à transmission hydrique (Koliai, 2000)

Maladie	Air géographique	Nombre de cas /an	Nombre de morts/an
Maladies diarrhéiques y compris dysenterie	Monde entier	04 milliards	3 à 4 millions
Choléra	Amérique du sud, Afrique et Asie	384.000	20.000
Paratyphoïde et typhoïde	82% en Asie, 20% en Amérique latine et Afrique	16 millions	600.000
Polio	66% en Inde, 34% en Proche-Orient, Asie et Afrique	82.000	9000

Il faut noter, par ailleurs, qu'il existe un lien direct entre l'amélioration de l'hygiène, la fourniture de l'eau potable et la réduction de la morbidité et la mortalité liée aux maladies à transmission hydrique comme cela est présenté dans l'annexe(1).

En Algérie, les maladies à transmission hydrique sont bien connues. En effet, parmi ces infections, on peut citer : la fièvre typhoïde, le choléra, les hépatites infectieuses, les dysenteries, la poliomyélite etc.

Au cours de l'année 1986, l'Algérie a connu la plus importante épidémie de choléra dans son histoire récente. Plus de 475 décès ont été enregistrés. La répercussion de cette épidémie est estimée à 01milliard de DA de pertes occasionnées (Benayada, 2005).L'annexe (1) fait ressortir l'évolution de la situation épidémiologique de différentes infections à transmission hydrique durant la période 1983-1992 en Algérie. Il est à souligner que ces différentes maladies évoluent généralement d'une façon aléatoire. Cela est dû, sans doute, au mode de vie de la population qui est tributaire en grande partie au mode d'approvisionnement et de stockage de l'eau.

Certaines wilayas ont consenti des efforts appréciables afin d'améliorer cette situation qui reste préoccupante. Par ailleurs, nous avons présenté dans le tableau (1.2) la situation épidémiologique des maladies à transmission hydrique durant la période 1994-2004 dans la ville d'Oran à titre d'exemple.

Tableau 1.2 : Situation épidémiologique à Oran durant la période 1994-2004.
(Benayada, 2005)

Année	Fièvre typhoïde	Hépatite virale	Choléra	Dysenterie
1994	47	88	47	31
1995	68	174	68	52
1996	27	74	27	29
1997	60	119	60	18
1998	21	76	21	44
1999	64	107	64	37
2000	9	98	9	47
2001	17	50	17	79
2002	33	44	33	19

2003	23	29	23	6
2004	16	8	16	3

Dans le cas de notre étude, ville de Souk-Ahras, nous avons illustré à travers le Tableau (1.3), la pollution bactériologique reconnue dans le réseau de distribution durant les quatre dernières années. (DSW, 2008).

Tableau 1.3: Nombre de cas de pollution bactériologique liée à l'eau (DSW, 2008)

Année	Nbr total d'analyse	Positive	Faiblement- p	Fortement- p
2005	781	42	23 +	19 +++
2006	901	71	60 +	11 +++
2007	975	72	60 +	12 +++
2008	553	12	7 +	5 +++

Positive : Eau de bonne qualité bactériologique.

Faiblement- p : Eau moyennement de mauvaise qualité (présence des germes).

Fortement- p : Eau totalement de mauvaise qualité (grande présence des germes).

L'eau constitue l'élément majeur du monde minéral et biologique. C'est également le vecteur privilégié de la vie et de l'activité humaine. En tenant compte des usages domestiques industriels et agricoles, la consommation globale d'eau par an et par habitant est de 100 M³ dans les pays en voie de développement et atteint 1500 M³ aux USA.

Cependant, l'eau dont nous disposons dans la nature n'est souvent pas directement utilisable pour la consommation humaine car elle n'est pas suffisamment pure. Lors de sa circulation dans le sol ou sur la surface de la terre, l'eau se pollue et se charge de matières en suspension ou en solution : particules d'argile, déchet de végétation, organismes vivants (plancton, bactéries, virus ...), sels divers (nitrates, chlorures, sulfates, carbonate de sodium, de calcium, fer,...), matières organiques (acides humiques, fulvènes, pesticides, gaz... etc).

Lorsqu'on boit de l'eau du robinet, on imagine difficilement la somme de compétences et de technicités qui ont été nécessaires pour en arriver à un acte aussi simple. Il a fallu tout d'abord

assurer la gestion de la ressource en eau aussi bien en terme de quantité que de qualité, puis traiter cette eau afin d'éliminer les substances et les microorganismes susceptibles de présenter un risque pour la santé, et enfin, assurer une qualité parfaite du transport sur de centaines de kilomètres de canalisation, jusqu'au robinet du consommateur. Sensible aux pollutions, l'eau est devenue en quelques années le produit alimentaire le plus surveillé avant d'être distribuée.

L'objectif principal du traitement de l'eau potable est de produire une eau esthétiquement acceptable au niveau des goûts, des odeurs, de la couleur et surtout ne présentant aucun risque pour la santé des consommateurs. Le traitement physico-chimique des eaux brutes suivi d'une désinfection efficace constitue le meilleur moyen pour y parvenir (Gouvernement du Québec, 2002). La désinfection de l'eau contribue, en effet, à réduire considérablement les micro-organismes pathogènes qui sont à l'origine de maladies hydriques telles que la fièvre typhoïde, l'hépatite, le choléra ou la dysenterie bacillaire (Crittenden et al, 2005).

1.3. Réglementation applicable

L'Algérie n'a pas élaboré des normes de qualité des eaux destinées à la consommation humaine propres aux conditions algériennes. Nous nous référons donc aux normes françaises, et plus généralement aux directives européennes et/ou aux recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) qui émet des valeurs guides pour les paramètres susceptibles de générer des effets sur la santé du consommateur. Les normes (NA 6360-1992) (Belli, 2020), (JORA, 2011), utilisées en Algérie sont prêtées directement des normes de l'OMS.

D'une manière générale, une eau potable doit être exempte de micro-organismes pathogènes (bactéries, virus, parasites...) et elle ne doit pas présenter une quantité de substances toxiques ou indésirables susceptibles de mettre en danger la santé du consommateur.

En France, les normes et recommandations actuellement appliquées sont issues d'un décret qui date de 2001 et fixe selon les paramètres deux catégories de valeurs à ne pas dépasser :

- Des valeurs « limites de qualité des eaux » avec des concentrations maximales admissibles pour certaines substances ;
- Des valeurs « références de qualité des eaux » servant de critères d'évaluation des risques pour la santé des consommateurs.

La présente « Norme » Algérienne NA 6360-1992 a pour objet de fixer les spécifications organoleptiques, bactériologiques, physicochimiques et toxicologiques des eaux destinées à la consommation. Elle s'applique aux eaux suivantes :

- Eau transportée sous canalisation.
- Eau non transportée sous canalisation.
- Eau de boisson en bouteille.
- Eau potable de secours.

Elle ne s'applique pas aux eaux minérales, les eaux minérales naturelles, les eaux de la source et les eaux thermales régies par des dispositions spécifiques sont exclues du champ d'application de la norme (Voir annexe n°2).

1.4. Caractéristiques d'une eau potable

1.4.1. Caractéristiques microbiologiques

De nombreux micro-organismes (bactéries, virus et parasites) sont présents dans les eaux naturelles superficielles et, à un moindre degré, dans les eaux souterraines. Certains peuvent être pathogènes pour l'homme. Leur présence dans les eaux de consommation est le plus souvent liée à :

- Un état de dégradation chronique ou accidentel de la qualité de la ressource en eau (pollution, épisode pluvieux et infiltration d'eau de ruissellement...);
- Une mauvaise protection ou un manque d'entretien des ouvrages de captage d'eau ;
- Une défaillance du traitement de désinfection ;
- Une contamination du réseau au cours du transport et/ou du stockage de l'eau (temps du séjour important ou stagnation dans les réseaux de distribution, défaut d'entretien des canalisations et des réservoirs, entrée d'eau parasite, retour d'eau...).

La présence de micro-organismes dans l'eau de consommation peut engendrer un risque à court terme pour la santé de la population qui l'utilise. Les conséquences dépendent de la sensibilité des personnes exposées (enfants en bas âge, personnes âgées, personnes immunodéprimées), de la nature des germes pathogènes en présence mais aussi de leur concentration.

Aujourd'hui, dans les états européens, le soin apporté aux infrastructures de distribution d'eau, et la faible circulation des germes à fort potentiel épidémique font que les pathologies d'origine hydrique liées à l'eau du robinet présentent, pour la population générale, un tableau

clinique le plus souvent bénin : troubles gastro-intestinaux, diarrhées, vomissements, etc. Mais des réactions individuelles plus graves ne peuvent jamais être exclues.

Les méthodes pour rechercher les germes pathogènes dans l'eau sont longues et complexes. C'est pourquoi la qualité bactériologique est appréciée à partir de la recherche des germes témoins de contamination fécale comme *Escherichia coli* et entérocoques. La mise en évidence de ces germes dans une eau témoigne de l'existence de souillures fécales (qui signent une insuffisance des barrières de protection mises en place) et donc de la possibilité de présence de germes pathogènes.

Pour l'eau du robinet, compte tenu du risque sanitaire à court terme pour les consommateurs, la réglementation exige l'absence d'*Escherichia coli* et d'entérocoques dans un échantillon d'eau de 100 millilitres. De plus, aucune dérogation ne peut être octroyée pour les paramètres microbiologiques. Par ailleurs, d'autres germes non dangereux pour la santé (germes aérobies revivifiables à 22°C et 36°C) sont également recherchés. Le suivi de leur évolution permet de juger l'état d'entretien des installations de production et de distribution d'eau et de l'efficacité de la désinfection lorsqu'elle existe.

1.4.2. Caractéristiques physico-chimiques

1.4.2.1. Les nitrates

Les nitrates (NO₃) sont indispensables à la croissance des végétaux. Naturellement présents dans l'environnement (sols, eaux, plantes), ils proviennent de la fixation de l'azote atmosphérique et de la décomposition de la matière organique par les micro-organismes. Dans les eaux, sans apport d'origine humaine, la concentration ne dépasse pas 10 mg/l. Au-delà de cette concentration, leur présence témoigne d'une contamination de la ressource en eau par des activités humaines : rejets urbains ou industriels, et surtout, pollution agricole due aux engrais minéraux et organiques.

Dans l'organisme humain, les nitrates se transforment en nitrites. Si les nitrates ne sont pas dangereux pour la santé, les nitrites peuvent par la modification des propriétés de l'hémoglobine du sang, empêcher un transport correct de l'oxygène par les globules rouges. Chez les très jeunes enfants (moins de 6 mois), cette maladie appelée méthémoglobinémie provoque des cyanoses parfois sévères. Les femmes enceintes et les nourrissons sont les populations les plus sensibles.

Les études menées sur les nitrates ne permettent actuellement pas de tirer des conclusions définitives sur d'éventuels effets cancérigènes. Les légumes et les produits de charcuterie

(nitrates utilisés comme conservateurs) sont les principales sources d'apport en nitrates par l'alimentation. En revanche, l'eau du robinet est la principale source d'exposition alimentaire aux nitrates pour les nourrissons.

Le code de la Santé Publique fixe une limite de qualité pour les nitrates de 50 mg/l. Entre 50 et 100 mg/l, la consommation de l'eau est déconseillée uniquement pour les femmes enceintes et les nourrissons. Au-delà de 100 mg/l, toute la population est concernée par la restriction de consommation.

La limitation de l'apport en nitrates passe par la mise en place d'actions de protection au niveau des ressources. De nombreux outils peuvent être mis en œuvre pour contribuer à préserver la qualité de l'eau distribuée ou l'améliorer : programmes d'actions, promotion de bonnes pratiques agricoles, mise en place des périmètres de protection (si sources ponctuelles), amélioration des dispositifs d'assainissement, boisement, acquisitions ou échanges de parcelles etc. Cependant, les délais nécessaires pour que les résultats de telles actions soient visibles sont longs et les mesures coûteuses.

1.4.2.2. Les pesticides

Les pesticides ou produits phytosanitaires sont des substances chimiques utilisées pour combattre les espèces animales ou végétales considérées comme nuisibles. Ce sont des insecticides, des herbicides ou des fongicides. Le nombre de produits phytosanitaires commercialisés est considérable. Ils sont principalement utilisés dans l'agriculture, dans l'entretien des infrastructures de transports (routes, voies ferrées...) et par les particuliers et collectivités (désherbage des allées et des cours, cimetières, potagers, vergers...).

La pollution des eaux par ces substances est liée à leur entraînement par ruissèlement ou infiltration dans le sol ; elle dépend de leurs conditions d'application, de leur solubilité dans l'eau, de leur stabilité chimique, de la nature du sol, etc. Les pollutions par les pesticides sont le plus souvent diffuses mais elles peuvent être aussi ponctuelles (déversement accidentel).

Les risques majeurs des produits phytosanitaires sont liés à des intoxications aiguës des utilisateurs (absorption accidentelle, contact cutané, inhalation...). Leur toxicité est démontrée à forte dose dans le cas notamment des expositions professionnelles.

Les effets à long terme sur la santé d'une exposition à de faibles doses de pesticides sont plus difficiles à apprécier. Des études épidémiologiques récentes ont mis en évidence des liens entre exposition aux pesticides et effets retardés sur la santé : cancers, effets neurologiques et troubles de la reproduction (INSERM8 2013). D'après l'évaluation des risques liés aux

résidus de pesticides dans l'eau du robinet de l'ANSES (2013), l'eau ingérée contribue à moins de 5 % des apports totaux en pesticides dans l'alimentation. La majorité des apports provient de la consommation des fruits et des légumes.

Le Code de la Santé Publique fixe une limite de qualité à 0,1 µg/l par molécule (0,03 µg/l pour certaines substances particulièrement toxiques notamment l'Aldrine, la Dieldrine, l'Heptachlore et l'Heptachlorépoxyde et à 0,5 µg/l pour la somme des substances mesurées.

Cette limite de qualité est un indicateur de la dégradation de la qualité de la ressource en eau. L'eau peut être consommée tant que la concentration des molécules de pesticides ne dépasse pas une « valeur sanitaire maximale V-MAX » propre à chaque substance. Lorsque la concentration des pesticides dépasse la valeur sanitaire maximale de la molécule concernée, la population est informée de ne pas utiliser l'eau pour les usages de boisson et de préparation des aliments y compris la cuisson (hormis le lavage des aliments). Cependant, dès le constat d'un dépassement des limites réglementaires, la direction en charge de la distribution est tenue de tout mettre en œuvre pour rétablir la qualité de l'eau, rechercher l'origine de la contamination, mettre en place un programme de mesures correctives.

Des actions de prévention peuvent être mises en place afin de limiter les sources de pollutions diffuses ou reconquérir la qualité de la ressource en eau : réduction des apports, modification ou optimisation des pratiques aussi bien chez les agriculteurs que chez les particuliers ou les collectivités locales. Cependant, dans certaines situations, l'amélioration de la ressource est très lente. Dans ce cas, certaines mesures correctives peuvent être envisagées : dilution avant distribution avec une eau de meilleure qualité, substitution de ressources, traitement des eaux avec des procédés complexes et onéreux (filtration sur charbon actif, oxydation à l'ozone ou filtration sur membrane).

Des interdictions ou des limitations d'utilisation des pesticides sont également mises en places dans les périmètres de protection des captages afin d'éviter les pollutions ponctuelles.

1.4.2.3. L'aluminium

L'aluminium est un métal naturellement présent dans l'environnement et très abondant dans la croûte terrestre. Sa présence dans l'eau du robinet peut être liée à une contamination de la ressource (érosion et lessivage de l'aluminium présent naturellement dans le sol) ou à des rejets industriels (retombées des poussières atmosphériques). La plupart du temps, c'est l'étape de traitement des eaux de surface par des sels d'aluminium (coagulation – floculation) qui est à l'origine de la présence de ce métal dans l'eau distribuée.

Aucune étude n'a mis en évidence les effets de l'exposition de la population à une eau de consommation contenant de l'Aluminium. L'ingestion par voie hydrique est très faible par rapport à l'alimentation. Elle correspond en moyenne à moins de 5 % des apports totaux. Par ailleurs, en l'état actuel des connaissances, il ne peut être envisagé d'association causale entre l'exposition à l'aluminium via l'eau du robinet et la maladie d'Alzheimer (ARSA,2014).

Actuellement, la réglementation en vigueur fixe une référence de qualité de 200 µg/l en aluminium total au niveau du robinet du consommateur.

Pour limiter la concentration en aluminium au robinet du consommateur, les gestionnaires des réseaux doivent assurer une bonne régulation du traitement, améliorer la surveillance de ce paramètre ou réhabiliter des stations de traitements trop anciennes.

1.4.2.4. La dureté

La dureté d'une eau est liée à la nature géologique des terrains traversés et reflète sa teneur en sels de calcium et de magnésium. Elle est exprimée par le titre hydrotimétrique (TH). Les eaux douces et agressives (pH acide et TH inférieur à 8°F) peuvent provoquer indirectement des inconvénients pour la santé en permettant la solubilisation d'éléments tels que le plomb, le cadmium, le fer et le cuivre, en particulier lorsque l'eau stagne dans les canalisations. Les eaux dures (TH supérieur à 30°F) ne provoquent que des inconvénients « de confort » tels que l'entartrage des canalisations d'eau chaude ou des appareils domestiques.

La réglementation ne fixe pas de limite ou de référence de qualité pour la dureté. Il est admis qu'une dureté comprise entre 15 et 25°F est idéale. Des références de qualité sont introduites pour la conductivité de l'eau (minéralisation) qui doit être comprise entre 180 et 1000 µS/cm et pour le pH qui doit être compris entre 6,5 et 9. La réglementation stipule également que l'eau ne doit pas être agressive et doit être à l'équilibre calco-carbonique (référence de qualité).

Un traitement est parfois nécessaire pour mettre à l'équilibre calco-carbonique l'eau distribuée. Pour les réseaux alimentés par une eau agressive, il est recommandé de laisser couler l'eau quelques instants avant la consommation, afin d'éliminer la fraction qui a pu se charger en éléments indésirables lors de sa stagnation dans les canalisations intérieures.

Par ailleurs, l'utilisation de dispositifs d'adoucissement individuels peut conduire à l'apparition d'une eau trop agressive, trop riche en ions sodium (sel) et à un risque de développement bactérien lorsque le dispositif est mal entretenu. Pour ces raisons, les adoucisseurs individuels ne devraient être utilisés que sur les circuits d'eau chaude sanitaire.

Il faut également rappeler que dans les immeubles collectifs, ce traitement ne doit concerner qu'une partie des eaux distribuées de telle sorte que le consommateur final puisse disposer d'une eau froide non soumise à ce traitement

1.4.2.5. L'arsenic

L'Arsenic est un élément d'origine naturelle, largement répandu dans la croûte terrestre. Sa présence dans l'eau est le plus souvent due à la dissolution des dépôts minéraux naturellement présents dans le sous sol. L'activité humaine peut être également à l'origine de teneurs excessives en arsenic dans l'eau (activités industrielles...).

L'Arsenic est classé comme substance cancérigène pour l'homme par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC). Sur le long terme, l'ingestion d'eau contenant de fortes doses d'arsenic augmente donc le risque du cancer et des troubles associés divers. L'eau de boisson représente l'apport d'arsenic le plus important par voie alimentaire. C'est la forme la plus toxique pour l'être humain qui est présente dans les eaux naturelles. La limite de qualité est fixée à 10 µg/l.

1.4.2.6. La radioactivité

La radioactivité naturelle dans les eaux est en relation directe avec la nature géologique des terrains que les eaux traversent. En effet, l'eau se charge d'éléments radioactifs lors de son passage à travers des roches profondes. Dans les zones des roches granitiques, la radioactivité est plus élevée que dans les régions sédimentaires. Les divers radionucléides naturels et leur concentration dans les eaux dépendent donc de la nature géologique du bassin versant et du sous-sol.

L'exposition aux rayonnements ionisants d'origine naturelle est comprise en France entre 1,5 et 0.6 rem/an (roentgen equivalent man), dont environ 0,03 rem dû à l'ingestion d'aliments et d'eau. Pour ces valeurs de dose, aucune étude n'a montré un accroissement du nombre de cancers ni de leucémies en fonction de la dose d'irradiation. En ce qui concerne le radon, des concentrations de 20 Bq/L, voire plus et parfois même jusqu'à 100 Bq/L, ont été mesurées dans l'approvisionnement individuel en eau dans de nombreux pays. Les quelques études épidémiologiques menées à ce jour n'ont pas encore permis d'établir un lien entre l'eau de boisson et des cancers du système digestif ou d'autres organes. Il faudra toutefois obtenir davantage d'informations pour mieux quantifier le risque inhérent à la présence de radon dans l'eau de boisson.

La qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine est estimée par la détermination de 4 indicateurs :

- l'activité alpha globale (Bq/L)
- l'activité bêta globale résiduelle (Bq/L)
- l'activité en tritium (Bq/L)
- la dose totale indicative – DTI (mSv/an)

1.5. Maladies infectieuses d'origine hydrique

La transmission des maladies par la voie hydrique est sous contrôle dans la majorité des pays industrialisés. Malgré tout, des maladies épidémiques ou endémiques sont encore observées. Plusieurs micro-organismes sont en émergence, et *Cryptosporidium* a été impliqué dans des épidémies importantes dans plusieurs pays. Le contrôle de ces maladies transmissibles par la voie hydrique requiert des autorités des nouvelles approches qui allient le contrôle des risques de cancer dû aux sous-produits de la désinfection au contrôle des micro-organismes les plus résistants. Aux États-Unis, l'objectif proposé est l'absence de micro-organismes dans l'eau potable. Cet objectif ne peut être contrôlé par les indicateurs usuels et l'on recommande donc un niveau de traitement équivalent. Le traitement est alors contrôlé en temps réel par des moyens physico-chimiques tels que la turbidité ou la mesure des particules, et un contrôle a posteriori par de nouveaux indicateurs tels les spores des bactéries sporulantes aérobies.

Le vieillissement des installations, des populations immun-compromises et une urbanisation grandissante sont autant de causes de l'émergence de nouvelles maladies infectieuses dont certaines transmissibles par la voie hydrique. La proportion des maladies gastro-intestinales qui est attribuable à l'eau de consommation est encore très grande et elle contribue à maintenir ces infections en circulation dans la population. Le dilemme du contrôle des risques de cancer dus aux sous-produits de la désinfection ne doit pas conduire à une réduction de l'efficacité des traitements, car le niveau de risque à partir duquel ont été fixées les concentrations maximales admissibles de ces sous-produits dans l'eau (10^{-6} cas de cancer par vie entière d'exposition) est bien plus faible que celui de contracter une maladie infectieuse d'origine hydrique en absence de traitement adéquat.

La situation en matière de pathologies induites par la consommation d'eau est extrêmement contrastée selon les pays. En effet, la transmission des maladies infectieuses par la voie hydrique a été maîtrisée dans la plupart des pays industrialisés par la mise en place d'installations de traitement et d'un contrôle sanitaire s'appuyant sur une réglementation

abondante. À l'opposé la situation des pays en voie de développement reste souvent très mauvaise dans ce domaine et l'Organisation Mondiale de Santé estime que 1.5 milliard d'habitants ne disposent pas encore d'eau potable dont cent millions en Europe et que 30 000 morts journalières sont dues à l'absence d'une eau en quantité et qualité satisfaisantes (Ford et Colwell 1996).

En revanche, les pays développés voient la qualité chimique des eaux distribuées de plus en plus souvent mise en cause par les associations des consommateurs. En outre, le progrès très rapide des techniques analytiques permet de découvrir la présence de traces de contaminants dont on ne soupçonnait guère la présence dans l'eau du robinet. La pollution croissante de la ressource, les traitements de désinfection et le contact avec les matériaux des réseaux de distribution apportent des molécules dont la toxicité à moyen et long terme mérite d'être évaluée.

La mise en œuvre de traitements de désinfection dont l'utilité est indiscutable et l'effet sur la mortalité par pathologie infectieuse chez des populations desservies parfaitement significatif, s'accompagne de la formation de sous-produits. Certains de ceux-ci étant cancérigènes et/ou mutagènes en expérimentation de laboratoire et des études épidémiologiques ayant pu montrer une légère augmentation du risque de cancer dans la population, l'impact médiatique de cette information peut conduire à une mauvaise appréciation dans la gestion des risques pour la santé. Ainsi l'arrêt de la chloration pour éviter la formation de sous-produits et quelques cas de cancers aurait conduit un pays d'Amérique du Sud à enregistrer une importante épidémie de choléra et des centaines de décès.

Il n'est pas facile de gérer ce paradoxe entre sophistication du traitement lié à la pollution de la ressource entraînant la présence de sous-produits de désinfection et la persistance d'éléments traces et de divers micro-organismes dans une eau de qualité conforme aux critères de notabilité mais que le consommateur ne veut plus consommer. Le risque hydrique pour la santé est lié d'une part aux contaminants biologiques et d'autre part aux contaminants chimiques. Sa meilleure connaissance est la clef d'une stratégie de gestion efficace.

L'utilisation dans les pays industrialisés des méthodes développées depuis le début du siècle, l'application d'une désinfection par le chlore gazeux, le bioxyde de chlore, ou l'hypochlorite de sodium à une eau ayant subi une filtration ont permis de contrôler la transmission de maladies par la voie hydrique. Malgré tout, on peut encore observer occasionnellement des épidémies impressionnantes par leur ampleur. Ainsi, l'épidémie à *Cryptosporidium* qui a affecté près du tiers de la population de la ville de Milwaukee aux États-Unis, est maintenant

passée dans l'histoire comme la plus grande épidémie d'origine hydrique recensée. Au mois de mars 1993, plus de 400 000 personnes étaient affectées de malaises gastro-intestinaux dans cette ville suite à ce que l'on croit maintenant être une défaillance du traitement de filtration et de désinfection en présence d'une eau fortement turbide (Mackenzie, 1994). Les stratégies de contrôle ne semblent donc pas avoir été à la hauteur et en particulier l'absence des classiques indicateurs de contamination fécale dans l'eau traitée montre bien leur incapacité à prévoir la présence d'agents infectieux en émergence tels que les parasites.

Aux États-Unis, le recensement des épidémies d'origine hydrique a fait l'objet de plusieurs rapports, en particulier grâce aux travaux de Gunther Craun qui a produit pendant plusieurs années des relevés sur ce type de maladies (Craun, 2001 ; Krameretal., 1996). Plusieurs dizaines d'épidémies sont rapportées chaque année mais elles ne constitueraient qu'une partie des événements réels. Une recrudescence des épidémies d'origine hydrique au cours des années 1960 et 1970 a alerté les autorités de ce pays et, devant les difficultés du traitement, celles-ci ont adopté l'absence de contaminant dans l'eau distribuée comme critère de qualité. Ce but étant impossible à atteindre, des objectifs de traitements appropriés furent fixés, devant être révisés en fonction des résultats d'études en cours sur la résistance des micro-organismes à ces traitements. Cet objectif doit cependant être mis en balance avec les risques de cancer potentiellement associés aux sous-produits de la désinfection (Ilsi, 1996).

1.6. Micro-organismes pathogènes impliqués

Les micro-organismes classiquement impliqués sont encore des causes importantes de maladies transmises par l'eau lors de défaillances plus ou moins fortes du traitement. On rapporte des foyers dus à *Entamoeba*, *Giardia*, *Campylobacter*, *Escherichia coli*, *Salmonella*, *Shigella*, *Yersinia*, aux virus de Norwalk, aux rotavirus, aux entérovirus, aux virus des hépatites A et E et aux adénovirus (Craun, 1986 ; Mcfeters, 1990).

L'urbanisation et les pollutions urbaines, des stations de traitement vétustés, des populations vieillissantes plus susceptibles aux infections, un plus grand nombre d'individus immunodéprimés, immunosupprimés artificiellement ou lors d'infections microbiennes sont autant de causes possibles des observations faites aux cours des dernières décennies. Depuis quelques années, plusieurs micro-organismes émergent comme potentiellement transmissibles par l'eau et constituent une menace grandissante pour la santé humaine. *Cyclospora*, les mycobactéries, *Vibrio cholerae* et *Legionella pneumophila* sont parfois protégés de la désinfection par une résistance acquise ou encore par l'association à d'autres micro-organismes. Alors que *Giardia lamblia* était le microorganisme le plus fréquemment impliqué

dans les épidémies d'origine hydrique depuis 1950, l'émergence de *Cryptosporidium* au cours des deux dernières décennies a complètement bouleversé non seulement les notions que nous avons de l'eau comme véhicule de transmission, mais nous a aussi obligé à réévaluer l'efficacité des traitements de potabilisation (WEST, 1990). Les kystes de *Giardia* et les oocystes de *Cryptosporidium*, de par leur résistance élevée à la désinfection, sont devenus la cible des traitements d'eau.

1.6.1. Transmission et contrôle

Les micro-organismes ne connaissent pas de frontières. Les cours d'eau qui traversent des régions, des provinces ou même des pays deviennent le véhicule des maladies qui affligent les populations environnantes qui s'y approvisionnent ou qui les utilisent à des fins récréatives. Les cultures et les élevages de ces régions sont contaminés et constituent une source additionnelle de contamination. Le contrôle de la transmission des maladies infectieuses d'origine hydrique doit donc passer par un programme efficace de maîtrise du milieu incluant un contrôle des élevages riverains, un traitement efficace des eaux usées, un traitement de potabilisation efficace et bien suivi, mais surtout l'éducation des autorités responsables aux risques associés à ces micro-organismes (McFeters, 1990).

Les travaux récents confirment qu'un traitement approprié doit nécessairement inclure une filtration pour réduire significativement le nombre de particules en suspension dans les eaux de surface. La filtration lente sur sable ou encore une filtration rapide après coagulation-sédimentation demeurent des méthodes de choix pour effectuer cette réduction avant la désinfection. Les développements en nanofiltration, osmose inverse et filtration biologique devraient permettre de réduire les risques de transmission des maladies transmissibles par la voie hydrique puisqu'il est maintenant bien démontré que les conditions permettant l'inactivation de certains protozoaires tels *Cryptosporidium* sont impossibles à obtenir dans une filière industrielle classique de traitement et de désinfection. La transmission de ces maladies ne peut pas être totalement éliminée car les interactions environnementales sont trop nombreuses, mais leur réduction à des niveaux acceptables pour la société est un objectif possible à atteindre.

1.6.2. Niveau endémique des maladies associées à l'eau du robinet et indicateurs de qualité

Alors que les épidémies d'origine hydrique sont souvent documentées, peu d'études ont abordé le niveau endémique des maladies transmises par l'eau. Les premiers travaux s'intéressant aux maladies gastro-intestinales les plus aiguës ne trouvèrent pas de relation

entre celles-ci et la qualité de l'eau sauf dans les cas où cette eau ne rencontrait pas les normes de qualité (Zmirouetal., 1987). En 1990, une étude épidémiologique prospective suggéra qu'au moins 35 % des symptômes gastro-intestinaux observés dans la population pouvaient être d'origine hydrique même lorsque l'eau consommée était en accord et/en deçà des normes de qualité applicables (Paymentet al., 1991). En 1997, le même groupe a répété ces études sur une nouvelle cohorte et a rapporté des observations semblables (Paymentetal., 1997). Il semble donc qu'une proportion importante des épisodes de maladies gastro-intestinales pourrait avoir comme cause des eaux de consommation qui respectent apparemment les normes de qualité et qui surtout ne contiennent aucun des indicateurs usuels de qualité microbiologique.

Les conformes totaux et fécaux ont longtemps été les indicateurs de choix pour évaluer la qualité de l'eau. Dans une eau brute la présence de coliformes fécaux constitue non seulement une présomption de la présence de matières fécales humaines ou animales, mais aussi une présomption de la présence des micro-organismes pathogènes de toutes sortes qui peuvent y être associés. La réglementation dans plusieurs pays a maintenant dépassé le simple stade de la numération pour utiliser des tests de présence-absence qui sont confirmés par la mise en évidence d'*Escherichia coli* considéré comme un indicateur plus fiable de la contamination fécale. Aucun de ces indicateurs ne constitue cependant une protection réelle contre les épidémies lorsqu'on les recherche dans une eau traitée : leur détection pendant ou après une épidémie ne fait que confirmer la non-potabilité de l'eau. De plus, aucun de ces germes n'est un indicateur fiable de l'élimination des micro-organismes les plus résistants tels les virus, les kystes et les oocystes et ceci conduit à devoir s'intéresser à une nouvelle catégorie : les indicateurs d'efficacité de traitement.

Plusieurs germes indicateurs ont été proposés en remplacement des coliformes. Les spores des clostridies suifito-réductrices ou de *Clostridium perfringens* ont une résistance aux traitements qui approche de celle des micro-organismes les plus résistants. Leur présence en nombre plus faible rend parfois leur utilisation difficile. L'utilisation du dénombrement des spores de ces bactéries constitue un excellent moyen d'évaluer l'élimination des micro-organismes pathogènes en filière de traitement (Riceetal., 1996). Les bactéries hétérotrophes aérobies ou encore la numération totale par épifluorescence, ne sont pas non plus un critère acceptable de qualité. Leur présence est souvent une simple indication de multiplication dans une eau ayant un potentiel de croissance, mais ne constitue pas un risque sanitaire (Payment, 1995a, 1995b) et ils ressortent plutôt de la notion d'indicateurs de ce qui se passe en distribution.

La réduction significative du nombre de particules de cette taille ou encore des normes de turbidité inférieures à 0,3 NTU, de désinfection bien contrôlée avec le respect de valeurs de concentration en désinfectant et de temps de contact (concept du CT) sont probablement des moyens qui vont permettre de mieux contrôler non seulement les risques d'épidémies mais aussi le niveau endémique des maladies transmises par l'eau.

1.7. Contamination chimiques et effets sur la santé

1.7.1. Bases toxicologies

En ce qui concerne les troubles de santé éventuels liés à la présence de substances chimiques dans l'eau, il convient de rappeler qu'à l'opposé du risque microbiologique qui s'exerce à court terme, le risque chimique est essentiellement à moyen et long terme. L'OMS dans sa réflexion à ce sujet a pris l'habitude de différencier deux types de substances :

- les composés cancérigènes et génotoxiques pour lesquels il n'existe pas de seuil en dessous duquel il n'existe pas de risque ;
- les autres composés pour lesquels les données toxicologiques ont montré qu'il existait un niveau en dessous duquel aucun effet défavorable n'est observé.

Dans le premier cas l'objectif visé est leur élimination, dans le deuxième il est cherché à établir en fonction des données de la littérature une dose journalière tolérable (DJT) par substance et, par le calcul, d'apprécier la part théorique susceptible d'être apportée par l'eau de boisson et d'en déduire une concentration maximale admissible en tenant compte des facteurs d'incertitude (FI) sur les données utilisées :

$$DJT = \text{dose sans effet indésirable observé ou} \\ \text{dose minimale ayant un effet indésirable observé} / \text{facteur d'incertitude}$$

Ces produits sont dits à effet déterministe (non stochastique), l'importance de l'effet croissant avec la dose et entraînant à un moment un état pathologique dont la gravité sera en fonction de la dose reçue (relation dose-effet). Sur une population, on observe une relation dose-réponse, la réponse étant le pourcentage de la population présentant un état considéré comme pathologique. La proportion de personnes atteintes pour une dose donnée sera fonction de la sensibilité de la population considérée, le plus souvent hétérogène de ce point de vue.

Pour les produits à effet probabiliste (ou stochastique), catégorie à laquelle appartiennent les molécules cancérigènes et mutagènes, il n'est pas possible de les éliminer totalement de l'eau, car ils peuvent être présents dans la ressource et la filière de traitement être incapable de les

faire disparaître en totalité. Ils peuvent même être produits par le traitement de désinfection comme dans le cas des trihalométhanes et des bromates. Il n'existe pas pour eux de relation dose-effet, mais une relation dose-réponse au sein de la population exposée. La fréquence de la maladie (qui existe chez des témoins non exposés) augmente en fonction de la dose reçue, d'où le vocable de probabilistes puisque ces produits augmentent la probabilité de rencontrer la pathologie au sein de la population.

Il est possible dans ce cas d'utiliser des modèles mathématiques pour calculer la dose conduisant à un risque additionnel de cancer ou d'anomalie génétique de 10^{-5} pour une vie entière d'exposition (une personne sur cent milles susceptible de développer un cancer lié à une molécule en consommant deux litres d'eau par jour pendant toute une vie, niveau retenu par l'OMS pour la fixation des valeurs guides), ou de 10^{-6} pour les concentrations maximales admissibles (CMA) fixées en Europe et en Amérique du Nord. Les estimations de risque ainsi effectuées sont approximatives, fondées sur des hypothèses et des modèles péchant plutôt par excès de prudence du fait de l'absence de prise en compte de la pharmacocinétique, de la réparation de l'ADN ou des mécanismes de protection immunologique. Les marges de sécurité prises en compte pour réaliser ces estimations sont importantes, ce qui autorise parfois le législateur à ne pas retenir, par réalisme, pour fixer une CMA dans l'eau de boisson, le chiffre obtenu par le calcul, mais une valeur plus proche des capacités analytiques ou techniques, sans bien sûr accepter que l'écart entre les deux soit trop important.

Les bases de détermination de ces CMA selon les deux types d'effet sont souvent inconnues des consommateurs, et cela conduit à un excès de rigorisme dans leur interprétation, alors que l'OMS elle-même souligne qu'une brève exposition à des concentrations dépassant la DJT ne doit pas causer l'inquiétude à condition que la dose ingérée par un individu sur une longue période ne dépasse pas de façon appréciable la limite établie. Nous allons chercher à montrer à l'aide de quelques exemples quels sont les principaux paramètres pour lesquels des problèmes techniques existent afin de respecter les CMA fixées avec ce type de marge de sécurité.

1.7.2. Les nitrates et les pesticides

La présence de nitrates dans les eaux et son effet éventuel sur la santé ont conduit à une littérature extrêmement abondante proportionnelle aux enjeux économiques liés à cette pollution ; elle est liée à une pollution croissante par les engrais azotés (épandage de lisiers et azote minéral) et les rejets d'origine humaine.

Pour résumer on peut dire que :

- Les nitrates ne sont guère toxiques en eux-mêmes, à la différence des nitrites, qui se fixent sur l'hémoglobine (Hb) pour donner la méthémoglobine (MHb) et entraîner une cyanose et des signes neurologiques, étudiés dans l'enseignement de pédiatrie.
- Les nitrates n'ont pas d'effet néfaste direct aux doses rencontrées dans l'eau et l'alimentation. Dans un estomac hypo-acide il pourrait y avoir une prolifération de bactéries capables de réduire les nitrates en nitrites et au moins théoriquement d'assurer la formation de composés N-nitrosés à partir d'aminés et de nitrites. Toutes ces substances passent très rapidement dans le sang. La transformation de nitrates en nitrites nécessite la présence de certaines bactéries, ce qui peut se produire dans des aliments contaminés.
- Les nitrites se combinent avec l'hémoglobine et une enzyme peut reconstituer l'Hb à partir de la MHb si la teneur de celle-ci ne dépasse pas 2 à 3 %. Jusqu'à 5 % il n'y a que des signes biologiques, de 5 à 10 % il y a cyanose, de 10 à 20 % on observe une insuffisance d'oxygénation musculaire, la mort pouvant survenir au-delà de 40 à 50 %. La MHb peut traverser la barrière placentaire et lors d'expériences chez l'animal on a observé des morts fœtales.
- Les composés N-nitrosés (nitrosamines et nitrosamides) sont des cancérigènes connus, mais à ce jour aucune étude épidémiologique indiscutable n'a mis en évidence une augmentation de l'incidence des cancers digestifs (ou autres) dans des populations exposées. En revanche chez l'animal ont été provoqués expérimentalement des cancers par injection de nitrites et d'aminés, à des doses cependant élevées.
- Le risque pour la population adulte lié aux nitrates est quasi nul : le danger existe lui, pour les nourrissons car il convient de ne pas dépasser un apport de 10 à 15 mg/kg/jour en nitrates. Ceci justifie la concentration maximale admissible fixée par la réglementation à 50mg.L⁻¹ dans une eau de boisson (et 0,1 mg.L⁻¹ pour les nitrites), cette faible valeur ayant été retenue pour garantir l'absence de risque de méthémoglobinémie dans cette population sensible.
- L'eau contenant des concentrations en nitrates supérieures à 50 mg.L⁻¹ est, bien sûr, déclarée réglementairement non potable et impropre à la consommation, et d'emploi déconseillé pour les nourrissons et les femmes enceintes. Mais elle pourrait être consommée sans aucun risque par des adultes qui ingèrent de bien

plus grandes quantités de nitrates et de nitrites par les charcuteries (conservateurs alimentaires autorisés et largement utilisés). Une eau embouteillée utilisée pour la préparation des biberons ne doit pas contenir plus de 25 mg.L⁻¹.

- Il ne s'agit donc pas d'un réel problème pour la santé, le coût des mesures pour éviter la pollution par les nitrates et éliminer ceux-ci des eaux contaminées est très lourd. Il convient cependant de poursuivre les efforts car les nitrates sont des indicateurs d'une dégradation du milieu, et peuvent être accompagnés de pesticides beaucoup plus difficiles à doser et à éliminer, dont les effets à long terme sont bien moins connus.
- Pour les pesticides, il y a deux façons de raisonner pour la fixation d'une CMA. Soit comme l'OMS on applique les principes énoncés plus haut et on fixe des valeurs molécule par molécule selon sa toxicité connue (de type déterministe ou stochastique). Soit comme l'Union Européenne on fixe une valeur indifférenciée de 0,1 ug.L⁻¹ pour chaque molécule quelque soit sa toxicité, en se fondant sur le principe de précaution : absence en quantité notable, la valeur de 0,1 (ug.L⁻¹ étant à l'époque liée aux limites de détection des diverses techniques analytiques. Pour certaines molécules cette valeur est trop élevée. Pour d'autres, tels les herbicides azotés (atrazine, simazine) peu toxiques, il conviendrait de retenir une CMA plus importante. Il n'y a d'ailleurs jamais été rapporté d'étude épidémiologique montrant une relation entre une pathologie chez les usagers et la consommation d'eau contenant des concentrations de ce niveau de grandeur, ce qui montre bien le caractère protecteur de ces CMA.

1.7.3. Les sous-produits de désinfection

La situation est très différente pour les sous-produits de la chloration des eaux pour lesquels la majorité des études épidémiologiques récentes montre une légère augmentation du risque de certains cancers (ex. : cancer de la vessie) chez les consommateurs d'eau depuis la première publication de Harris en 1974. Une revue de la littérature à ce sujet peut être trouvée dans un article de Craun (1991) à partir d'une vingtaine d'études épidémiologiques. La méta analyse de Morris et al. (1992) rapporte une petite augmentation du risque de cancer de la vessie (RR = 1,21) et du rectum (R = 1,38). Ces données ajoutées aux nombreuses études toxicologiques réalisées sur l'animal ont conduit à la proposition par de nombreuses instances internationales (OMS et UE) et nationales (US EPA, Canada etc.) de CMA pour les trihalomethanes :

chloroforme, bromodichloromethane, chlorodibromomethane et bromoforme (Hartemann et al. 1992 et 2011).

Si la présence de bromate dans les eaux naturelles est très faible, cet ion peut apparaître dans les eaux traitées soit à partir de l'ion bromure comme précurseur et après traitement d'ozonation (Legube Pet al., 1995, Koudjounouet al., 1996) soit par introduction directe par l'usage d'eau de Javel (Hutchinson et al., 1994). Ainsi pour une solution d'hypochlorite de sodium contenant 150 mg.L^{-1} de bromate, une désinfection équivalente à 1 ppm de chlore apporte $6,4 \text{ mg.L}^{-1}$ de bromate dans l'eau désinfectée.

Les études de Kurokawa et al. (1986 et 1990) administrant par voie orale une solution de bromate de potassium à des rats et des souris ont permis de mettre en évidence l'apparition de tumeurs rénales à des concentrations différentes selon la sensibilité des espèces. Les résultats de génotoxicité sont contradictoires. Cependant ces résultats ont conduit le Centre International de Recherche sur le Cancer à classer le bromate de potassium dans le groupe 2B des cancérigènes potentiels chez l'homme. Diverses propositions de recommandations de CMA provisoires ont été faites entre 10 et $25 \mu\text{g.L}^{-1}$ (OMS J.O. des CE 1995 ; Ponthius, 1995). De nombreuses recherches toxicologiques, analytiques et techniques sont nécessaires afin d'affiner les connaissances dans ce domaine et fixer une valeur paramétrique de façon plus assurée.

1.8. Conclusion

L'eau est essentielle à la vie. L'approvisionnement en eau de boisson saine et propre est indispensable à la subsistance. La présence de certains contaminants dans notre eau peut entraîner des problèmes de santé, notamment des troubles gastro-intestinaux, des problèmes de reproduction et des troubles neurologiques. Les nourrissons, les jeunes enfants, les femmes enceintes, les personnes âgées et les personnes immunodéprimées peuvent être particulièrement sensibles à la maladie. L'eau potable varie d'un endroit à l'autre, en fonction de l'état de la source d'eau à laquelle elle est extraite et du traitement qu'elle reçoit, mais elle doit respecter les réglementations en vigueur.

Chapitre 02

Etat de lieu de la Zone d'étude

2.1. Présentation de la ville de Souk-Ahras

La ville de Souk-Ahras est située dans la partie Centre-Est de la wilaya de Souk-Ahras. Elle occupe une superficie totale de 812 km². Elle est située dans une cuvette, entourée de montagnes boisées comme le Djebel Béni Salah faisant partie des Aurès, pays des Chaouias. Elle est aussi traversée par un des principaux oueds maghrébin, la Medjerda

Souk-Ahras est l'une des wilayas du dernier découpage administratif algérien qui date de 1985. Avant cette année les wilayas étaient au nombre de 31, elles sont au nombre de 48 actuellement. Le code wilaya de Souk-Ahras est 41.

La ville de Souk-Ahras est limitée par :

- La commune de Mechrouha au Nord.
- La commune de Zarouria au Sud.
- La commune d'Ouillen à l'Est.
- La commune de Hanancha à l'Ouest.

La ville de Souk-Ahras comptait 174 068 habitants (source DRE) et son réseau d'eau potable s'étend sur environ 275 km et environ 55.4 km de réseau d'adduction. Le réseau d'eau potable alimente 41166 abonnés de toute catégorie confondue dont 36125 d'abonnées domestiques (ADE 2019).

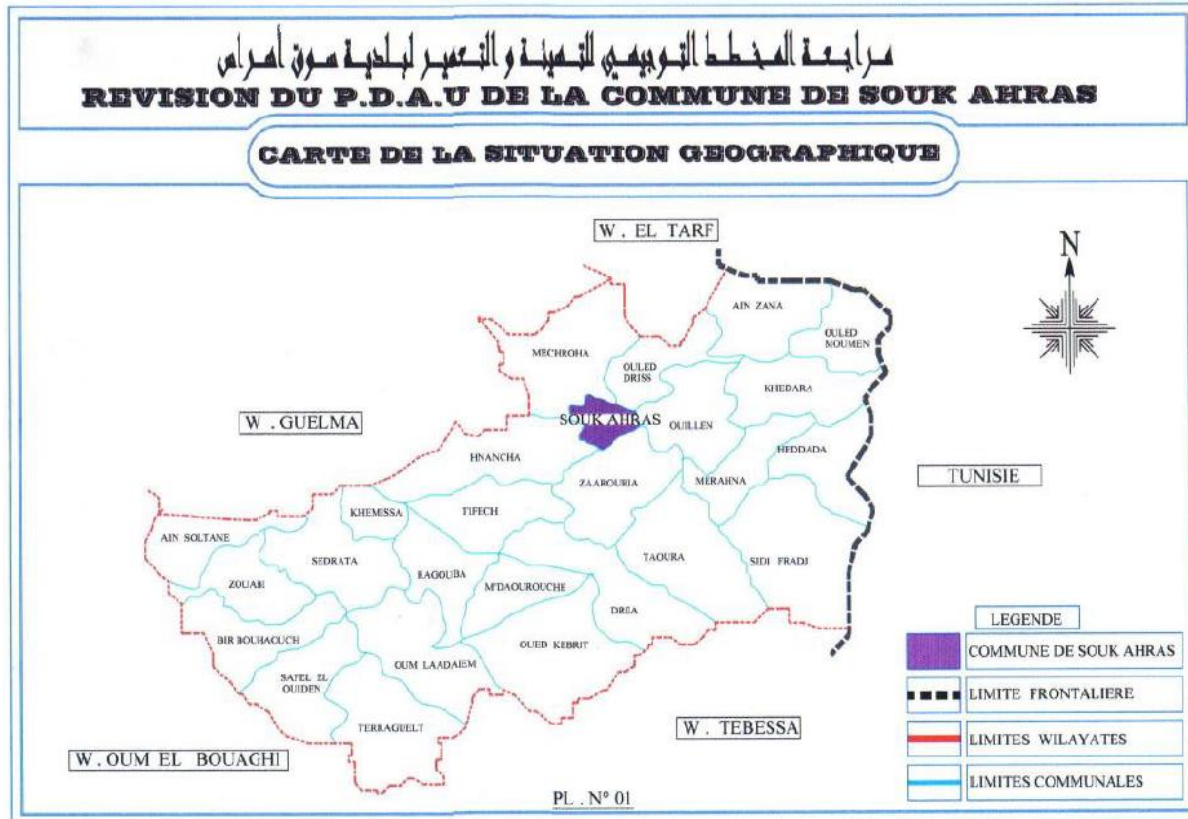


Figure 2.1 : Carte de la wilaya de Souk-Ahras ; Source : (PDAU 2007)

Dans son contexte administratif, la wilaya de Souk-Ahras a été issue de la réorganisation territoriale du pays en 1984. Elle dispose de 26 communes et 10 Daïras.

2.2. Gestion des services de l'eau à Souk-Ahras

Jusqu'au juillet 2006, la gestion de l'eau dans la ville de Souk-Ahras est assurée par L'EPDEMA de Souk-Ahras qui était un établissement à caractère départemental créé en 1987 et issu de deux entreprises nationales dissoutes. L'établissement était responsable de l'approvisionnement en eau potable et de l'assainissement liquide dans la wilaya de Souk-Ahras agissant en tant que gestionnaire des installations.

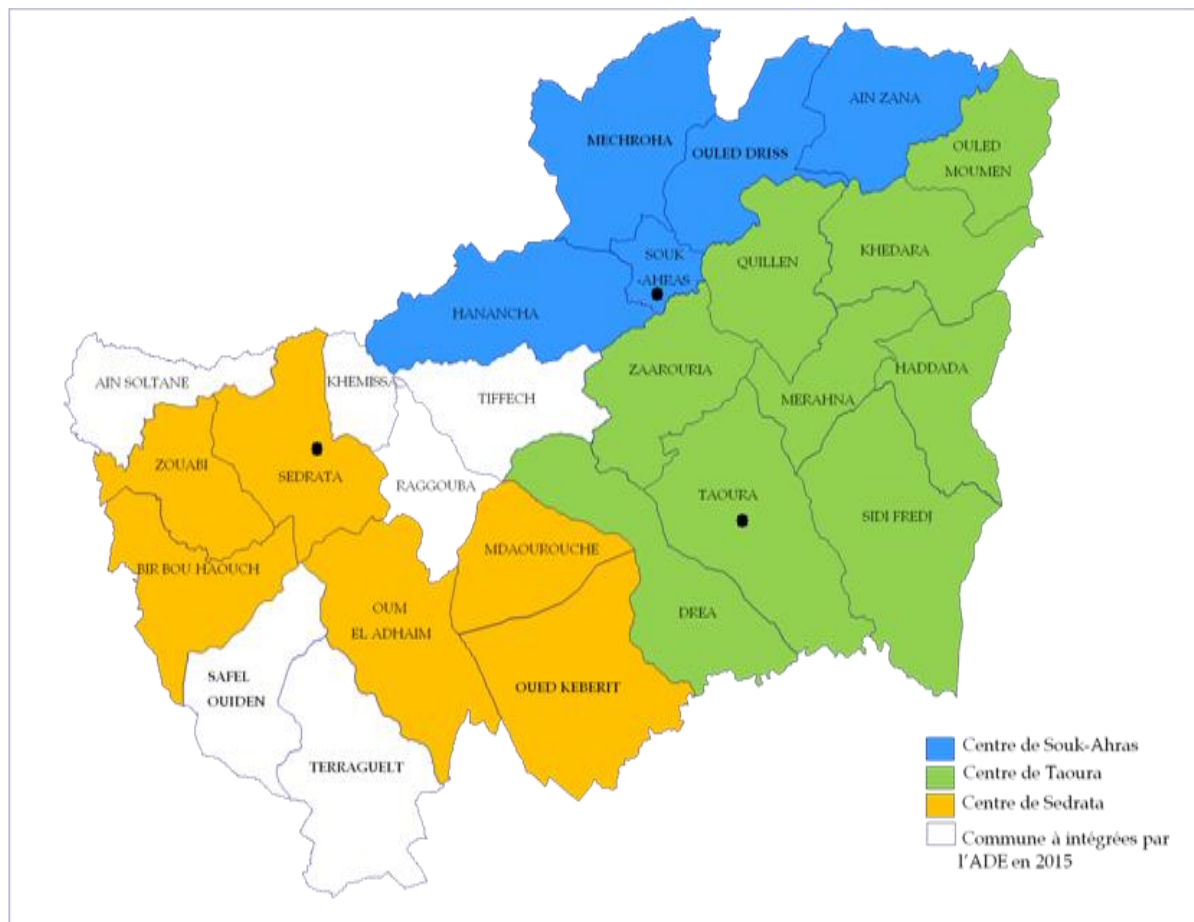
L'intégration au sein de l'ADE est intervenue au 1^{er} juillet 2006. Au niveau local, l'ADE est représentée par l'unité de Souk-Ahras, structurée en 03 centres (centre de Souk-Ahras, Taoura et Sedrata) qui gère 16 communes (tableau 2.1 et figure 2.2).

Le nombre des communes dont les réseaux d'AEP sont gérés par l'unité est de 18 avec des bénéficiaires de prestations en gros.

- Le nombre de communes non encore transférées est de 08 ;
- La population distribuée est de l'ordre de: 381086 soit 83% de la population totale de la wilaya.

Tableau 2.1 : Les communes gérées par l'Unité de Souk-Ahras

Centres	Communes gérées
Souk-Ahras	Souk-Ahras ; Mechroha ; Hennancha ; OuledDriss ;AinZana
Taoura	Taoura ; Dréa ; Merahna ; Zaarouria ; Heddada ; Khedara ; Ouillen ; Sidi-Fredj ; Ouled-Memen
Sedrata	Sedrata ; M' Daourouche ; Oum-Ladaim ;Oud-Kebrit ; Zouabi ; Bir-Bouhouch

**Figure 2.2.** Carte des communes gérées par l'ADE Souk-Ahras (Source : ADE, 2019).

2.2.1. Organigramme de l'unité

L'unité ADE de Souk-Ahras est organisée en (03) centres territoriaux, 10 secteurs opérationnels et 10 échelons, suivant le schéma ci-après :

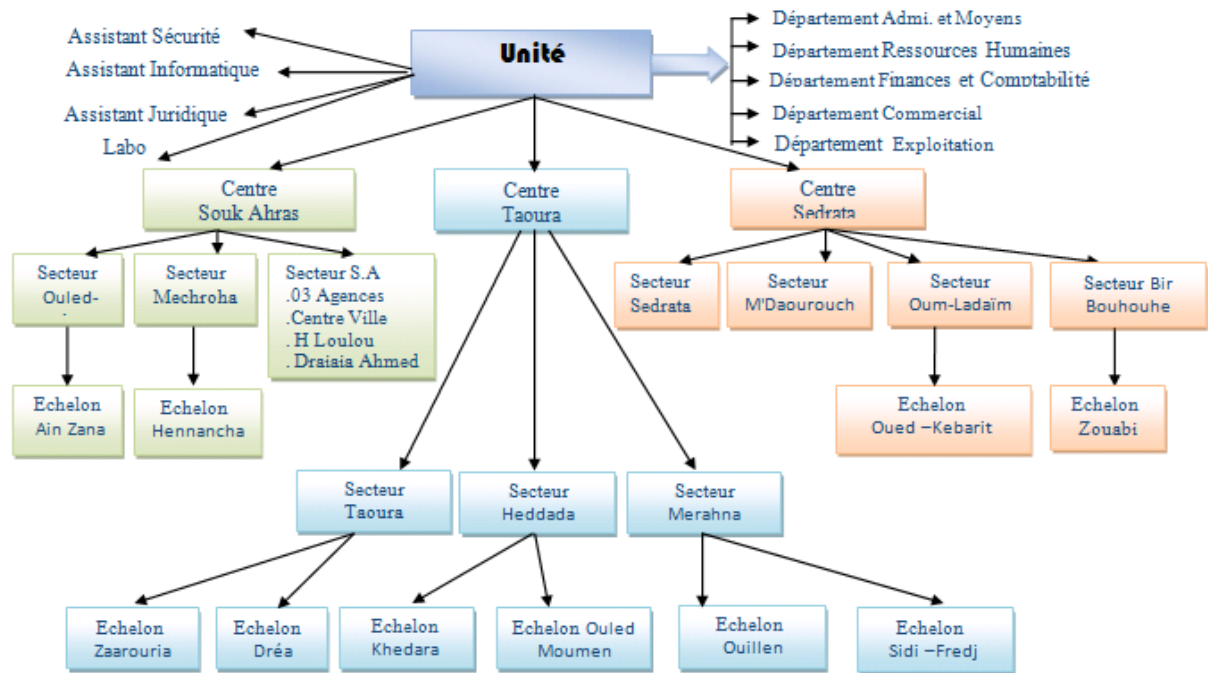


Figure 2.3. Organigramme de l'Unité ADE de Souk-Ahras (source : ADE, 2019)

2.2.2. Organigramme du centre de Souk-Ahras

Dans le centre de Souk-Ahras, on compte 5 services, 3 secteurs opérationnels et 2 échelons, suivant la figure (2.4)

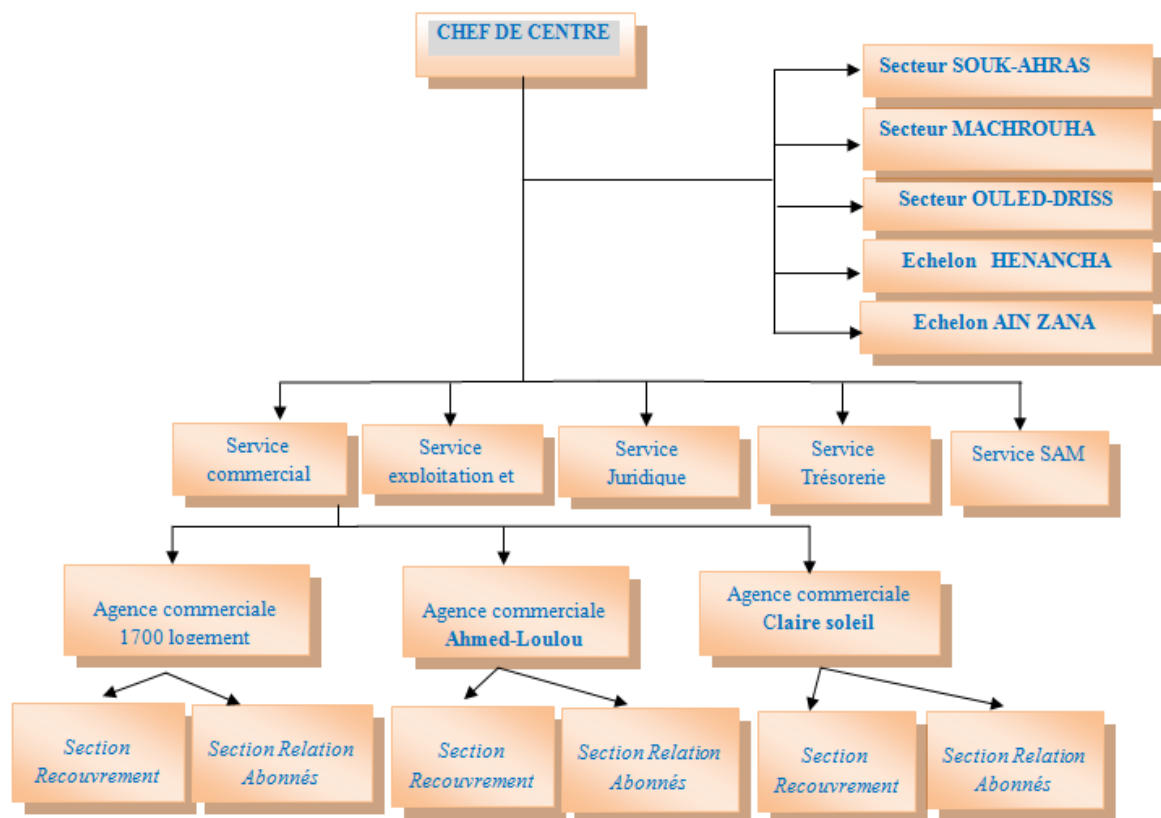


Figure 2.4. Organigramme du centre ADE de Souk-Ahras (source : ADE, 2019)

2.3. La ressource en eau

La ressource de l'alimentation de la commune de Souk-Ahras provient essentiellement du barrage d'Ain Dalia (Figure 2.5) qui assure également l'alimentation d'autres centres urbains dans les wilayas de Souk-Ahras, Tébessa (Aouinette et Ouenza) et Oum El-Bouaghi. Une autre ressource alimente en permanence la ville de Souk-Ahras, il s'agit des « sources » d'Ain Dalia qui sont des écoulements captés au pied du barrage.

D'autres ressources sont également exploitées mais leur contribution reste faible, comparée à l'apport du barrage. Elles participent à l'alimentation de quelques secteurs et fournissent un appoint en cas d'aléa climatique ou fonctionnel d'exploitation. Il s'agit des forages de la nappe de Taoura et des forages M'riss.

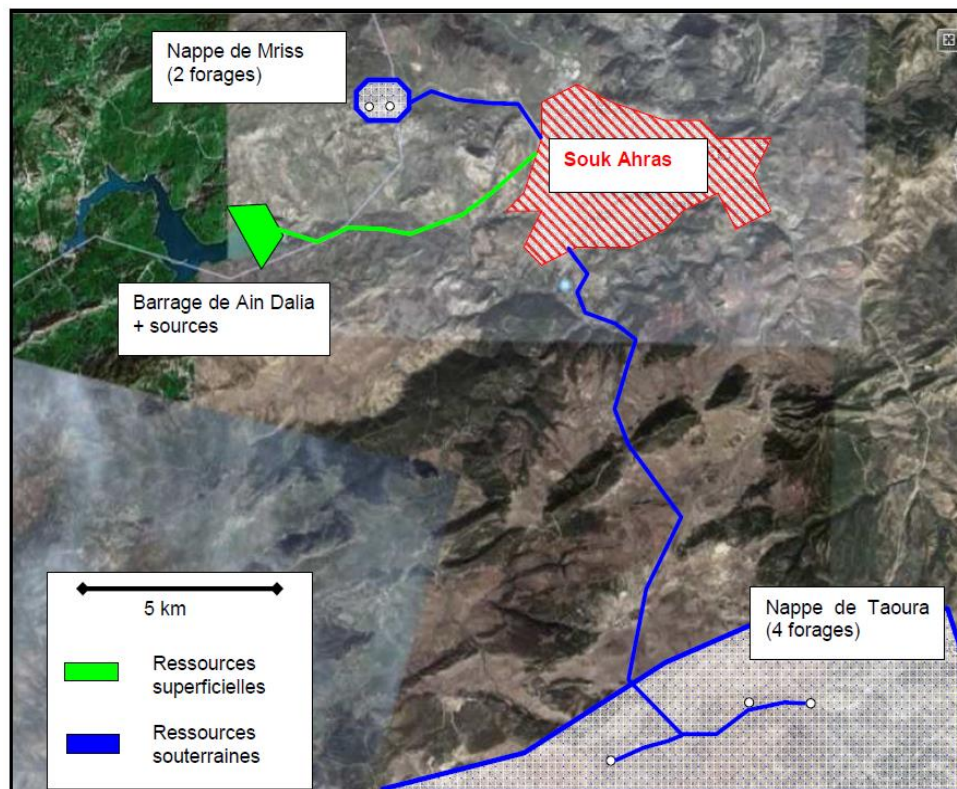


Figure 2.5. Les ressources d'alimentation de la ville de SOUK AHRAS

2.3.1. Ressources d'eau superficielle

- **Le barrage Ain Dalia :** Les ressources superficielles proviennent principalement du barrage d'Ain Dalia situé à une dizaine de kilomètres à l'ouest de Souk-Ahras. Le barrage a été mis en service en 1987. Il a une capacité utile de 70 millions m³. Le volume disponible en mars 2015 était de 53 millions de m³.

Le barrage d'Ain Dalia alimente la station de traitement du même nom qui produit 33700 m³/j d'eau traitée.



Photo 2.1. Barrage Ain Dalia

- **Les « sources » au pied du barrage AinDalia :** Ces « sources » sont en fait des infiltrations d'eau du barrage. Elles seraient apparues simultanément à son édification. Les débits des émergences fluctuent en fonction de la hauteur d'eau du barrage et auraient fortement évolués au fil du temps. Les eaux sont captées par un système de drains au pied de versant (photo ci-après) puis conduites par gravité jusqu'à la station de pompage de Moulin Deyron. Elles sont ensuite refoulées vers Souk Ahras.



Photo 2.2. Source Ain Dalia

2.3.2. Les ressources d'eau souterraine

Les ressources souterraines actuellement mobilisables pour l'alimentation en eau de Souk Ahras proviennent de 2 secteurs, les forages de M'Riss au Nord et la nappe de Taoura au Sud. Ces ressources assuraient l'alimentation en eau de la ville avant la mise en service du barrage.

Depuis lors, elles n'ont été que ponctuellement utilisées, à titre de secours ou de complément en cas d'incident d'exploitation et au cours de périodes d'insuffisance du barrage.

2.3.2.1. *Nappe de M'Riss*

La nappe de M'Riss est limitée en quantité et pose des problèmes qualitatifs. Elle ne peut pas avoir un avenir majeur dans l'alimentation de Souk-Ahras. Elle peut permettre de satisfaire des besoins locaux après s'être assuré de sa potabilité.

Ce secteur situé au Nord de la ville comporte trois forages dont deux pourraient être mobilisés pour l'alimentation en eau potable.

a) **Forage M'Riss 1**

Ce forage fournit un débit de $21.6 \text{ m}^3/\text{h}$ selon l'ADE (Année 2018). Mais ce forage est à l'arrêt à cause de sa mauvaise qualité.



Photo 2.3 : Forage Mriss 1

b) **Forage Mriss 2**

Ce Forage alimente un réservoir de 300 m^3 situé à 100 m puis les réservoirs de SNIC, à une profondeur de 155 m



Photo 2.4: Forage M'Riss 2

c) Forage M'Riss 3

Ce Forage alimente un réservoir de 300 m³ situé à 400 m puis les réservoirs de SNIC, à une profondeur de 160m. Selon les données de l'ADE 2015 le forage M'Riss 3 produit un très faible débit.



Photo 2.5 : Forage M'riiss 3

2.3.2.2. La nappe de Taoura

Cette nappe qui s'étend vers la frontière tunisienne a une importance régionale car il alimente de nombreuses localités riveraines. Il est situé à une trentaine de kilomètres au Sud de Souk-Ahras.

Dans la zone de la nappe de Toura, on a identifié 15 forages alors que seulement 3 d'entre eux sont réservés à la ville de Souk-Ahras. Ces derniers refoulent vers un réservoir de mise en charge de 350 m³ puis l'adduction se fait par gravité vers Souk-Ahras via une conduite en acier et fonte de diamètre 500 mm.

a) Le forage D'4

Ce forage alimente un réservoir de 500 m³ situé à 1 km puis le réservoir tampon de Tamatmat de 300 m³ et enfin la station de reprise PK 108, avec une profondeur de 100m, fournit un débit de 1692 m³/J (ADE 2015)



Photo 2.6 : Local abritant la fontainerie du forage D'4

b) Les forages T1 et T1bis

Ces forages alimentent un réservoir de 500 m³ situé à 1 km puis le réservoir tampon de Tamatmat de 300 m³ et enfin la station de reprise PK 108, avec des profondeurs de 115 m et 168 m.

Le forage T1 fournit un débit de 1586 m³/j, et le forage T1bis fournit un débit de 1615 m³/j (ADE 2019).

c) Le forage T7

Ce Forage alimente le réservoir tampon de Tamatmat de 300 m³ et ensuite la station de reprise PK 108, avec une profondeur de 1160 m, fournit un débit de 2074 m³/j (ADE 2015)



Photo 2.7 : Forage T7

2.3.3. Conclusion générale sur la ressource

Le tableau (2.2) résume les données caractéristiques du système d'adduction en eau potable de la ville.

Tableau 2.2 : Caractéristiques du système d'adduction en eau potable vers la ville de Souk-Ahras (ADE, 2019)

Nom de la ressource	Capacité maximale de production journalière Vers Souk-Ahras (m ³ /j)	Longueur cumulée des conduites d'adduction (ml)	Diamètre de la conduite d'adduction (mm)	Nature de la conduite
DEKMA	33700	10 681	600	Fonte
Source AinDalia	1000	8 005	400	Fonte
Forages de Taoura	5275	32 096	500	Acier/Fonte
Forages de Mriss	900	4 526	200	Acier /PEHD

2.4. Le Réseau d'adduction

Une fois l'eau captée et traitée, il faut la faire circuler dans des tuyaux d'adduction (figure 2.6). L'eau est ensuite stockée, puis acheminée par des tuyaux de distribution dans les logements. Le réseau d'adduction est égal à 55 Km.

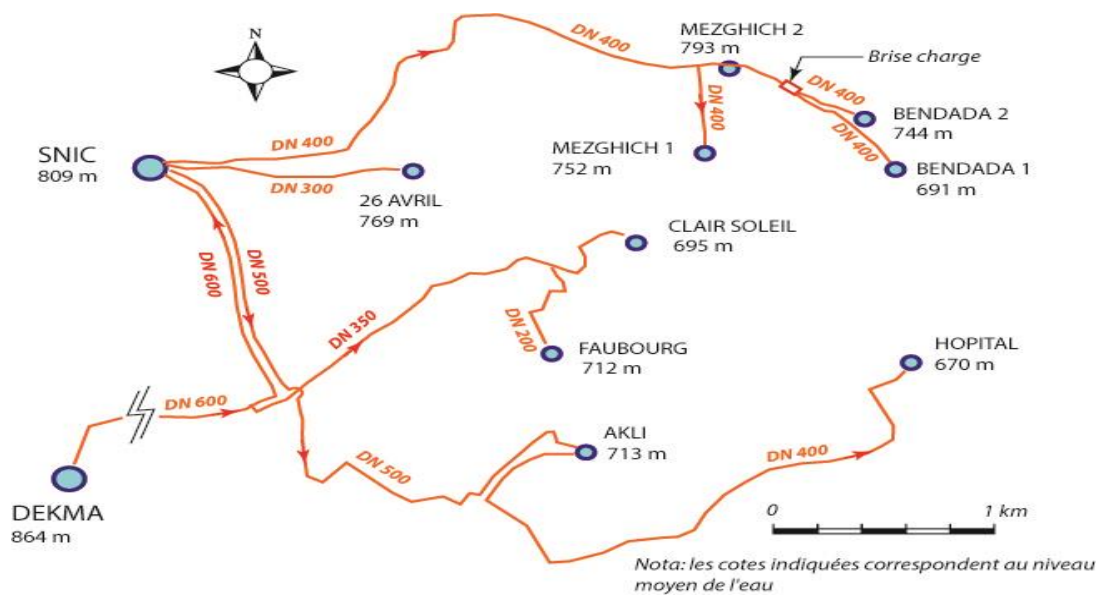


Figure 2.6 : Plan synthétique des conduites d'adduction

2.5. Le stockage (réservoirs)

La ville de Souk-Ahras compte 9 sites de stockage pour un total de 18 réservoirs d'une capacité de stockage varie entre 400 à 5000m³ (Tableau 2.3), répartis sur l'ensemble du périmètre de la ville (figure 2.7).

Tableau 2.3 : Liste des réservoirs de la ville de Souk-Ahras

Réservoirs	Capacité (m ³)	Année de construction
SNIC I	2 * 5000	1995 - 1996
SNIC II	2000	1995 - 1996
SNIC III	2500	2005
26 Avril I	2000	1979
26 Avril II	1000	1979
Clair Soleil	3 * 1800	1958
Faubourg	2 * 400	1958
Ben-Dada I	1000	1984
Ben-Dada II	1000	1984
Mezghich I	1000	1984
Mezghich II	1000	1996
Akli	2000	1996
Hôpital régional I	2000	1989
Hôpital régional II	2000	2005
PK 108	300	1982

Tous les ouvrages sont des réservoirs au sol ou semi enterrés. L'ensemble des réservoirs du système d'alimentation de la ville de Souk-Ahras totalise un volume de stockage de 42700m³ (ADE, 2019).

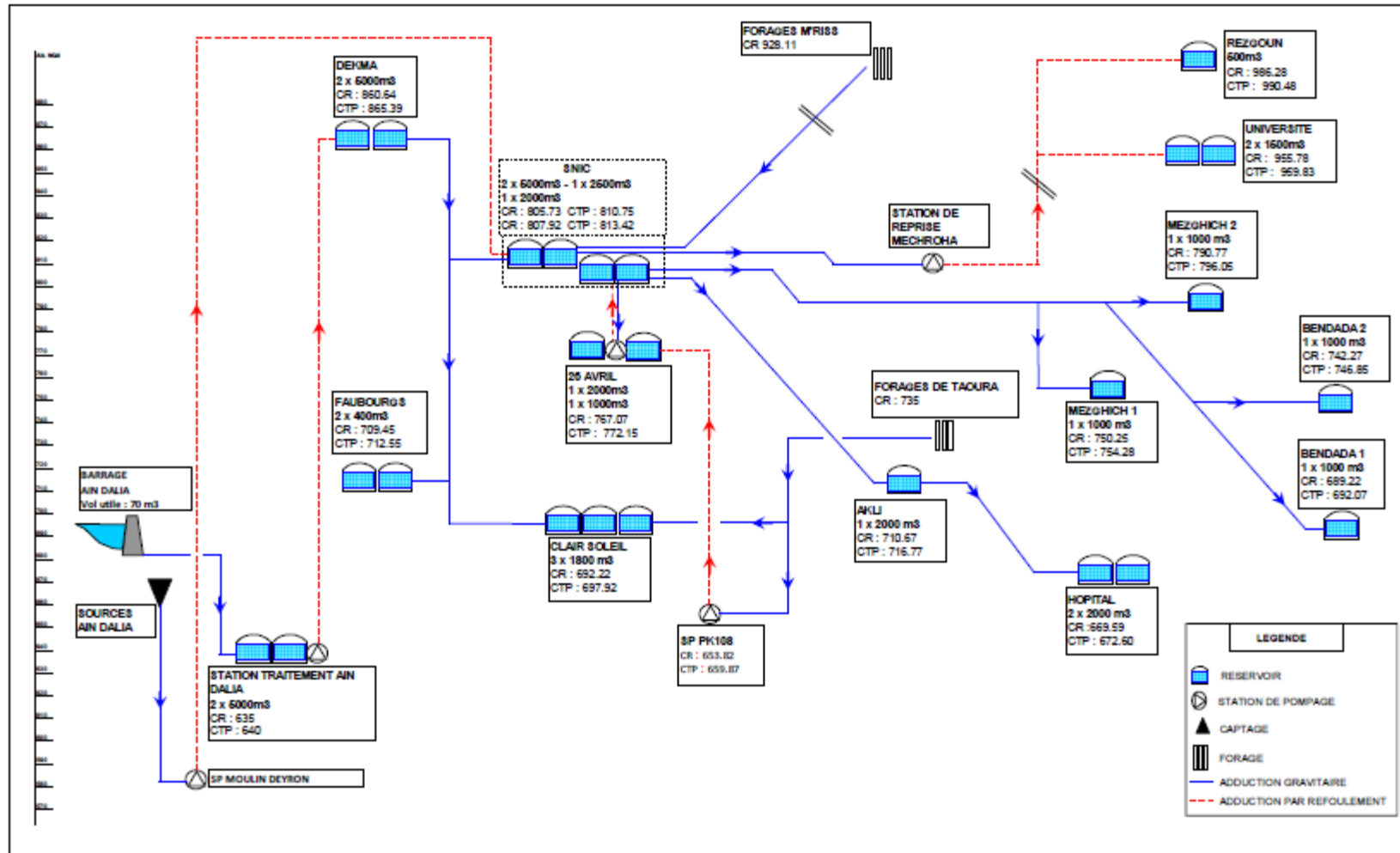


Figure 2.7 : Schéma synoptique des réservoirs de la ville de Souk-Ahras (Source : ADE, 2019)

2.6. Le réseau de distribution

Le réseau de distribution de la ville de Souk-Ahras est estimé à 220 km. Son âge moyen est d'environ **25 ans**.

La distribution est effectuée de façon intermittente sur des périodes de **3 à 6 heures**, un jour sur deux et des fois un jour sur trois.

L'absence de service continu n'est pas due à un manque de capacité de production mais à des débits de fuites excessifs.

2.7. Les données d'exploitation

2.7.1. Nombre des abonnés

L'évolution du nombre d'abonnés de la ville de Souk-Ahras connaît une augmentation faible mais régulière (figure 2.8).

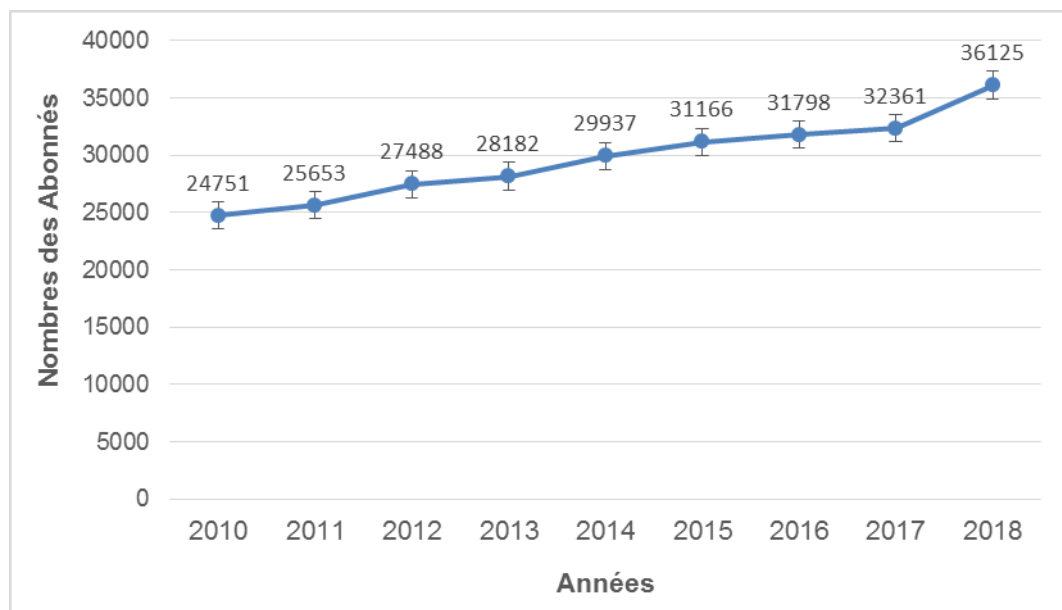


Figure 2.8. Evolution du nombre d'abonnés de la ville de Souk-Ahras

2.7.2. Les volumes

- Volume Produit
- Volume mis en Distribution
- Volume Facturé
- Les fuites
- Les Rendements

a) *Volumes Produit, Distribué et Facturé*

Les volumes produits puis distribués et facturés pour la ville de Souk-Ahras connaissent une évolution sensiblement différenciée pour les années 2010 -2018 (figure 2.9).

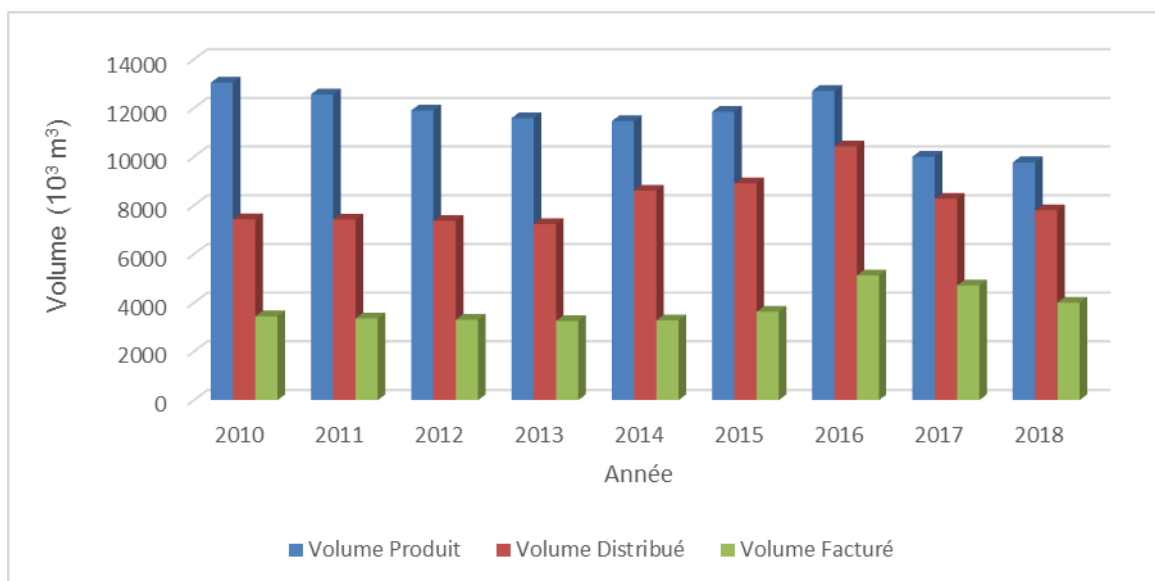


Figure 2.9 : Volumes produit, distribué et facturé pour la commune de Souk-Ahras des années 2010 - 2018

b) Les fuites d'eau dans le Système de distribution de la ville de Souk-Ahras

- Les fuites dans le réseau d'adduction

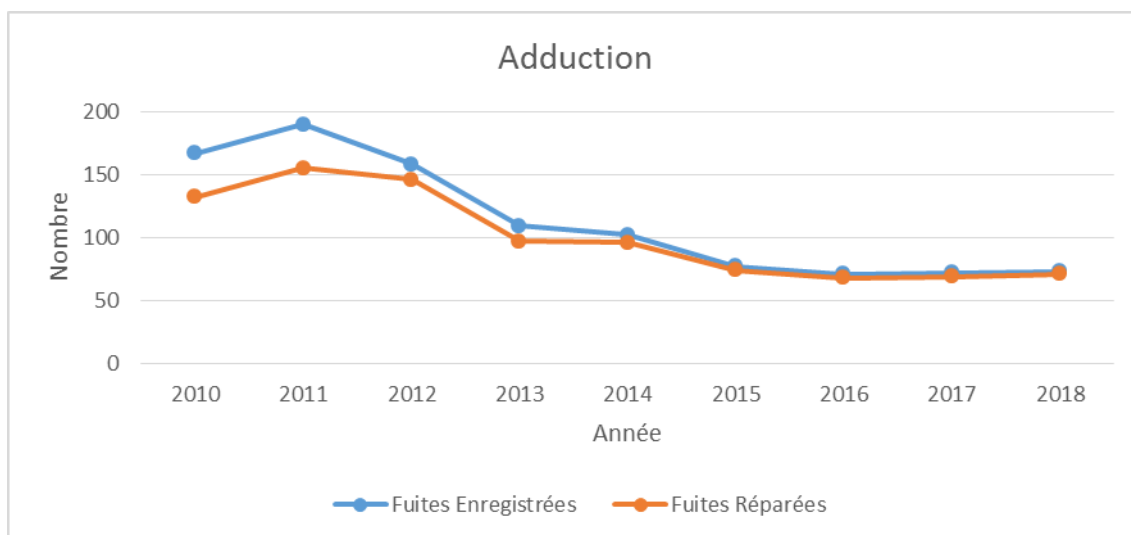


Figure 2.10 : Les fuites dans le réseau d'adduction

Il y a une diminution du nombre de fuites dans le réseau d'adduction du centre ADE de Souk-Ahras entre les années 2012 - 2013 et de 2014 - 2015 à cause de la réhabilitation de la conduite d'adduction entre la station Ain Dalia et les réservoirs de la ville de Souk-Ahras, ainsi qu'une partie de la conduite d'adduction de la nappe de Taoura.

- Les fuites dans le réseau de distribution

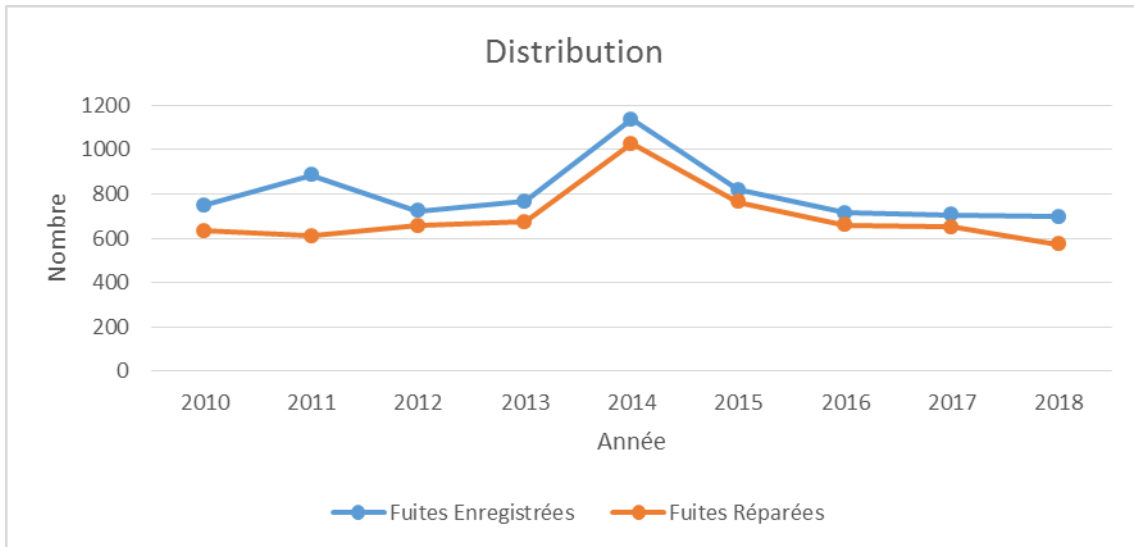


Figure 2.11 : Les fuites dans le réseau de distribution

Malgré le projet de réhabilitation (presque 70% du réseau de distribution de la ville de Souk-Ahras) nous remarquons que le nombre de fuites enregistrées et réparées est resté toujours considérable (figure 2.11).

- Les fuites dans les branchements

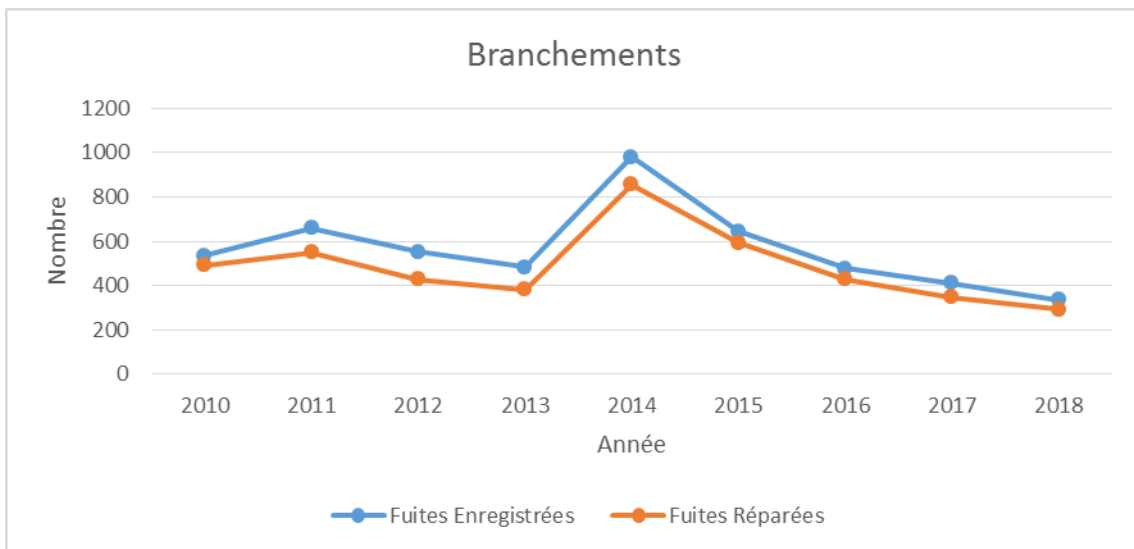


Figure 2.12 : Les fuites dans les branchements

Nous avons remarqué que le taux des fuites enregistrées est supérieur aux taux des fuites réparées dans les branchements individuels des abonnés, c'est à cause du manque des plombiers et main-d'œuvre qualifiés.

c) *Les rendements*

Le rendement du réseau est un indicateur simple et très utilisé qui permet d'apprécier la qualité d'un réseau. Il représente le rapport entre la quantité d'eau consommée par les abonnés et la quantité d'eau introduite dans le réseau. Il existe de nombreuses définitions du rendement qui dépendent des volumes pris en compte pour son calcul. Dans notre analyse, il s'agit plus précisément du rendement dit primaire.

Pour un service de distribution, l'essentiel est de définir précisément les termes utilisés et d'en suivre l'évolution d'une année à l'autre.

Il s'agit de l'indicateur de pertes le plus classiquement utilisé. Il existe de multiples définitions du rendement :

- 1) Le rendement brut ou rendement primaire :

Rendement primaire (%) :

- 2) Le rendement du réseau (R2) est égal au rapport, exprimé en pourcentage, des quantités d'eau facturées aux abonnés (Q_{ef}) par les quantités mises en distribution (Q_{ed}) de la même année : $R2 = Q_{ef} / Q_{ed}$.

- 3) Indice Linéaire de Perte (ILP) : L'ILP représente le volume journalier d'eau perdu par longueur du réseau.

- 4) Indice linéaire de consommation :

Dans le cadre de ce chapitre, nous avons calculé les rendements suivants (figure 2.13):

- $R1 = \text{Volume distribué} / \text{Volume Produit}$
- $R2 = \text{Volume Facturé} / \text{Volume distribué}$
- $R3 = \text{Volume Facturé} / \text{Volume Produit}$

Nous n'avons pas pu calculer les deux autres rendements (ILP et ILC) par manque de données (absence de compteurs à la rentrée et la sortie des réservoirs).

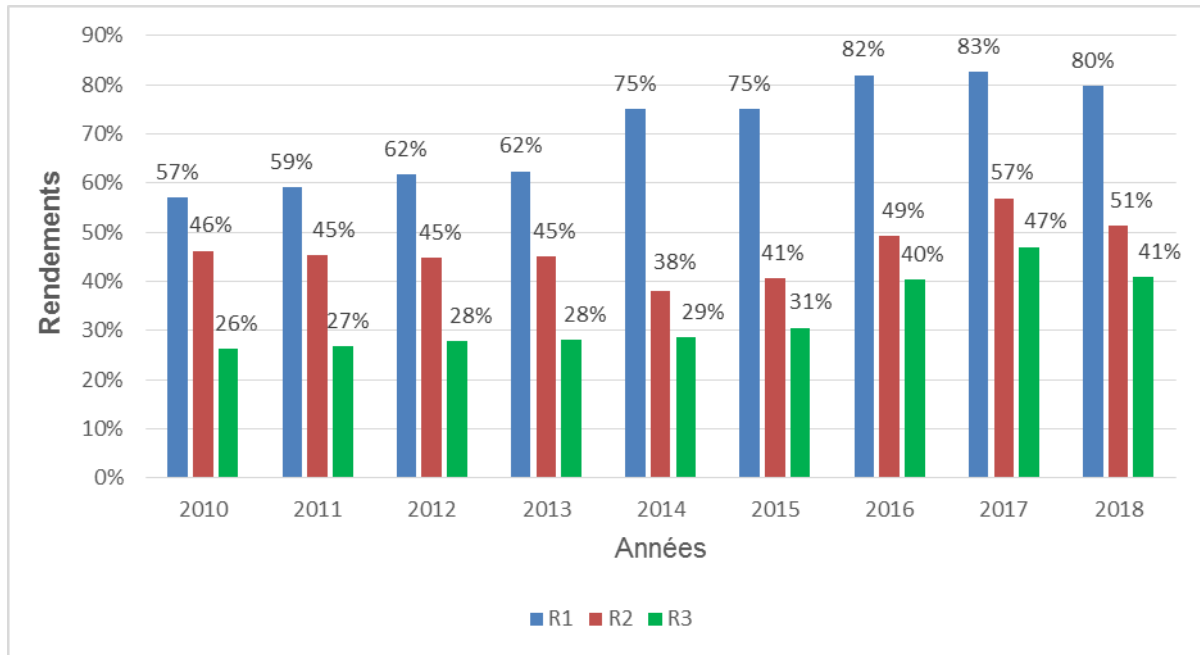


Figure 2.13 : Les rendements du secteur de Souk-Ahras

D'après l'analyse de la figure 2.13, les rendements sont loin des normes nationales et internationales :

- Pour R1, nous avons trouvé qu'il est entre 57 et 75%, donc : **R1 < 90%**
- Pour R2, nous avons trouvé qu'il est entre 44 et 68%, donc : **R2 < 70%**
- Pour R3, nous avons trouvé qu'il est entre 26 et 44%, donc : **R3 < 60%**

D'après ces trois indicateurs, nous confirmons que notre réseau, n'est pas performant et l'ADE doit améliorer sa gestion pour réduire les pertes et augmenter la performance de son système de distribution d'eau potable.

Les chiffres du rendement démontrent à quel point le réseau est fuyard et nécessite d'être réhabilité.

2.8. La Sectorisation

La sectorisation consiste à diviser un réseau en plusieurs sous-secteurs ayant des charges hydrauliques et des conditions géographiques (proximité et élévation) semblables et délimités par des vannes fermées et des débitmètres (Anderson et al. 2007). Elle permet : (1) de comptabiliser le volume des pertes d'eau dans chaque secteur, en comparant le débit entrant mesuré et la consommation durant la période de consommation journalière minimale (consommation nocturne), et donc d'établir un bilan hydrique, (2) de répertorier les nouvelles

fuites et bris de conduites dans un secteur par l'analyse de la fluctuation des débits entrants de chaque secteur, et (3) de gérer la pression secteur par secteur afin d'opérer l'ensemble du réseau à un niveau de pression optimal.

D'après l'étude «réhabilitation» réalisée par le compte de la direction des ressources en eau, la ville de Souk-Ahras est composée de 11 secteurs (figure 2.14).

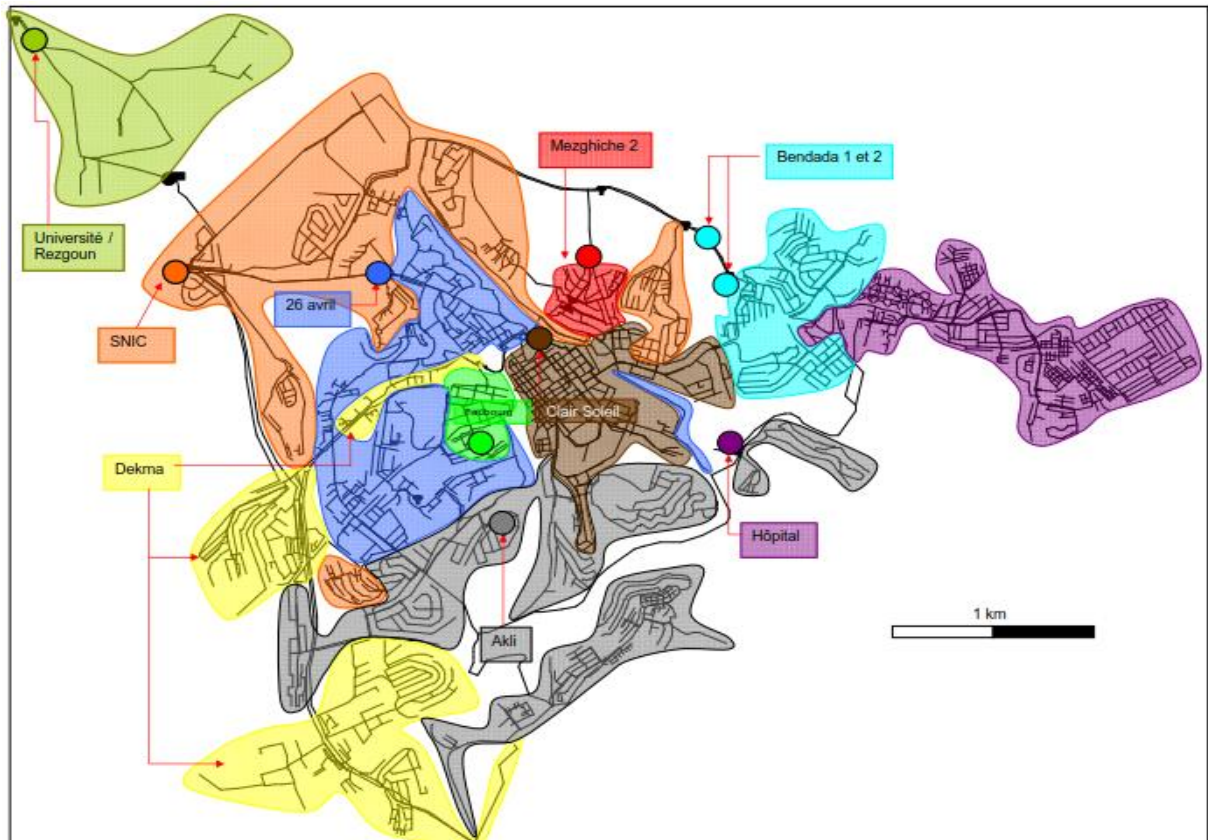


Figure 2.14 : La sectorisation du réseau de distribution de la ville de Souk-Ahras

2.8.1. Secteur Clair Soleil

Le secteur Clair Soleil est alimenté par les trois réservoirs jumelés de clair soleil d'une capacité globale de 3 1800 m³ (photo 2.8). Le réseau issu de ce réservoir compte un linéaire d'environ 24 Km, comportant toutes les conduites dont le diamètre est supérieur à DN 40.



Photo 2.8 : Réservoir Clair Soleil

Le secteur Clair Soleil est constitué de quatre sous-secteurs (figure 2.15).

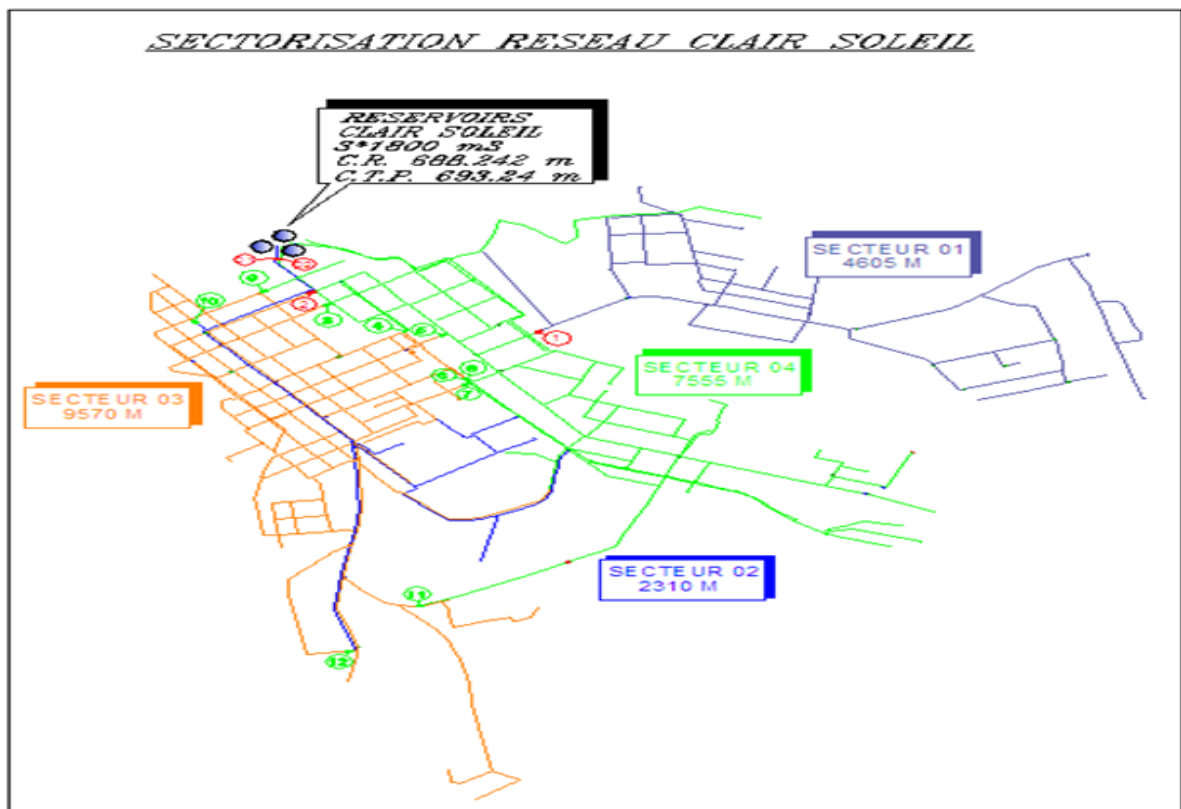


Figure 2.15 : Plan de sectorisation du secteur clair soleil

2.8.2. Secteur SNIC

Le réservoir de SNIC est formé de quatre réservoirs de capacité globale de 14500 m³ : 25000m³, 2500m³ et 2000m³ (photo 2.9).



Photo 2.9 : Réservoir SNIC

Ils sont destinés à alimenter cinq sous-secteurs

- a. Les deux réservoirs 2500 m³ et 2000m³ alimentent la Cité 26 avril, Baoulou 1, Baoulou 2, Elatex, SNIC, Zone industrielle, Logements ENAP, Logements ELATEX, 418 logements (figure 2.16). Le réseau issu de ces réservoirs compte un linéaire d'environ 14 Km qui a été réparti en deux sous-secteurs.

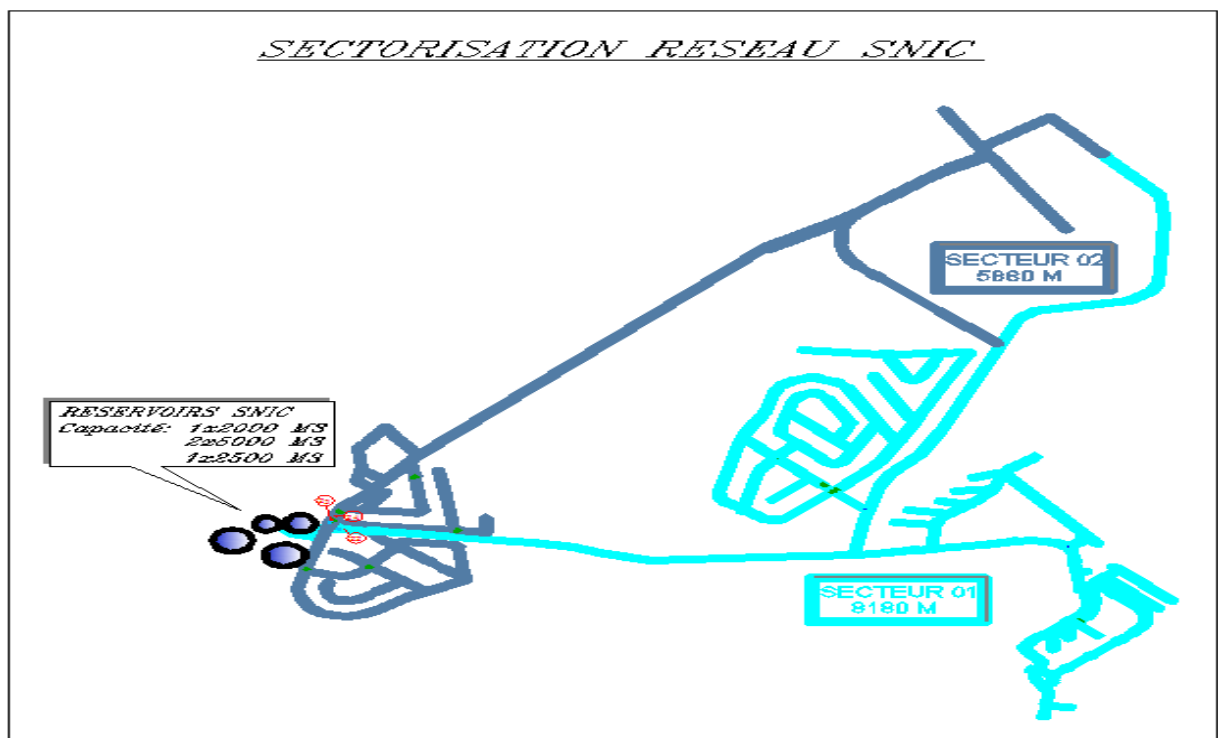


Figure 2.16 : Plan de sectorisation du secteur SNIC

- b. Le réservoir 2x5000m³ fait le transit vers le réservoir Akli avec une conduite de diamètre Ø500 en fonte qui alimente à son passage les quartiers suivants : 200 logements LSP et les 400 logements. Le réseau issu de ce réservoir compte un linéaire

d'environ 9.70 Km, comportant toutes les conduites dont le diamètre est supérieur à DN 40. Il a été réparti en trois sous-secteurs.

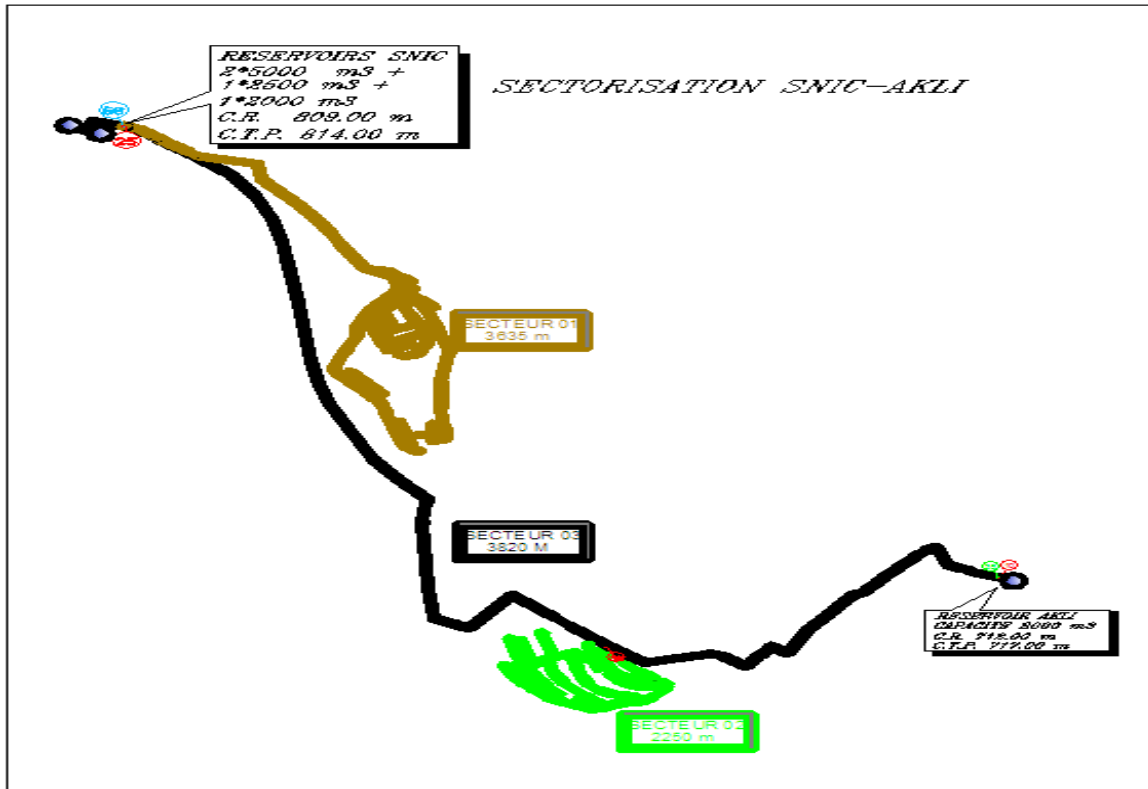


Figure 2.17 : Plan de sectorisation du secteur Snic-Akli.

2.8.3. Secteur Akli

Le réservoir d'Akli de capacité de 2000 m³ (Photo 2.10) est destiné à alimenter les quartiers suivants : lotissement Akli, lotissement Zhun 1 et 2, Camp d'aviation, Lotissement HayChahid 2, Cité Ibn Rochd, Cité RebahiNouar et le Lotissement des Amandiers (figure 2.18). Le réseau issu de ce réservoir compte un linéaire d'environ 41.89 Km, comportant toutes les conduites dont le diamètre est supérieur à DN 40.

Ce secteur est divisé en neuf sous-secteurs.



Photo 2.10 : Réservoir Akli

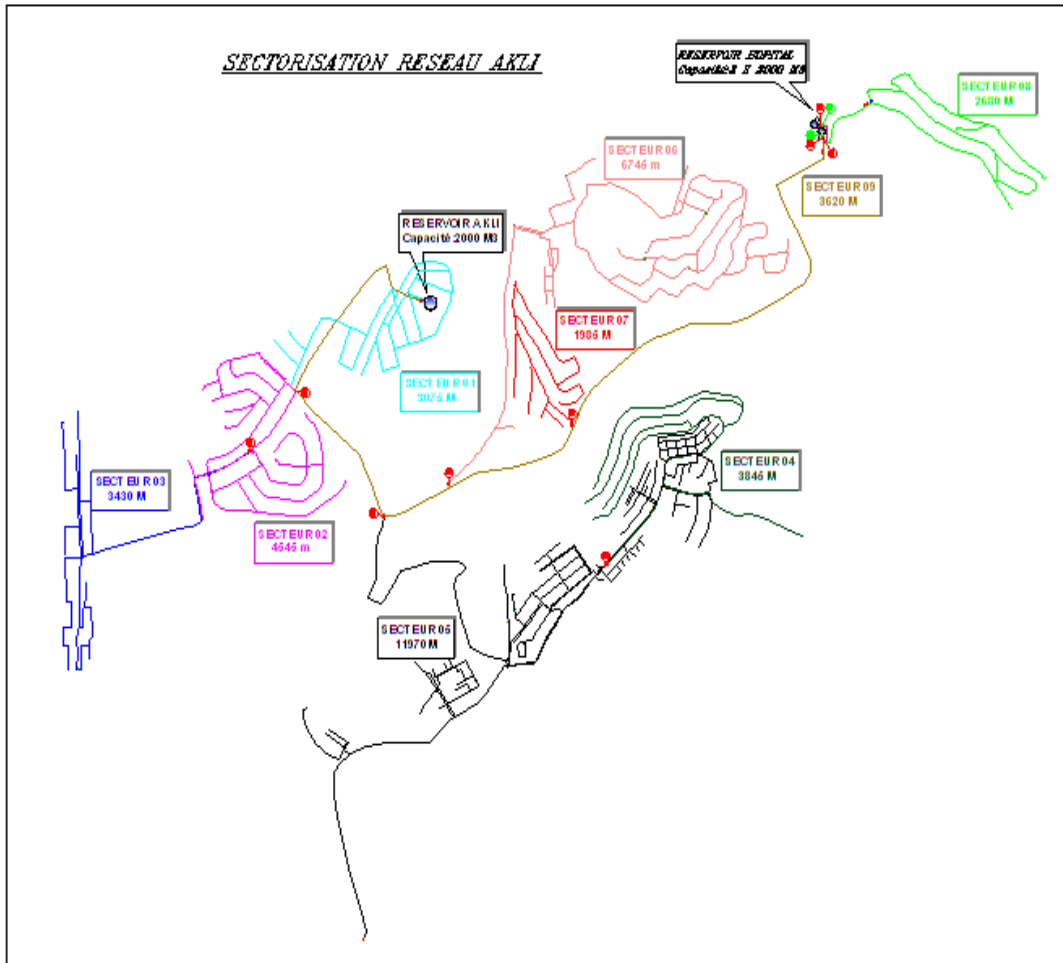


Figure 2.18 : Plan de sectorisation du secteur Akli

2.8.4. Secteur Hôpital régional

Le réservoir de l'hôpital régional est constitué de deux(02) réservoirs jumelés de capacité globale de $2 \times 2000 \text{ m}^3$ (Photo 2.11). Il est destiné à alimenter les quartiers suivants : Cité Hamma Loulou, Cité 680 logements, Cité 380 logements, Cité 151 logements, Cité 252 logements, Cité 40 logements, Cité 96 logements, Lotissement Sidi Messaoud 1 et 2. Le réseau issu de ces réservoirs compte un linéaire d'environ 40.44 Km, comportant toutes les conduites dont le diamètre est supérieur à DN 40.



Photo 2.11 : Réservoir Hôpital régional

Le secteur Hôpital régional est divisé en six secteurs (figure 2.19).

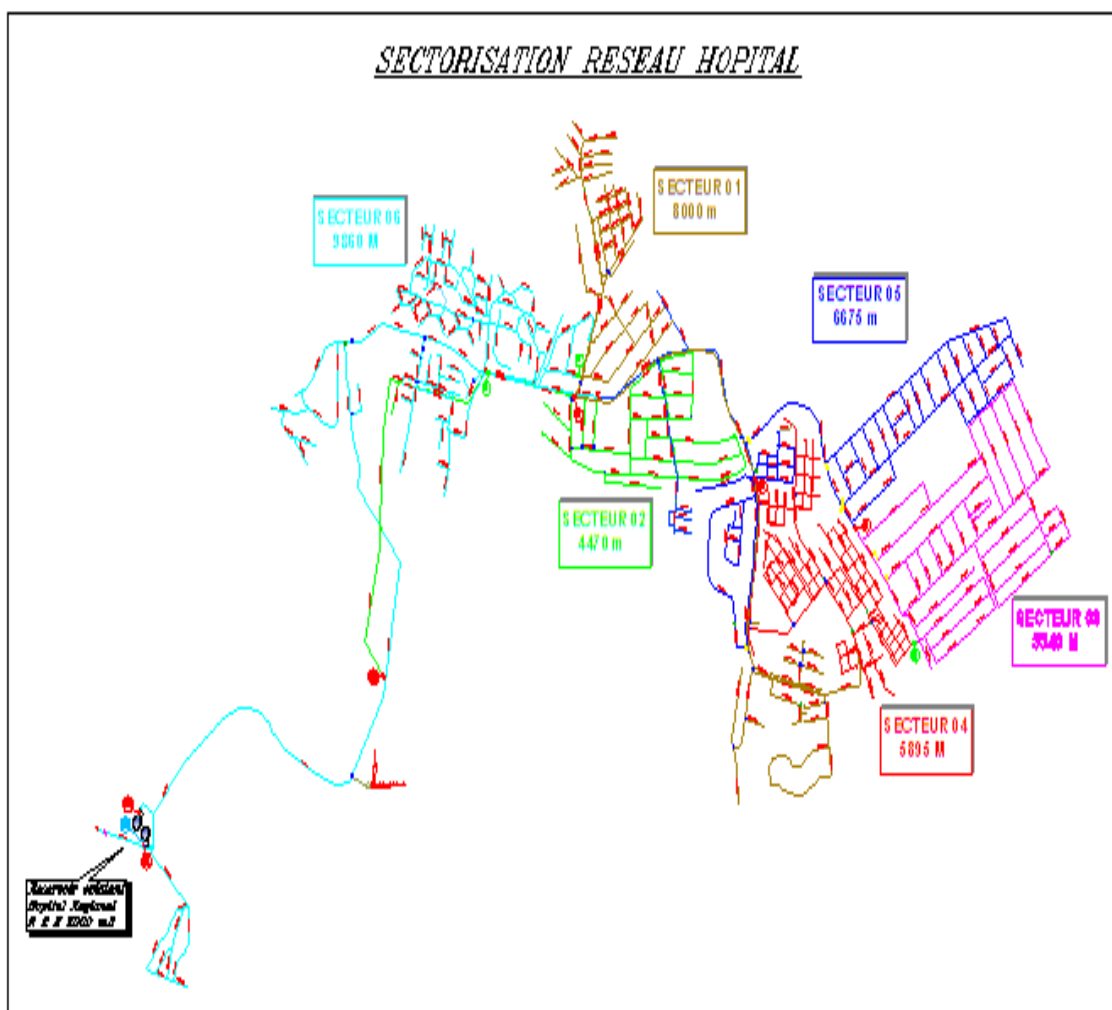


Figure 2.19. Plan de sectorisation du secteur Hôpital régional.

2.8.5. Secteur Faubourg

Le réservoir du Faubourg est constitué de deux réservoirs jumelés de capacité globale de 2400 m³ (Photo 2.12). Il est destiné à alimenter les quartiers suivants : Lotissement Château d'eau et la Cité Faubourg. Le réseau issu de ce réservoir compte un linéaire d'environ 4.5 Km.

Le secteur Faubourg est réparti en deux sous-secteurs (figure 2.20).



Photo 2.12 : Réservoir Faubourg

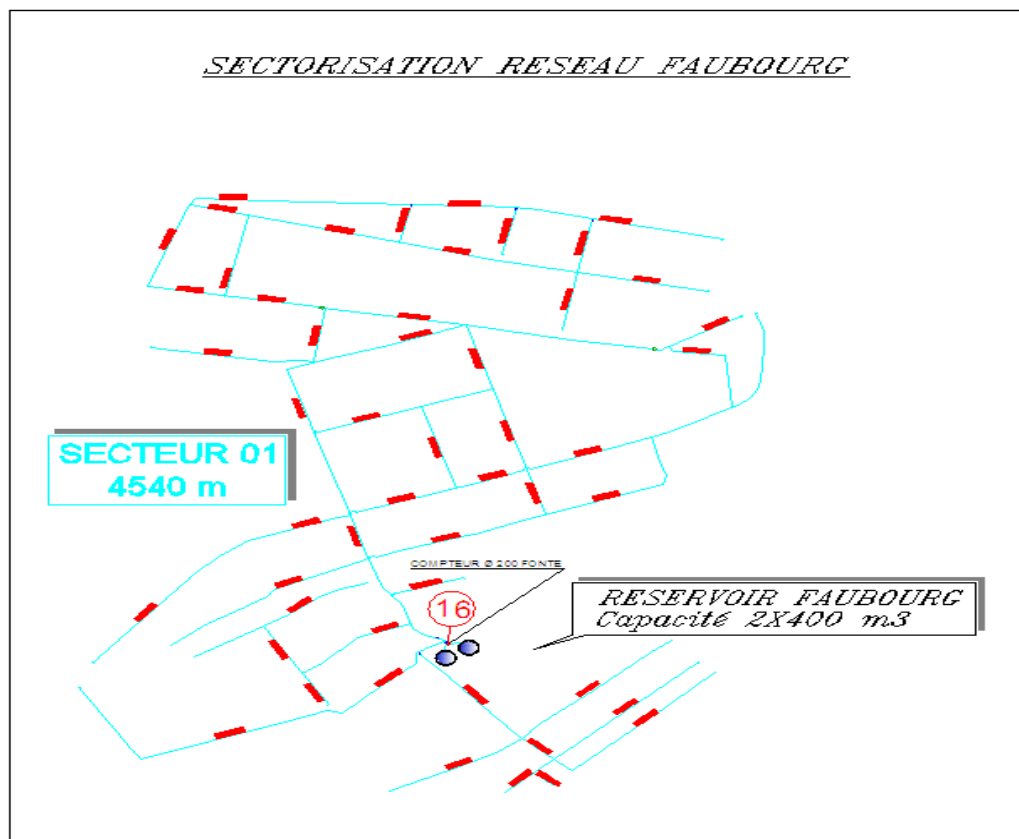


Figure 2.20 : Plan de sectorisation du secteur Faubourg.

2.8.6. Secteur 26 Avril

Le réservoir du 26 Avril est constitué de deux réservoirs jumelés de capacité globale de 2000 m³ et de 1000 m³ (Photo 2.13). Il est destiné à alimenter les quartiers suivants : 1700 logements, Lotissement 26 avril, Lotissement SIPOREX, 440 logements, Kouicem supérieur, 1700 logements 4 et 5, Kouicem inférieur, Cimenterie juif, HLM Garde Mobile, Rue Haririche Abdelatif, Rue Abderrahmane Ben Salem, Route Annaba, Rue Hamaria Lakhder, Rue Mazera, 72 logements. Le réseau issu de ce réservoir compte un linéaire d'environ 32.18 Km. On a pu diviser le réseau en quatre secteurs (figure 2.21



Photo 2.13 : Réservoir 26 Avril

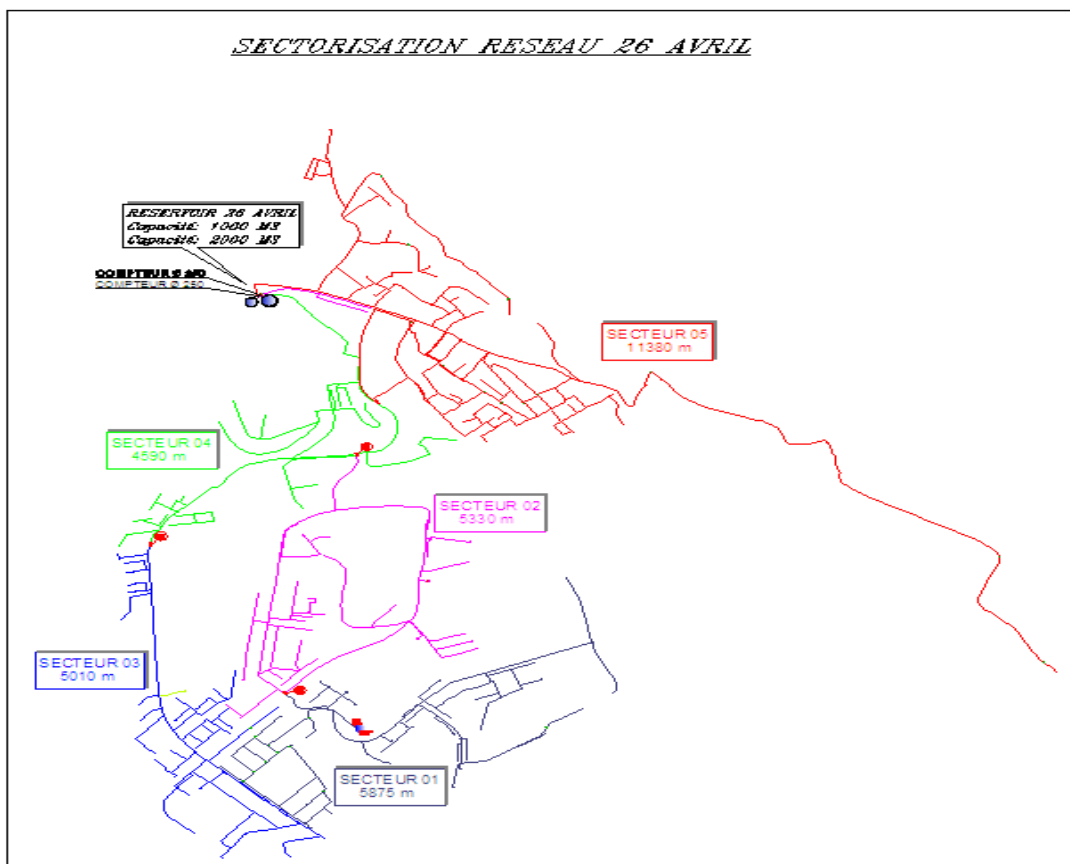


Figure 2.21 : Plan de sectorisation du secteur 26 Avril

2.8.7. Secteur Mezghiche 1

Le réservoir de Mezghiche 1 de capacité globale de 1000 m³ (Photo 2.14) est destiné à alimenter la Cité Mezghiche. Le réseau issu de ce réservoir compte un linéaire d'environ 6.08 Km. Tout le réseau issu du réservoir Mezghiche1 représente un seul secteur (figure 2.22).



Photo 2.14 : Réservoir Mezghiche 1

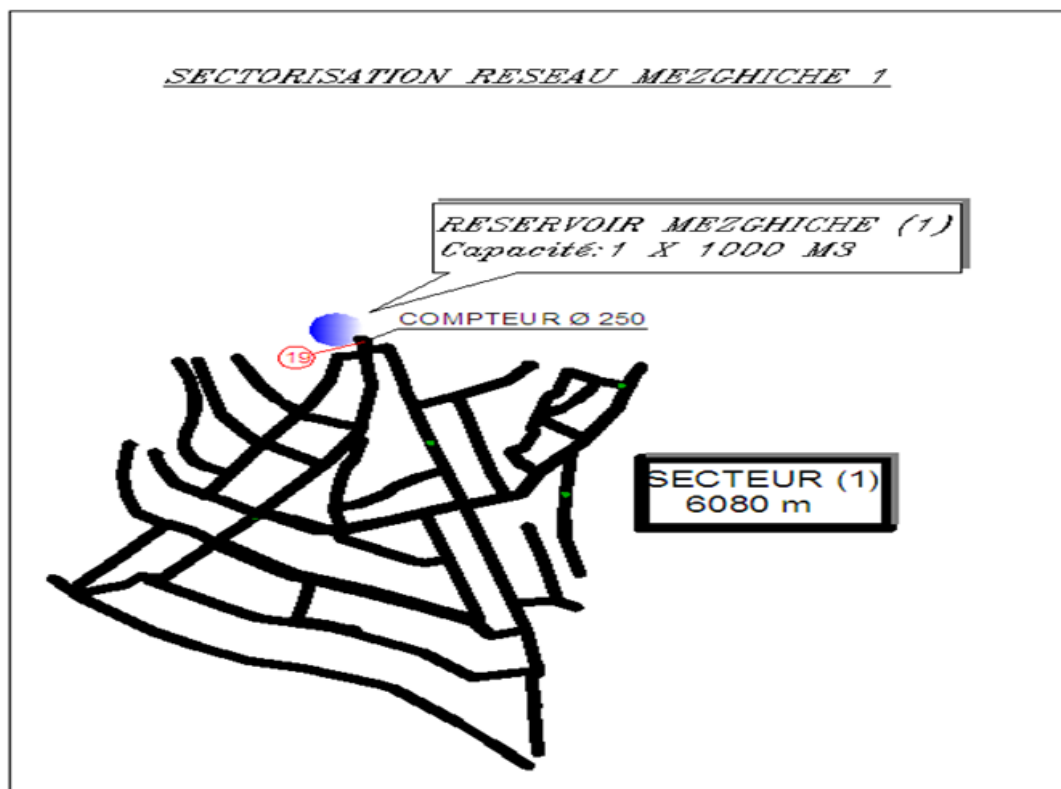


Figure 2.22 : Plan de sectorisation du secteur Mezghiche1

2.8.8. 4.8. Secteur Mezghiche 2

Le réservoir de Mezghiche 2 de capacité globale de 1000 m³ (Photo 2.15) est destiné à alimenter les quartiers suivants : Lotissement Ghaloussi, logements Ghaloussi, Cité Oualaa et Diarjdid. Le réseau issu de ce réservoir compte un linéaire d'environ 14.36 Km.



Photo 2.15 : Réservoir Mezghiche 2

Le réseau est réparti en deux (02) secteurs, secteur 1 représente le quartier de Ghaloussi et le secteur 2 représente la cité Oualaa , voir la figure (2.23).

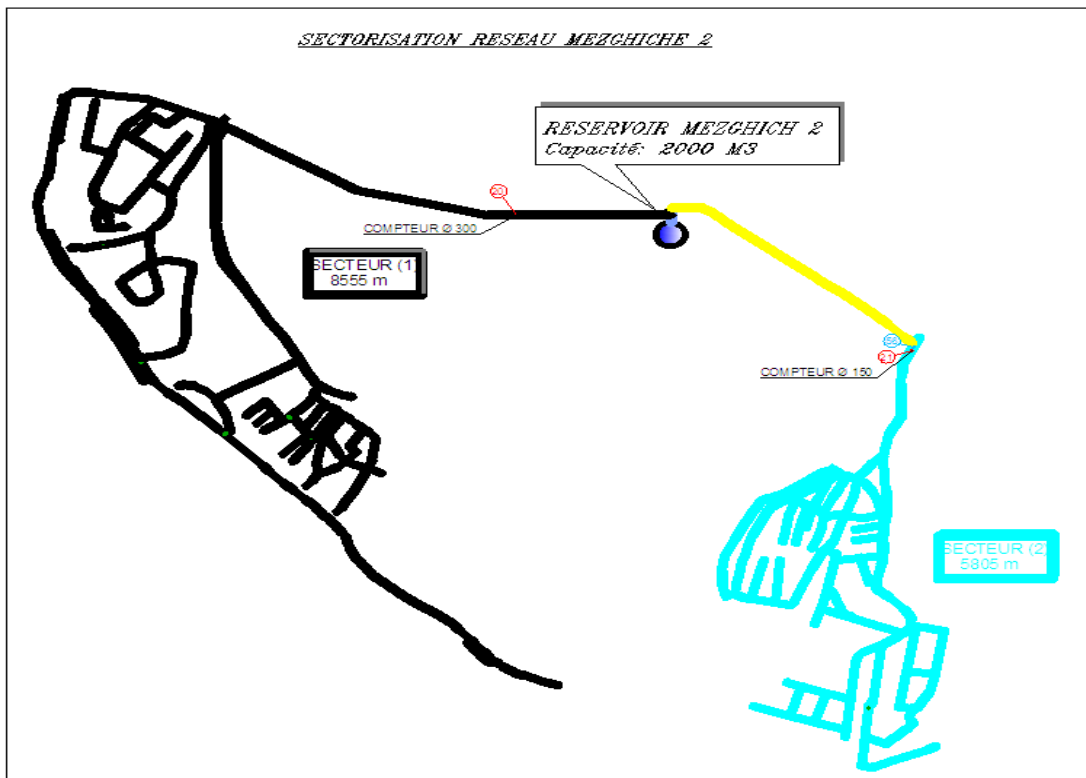


Figure 2.23 : Plan de sectorisation du secteur Mezghiche 2

2.8.9. Secteur Bendada 1 et 2

Le réservoir de Bendada 1 et 2 de capacité globale chacun de 1000 m³ (Photo 2.16) est destiné à alimenter les quartiers suivants : Lotissement DiarZergua 2,3, Lotissement Bendada 2, Lotissement Champ de tir, Cité 1er Octobre, Lotissement Ain Ouedellah social. Le réseau issu de ce réservoir compte un linéaire d'environ 15.87 Km. Il est divisé en trois sous-secteurs (figure 3.23) comportant toutes les conduites dont le diamètre est supérieur à DN 40.



Photo 2.16 : Réservoir Bendada 1 et 2

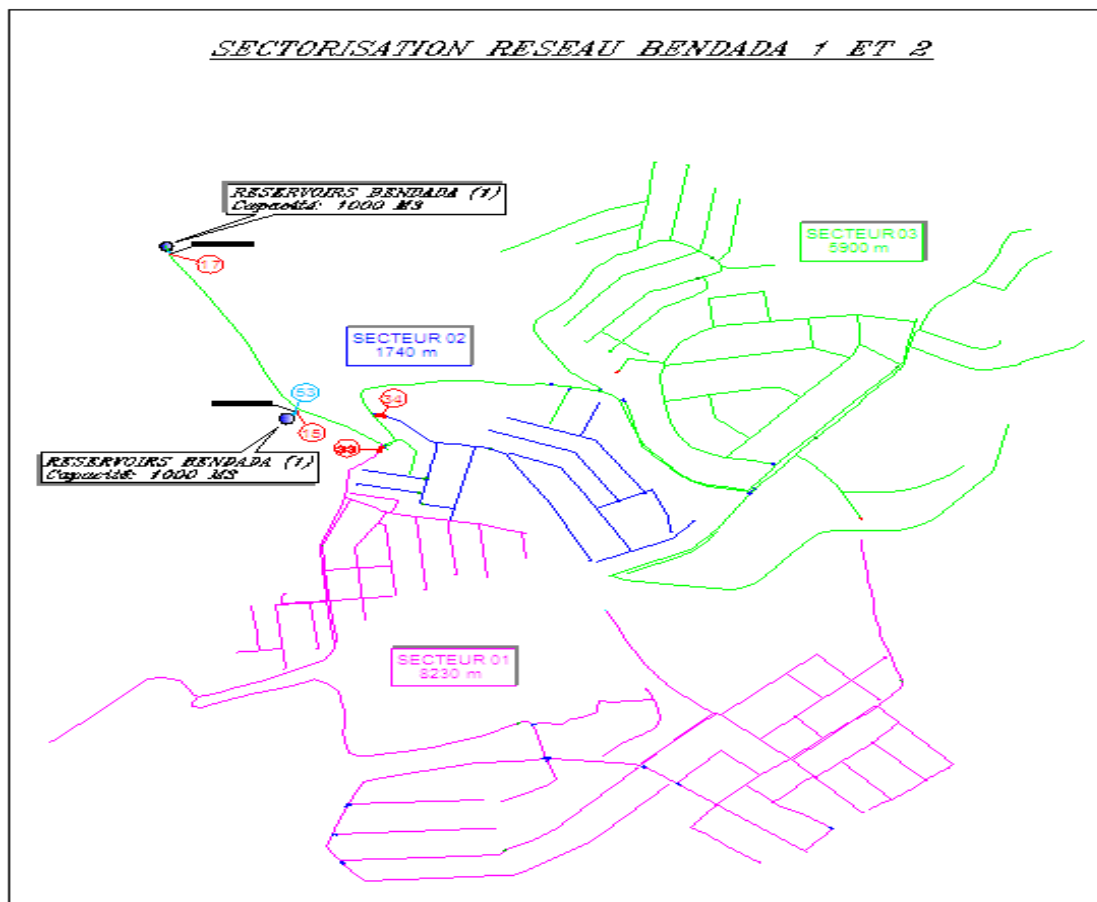


Figure 2.24 : Plan de sectorisation du secteur Bendada 1 et 2

2.8.10. Secteur PK 108

Autrefois, le réservoir de Clair soleil est alimenté à partir des forages de Taoura et avec l'exploitation du barrage d'Ain Dalia, un by-pass a été réalisé entre la conduite Ø350 en fonte venue du barrage vers Clair soleil et la conduite Ø300 en acier venue des forages Taoura vers Clair soleil. On a pu diviser ce réseau en sept secteurs (figure 2.24). Le linéaire total du réseau est de 25435 m.



Photo 2.17. Station de pompage PK 108

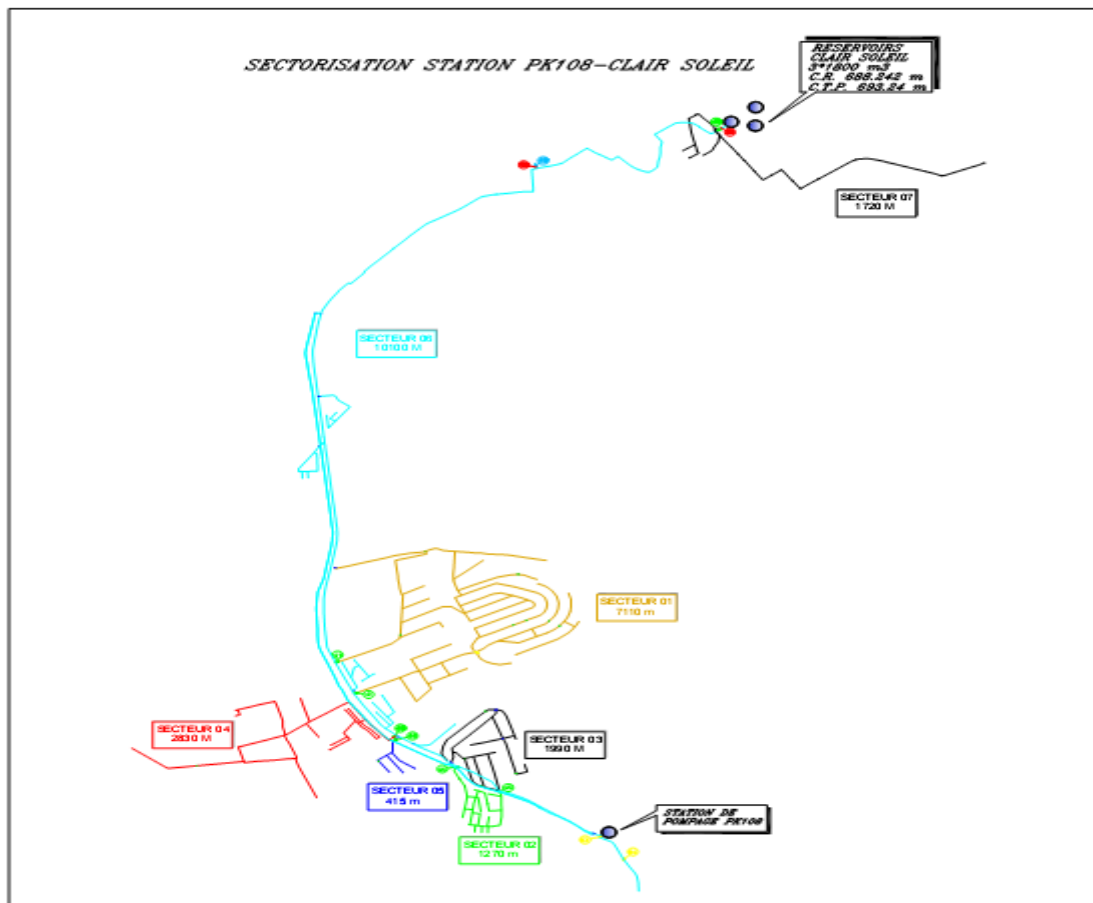


Figure 2.25 : Plan de sectorisation du secteur St PK108-Clair soleil.

2.8.11. Secteur Université

Le réservoir de l'université de capacité globale de 2x1500 m³ (Photo 2.18) est destiné à alimenter le centre universitaire. Le réseau issu de ce réservoir compte un linéaire d'environ 4.10 Km dont il comprend un seul secteur.



Photo 2.18 : Réservoir Université

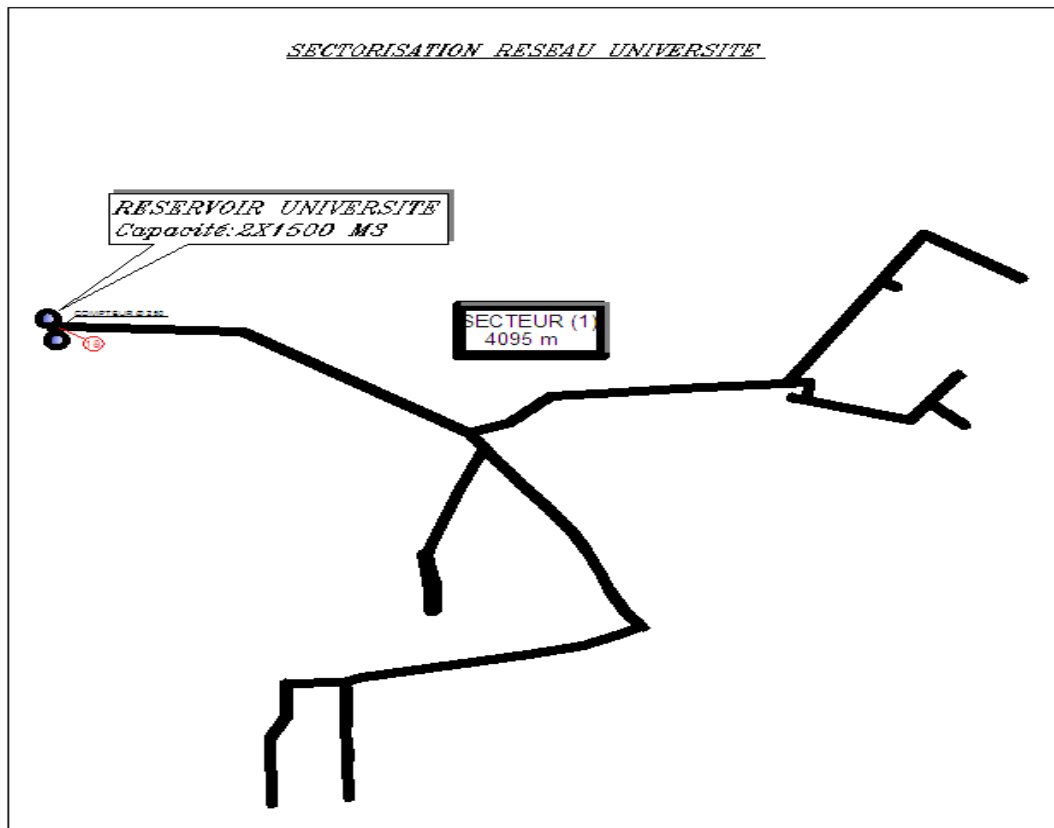


Figure 2.26 : Plan de sectorisation du secteur Université

2.9. Conclusion

Le réseau public d'eau potable alimente aujourd'hui la totalité de la population de la ville de Souk Ahras. L'eau du robinet est produite à partir d'eau provenant de plusieurs sources : d'un captage dans une nappe souterraine, une ressource superficielle d'eau douce (barrage). La distribution de l'eau se fait par un réseau avec un linéaire plus au moins considérable. Plus le réseau est long plus les défis sont grands également comme celui du patrimoine de la ville de Souk Ahras. Différentes étapes de traitement peuvent être nécessaires pour rendre l'eau potable et maintenir sa qualité dans les installations de stockage (réservoirs, châteaux d'eau) et dans les réseaux de distribution jusqu'au robinet du consommateur.

Chapitre 3

Contrôle de la qualité des eaux potables de la ville de Souk-Ahras : cas de la cité Faubourg

3.1. Introduction

L'eau traitée produite dans les stations de traitement d'eau potable est transportée par le réseau jusqu'aux usagers n'est jamais stérile. C'est d'ailleurs pourquoi on parle de désinfection et non de stérilisation. Dans le réseau, certains points offrent des voies d'entrée à la contamination par des microorganismes. C'est le cas des réservoirs où l'eau est en contact avec l'air, et où les orifices mal protégés peuvent permettre le passage de poussières ou d'insectes apportant des contaminations. Les interventions sur le réseau (réparations, branchements), les fuites (en cas de dépression) et les accidents tels que des retours d'eau ou des cassures peuvent également être responsables de l'introduction des microorganismes dans le réseau. Dans le cadre du contrôle et la surveillance des maladies à transport hydrique, nous avons mené cette étude pendant la période printanière et estivale des années 2017, 2018.

Les conditions qui contrôlent l'évolution de la qualité de l'eau dans le réseau sont complexes et ont fait l'objet des recherches approfondies (OMS, 2004 ; Powell et al, 2004 ; Speight V et al, 2009 ; Nilufar et al, 2017 ; Nilufar et al, 2016 ; Bensoltane M.A et al, 2018). La qualité est un problème universel de santé. Elle est essentielle pour la vie, mais elle peut transmettre et transmet des maladies dans les pays de tous les continents des plus pauvres aux plus riches. D'après l'OMS, la diarrhée occupe un rang élevé parmi les causes de décès et de maladies, faisant 1,8 million de morts et entraînant environ 4 milliards d'épisodes morbides chaque année. Le tableau (3.1) présente la répartition géographique de certaines maladies d'origine hydrique. Le problème des maladies diarrhéiques, y compris la dysenterie, reste préoccupant. D'autre part, la répartition des maladies d'origine hydrique, en particulier dans les pays pauvres ou en développement.

Tableau 3.1 : Statistiques de certaines maladies à transmission hydrique (Koliai, 2000).

Maladie	Place	Nbr de cas / an	mortalité / an
Maladies diarrhéiques incluant la dysenterie	Monde	04 billion	3 à 4 billion
choléra	Amérique du Sud, Afrique et Asie	384.000	20.000
Typhoïde et paratyphoïde	82% en Asie, 20% en Amérique latine et en Afrique	16 millions	600.000
polio	66% en Inde, 34% au Moyen-Orient, en Asie et en Afrique	82.000	9000

En Algérie, les maladies à transmission hydrique sont bien connues. En effet, parmi ces infections, on peut citer : la fièvre typhoïde, le choléra, les hépatites infectieuses, les dysenteries, la poliomyélite etc. Au cours de l'année 1986, l'Algérie a connu la plus importante épidémie de choléra dans son histoire récente. Plus de 475 décès ont été enregistrés (tableau 3.2).

Tableau 3.2 : Situation épidémiologique en Algérie durant la période 1983 -1992 (Bensoltane A,2010)

Année	Fièvre typhoïde	Hépatite virale	choléra	Dysenterie
1983	5942	6037	2106	9902
1984	4924	3249	45	6978
1985	4754	5601	/	4692
1986	2807	3163	8008	2645
1987	2939	4681	1593	3460
1988	2017	3187	699	2044
1989	1640	3078	414	1889
1990	2497	3805	1556	1744
1991	3188	2199	164	/
1992	2911 (08 décès)	/	70 (06 décès)	/

L'objectif principal du traitement de l'eau est de produire une eau esthétiquement acceptable du point de vue du goût, de l'odeur et de la couleur et, surtout, sans aucun risque pour la santé des consommateurs.

3.2. Facteurs à l'origine de la dégradation de la qualité de l'eau dans les réseaux

Le réseau de distribution de l'eau potable est souvent décrit comme un véritable réacteur (Figure 3.1), où l'eau et son contenant (conduite, ...) sont le siège d'interactions physico-chimiques et biologiques. L'eau du robinet peut avoir une qualité très éloignée de celle issue de l'usine de production. Les conditions qui contrôlent l'évolution de la qualité de l'eau dans le réseau sont complexes et ont fait l'objet ces dernières années d'une recherche approfondie.

Une bonne connaissance des facteurs qui peuvent influencer la qualité de l'eau dans les réseaux est indispensable pour les services d'exploitation, en usine de production ou sur le réseau, afin d'anticiper et d'éviter des problèmes potentiels.

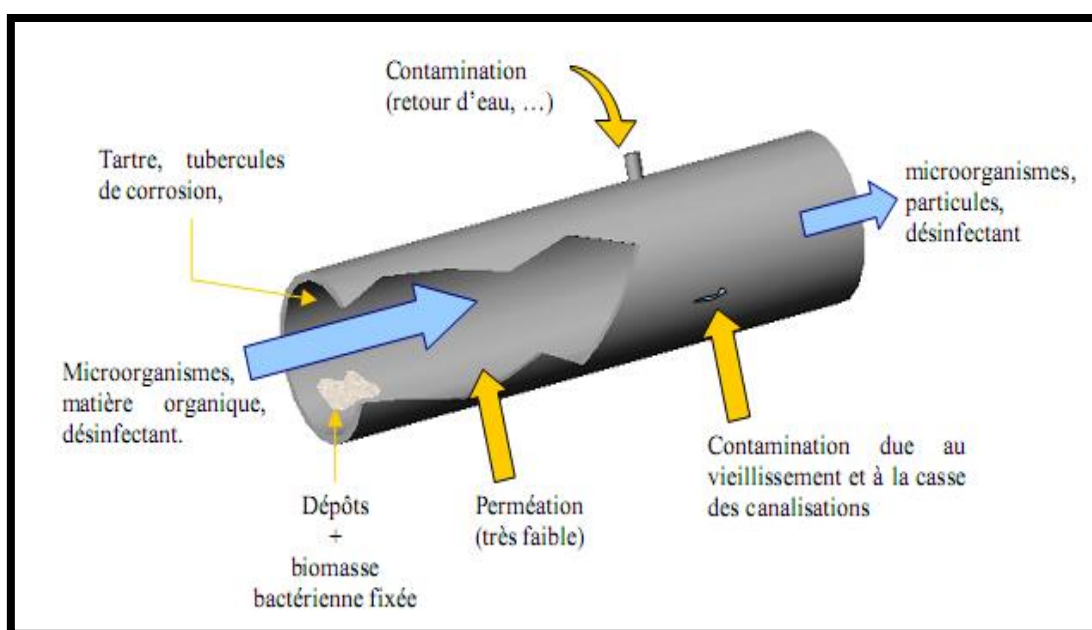


Figure 3.1: Le réseau réacteur d'après Levi (1995)

3.2.1. Les phénomènes biologiques

3.2.1.1. Origine des microorganismes

L'eau traitée produite dans les stations de traitement d'eau potable par le réseau jusqu'aux usagers n'est jamais stérile. C'est d'ailleurs pourquoi on parle de désinfection et non de stérilisation. L'usine de production d'eau potable doit éliminer la plus grande partie des germes présents dans l'eau brute et notamment tous ceux qui sont pathogènes. Lors de l'étape de la désinfection, le

traitement d'eau s'appuie sur l'élimination des germes tests, indicateurs de pollution fécale, et témoins de la présence possible de germes pathogènes.

Si le contrôle d'autres types de germes, tels que les germes totaux (flore hétérotrophe aérobie revivifiable) est assuré en sortie d'usine, il n'en est pas moins vrai qu'un certain nombre de microorganismes est introduit dans le réseau (pour les germes totaux, le niveau guide est par exemple de 10 germes / ml pour un dénombrement à 37° C), parce que les procédés physico-chimiques classiques de traitement ne permettent pas d'assurer en effet avec fiabilité une élimination totale des microorganismes.

Par ailleurs, diverses situations d'exploitation en usine peuvent conduire à des relargages. Par exemple un mauvais rinçage des filtres au sein de l'usine peut permettre le relargage de germes ou de spores en sortie de station ainsi que la distribution des premières eaux produites par la filtration après lavage (FNDAE n°22).

Aux Etats-Unis la détection de telles bactéries sur des milieux plus pauvres, permet des diagnostics intéressants lorsque des problèmes bactériologiques sont rencontrés sur le réseau (Burger et al, 1992 ; Lechevallier, 1990). Dans le réseau, certains points offrent des voies d'entrée à la contamination par des microorganismes. C'est le cas des réservoirs où l'eau est en contact avec l'air, et où les orifices mal protégés peuvent permettre le passage de poussières ou d'insectes apportant des contaminations.

Les interventions sur le réseau (réparations, branchements), les fuites (en cas de dépression) et les accidents tels que des retours d'eau ou des cassures peuvent également être responsables de l'introduction de microorganismes dans le réseau.

3.2.1.2. Formation du biofilm et caractéristiques

Les microorganismes ne peuvent se développer et survivre dans un milieu qui leur est « Inhabituel », comme c'est le cas dans un réseau d'eau potable, que si celui-ci présente des caractéristiques nutritives et physico-chimiques proches d'un optimum caractéristique de chaque famille de microorganismes présents.

La biomasse libre dans le réseau se fixe sur les parois des canalisations, qu'elle soit morte ou vivante et constituera un premier support pour le développement des couches supérieures plus actives. Si ces organismes rencontrent des conditions ambiantes, satisfaisantes, le développement du biofilm peut avoir lieu. Etant donné la grande capacité d'adaptation de certains microorganismes, les limites de ces conditions ne sont pas faciles à déterminer et par conséquent aucune norme stricte ne peut être énoncée pour pouvoir limiter totalement leur prolifération.

Le biofilm qui se met en place sera constitué d'espèces résistantes dans cet environnement particulier et de façon non uniforme sur les parois. Un véritable écosystème complexe s'organise alors à la surface des parois, où des phénomènes de synergie et d'antagonismes inter-espèces sont probables (Levi, 1994). Le biofilm devient alors un système dynamique où s'installe une chaîne alimentaire complexe. Cet habitat est le lieu privilégié de métabolisme, reviviscence (à partir d'une spore, par exemple), croissance et mort avec un recyclage des nutriments.

A l'interface solide-liquide, le biofilm (Figure 3.2) représente une protection, à la fois hydraulique et chimique, puisqu'il limite la diffusion des désinfectants tels que le chlore. Il protège ainsi certains types de microorganismes du désinfectant résiduel ou même d'un nettoyage incomplet, notamment grâce aux effets d'agrégation, encapsulation et attachement.

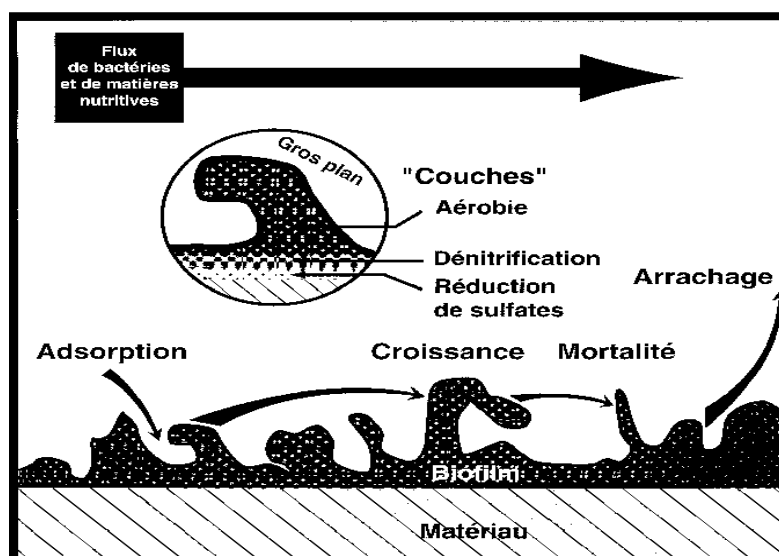


Figure 3.2 : le biofilm (FNDAE n°22)

Dans des zones de dépôts ou de décantation de particules, des niches écologiques peuvent se développer plus particulièrement et des conditions d'anaérobiose se mettent en place. Des proliférations de bactéries générant de la corrosion et même parfois la prolifération de coliformes y deviennent alors possibles.

3.2.1.3. Les principaux organismes susceptibles d'être présents dans les réseaux

Les organismes susceptibles d'être présents dans les réseaux de distribution couvrent une large partie de la classification des êtres vivants (Chulhof, 1990), incluant les bactéries, virus, champignons, et organismes pluricellulaires (Tableau 3.3) (voir annexe n° 2). Au sein de l'écosystème que constitue le biofilm, certains macro-organismes, tels que certaines espèces de Gammare et d'Asellus se nourrissent ainsi d'algues et de bactéries. Ils peuvent être présents et

colonisés certains réseaux. Etant visibles à l'œil nu du consommateur, puisqu'ils mesurent quelques centimètres, certains microorganismes constituent une gêne notoire.

Il faut savoir que la majorité des microorganismes dénombrés et identifiés dans l'eau elle-même provient de ces biofilms. Les Tableaux (3.4) et (3.5) (voir annexe n° 2) donnent quelques microorganismes pouvant être rencontrés dans les eaux potables. On peut notamment mentionner :

- Les virus, proviennent le plus souvent des matières en suspension auxquels ils sont adsorbés et sont rarement libres. On les retrouve si l'oxydation par le chlore et ses dérivés, ou par l'ozone n'est pas appliquée dans de bonnes conditions ;
- Les bactéries forment un ensemble abondant et hétérogène. Les bactéries recherchées le plus souvent sont en général aérobies.

Citons enfin les bactéries pathogènes opportunistes telles que *Pseudomonas Aeruginosa* (bacille pyocyanique), *Aeromonashydrophila* (indicateur de la présence de matières organiques assimilables) ou *Klebsiellapneumoniae* qui sont parfois mis en évidence dans les réseaux mal entretenus. Pour cette dernière bactérie identifiée dans un biofilm, signalons que des accroissements de résistance au chlore d'un facteur de 150 ont été constatés (Hartemann, 1996).

3.2.1.4. Facteurs jouant un rôle dans la reviviscence

La reviviscence bactérienne est essentiellement un problème pour les réseaux alimentés par les eaux de surface comme ceux de Souk-Ahras, les eaux souterraines contenant pour leur part peu de microorganismes et de matières organiques sauf lorsqu'il s'agit d'eaux karstiques, du fait de la vulnérabilité des nappes de karst.

Pour que les microorganismes puissent survivre et/ou se multiplier dans un milieu, celui-ci qui peut être le réseau, doit présenter des caractéristiques nutritives et physico-chimiques satisfaisantes pour chaque type d'espèces présentes. Les facteurs déterminants sont nombreux et interagissent souvent entre eux (Levi, 1995), il s'agit :

- Des facteurs déterminés par le traitement amont au réseau :
 - ✓ La quantité des cellules microbiennes mortes ou vivantes introduites dans le réseau, biomasse qui constitue un véritable réservoir d'éléments nutritifs ;
 - ✓ Les particules qui pénètrent dans le réseau et qui en décantant génèrent des « Niches écologiques » protégées contre les désinfectants. Des phénomènes de Post-floculation sont aussi possibles à l'intérieur du réseau ;

- ✓ Le contenu organique c'est-à-dire le contenu en éléments organiques carbonés ;
- ✓ le contenu azoté et phosphore étant non limitant pour la majorité des bactéries ;
- ✓ Le contenu minéral avec la présence de fer et de manganèse qui favorise le développement de certaines bactéries ;
- Les paramètres physicochimiques :
 - ✓ Ph qui contrôle l'action du désinfectant, température qui influence l'activité bactérienne ;
 - ✓ Oxygène dissous qui détermine le type de communautés bactériennes qui peuvent proliférer ou non ;
 - ✓ Turbidité qui recouvre le contenu organique et minéral colloïdal par une mesure globale ;
 - ✓ Concentration en désinfectant résiduel, avec pour chaque désinfectant des spécificités de comportement vis-à-vis des bactéries et autres microorganismes ;
 - ✓ La demande en chlore de l'eau qui doit être faible voire nulle si le contenu organique tend vers zéro.
- Des facteurs déterminés par le réseau et sa gestion :
 - ✓ Les matériaux en contact avec l'eau potable qui ont des effets potentiels de relargage, ce qui signifie la propriété de laisser passer à travers l'épaisseur des matériaux. Du fait d'une certaine porosité, des molécules de faible taille par exemples présentes dans la phase liquide ou gazeuse à l'extérieur du tuyau ou qui peuvent protéger des bactéries au sein d'anfractuosités de surface ou même réagir avec le désinfectant résiduel.
 - ✓ Le fonctionnement du réseau qui a une influence directe sur le temps de séjour de l'eau et donc de stagnation, sur les phénomènes de décrochage ou de remise en suspension de dépôts.

3.2.1.5. Mesures de la reviviscence bactérienne

Une flore bactérienne est toujours véhiculée par les eaux de distribution variant selon les sites et l'origine de l'eau de 10² à 10⁵ cellules bactériennes vivantes et mortes par millilitre (cette flore est généralement dénombrée au microscope) et de 0 à 10³ ufc (unités formant colonies par millilitre, mesurées alors sur gélose). En comparaison, la quantité de bactéries fixées par unité de surface est généralement de l'ordre de 10⁷ cellules/cm², selon les valeurs généralement rapportées dans la littérature (Paquin, 1992).

3.2.1.6. Conséquences d'un accroissement du biofilm et contrôle de son évolution

Le développement d'un biofilm sur la paroi des canalisations est un phénomène inévitable, mais si le biofilm se développe trop, la qualité de l'eau ainsi que la "santé" du réseau peuvent être affectées d'où les inconvénients suivants :

- Instabilité des oxydants désinfectants ; le biofilm est consommateur d'oxydant et il accroît la demande en chlore si tel est l'oxydant utilisé. C'est pour cette raison qu'il faut 3 à 4 jours pour stabiliser la concentration en chlore libre dans un réseau qui n'a jamais été chloré (Nancie, 1991) ;
- Formation de sous produits organochlorés, sapides et/ou toxiques ;
- « Hébergement » de bactéries pathogènes blessées mais avec reprise de l'activité métabolique ;
- Développement possible de bactéries dénitrifiantes (en cas d'anoxies) avec dépassement des normes pour les nitrites ;
- Mise en place d'écosystèmes avec organismes « brouteurs » qui sont souvent macroscopiques et visibles à l'œil nu ;
- Problèmes de goût, d'odeur et de coloration ; relargage de débris biologiques ;
- Contamination plus générale du réseau du fait des mises en suspension et ceci jusqu'au robinet de l'utilisateur.

Notons cependant que les exportations de floc de biomasse et la consommation par les micro-invertébrés prédateurs sont des éléments de régulation de l'extension du biofilm. Pour limiter l'évolution du biofilm, les moyens de prévention sont (FNDAE n°22) :

- Le contrôle des nutriments bactériens (carbone organique) utilisable à l'entrée du réseau ;
- A un moindre degré, la qualité des matériaux utilisés et/ou des revêtements pour limiter l'ancrage du biofilm ;
- Les oxydants résiduels n'ont qu'une action limitée sur le biofilm et agissent surtout sur la flore libre circulante, bactéries « planctoniques ».

Les moyens curatifs sont physiques (racleurs, mélange air-eau, ...) et chimiques (détergents et désinfectants à concentration élevée).

3.2.1.7. Evolution de la qualité de l'eau le long d'un système de distribution d'eau potable

Des études réalisées sur des réseaux de distribution d'eau potable d'assez grande étendue, ont permis l'observation de variations de la qualité microbiologique des eaux transportées le long du système de distribution (Mathieu et al, 1998; Servais et al, 1995). Ces variations sont visualisables sur la figure (3.3)

L'augmentation du temps de séjour de l'eau dans le réseau s'accompagne de celle de la densité bactérienne (sauf quand présence de postes de rechloration sur le réseau), traduisant une dynamique bactérienne. De cette dynamique résulte l'instabilité biologique de certains réseaux de distribution d'eau potable.

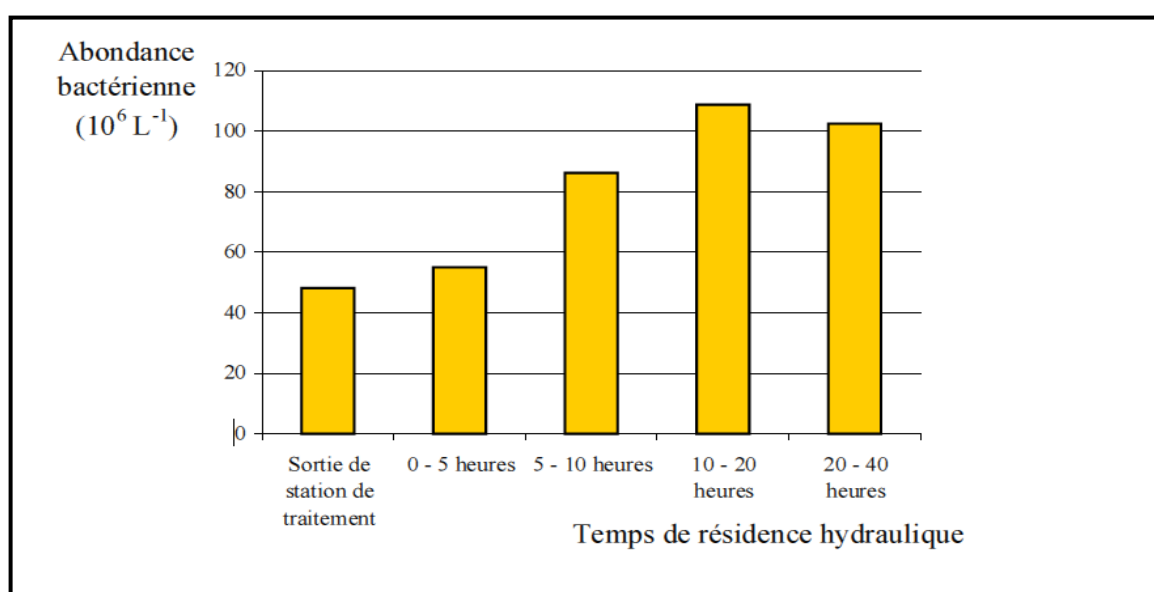


Figure 3.3 : Exemple de l'altération de la qualité microbiologique le long d'un système d'eau potable (Servais et al, 1995)

3.2.2. Facteurs physicochimiques influençant la dégradation de la qualité de l'eau

3.2.2.1. Ph et minéralisation

Dans le réseau, le Ph et la minéralisation sont importants pour le contrôle de la corrosion, l'agressivité de l'eau, l'action du désinfectant et la précipitation des éléments dissous. Mais le Ph peut varier le long de la distribution du fait d'une évolution de la concentration de CO₂ dissous, ou bien parce que l'eau traitée n'était pas forcément à l'équilibre calcocarbonique (CaCO₃) en sortie de station.

Une aération dans un réservoir peut rendre une eau dure et incrustante par une perte de CO₂, ce qui risque alors d'obturer les conduites par dépôt de tartre. La solution est l'addition de CO₂ et/ou l'extraction de CaCO₃, qui sert à restaurer l'équilibre.

Inversement, une eau chargée de CO₂ agressive (avec un Ph bas) a tendance à attaquer les matériaux qu'elle rencontre avec des conséquences importantes telles que la dissolution de ciments, attaque des métaux ferreux (corrosion) ou attaque de métaux toxiques tels que le plomb. Des solutions envisageables sont l'élimination de CO₂ agressive, l'addition de chaux pour la mise à l'équilibre calcocarbonique ou un traitement de reminéralisation.

3.2.2.2. Température

La température des eaux peut varier de plusieurs degrés pendant le transit en réseau. A titre d'exemple, on observe un écart maximal de 4°C entre les points extrêmes du réseau en région parisienne (Servais et *al*, 1995). Les variations de température saisonnières peuvent affecter les eaux, surtout quand elles sont d'origine superficielle. Une température élevée peut favoriser des goûts ou odeurs désagréables. De plus, elle accélère la plupart des réactions physico-chimiques et biologiques dans le réseau, influence la croissance bactérienne, dissipe l'effet du désinfectant résiduel en agissant sur les constantes d'équilibre et accélère la corrosion.

Les services des eaux peuvent difficilement agir sur la température de l'eau. Les efforts doivent donc se porter sur d'autres paramètres qui évoluent en fonction de la température. L'ajustement du désinfectant résiduel se fera par exemple en conséquence.

3.2.2.3. Oxygène dissous

De l'état de saturation à l'entrée du réseau, l'oxygène dissous peut considérablement diminuer en cours de distribution avec des réactions d'oxydation ou une prolifération bactérienne. Toute baisse de la teneur en oxygène dissous détectée sur le réseau peut alors être interprétée comme un signe de croissance biologique.

Dans le cas où le réseau est correctement entretenu, une anaérobiose répandue ne se produit qu'avec des temps de séjour très longs. En revanche, le développement de zones anoxiques est possible localement. Il en résulte des phénomènes de fermentation et bioréduction (transformation de nitrate en nitrite), à l'origine de saveurs désagréables ou de corrosion. De tels problèmes nécessitent une révision des pratiques d'entretien dans le réseau. La sursaturation en oxygène reste rare.

3.2.2.4. Turbidité

Si la turbidité de l'eau est supérieure à 0.4 NTU, l'action des bactéricides est ralentie, voire annulée. Les colloïdes responsables de la turbidité peuvent protéger les bactéries des oxydants. Ainsi, un traitement de chlore libre à 0.4 ppm pendant une heure, qui donne normalement une garantie bactériologique à l'eau, n'est actif que si la turbidité est inférieure à 0.4 NTU.

Dans le réseau, une turbidité élevée de l'eau révèle les problèmes suivants:

- Précipitation de fer, aluminium ou manganèse, due à une oxydation dans le réseau ;
- Précipitation lente de CaCO₃ (ou parfois hydroxydes de magnésium), due à un mauvais ajustement du Ph à l'usine de traitement ;
- Une corrosion importante ;
- L'agglomération naturelle des colloïdes qui peuvent provenir d'arrachements de biofilm, ou de bactéries agglomérées par leur glycocalyx (polysaccharides présents sur les parois extérieures des bactéries) ;
- Une fuite de matières dans la filière de filtration de l'usine de traitement (on dit que les filtres sont « percés ») ;
- Des précipités formés par l'effet de post-floculation dans le réseau (effort persistant du floculant et polymérisation non achevée) dégradent la qualité organoleptique de l'eau et conditionnent la prolifération de microorganismes.

Le paramètre Turbidité est suivi tout particulièrement par les producteurs d'eau car il est aujourd'hui facile à mesurer en continu et permet d'évaluer rapidement la qualité de l'eau produite. En d'autres termes, c'est un excellent indicateur de traitement global.

La mesure de turbidité est ainsi un moyen qui permet de s'assurer de l'élimination de certains microorganismes qui résistent au traitement chimique, comme les spores ou les kystes. Seuls les traitements physiques de rétention les retiennent. Comme la turbidité « protège » ces microorganismes, tout comme d'ailleurs les germes qui ne sont pas libres dans l'eau, il y a une bonne corrélation entre l'abattement des microorganismes et la turbidité. Les relations établies dans certaines usines de production d'eau potable pour relier les abattements d'algues, de kystes et autres clostridiums après traitements et la diminution de la turbidité le prouvent (Montiel, 1996).

3.2.2.5. Ammonium

Il est important d'éliminer l'ammonium avant l'introduction de l'eau dans le réseau parce que l'ammonium réagit avec le chlore pour produire des chloramines, qui sont des désinfectants moins efficaces et peuvent provoquer des goûts désagréables. Certaines bactéries prolifèrent aussi en transformant l'ammonium en nitrites puis en nitrates.

3.2.2.6. Matières organiques

Source nutritive essentielle pour la prolifération bactérienne, le contenu en éléments organiques carbonés est aujourd'hui considéré comme un facteur primordial dans la maîtrise de la qualité

microbiologique de l'eau dans le réseau. Une consommation de la matière organique s'accompagne d'un accroissement de la densité bactérienne présente au niveau du biofilm, tout comme dans l'eau circulant (Figure 3.4). Plusieurs mesures du potentiel nutritif carboné ont été effectuées, afin de déterminer des valeurs guides indicatives pour assurer une croissance bactérienne limitée dans le réseau (Tableau 3.6) (voir annexe n° 2).

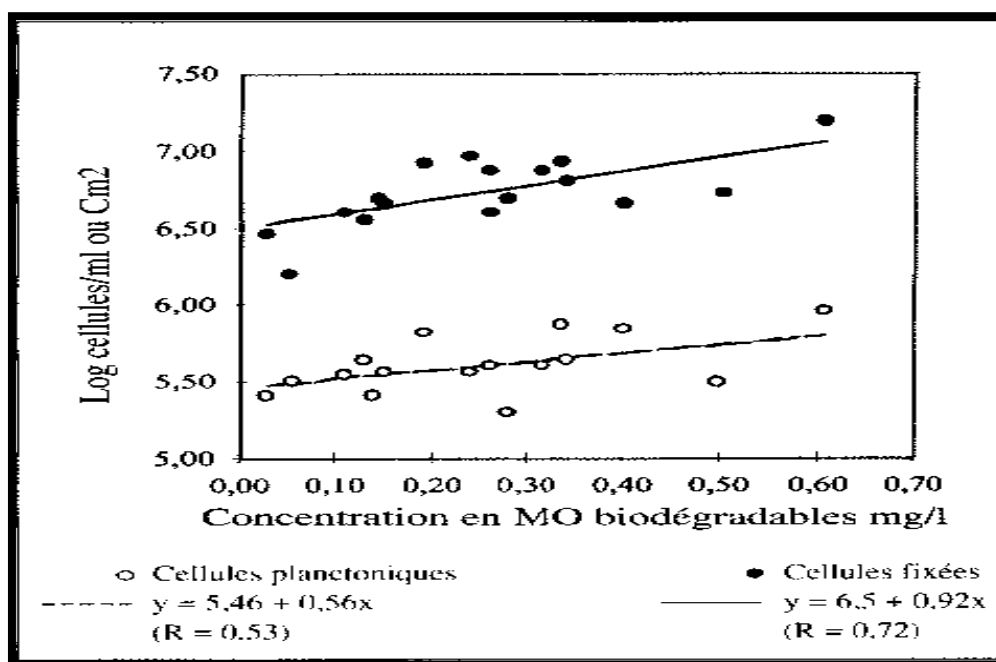


Figure 3.4 : Relation entre le Log de la densité bactérienne (Epifluorescence) et la concentration en matière organique biodégradée (Mathieu, et al, 1992)

3.2.2.7. Désinfectant résiduel

Si une baisse du désinfectant résiduel peut entraîner une croissance bactérienne dans le réseau, l'expérience montre que le maintien du désinfectant résiduel n'assure pas totalement la prévention d'une telle reviviscence (Burger et al 1992).

3.2.2.8. Les facteurs organoleptiques : indicateurs de qualité

Le consommateur est très sensible à toute dégradation organoleptique de l'eau dans le réseau. Malheureusement, le goût et l'odeur sont les caractéristiques les plus difficiles à maîtriser en raison des multiples causes et interactions, telles que :

- La nature de la ressource : les composés présents dans la ressource prélevée et la variation temporelle de qualité (surtout dans les eaux superficielles) ;
- Le traitement : le type et dosage de désinfectant et le passage du désinfectant résiduel dans le réseau ;
- Le réseau : les matériaux rencontrés dans le réseau et les conditions chimiques

présentes (corrosion, perméation à travers le revêtement, relargage, etc....) ;

- La microbiologie : la bioproduction et la bioconversion des composés par des microorganismes.

De plus, le problème organoleptique est assez subjectif (tableau 3.3) : par exemple, le chlore peut être considéré comme indésirable « chez soi » ou une assurance de la qualité de l'eau « à l'étranger». Quelques problèmes causés par certains microorganismes ou d'origine physicochimique sont présentés dans l'annexe (2).

Tableau 3.3 : Problèmes organoleptiques et d'origines physico-chimiques (FNDAE n°22)

Type	Cause	Reconnaissance
Fer	Corrosion Traitement de coagulation (sels de fer)	3 mg/l seuil de reconnaissance moyen 40 µg/l pour les personnes sensibles
Cuivre	Corrosion	7 mg/l seuil de reconnaissance moyen 3 mg/l pour les personnes sensibles
Zinc	Corrosion	20 mg/l seuil de reconnaissance moyen 5 mg/l pour les personnes sensibles
Revêtement	Plusieurs types	Goûts « pharmaceutique/médicamenteux » ou « solvant/chimique »
Chlore	Chlore résiduel Réactions de chlore avec les Matières organiques	Odeurs de chlore pour les consommateurs en tête du réseau Goûts « pharmaceutique»

La couleur de l'eau peut être directement liée à la présence d'acides humiques dans l'eau. Ceux-ci réagissent, par ailleurs, avec le chlore pour donner des composés organohalogénés indésirables. L'élimination de couleur devra alors être effectuée à l'usine de traitement avant l'entrée de l'eau dans le réseau.

Les plaintes du consommateur sont considérées comme un signal d'alarme de la dégradation de l'eau. Ces « dégustateurs sentinelles » peuvent permettre de détecter des anomalies inhérentes au système de distribution qui auraient pu échapper à la vigilance du distributeur ne serait-ce que des problèmes de réseaux intérieurs.

3.2.3. Facteurs de dégradation liés à la conception ou à la gestion du réseau

3.2.3.1. L'hydraulique du réseau

La conservation de la qualité de l'eau est facilitée par une réduction du temps de séjour dans le réseau. Dans les réseaux urbains, il y a souvent un maillage élevé, ce qui assure la sécurité quantitative, impératifs de la sécurité incendie, permet de parer aux heures de pointes et facilite les arrêts d'eau s'il y a lieu. Il accroît cependant le temps de séjour de l'eau dans le réseau. Dans les réservoirs, le temps de séjour de l'eau peut augmenter en fonction de contraintes d'exploitation, ou même résulter d'erreurs de conception pour la conception de points singuliers sur le réseau.

Le temps de séjour n'est pas une seule valeur pour le réseau, mais il est représenté par une distribution statistique. Le temps de séjour moyen dans le réseau peut être de l'ordre de quelques jours mais certains volumes d'eau peuvent stagner plus d'une dizaine de jours dans des zones du réseau où l'écoulement est faible ou bien la demande en eau quasiment nulle (en périodes de vacances par exemple). Des études ont montré que les problèmes de stagnation favorisant corrosion et dépôts apparaissent dès que la vitesse de l'eau est inférieure à 0.01 m/s et disparaissent au-delà de 0.1 m/s (Tricard, 1995). Lors de la conception de réseaux, le diamètre des canalisations est ainsi calculé à partir des débits de pointes horaires. Il est conseillé des valeurs guides d'écoulement entre 0,5 et 1,5m/s.

On a vu que l'écoulement de l'eau limite la croissance bactérienne par un effet d'arrachage du biofilm. Ainsi, la qualité microbiologique de l'eau peut se dégrader avec une augmentation de la vitesse d'écoulement, surtout lorsque celle-ci est brusque, par exemple lors de la mise en marche d'une bouche d'incendie. Une demande élevée de l'eau en été (arrosage, piscines, etc.) peut aussi entraîner une dégradation de la qualité de l'eau pour la même raison.

3.2.3.2. Influence du choix des matériaux

Les interactions entre l'eau et les matériaux du réseau de distribution, c'est-à-dire le contenant, peuvent être à l'origine de dégradation de la qualité de l'eau distribuée. Comme on l'a présenté antérieurement, il faut éviter le contact direct eau / métal (acier fonte) de façon à lutter contre tout phénomène de corrosion. Dans les anciens réseaux constitués majoritairement de fonte grise non revêtue intérieurement, des campagnes de nettoyage ont montré que les dépôts recueillis par décantation sont essentiellement constitués de 40 % en poids de fer.

Pour tout **matériau métallique**, la migration de micropolluants dans l'eau liée fondamentalement à des réactions électro-chimiques de corrosion, existe aussi bien pour le cuivre (eaux à Ph bas, effet tampon faible), le plomb (eaux à Ph inférieur à 7, teneur en O₂ dissous non négligeable, faible minéralisation), les canalisations en **acier galvanisé** (après corrosion, on observe la migration de zinc parfois contaminé par le plomb, l'arsenic et le cadmium), et des alliages métalliques qui peuvent relarguer certains éléments les constituants suivant la qualité de l'eau en contact.

Pour les **matériaux à base de ciment** (béton notamment), avec une eau agressive (sous-entendu au carbonate de calcium), la chaux du liant se dissoudra progressivement en entraînant une élévation de la porosité du matériau et une élévation du Ph de l'eau sans autre conséquence majeure sur la qualité.

Les joints des réseaux qui constituent aussi le contenant, sont soupçonnés, dans certains cas, de relarguer des substances nutritives dans l'eau pouvant stimuler la croissance bactérienne : c'est l'exemple des joints de filasses et des presse-étoupes utilisés encore jusqu'à une époque récente. Certains matériaux de revêtement interne de grosses conduites ou de réservoirs relarguent pour leur part des polymères ou des adjuvants, ou des solvants ce qui se traduira par l'apparition de saveurs désagréables. L'EPA (1992) a observé ce phénomène pour le caoutchouc, la silicone, le PVC, certain polyéthylène et les revêtements bitumineux. Plusieurs plaintes ont été constatées en Grande-Bretagne dans le courant des années 80 à ce sujet. (Ashworth et Colbourne, 1986).

Certains matériaux sont aussi le support de prolifération bactérienne.

- Les tuyauteries ou **matières plastiques** qui ont l'avantage de supprimer les risques de corrosion, et de réduire dans certains cas le nombre de joints, donc de fuites, peuvent dans des situations d'emploi particulières entraîner une dégradation de la qualité de l'eau, par exemple dans des zones à risque de pollution par hydrocarbures ou solvants (stations services, teintureriers, industrie à chimie organique, ...). En effet, les matériaux plastiques sont, pour certains, perméables à ces produits organiques, qui immigrent alors en phase gazeuse ou liquide à travers la paroi des tuyaux (perméation). Outre des risques de contamination chimique de la qualité de l'eau, ces contaminants constituent parfois, suivant leur biodégradabilité, des nutriments pour la flore bactérienne.
- Le **plomb** utilisé pour les branchements faits de plomb ou les brasures qui en contiennent (jusque dans les années 1990) ainsi que pour les canalisations intérieures (antérieures aux années 1950) est également une source importante de dégradation de la qualité de l'eau potable. La nouvelle réglementation française sur l'eau potable stipule une valeur maximale

admissible de 25µg/l à partir du 25/12/2003, au lieu de 50µg/l au titre du précédent décret 89-3, avant d'être ramené à 10µg/l à compter du 25/12/2013. Ceci se traduit par un remplacement à terme de toutes les canalisations et branchements en plomb existants.

3.2.4. Origine des altérations de la qualité de l'eau potable

L'eau potable produite dans l'usine doit en effet conserver sa qualité depuis la sortie de l'usine jusqu'au robinet de l'utilisateur. Une bonne distribution résulte donc d'un transit de l'eau sans aléas tout le long du réseau. L'annexe(2) décrit de façon récapitulative les différentes origines des altérations de la qualité de l'eau en cours de distribution.

3.3. Consignes et procédures pour limiter le risque de contamination et de dégradation de la qualité

3.3.1. La qualité de l'eau produite

L'eau destinée à la consommation humaine ne doit pas faire courir des risques directs ou indirects pour la santé ; pour le producteur d'eau et le distributeur ceci nécessite des obligations de résultats sur le plan des paramètres de qualité de l'eau, mais aussi des obligations de moyens que ce soit pour l'eau brute, l'implantation de périmètre de protection autour de la prise d'eau, un agrément de la filière de traitement et des réactifs employés, tout comme des matériaux, enfin une obligation d'entretien des ouvrages.

Dans tous les cas, la qualité de l'eau doit être garantie non seulement à la sortie de l'usine mais jusque chez le consommateur où la responsabilité du distributeur est en cause de façon ultime. Pour assurer la stabilité de la qualité de l'eau distribuée et faire en sorte qu'elle « reste potable ». L'eau devra être parfaitement désinfectée, exempte de particules, avoir un faible excès d'oxydant et un taux aussi faible que possible de matières organiques biodégradables ; tous les équilibres seront ajustés et régulés de manière à éviter entartrage excessif, corrosion et dissolution de matériaux.

Dans ce cadre, des traitements de désinfection et de réduction des éléments nutritifs sont suffisamment importants pour que nous rappelions les techniques à utiliser avec leurs avantages et inconvénients.

3.3.2. Traitements de désinfection

L'élimination des microorganismes constitue un objectif essentiel d'une chaîne de traitement d'eau potable. Si les filières de coagulation, clarification et filtration ne permettent pas une totale élimination, même s'ils constituent déjà des « barrières désinfectantes », celle-ci est effectuée par

une étape de désinfection dans la station de traitement. Une post-désinfection est fréquemment employée afin de laisser un résiduel oxydant actif dans l'eau produite, qui limitera sa reviviscence. Le choix de procédé de désinfectant devra tenir compte :

- Du pouvoir oxydant.
- De la capacité d'inactiver les microorganismes susceptibles d'être présents.
- De la stabilité de l'oxydant sous les conditions (Ph, température, temps de séjour).
- De la potabilité.
- Des sous-produits que le désinfectant peut générer.
- Des matériaux dans le réseau (corrosion ou de réactions avec un oxydant fort).
- De la charge organique de l'eau qui va consommer l'oxydant durant son trajet.

Les deux derniers points sont très importants. En effet, l'élimination des substrats qui consommeront le désinfectant contribuera au maintien ou non du désinfectant résiduel.

Quatre types de désinfection sont couramment utilisés juste avant le réseau : le chlore, la chloramine, le dioxyde de chlore, ozone et les techniques membranaires. Les deux derniers procédés n'ont aucun pouvoir durable et ne sont donc pas utilisés pour assurer un résiduel de désinfectant. Il faut cependant bien comprendre qu'il n'y a pas de désinfectant parfait et qu'il ne faut pas compter exclusivement sur le désinfectant résiduel pour prévenir tout problème bactériologique, l'élimination de la matière organique et des particules en suspension étant tout aussi fondamentale.

- **Le chlore** : Le chlore libre (ClO, HClO) a souvent été le choix évident pour le désinfectant résiduel. La réglementation française limite la valeur du chlore résiduel à 0,1 mg/l au robinet (décret du 3 janvier 1989). Cette valeur est légèrement revue à la hausse par le décret n°2001-1220 qui fixe pour les Chlorites une référence de 0,2 mg/l en précisant que sans compromettre la désinfection, la valeur la plus faible possible doit être visée. Il faut savoir néanmoins qu'un résiduel de chlore libre de 3 à 6 mg/l est nécessaire pour contrôler des fortes reviviscences bactériennes. La chloration ne résout donc pas le problème fondamental de l'accumulation d'une biomasse vivante fixée à la surface des canalisations, surtout aux concentrations pratiquées actuellement en France (Paquin, 1991).

L'utilisation d'une concentration élevée du résiduel n'est pas recommandée à cause des autres effets produits. Plus de 300 sous-produits dont certains ont une nocivité démontrée, ont été identifiés qui résultent de la réaction entre le chlore et la matière

organique (trihalométhanés, chloropicrin, acides haloacétiques, trichloropropanone...), dont 13 font l'objet des recommandations OMS (Organisation Mondiale de la Santé - 1994). L'élimination des matières organiques et des précurseurs de sous-produits chlorés devra donc être optimisée au cours des éventuelles étapes de coagulation ou d'adsorption sur charbon actif.

Le chlore présente aussi l'inconvénient de produire des substances sapides, source de plaintes du public sur les goûts et odeurs. Enfin, une concentration élevée d'oxydant conduit à un taux de corrosion important.

- **Le Dioxyde de chlore :** La désinfection par dioxyde de chlore est généralement plus chère et plus compliquée à effectuer que celle par chlore. Le dioxyde de chlore doit en effet être synthétisé sur place. La décomposition du dioxyde de chlore peut produire chlorite et chlorate, qui sont des composés contrôlés dans certains pays notamment les Etats Unis ($\text{ClO}_2 + \text{ClO}_2^- + \text{ClO}_3^- < 1 \text{ mg/l}$). La valeur-guide pour les chlorites est de $200 \mu\text{g/l}$ (Duguet, 1995). Les avantages du dioxyde de chlore sont :
 - ✓ Il ne génère pas des problèmes de goût dans l'eau après traitement.
 - ✓ Son effet biocide plus important que le chlore à des Ph supérieurs à 7,5.
 - ✓ Il n'augmente que très peu le chlore organique total par rapport au chlore.
 - ✓ Il ne donne pas de Trihalométhanés.
- **Les chloramines :** Des études récentes ont montré que la chloramine, un composé combiné de chlore, est beaucoup plus stable que le chlore et est plus efficace pour lutter contre les biomasses fixées grâce à une meilleure pénétration du biofilm. Aux Etats Unis, la chloramine a été introduite comme désinfectant résiduel dans plusieurs réseaux de distribution dans les années 1980, avec des résultats souvent impressionnants. L'expérience de ces réseaux indique que des concentrations de chloramine de 2 à 4 mg/l permettent le contrôle du biofilm. Il existe probablement un seuil de concentration en dessous duquel la chloramine n'a pas d'effet significatif sur les biofilms présents sur les parois en fonte. Le seuil indiqué dans ces études américaines est de 2 mg/l, mais cette concentration dépend vraisemblablement d'autres caractéristiques inhérentes à l'eau ou au réseau (EPA - 1992).

Les inconvénients des désinfectants classiques appliqués en fin de traitement a poussé plusieurs organismes distributeurs de l'eau à adopter des approches alternatives, en supprimant l'étape finale de désinfection par oxydant chimique et en investissant davantage la filtration lente sur la

réduction des matières organiques. Tel est le cas de la ville d'Amsterdam. En 1983, la chloration en fin de traitement a en effet été arrêtée sur deux stations de traitement d'eau potable dans la ville d'Amsterdam. Dans les deux cas, les teneurs moyennes en carbone organique assimilable (COA) ont diminué ainsi que les concentrations de composés halo-organiques tandis que les quantités de bactéries dans l'eau produite et dans le réseau sont restées constantes ou ont diminué (Tableau 3.10).

Sans passer en revue l'ensemble des techniques de désinfection utilisables, le Tableau (3.11) présenté par la SAGEP situe les techniques les unes par rapport aux autres.

3.3.3. Réduction des éléments nutritifs

L'élimination, ou au moins une réduction importante, des matières organiques en sortie d'usine de production est le moyen le plus direct de la prévention de la reviviscence bactérienne. Malheureusement, elle est difficile à mettre en œuvre et reste un objectif à long terme pour la plupart des usines. Le développement de nouveaux traitements continue à être un sujet de recherche de pointe, même si les techniques de filtration permettent d'atteindre des rendements intéressants (cas de la filtration lente notamment).

3.3.3.1. Ozone-CAG et double filtration Sable – CAG

Le couplage ozonation/filtration sur **charbon actif en grain** est mis en œuvre en fin de filière de traitement après clarification complète de l'eau. L'ozonation accroît la fraction biodégradable des matières organiques, qui sont ensuite plus efficacement éliminées lors de la filtration sur charbon par adsorption-biodégradation. L'augmentation du taux d'oxygène dissous, lors de l'ozonation, offre également l'avantage de stimuler l'activité des microorganismes.

Tableau 3.4 : Indicateurs de la qualité de l'eau avant et après la désinfection finale à Lake Water Works, Amsterdam (valeurs moyennes) (Schellart, 1986)

Paramètre	Avant arrêt de la désinfection finale	Après arrêt de la désinfection finale
Carbone organique assimilable (COA) dans l'eau produite (mg acétate C eq/litre)	20	<12
Trihalométhanes totaux (µg/l) dans le réseau et dans l'eau produite	20-22	0
Flore totale de l'eau dans le réseau 22°C(ufc/ml)	2-10	2-10 (été) 10-100 (hiver)

Tableau 3.5 : Techniques de désinfection utilisables efficacité et caractéristiques (FNDAE n°22)

Réactifs	Efficacité			Pouvoir rémanent	Effet bactériostatique sur le biofilm
	Bactéries	Virus	Kystes		
HOCl	++++	++++	++	++++	++
OCl	+++	++	+	+++	+++
NH ₂ Cl	++	+	Néant	++++	++++
O ₃	++++	++++	+++	Néant	Néant
ClO ₂	++++	++++	+++	++++	++
Excellent : +++++				Moyen : ++	
Bon : +++				Faible : +	

3.3.3.2. Membranes de filtration

Les techniques séparatives par membrane (microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration) permettent d'assurer aussi bien l'élimination physique des matières organiques que celle des microorganismes (en fonction du pouvoir de coupure de la membrane). Elles ont l'intérêt dans ce dernier cas de ne pas présenter de risque de formation de sous-produits de désinfection (Cahier Technique FNDAE n°14).

3.4. Les caractéristiques principales du réseau de distribution de la ville de Souk Ahras

3.4.1. Le réseau

Le réseau de distribution de Souk Ahras totalise un linéaire de 270 km. Les canalisations couvrent une gamme de diamètre de 40 à 600 mm. Les linéaires par nature de matériaux et diamètres sont rapportés dans le tableau (3.6).

Tableau 3.6 : Réseau de distribution de Souk Ahras(ADE, 2018).

Diamètre	Longueur par type des matériaux (ml)					Total ml
	PVC	PEHD	A/Ciment	Acier	Fonte	
40	4842.07			474.88		5316.95
50	4583.08	185.43		2 066.06		6834.57
63	65 713.75	7 364.93				73 078.68
75		2 656.24				2 656.24
90	26 113.41	6068.16		1 825.47	49.97	34 057.01
100					796.24	796.24
110	26 169.05	10 535.21				36704.26
125	8 302.54	3 428.85	430.42			12 161.81

150			807.07	686.92	974.53	2468.52
160	10 466.14	3 345.68	120.95			13 932.77
175					1984.99	1984.99
200	5 425.13	2 470.57	273.05	335.63	1846.45	10350.83
250		1198.51	3 171.30	316.18	856.9	5 542.89
300			7 722.72	3 244.88	140.4	11 108.00
315		697.08				697.08
400			1 602.72	668.45		2 271.17
500			153.93			153.93
600				160.89		160.89
Total	151615.17	37950.66	14282.16	9779.36	6649.48	220276.83

La composition du réseau est relativement diversifiée comme il ressort du tableau ci-dessus.

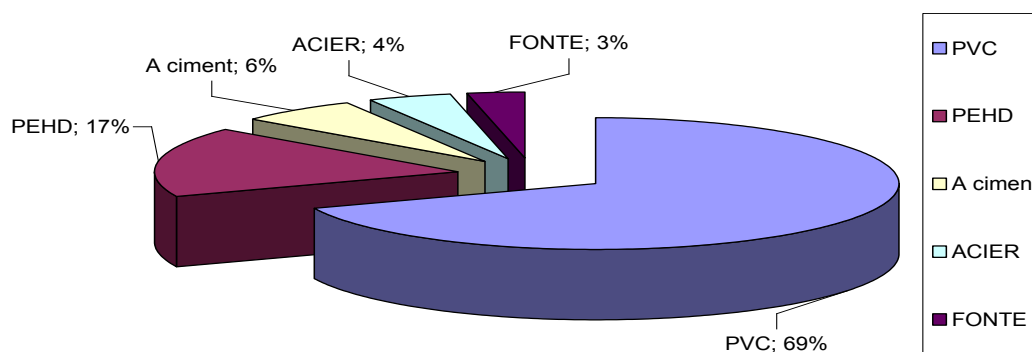


Figure 3.5: Répartition des longueurs des conduites en fonction de leur nature.

Le **PVC** est le matériau le plus utilisé presque trois quarts du linéaire. Il a été installé dans les années 80 et 90. Malheureusement dans des conditions déficientes. A l'époque la construction des réseaux était à la charge des opérateurs d'urbanisme (OPGI entre autres) qui intervenaient sans réel contrôle technique de la part de l'exploitant. De plus, le contexte de crise sociale et économique a sans aucun doute été un facteur pénalisant pour l'exécution des projets.

Les principaux problèmes rencontrés avec ce matériau ont à voir avec :

- Un choix souvent inadapté des classes de résistance vis-à-vis des pressions de service.
- L'utilisation de tuyaux à joints collés, qui s'accrochent mal de conditions de pose peu soignées et des sollicitations dues à un service intermittent.
- Une pose ne respectant pas toujours les normes usuelles (lit de sable, profondeur, remblaiement) comme il a pu être constaté lors de sondages de reconnaissance.

Le **PEHD** vient en deuxième position des matériaux utilisés avec 17% du linéaire, et se trouve être en constante progression. Il s'est imposé depuis le début des années 2000 et constitue le matériau de prédilection moderne pour la construction des réseaux et des branchements. D'autant que les progrès techniques autorisent son emploi dans une gamme de diamètre assez large (jusqu'à : 315 mm).

L'**amiante ciment** représente 6% du linéaire. Ce matériau a été surtout utilisé en distribution dans des diamètres importants supérieurs à 150 mm. Ce matériau étant aujourd'hui proscrit, son remplacement est à prévoir à court et moyen terme.

La **fonte** représente 3% du linéaire, elle est utilisée de la même manière que l'amiante ciment pour les diamètres importants principalement dans le centre-ville. Parmi les autres matériaux, on relève :

La présence d'acier principalement dans les moyens et gros diamètres (environ 4% du linéaire). L'état des canalisations impose des travaux de réhabilitation pour des questions de vétusté de certains tronçons.

Tableau 3.7 : Répartition des longueurs des conduites en fonction de leur diamètre (ADE, 2018)

DN (mm)	Longueur (m)	%
20-40	5316,95	2%
50-75	82 569,49	37%
80-90	34 057,01	15%
100-125	49 662,31	23%
140-160	16 401,29	7%
175-200	12 335,82	6%
250	5 542,89	3%
300-315	11 805,08	5%
400	2 271,17	1%
500-600	314,82	0%
Total	220276,83	100%

En fonction des diamètres, le réseau tertiaire (< à DN 75 mm), représente 40% du linéaire total de distribution. Le réseau secondaire compris entre DN 80 et DN 125 mm représente sensiblement le même pourcentage du réseau primaire. En effet, il totalise 38 % du linéaire totale. Quand au réseau primaire (entre > DN 140), celui-ci totalise 16 % du linéaire. Les gros diamètres (< DN 250 mm) comptabilise 6 % du linéaire total.

3.4.1.1. Les Vannes

Le réseau de distribution de la ville dispose de vannes à manœuvres manuelles. Leur répartition en fonction du diamètre est reprise dans le tableau (3.8).

Tableau 3.8 : Répartition des Vannes en fonction de leur diamètre(ADE, 2018)

DN (mm)	Nombre	%
40	3	1%
60-90	111,00	31%
100-125	109,00	31%
150-200	54,00	15%
250	14,00	4%
300	38,00	11%
350	5,00	1%
400	9,00	3%
500	9,00	3%
600	2	1%
Total	354	100%

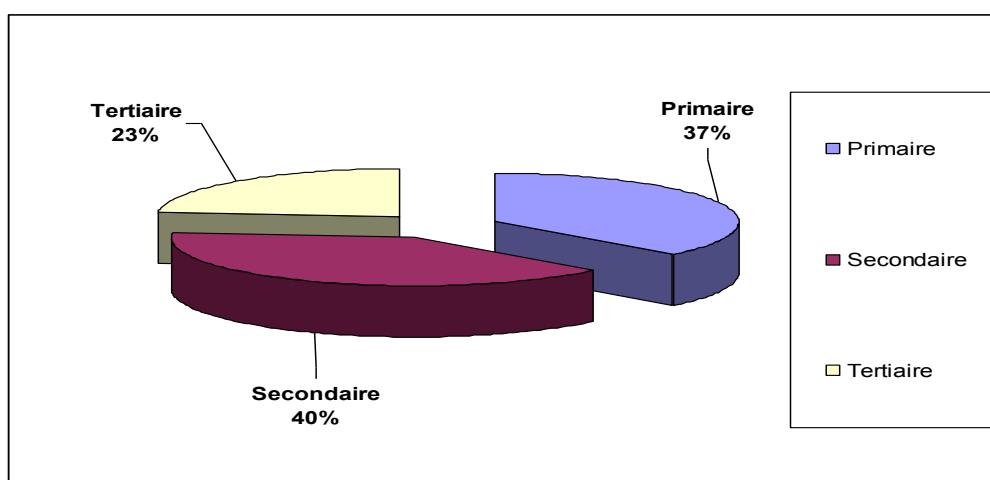


Figure 3.6: Répartition des Vannes par niveau d'ordre.

Sur les vannes qui ont pu être visitées, des signes de corrosion subsistent sur la quasi-totalité d'entre elles. Beaucoup présente des fuites principalement liées à l'étanchéité de la tresse et des joints. Ces vannes (non étanches) seront complètement à remplacer.



Photo 3.1:

Signe de corrosion
sur Vannes

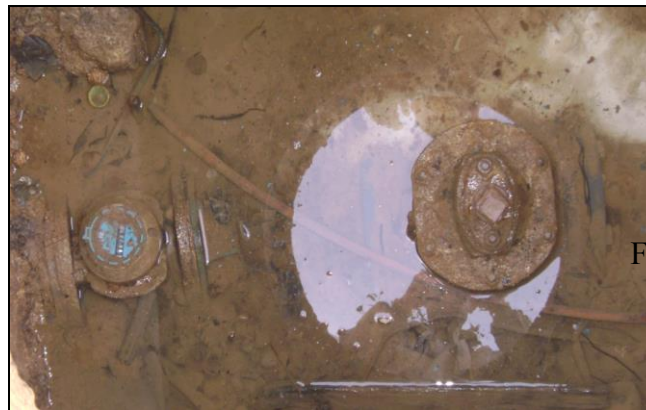


Photo 3.2:

Fuite d'étanchéité
sur vannes de
distribution



Photo 3.3 :

Fuite d'étanchéité
sur compteur de
distribution

3.4.1.2. Les poteaux incendies

Concernant les équipements d'incendie sont regroupés dans le tableau (3.9) :

Tableau 3.9 : Répartition des poteaux d'incendie (ADE, 2018)

N°CV	Type	DN (mm)	Matériau	Emplacement	Nom du réservoir
90001	Poteau Incendie	200	Emplacement	Rue AbdlelatifKader	Clair Soleil
110001	Poteau Incendie	125	Nom du réservoir	Rue Larbi Ben Mhidi	Clair Soleil
370001	Poteau Incendie	110	PVC	Cite Draïa Ahmed	_ 26 Avril
390001	Poteau Incendie	110	PVC	Cite Draia Ahmed	_ 26 Avril
400001	Poteau Incendie	200	PVC	Cité Koïcem	Clair Soleil

Le réseau n'étant pas en charge, il ne peut répondre à la norme AFNOR NF S 62-200 qui préconise un débit par poteau incendie de 60m³/h sous 1 bar de pression pendant 2h. La totalité des poteaux ne sont plus fonctionnels et devront être remplacés.

3.4.1.3. Les ventouses

Les informations concernant les ventouses sont regroupées dans le tableau (3.10)

Tableau 3.10 : Répartition des Vannes (ADE, 2018)

DN (mm)	Nombre	Matériau
1000	2	Acier
600	1	Amiante ciment
500	109	Fonte
	54	Acier
	14	Amiante ciment
400	38	Amiante ciment
	5	Acier
300	9	Amiante ciment
100	9	Acier

L'ensemble des ventouses présente des signes de corrosion.



Photo 3.4 :
Signe de
corrosion sur
ventouses.

3.4.1.4. Les regards

On a dénombré 121 regards dont peu sont vérifiables car ils sont soit recouverts par l'asphalte, soit soudés. Pour ceux qui restent accessibles, ils sont souvent dans des états assez déplorables (encombrés de déchets divers, mauvaises odeurs, et sans échelle d'accès)

3.4.1.5. Les branchements

Quant aux branchements, ils sont en grande majorité constitués de tuyaux en acier galvanisé (84%), alors qu'à peine 9% des abonnés possèdent un branchement en PEHD (Source enquête n°1 ADE). L'introduction du PEHD est récente ce qui explique son pourcentage encore faible. Les branchements en PVC ou en cuivre comptent pour un peu plus de 6% ; les branchements en plomb existent encore mais en quantité marginale.

Le réseau de distribution de Souk Ahras dessert 22 069 abonnés actifs (c'est-à-dire facturés - source fichier des abonnés de l'ADE) au troisième trimestre 2017, se répartissant en :

- Catégorie domestique: 20 877
- Administration: 502
- Commerce. service: 633
- Industrie. tourisme: 57

Il faudrait rajouter quelques centaines d'abonnés inactifs et un nombre indéterminé de branchements clandestins. Les branchements sont généralement raccordés directement sur la conduite de distribution et ne comportent donc pas de robinet d'arrêt sous bouche à clé.

Le problème principal qui affecte le fonctionnement du réseau est bien connu ; il concerne le taux de pertes excessives qui constitue le principal obstacle à la fourniture d'un service continu.

3.4.2. Les causes principales de la dégradation de la qualité d'eau potable dans les réseaux de distribution

- Pour **la conception du réseau**, ce dernier est constitué pour sa majorité en PVC à emboîtement vétuste d'une part et l'absence de la sectorisation du réseau d'autre part. En effet, les cas étudiés révèlent que le dernier consommateur est loin de l'étage de distribution parfois plus de > 10 heures, on note aussi la présence des zones de surpression.

Pour **le régime d'exploitation**, l'alimentation discontinue favorise la dégradation des tuyauteries d'une part et les infiltrations dans le réseau de distribution par le phénomène de dépression d'autre part. Ce mode contribue à une stagnation des eaux suspendues dans les conduites ce qui provoque leur dégradation.

- Pour les analyses bactériologiques plusieurs cas positifs ont été enregistrés au niveau de la source principale, cette contamination s'explique par le cross connexion.

- Absence, interruption ou insuffisance de traitement par le chlore.
- Incidents dans les circuits de distribution d'eau : interconnexion eau usée – eau potable ou le siphonage d'eaux sales dans le réseau d'eau potable.

3.4.3. Influence des types de matériaux sur la qualité d'eau potable (ville de S/Ahras)

La photo (3.5) met en évidence les différentes dégradations commençant par la corrosion au niveau des parois internes causées par des phénomènes électrochimiques, puis une formation apparente du biofilm (biomasse libre dans le réseau se fixe sur les parois de canalisation). Alors cette conduite constitue un milieu propice pour la dégradation de la qualité d'eau potable.



Photo 3.5 : Échantillon prélevé lors de la rénovation du réseau d'AEP ville de S/Ahras, Caractéristiques de matériau : tronçon de 50 cm en fonte ductile (DN100mm ep7mm).

Les corrosions sont souvent responsables de la présence de fer, plomb, cuivre, cadmium ou zinc dans les eaux. Elles fournissent un abri contre l'arrachage hydraulique pour les microorganismes, ralentissent l'écoulement et peuvent le modifier localement.

Des études ont montré que les problèmes de stagnation favorisant corrosion et dépôts apparaissent dès que la vitesse de l'eau est inférieure à 0.01 m. S^{-1} et disparaissent au-delà de 0.1 m.S^{-1} (Tricard, 1995). La conservation de la qualité de l'eau est facilitée par une réduction du temps de séjour dans le réseau.



Photo 3.6 : Échantillon prélevé lors de la rénovation du réseau d'AEP ville de S/Ahras, Caractéristiques de matériau : tronçon de 50 cm en fonte ductile (DN100mm ep7mm).

3.4.4. Caractérisation de la qualité des eaux potables dans la ville de Souk- Ahras

Dans cette partie d'étude, on a procédé à la caractérisation de la qualité des eaux potables de la ville de Souk Ahras, avec une stratégie d'échantillonnage suivant ces étapes :

- Identifier le chemin directeur des eaux potables distribuées à l'aide d'un Schéma altimétrique du système d'adduction de la ville de S/Ahras(Figure 3.2), afin de bien gérer le réseau.
- Définir le réservoir qui alimente le réseau (patron de distribution « réservoir SNIC »).
- Procéder des prélèvements d'échantillonnage au niveau des réservoirs dont chacun avec deux consommateurs, (le premier au milieu du secteur, le deuxième à son extrémité), où chaque secteur est alimenté par un réservoir.
- Les échantillons sont analysés d'un côté au laboratoire de l'ADE pour identifier la qualité physicochimique et de l'autre côté au laboratoire de la Direction de la Santé de la Wilaya de S/Ahras dans le but de décrire la qualité bactériologique.

Les échantillons sont prélevés successivement pendant la période été – automne 2017 et hiver-printemps 2018, les résultats sont illustrés dans le chapitre 05 « *L'analyse factorielle en composantes Principales de la qualité de l'eau distribuée* ».

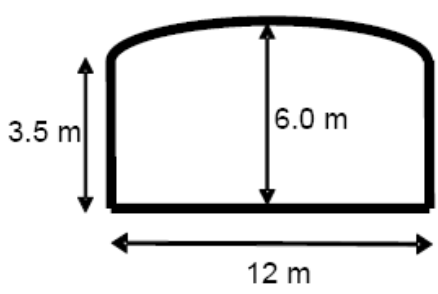

Dans le réseau, certains points offrent des voies d'entrée à la contamination par des microorganismes. Les réservoirs où l'eau est en contact avec l'air, et où les orifices mal protégés peuvent permettre le passage des poussières ou d'insectes apportant des contaminations. Les interventions sur le réseau (réparations, branchements), les fuites (en cas de dépression) et les accidents tels que des retours d'eau ou des cassures peuvent également être responsables de l'introduction de microorganismes dans le réseau. Aucune norme stricte ne peut être énoncée pour pouvoir limiter totalement leur prolifération.

3.4.4.1. Présentation du réservoir Faubourg

Le réservoir de Faubourg est constitué de deux réservoirs jumelés de capacité globale de 2x400 m³. Il est destiné à alimenter les quartiers suivants ; Lotissement château d'eau et la cité

Faubourg. Le réseau issu de ce réservoir compte un linéaire d'environ 4.5 km, comportant toutes les conduites dont le diamètre est supérieur à DN 40.

Tout le réseau du Faubourg représente un seul sous-secteur vu son linéaire 4.5 km. Par contre juste la cité Faubourg qui est concernée par la campagne de mesure vue les difficultés trouvées pour l'emplacement du débitmètre à insertion sur la conduite de distribution de diamètre Ø200 fonte destinée à alimenter tout le secteur.

Localisation et identification : Ville de Souk-Ahras, réservoir FAUBOURG I	
<p>Description : Année de construction : 1958</p> <ul style="list-style-type: none">• Description de l'ouvrage : Réservoir semi-enterré en béton armé. à couverture par coupole Capacité : 400 m³• Dimensions principales : 	 <p><i>Vue générale</i></p>

Localisation et identification : Ville de Souk-Ahras, réservoir FAUBOURG II

Description :

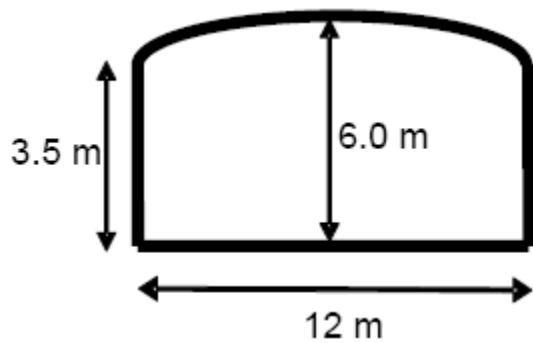
Année de construction : 1958

• **Description de l'ouvrage :**

Réservoir semi-enterré en béton armé, à couverture par coupole

Capacité : 400 m³

• **Dimensions principales :**



Vue générale

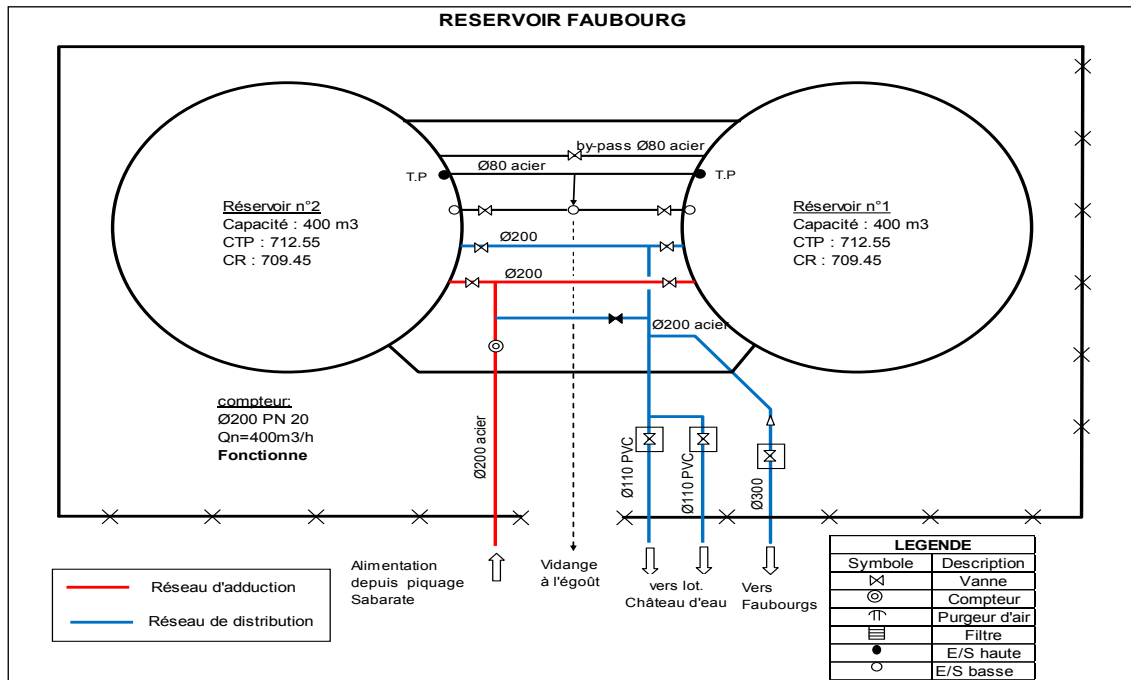


Figure 3.7: Fonctionnement hydraulique du réservoir Faubourg (ADE, 2018)

3.4.4.2. Secteur « Faubourg »

Le secteur « Faubourg » est alimenté par deux réservoirs du même nom d'une capacité de 400 m³ chacun. Il s'agit d'un secteur d'urbanisation ancienne qui est arrivé à saturation. Ce secteur est de taille modeste, il regroupe 398 abonnés domestiques, 15 administrations et 34 petits commerces selon le fichier ADE des trois premiers trimestres 2017. Le réseau est composé essentiellement de canalisations PVC de diamètre 63 à 160 mm. 4 types de mesures ont été effectués sur la période du 04 au 05 juin 2018 : Niveau du réservoir, débit en sortie, point de pression en partie basse du réseau et le taux du chlore résiduel dans différents points.

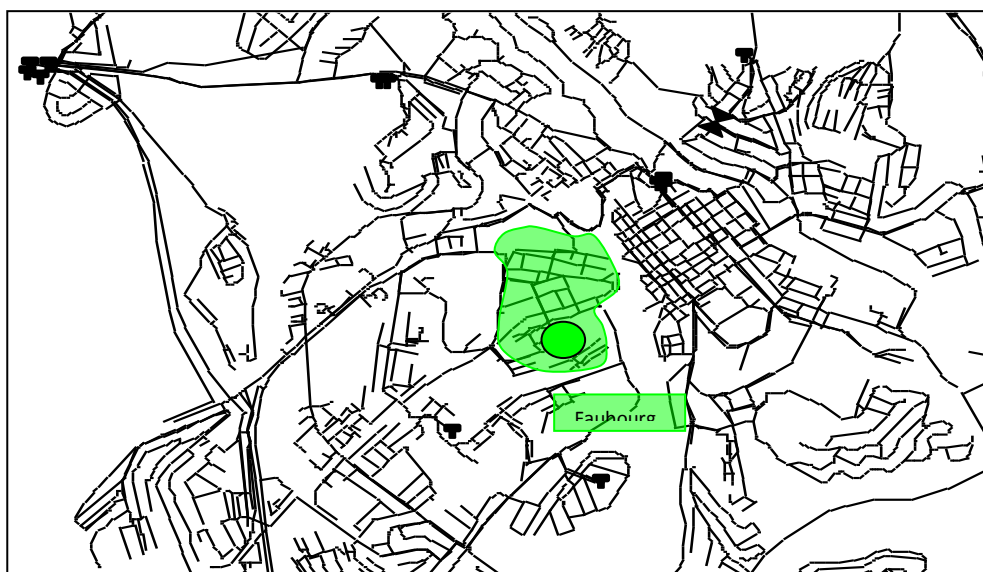


Figure 3.8: Zone de service réservoir Faubourg (ADE, 2018)

3.4.4.3. Campagne de mesures

L'objet de la campagne de mesures vise à établir un état des lieux précis et documenté des conditions de fonctionnement du réseau en déterminant les indicateurs caractéristiques du service de distribution dans les différents secteurs de la ville : taux de pertes, rendement du réseau, pression et taux de chlore résiduel.....etc.

Les résultats doivent permettre d'orienter les actions à venir en matière de réhabilitation en faisant ressortir les priorités en vue de la mise au point d'un programme d'action à court et étant de rétablir un service continu, de réduire les fuites à un niveau raisonnable et de équilibrer le taux de chlore dans le réseau.

La méthode consiste pour chaque secteur de distribution alimenté par un réservoir à :

- Remplir le réservoir et par conséquent mettre en pression le réseau pendant plusieurs jours consécutifs.
- Effectuer des mesures continues de débit en sortie de réservoir, niveau du réservoir et pression en un point du réseau (de préférence un point bas).
- Effectuer des prélèvements au niveau de : Réservoir, 1^{er} consommateur (au milieu de réseau) et le 2^{eme} consommateur (à l'extrémité de réseau) pour mesurer le taux de chlore résiduel.

Pour cela on procède à l'équipement de la canalisation de sortie d'un collier de prise en charge avec robinet quart de tour permettant l'installation d'un débitmètre électromagnétique à insertion (un compteur mécanique fait également l'affaire à condition d'être équipé d'une tête émettrice). On équipe également le réservoir d'une sonde de niveau et on installe en un point bas du réseau un loger de pression.

La mesure en continu du débit permet de calculer le volume distribué. Le graphe (figure 3.9) du débit enregistré passe par un minimum en période nocturne. Qui correspond sensiblement au débit de fuite. On peut ainsi déterminer la part du volume distribué correspondant aux fuites et celle correspondant à la consommation des usagers. Le graphe d'enregistrement renseigne théoriquement sur le profil de consommation en cours de journée. En théorie seulement car en pratique divers facteurs viennent altérer l'interprétation. D'une part, on assiste sur la première journée au remplissage des réserves de stockages privés et d'autre part les usagers ne modifient pas du jour au lendemain leurs habitudes de consommation. Il faut pour cela qu'ils aient confiance dans un rétablissement durable de la continuité du service.

L'installation d'un point de contrôle de pression sur le réseau est destinée à vérifier la cohérence des mesures. Normalement, les graphes de débit en sortie de réservoirs et de pression sur un point de réseau doivent varier en sens inverse ; quand le débit appelé augmente, la pression en un point du réseau diminue. Par ailleurs lorsque le système ne présente pas trop de dysfonctionnements, les différentes mesures débit en sortie du réservoir, niveau du réservoir et pression en un point du réseau constituent des données de référence pour le calibrage du modèle hydraulique.

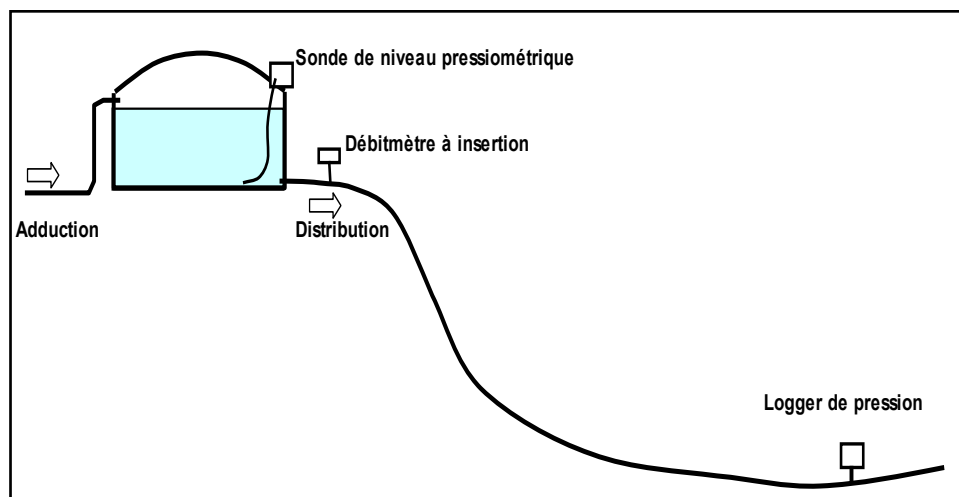


Figure 3.9: Dispositif de mesure installé.



Photo 3.7 : Matériel de mesure : sondes, capteurs, loggers

3.4.4.4. Méthodologie de la campagne de mesures

Il ressort de ce qui précède que le taux de pertes est un indicateur qui varie en fonction des conditions d'exploitation. Il croît fortement avec l'allongement de la durée de service. Pour servir utilement de critère d'évaluation de l'état d'un réseau, il faut se placer dans des conditions de continuité de service ; celles-ci constituant l'objectif logique de tout service d'exploitation. C'est pourquoi, dans le cadre de la campagne de mesures, l'ADE a procédé à des modifications du mode d'exploitation visant à assurer une mise en pression du réseau dans les secteurs de

distribution étudiés sur une durée suffisante. L'idéal serait de maintenir une continuité de service sur une période de 4 à 5 jours afin de permettre, au cours de la première journée et éventuellement de la suivante, le remplissage et saturation des réserves de stockage privées. On a vu que celles-ci totalisent des volumes importants équivalents à une journée ou plus de consommation. Passé ce laps de temps la consommation a tendance à se normaliser et à se réguler progressivement tout au long de la journée. Avec la perception d'un rétablissement durable de la continuité du service le comportement de l'utilisateur se rationalise et la consommation présente un profil qui reflète la demande réelle.

En procédant à des enregistrements de débit en sortie d'un réservoir de distribution, on peut alors mettre en évidence les paramètres caractéristiques de l'état du réseau et des conditions de fonctionnement. On fera ainsi ressortir :

- Le débit minimum nocturne : l'enregistrement du débit montre que celui-ci baisse pendant la nuit et passe par un minimum qui est assimilé au débit de fuite (voir Figure 3.9).
- Le profil de consommation : l'écart entre le débit enregistré et le débit de fuite correspond à la consommation des usagers y compris les usages clandestins. On met en évidence un profil de consommation sur la journée.

L'interprétation du graphique d'enregistrement du débit sur une journée permet de calculer le taux de pertes (à partir du débit minimum nocturne) et d'en déduire le rendement du réseau.

3.4.4.5. Contraintes de mise en œuvre

Les principales contraintes de mise en œuvre de la campagne de mesures résident dans la possibilité de mobiliser des volumes suffisants pour maintenir le réseau en pression sur une période prolongée. On a vu dans l'exemple précédent que le passage d'un service de quelques heures par jour (6 heures dans l'exemple) à un service continu impliquait un accroissement considérable du volume mis en distribution, notamment lorsque les fuites sont élevées. Les hypothèses prises en compte dans l'exemple aboutissent à un doublement du volume mis en distribution. Les besoins sont encore plus importants lors de la première journée de mise en pression où s'effectue le remplissage des réserves de stockage privées. Pour un petit secteur de distribution, la situation est généralement gérable. En revanche pour un grand secteur, il peut se poser des problèmes de disponibilité d'eau qui amènent à réduire la période d'expérimentation ou qui obligent à réduire ou couper l'alimentation en eau dans d'autres secteurs.

Une autre conséquence de la mise en pression prolongée d'un secteur réside dans la prolifération de fuites permanentes qui peuvent donner lieu à un ruissellement superficiel intense lorsque le

réseau est en mauvais état. Ces contraintes ont fortement affecté le déroulement de la campagne de mesures. Celle-ci a pu être menée dans des conditions qui sans être satisfaisantes ont permis néanmoins de tirer des indicateurs utiles dans le petit secteur alimenté par le réservoir « Faubourg ».

3.4.4.6. Interprétation des résultats

Le graphique illustré dans la figure (3.9) est très explicite, s'il n'y avait pas de fuites. On devrait logiquement observer pendant la nuit un débit nul ou du moins minime. Or il n'en est rien ; le débit enregistré est important et passe par un minimum nocturne qui vaut environ 65 m³/h et qui correspond au débit de fuites. Le graphique permet de calculer sur chaque journée les indicateurs caractéristiques des conditions de distribution pour maintenir un service continu : volume mis en distribution, volume consommé, pertes, rendement du réseau. Ces indicateurs sont récapitulés dans le tableau (3.11) :

Tableau 3.11 : Indicateurs de distribution - secteur Faubourg(ADE, 2018)

Paramètres	valeurs	Observations
Volume mis en distribution (m ³ /h)	78.25	-
Fuite (m ³ /h)	64.79	-
Consommation (m ³ /h)	13.46	Rendement technique : $13.46/78.25 = 17\%$
Linéaire de réseau (km)	3.60	-
ILC (m ³ /h/km)	3.74	Réseau urbain
ILP (m ³ /h/km)	18.0	Mauvais (>0.83)
Taux de perte (%)	82.8	-
Volume facturé (m ³ /h)	9.97	Rendement commercial : $9.97/78.25 = 13\%$

L'indice linéaire de consommation (ILC en m³/h/km), est le rapport entre la consommation mesurée durant notre campagne de mesures avec le linéaire du réseau. Cet index permet de qualifier le type de réseau de chaque secteur (type rural, semi rural ou urbain).

L'indice linéaire de perte (ILP en m³/h/km) est calculé en divisant le volume des pertes par le linéaire de réseau. Le réseau d'eau potable du secteur Faubourg est un réseau urbain qui présente un taux de fuite d'environ 83 % et un indice linéaire de pertes de 18 m³/h/km. Il n'échappera à personne que ces indicateurs sont extrêmement mauvais.

Le profil de consommation qui ressort du graphique n'est pas représentatif d'une situation normalisée. Il est biaisé par les phénomènes de remplissage des réserves de stockage privées et par le fait que sur laps de temps aussi court. Les consommateurs n'ont pas modifié leurs habitudes.

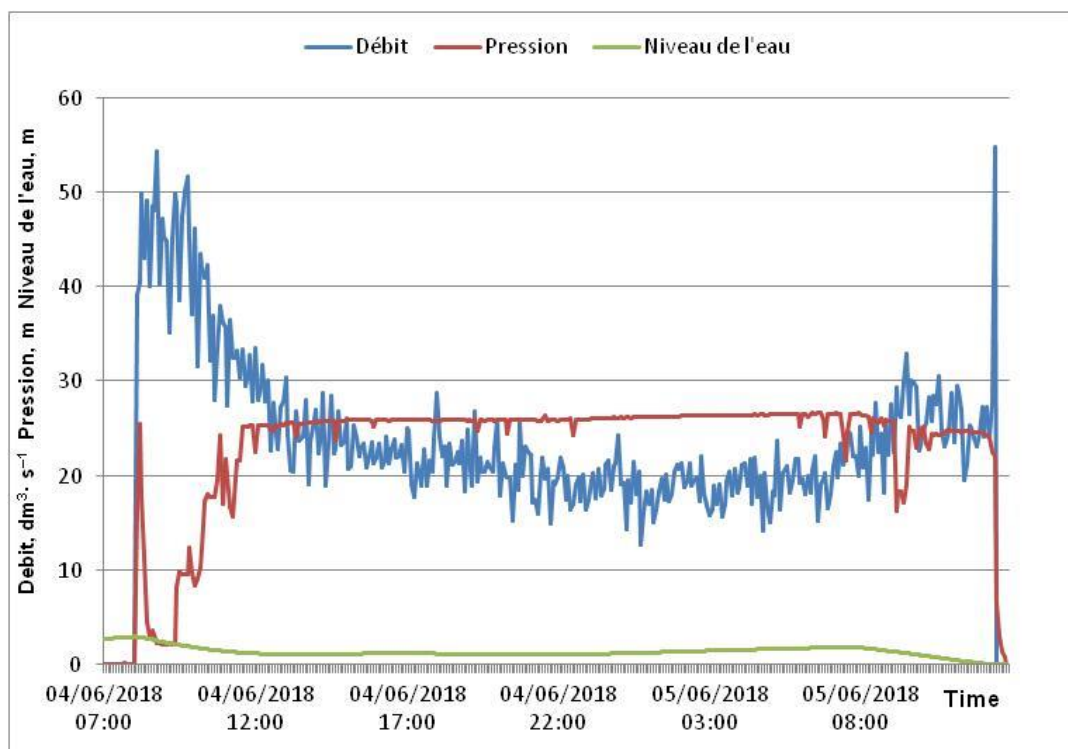


Figure 3.10 : Présentation des mesures Faubourg.

Des prélèvements d'échantillons au niveau du réservoir Faubourg ont été réalisés. Un prélèvement est effectué au niveau du réservoir lui-même et deux autres prélèvements sont effectués à partir du réseau du secteur alimenté par ce même réservoir. Le premier point se situe au milieu du réseau et le second à l'extrémité de celui-ci.

Le réseau est constitué principalement de tuyaux en PVC de 63 à 160 mm de diamètre. Au départ quatre types de mesures ont été effectués entre le 04 et le 05 juin 2018: niveau de la citerne, débit de sortie, point de pression dans la partie inférieure du réseau et chlore résiduel en différents points.

Le système souffre de nombreux problèmes dont le plus notable est l'absence de service continu. Les causes de cette situation sont bien connues. Elles résident dans le taux élevé de fuites dû au mauvais état général du réseau. Le volume produit est estimé à 35 000 m^3/jour comme ordre de grandeur caractéristique de la situation moyenne pour l'année 2017.

Les échantillons prélevés successivement pendant les périodes été – automne 2017 et hiver – printemps 2018 sont analysés par les laboratoires de l’ADE pour identifier la qualité physicochimique, et le laboratoire de la Direction de la Santé de la Wilaya de S/Ahras pour définir la qualité bactériologique. Les analyses mènent à ce qui suit:

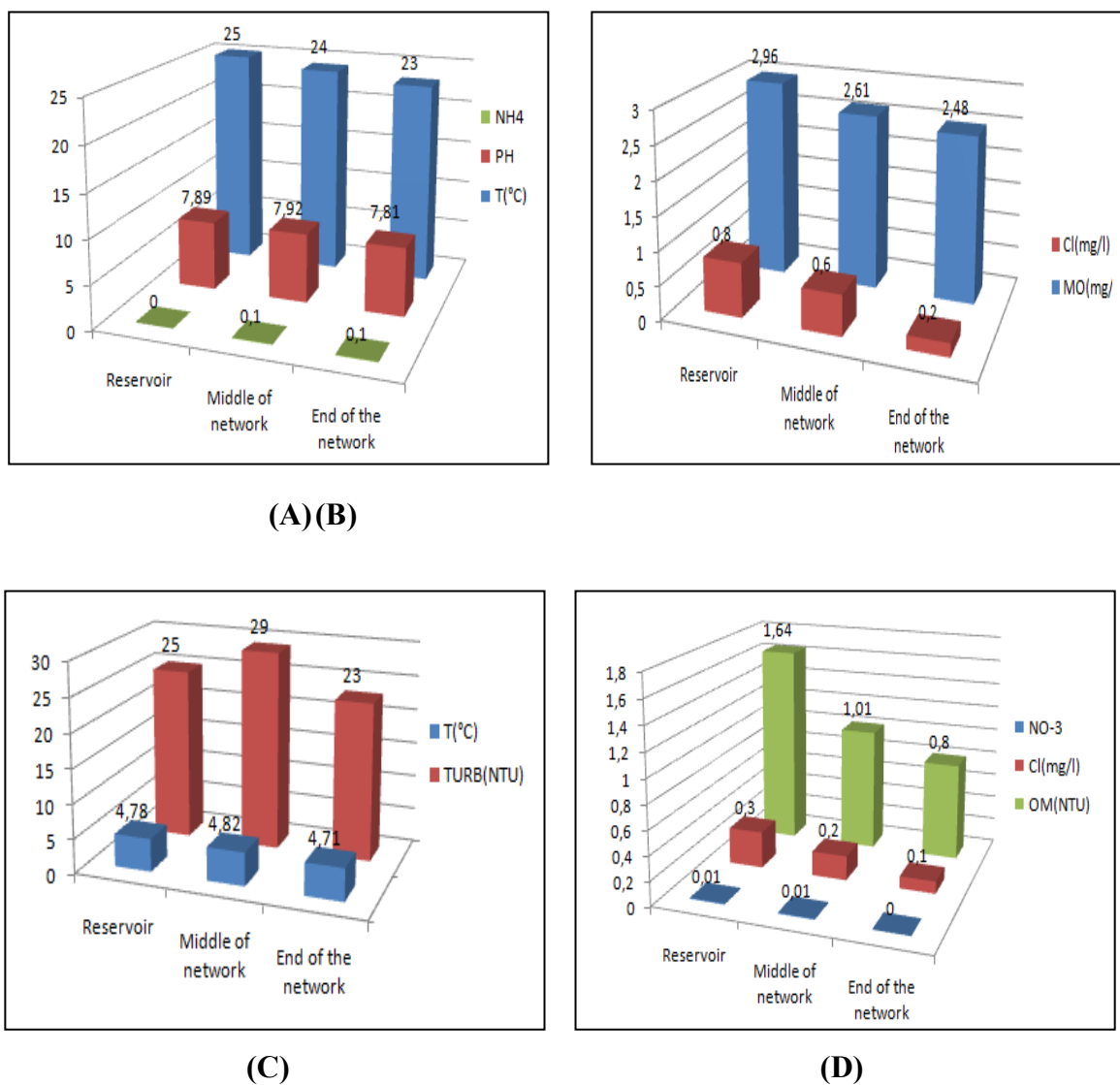


Figure 3.11 : Les mesures au niveau du Réservoir Faubourg (A) Variation de la température T et du PH - période été, (B) Variation du chlore résiduel Cl et la matière organique MO de période été, (C) variation de la turbidité TUR et de la température T- période printemps, (D) Variation du nitrate NO-3, Chlore résiduel Cl et Matière organique MO- période du printemps.

Pour les échantillons analysés à des différentes périodes, nous avons constaté une variation remarquable de certains paramètres tels que la turbidité, la matière organique, le chlore résiduel et la température comme le montre la figure (3.11). Quant à la composition azotée exprimée par les nitrites, nitrates et l’ammonium nous avons parfois enregistré une augmentation légère des taux des nitrites, nitrates. Ceci est très probablement dû à l’infiltration des eaux usées et/ou

l'absence de taux de chlore libre. On peut conclure aussi un risque sérieux pour le consommateur notamment en absence du chlore résiduel souvent de quantité négligeable et disparaît chez plusieurs consommateurs, ce constat est souvent observé chez les consommateurs se trouvant aux extrémités des réseaux. En effet, ce dernier paramètre a connu une diminution importante durant la période de l'été chez les consommateurs, ce qui peut constituer un facteur déterminant pour la prolifération bactérienne. Dans le réseau, une turbidité élevée de l'eau cause des problèmes potentiels citant à titre d'exemple:

- Précipitation de fer, aluminium ou manganèse, due à une oxydation dans le réseau ;
- Une corrosion importante ;

Des précipités formés par l'effet de post-floculation dans le réseau qui dégradent la qualité organoleptique de l'eau et conditionnent la prolifération de microorganismes. En ce qui concerne la température, plusieurs échantillons ont connu une valeur supérieure à 15°C, ce qui favorise l'apparition des goûts ou odeurs désagréables; Les services des eaux peuvent difficilement agir sur la température de l'eau. Les efforts doivent donc se porter sur d'autres paramètres qui évoluent en fonction de la température.

Les analyses bactériologiques sont très importantes et indispensables pour assurer l'absence des germes ou des bactéries qui présentent un risque pour la santé des consommateurs (Levallois P, et al, 2003 ; Razzoliniet al, 2011 ; Habimana O et al, 2014 ; Ouahchia et al, 2014). On s'est référé aux données de la Direction de la Santé de la Wilaya de Souk-Ahras dans le but de signaler la pollution bactériologique connue dans le réseau de distribution dans les quatre dernières années (Tableau 3.12).

Tableau 3.12 : Nombre de cas de pollution bactériologique liée à l'eau (DSW, 2018)

Année	Nr total d'analyse	Positive	Faiblement- p	Fortement- p
2015	781	42	23 +	19 +++
2016	901	71	60 +	11 +++
2017	975	72	60 +	12 +++
2018	553	12	7 +	5 +++

Où : Positive : Eau de bonne qualité bactériologique.
Faiblement- p : Eau moyennement de mauvaise qualité (présence des germes).

Fortement- p : Eau totalement de mauvaise qualité (grande présence des germes).

Les résultats obtenus montrent que le paramètre bactériologique est fortement lié à celui de pollution. Généralement cette présence des bactéries est due aux infiltrations des eaux usées dans le réseau de distribution d'eau potable, ainsi que la proximité et la juxtaposition des conduites du réseau d'assainissement avec celles du réseau d'eau potable.

3.5. Conclusion

La contamination de l'eau potable est probable et peut se produire souvent lors du transport de l'eau et à partir du réservoir du stockage jusqu'au consommateur. Une vérification rigoureuse et continue est impérative pour préserver la santé publique.

L'existence d'une pollution accidentelle au niveau du quartier étudié est à cause des intrusions probables des eaux usées dans le réseau de l'eau potable qui est due parfois à la mauvaise conception des canalisations ou par l'ancienneté des réseaux (effet de la corrosion par exemple). Un plan d'urgence et des stratégies d'intervention aussi promptes que possibles s'avèrent obligatoires afin de remédier aux déficits au niveau de la qualité de l'eau distribuée à l'instar de la diminution du taux du chlore résiduel chez les derniers consommateurs.

Chapitre 4

Démarche méthodologique pour le renforcement de la concentration du chlore résiduel libre aux extrémités du réseau d'AEP

4.1. Introduction

Toutes les personnes, quel que soit leur stade de développement et leurs conditions sociales et économiques, ont le droit d'avoir accès à un approvisionnement suffisant en eau saine et salubre (OMS 2003). Les statistiques de la maladie sont criants et tragiques: 80% de la maladie et la mort dans le monde sont liés à l'eau; La moitié des lits d'hôpitaux du monde sont occupés par des personnes souffrant de maladies liées à l'eau; la diarrhée et le paludisme sont les principales causes de mortalité chez les enfants de moins de 5 ans (34%) en Afrique; et le nombre de décès dus aux maladies à transmission hydrique estt près de 5 millions chaque année, la plupart d'entre eux des enfants. Ces décès, dont la plupart sont évitables, surviennent en grande partie chez environ 1,2 milliard de personnes dans le monde (Batterman et al. 2009; OMS 2005).

L'objectif principal du traitement de l'eau potable est de produire une eau conforme aux normes nationales et de l'OMS (Boussah et al. 2017 ; Gouvernement Québec 2002). Le secteur de l'approvisionnement en eau potable s'inquiète principalement de la transmission des agents pathogènes par l'eau. La désinfection de l'eau aide en effet à réduire de manière significative les micro-organismes pathogènes responsables des maladies d'origine hydrique telles que la fièvre typhoïde, l'hépatite, le choléra, la dysenterie bacillaire (Crittenden et al. 2005).

Cairncross et al.(1996) suggère qu'une distinction doit également être faite entre les transmissions dans deux domaines physiques différents: le domaine public (en dehors du foyer) et le domaine domestique (à l'intérieur du foyer). Un bénéfice sanitaire souhaité ne serait obtenu que si la transmission d'agents pathogènes dans les deux domaines était empêchée (Jensen et al. 2003). La plupart des systèmes d'approvisionnement en eau dans les pays en développement ne fonctionnent pas

conformément à leur conception, ce qui permet probablement l'entrée des eaux usées. Le transport d'eau du secteur est toujours ciblé par les agents pathogènes qui sont transmis par l'eau. L'eau doit être protégée contre les pollutions possibles en utilisant des résidus de désinfectant il doit être maintenue un résiduel désinfectant dans le système de distribution pour le protéger contre une recontamination.

La méthode la plus utilisée est la chloration de l'eau potable dans les stations de traitement et dans les systèmes de distribution. Le chlore est utilisé dans le monde entier comme désinfectant résiduel pour lutter contre la contamination microbienne et la prolifération dans les systèmes d'approvisionnement en eau potable (dans les usines de traitement et dans la distribution des systèmes) (Galal 1996; Nilufar et al. 2016; Nilufar et al. 2017). Le potentiel résiduel du chlore empêche non seulement la prolifération des micro-organismes dans tous les systèmes de distribution d'eau, mais fournit également la protection contre les intrusions d'agents pathogènes (Kim et al. 2014; Blanc 1992). Sa popularité provient de :

- Son haut potentiel d'oxydation,
- Le coût relativement faible,
- Rendement élevé de désinfection,
- Et la facilité d'utilisation.

Plusieurs études ont mis l'accent sur la dégradation du chlore et facteurs qui influent sur la dégradation de la paroi, comme le type de matériaux des conduites, la vitesse d'écoulement, la qualité de l'eau et l'âge de la conduite (Al - Jasser 2007; Al - Omari, Chaudhry 2001; Digiano, Zhang 2005; Fisher et al . 2011 a, Fisher et al . 2011 b; Hallam et al . 2002; Isabel et al . 2000; Monteiro et al. 2017; Ramos et al . 2010; Vasconcelos et al . 1995) et autres. En Algérie, l'utilisation du chlore dans le traitement de l'eau potable est une pratique répandue (Dhaouadi et al, 2015).

Ce chapitre a pour but de proposer un procédé pour améliorer et maintenir la concentration du chlore résiduel libre aux extrémités du réseau de distribution d'eau à 0,3 mg.dm⁻³ ou plus (Powell et al. 2000; Rodriguez, 2001). La plupart des individus sont capables de goûter au chlore ou à ses sous-produits (chloramines, par exemple) à des concentrations inférieures à 5 mg.dm⁻³ et à des concentrations aussi faibles que 0,3 mg.dm⁻³ (OMS, 2003).

Pour améliorer la concentration du chlore résiduel dans le système d'alimentation en eau d'une partie de la ville Souk-Ahras/Faubourg (Algérie) connu par sa faible concentration du chlore libre résiduel (selon une enquête de l'ADE année 2010), en particulier au point d'utilisation.

La méthode est une combinaison entre la simulation numérique où le logiciel d'analyse utilisé était EPANET2 (Rossman, 2000) et les mesures sur le terrain. Des séries d'échantillonnage à travers le réseau ont été réalisées pour évaluer la concentration du chlore libre dans différents points. À l'aide d'une analyse statistique, le modèle hydraulique a été calibré et les valeurs observées étaient très proches des résultats simulés. La solution appropriée pour la meilleure concentration du chlore résiduel libre dans tout le réseau et en particulier aux extrémités a été proposée.

4.2. Zone d'étude

L'étude du cas a été réalisée dans le quartier urbain - Faubourg - situé à Souk-Ahras, au Nord-Est de l'Algérie, comme le montre la figure (4.1). La zone est alimentée par deux réservoirs d'une capacité de 400 m³ chacun. C'est une ancienne zone urbaine qui a atteint une saturation. Cette zone est relativement petite; elle comprend 398 foyers domestiques, 15 bâtiments publics et 34 petits locaux de businesses. Le réseau a une longueur de 4,5 km et est principalement constitué de PVC. Le diamètre des conduites varie de 63 à 160 mm.

4.3. Renforcement du chlore résiduel

Le chlore est le désinfectant le plus utilisé à travers le monde (Bensoltane et al, 2018), se dégrade avec le temps dans la mesure où l'eau réagit avec la matière organique et inorganique lors du transport dans le réseau de distribution. En particulier, dans les grands réseaux de distribution, la concentration du chlore résiduel peut devenir très faible voire indétectable aux extrémités (Powell et al, 2000; Rodriguez et Sérodes, 2001). Le maintien d'un niveau de chlore résiduel suffisant dans le système de distribution est un moyen efficace pour réduire les risques de contamination microbologique. Les différentes normes de potabilité fixent un niveau de chlore résiduel libre minimal de 0,3 à 0,5 mg/l chez le consommateur (Powell et al, 2000; Rodriguez et Sérodes, 2001).

La concentration du désinfectant résiduel peut diminuer le long du réseau parce qu'il n'est pas stable et produit des réactions d'oxydation. Cette diminution peut devenir très importante dans les réseaux longs. Une solution consiste alors à disposer en divers points du réseau des stations de rechloration pour « relever » le niveau de chlore résiduel. Ces stations fonctionnent par l'application de l'équation suivante et un résiduel de consigne prédéfini (Schulhof, 1990).

$$R_c = R_a + \frac{d}{Q_e} \quad (4.1)$$

Ou : **R_c** : résiduel de consigne ; **R_a** : résiduel amont ; **d** : débit de chlore à introduire ; et **Q_e** : débit d'eau.

4.3.1. Dégradation du chlore résiduel libre

Le chlore est un désinfectant économique, efficace et il permet la conservation d'une concentration de désinfectant résiduel dans le système de distribution (Doré, 1989; Sadiq et Rodriguez, 2004). Bien que des normes sur la concentration résiduelle de chlore existent, la dose initiale requise pour assurer une concentration suffisante de chlore en extrémités de réseau dépend de plusieurs paramètres d'opération ainsi que de la qualité de l'eau. Des études ont démontré que les paramètres d'opération ayant une influence significative sur la demande en chlore sont la dose de chlore initiale, la température de l'eau et le Ph. En terme de qualité de l'eau, il a été établi que les constituants fulviques et humiques de la matière organique (MO) sont d'importants consommateurs de chlore. La concentration en MO étant difficile à mesurer dans l'eau potable, ses principaux indicateurs sont le carbone organique total (COT) et dissous (COD) ainsi que l'absorbance UV (à 254 nm). Finalement, la présence d'ammoniac dans l'eau peut causer une formation de chlore combiné qui a pour effet de réduire la proportion de chlore résiduel libre (Connel, 1997; Rodriguez et al, 2002). Il est difficile, pour les opérateurs, de tenir compte de tous ces paramètres lorsqu'ils doivent ajuster la dose requise de chlore à la sortie de la station de traitement.

Plusieurs modèles ont été proposés pour décrire la dégradation du chlore résiduel dans un système de distribution d'eau potable. Biswaz et al (1993) et Lu (1991) proposent un modèle basé sur l'évaluation théorique des processus impliqués dans le transport chimique et particulaire dans le système de distribution. Rossman et al (1994) ont développé un modèle de dégradation et de transport du chlore résiduel libre dans les conduites du système de distribution pour des conditions d'écoulement non permanent laminaire et turbulent. D'un autre côté, Tzatchkov et al. (2002) présentent une approche basée sur les équations d'Euler-Lagrange pour décrire l'advection et la dispersion du chlore résiduel dans le réseau de distribution. Enfin, Rodriguez et al (2002) utilisent un modèle basé sur les réseaux neuronaux (RN) pour prédire les concentrations en chlore résiduel dans l'eau traitée de six différentes municipalités. Les performances des modèles basés sur les équations d'Euler-Lagrange et sur les RN ont été comparées avec la performance d'un modèle classique de la dégradation du chlore par une fonction du premier ou du

second ordre. Dans les deux cas, les résultats ont révélé des capacités de représentation de la dégradation du chlore résiduel acceptables. Toutefois, il a été observé que la capacité de représentation du modèle impliquant une cinétique de premier ou de second ordre diminue lorsque le temps de séjour est élevé. En dépit de ces observations, étant donné leur simplicité, la dégradation du chlore résiduel est généralement modélisée par une cinétique du premier ou du second ordre :

Dégradation du premier ordre:

$$C_t = C_0^{-K_1 t} \quad (4.2)$$

Dégradation du second ordre:

$$\frac{1}{C_0} - \frac{1}{C_t} = -K_2 t \quad (4.3)$$

Où : C_t est la concentration du chlore au temps t ; C_0 est la concentration initiale du chlore au temps $t = 0$; k_1 est le coefficient de dégradation du premier ordre ; et k_2 est le coefficient de dégradation du second ordre.

La majorité des modèles publiés dans la littérature considère que la dégradation du chlore suit une cinétique du premier ordre. Cependant, certains auteurs, dont Jadas-Hécart et al. (1992), suggèrent que la dégradation du chlore suit une cinétique du second ordre après quatre heures dans un réseau de distribution. A l'opposé, Dharmarajah et al. (1991) considèrent que la cinétique de dégradation du chlore est du second ordre lorsque le temps de séjour est court (moins de cinq heures) et lorsque la concentration du chlore est élevée; autrement, la dégradation suit une cinétique du premier ordre. D'autres auteurs, tels que Powell et al. (2000), proposent l'utilisation de l'approche la plus simple, soit la dégradation du premier ordre, même si, sous certaines conditions, la cinétique du second ordre décrit mieux la réaction.

L'utilisation des modèles de prédiction des concentrations du chlore requiert l'évaluation des coefficients de dégradation du chlore (k_1 et k_2). Ces coefficients dépendent de deux types de réactions : celles ayant lieu avec la matière organique et inorganique contenue dans le volume d'eau et celles dues aux interactions avec le biofilm sur les parois des conduites ou avec le matériel des conduites lui-même (Turgeon et al, 2004). Le coefficient de dégradation totale du chlore (k_t) peut donc être estimé à l'aide du coefficient de réaction dans la masse d'eau ou «bulk» (k_b) et sur les parois ou «wall» (k_w). Le k_b est généralement évalué expérimentalement à l'aide du test en Bêcher. Ce test consiste à mesurer la concentration en chlore résiduel, à des intervalles de temps précis, dans une bouteille contenant l'eau d'échantillonnage. Il a été observé que la valeur

de k_b varie entre 0,02 et 0,74 h^{-1} (Vasconcelos, 1995; Powell et al, 2000). Les coefficients k_b et k_w sont généralement plus difficile à mesurer sur le terrain. Ils sont donc souvent évalués par essai-erreur lors du calage avec les concentrations en chlore observées sur le terrain (Munavalli et al, 2005). Des analyses in situ réalisées par Hallam et al. (2002) ont montré que la valeur du k_w varie habituellement entre 0 et 1,56 h^{-1} . De plus, il a été observé que le k_w des conduites en fonte centrifugée et en fonte grise (utilisées principalement vers 1959-1960) est beaucoup plus important que le k_w des conduites en polychlorure de vinyle (CPV) et en fonte avec recouvrement intérieur en mortier de ciment et en polyéthylène (utilisées principalement après 1979). En effet, le k_w est compris entre 0,03 et 1,64 h^{-1} pour les conduites en fonte centrifugée et en fonte grise alors qu'il oscille entre 0 et 0,26 h^{-1} pour les autres conduites (Hallam et al, 2002). Lorsque le temps de séjour en différents points a été évalué, suite à une étude au traceur ou à l'aide de débitmètres, il est possible d'estimer le k_t . Celui-ci est fonction de la différence en chlore résiduel entre deux points ainsi que du temps de séjour entre ces mêmes deux points.

Il est difficile de déterminer si ces paramètres doivent être assignés individuellement, globalement ou par zones aux conduites modélisées étant donné leur variation spatiale et temporelle dans les systèmes de distribution (Powell et al, 1999). En effet, le k_b est influencé par la température et la concentration initiale en chlore, mais il varie également selon la matière organique contenue dans l'eau (Powell et al, 1999). Les facteurs ayant une influence sur le k_w sont la concentration initiale en chlore, les diamètres, les matériaux des conduites, la corrosion ainsi que le biofilm sur les parois des conduites. Outre la température et la concentration initiale, tous ces facteurs peuvent varier dans le temps, mais également dans l'espace.

Dans cette perspective, les modèles de prédiction de la qualité de l'eau peuvent s'avérer très utiles. Ceux-ci peuvent être utilisés pour la conception et l'opération des réseaux de distribution mais, également, pour l'amélioration des stratégies hydrauliques, pour l'optimisation des processus de désinfection et pour l'évaluation des effets sur la qualité de l'eau d'éventuelles modifications au réseau de distribution.

4.4. Modélisation et construction du modèle numérique pour le secteur Faubourg

Le logiciel d'analyse utilisé est Epanet2 (Rossman, 2000), c'est un programme qui a pour but de modéliser le débit d'eau, notamment en mélangeant et en séparant les flux d'eau dans le réseau de canalisations de distribution d'eau, et en fournissant une analyse des données chronologiques. Des réactions peuvent se produire à la fois dans le flux d'eau et avec la paroi de la conduite.

Avant de modéliser un réseau, il est essentiel de collecter les informations auprès des agents d'exploitation (ADE), de se rendre sur le terrain afin de découvrir les particularités du réseau et les organes hydrauliques. Ceci permet de bien cerner les problèmes qui pourront se poser lors de la modélisation ou du diagnostique.

Cette étape de découverte du réseau permet également de vérifier qu'il y a bien une correspondance parfaite entre les plans et le fonctionnement réel du réseau. Certaines erreurs ont ainsi pu être relevées. Par exemple, certains travaux réalisés récemment sur le réseau de Faubourg ne sont pas encore rapportés sur les plans, et qui doivent être pris en compte dans la modélisation. Le réseau de Faubourg qui a été redessiné sur le SIG. Pour estimer la consommation de différentes catégories aux nouveaux nœuds, il faut au moins connaître la population qui est alimentée par ces nœuds. Alors, dans ce cas nous utilisons les surfaces d'influence pour estimer la demande en eau, car la population n'est pas connue au niveau de chaque nœud.



Figure 4.1 : Vue d'ensemble du réseau de distribution d'eau de la cité de Faubourg / Souk Ahras, Algérie.

4.4.1. Protocole de mesure

Pour une prévision précise de la distribution réelle de l'eau et du comportement du système, de nombreuses étapes ont été réalisées comme déjà décrites dans le chapitre 03.

Un modèle du réseau de distribution a été mis au point en utilisant l'emplacement et le profil de la ligne de conduite ainsi que d'autres données nécessaires en utilisant SIG. Les résultats sont rapportés à la figure 3.10

4.4.2. Saisie des données du réseau

La majorité de ces données provient d'une recherche effectuée au centre de l'ADE de la willaya de Souk-Ahras en collaboration avec un bureau d'étude-Français (Groupement BCEOM). La récolte des données est une partie essentielle et fastidieuse de la construction d'un modèle. À partir du modèle carte à jour SIG, le réseau a été saisi sous EPANET, ce qui nous a permis de construire le modèle numérique. Nous avons illustré la figure ci-dessous qui présente la saisie du réseau Faubourg sur L'EPANET.

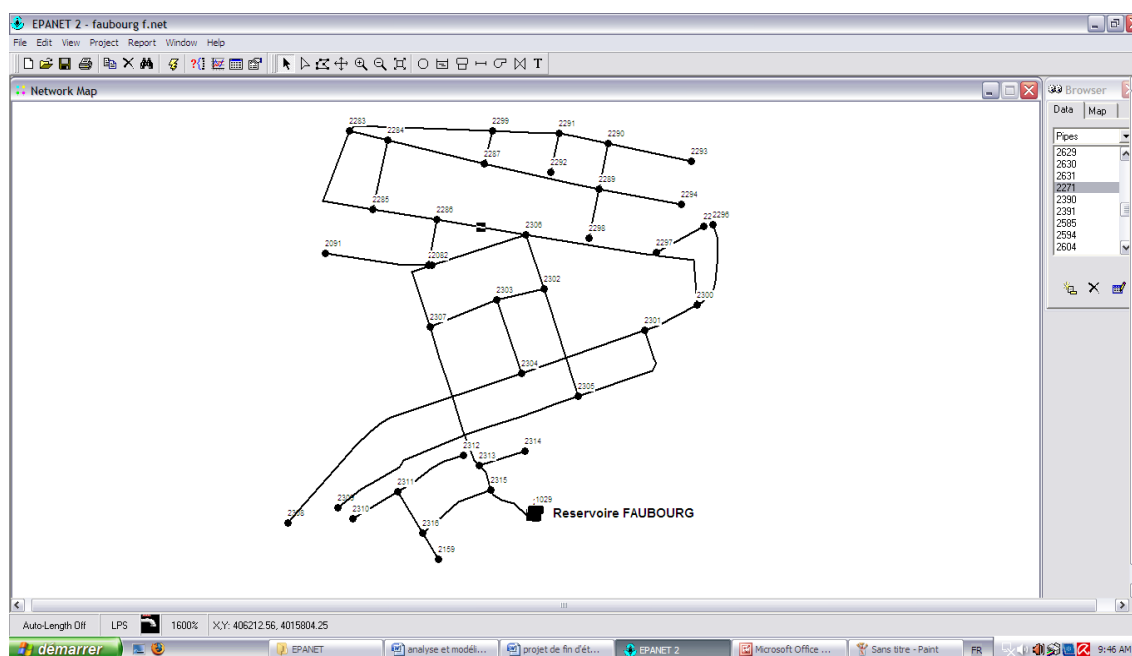


Figure 4.2 Ossature du réseau d'AEP-Faubourg sur EPANET.

Lorsque nous avons fait le calage du modèle, nous avons travaillé seulement sur le secteur Faubourg (figure 4.3), car les mesures (les pressions dans le réseau, marnage et débit de sortie du réservoir, Taux du chlore dans différents points) ont été faites uniquement sur ce secteur.

Les caractéristiques des ouvrages (réservoirs, conduite,.....) ont été ensuite saisies dans le modèle. Nous obtenons ainsi le modèle numérique du secteur Faubourg (figure 4.3) qui se compose de : 37 nœuds, 45 tronçons avec une longueur totale de canalisation > à 4.5 km.

4.4.3. Variation journalière de la consommation

Le logiciel EPANET nous permet de simuler le comportement du réseau sur une journée entière et qui changera selon les variations de consommation de la population. Dès lors, il est nécessaire de distinguer les consommateurs qui ont un comportement différent. Quatre catégories de consommation ont été introduites au modèle :

- Consommation domestique (DOM) ;
- Consommation administrative (ADM) ;
- Consommation commerciale (COM) ;
- Consommation industrielle (gros consommateurs GC).

La consommation domestique est évaluée à partir des dotations individuelles, fonction de la typo-morphologie de l'habitat. Ces dotations (Tableau 4.1) ont été proposées dans l'étude de la demande en eau d'une agglomération.

Tableau 4.1: Dotations domestiques fonction de la Typo-morphologie de l'habitat (ADE, 2018)

Typo-morphologie	Dotation (l/j/hab)
Très haut standing (TH)	200
Haut standing (H)	160
Moyen standing supérieur (MS)	100
Moyen standing inférieur (MI)	90
Faible standing (F)	60

4.4.3.1. Courbes de modulation

Les courbes de modulation sont les outils qui permettent au logiciel EPANET de calculer les variations journalières de pression et de débit sur l'ensemble du réseau. Associées à chaque catégorie de consommateurs, elles représentent l'évolution de la consommation de la catégorie considérée sur une journée.

Elles se présentent sous la forme de courbes possédant une valeur différente à chaque pas de temps choisi (une heure en générale). Le produit de ces valeurs saisies ou coefficients avec la valeur moyenne de consommation au nœud considéré, nous renseigne sur la consommation à cette heure pour ce nœud. La figure (4.3) représente les courbes affectées aux catégories de consommation domestique.

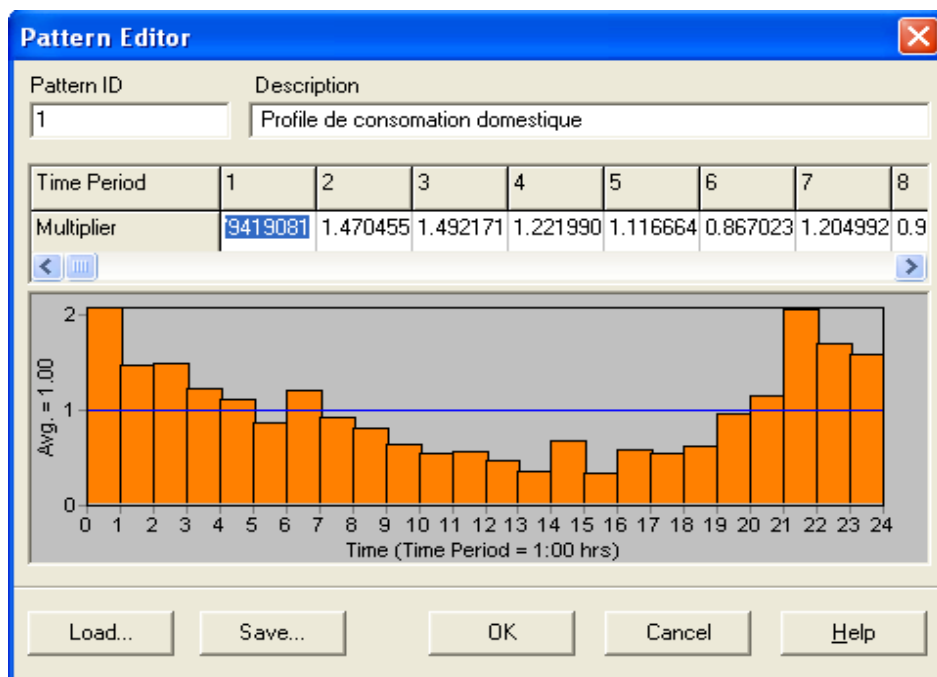


Figure 4.3: Profil de consommation domestique

Un suivi débitmétrique chez un abonné ou sur les compteurs principaux de distribution aurait du être effectué de façon à déterminer avec précision ces courbes de modulation, et concernant les consommateurs industriels dont la variation journalière et même saisonnière de la consommation est différente de l'un à l'autre. Il est possible de définir plusieurs catégories. De plus, le suivi d'un compteur domestique présente le désavantage d'être peu révélateur d'une population de plusieurs centaines d'abonnés. Dès lors, l'établissement de ces courbes s'est fait par l'ADE de façon empirique mais en tenant compte des tendances connues. En plus des variations journalières de la consommation, il aurait été très intéressant d'introduire des variations saisonnières, car d'après le service clientèle de l'ADE la consommation est fortement variable d'un trimestre à un autre (Figure 4.4). Mais cela peut prendre considérablement du temps.

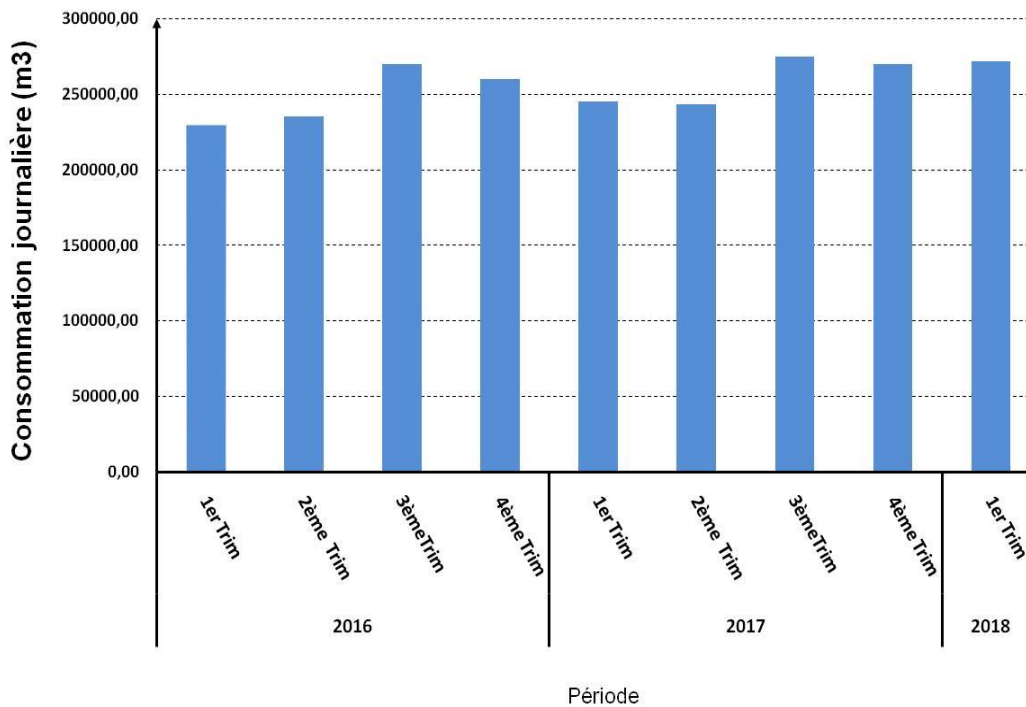


Figure 4.4: Variabilité trimestrielle de la consommation journalière (ADE, 2018)

4.4.4. Calage hydraulique du modèle

4.4.4.1. Principe du calage

Le calage du modèle est l'étape qui permet de rapprocher le modèle le plus possible de la réalité du terrain. En effet, les premières données citées aux paragraphes précédents décrivent l'architecture du réseau mais ne permettent pas de nous renseigner sur l'état du réseau (vieillesse des conduites, contraintes subies) ainsi que sur les éventuelles erreurs et éléments manquants des plans fournis au début de l'étude. Dès lors, plusieurs mesures sur le terrain sont nécessaires pour confronter ce modèle avec la réalité et le réajuster.

Le calage d'un modèle consiste à comparer les résultats d'une simulation avec les mesures faites sur le terrain puis à optimiser leur corrélation en ajustant différents paramètres. Bien qu'il n'existe pas de normes préétablies pour caler un modèle de la qualité de l'eau, un calage hydraulique suivi d'un calage du modèle de dégradation du chlore à partir de données obtenues sur le terrain sont considérées essentielles (Yang, 2007).

Cette étape de calage fait donc office de diagnostic du réseau dans le sens où elle permet de connaître l'état des conduites et de repérer les différents dysfonctionnements.

4.4.4.2. Paramètres du calage

Le calage du modèle s'effectue sur deux paramètres : les consommations aux nœuds et les rugosités des conduites. Dans un premier temps, il est nécessaire d'ajuster les débits avec les débits connus. Dans un second temps, il s'agit de jouer sur les rugosités des conduites pour s'approcher le plus possible de l'état intérieur de la conduite. En effet, la rugosité mesure les aspérités présentes dans les conduites. Dans notre cas, cette dernière a été fixée à 90. Ceci semble cohérent dans le sens où il est impossible de caler un réseau d'une manière précise sur tous les tronçons mais qu'il se rapprochera plus de la réalité s'il est calé dans sa globalité.

La campagne de mesure sur le réseau a pour objectif de définir le volume, débits, pressions et le taux de chlore dans le temps, de façon à caler le modèle numérique destiné à représenter fidèlement le comportement du réseau.

À partir des plans du réseau, nous avons réalisé un découpage de la zone d'étude en un secteur de distribution le plus homogène possible. Sur ce secteur, un enregistrement continu et simultané des débits, niveaux du réservoir, pressions et le taux du chlore dans les quatre 04 points de mesures qui ont été effectués (figure 4.5). Un laps de temps choisi est de 5 minutes pour le marnage du réservoir ainsi que pour le débit de sortie, et 5 minutes pour la mesure de pression. C'est un laps de temps suffisant pour la comparaison des courbes de consommation qui sont représentées heure par heure et permettent d'avoir une taille des données acceptables.

La campagne de mesure s'est déroulée sur le mois de juin du 04 au 05/2018. Ces données permettent de réaliser la courbe de modulation de la consommation et le calage du modèle numérique.

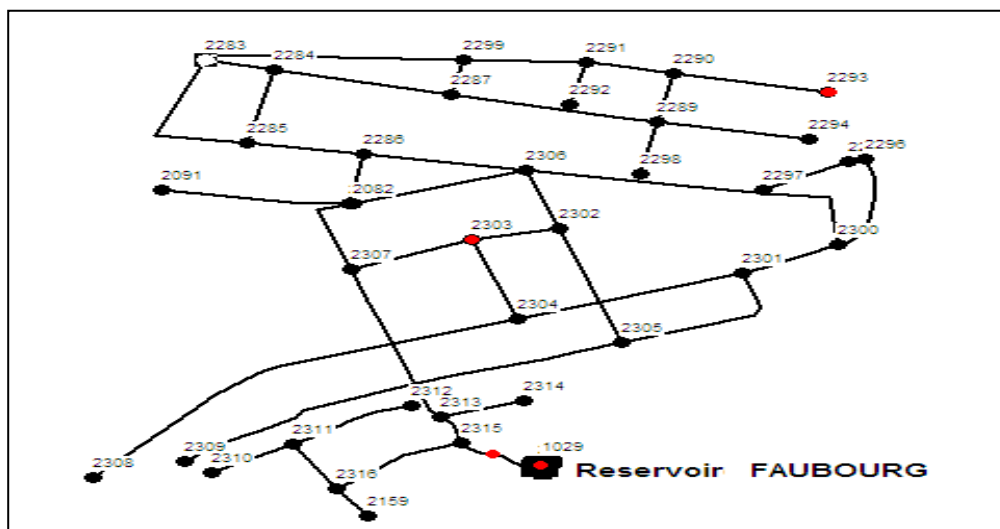


Figure 4.5: Positionnement des points de mesure de pression, débit, chlore

Le modèle a été calé par rapport à la journée du 04 au 05 juin 2018.

Le calage peut faire apparaître un certain nombre de différences entre les valeurs simulées et mesurées. Dans un premier temps, la fiabilité des mesures est à vérifier et les points aberrants sont à éliminer. L'ensemble des caractéristiques du réseau: mesures topographiques, répartitions des consommations, état des vannes sur le réseau sont à examiner. Une fois ces informations vérifiées, le calage du réseau est affiné en agissant sur la rugosité des conduites. Les critères du calage sont de 10 % pour les débits et les niveaux d'eau et de 5 mètres de colonne d'eau pour les pressions (Figure 4.6). Nous avons intégré dans notre modèle comme paramètre de calage les pressions horaires moyennes pour rapprocher à la réalité du réseau. Le laps du temps de loge de pression (enregistreur de pression) était fixé à cinq (05) minutes.

Dans certains cas, la rugosité ne suffit pas. En effet, une conduite incrustée peut voir son diamètre diminuer dû à la présence importante de carbonate de calcium le long de la canalisation.

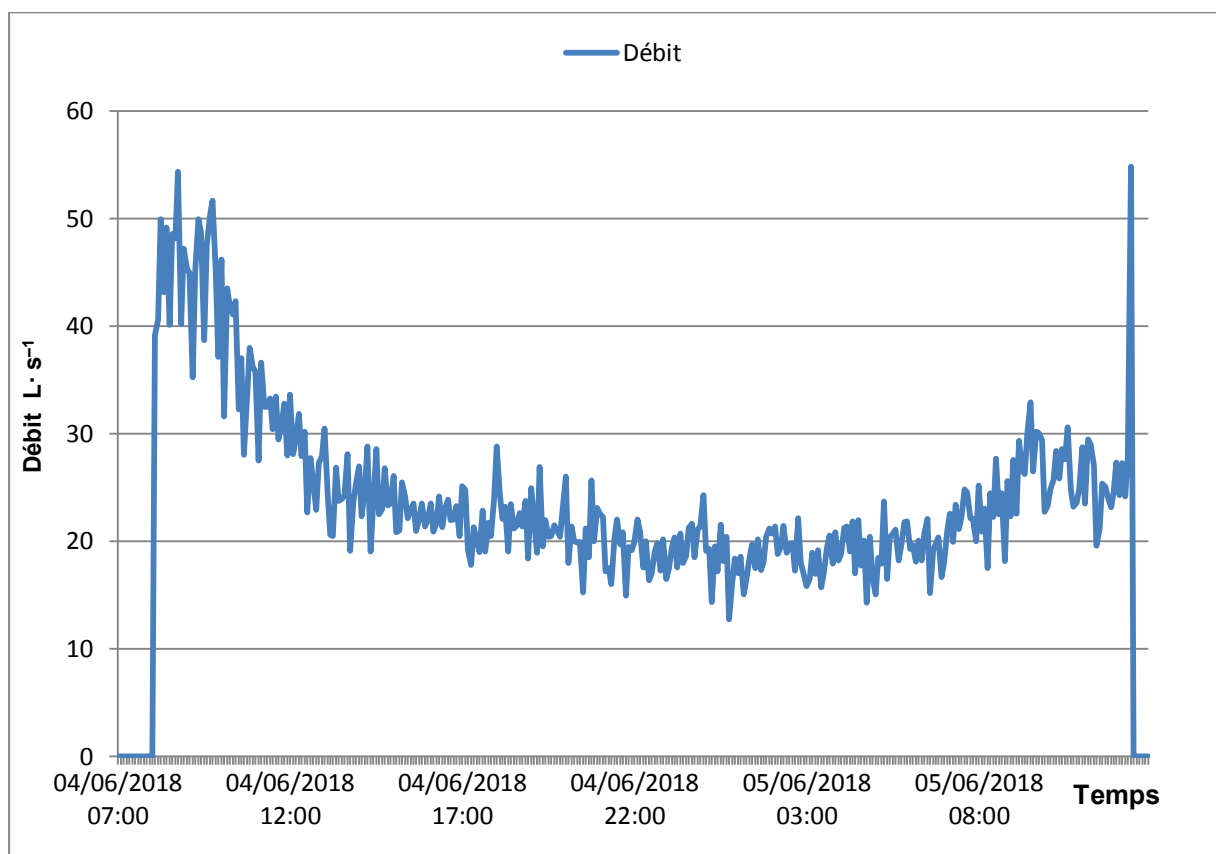


Figure 4.6: Débit mesuré à la sortie du réservoir Faubourg.

4.4.4.3. Calage sur les débits

La précision de la simulation de la qualité de l'eau repose sur les résultats de la simulation hydraulique. Le flux des données des débits et pressions sur ces points de contrôle, même la rugosité des conduites permettent l'ajustement hydraulique du modèle. Une fois que le modèle hydraulique est disponible, les informations relatives au chlore sont utilisées pour l'étalonnage du modèle. Bien qu'il n'existe pas des normes préétablies pour l'étalonnage d'un modèle de qualité de l'eau, l'étalonnage hydraulique suivi de l'étalonnage du modèle de décomposition du chlore à partir de données de terrain est considéré comme essentiel (Monteiro et al. 2014; Yang et al. 2007). Si le taux de fuite enregistré dans la figure (4.7) qui représente environ 40% du débit total distribué a été pris en compte (en raison des anciennes conduites dans de nombreuses parties du réseau), les résultats suivants ont été obtenus.

4.4.4.3.1. Modification de la courbe de consommation

La modification ne doit pas être sur un ou deux profils seulement, mais nous devons modifier tous les profils en même temps pour qu'il n'y est pas de perturbation de l'allure du débit. Aussi, cette modification ne doit pas être aléatoire, une méthodologie doit être établie. Dans cette partie de notre travail, nous avons construit la nouvelle courbe de modulation sur la base de la variation de débits de distribution réelle pendant 24h.

Nous avons calculé la nouvelle demande de base à partir de la demande de base de chaque catégorie existante sur le modèle (Les consommations domestiques et administratives). Nous obtenons par la suite une seule courbe de modulation qui caractérise la consommation globale de différente catégorie de demande (figure 4.7).

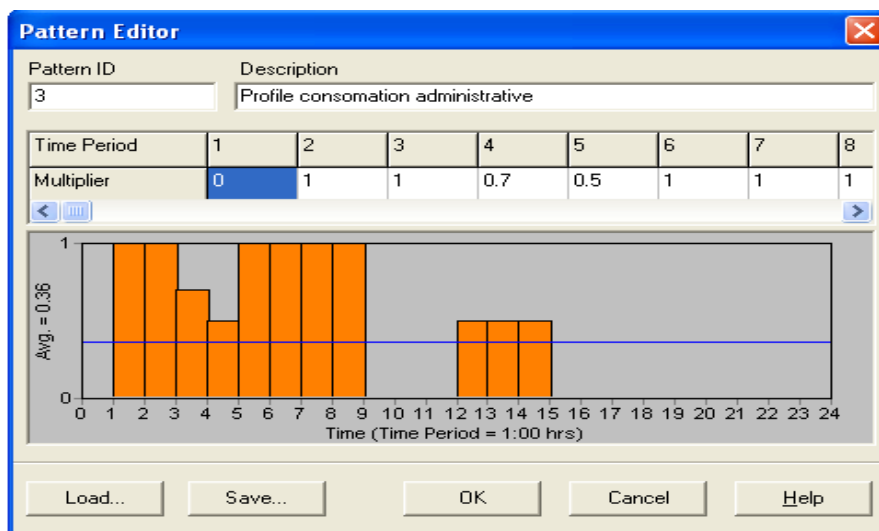


Figure 4.7 : Profil de la consommation administrative.

4.4.4.3.2. Les pertes

Le débit sortant de la conduite de distribution principale alimentant le réseau n'est jamais égal au débit qui arrive aux abonnés, car il existe toujours des pertes physiques et commerciales dans le réseau. Nous pouvons introduire un facteur en l'occurrence le rendement du réseau, qui a été estimé à 60 %. Dans notre modèle, nous avons supposé que tous ce qui est distribué à partir du réservoir arrivent complètement aux abonnés, c'est-à-dire que nous avons introduit le débit des fuites qui a fait le rendement ci-dessus illustré dans la figure (4.8). Nous avons intégré au modèle EPANET une courbe de modulation constante pendant la journée qui est égale à un. Il représente la perte moyenne qui a été estimée à 64.79 m3/h

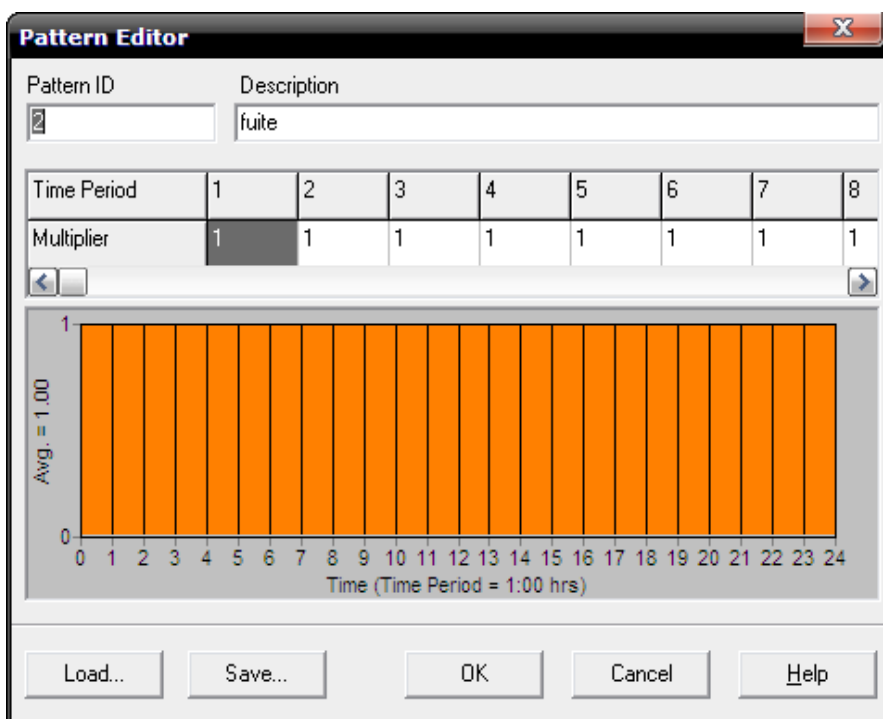


Figure 4.8 : Profil de la perte moyenne journalière

En appliquant ces profils au modèle, nous avons eu le résultat suivant sur le débit, le rapport de ce calage, donné par EPANET, est représenté comme suit (Tableau 4.2 et Figure 4.9 et 4.10).

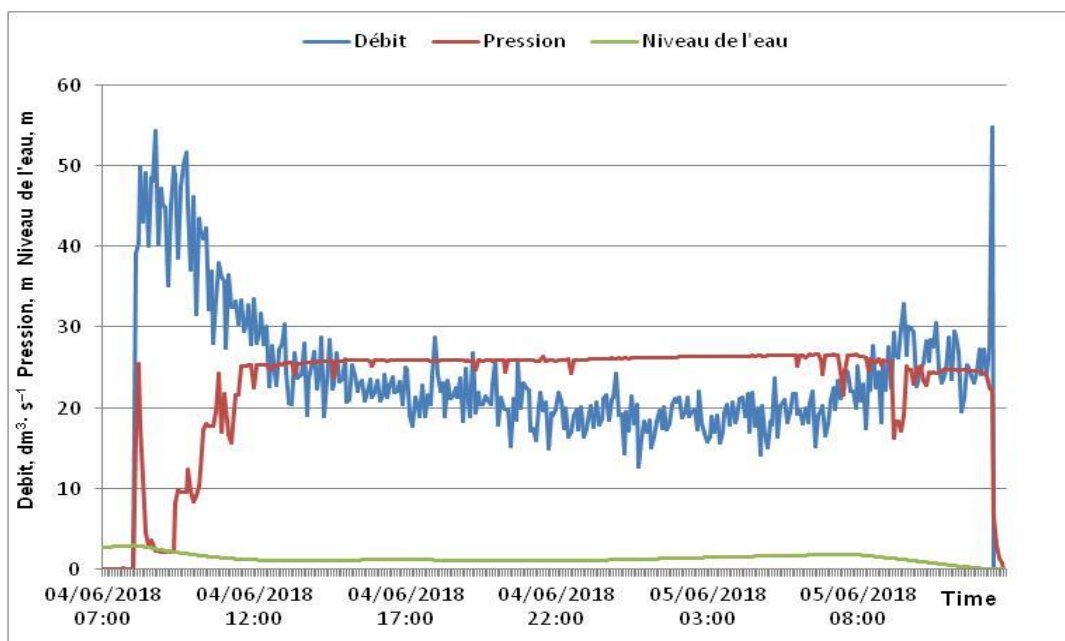


Figure 4.9 : Présentation des mesures Faubourg.

Tableau 4.2: Statistiques d'étalonnage pour le débit

Specification	n	Débit moyen	deviation Standard	Deviation Standard des moyens
Observé	24	20.32	2.241	0.458
Calculé (EPANET)	24	21.74	2.943	0.601
ErreurQuadratiqueMoyenne	0.301			
Coefficient de Correlation	0.974			

Selon les statistiques du tableau 4.2 et les résultats présentés dans les figures 4.10 et 4.11, le modèle hydraulique est calibré.

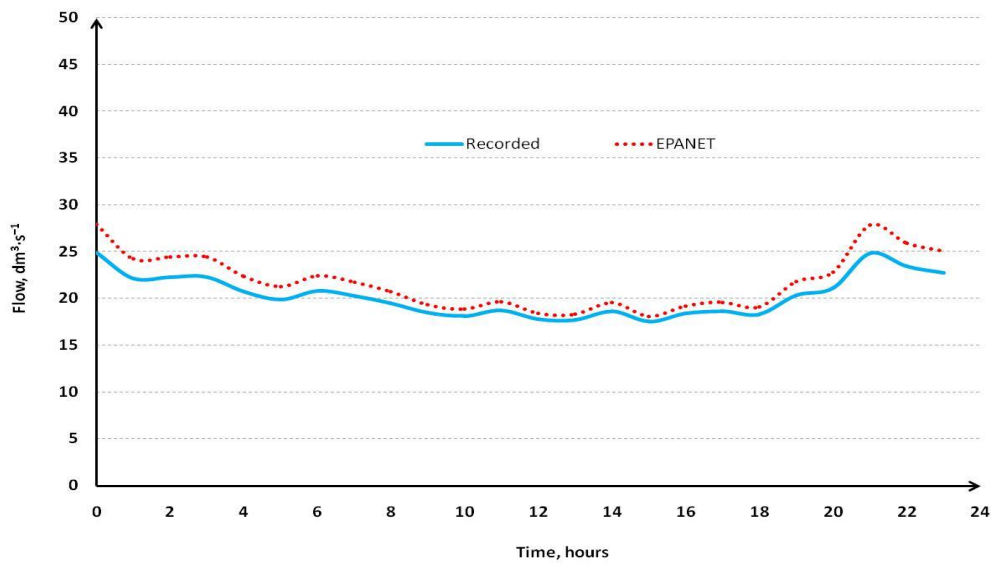


Figure 4.10 : Comparaison entre les débits simulés et enregistrés

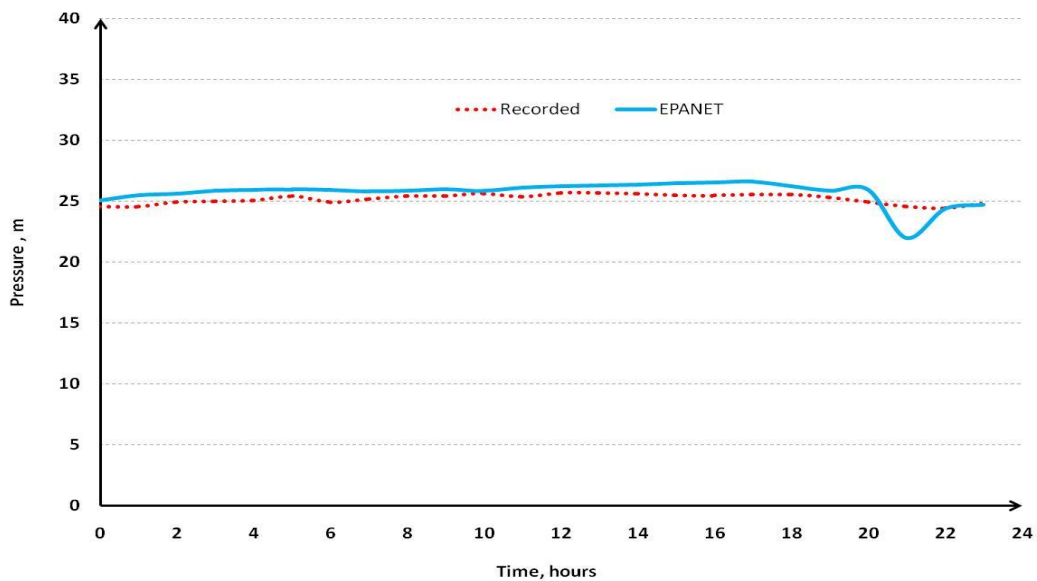


Figure 4.11 : Comparaison entre valeurs simulées et enregistrées des pressions

4.4.5. Résultats et discussion

4.4.5.1. Modèle de décomposition du chlore

De nombreux efforts ont été déployés au cours des dernières décennies, la modélisation des résidus du chlore est encore complexe, car elle repose sur la précision des modèles hydrauliques pour bien évaluer les débits et des vitesses d'écoulement (Rossman et al. 1994; Shang et al. 2008). En général, les outils de simulation de la qualité de l'eau imposent un modèle de

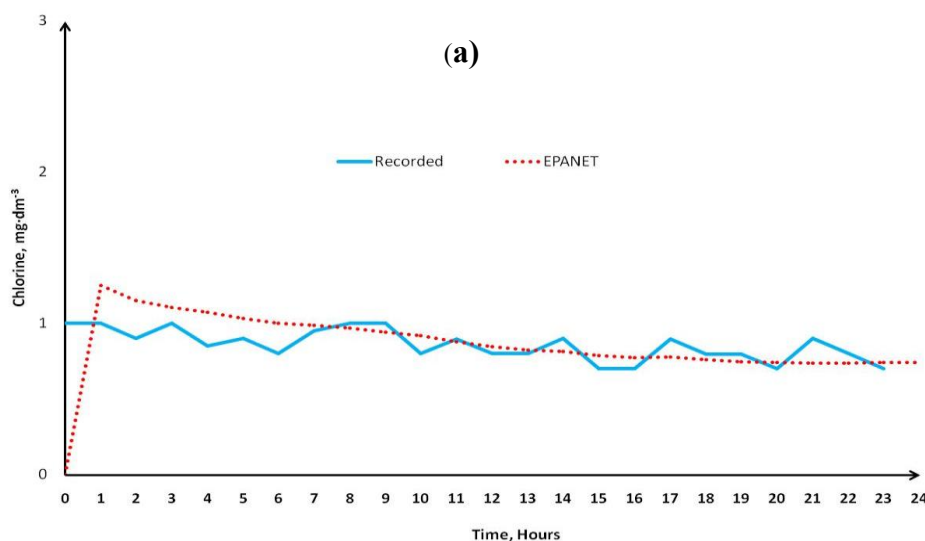
dégradation du chlore que ce soit premier ou deuxième ordre même l'EPANET (Al - Jasser 2007; Fisher et al . 2017; Haestad et al . 2003; Nagatani et al . 2008; Nagwan et al . 2013; Ozdemir, Ucak 2002; Vieira et al . 2004).

Pour le modèle de décomposition en masse du chlore, on utilise couramment la réaction du premier ordre (Vasconcelos et al. 1997). Bien que plusieurs études ont démontré que la réaction du deuxième ordre peut fournir une prédiction plus précise de concentrations du chlore (Boccelli et al. 2003; Clark 1998; Fisher et al. 2012; Speight et al. 2009).

Pour EPANET, un processus d'itération a été utilisé pour trouver les valeurs de la meilleure corrélation possible. Ce sont respectivement $0.02 \text{ (dm}^3 \cdot \text{h}^{-1})$ pour (le coefficient du taux de décroissance de la masse) et $0,003 \text{ (dm}^3 \cdot \text{h}^{-1})$ pour (le coefficient du taux de réaction avec paroi), ce dernier est au moins 10 fois plus faibles que les valeurs trouvées dans la littérature, où Powell et al. (2000) a constaté que la valeur variait de $0,02$ à $0,74 \text{ dm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, alors que Hallam et al. (2002) montra que la valeur se varie généralement entre 0 et $1,56 \text{ dm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ dans la pratique, cela peut s'expliquer par les types de matériaux des conduites où la plupart des thèmes sont en PVC (pour une nouvelle conduite en PVC, les valeurs sont négligeables (Powell et al. 2004)).

4.4.5.2. Calibrage et validation du modèle de chlore

Plusieurs mesures en différents points ont été utilisées pour la performance du modèle numérique qui sont: l'eau du réservoir, au milieu du réseau et le robinet du client. Les résultats de l'étalonnage ont été rapportés à la figure (4.12).



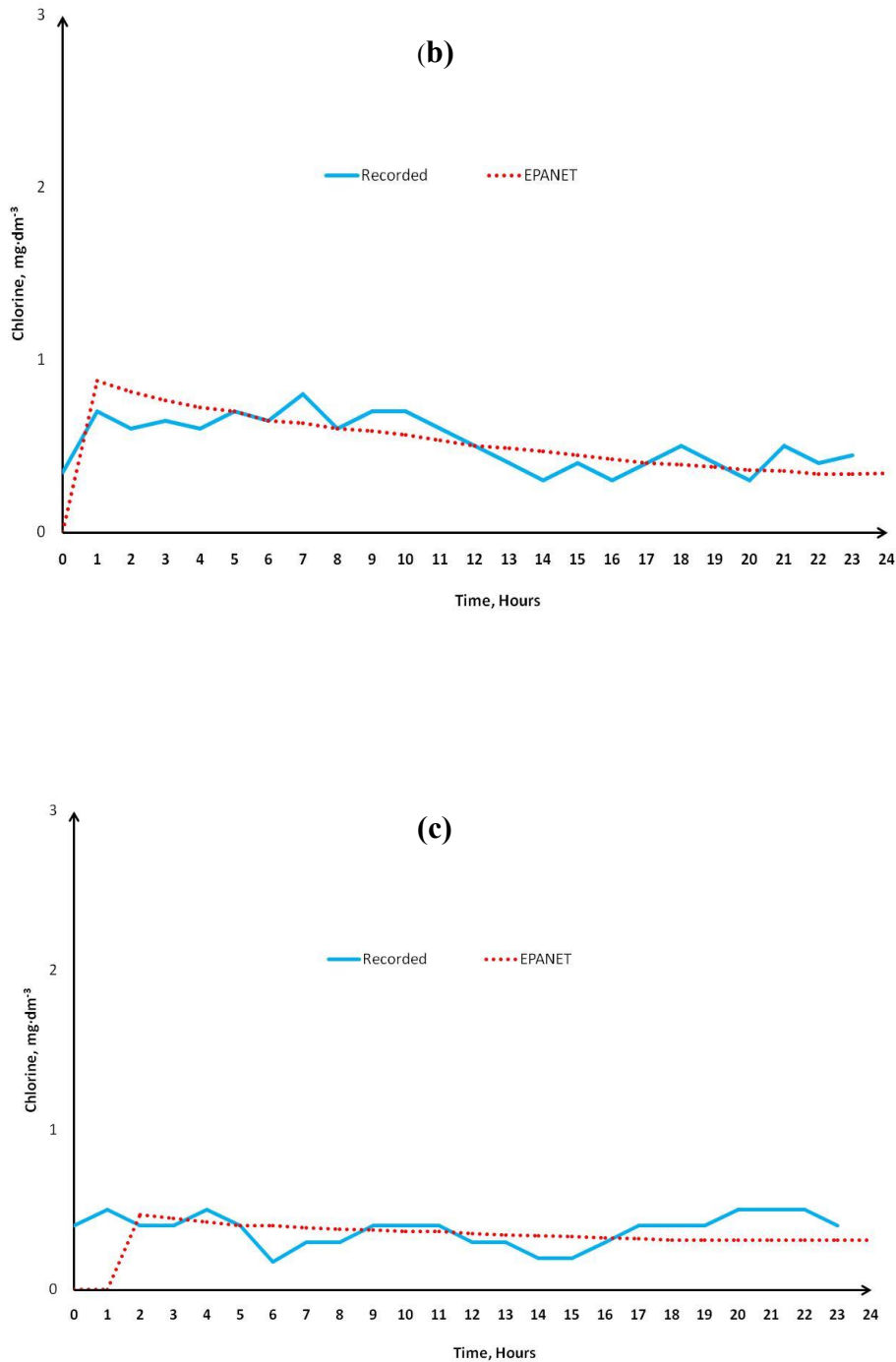


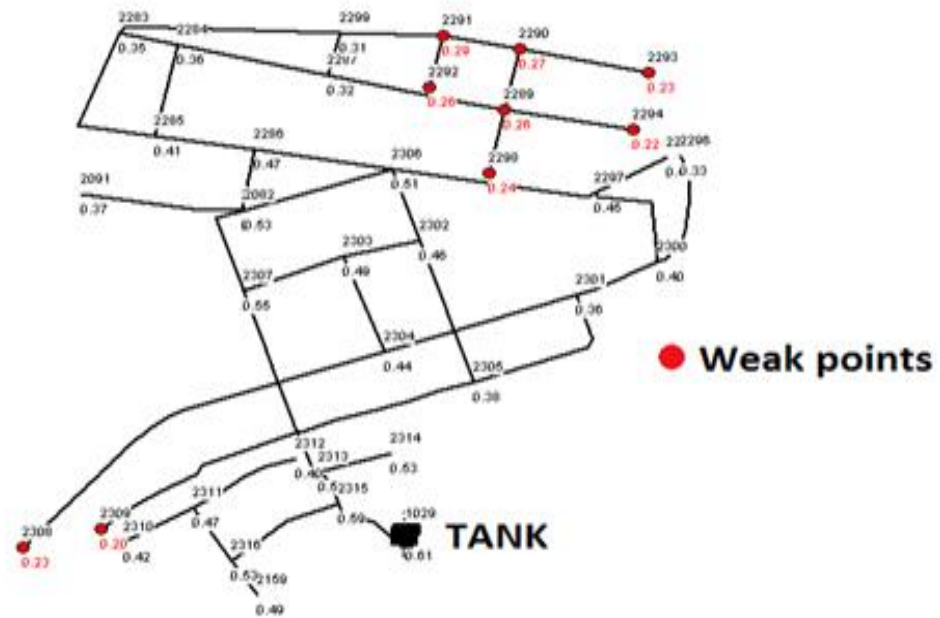
Figure 4.12 : Comparaison entre les concentrations du chlore simulées et enregistrées; (a) au réservoir d'eau, (b) au centre du réseau, (c) au robinet du client.

Dans la figure (4.12), il est à noter que les valeurs mesurées sont proches des valeurs simulées par le modèle de EPANET, nous pouvons en tirer que le modèle est bien calibré pour le chlore résiduel libre. La diminution progressive du chlore le long de son chemin signifie qu'il y a une consommation du chlore dans le réseau (réaction entre le chlore et les matières organiques naturelles (MON) - désintégration de la masse).

4.4.5.3. Désintégration du chlore à la fin du travail au filet

Après l'étalonnage du modèle hydraulique, EPANET permet de simuler et d'améliorer la concentration des points faibles en chlore résiduel à travers le réseau. Une quantité de 0,7 (mg.dm⁻³) a été injectée dans le réservoir d'eau, l'outil de la simulation a fournit le résultat suivant: 9 points avec une faible concentration en chlore résiduel (<0,3 mg.dm⁻³) ont été identifiés au niveau des extrémités du réseau, afin d'obtenir la concentration correcte du chlore résiduel dans ces points faibles, une dose de 01 mg.dm⁻³a été ajoutée au réservoir, les résultats sont rapportés dans la figure (4.13).

(a)



(b)

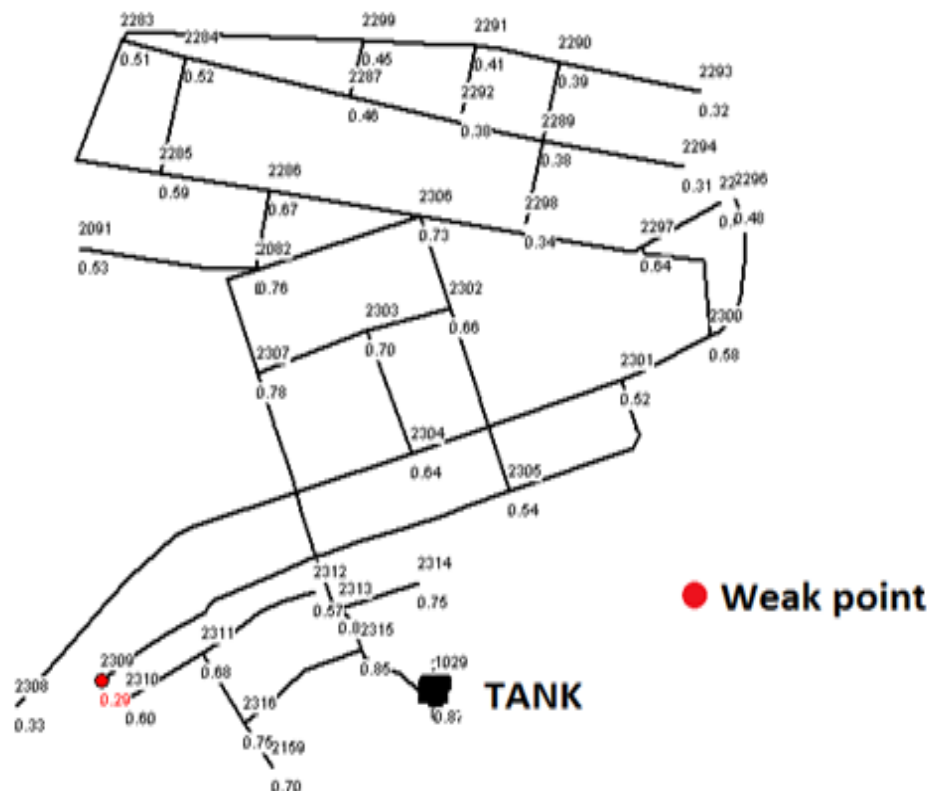


Figure 4.13 : Concentration du chlore résiduel aux extrémités du réseau à différentes doses;
 (a) dose = 0,7 mg.dm⁻³; (b) dose = 1 mg.dm⁻³

Comme le montre la figure 4.13(b), la situation est meilleure que la précédente, où les extrémités du réseau ont une concentration appropriée du chlore résiduel, sauf un seul point où la concentration est plus proche de 0,3 mg.dm⁻³ (= 0,29 mg.dm⁻³).

4.5. Conclusion

La concentration du chlore résiduel libre au début du réseau de distribution d'eau est supérieure à celle du reste du réseau. Une méthode efficace a été proposée pour l'amélioration de la concentration du chlore résiduel libre dans les réseaux d'approvisionnement en eau, en particulier aux extrémités des points d'utilisation. Un outil numérique combiné à des mesures sur le terrain a été utilisé. Basant sur une évaluation statistique, le modèle est calibré et l'outil de simulation est devenu capable de prédire le taux de la dégradation du chlore dans le réseau.

La concentration est améliorée tout le long du réseau après l'injection de la dose appropriée (01 mg.dm⁻³ au lieu de 0,7 mg.dm⁻³). Une mise à jour de l'outil numérique est d'une importance capitale, plusieurs paramètres pourraient être changés au cours du temps comme la rugosité et perte dans l'écoulement.

Chapitre 05

L'analyse en composantes principales de la qualité de l'eau distribuée

5.1. Introduction

La qualité de l'eau potable est évaluée à partir des critères de qualité. En effet, l'utilisation d'une eau médiocre pour la production d'eau potable peut accroître les risques pour le consommateur si cette eau contient des produits nuisibles pour la santé. L'eau est considérée souvent comme un symbole de pureté. Elle est progressivement devenue le produit alimentaire le plus surveillé, et soumise aux normes de qualité les plus sévères (Defranceschi, 1996 ; MDDEFP, 2013).

La surveillance de la qualité de l'eau correspond à la réalisation des analyses, des tests et d'observations de certains paramètres à des points clés du réseau d'alimentation en eau potable. L'objectif principal de ce suivi de la qualité de l'eau est de vérifier que l'eau distribuée obéit aux critères de potabilité. C'est un moyen de protéger la santé publique (Muriel, 2010).

L'importance de la qualité dans la distribution est basée sur des preuves concernant la fréquence et l'étendue des changements de qualité connus et leur impact sur la santé humaine. Une proportion importante des maladies reconnues liées à l'eau potable sont liées à une détérioration de la qualité de la distribution (Ainsworth 2002 ; Craun 2001).

Cependant, la plupart de l'approvisionnement en eau dans le monde n'est pas fiable en raison, de l'intermittence. En général, la contamination qui survient est de nature locale, il est peu probable qu'elle provoque des foyers détectables de maladies mais il existe des preuves significatives que les changements de qualité dans de telles circonstances peuvent être extrêmes (Quick et al, 1999).

Les eaux potables domestiques et industrielles peuvent être détériorées en qualité avant d'arriver au consommateur. La surveillance régulière de l'eau potable est essentielle pour fournir aux gens une eau saine et de haute qualité en répondant à toutes les exigences et réglementations légales. Les systèmes de distribution sont généralement surveillés sur de nombreux points

d'échantillonnage où les échantillons sont régulièrement prélevés puis analysés dans les laboratoires conformément à un plan de surveillance. La fréquence d'échantillonnage et le nombre des paramètres examinés doivent être conformes aux exigences, il est recommandé de faire une analyse statistique des résultats physico-chimiques et biologiques des données collectées.

Ce chapitre a pour objectif de surveiller la qualité de l'eau potable par l'analyse en composantes principales (ACP) dans le but de vérifier les éléments les plus importants de la qualité de l'eau tout en conservant l'ensemble des composantes. La valeur des pourcentages de variation expliquée nous renseigne du groupe par lequel on doit commencer pour améliorer la qualité ou bien son ordre de responsabilité sur la qualité de l'eau en utilisant les paramètres physico-chimiques mesurés in-situ et analysés aux laboratoires.

5.2. Méthodes et matériels

5.2.1. Collecte et analyse des données sur la qualité de l'eau

Les résultats des 12 paramètres physico-chimiques ont été déterminés dans 201 échantillons d'eau potable prélevés sur le réseau d'eau de la ville de Souk-Ahras pendant un an (2018) selon un plan de surveillance. Des robinets d'eau situés principalement dans des bâtiments privés et commerciaux ont été sélectionnés comme points d'échantillonnage. Chaque localité a été échantillonnée au moins deux fois au cours de cette période. Les analyses de l'eau, y compris la collecte et la conservation des échantillons ont été effectuées conformément aux méthodes standardisées par le laboratoire de la santé et de l'ADE/Souk-Ahras. Les paramètres déterminés sont: le pH, l'ammonium, le nitrite, la turbidité, la température, la conductivité, demande chimique en oxygène par permanganate, chlore résiduel, phosphate, les sulfates, O₂ dissous, le magnésium, le nitrate et le calcium.

5.2.2. L'analyse factorielle

La plupart des méthodes d'analyse multi variée est née avant la deuxième Guerre mondiale, mais leur utilisation posait de multiples problèmes : les calculs à effectuer étaient longs, innombrables et fastidieux ; ces méthodes étaient dès lors très peu utilisées. L'apparition d'ordinateurs et de microordinateurs de plus en plus performants allait changer radicalement cette situation ; des logiciels puissants et faciles à utiliser ont rendu ces méthodes accessibles aux chercheurs et aux praticiens.

L'analyse des données, telle qu'on la connaît aujourd'hui, s'inscrit dans la convergence :

- Des disciplines particulières des sciences de la gestion ou des sciences sociales ;
- Des méthodes de la statistique appliquée ;
- Et de l'existence des logiciels très performants du traitement des données.

Dans l'analyse des données, on distingue habituellement :

- L'analyse uni variée, qui porte sur l'étude des variables prises une à une dans la présentation et l'interprétation ;
- L'analyse bi variée, qui a pour objectif d'examiner les relations de deux variables en même temps ;
- Enfin, l'analyse multi variée, qui vise l'étude de plusieurs variables en même temps (Jean ST et al, 2006)

5.2.3. Analyse par composantes principales (ACP)

L'analyse par composantes principales de nos jours, c'est un outil très utile dans l'analyse des données de nombreux domaines. L'ACP est la technique de réduction de dimensionnalité, qui transforme les données dans l'espace de haute dimension en l'espace de dimension inférieure. Les avantages de ce sous-espace sont nombreux. Tout d'abord, la dimension réduite a pour effet de conserver la plupart des informations utiles tout en réduisant les indésirables. Ensuite, le temps et la mémoire utilisés dans le traitement des données sont plus petits. Puis, il fournit un moyen de comprendre et de visualiser la structure de l'ensemble de données complexes. En outre, il nous aide à identifier de nouveaux sous-jacents significatifs variables (Parinya S, 2012).

$$PC_i = w_1x_1 + w_2x_2 + \dots w_nx_n \quad (5.1)$$

Où « xi » et « wi » sont respectivement la variable d'origine et le poids des composantes. Les poids des composantes principales sont utilisés comme mesures de la corrélation entre les variables et les composantes principales. Le plus grand ou le premier PC est orienté dans le sens de la plus grande variation des variables d'origine et passe par le centre des données. Le deuxième plus grand PC se trouve dans la direction de la prochaine plus grande variation, passe par le centre des données et est orthogonal au premier PC. Le troisième plus grand PC est dirigé vers la plus grande variance suivante, traverse le centre des données et est orthogonal aux premier et deuxième PC, et ainsi de suite.

L'ACP classique est basée sur la décomposition d'une matrice de covariance / corrélation par la décomposition des valeurs propres ou par la décomposition des valeurs singulières des matrices

des données réelles. Les valeurs propres ou valeurs singulières indiquent des variations parmi les variables observées (paramètres). L'analyse en composantes principales (ACP) cherche une solution à l'ensemble de la variance des variables mesurées.

L'analyse en composantes principales a été utilisée pour le regroupement des données et la recherche de relations cachées entre elles. Contrairement à d'autres méthodes statistiques (par exemple l'analyse discriminante), l'ACP est *une technique robuste* qui ne nécessite pas de variables normalement distribuées et non corrélées (Praus, 2007).

5.2.4. L'analyse factorielle des principaux axes

Dans l'analyse factorielle (AF), chaque variable peut être exprimée comme une combinaison linéaire des facteurs communs latents et d'un seul facteur spécifique:

$$x_i = \sum_{j=1}^n \alpha_{ij} F_j + \beta_i e_i \quad (5.2)$$

Où « F_j » et « e_i » sont les facteurs communs et spécifiques (erreur), respectivement α_{ij} et β_i sont leurs charges factorielles. L'Analyse factorielle sépare une matrice de corrélation en deux matrices: une matrice factorielle commune et une matrice factorielle spécifique. La principale différence entre ACP et AF est que ACP se préoccupe de la variation totale telle qu'elle est exprimée dans la matrice de corrélation, tandis que AF se préoccupe d'une corrélation dans la portion de facteur commun. Les méthodes de calcul des facteurs y compris l'explication détaillée de l'AF, sont décrites dans la littérature, par exemple : Malinowski et Howery(1980); Malinowski (1991).

L'erreur commune dans l'analyse multi variée est de traiter simplement l'analyse des facteurs comme une extension élaborée de l'analyse des composantes principales. L'analyse factorielle (A.F.) cherche une solution à la covariance entre les variables mesurées. Elle tente d'expliquer seulement la variance qui est commune à au moins deux variables et présume que chaque variable possède aussi une variance unique représentant son apport propre.

Alors que les deux techniques peuvent être utilisées pour réduire la dimensionnalité et pour construire des indices. Les caractéristiques majeures des deux méthodes se résument comme suit:

- La différence la plus importante est que l'analyse des composantes principales peut être appliquée à tout problème impliquant un grand nombre de variables interdépendantes, mais l'utilisation de l'analyse des facteurs suppose que les corrélations observées entre les variables analysées reflètent une structure sous-jacente spécifique.
- L'analyse des facteurs considère les variables analysées comme des résultats qui manifestent une ou plusieurs variables latentes, qui sont appelées les facteurs.

- La réduction de la dimensionnalité est donc obtenue grâce à la découverte de ces facteurs latents.
- L'analyse des facteurs ne devrait donc pas être utilisée aveuglément dans une situation d'analyse des données impliquant un grand nombre de variables.

5.2.5. Analyse de cluster

L'analyse de cluster (CA) comprend un certain nombre de méthodes différentes qui organisent des objets (observations) en groupes appelés cluster sans une explication ou d'interprétation. Les objets dans un cluster sont similaires tandis que les objets dans différents clusters sont différents. Cette méthode exploratoire est utilisée pour découvrir la structure des données non seulement parmi les observations, mais aussi parmi les variables, organisées en un diagramme arborescent, généralement appelé dendrogramme. Les méthodes, algorithmes et mesures de similarité / dissimilarité utilisés sont décrits ailleurs dans la littérature (Everitt, 2001). Le groupe moyen couramment appliqué et les méthodes du regroupement de Ward sont les plus utilisés.

Dans ce chapitre et parmi les différentes méthodes de l'analyse multi variée expliquées auparavant l'APC est utilisée pour réduire le nombre de paramètres qui doivent être déterminés lors d'un suivi régulier, et de reconnaître les caractéristiques de base de la qualité de l'eau potable.

5.2.6. Outils d'analyse

La matrice des données originales (201x14) a été préparée et traitée dans le MS Excel 2010. Ses colonnes ont été construites à partir des paramètres analysés de l'eau potable dans le laboratoire de la santé publique et de l'ADE (Algérienne des eaux) de Souk-Ahras/Algérie. Les valeurs manquantes dans l'ensemble des données sont estimées de 08 mesures. L'analyse en composantes principales et d'autres calculs statistiques ont été effectués par logiciel IBM SPSS 24 (Statistical Package for the Social Sciences). Avant le calcul, les données sont normalisées afin d'éviter les erreurs de classification résultant des différents ordres de grandeur des variables testées.

5.2.7. Sélection des variables

La première décision cruciale que nous sommes amenés à prendre est évidemment la sélection des variables à inclure dans l'analyse. Il existe plusieurs critères qui peuvent nous aider à prendre cette décision. Parmi ces critères, on peut citer le déterminant de la matrice de corrélation, le Kaiser-Meyer-Olkin et le test de Bartlett qui sont souvent utilisés pour vérifier si dans l'ensemble une matrice de corrélation possède les propriétés souhaitées pour l'analyse en composantes principales (Mohamed Kharbouch, 2014).

5.2.8. Déterminant de la matrice de corrélation

Le déterminant est une valeur numérique unique associée à une matrice carrée et qui peut prendre une valeur entre 0 et 1. Un déterminant égal à zéro signifie qu'au moins une variable est une combinaison linéaire parfaite d'une ou de plusieurs autres variables. Un déterminant égal à 1 indique que la matrice de corrélation est une matrice d'identité, c'est à- dire une matrice ne contenant que des valeurs 0, sauf pour la présence des valeurs 1 sur la diagonale et des 0 ailleurs. Un déterminant très petit constitue un bon indice de l'existence de corrélations entre les variables d'origine.

5.2.9. Test de sphéricité de Bartlett

Il a pour but de comparer la matrice des corrélations avec l'identité d'une valeur élevée avec une signification proche de 0 permet de rejeter la non-corrélation globale des variables, c'est-à dire, assurer que les variables sont suffisamment corrélées entre-elles pour permettre une réduction significative de la dimension. Condition indispensable pour faire une analyse en composantes principales.

5.2.10. Kaiser-Meyer-Olkin

Communément appelé le KMO, c'est un indice d'adéquation de la solution factorielle. Il indique jusqu'à quel point l'ensemble des variables retenues est un ensemble cohérent. Un KMO élevé indique qu'il existe une solution factorielle statistiquement acceptable qui représente les relations entre les variables.

5.2.11. Coude de Cattell

Le graphique des valeurs propres donne une représentation graphique des informations sur les valeurs propres de chaque facteur présenté dans le tableau des statistiques initiales. Dans cette représentation, il faut rechercher le point (parfois les points) de cassure qui représente le nombre de facteurs au-delà duquel l'information ajoutée est peu pertinente. Plus la courbe est accentuée, plus il apparaît qu'un petit nombre de facteurs explique la majeure partie de la variance. A partir du moment où la courbe devient presque une ligne droite horizontale, il apparaît que les facteurs subséquents apportent peu de nouvelles informations.

Note: Les valeurs propres représentent la variance expliquée par chaque facteur. Elles sont constituées de la somme des poids factoriels au carré de toutes les variables pour un facteur déterminé.

5.2.12. Normes de la qualité de l'eau

Afin de définir régulièrement une eau potable, des normes ont été établies fixent notamment les teneurs limites à ne pas dépasser pour un certain nombre de substances nuisibles et susceptibles d'être présentes dans l'eau. Le fait qu'une eau soit conforme aux normes, c'est-à-dire potable, ne désigne donc pas qu'elle soit exempte de matières polluantes, mais que leur concentration a été jugée suffisamment faible pour ne pas mettre en danger la santé du consommateur (Alouane, 2012).

Globalement, les qualités de l'eau de boisson doit obéir à des normes définies par une réglementation nationale. Il peut en résulter pour un pays ou une région donnée des dispositions réglementaires différentes de la qualité de l'eau par rapport aux normes internationales (Bouziani, 2000). En Algérie, il existe des réglementations locales pour la qualité de l'eau de boisson en citant le Journal Officiel de la République Algérienne (JORA, 2011), (Ayad W, 2017). Tous les pays du monde ne suivent donc pas les mêmes normes. Certains édictent leurs propres normes, d'autres adoptent celles conseillées par l'OMS parce qu'elles sont assez tolérantes pour certains critères en tenant compte les moyens limités de certains pays en voie du développement (Touahria K, 2013) (tableau 5.1).

Tableau 5.1 : Normes physico-chimiques des eaux potables
(OMS, 1994 ; Boeglin, 1998 ; JORA, 2011).

Paramètres physico-chimiques	Unité	Normes O.M.S	Normes algériennes	Normes françaises
Température	°C	/	25	25
Ph	/	7-8.5	6.5-9	6.5-9
Conductivité électrique à 20 °C (CE)	µS/cm	/	2800	/
Turbidité	NTU	5	5	2
Oxygène dissous	mg.L-1 O ₂	5	5	5
Chlorures	mg.L	/	500	200
Dureté total	mg.L en CaCO ₃	500	200	/
Calcium	mg.L	/	200	/
Magnésium	mg.L	/	150	50
Nitrates	mg.L	50-100	50	50
Nitrites	mg.L	/	0.1	0.1

5.3. Résultats et discussions

Les échantillons d'eau potable (n = 201), prélevés dans un but de contrôle régulier de la qualité de l'eau potable dans le système d'approvisionnement de la ville de Souk Ahras et qui sont caractérisés par 14 variables physico-chimiques (Tableau 5.2).

Tableau. 5.2. Statistiques sommaires des échantillons d'eau potable

Statistiques		Variables						
		PH	Cl ₂ (mg/l)	COND (µs cm)	T(C°)	Mg+2 (mg/l)	SO-2 (mg/l)	O ₂ (mg/l)
Nbr	Valide	201	200	201	201	201	194	201
	Manquant	3	4	3	3	3	10	3
Moyenne		7,56	0,16	525,48	14,59	41,89	160,44	0,16
Médiane		7,59	0,10	487,00	14,00	43,00	159,50	0,15
Ecart type		0,36	0,19	167,91	4,56	10,82	74,39	0,04
Minimum		6,00	0,00	2,48	6,00	17,49	27,74	0,05
Maximum		8,40	1,20	1777,00	29,00	68,00	386,71	0,29
Norme		6,5-9	0,2-0,5	2800,00	25,00	50,00	400,00	5,00

Tableau. 5.3. Statistiques sommaires des échantillons d'eau potable (la suite)

Statistiques		Variables						
		Turb (NTU)	IP(mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	PO ₄ (mg/l)	Ca (mg/l)	No ₂ mg/L
Nbr	Valide	201	201	201	201	201	199	198
	Manquant	3	3	3	3	3	5	6
Moyenne		2,08	1,29	0,55	0,02	0,01	99,72	0,01
Médiane		1,34	0,96	0,00	0,00	0,00	87,00	0,00
Ecart type		1,99	0,89	4,70	0,08	0,07	33,16	0,03
Minimum		0,33	0,30	0,00	0,00	0,00	72,00	0,00
Maximum		12,00	4,80	52,00	0,47	0,48	200,00	0,12
Norme		5,00	5,00	50,00	0,50	0,40	200,00	0,20

- Selon les normes algériennes (Jora, 2011) le pH d'une eau potable doit être compris entre 6,5 et 9 pour notre cas le pH est compris entre 6,00 et 8.4, les eaux de la ville de Souk-Ahras sont donc dans les normes ;
- Une partie importante du chlore étant nécessaire pour neutraliser ces matières organiques, il ne reste pas cependant qu'une partie, appelée chlore résiduel libre pour traiter la contamination éventuelle ultérieure de l'eau dans le réseau ou les habitations. La concentration en chlore libre de l'eau traitée doit être selon l'OMS de 0,2 à 0,5 mg/l. Pour notre cas le maximum enregistré est situé autour des points d'injection qui sont les

réservoirs de distribution- Mélange Ain Dalia/Mris2/Mris3 et ce comme le montre la moyenne la valeur du chlore libre est acceptable.

- La conductivité des échantillons est très variable où elle oscille entre 248 et 1777 ce qui explique la variation des sources d'alimentation. Pour les valeurs qui dépassent 1000 $\mu\text{s}/\text{cm}$ sont peut-être dues soit à la nature des couches géologiques de la nappe, soit à la présence d'éléments minéraux indésirables dans nos eaux de consommation. Dans tous les cas la comparaison de la conductivité avec la norme algérienne fixée à 2800 ($\mu\text{s}/\text{cm}$) place ces eaux dans la grille excellente.
- Une température élevée peut favoriser des goûts désagréables. De plus, elle accélère la corrosion, influence la croissance bactérienne, en revanche toute baisse de la teneur en oxygène dissous peut être interprétée comme un signe de croissance biologique. Pour la température une petite augmentation est notée dans la période estivale et qui n'est pas loin de la norme 29°C ; quant à l'oxygène, les valeurs sont relativement basses ce qui nécessite une analyse bactériologique de tous les réservoirs d'eau.
- Les teneurs en magnésium des eaux sont extrêmement variées et liées principalement à la nature des terrains traversés. Une teneur élevée de cet élément donne une saveur amère à l'eau. Dans les régions riches en roches magnésiques, l'eau peut contenir des concentrations arrive jusqu'à 50 mg/l. Pour les eaux de Souk Ahras la moyenne est de :41,89 mg/l, valeur inférieure à la norme, par contre certains points ont enregistré un taux plus au moins élevé notamment pour : Arrivée Ain Dalia, Cite 1700 logts ; Réservoir Mezghiche, lotissement Rhamna N°04 ; Sortie réservoir Snic, ce qui nécessite une vigilance. Car la dureté dépend du taux de magnésium et du calcium,
- Pour les sulfates sont aussi dans les normes. Le sulfate qui se dissout dans l'eau provient de certains minéraux en particulier du gypse, où apparaît à partir de l'oxydation de minéraux sulfureux. La limite supérieure est admise, on trouve que le maximum enregistré pour notre cas est dans les alentours de 386.71mg/l,
- La turbidité est un des paramètres indicateurs de la contamination microbiologique de la ressource et peut témoigner de dysfonctionnement dans les installations de traitement et de distribution qui traduit le trouble de l'eau dû aux matières en suspension (OMS, 2017). Les eaux de Souk-Ahras peuvent être classées comme des eaux légèrement troubles; plus d'attention doit être adressée à ce paramètre pour éviter les conséquences néfastes de son augmentation.
- La présence des matières organiques dans l'eau provoque l'existence et la prolifération des microorganismes qui peuvent être pathogènes. Donc la détermination de la teneur de

ces matières organiques est indispensable dans la surveillance de la qualité des eaux. Pour le faire, l'indice de permanganate est déterminé. Tous les résultats de cet indice sont inférieurs de la limite maximale de la norme.

- La présence des nitrates dans les eaux pourrait être due à la pratique agricole qui consiste à appliquer abondamment des engrais industriels ou du fumier. Sa présence excessive peut provoquer un problème de santé publique important tel que la méthémoglobinémie (Guergazi, 2005) ; un dépassement léger est enregistré pour le quartier Rue Amirat Slimane avec une concentration de 52 mg/l. En revanche les nitrites sont dans les normes inférieures à 0.2mg/l.
- La présence d'azote ammoniacal « NH₄ » en quantités relativement importantes peut être l'indice d'une pollution par des rejets d'origine humaine ou industrielle. Le maximum toléré est de 0.5mg/l. La valeur enregistrée pour le réseau de Souk-Ahras est de 0.47mg/l – proche du maximum - et cela après des travaux de renouvellement de certains tronçons vétustes.
- Les phosphates sont généralement responsables de l'accélération du phénomène eutrophisation dans les lacs ou les rivières. La teneur naturelle en phosphate ou ortho phosphate est de l'ordre de 0,1 à 0,4 mg/l. La présence du phosphore dans les eaux est généralement un indice de pollution. Pour notre cas, la valeur maximale enregistrée dépasse la norme et cela pour un seul point au niveau du Réservoir Akli ce qui peut être due au manque d'hygiène ! En revanche, la moyenne est de 0.014, donc les eaux sont bien au-dessous du seuil tolérable et qui est de 0,4 (mg/l).
- Une eau potable de bonne qualité renferme une limite de 200 mg/l de calcium. Le calcium ne peut en aucun cas poser des problèmes de potabilité, le seul inconvénient domestique lié à une dureté élevée est l'entartrage. Par contre, les eaux douces peuvent entraîner des problèmes de corrosion des canalisations. Les eaux de Souk-Ahras conviennent adéquatement avec les normes, mais des adoucisseurs s'avèrent primordiales.

5.3.1. Outputs de l'analyse factorielle en composante principale

A partir de ces données, Six(06) composantes principales expliquant environ 65% de la variance totale ont été estimées sur la base du critère de Kaiser (1960), les valeurs propres supérieures ou égales à 1 sont retenues avec un tracé explicatif de Cattell(Cattell, 1966).

Tableau 5.3 : Matrice de corrélation.

	PH	Cl2 (mg/l)	COND (μ s cm)	T (C°)	Mg+2 (mg/l)	SO-2 (mg/l)	O2 (mg/l)
PH	1,00	0,03	-0,26	-0,21	-0,04	-0,08	0,06
Cl2 (mg/l)	0,03	1,00	-0,01	0,15	-0,10	0,00	-0,08
COND (μs cm)	-0,26	-0,01	1,00	0,20	-0,01	0,04	0,04
T (C°)	-0,21	0,15	0,20	1,00	0,02	0,03	-0,04
Mg+2 (mg/l)	-0,04	-0,10	-0,01	0,02	1,00	-0,01	0,14
SO-2 (mg/l)	-0,08	0,00	0,04	0,03	-0,01	1,00	-0,08
O2 (mg/l)	0,06	-0,08	0,04	-0,04	0,14	-0,08	1,00

Tableau5.3 : Matrice de corrélation (La suite)

	Turb (NTU)	IP (mg/l)	NO3 (mg/l)	NH4 (mg/l)	PO4 (mg/l)	Ca (mg/l)	No2 (mg/L)
Turb (NTU)	1,00	0,29	0,06	0,06	0,14	0,02	0,00
IP (mg/l)	0,29	1,00	0,00	0,16	0,28	0,04	-0,02
NO3 (mg/l)	0,06	0,00	1,00	0,56	0,23	-0,07	0,00
NH4 (m/gl)	0,06	0,16	0,56	1,00	0,13	0,07	0,05
PO4 (mg/l)	0,14	0,28	0,23	0,13	1,00	-0,09	0,08
Ca (mg/l)	0,02	0,04	-0,07	0,07	-0,09	1,00	-0,02
No2 (mg/L)	0,00	-0,02	0,00	0,05	0,08	-0,02	1,00

Nous avons obtenu un déterminant - de la matrice de corrélation - relativement faible sans être égal à zéro (Déterminant = 0,13) ; la structure factorielle présentée au tableau 2 passe donc la première étape. Dans l'analyse factorielle en composantes principales donnée par le tableau 03, la validité (test KMO) est faible (avec 0,65) à cause probablement du manque du soin de la

qualité lors de l'échantillonnage ou bien lors de l'analyse; mais elle reste acceptable pour l'utilisation de l'ACP.

Le test de sphéricité de Bartlett, « permet de juger de l'inégalité des racines latentes, c'est-à-dire l'absence significative de sphéricité du modèle mentionné. Le test de Bartlett est un test d'hypothèse, une forme approchée du khi carré. La valeur observée doit être égale ou inférieure à 0,05. Dans le cas de la ville de Souk-Ahras (tableau 5.4), la signification est égale à 0,000 ; ce qui signifie que nous pouvons donc poursuivre l'étude des composantes principales de la qualité de l'eau.

Tableau 5.4 : Indice KMO et test de Bartlett.

Indice de Kaiser-Meyer-Olkin pour la mesure de la qualité d'échantillonnage.		0,65
	Khi-deux approx.	312,917
Test de sphéricité de Bartlett	Ddl	91
	Signification	0,000

Tableau 5.5 : Qualité de la représentation

Variables	Initiales	Extraction
PH	1,000	0,600
Cl2(mg/l)	1,000	0,478
COND(µs/ cm)	1,000	0,497
T(C°)	1,000	0,529
Mg+2 (mg/l)	1,000	0,671
SO-2 (mg/l)	1,000	0,568
O2(mg/l)	1,000	0,578
Turb (NTU)	1,000	0,615
IP(mg/l)	1,000	0,582
NO3(mg/l)	1,000	0,716
NH4(mg/l)	1,000	0,733
PO4(mg/l)	1,000	0,674
Ca (mg/l)	1,000	0,837
No2(mg/l)	1,000	0,705

Le tableau (5.5) présente la qualité de la représentation exprimée par les poids des composantes, Les six (06) composantes sont exprimées en fonction de la variance - en pourcentages - comme suit:

- la première composante exprime 15.668 % de la variance expliquée;
- la deuxième composante, 12,651 % de cette variance;
- la troisième composante, 10,89 % de la variance ;
- la quatrième explique, 9.675% ;
- la cinquième explique, 8,819% ;
- la dernière explique, 7.636% de la variance totale.

Ce modèle factoriel explique 65,33 % de l'ensemble de variables mesurées de la qualité de l'eau potable de la ville de Souk-Ahras.

Tableau. 5.6. Poids des composantes principales

Composante	Variance totale expliquée								
	Valeurs propres initiales			Extraction Sommes des carrés des facteurs retenues			Sommes des carrés des facteurs retenues pour la rotation		
	Total	% de la variance	% cumulé	Total	% de la variance	% cumulé	Total	% de la variance	% cumulé
1	2,19	15,66	15,66	2,19	15,658	15,658	1,95	13,913	13,91
2	1,77	12,65	28,31	1,77	12,651	28,309	1,78	12,99	26,9
3	1,41	10,09	38,40	1,41	10,890	39,199	1,50	11,745	38,645
4	1,21	8,68	47,08	1,21	9,675	48,875	1,34	9,952	48,597
5	1,12	8,02	55,10	1,12	8,819	57,693	1,12	8,931	57,528
6	1,07	7,64	62,73	1,07	7,636	65,329	1,09	7,801	65,329
7	0,95	6,79	69,52						
8	0,85	6,04	75,56						
9	0,77	5,52	81,08						
10	0,68	4,84	85,92						
11	0,61	4,33	90,25						
12	0,53	3,77	94,02						
13	0,49	3,49	97,51						
14	0,35	2,49	100,00						

Les poids des composantes, leurs valeurs propres et leurs variances sont résumés dans le tableau (5.6). Une représentation graphique des composantes retenues est rapportée sur la figure (5.1). Les valeurs propres sont triées de grandes aux petites valeurs en fonction du nombre de composantes principales retenues à la base du principe de Cattell. Les CP qui sont inférieures à 01 peuvent être omises.

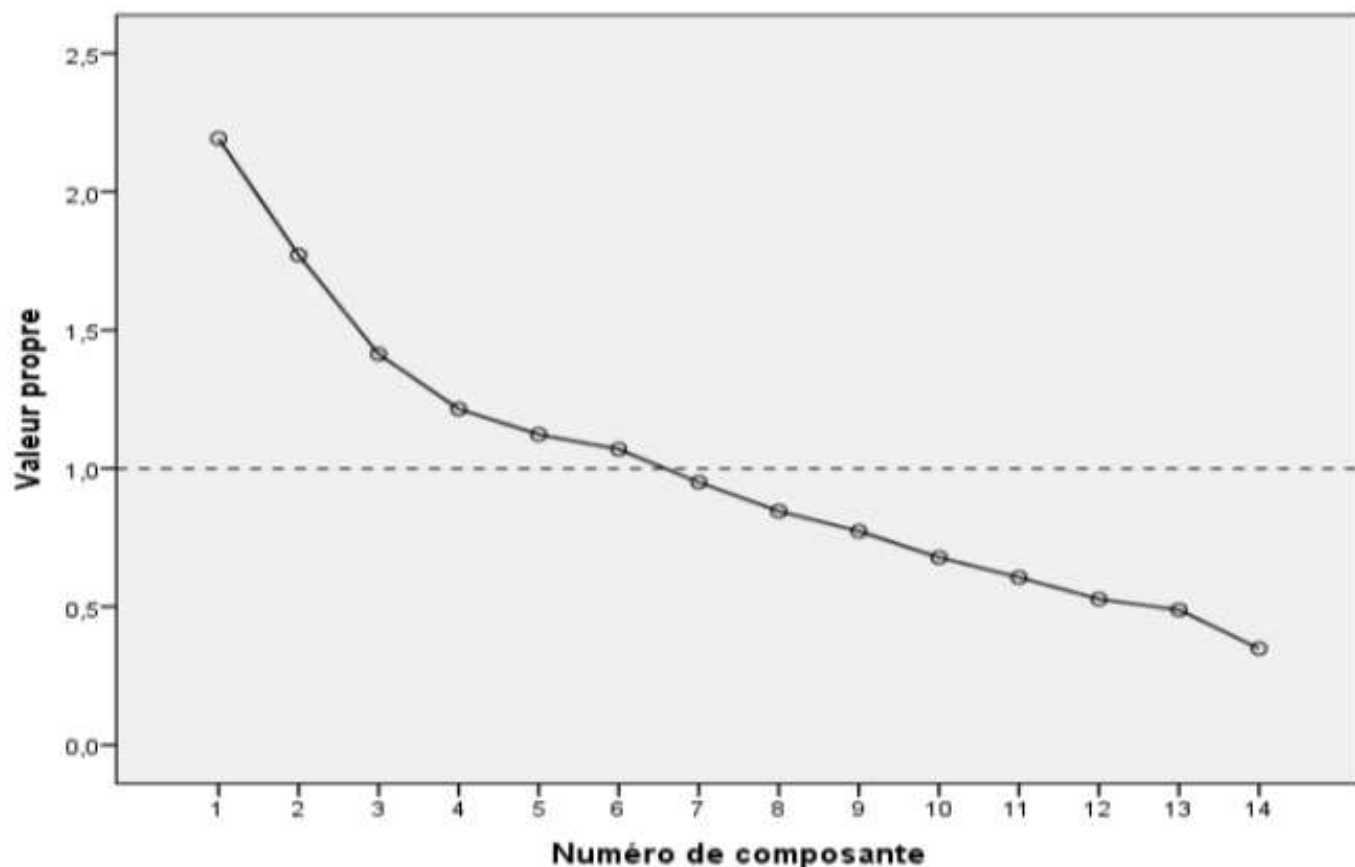


Figure 5.1 : Tracé d'effondrement.

En utilisant l'option Varimax, le nombre des facteurs est maximisé et après saturation les résultats sont regroupés dans le tableau (5.7)

Tableau 5.7 : Matrice des composantes après Rotation

	Composantes					
	1	2	3	4	5	6
Turb (NTU)	0,74	-0,04	0,19	-0,06	-0,08	0,12
T (C°)	-0,70	-0,06	0,00	-0,10	0,15	0,06
COND (µs cm)	-0,58	-0,33	0,14	0,07	-0,16	0,07
PH	0,53	-0,17	-0,41	-0,04	0,23	-0,26
IP (mg/l)	0,50	0,00	0,40	0,34	0,04	0,26
NH4 (mg/l)	0,08	0,83	0,08	0,06	-0,05	0,17
NO3 (mg/l)	0,04	0,83	0,14	-0,07	0,02	-0,10
PO4 (mg/l)	0,10	0,16	0,76	0,21	-0,08	-0,13

SO-2 (mg/l)	-0,03	0,02	0,70	-0,22	0,15	-0,04
O2 (mg/l)	0,12	-0,33	0,01	0,66	-0,07	0,11
Mg+2 (mg/l)	-0,15	0,13	0,07	0,63	0,44	-0,19
Cl2 (mg/l)	0,01	-0,33	0,09	-0,52	0,29	0,06
No2 (mg/l)	0,02	0,03	-0,03	0,04	-0,83	-0,08
Ca (mg/l)	-0,02	0,03	-0,11	-0,03	0,07	0,90

La première composante est formée de 05 éléments. La turbidité élevée est un signe de la présence des microorganismes (OMS, 2017) surtout avec une augmentation de la température en période estivale qui atteint jusqu'à 29°C et peut témoigner de dysfonctionnement dans les installations de traitement et de distribution. La présence de l'indice de permanganate renforce cette hypothèse toujours dans la période estivale où il est proche de la limite supérieure. Quant à la conductivité, elle varie entre minéralisation moyenne (< 300 (µs cm) et forte (> 1000(µs cm)) (Rodier et al ; 2009). La variation de la conductivité explique la variation des sources d'alimentation en eau. En effet, la ville de Souk-Ahras est alimentée à partir des eaux des sources et de surfaces.

Pour le potentiel en hydrogène, la gamme de variation est un indicateur de la variation de la source d'alimentation également. Les pH acides (6,0 et même 5,0) caractérisent les régions des zones de tourbières, forestières (comme ce lui le cas de Souk-Ahras).La deuxième composante est constituée de deux éléments à savoir l'azote ammoniacal (NH₄) et du nitrate (NO₃). Nous pouvons dire que ces eaux sont distribuées aux consommateurs sans qu'elles subissent une oxydation complète par le chlore. Normalement, si la chloration est pratiquée d'une manière adéquate, la concentration en ammoniacque (ion ammonium) est nulle (Doré, 1989), (Guergazi et al, 2005). Sa présence est un mauvais indice sur la pollution par des rejets d'origine humaine ou industrielle. La présence de l'azote des nitrates, comme celui de l'ammoniac, est un des éléments nutritifs des plantes. La raison principale de la présence des nitrates dans les eaux est due à la pratique agricole qui consiste à appliquer abondamment des engrais industriels ou du fumier, Sa présence excessive peut provoquer un problème de santé publique important.La troisième composante est formée par les phosphates et des sulfates. Ses deux paramètres peuvent aider à expliquer le mauvais goût que le consommateur peut y trouver dans certains quartiers, sachant que les deux sont proches des valeurs supérieures dans certains endroits. La quatrième composante est constituée de 03 paramètres, le taux du chlore libre, celui de l'oxygène et le

magnésium ; ils sont très reliée et la relation est inversée. Les quartiers qui ont enregistré une baisse du chlore libre sont exposés à une augmentation des microorganismes ce qui favorise l'hypothèse de la présence des germes pathogènes à explorer au plutôt possibles déjà confirmer dans le chapitre 03. Le magnésium confirme aussi l'alimentation de plusieurs sources de différentes formes géologiques. La cinquième et la sixième composantes sont constituées principalement du nitrate et du calcium respectivement. Contrairement au nitrate, la concentration de nitrite est très faible, souvent autour de leurs limites de détection. Ce composant principal caractérise les traces d'azote inorganique. Le calcium a atteint la limite supérieure dans certaines zones. Le contrôle de ce paramètre s'avère une nécessité pour éviter l'entartrage des conduites.

5.4. Conclusion

La surveillance de la qualité de l'eau correspond à la conduite des analyses, des tests et d'observations de certains paramètres à des points clés du réseau d'alimentation en eau potable. Suite à l'utilisation de l'ACP ci-dessus, les 14 paramètres utilisés pour la caractérisation de la qualité de l'eau potable de la ville de Souk-Ahras peuvent être remplacés par les 6 composantes principales expliquant environ 65.33% de la variance des données. Les caractéristiques de la qualité de l'eau de la ville de Souk-Ahras sont expliquées clairement par les six composantes. La 1ère composante montre que le problème principal est la présence de certains germes pathogènes déjà confirmés dans le chapitre 03- qui témoigne du dysfonctionnement dans les installations de traitement et de distribution. Le deuxième problème est celui de l'insuffisance du taux de chlore résiduel prouvé par l'apparition de l'Ammonium ainsi que l'utilisation abusive des engrais par les agriculteurs. Le problème du goût indésirable est temporaire et ne forme pas une priorité en comparant avec les deux premiers. La méthode d'analyse par composante principale s'est avérée convenable pour réduire les paramètres de qualité de l'eau, déterminer les relations entre eux et les regrouper dans des facteurs ou composantes principales afin de dégager les principaux problèmes de la qualité de l'eau de la ville de Souk-Ahras.

Conclusion générale

Une eau propre est un besoin absolu de santé et de vie productive. La qualité de l'eau fournie est importante pour la santé des individus et des communautés entières.

Occasionnellement, des incidents affectent la qualité de l'eau potable, ceux-ci peuvent inclure des conditions changeantes de l'eau de source, telles que des inondations, des problèmes opérationnels, la détection de la bactérie *Escherichia coli* et / ou la prolifération de cyanobactéries (algue bleu-vert). Les conditions qui contrôlent l'évolution de la qualité de l'eau dans le réseau sont complexes et ont fait l'objet des recherches approfondies.

Le réseau de distribution de l'eau potable est souvent décrit comme un véritable réacteur où l'eau et son contenant (conduite, ...etc.) sont le siège d'interactions physico- chimiques et biologiques.

L'eau du robinet peut avoir une qualité très éloignée de celle issue de l'usine de production. Les conditions qui contrôlent l'évolution de la qualité de l'eau dans le réseau sont complexes et ont fait l'objet ces dernières années d'une recherche approfondie.

Le système hydraulique de la ville de Souk-Ahras ; à l'instar de plusieurs villes en Algérie, souffre de divers problèmes à savoir : réseau mal-entretenu, des conduites vétustes...etc. Le plus notable est l'absence du service continu. Les causes de cette situation sont bien connues.

Le contrôle et la surveillance de l'eau potable et sa protection des maladies à transport hydrique est impératif. Afin d'atteindre cet objectif, nous avons mené cette étude pendant la période printanière et estivale des années 2017, 2018. La modélisation d'un réseau d'eau potable assez vaste comme il est le cas du réseau de la ville de Souk-Ahras exige de nombreuses informations, données et mesures telles que le débit, pression, taux de chlore à chaque nœud dans le réseau. Pour cette raison au départ, on a choisi un réseau exemplaire pour modéliser la qualité d'eau potable dans la ville de Souk-Ahras, à travers le secteur « Faubourg », ensuite l'étude de la qualité de l'eau potable de la ville de Souk-Ahras est généralisée.

Au départ, la méthode utilisée est une combinaison entre la simulation numérique - en utilisant le logiciel EPANET 2 - et les campagnes de mesures sur le terrain. Au niveau du quartier étudié les analyses montrent l'existence d'une pollution accidentelle, et ce probablement due à l'intrusion

des eaux usées domestiques dans le réseau de distribution des eaux potables. En 2eme position des faibles concentrations en chlore libre sont détectés aux extrémités du réseau, par contre la concentration du chlore résiduel libre au début du réseau de distribution d'eau est supérieure. Une méthode efficace a été proposée pour l'amélioration de la concentration du chlore résiduel libre aux extrémités des points d'utilisation. La concentration est améliorée tout le long du réseau après l'injection de la dose appropriée (01 mg.dm^{-3} au lieu de $0,7 \text{ mg.dm}^{-3}$).

A la fin et pour obtenir des informations plus avancées sur la qualité de l'eau de la ville entière de Souk-Ahras l'analyse en composantes principales (ACP) a été appliquée en utilisant les données du réseau d'approvisionnement en eau potable afin d'extraire les principaux facteurs pouvant expliquer la qualité de l'eau potable. Ces facteurs visent à regrouper les principaux éléments explicatifs de la qualité de l'eau et leur ordre de responsabilité à travers des paramètres physico-chimiques mesurés in situ. Au cours de l'étude, 14 paramètres ont été utilisés pour la caractérisation de la qualité de l'eau potable dans la ville de Souk-Ahras et qui sont remplacés par six (6) composantes principales expliquant environ 65,33% de la variance des données.

L'étude met en évidence deux principaux problèmes, les signes forts de la présence de germes nocifs et probablement le dysfonctionnement d'une partie des équipements des installations de transformation et de distribution; et deuxièmement, la quantité de chlore résiduel dans l'eau. La méthode d'analyse par composante principale s'est avérée appropriée pour réduire les paramètres de qualité de l'eau et la détermination des relations entre eux et les regroupées dans des facteurs ou composantes principales afin de dégager les principaux problèmes de la qualité de l'eau de la ville de Souk-Ahras.

Bibliographie

- Anderson, T. N., & Morrison, G. L. (2007). Effect of load pattern on solar-boosted heat pump water heater performance. *Solar Energy*, 81(11), 1386-1395.
- Alexandre, O., Boutin, C., Duchène, P., Lagrange, C., Lakel, A., Liénard, A., & Orditz, D. (1998). *Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités*. Cemagref Ed..
- Alouane H., (2012). Evaluation des teneurs en nitrates dans les sols et dans les eaux captées et émergentes en zones à vocation agricole ; Impact des nitrates sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, Mémoire de Magister, Gestion des déchets : Évaluation et Solutions Environnementales, Université Mentouri Constantine.
- Ashworth, J., & Colbourne, J. S. (1986). Microbial alterations of drinking water by building services materials-field observations and the United Kingdom water fittings testing scheme. In *Proc Biodeterioration Society Meeting*, Deft Holland.
- Ainsworth, R. A. (2002). Water quality changes in piped distribution systems. World Health Organization.
- Al-Jasser, A. O. (2007). Chlorine decay in drinking-water transmission and distribution systems: Pipe service age effect. *Water research*, 41(2), 387-396.
- Al-Omari, A. S., & Chaudhry, M. H. (2001). Unsteady-state inverse chlorine modeling in pipe networks. *Journal of Hydraulic Engineering*, 127(8), 669-677.
- ADE, (2015). Rapport Technique
- Anses, (2013). Evaluation Des Risques Lies Aux Résidus De Pesticides dans L'eau De Distribution. Rapport d'étude scientifique.
- ADE, (2019). Rapport Technique.
- Agence régional de santé d'Auvergne/ARSA,(2014). La qualité de l'eau destinée à la consommation humaine EN AUVERGNE. France
- Awopetu, M. S., Coker, A. O., Aribisala, J. O., & Awopetu, S. O. (2013). Water quality in a pipe distribution network: a case study of a communal water distribution network in Ibadan, Nigeria. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 171, 175-186.
- AyadWissam (2017). évaluation de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines : cas des puits de la région d'El-Harrouch (wilaya de Skikda).Thèse de doctorat, Université d'Annaba.
- ADE, (2018). Rapport Technique
- Bartlett, M. S. (1954). A note on the multiplying factors for various chi square approximation. *Journal of Royal Statistical Society*, 16(Series B), 296-8.

- Belli, N., Mesbah, L., Chebab, S., Tekouk, M., & Leghouchi, E. (2010). Stress oxydant induit par la coexposition au plomb et au cadmium: deux contaminants des eaux souterraines de Oued Nil (Jijel-Algérie). *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 23(3), 289-301.
- Benyada L., (2005). La citoyenneté de l'eau en Algérie et particulièrement dans la région de l'Oranie. Laboratoire de rhéologie transport et traitement des fluides complexes universités des sciences et de la technologie, Oran, Algérie.
- Biswas, P., Lu, C., & Clark, R. M. (1993). A model for chlorine concentration decay in pipes. *Water Research*, 27(12), 1715-1724.
- Boccelli, D. L., Tryby, M. E., Uber, J. G., & Summers, R. S. (2003). A reactive species model for chlorine decay and THM formation under rechlorination conditions. *Water research*, 37(11), 2654-2666.
- Boeglin J.C. (2000). Contrôle des eaux douces et de consommation humaine. Techniques de l'Ingénieur, Référence P4210.
- Boeglin J.C., (1998). Contrôle des eaux douces et de consommation humaine, réglementation française, décret 89.3 du 3 janvier 1998
- Bensoltane, M. A., Zeghadnia, L., Djemili, L., Gheid, A., & Djebbar, Y. (2018). Enhancement of the free residual chlorine concentration at the ends of the water supply network: Case study of Souk Ahras city–Algeria. *Journal of Water and Land Development*, 38(1), 3-9.
- Berger, P. S., LeChevallier, M. W., & Reasoner, D. J. (1992). Control of biofilm growth in drinking water distribution systems. US Environmental Protection Agency, Washington, DC. Au lieu EPA. 1992. Control of biofilm growth in drinking water distribution Systems, USEPA, Washnigton, USA.
- Burger, J., Cooper, K., & Gochfeld, M. (1992). Exposure assessment for heavy metal ingestion from a sport fish in Puerto Rico: estimating risk for local fishermen. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A Current Issues*, 36(4), 355-365.
- Batterman, S., Eisenberg, J., Hardin, R., Kruk, M. E., Lemos, M. C., Michalak, A. M., ... & Wilson, M. L. (2009). Sustainable control of water-related infectious diseases: a review and proposal for interdisciplinary health-based systems research. *Environmental health perspectives*, 117(7), 1023-1032.
- Bouslah, S., Djemili, L., & Houichi, L. (2017). Water quality index assessment of Koudiat Medouar Reservoir, northeast Algeria using weighted arithmetic index method. *Journal of water and land development*, 35(1), 221-228.
- Bouziani, M. (2000). L'eau de la pénurie aux maladies.
- Cahier Technique FNDAE n°14 ; 22. Documents techniques du FNDAE (Fonds national pour le développement des adductions d'eau, www.fndae.fr
- Craun, G. F. (Ed.). (1990). Methods for the investigation and prevention of waterborne disease outbreaks. Health Effects Research Laboratory, US Environmental Protection Agency.
- Craun, G. F., & Calderon, R. L. (2001). Waterborne disease outbreaks caused by distribution system deficiencies. *Journal-American Water Works Association*, 93(9), 64-75.
- Cairncross, S., Blumenthal, U., Kolsky, P., Moraes, L., & Tayeh, A. (1996). The public and domestic domains in the transmission of disease. *Tropical Medicine & International Health*, 1(1), 27-34.

- Crittenden, J., Trussell, R., Hand, D., Howe, K., & Tchobanoglous, G. (2005). *Water treatment principle and design*, John Wiley & Sons. New Jersey.
- Craun, G. F. (Ed.). (1986). *Waterborne diseases in the United States*. CRC Press LLC.
- Craun, G. F. (1991). Causes of waterborne outbreaks in the United States. *Water Science & Technology*, 24(2), 17-20.
- Digiano, F. A., & Zhang, W. (2005). Pipe section reactor to evaluate chlorine-wall reaction. *Journal-American Water Works Association*, 97(1), 74-85.
- Clark, R. M. (1998). Chlorine demand and TTHM formation kinetics: a second-order model. *Journal of Environmental Engineering*, 124(1), 16-24.
- O'Connell, A. M., Sankaran, K. V., Nambiar, E. K. S., & Brown, A. G. (1997). Organic matter, accretion, de composition and mineralization. *Management of soil nutrients and water in tropical plantations forests*.
- Crittenden J., Trussell R., Hand D., Howe K. et Tchbanoglous G., 2005. *Water treatment principles and design*. 2nd edition John Wiley & Sons Inc, 3(45), pp1552-1586.
- D.S.W., 2008. Rapport de la direction de la santé de la wilaya de Souk-Ahras, pp 10.
- DRE, Rapport technique interne de la direction des ressources en eau, Souk Ahras.
- Dhaouadi M., Zerdoumi R., Rebbani N., Gheid A. (2015). The relationship between chlorine consumption and trihalomethane formation from hydrophobic and transphilic fractions: a comparative study between two dams of east Algeria. *Journal of Water Reuse and Desalination*. Vol. 5. Iss. 1 p. 72–82
- Delandre R. J., 1991. Les réseaux de mesure de la pollution atmosphérique. Exposé introductif. La surveillance de la pollution atmosphérique en France. *Techniques Sciences et Méthodes*, 4(2), pp118-120.
- Dharmarajah, H., Patania, N. L., Jacangelo, J. G., & Aieta, E. (1991). Empirical modeling of chlorine and chloramine residual decay. In *American Water Works Association. Proceedings, A W W A Annual Conference* (pp. 569-588).
- Doré, M. (1989). *Chimie des oxydants et traitement des eaux*. Technique et Documentation-Lavoisier.
- Duguet, J. P. (1995). Efficacité des traitements de potabilisation vis-à-vis de la microbiologie de la ressource: recommandations et conclusions. *TSM. Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural*, (3), 237-239.
- Ford, T. E., & Colwell, R. R. (1996). Global decline in microbiological safety of water
- Fisher, I., Kastl, G., & Sathasivan, A. (2017). New model of chlorine-wall reaction for simulating chlorine concentration in drinking water distribution systems. *Water research*, 125, 427-437.
- Fisher, I., Kastl, G., & Sathasivan, A. (2011 a). Evaluation of suitable chlorine bulk-decay models for water distribution systems. *Water research*, 45(16), 4896-4908.
- Fisher, I., Kastl, G., Sathasivan, A., & Jegatheesan, V. (2011 b). Suitability of chlorine bulk decay models for planning and management of water distribution systems. *Critical reviews in environmental science and technology*, 41(20), 1843-1882.

- Fisher, I., Kastl, G., & Sathasivan, A. (2012). A suitable model of combined effects of temperature and initial condition on chlorine bulk decay in water distribution systems. *Water research*, 46(10), 3293-3303.
- Galal-Gorchev, H. (1996). Chlorine in water disinfection. *Pure and Applied Chemistry*, 68(9), 1731-1735.
- Guergazi, S., & Achour, S. (2005). Caractéristiques physico-chimiques des eaux d'alimentation de la ville de Biskra. *Pratique de la chloration*. Larhyss Journal, 4, 119-127.
- Habimana, O., Semião, A. J. C., & Casey, E. (2014). The role of cell-surface interactions in bacterial initial adhesion and consequent biofilm formation on nanofiltration/reverse osmosis membranes. *Journal of Membrane Science*, 454, 82-96.
- Hallam, N. B., West, J. R., Forster, C. F., Powell, J. C., & Spencer, I. (2002). The decay of chlorine associated with the pipe wall in water distribution systems. *Water Research*, 36(14), 3479-3488.
- Haestad M., Walski T.M., Chase D.V., Savic D.A., Grayman W., Beckwith S. (2003). *Advanced water distribution modeling and management*. 1st ed. Waterbury, CT USA. Haested Press. ISBN 0971414122 pp. 800.
- Hartemann, P., Meyer, I., Français, T., & MORLOT, M. (1992). Les sous-produits de la désinfection des eaux potables. *Santé publique (Vandoeuvre-lès-Nancy)*, 4(5), 84-90.
- Hartemann, P., & Hautemaniere, A. (2011). Legionellosis prevention in France. *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz*, 54(6), 724-727.
- Hutchinson J., Mole N., FIELDING M., (1994). Bromate and chlorate in drinking water : the rôle of hypochlorite. Premier Congrès International sur les « sous-produits de traitement et d'épuration des eaux ». GRUTTEE Poitiers 29-30 septembre, p. 11.1-11.12.
- Isabel, R. S., Solarik, G., Koechling, M. T., Anzek, M. H., & Summers, R. S. (2000, June). Modeling chlorine decay in treated waters. In *Proceeding of the American Water Works Association and Water Quality Technology Conference*, Denver, CO, USA, June (pp. 1215-1229).
- Islam, N., Sadiq, R., Rodriguez, M. J., & Legay, C. (2016). Assessment of water quality in distribution networks through the lens of disinfection by-product rules. *Water SA*, 42(2), 337-349.
- Islam, N., Rodriguez, M. J., Farahat, A., & Sadiq, R. (2017). Minimizing the impacts of contaminant intrusion in small water distribution networks through booster chlorination optimization. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 31(7), 1759-1775.
- Ince, M., Bashir, D., Oni, O. O. O., Awe, E. O., Ogbechie, V., Korve, K., ... & Kehinde, M. (2004). Rapid assessment of drinking-water quality in the federal republic of Nigeria. *World Health Organization and UNICEF, Country report of the pilot project implementation in, 2005, 2010*.
- INSERM, (2013) . Délibération n° 2013-221 du 18 juillet 2013 portant avis sur un projet de décret en Conseil d'État portant création d'un traitement de données à caractère personnel dénommé « Étude du devenir global à long terme des survivants d'une tumeur solide de l'enfant diagnostiquée avant 2000 en France (FCCSS) »
- International Life Sciences Institute (ILSI), (1996). A conceptual framework to assess the risks of human disease following exposure to pathogens. *Risk Analysis* 16, 841-848.
- Jadas-Hécart, A., El Morer, A., Stitou, M., Bouillot, P., & Legube, B. (1992). Chlorine demand of a treated water[Modelisation de la demande en chlore d'une eau traitée]. *Water Research*, 26(8), 1073-1084.

- Jensen, P. K., Ensink, J. H., Jayasinghe, G., van der Hoek, W., Cairncross, S., & Dalsgaard, A. (2003). Effect of chlorination of drinking-water on water quality and childhood diarrhoea in a village in Pakistan. *Journal of health, population and nutrition*, 26-31.
- JORA, (2011). Décret exécutif n° 11-219, fixant les objectifs de qualité des eaux superficielles et souterraines destinées à l'alimentation en eau des populations.
- Kaiser HF. (1960) The Application of Electronic Computers to Factor Analysis. *Education and psychological measurement* 20(1): 141-151.
- Kharbouch, M. (2014). Détermination des sources alimentaires liées à l'exposition des Cris de Mistissini aux organochlorés.
- Kramer, M. H., B. L. Herwaldt, G. F. Craun, R. L. Calderon, and D. D. Juraneck. (1996). Surveillance for waterborne-disease outbreaks—United States, 1993-1994. *MMWR Surveill. Summ.* 45(SS-1):1-33
- Koliai D., (2000). Assainissement et réutilisation des eaux usées épurée. Séminaire international sur la gestion intégrée de l'eau, 02-03 Mai, Oran, Alger.
- Kim, H., Kim, S., & Koo, J. (2014). Prediction of chlorine concentration in various hydraulic conditions for a pilot scale water distribution system. *Procedia Engineering*, 70, 934-942.
- Koudjonou, B., Croué, J., & Legube, B. (1996). Formation des ions bromate lors de l'ozonation des ions bromures en présence de la matière organique. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 9(2), 231-245.
- Kurokawa, Y., Takayama, S., Konishi, Y., Hiasa, Y., Asahina, S., Takahashi, M., ... & Hayashi, Y. (1986). Long-term in vivo carcinogenicity tests of potassium bromate, sodium hypochlorite, and sodium chlorite conducted in Japan. *Environmental health perspectives*, 69, 221-235.
- Kurokawa, Y., Maekawa, A., Takahashi, M., & Hayashi, Y. (1990). Toxicity and carcinogenicity of potassium bromate--a new renal carcinogen. *Environmental health perspectives*, 87, 309-335.
- Koudjonou, B., Croué, J., & Legube, B. (1996). Formation des ions bromate lors de l'ozonation des ions bromures en présence de la matière organique. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 9(2), 231-245.
- Legube, B., Agbekodo, K., Coté, P., & Bourbigot, M. M. (1995). Removal of organohalide precursors by nanofiltration. *Water supply: the review journal of the International Water Supply Association*.
- Legube, M. (1995). A Survey of Bromate in European Drinking Water. In *Proceedings of 12th World Congress of The International Ozone Association* (Vol. 1, pp. 129-153).
- Levi, Y. (1995). Les paramètres influençant le développement des germes dans les réseaux d'eau potable. *TSM. Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural*, (3), 240-245.
- Levallois, P., Festy, B., Hartement, P., Ledrans, M., Payment, P., & Tricard, D. (2003). Qualité de l'eau. environnement et santé publique-Fondements et pratiques, Éditions Tec&Doc (Paris), 333-368.
- LeChevallier, M. W. (1990). Coliform regrowth in drinking water: a review. *Journal-American Water Works Association*, 82(11), 74-86.
- Levi Y., Kiene L. et Piriou P. H., 1994. Gestion d'un réacteur complexe: le réseau de distribution d'eau potable. Colloque « Mieux gérer l'eau » Hydrotop, 12-15 Avril, Marseille, France.

- Lu, C. (1991). Theoretical study of particle, chemical and microbial transport in drinking water distribution systems (Doctoral dissertation, University of Cincinnati).
- Malinowski, E. R., & Howery, D. G. (1980). Factor analysis in chemistry (p. 10). New York: Wiley.
- Malinowski, E. R. (1991). Mathematical formulation of target factor analysis. *Factor Analysis in Chemistry*, 2nd Edition. New York, John Wiley & Sons, 32-82
- Monteiro, L., Figueiredo, D., Covas, D., & Menaia, J. (2017). Integrating water temperature in chlorine decay modelling: a case study. *Urban Water Journal*, 14(10), 1097-1101.
- Monteiro, L., Figueiredo, D., Dias, S., Freitas, R., Covas, D., Menaia, J., & Coelho, S. T. (2014). Modeling of chlorine decay in drinking water supply systems using EPANET MSX. *Procedia Engineering*, 70, 1192-1200.
- Mohamed Kharbouch. (2014). Détermination des sources alimentaires liées à l'exposition des Cris de Mistissini aux organochlorés. Université de LAAL, Québec, Canada.
- Morris, R. D., Audet, A. M., Angelillo, I. F., Chalmers, T. C., & Mosteller, F. (1992). Chlorination, chlorination by-products, and cancer: a meta-analysis. *American journal of public health*, 82(7), 955-963.
- Mathieu, L., Paquin, J. L., Henriët, C., Cavard, M., & Hartemann, P. (1998). Influence de la nature des matériaux des canalisations sur la prolifération bactérienne: mise en œuvre des tests anglais et hollandais. *TSM. Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural*, (2), 37-45.
- Mathieu, L. A., Paquin, J., Block, J., Randon, C., Maillard, J., & Reasoner, D. (1992). Paramètres gouvernant la prolifération bactérienne dans les réseaux de distribution. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 5, 91-112.
- Mackenzie, J. D. (1994). *Ultrastructure Processing of Advanced Materials*. CALIFORNIA UNIV LOS ANGELES DEPT OF MATERIALS SCIENCE AND ENGINEERING.
- McFeters, G. A. (1990). Enumeration, occurrence, and significance of injured indicator bacteria in drinking water. In *Drinking water microbiology* (pp. 478-492). Springer, New York, NY
- McFeters, G. A., (1990). *Drinking Water Microbiology: Progress and Recent Developments*. New York: Springer-Verlag.
- Munavalli, G. R., & Kumar, M. M. (2005). Water quality parameter estimation in a distribution system under dynamic state. *Water research*, 39(18), 4287-4298.
- Nagatani, T., Yasuhara, K., Murata, K., Takeda, M., Nakamura, T., Fuchigami, T., & Terashima, K. (2008, November). Residual chlorine decay simulation in water distribution system. In *The 7th International Symposium on Water Supply Technology*. Yokohama, Japan (pp. 22-24).
- Nagwan G.M., Minerva E.M., Hisham A.H. (2013). Simulation of chlorine decay in water distribution networks using EPANET – Case study. *Civil and Environmental Research*. Vol. 3. No. 13 p, 100–116.
- Ouahchia, C., Hamaidi-Chergui, F., Hamaidi, M. S., & Saidi, F. (2014). Preliminary investigation for consumer perceptions of drinking water quality in Tipaza (Algeria). *Int. J. Innov. Appl. Stud*, 9(4), 1675-1686.
- Ozdemir, O. N., & Ucak, A. (2002). Simulation of chlorine decay in drinking-water distribution systems. *Journal of Environmental Engineering*, 128(1), 31-39.

- OMS, (2017). water quality and health - review of turbidity: Information for regulators and water suppliers. Technical brief. WHO/FWC/WSH/17.01.
- OMS, (2005). Chloral hydrate in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva.
- OMS, (2004). Directive de qualité de l'eau de boisson : 3e édition. Vol 1 : recommandations OMS. Genève, 11 p.
- OMS, (2003). Hazard characterization for pathogens in food and water: guidelines. Geneva, Food and Agriculture Organization of the United Nations/World Health Organization (Microbiological Risk Assessment Series No. 3
- OMS, (1994). Protection et amélioration de la qualité de l'eau. 2eme édition. Volume 1. Genève:18.
- OMS, (1994). Directives de qualité pour l'eau de boisson; volume 1, recommandations, Organisation mondiale de la Santé, 2e édition.
- OMS, (1992). Revision of the WHO Guidelines for drinking water quality. World Health Organization, Geneva, p. 29-37.
- PDAU, (2007). Rapport Technique
- Paquin J.L., Hartemann P., Block J.C., Colin F., Miazga J. et Levi Y., (1991). Chloration et colonisation bactérienne des réseaux de distribution d'eau. Séminaire «71ème congrès de l'AGHTM », Annecy, Alger.
- Paquin, J., Block, J., Haudidier, K., Hartemann, P., Colin, F., Miazga, J., & Lévi, Y. (1992). Effet du chlore sur la colonisation bactérienne d'un réseau expérimental de distribution d'eau. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 5(3), 399-414.
- Powell JC, Clement J, Brandt M. (2004). Predictive models for water quality in distribution systems. London, UK. IWA publishing, Alliance House. ISBN 184339913X. p. 106.
- Payment, P., Richardson, L., Siemiatycki, J., Dewar, R., Edwardes, M., & Franco, E. (1991). A randomized trial to evaluate the risk of gastrointestinal disease due to consumption of drinking water meeting current microbiological standards. *American journal of public health*, 81(6), 703-708.
- Pontius, F. W. (1995). An update of the federal drinking water regs. *Journal of the American Water Works Association*; (United States), 87(2).
- Praus, P. (2007). Urban water quality evaluation using multivariate analysis. *Acta Montanistica Slovaca*, 12(2), 150-158.
- Payment, P., Siemiatycki, J., Richardson, L., Renaud, G., Franco, E., & Prevost, M. (1997). A prospective epidemiological study of gastrointestinal health effects due to the consumption of drinking water. *International Journal of Environmental Health Research*, 7(1), 5-31.
- Powell, J. C., Hallam, N. B., West, J. R., Forster, C. F., & Simms, J. (2000). Factors which control bulk chlorine decay rates. *Water Research*, 34(1), 117-126.
- Piriou, P., Kiene, L., & Levi, Y. (1996). Les nouveaux outils pour la gestion de la qualité en réseau de distribution d'eau potable. *TSM. Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural*, (6), 408-414.

- Payment P., (1995a). Health significance of bacterial regrowth in drinking water. *J. Water Se.* 8, 301 - 305.
- Payment P., (1995b). Effets sur la santé de la recroissance bactérienne dans les eaux de consommation. *Rev. Se. Eau* 8, 306-314.
- Powell J.C., Clement J., Brandt M. (2004). Predictive models for water quality in distribution systems. London, UK. IWA publishing, Alliance House. ISBN 184339913X pp. 106.
- Quick, R. E., Venczel, L. V., Mintz, E. D., Soletto, L., Aparicio, J., Gironaz, M., ... & Chavez, D. (1999). Diarrhoea prevention in Bolivia through point-of-use water treatment and safe storage: a promising new strategy. *Epidemiology & Infection*, 122(1), 83-90.
- Quebec government. (2002). Guidelines for drinking water quality. Quebec. Ministry of Sustainable Development and Parks p. 45–71.
- Razzolini, M. T. P., Weir, M. H., Matte, M. H., Matte, G. R., Fernandes, L. N., & Rose, J. B. (2011). Risk of Giardia infection for drinking water and bathing in a peri-urban area in Sao Paulo, Brazil. *International Journal of Environmental Health Research*, 21(3), 222-234.
- Ramos, H. M., Loureiro, D., Lopes, A., Fernandes, C., Covas, D., Reis, L. F., & Cunha, M. C. (2010). Evaluation of chlorine decay in drinking water systems for different flow conditions: from theory to practice. *Water resources management*, 24(4), 815-834.
- Rodriguez, M. J., & Sérodes, J. B. (2001). Spatial and temporal evolution of trihalomethanes in three water distribution systems. *Water research*, 35(6), 1572-1586.
- Rossman, L. A. (2000). EPANET 2: users manual.
- Rossman, L. A., Clark, R. M., & Grayman, W. M. (1994). Modeling chlorine residuals in drinking-water distribution systems. *Journal of environmental engineering*, 120(4), 803-820.
- Rodier, J., & Legube, B. (2009). *L'analyse de l'eau*. Dunod.
- Rice-Evans, C. A., Miller, N. J., & Paganga, G. (1996). Structure-antioxidant activity relationships of flavonoids and phenolic acids. *Free radical biology and medicine*, 20(7), 933-956.
- Stafford, J., & Bodson, P. (2006). *L'analyse multivariée avec SPSS*. Puq.
- Sanguansat, P. (Ed.). (2012). *Principal component analysis*. BoD—Books on Demand.
- Speight, V., & Khanal, N. (2009). Model calibration and current usage in practice. *Urban water journal*, 6(1), 23-28.
- Schulhof, P. (1990). Pesticides in water: a real problem or not?.,. *PCM Ponts et chaussées et mines*, 88(11).
- Sadiq, R., & Rodriguez, M. J. (2004). Disinfection by-products (DBPs) in drinking water and predictive models for their occurrence: a review. *Science of the total Environment*, 321(1-3), 21-46.
- Schellart, J. A. (1986). Disinfection and bacterial regrowth; some experiences before and after stopping safety chlorination by the Amsterdam Water Works. *Water Supply*, 4(3), 217-225.
- Speight, V., Uber, J., Grayman, W., Martel, K., Friedman, M., Singer, P., & DiGiano, F. A. (2009). Probabilistic modeling framework for assessing water quality sampling programs. Denver, Colorado, USA. Water Research Foundation.

- Servais, P., Laurent, P., & Randon, G. (1995). Comparison of the bacterial dynamics in various French distribution systems. *Aqua-London then oxford-journal of the International Water Supply Association-*, 44, 10-17.
- Shang, F., Uber, J. G., & Rossman, L. A. (2008). Modeling reaction and transport of multiple species in water distribution systems. *Environmental science & technology*, 42(3), 808-814.
- Tricard, D., & Buffaut, P. (1995). Interprétation et communication des résultats au regard des normes microbiologiques relatives aux eaux destinées à la consommation humaine. TSM. *Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural*, (3), 196-199..
- Turgeon, S., Rodriguez, M. J., Thériault, M., & Levallois, P. (2004). Perception of drinking water in the Quebec City region (Canada): the influence of water quality and consumer location in the distribution system. *Journal of environmental management*, 70(4), 363-373.
- Tzatchkov, V. G., Aldama, A. A., & Arreguin, F. I. (2002). Advection-dispersion-reaction modeling in water distribution networks. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 128(5), 334-342.
- Touahria Khedidja (2013). évaluation de la qualité des eaux de forages par comparaison de leurs caractéristiques physico-chimiques (région de Tébessa). Thèse de Magister ; Université de Souk-Ahras.
- Vasconcelos, J. J., & Boulos, P. F. (1996). Characterization and modeling of chlorine decay in distribution systems. *American Water Works Association*.
- Vasconcelos, J. J., Taras, F. B., Rossman, L. A., Grayman, W. M., Clark, R. M., & Goodrich, J. A. (1995, June). Characterizing and modeling chlorine decay in distribution systems. A Summary. In *Proceeding of the American Water Works Association Annual Conference*. Anaheim, CA, USA (pp. 18-22).
- Vieira, P., Coelho, S. T., & Loureiro, D. (2004). Accounting for the influence of initial chlorine concentration, TOC, iron and temperature when modelling chlorine decay in water supply. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*, 53(7), 453-467.
- Vasconcelos, J. J., Rossman, L. A., Grayman, W. M., Boulos, P. F., & Clark, R. M. (1997). Kinetics of chlorine decay. *Journal-American Water Works Association*, 89(7), 54-65.
- Vasconcelos, J. J., Taras, F. B., Rossman, L. A., Grayman, W. M., Clark, R. M., & Goodrich, J. A. (1995, June). Characterizing and modeling chlorine decay in distribution systems. A Summary. In *Proceeding of the American Water Works Association Annual Conference*. Anaheim, CA, USA (pp. 18-22).
- West, A. P., Millar, M. R., & Tompkins, D. S. (1990). Survival of *Helicobacter pylori* in water and saline. *Journal of Clinical Pathology*, 43(7), 609.
- Yang, J., Beduhn, S., & Swailes, D. (2007). IDSE and beyond: Application of computer modeling to distribution system water quality. *Journal-American Water Works Association*, 99(7), 76-82.
- Zmirou, D., Ferley, J. P., Collin, J. F., Charrel, M., & Berlin, J. (1987). A follow-up study of gastrointestinal diseases related to bacteriologically substandard drinking water. *American journal of public health*, 77(5), 582-584.

Annexe 1

Tableau 1.2 : Liaison entre maladies à transmission hydrique et infrastructures à l'eau
(Nachtnebel, 2000)

Lieu	Type d'amélioration	Maladies étudiées	Incidence après amélioration
Bangladesh	Pompes manuelles éducation sanitaire	Maladies diarrhéiques	17% de différence
Inde	Eau sous canalisation	dysenterie	76% de réduction
Péninsule malaise	Toilettes et eau courante	Maladies diarrhéiques	82% de différence
Philippine	Latrines sanitaires privées	Maladies diarrhéiques	42% de réduction
Zambie	Prolongement de conduite d'eau	Typhoïde	37% de réduction

Tableau 1.3 : Situation épidémiologique en Algérie durant la période 1983 -1992.

(Ouahdi, 1996)

Année	Fièvre typhoïde	Hépatite virale	choléra	Dysenterie
1983	5942	6037	2106	9902
1984	4924	3249	45	6978
1985	4754	5601	/	4692
1986	2807	3163	8008	2645
1987	2939	4681	1593	3460
1988	2017	3187	699	2044
1989	1640	3078	414	1889
1990	2497	3805	1556	1744
1991	3188	2199	164	/
1992	2911 (08 décès)	/	70 (06 décès)	/

Annexe 2

Normes algériennes de potabilité (NA 6360-1992)

• Qualité physicochimique

La présente norme algérienne NA 6360-1992 est directement prêtée des normes de l'organisation mondiale de la santé (OMS) relatives aux eaux et des normes prescrites dans les directives de la communauté Economique Européenne (CEE). La présente norme a pour objet de fixer les spécifications organoleptiques, bactériologiques, physicochimiques et toxicologiques des eaux destinées à la consommation, elle s'applique aux eaux suivantes :

- Eau transportée sous canalisation ;
- Eau non transportée sous canalisation ;
- Eau de boisson en bouteille ;
- Eau potable de secours.
- Elle ne s'applique pas aux eaux minérales.

➤ Caractéristiques organoleptiques

Cette qualité peut être identifiée directement par le consommateur. L'eau doit être « inodore, incolore et sans saveur » mais il est logique aujourd'hui de remplacer l'examen sensoriel par des techniques analytiques qui permettent de fixer objectivement des limites de coloration et de turbidité.

Tableau 2.1 : Les normes organoleptiques d'eau potable (norme algérienne NA 6360-1992)

Paramètres	unités	NG	CMA	Méthode	Observations
Odeur	Série de perception à 25°C	0	4	NA 6371	Au bout de quatre dilutions successives aucune odeur ni
Saveur	"	0	4	NA 6346	saveur ne doit être perçu
Couleur	mg/l échelle Pt/Co	-	25	NA 745	-
Turbidité	NTU	1	5	NA 746	-

➤ **Facteurs physicochimiques :**

Tableau 2.2 : Les normes physicochimiques d'eau potable (norme algérienne NA 6360-1992)

Paramètres	Unités	NG	CMA	Méthode	Observations
PH	-	6.5-8.5		NA 751	-
Conductivité	μS/cm à 20°C	-	2800	NA 749	Dépend de la minéralisation de l'eau
Résidu sec	mg/l après séchage à 105°C	-	2000	NA 6356	-
Dureté totale	mg/l	100	500	NA 752	-
Calcium	mg/l	75	200	NA 1655	-
Magnésium	mg/l	-	150	NA 752	-
Sodium	mg/l	-	200	NA 1652	-
Potassium	mg/l	-	20	NA 1652	-
Sulfates	mg/l	200	400	NA 6361	-
Chlorures	mg/l	200	500	NA 6362	-
Nitrates	mg/l	-	50	NA 1656	-
Ammonium	mg/l	0.05	0.5	NA 1657	-
Phosphate	mg/l	-	0.5	NA 2364	-
Oxydabilité (KMnO4)	mg/l	-	3	NA 2064	Mesure faite à chaud et en milieu acide
Oxygène dissous	mg/l	5	8	NA 1910	-
Aluminium	mg/l	-	0.2	NA 6372	-

➤ **Facteurs indésirables ou toxiques**

Tableau 2.3 : Les facteurs toxiques d'eau potable (norme algérienne NA 6360-1992)

Paramètres	unités	NG	CMA	Méthode	Observations
Argent	mg/l	-	0.05	NA 6873	-
Arsenic	mg/l	-	0.05	NA 2363	-
Baryum	mg/l	-	1	NA 6375	-
Cadmium	mg/l	-	0.01	NA 2362	-
Cyanures	mg/l	-	0.05	NA 1766	-
Chrome IV	mg/l	-	0.05	NA 6375	-
Cuivre	mg/l	0.05	1.5	NA 2362	-

Fer	mg/l	-	0.3	NA 2422	-
Fluor	mg/l	0.3	2	NA 6376	-
Manganèse	mg/l	-	0.5	NA 6363	-
Mercure	mg/l	-	0.001	NA 2763 ou NA 2762	-
Plomb	mg/l	-	0.05	NA 2362	-
Hydrogène sulfure	mg/l	-	0.02	NA 6365	-
Sélénium	mg/l	-	0.01	NA 6364	-
Zinc	mg/l	-	5	NA 2362	-
Hydrocarbures polyoyoliques aromatiques (HAP)	µg/l	-	0.2	NA 6366	Substances de référence : Fluoranthène, benzo 3,4 fluoranthène, benzo 11,12fluoranthène, benzo 1,12 pérylène- indéno (1,2,3 cd) pyrène- HAP totaux 4 µg/l à Titre indicatif
Pesticides et produits apparents - Au total	µg/l	-	0.5	NA 6368	On entend par pesticide et produits apparentés : Les insecticides : organochlorés persistants, organophosphorés, carbamate, les herbicides, les fongicides, les PCB et pct
Par substances individualisées	µg/l	-	0.1	NA 6368	-
Détergents ABS	mg/l	-	0.2	NA 2423	-

• Qualité bactériologique

- Eau transportée sous canalisation

➤ Eau traitée prélevée à l'entrée du réseau

Tableau 2.4.1 : Les normes bactériologiques d'eau potable (norme algérienne NA 6360-1992)

Paramètres	unité	N.G	CMA	méthode	observations
Coliformes fécaux	Nbre/100ml	-	0	NA 764	Turbidité (INTU pour la désinfection au chlore, il est préférable que le PH<8
Coliformes	Nbre/100ml	-	0	NA 764	Chlore libre

résiduel 0.2 à 0.5
mg/l après 30mn
de contact

➤ *Eau non traitée prélevée à l'entrée du réseau :*

Tableau 2.4.2 : Les normes bactériologiques d'eau potable (norme algérienne NA 6360-1992)

Paramètres	unité	N.G	CMA	méthode	observations
Coliformes fécaux	Nbre/100mℓ	-	0	NA 764	
Coliformes	Nbre/100mℓ	-	0	NA 764	Dans 98% des échantillons examinés au bout de l'année dans le cas de gros débits et d'échantillons prélevés en Nbre suffisant
Coliformes	Nbre/100mℓ	-	<10	NA 764	Occasionnellement mais jamais dans des prélèvements consécutifs

➤ *Eau prélevée dans le réseau :*

Tableau 2.4.3 : Les normes bactériologiques d'eau potable (norme algérienne NA 6360-1992)

Paramètres	unité	N.G	CMA	méthode	observations
Coliformes fécaux	Nbre/100mℓ	-	0	NA 764	
Coliformes	Nbre/100mℓ	-	0	NA 764	Dans 98% des échantillons examinés au bout de l'année dans le cas de gros débits et d'échantillons prélevés en Nbre suffisant
Coliformes	Nbre/100mℓ	-	<10	NA 764	Occasionnellement mais jamais dans des prélèvements consécutifs

- Eau non transportée sous canalisation :

Tableau 2.4.4 : Les normes bactériologiques d'eau potable (norme algérienne NA 6360-1992)

Paramètres	unité	N.G	CMA	méthode	observations
Coliformes fécaux	Nbre/100ml	-	0	NA 764	Ne doit pas se reproduire fréquemment. si cette valeur s'observe
Coliformes	Nbre/100ml	-	10	NA 764	fréquemment s'avère impossible de changer la source

NG : Niveau guide

CMA : Concentration maximale admissible

NA : Norme algérienne

Tableau 2.5 : Organismes susceptibles d'être présents dans les réseaux (FNDAE n°22).

Les Levures

telles que *Rhodotorula rubra* ou *glutinis*, quelquefois associée aux *Pseudomonas*, et susceptible de se maintenir dans des conditions de désinfectant éliminant les *Pseudomonas*.

Les Champignons inférieurs

Caractérisés par des spores abondantes et des membranes de cellules épaisses, ils sont suspectés d'être à l'origine de problèmes de goût, réactions allergiques, voire toxiques (par voie d'inhalation uniquement). Notons la possibilité de formation de trichloranisole par certains champignons.

Les Algues

Caractérisées par une forte variation saisonnière dans certaines eaux superficielles, elles parviennent à franchir parfois les filières de traitement notamment lorsque la charge dans la ressource est très élevée, elles apportent des teneurs élevées en matières organiques et une sapidité de l'eau.

Les Autres Eucaryotes

Citons les rotifères, les protozoaires ciliés, flagellés qui sont difficiles à éradiquer par les produits bactéricides classiques et dont certains sont pathogènes avec par exemple des amibes, *Cryptosporidium* (quelques occurrences récentes aux Etats Unis et en Grande Bretagne), *Giardia* (kystes résistants)

Les Vers

Les Nématodes peuvent mesurer plusieurs millimètres et ont une remarquable capacité de survie; Les Oligochètes se multiplient par scissiparité, surtout dans les matériaux filtrants et ont aussi une résistance aux désinfectants.

Tableau 2.7 : Valeurs guides indicatives pour minimiser le potentiel nutritif d'après Levi (1995)

Références	Paramètres	Valeur guide estimée
Van der Kooij et al. (1989)	Carbone organique assimilable	COA < 10 µg/l
Werner et Hamsch 1986	Potentiel de croissance	µmax. < 0.15 heure ⁻¹
Levi et Joret 1990	carbone organique dissous biodégradable par un biofilm bactérien	CODB < 0.2 mg/l
Servais et al 1992	Carbone organique dissous biodégradable par des bactéries en suspension	CODB < 0.16 mg/l

Les Crustacés

Ils sont considérés comme non dangereux mais sont suspectés de fournir une protection pour les bactéries dans leur tube digestif. Ils peuvent atteindre une longueur de plusieurs centimètres. Citons *Asellus aquaticus* et *Gammarus pulex*. Une étude d'organisme planctoniques à la sortie des stations de la Société des Eaux de Marseille également recensé les crustacés

Les Mollusques et les Insectes

Peuvent être aussi présents sous forme de larves ou d'œufs (cas des chironomes pour les insectes) si elles franchissent les matériaux filtrants dans les filières de traitement. Bien qu'elles ne trouvent pas un milieu favorable à leur développement dans le réseau, il est nécessaire de les réduire au maximum pour limiter l'apport de matière organique au réseau.

Tableau 2.8 : Exemples de microorganismes produisant des problèmes organoleptiques (Le chevalier et al, 1987)

Micro-organisme	Remarque
Streptomyces Nocardia	Plaintes de goût et d'odeur aux concentrations supérieures à 10/100 ml
Désulfovibrio Désulfuricans	Réduction biologique de sulfate en sulfure : goûts et odeurs de sulfures
Actinomycètes Streptomycètes	Goûts de moisi, de vase ou de terre, attribués aux composés géosmine ou méthyl-2-isobornéol

Tableau 2.9 : Quelques microorganismes susceptibles d'être présents dans les eaux potables (Paquin et Block, 1992)

Pathogènes potentiels et bactéries indicatrices	Bactéries autochtones	Bactéries de la corrosion	Moisissures et levures
Salmonella Shigella	Acinetobacter Aeromonas Alcaligenes Bacillus	Bactéries Sulfatoréductrices	Penicillium Rhizopus Mycelium Trichomonas
Enterovirus	Enterobacter Flavobacterium Pseudomonas	Bactéries du fer	Mucor Aspergillus
E. coli, Legionella	Staphylococcus Corynebacterium Proteus Yersinia		

Tableau 2.10 : Origines des altérations de la qualité de l'eau potable dans les réseaux et conséquences (FNDAE n°22)

Origines	Causes	Conséquences	Dangers
Réservoirs	Mauvaise étanchéité de l'ouvrage	Infiltration de l'eau de pluie	Contamination microbiologique
	Orifices de ventilation ou voies d'accès mal protégées	Pénétration d'insectes ou autres animalcules	Altération de l'eau sur le plan organique organoleptique ou
	Mauvais entretien (nettoyage notamment)	Apports nutritifs du fait de l'encrassement, ou de sédiments organiques	Développement de germes (clostridium, ...)
	Surdimensionnement, points bas courts-circuits de l'eau entrée-sortie, ... Réservoir exposé à la lumière du jour	Stagnation de l'eau Croissance d'algues	Altération des qualités initiales pour divers paramètres Apports de matières organiques

	Interventions effectuées en dehors des règles de l'art (désinfection, prélèvements, accès au plan d'eau, ...)	Eau potable souillée	Contamination microbiologique
Retours d'eau	Dépression (pompage intensif sur réseau, rupture de canalisation,...) ou contrepression (mise en pression dans une installation privée, ...)	Siphonage ou refoulement de substances indésirables ou polluantes	Pollutions toxiques, microbiologiques, ou organoleptique
Environnement extérieur de la conduite	Fuites, usures au joint et dépression Perméation	Intrusion d'eaux Terreuses Introduction de polluants	Pollution microbiologique essentiellement Pollution toxique Pollution toxique
Défauts du réseau	Matériau inadéquat pour l'alimentation en eau potable	Relargage de polluants Apports nutritifs Adhérence Trop importante des germes Corrosion	Favorise le biofilm Contamination microbiologique Altération des paramètres métaux
Interventions sur le réseau	Désinfection insuffisante à la suite d'une réparation ou d'un renouvellement Manœuvre de réseau, coups de bélier Erreurs de branchement (ex : sur réseau d'eau non potable)	Développement de germes Mise en suspension de dépôts	Contamination microbiologique Pollution organoleptique voire microbiologique Contamination microbiologique entre autres
Intrusion De polluants au Niveau d'une ventouse (rare)	Ventouse mal située	Eau potable souillée	Contamination microbiologique

Installation intérieure	<p>Matériau inadéquat Juxtaposition de matériaux inadéquats Dysfonctionnement des dispositifs de traitement domestiques (surdosage, cartouches saturées ou colonisées par des bactéries, Colonisation des zones stagnantes par circuit d'eau chaude Surdimensionnement (faible consommation, longueur, ...)</p>	<p>Corrosion ou relargage Corrosion Stagnation de l'eau</p>	<p>Pollution toxique ou organoleptique Altération des paramètres métaux Relargage de bactéries ou d'éléments minéraux Contamination microbiologique (Legionella) Pollution microbiologique, chimique (NH₃), organoleptique</p>
----------------------------	---	---	---

PRODUCTION SCIENTIFIQUE

Publication Internationales

1. **BENSOLTANE, M.A., ZEGHADNIA, L., Djemili, L., Gheid, A., and Djebar, Y. (2018).** Enhancement of the free Residual Chlorine Concentration at the Ends of the Water Supply Network: Case Study of Souk Ahras City-Algeria. Journal of Water and Land Development, 38(VII–IX), DE GRUYTER.
2. **BENSOLTANE, M.A., ZEGHADNIA, L., GUEBAIL, A., ARAIBIA, A.S., Laouacheria, F., Mrad, D., Djemili, L. (2020).** Control of the water supply quality: case study of Souk Ahras city/Algeria. Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration (EMJE). **Under review.**
3. **BENSOLTANE, M.A., ZEGHADNIA, L., GUEBAIL, A., ARAIBIA, A.S., Djemili, L. (2020).** Principal Component Analysis (PCA) Tool to assess the water supply quality: case study of Souk Ahras city/Algeria. **Under Review.**
4. **BENSOLTANE, M.A., ZEGHADNIA, L. (2020).** Physicochemical characterization of drinking water supply quality: Case study of Souk Ahras city/Algeria: case study of Souk Ahras city/Algeria. **Ongoing.**

Communications Internationales :

1. **BENSOLTANE, M.A., ZEGHADNIA, L., GUEBAIL, A., ARAIBIA, A.S. and Djemili, L. (2019).** Assessment Of The Bacterial Pollution In The Distribution Network/ Case Study Of Souk Ahras Town, Algeria. 2nd Euro-Mediterranean Conference for Environment Integration, Sousse/Tunisia.
2. **BENSOLTANE, M.A., DAIRI, S., DJABAR, Y., GHEID, A. (2013).** Degradation of the quality of the distribution networks/ case town of Souk Ahras / Algeria. International joint conference CB-WR conference / 2nd AOP Tunisia Conference for sustainable water management Tunis: April, 24-27.

Communications Nationales :

1. **BENSOLTANE, M.A., GUEBAIL, A. (2014).** Dégradation de la qualité d'eau potable dans les réseaux de distribution cas de la ville de Souk-Ahras). 1er Séminaire National sur la Chimie Verte et l'environnement Industriel (1er SNCVEI) Souk-Ahras le 06 et 07 Mai 2014.