

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Ecole Nationale Polytechnique



Département Génie Chimique
Mémoire de Magister en Génie Chimique

Réalisé par

KEDDOUS Samer

Ingénieur d'Etat en Génie Chimique de l'Ecole Nationale Polytechnique

Thème :

*Etude d'une installation de traitement des eaux de process
d'une unité agroalimentaire*

Composition du jury :

Mr A. SELATNIA *Président, Professeur (ENP)*

Mme F. SOUABI *Directrice du Mémoire, Professeur (ENP)*

Mme A. MEFTI *Examinatrice, Maître de Conférences A (ENP)*

Mr T. AHMED ZAID *Examineur, Professeur (ENP)*

Mr M. NAKIB *Invité, Maître Assistant A (ENP)*

Mme N. BERAKI *Invitée, Ingénieur et Responsable de Laboratoire*

Année universitaire 2010 - 2011

دراسة وحدة معالجة مياه صناعية لوحدة إنتاج غذائية.

ملخص:

مقارنة بمختلف القطاعات الصناعية يبرز الماء أيضا كمادة أولية في الصناعات الغذائية خاصة في قطاع المشروبات أين يشكل المكون الأكثر أهمية كليا بين مختلف المكونات الأخرى, وكنتيجة لهذا هناك معايير أكثر خصوصية للمياه المستعملة في مثل هذا القطاع.

عملنا هذا يتمحور حول المياه المستعملة في صناعة المشروبات غير الكحولية, ويهدف إلى دراسة وفهم كل مرحلة من مراحل المعالجة المستعملة في وحدة الإنتاج حيز الدراسة وتقييم كفاءاتها عن طريق تحاليل أجريت قبل وبعد وحدة المعالجة. أظهرت النتائج نقص في فعالية طرق المعالجة الحالية من شأنها أن تسبب تأثيرات سلبية على المحيط والصحة على السواء. للمساهمة في ضمان الصحة الغذائية وحماية البيئة اقترحنا بعض الحلول.

الكلمات المفتاحية : المياه الصناعية , المشروبات الغير كحولية, نوعية المياه

Etude d'une installation de traitement des eaux de process d'une unité agroalimentaire

Résumé :

Par rapport aux autres filières de l'industrie, l'agroalimentaire fait intervenir l'eau comme matière première, notamment dans le secteur des boissons dont elle est le composé du produit fini quantitativement le plus important ; par conséquent, l'eau utilisée doit remplir des exigences de qualité plus spécifiques.

Notre travail s'est intéressé à une eau utilisée dans l'industrie de fabrication de boissons rafraichissantes sans alcools. Le but est d'étudier, de comprendre chaque étape du système de traitement et d'évaluer son efficacité par des analyses en amont et en aval de l'installation. Un dysfonctionnement a été détecté pouvant engendrer des effets dommageables pour l'environnement et la santé. Des solutions sont proposées pour contribuer à l'amélioration de la qualité, garantir la sécurité alimentaire et protéger l'environnement.

mots clés : eaux de process, boissons rafraichissantes sans alcools, qualité des eaux.

Study of a process water treatment plant of a food unit

Abstract :

Compared to the other sector of industry, the food industry uses water as an ingredient, in particular in the sector of the soft drinks in which it is quantitatively the most important ingredient; consequently water has a specific exigens of quality.

Our work was interested in a water used in industry of soft drinks. The aim is to study and understand the stages of the treatment station and to evaluate its effectiveness by analyses upstream and downstream from the installation. A failure was detected being able to generate negative effects on the environment and health. Solutions are proposed to contribute to the improvement of quality, to guarantee food safety and to protect the environment.

Keys words : Process water, soft drinks, water quality .

A ma mère et mon père que dieu les garde éternellement heureux,

A mes frères et sœurs ,

A Salim,

A Hadarat,

A Ami Rabah, Mouhamed et Kamel,

A tous mes amis

Remerciements

Je remercie Allah Tout Puissant de m'Avoir donné le courage, la patience et la force pour accomplir ce travail.

Un grand merci et une profonde reconnaissance à mon père qui m'a énormément soutenu.

Mes plus sincères remerciements et reconnaissances spécialement à ma promotrice Madame SOUABI, pour la qualité de son encadrement, pour m'avoir dirigé et orienté avec ses précieux conseils, pour sa rigueur scientifique et pour sa patience à mon égard tout au long de notre travail

Je tiens à adresser mes remerciements à :

Monsieur NAKIB qui m'a aidé et fourni de précieux conseils et orientations tout au long de ce travail.

Mesdames et Messieurs les membres du Jury d'avoir accepté de juger mon travail.

Monsieur ZMIT qui a beaucoup contribué à la réalisation de ce travail.

Madame MEZIANI qui a contribué à la réalisation de ce travail.

Tous ceux, de près ou de loin, qui ont aidé dans la réalisation de ce travail.

Notations et symboles :

ADN	acide désoxyribonucléique
BRSA	Boissons Rafraichissantes Sans Alcools
COT	Carbone Organique Totale
CCE	conseil des communautés européennes
DBO	Demande Biologique en Oxygène
DCO	Demande Chimique en Oxygène
F	Débit volumique
°F	Degré français; $1^{\circ}\text{F} = 0,2\text{meq/l}$
ka	Constante d'équilibre
MES	Matières En Suspension
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
pka	Expréssion mathématique de ka ; $\text{pka} = -\log(\text{ka})$
SC	Salinité Cationique exprimée en meq/l
SA	Salinité Anionique exprimée en meq/l
TAC	Titre Alcalimétrique Complet ou Alcalinité
TH	Titre Hydrotimétrique ou Dureté

Liste des tableaux

Tableau I 1 : Relation entre la minéralisation et la conductivité électrique d'une eau	8
Tableau I 2 : Différents teneurs en sels à partir du TA et TAC.....	14
Tableau II 1 : Ingrédients des BRSA et leurs niveaux d'usage.....	29
Tableau II 2 : Qualité typique d'une eau destinée à la fabrication des boissons BRSA.....	30
Tableau II 3 : Acides utilisés dans la formulation des boissons.....	32
Tableau II 4 : Agents de conservation communément utilisés dans la fabrication des BRSA.	33
Tableau III 1 : Equipements opérationnels à l'unité étudiée.....	34
Tableau IV 1 : Sélectivité de la résine échangeuse d'ions classé par ordre de préférence	46
Tableau IV 3 : Classement et caractéristiques des pores	58
Tableau IV 4 : les différentes bandes de l'ultraviolet	71
Tableau IV 5 : Caractéristiques des lampes à vapeur de mercure.....	73
Tableau V1: Résultats de l'analyse de l'eau de forage comparés aux normes de potabilité algérienne et aux directives de l'OMS.....	77
Tableau V2 : Résultats des analyses de l'eau de forage et de l'eau traitée	81
Tableau V3 : Comparaison entre l'eau traitée et la qualité requise pour l'industrie des BRSA	84
Tableau V4 : Caractéristiques des résines cationiques produites par RHOM & HASS	88
Tableau V 5 : Résultats des calculs pour différentes valeurs du débit de service.....	89
Tableau V6 : Résultats des calculs pour différentes valeurs du niveau de régénération.....	91
Tableau V7: Caractéristiques des résines anioniques produites par RHOM & HASS	92
Tableau V 8: Résultats des calculs pour différentes valeurs du <i>tcycle</i>	93
Tableau V9 : Résultats des calculs pour différentes valeurs de niveau de régénération	95
Tableau V10 : Récapitulatif des résultats des calculs	95

Liste des figures

Figure I 1 : Nappe active.....	4
Figure I 2: Nappe captive.	5
Figure I3 : Nappe alluviale.....	5
Figure I 4 : Nappe phréatique.....	6
Figure I 5 : Variation de la vitesse de corrosion en fonction de la concentration en solides dissous	11
Figure I 6 : Variation en fonction du pH des rapports $[CO_2] / CMT$, $[HCO_3^-] / CMT$ et $[CO_3^{2-}] / CMT$, en % en fonction du pH (CMT : carbone minérale totale).	12
Figure I 7 : Limites de l'acidité et de l'alcalinité.....	15
Figure I 8 : Cycle de soufre.....	18
Figure III 1 : Schéma de fabrication au sein de l'unité étudiée.	35
Figure III 2 : Processus de fabrication de la boisson fruitée.	37
Figure III 3 : Processus de fabrication de la boisson gazeuse.....	39
Figure III 4 : Processus de fabrication de la boisson aromatisée.....	41
Figure III 5 : Station de traitement des eaux de procédé.....	42
Figure IV 1 : Illustration de la structure d'une résine synthétique.....	45
Figure IV 2 : Résine cationique fortement acide de type R-H.....	46
Figure IV 3 : Résine anionique forte.....	47
Figure IV 4 : Colonne d'échange d'ion à lit fixe.	48
Figure IV 5 : Division de la colonne d'échange ionique en trois zones	50
Figure IV 6 : Déplacement de la zone d'échange au cours du temps	51
et l'appariation de percé.....	51
Figure IV7 : Adoucissement de l'eau.....	53
Figure IV 8 : Unité de déminéralisation partielle.....	54
Figure IV 9 : Installation de Déminéralisation Totale.....	55
Figure IV 10 : Déminéralisation totale avec deux échangeurs anioniques.....	55
Figure IV11 : Charbon actif: surface et pores vues par un microscope électronique.....	57
Figure IV 12 : Structure du charbon actif	57
Figure IV 13 : Représentation schématique des différents types des pores du charbon actif	57
FigureIV 14 : Élimination des matières organiques par le charbon actif en grains.....	61
Figure IV 15 : Effet de l'ozonation sur l'élimination des matières organiques par le charbon actif en grains	62
Figure IV 16 : pourcentage de $HOCl$ en fonction du pH et de la température.....	66

Figure IV 17 : pourcentage de <i>HOCl</i> en fonction du pH et de la charge ionique de l'eau à 25°C	67
Figure IV 18 : absorbance totale d' <i>Escherichia coli</i> et son ADN	71
Figure IV 20 : composition de l'ADN.....	74
Figure IV 23 : Diminution de la puissance UV émise en fonction du temps	76
Figure V1 : Dureté de l'eau de forage comparée à celle désirée pour l'industrie des BRSA ...	79
Figure V5 : Perte de charge par mètre de hauteur	90
Figure V6 : Soulèvement du lit	91
Figure V7: Pertes de charge par mètre de hauteur	93
Figure V8: Soulèvement du lit	94

Sommaire

Introduction générale.....	1
Chapitre I: Caractérisation des eaux de consommation humaine	
1 .Introduction	3
2. Ressources en eau	3
2.1 Les eaux de surface	3
2.2 L'eau de mer	4
2.3 Les eaux souterraines	4
2.3.1 Différents types de nappes	4
2.3.2 Propriétés physiques et chimiques	6
3. Caractérisation de la qualité de l'eau	7
3.1 Paramètres physico-chimiques et chimique de la qualité des eaux	7
3.1.1 Paramètres physiques	7
3.1.2 Paramètres Chimiques	10
3.1.2 Paramètres de pollution organique	23
3.2 Paramètres microbiologiques	26
Chapitre II: Industries des boissons rafraichissantes sans alcools	
1. Introduction	29
2. Les ingrédients	29
2.1 L'eau	29
2.2 Les Sucres	31
2.3 Le Dioxyde de carbone (CO ₂)	31
2.4 Les acides	32
2.5 Les arômes	32
2.6 Les colorants	32
2.7 Les agents de conservation	33
Chapitre III: Présentation de l'unité étudiée	
1. Présentation générale de l'établissement	34
2. Description du processus de fabrication	34
2.1 Plan d'organisation des ateliers	34
2.2 Schéma de fabrication	35
2.3 Subdivision des procédés en opérations élémentaires	35
• Procédé de fabrication de la boisson fruitée	35

•Procédé de production de la boisson gazeuse	38
•Procédé de fabrication de la boisson aromatisée :	40
•Station d'eau : procédé de traitement des eaux	42

Chapitre IV: Etude de quelques procédés de traitement des eaux de process

I. Echange d'ion	44
I.1 Matière et réaction.....	44
I.2 Les types des résines	46
I.3 Les unités échangeuse d'ions	48
I.3.1 Systèmes batch	48
I.3.2 Système continu	48
I.4 Comportement des systèmes continus	49
I.5 Régénération de la résine	51
I.6 Performance des résines	52
I.7 Traitement par échange d'ion.....	52
I.7.1 Adoucissement de l'eau	52
I.7.2 Déminéralisation de l'eau	53
II. Traitement des eaux par adsorption sur charbon actif	56
II.2 Structure du charbon	56
II.3 Formes du charbon actif	58
II.4 Modes d'action du charbon actif en grains	59
II.5 Utilisation continue du charbon actif	60
II.6 Paramètres influençant l'adsorption sur le charbon actif	62
III. Désinfection des eaux	63
III.1 L'eau et les organismes pathogènes	63
III.2 Procédés de désinfection	64
III.3 Chloration des eaux	64
III.3.1 Historique	64
III.3.2 Les formes utilisées	65
III.3.3 Le chlore en solution	65
III.3.4 Cas de solutions d'hypochlorite	67
III.3.5 Le chlore libre et le chlore combiné	68
III.3.6 Mécanisme d'inactivation	68
III.3.7 Efficacité d'inactivation	68

III.3.8 La déchloration	69
III.4. Désinfection par rayonnement ultraviolet	70
III.4.1 Historique	70
III.4.2 Principe de fonctionnement	70
III.4.3 Les réacteurs Ultraviolets	72
III.4.4 Action du rayonnement UV sur les micro-organismes.....	74
III.4.5 Paramètres influençant l'efficacité de la désinfection	75
Chapitre V: Analyses, résultats et interprétations	
1. Interprétation des résultats des analyses77
1.1 Eau de forage	77
1.1.1 Contrôle de la cohérence des résultats d'analyses	77
1.1.2 Discussion des résultats des analyses	78
1.2 Eau traitée	81
1.3 Récapitulatif	84
2. Recommandations	84
2.1 Le charbon actif	84
VI.2 La déminéralisation	85
2.2.1 Rappel sur quelques propriétés des résines	85
VI.2.2 Dimensionnement de l'installation de déminéralisation	87
Annexes	98
Références Bibliographiques	104

Introduction Générale

L'eau est l'élément qui conditionne l'existence de tous les êtres vivants et se trouve au cœur de toutes les activités humaines. Le rythme croissant dans les différents domaines a entraîné des besoins en eau de plus en plus élevés en quantité et en qualité. Cette consommation des différents secteurs d'activité et des habitants nuit chaque jour un peu plus à l'environnement et détruit progressivement notre milieu de vie.

C'est par sa nature même et ses caractéristiques exceptionnelles qu'elle se trouve impliquer dans les procédés industriels. La qualité requise pour cette eau industrielle dépend de son usage : les industries agroalimentaires par exemple ont besoin d'eau potable ; l'industrie électronique requiert quant à elle une eau très pure pour la réalisation de ses puces. Dans d'autres cas, une eau même usée peut être suffisante. La quantité consommée est aussi extrêmement variée et dépend évidemment du procédé utilisé.

L'eau brute disponible répond rarement à ces contraintes. Sa composition chimique est très variable d'une source à l'autre et dans le temps : elle est étroitement liée à la nature des sols, à la saison, aux rejets dus aux activités humaines, etc. Pour pouvoir être utilisée sans danger, l'eau doit donc être caractérisée et traitée selon les exigences de son usage. Mais la pollution croissante des réserves rend cette opération de plus en plus délicate, obligeant les traiteurs d'eau à constamment innover. Les techniques ont d'ailleurs beaucoup évolué, faisant aujourd'hui du traitement de l'eau une industrie de pointe.

Les industries agroalimentaires nécessitent d'énormes quantités d'eau. Elle est partie intégrante du procédé et intervient dans la composition des produits, pour la réfrigération, la production de vapeur ou les opérations de nettoyage. Quelque soit la source d'approvisionnement en eau de l'unité (forage, eau de réseau, ...), la qualité requise va déterminer et influencer l'obtention du produit final tout en respectant l'ensemble des exigences sanitaire, économique et environnementale. C'est la raison pour laquelle elle doit subir divers traitements répondant aux normes définies par la réglementation.

Notre travail s'est intéressé à une eau utilisée dans l'industrie de fabrication de boissons rafraichissantes sans alcools. Elle constitue le composant essentiel du produit fini avec un taux de plus de 90%. En Algérie, le marché des boissons gazeuses et de jus de fruit connaît une forte croissance en terme de consommation par personne : de 35 litres par habitant et par an en 2005, elle est passée à 49 litres en 2007 pour atteindre actuellement 55 litres. La hausse annuelle du chiffre d'affaire des jus de fruits et des boissons gazeuses est de 30% alors que celle des eaux embouteillées atteint les 15%.

L'unité étudiée produit 12 000 bouteilles par heure de boisson fruitée de 1,5 l et 2 l et 30 000 bouteilles par heure de boisson gazeuse de 33 cl et 2 l. L'eau de procédé utilisée provient d'une eau de forage traitée. Nous avons étudié et compris chaque étape du système de traitement et évalué son efficacité par des analyses en amont et en aval de l'installation. Un dysfonctionnement a été détecté pouvant engendrer des effets dommageables pour l'environnement et la santé. Des solutions sont proposées pour contribuer à l'amélioration de la qualité, garantir la sécurité alimentaire et protéger l'environnement.

Dans le premier chapitre de ce mémoire, nous présentons les ressources en eau et nous exposons les principaux paramètres nécessaires à la caractérisation des eaux de consommation humaine.

Le deuxième chapitre est consacré aux industries de boissons rafraichissantes sans alcools où nous parlerons des différents ingrédients utilisés dans la fabrication du produit désiré et nous insisterons sur la particularité de la qualité de l'eau de process qui constitue l'ingrédient majeur du produit fini qui sera consommé et est abondamment utilisée lors des étapes essentielles au procédé (Chaudière, tour de refroidissement, lavage, ...). Elle doit donc répondre à des normes réglementaires précises.

L'unité de fabrication de jus et de boissons gazeuses qui a fait l'objet de notre étude est présentée dans le troisième chapitre.

Le quatrième chapitre est une étude bibliographique qui nous a permis de prendre connaissance et de comprendre les différentes techniques utilisées dans une station de traitement pour obtenir une eau de process destinée à ce type d'industrie agroalimentaire.

Enfin, le dernier chapitre a concerné la partie expérimentale et l'exploitation des résultats obtenus. Dans cette partie importante de notre travail, nous proposons des solutions technologiques adaptées à la mise en conformité environnementale et sociétale permettant d'améliorer le traitement de l'eau brute.

Chapitre I :

Caractérisation Des Eaux De Consommation Humaine

1 .Introduction :

L'une des propriétés de l'eau est son pouvoir solvant, elle est appelée « solvant universel ». En effet l'eau lors de son existence se charge en différentes substances d'origine naturelle et/ou anthropique. Ainsi la teneur en différentes espèces supportées et/ou dissoutes définit ce qu'on appelle « la qualité d'une eau ».

La qualité d'une eau est de deux types : physicochimique et biologique. Les paramètres physicochimiques à savoir : la température, l'odeur, la couleur... et chimiques qui représentent les concentrations en différentes espèces définissent la qualité physicochimique de l'eau. La présence ou l'absence d'organismes et de micro-organismes aquatiques définit la qualité microbiologique de l'eau.

De nos jours, la notion de la qualité d'une eau est directement liée à l'usage auquel l'eau est destinée. Ainsi une eau destinée à la consommation humaine n'est pas de la même qualité qu'une eau destinée à l'irrigation ou à l'usage industriel.

2. Ressources en eau :

Les réserves disponibles d'eaux naturelles sont constituées des eaux souterraines (infiltration, nappes), des eaux de surface retenues ou en écoulement (barrages, lacs, rivières) et des eaux de mer.

2.1 Les eaux de surface [1]:

Ce terme englobe toutes les eaux circulantes ou stockées à la surface des continents. La composition chimique des eaux de surface dépend de la nature des terrains traversés par l'eau durant son parcours dans l'ensemble des bassins versants. Au cours de son cheminement, l'eau dissout les différents éléments constitutifs des terrains. Par échange à la surface eau-atmosphère, ces eaux se chargent en gaz dissous (oxygène, azote, gaz carbonique). Il est à noter :

- Présence quasi -générale de gaz dissous, en particulier l'oxygène,
- Concentration importante en matières en suspension, tout au moins pour les eaux courantes. Ces matières sont très diverses, allant des particules colloïdales aux éléments figurés entraînés par les rivières en cas d'augmentation importante du débit.
- Dans le cas des eaux de barrage, le temps de séjour provoque une décantation naturelle des éléments les plus grossiers. La turbidité résiduelle est alors colloïdale ;
- Présence de matières organiques d'origine naturelle provenant de la décomposition des organismes végétaux ou animaux vivant à la surface du bassin versant ou dans la rivière et qui se décomposent après leur mort (végétaux, animaux...) ;
- Variations journalières (différence de température, d'ensoleillement) ou saisonnières: variations climatiques (température, fonte des neiges), de végétation (chute des feuilles). Elles peuvent être aléatoires: pluies soudaines, orages, pollutions accidentelles. Dans les retenues d'eau de surface, la qualité de l'eau varie de la surface de l'eau jusqu'au fond de la retenue (O₂, Fe, Mn, oxydabilité, plancton). Le profil de chacun de ces paramètres varie lui-même en fonction des périodes de l'année.

2.2 L'eau de mer :

Certaines caractéristiques physiques de l'eau de mer sont particulièrement importantes: turbidité, matières en suspension, indice de colmatage. Elles sont très variables selon la localisation.

2.3 Les eaux souterraines [1-2]:

Les eaux qui ne sont ni ré-évaporées, ni retournées à la mer par ruissellement s'infiltrent dans le sol et le sous-sol et s'y accumulent pour constituer les eaux souterraines. La pénétration et la rétention des eaux dans le sol dépendent des caractéristiques des terrains en cause et notamment de leur structure qui peut permettre la formation de réservoirs aquifères appelés nappes.

La surface supérieure de la nappe est appelée **surface piézométrique**. L'altitude de chaque point de cette surface est appelé **niveau piézométrique** qu'il ne faut pas confondre avec le niveau hydrostatique d'une surface d'eau libre. La forme de la surface piézométrique peut être déterminée par des sondages. Cette forme est fonction du niveau et du débit de l'exutoire ainsi que de la perméabilité du terrain.

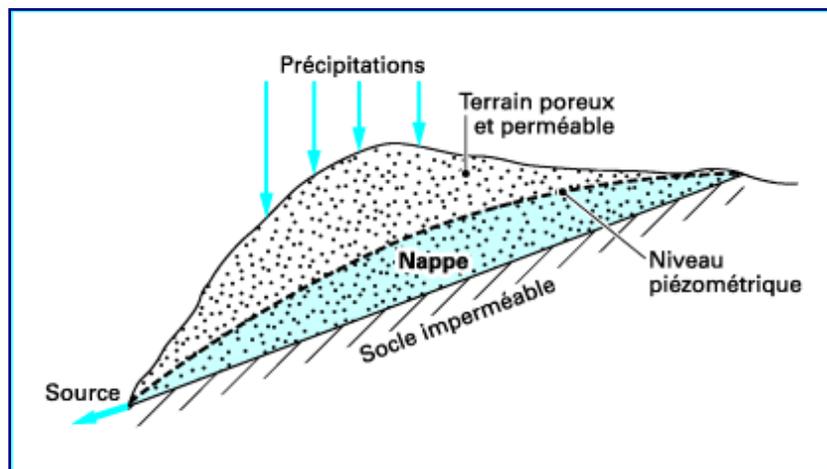


Figure I 1 : Nappe active [1]

La pénétration, la circulation, le séjour de l'eau dans les terrains dépendent à la fois de leur nature, de leur structure élémentaire et des dispositions relatives des diverses couches géologiques. Parmi les paramètres de structure, citons: la répartition granulométrique, la porosité, la perméabilité.

2.3.1 Différents types de nappes :

La porosité et la structure du terrain déterminent le type de nappe et le mode de circulation souterraine. Une nappe peut être **libre** ou **active**. Elle est alors alimentée directement par l'infiltration des eaux de ruissellement. Le niveau de cette nappe fluctue en fonction de la quantité d'eau retenue (figure I1).

Une nappe peut être **captive** (figure I2). Elle est alors séparée de la surface du sol par une couche imperméable. Elle est généralement plus profonde.

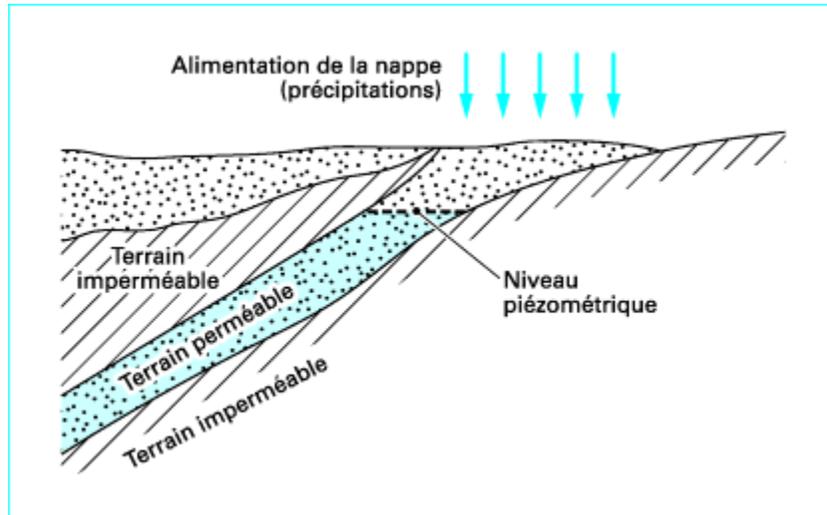


Figure I 2: Nappe captive [1].

Un cas particulier est représenté par les nappes **alluviales** (figure I3): ce sont les nappes situées dans les terrains alluvionnaires sur lesquels circule un cours d'eau. La qualité de ces eaux est alors directement influencée par la qualité de l'eau de la rivière.

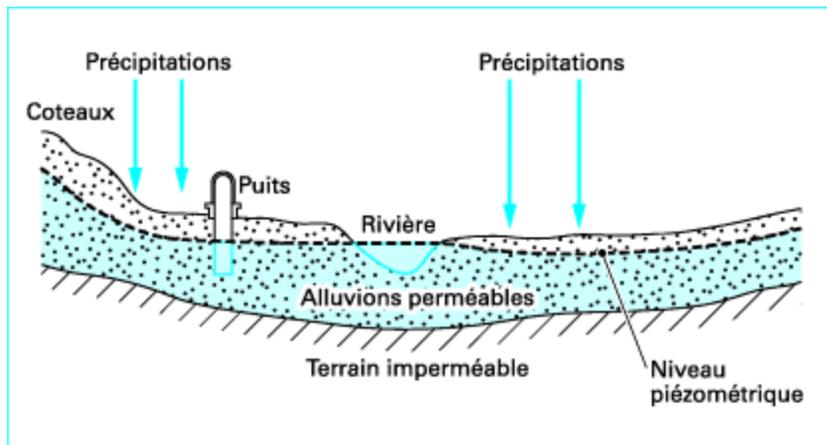


Figure I 3 : Nappe alluviale [1].

Lorsque le fond imperméable est pratiquement horizontal et peu profond, il existe une nappe dite phréatique, (figure I4), dans laquelle on peut creuser des puits.

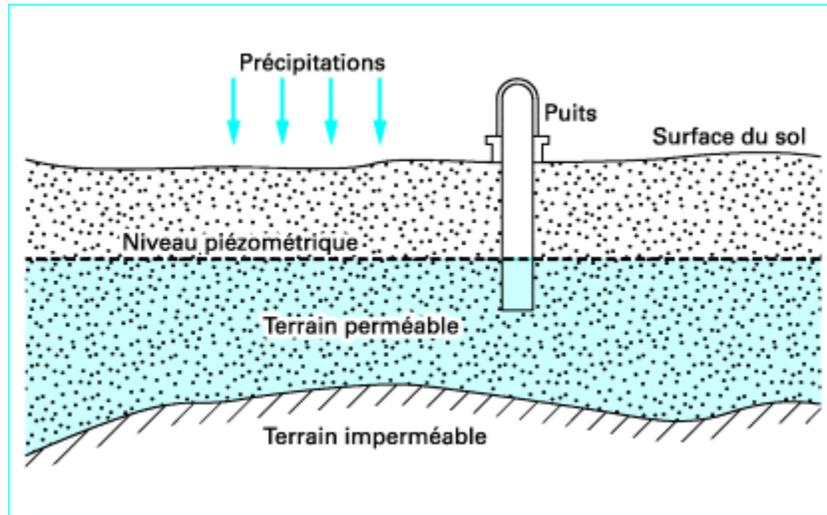


Figure I 4 : Nappe phréatique [1].

2.3.2 Propriétés physiques et chimiques:

Les eaux souterraines ont des propriétés étroitement liées à leur origine géologique, c'est-à-dire déterminées par la nature et structure des terrains. A tout instant, l'eau est au contact avec le sol dans lequel elle stagne ou circule: il s'établit un équilibre entre la composition du terrain et celle de l'eau.

Ainsi, les eaux circulant dans un sous-sol sablonneux ou granitique, sont acides et peu minéralisées. Par opposition, les eaux circulant dans les sols calcaires auront une forte minéralisation avec une composition bicarbonatée calcique.

L'eau des nappes captives est une eau stagnante qui, de par son long contact avec les roches, est souvent très minéralisée avec la présence de fer et manganèse.

L'eau des nappes alluviales constituées de matières détritiques n'ayant pas terminées leur évolution géologique, contient très souvent des composés soufrés leur conférant saveur, odeur et goût très désagréables.

Parmi les caractéristiques générales des eaux souterraines, il faut retenir une très faible turbidité, une température et une composition chimique sensiblement constante et l'absence presque générale d'oxygène dissous.

Elles sont très souvent, mais pas toujours, d'une très grande pureté bactériologique; c'est le cas lorsque l'eau s'infiltré dans des milieux à très fine granulométrie et de grand pouvoir filtrant, mais dans des milieux granitiques ou calcaires très fissurés et à grande vitesse de passage, l'eau ne sera pas épurée et peut même être dangereuse.

Les nappes alluviales et phréatiques sont vulnérables à la pollution domestique, industrielle et agricole ce qui peut expliquer la présence souvent à l'état de traces de micropolluants minéraux et organiques et de produits azotés à l'état ammoniacal(NH_4^+) et de nitrates(NO_3^-).

Il est à noter que lorsqu'une nappe a été polluée, il est très difficile de récupérer sa pureté originelle: les polluants sont en effet non seulement présents dans l'eau, mais également fixés et absorbés sur les roches et les minéraux du sous-sol.

3. Caractérisation de la qualité de l'eau [3]:

La connaissance et la classification des différents paramètres à analyser est importante, ceci afin de définir les traitements à appliquer. Il existe plusieurs critères de classification des contaminants susceptibles d'exister dans l'eau, parmi lesquels la concentration du contaminant ou sa solubilité.

Selon la solubilité on classe les polluants de l'eau en:

- éléments solubles (minéraux, organiques et micro-organismes)
- éléments insolubles (minéraux, organiques)

Le second critère de classification parle de : polluants primaires ou secondaires, en fonction de leur concentration habituelle dans l'eau. Les polluants primaires, sont ceux dont la concentration dans l'eau dépasse souvent les 5ppm; tandis que les polluants secondaires sont ceux dont la concentration dépasse souvent 0.1ppm; alors que Les polluants tertiaires sont ceux dont la concentration dépasse 0.01ppm.

3.1 Paramètres physico-chimiques et chimique de la qualité des eaux :

3.1.1 Paramètres physiques :

La température [4]:

Il est important de connaître la température de l'eau avec une bonne précision. En effet, celle-ci influe sur la solubilité des sels et des gaz, sur la dissociation des sels dissous et par conséquent sur la conductivité électrique.

Par ailleurs, la température accroît les vitesses des réactions chimiques et biochimiques d'un facteur 2 à 3 pour une augmentation de température de 10°C. L'activité métabolique des organismes aquatiques est donc également accélérée lorsque la température de l'eau s'accroît. Pour que l'eau potable soit désaltérante, sa température doit se situer entre 8 et 15 °C. Les directives du conseil des communautés européennes(CCE) fixent à 12°C le niveau guide de la température de l'eau destinée à la consommation humaine, et à 25°C, la température à ne pas dépasser. La réglementation française retient cette même valeur de 25°C sauf en cas de traitement thermique pour la production d'eau chaude. L'OMS ne recommande aucune valeur. Pratiquement, la température de l'eau n'a pas d'incidence directe sur la santé de l'homme. Cependant, une température supérieure à 15°C favorise le développement des microorganismes dans les canalisations en même temps qu'elle peut intensifier les odeurs et les saveurs. Par contre, une température inférieure à 10°C ralentit les réactions chimiques dans les différents traitements des eaux. Une variation brusque de température dans un gisement aquifère surveillé appelle une enquête pour vérifier si un mélange ne s'est pas produit avec des eaux d'autre origine, dont la qualité devra être appréciée.

Les eaux souterraines, dont la température au cours des saisons est d'environ 12 à 15 °C, sont évidemment moins sensibles aux variations de température que les eaux superficielles dont

la température varie de 2 à 30°C; elles présentent l'avantage d'arriver dans le réseau de distribution à une température plus basse mais elles peuvent s'échauffer par la suite dans le réseau.

La conductivité électrique [5-6] :

La conductivité électrique de l'eau est liée aux solides dissous (tableau I 1). Parce qu'elle est facile à mesurer la valeur de la conductivité est un indicateur utile de la qualité des eaux, elle est exprimée en microsiemens/cm à 20 ou 25°C.

La conductivité électrique d'une eau est proportionnelle à sa minéralisation. Ceci a plusieurs conséquences lorsque celle-ci est élevée:

- Le courant électrique circule plus librement à travers l'eau, et donc la vitesse de corrosion est augmentée.
- Les minéraux dissous dans l'eau ne sont pas complètement ionisés, cela diminue le coefficient d'activité et augmente la solubilité du CaCO_3 et autres matériaux peu soluble, (CaCO_3 est plus soluble dans l'eau de mer qu'en eau douce dans les mêmes conditions de pH, d'alcalinité, et de température).

Les directives du CCE fixent le niveau guide de la conductivité électrique à 20°C d'une eau destinée à la consommation humaine à 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et une limite maximale de 2800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 20°C. La réglementation algérienne fixe une limite maximale de 2800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 20°C.

Tableau I 1 : Relation entre la minéralisation et la conductivité électrique d'une eau [4].

0 < Conductivité < 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$	Minéralisation très faible
100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < conductivité < 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$	Minéralisation faible
200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < conductivité < 333 $\mu\text{S}/\text{cm}$	Minéralisation moyenne
333 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < conductivité < 666 $\mu\text{S}/\text{cm}$	Minéralisation moyenne accentuée
666 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < conductivité < 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$	Minéralisation importante
1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < conductivité	Minéralisation élevée.

Matière en suspension (MES) [7]:

Ce sont des particules solides très fines et généralement visibles à l'œil nu, théoriquement, elles ne sont ni solubilisées, ni à l'état colloïdale. Elles limitent la pénétration de la lumière dans l'eau, diminuent la teneur en oxygène dissous et nuisent au développement de la vie aquatique. Ces matières sont en relation avec la turbidité, leur mesure donne une première indication sur la teneur en matière colloïdale d'origine minérale ou organique.

Les directives du CCE préconisent que les matières en suspension doivent être absentes dans l'eau destinée à la consommation humaine. La réglementation française prévoit des contrôles complémentaires dans le cas où l'eau contient des matières en suspension.

- **Turbidité [4,8]:**

L'une des choses les plus rapidement remarquable sur l'eau est sa clarté. La turbidité est un état causée par la présence de matières en suspension, ce qui entraîne la dispersion et l'absorption des rayons lumineux. Donc, la turbidité est une mesure de la transmission de la lumière par l'eau. La turbidité élevée entraîne des problèmes pour l'eau. Les éléments qui provoquent une turbidité élevée peuvent causer des problèmes de goût, d'odeur et réduisent l'efficacité du rayonnement ultraviolet pour le traitement de désinfection.

La turbidité est exprimée (selon la normalisation ASTM) dans les unités suivantes qui sont considérées comme comparables:

- unité JTU (Jackson Turbidity Unit),
- unité FTU (Formazine Turbidity Unit),
- unité NTU (Nephelometric Turbidity Unit).

Les normes concernant la turbidité de l'eau potable sont assez différentes. L'OMS recommande comme valeur limite 5 unités NTU et précise que dans le cas où l'on pratique la désinfection, il conviendrait que la turbidité soit inférieure à 1 NTU. Les directives du CCE relatives à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine précisent pour la turbidité un niveau guide de 1 NTU et une valeur maximale admissible de 10 exprimés en mg / L de SiO₂ et respectivement 0,4 et 4 exprimés en unités Jackson. Les normes de potabilité algériennes précisent un niveau guide de 1 NTU et une limite maximale de 5 NTU.

- **Couleur [8]:**

La couleur de l'eau peut tromper. Plusieurs couleurs liées à l'eau ne sont pas des vraies couleurs mais le résultat de la suspension colloïdale (couleur apparente). Les couleurs vraies sont le résultat des substances chimiques dissoutes, le plus souvent les produits organiques. Dans le traitement de l'eau, la couleur est une mesure de qualité esthétique de l'eau et n'a aucun impact direct sur la santé.

D'un point de vue pratique, une coloration de 5 unités (échelle colorimétrique au platino-cobalt) étant déjà décelée par beaucoup d'utilisateurs, cette valeur ne devrait pas être dépassée pour des raisons esthétiques. Dans un certain nombre de pays, la valeur de 10 unités est considérée comme un chiffre qu'il est souhaitable de ne pas dépasser et la valeur de 20 unités est admise comme limite supérieure acceptable. L'OMS, la réglementation française et algérienne indiquent 15 unités (15 mg /l échelle pt).

Les directives du CCE relatives à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine préconisent une couleur maximale admissible de 20 unités et un niveau guide de 1 unité.

- **Goût et Odeur [9-10]:**

Les problèmes de goût dans l'eau dérivent en partie des sels dissous et la présence des métaux, tels que le fer, le cuivre, le manganèse, et le zinc. D'autres sels spécifiques peuvent être plus significatifs en termes de goût, notamment chlorure de magnésium et bicarbonate de magnésium.

Il est assumé que l'odeur dans l'eau est créée par des processus de décomposition chimiques (particulièrement les composés organiques) ou naturels de la matière végétale ou par l'activité biologique des microorganismes.

Saveur [4]:

La saveur peut être définie comme l'ensemble des sensations perçues à la suite de la stimulation, par certaines substances solubles des bourgeons gustatifs.

Les directives du CCE relatives à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine indiquent pour la saveur un taux de dilution égal à zéro comme niveau guide et un taux de dilution maximal admissible de 2 à 12°C et de 3 à 25°C; elles précisent que les résultats sont à rapprocher des déterminations olfactives. La réglementation française précise que l'eau ne doit pas présenter de saveur pour un taux de dilution de 2 à 12 °C et de 3 à 25 °C. Cependant les normes algériennes précisent une limite de 4 à 25°C.

3.1.2 Paramètres Chimiques :

Potentiel d'hydrogène (pH) [11]:

Dans le traitement de l'eau ainsi que dans la désinfection et le contrôle de la corrosion, le pH est important pour assurer un traitement chimique approprié. Les organismes aquatiques sont sensibles aux variations de pH. Peu d'organismes aquatiques peuvent se présenter dans des eaux ayant un pH inférieur à 4 ou supérieur à 10.

Pour l'eau destinée à la consommation humaine, l'OMS ne fixe pas de valeur mais précise qu'un faible pH peut poser des problèmes de corrosion et un pH élevé entraîner des problèmes de goût; elle recommande un pH inférieur à 8 pour une bonne désinfection par le chlore. Les directives du CCE précisent que l'eau ne doit pas être agressive et indiquent comme niveau guide: $6,5 \leq \text{pH} \leq 8,5$ avec une valeur maximale admissible de 9,5; les autorités algériennes précisent un niveau guide $6,5 \leq \text{pH} \leq 8,5$.

Solides totaux dissous (SDT ou TDS) [6,12]:

Le TDS représente la concentration totale des substances dissoutes dans l'eau. Il est composé de sels inorganiques et de quelques matières organiques. Les sels inorganiques communs trouvés dans l'eau sont le calcium, le magnésium, le potassium et le sodium et des carbonates, nitrates, bicarbonates, chlorures et sulfates.

L'influence des solides dissous sur la corrosivité est très complexe elle dépend des espèces d'ions impliquées et de leur concentration qui ont des effets différents sur la corrosion. Par exemple, certains des solides dissous (tels que le carbonate et le bicarbonate) réduisent la corrosion, tandis que d'autres (comme le chlorure et le sulfate) l'augmentent.

La figure I 5 montre que la corrosivité n'augmente pas à un rythme linéaire avec l'augmentation des concentrations de matières totales dissoutes. L'OMS précise que Le goût de l'eau avec un niveau de TDS inférieur à 600mg/l est généralement considéré comme bon, et que l'eau potable devient sensiblement et de plus en plus désagréable aux niveaux des TDS supérieurs à 1000mg/l. Les directives du CCE et la réglementation française indiquent comme valeur limite 1 500 mg/l après dessiccation à 180 °C.

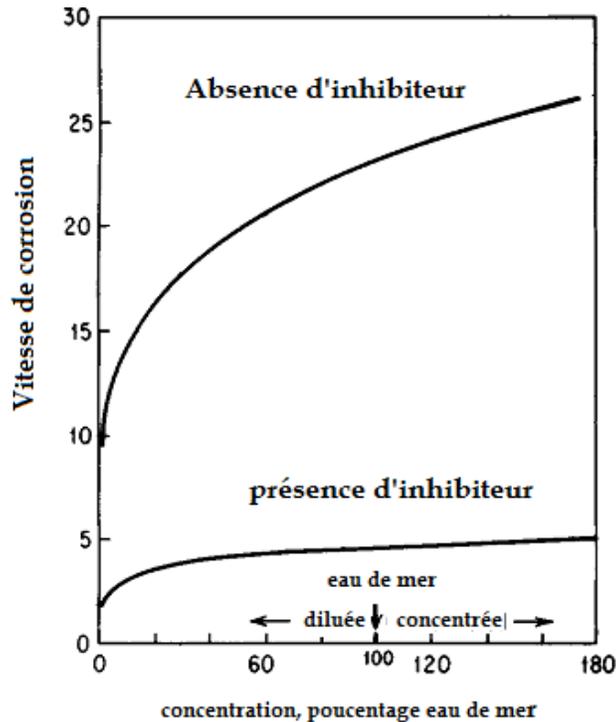


Figure I 5 : Variation de la vitesse de corrosion en fonction de la concentration en solides dissous [6]

- **Titre alcalimétrique ou Alcalinité [4,7,11,13]:**

C'est un paramètre important dans la détermination des propriétés corrosives de l'eau, provenant de la présence de carbonates, de bicarbonate, de sels dissous tels que phosphates, silicates et sels contenus dans quelques acides organiques. Il est important de tester l'alcalinité dans le traitement de l'eau potable et des eaux usées, des piscines, des chaudières et tours de refroidissement, des systèmes de nettoyage de l'industrie alimentaire, de même que dans l'environnement, l'agriculture et l'aquaculture.

L'alcalinité mesure le pouvoir tampon de l'eau par rapport au changement de pH. L'eau ayant une alcalinité élevée peut recevoir de larges doses d'acide et de base sans tant changer de pH. Les eaux ayant une faible alcalinité peuvent éprouver une baisse de pH avec l'addition de faibles doses d'acide ou de base.

Dans les eaux naturelles les carbonates et les bicarbonates sont la plus importante cause de l'alcalinité. Le gaz carbonique dissout dans l'eau forme l'acide carbonique (H_2CO_3) qui se dissocie en carbonates et bicarbonates.

Pour les eaux adoucies ou déminéralisées livrées à la consommation humaine, les directives du CCE et la réglementation française précisent que l'alcalinité ne doit pas être inférieure à 2,5 degrés français.

Si un acide est ajouté, la concentration en H^+ augmente, ce qui favorise la réaction dans le sens de la production de H_2CO_3 et donc le dégagement de CO_2 vers l'atmosphère. Lorsque tous les ions carbonates et bicarbonates sont épuisés, l'addition d'acide cause une baisse de pH.

La quantité de bicarbonates dans l'eau est complétée par les carbonates naturels comme suit :



La figure I 6 présente les résultats de l'étude des équilibres carboniques en fonction du pH à la température de 20°C ; Pour $pH < 6,4$ l'espèce prédominante est le dioxyde de carbone; c'est le cas des boissons gazeuses; Pour $pH = 6,4$ on a égalité des concentrations en dioxyde de carbone et en ions bicarbonates; de même pour $pH = 10,3$ on a égalité des concentrations en ions bicarbonates et en ions carbonates. Les points notés 1 et 2 correspondent à ces égalités de concentrations.

Au dessus de $pH = 12,4$ l'espèce prédominante est l'ion carbonate.

En dessous de $pH = 8,3$ l'espèce carbonate se trouve en quantité négligeable.

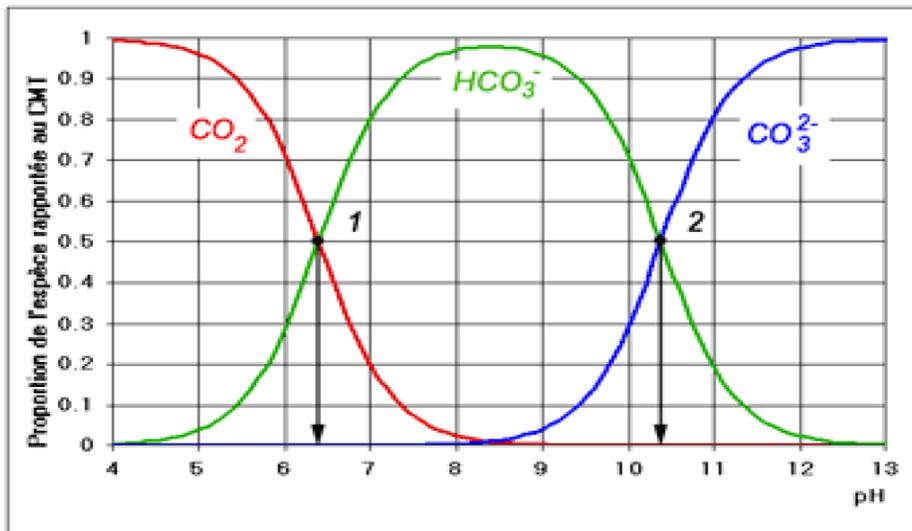


Figure I 6 : Variation en fonction du pH des rapports $[CO_2] / CMT$, $[HCO_3^-] / CMT$ et $[CO_3^{2-}] / CMT$, en % en fonction du pH (CMT : carbone minérale totale) [3].

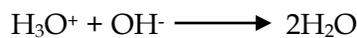
Détermination de l'alcalinité [4] :

Pour la détermination de l'alcalinité, on définit deux paramètres

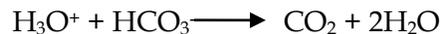
- **Le titre alcalimétrique (TA)** mesure la teneur de l'eau en alcalis libres et en carbonates alcalins caustiques.
- **Le titre alcalimétrique complet (TAC)** correspond à la teneur de l'eau en alcalis libres, carbonates et bicarbonates.

Il existe plusieurs méthodes pour la détermination de l'alcalinité parmi les quelles la méthode titrimétrique. Le principe de la méthode titrimétrique repose sur la neutralisation d'un certain volume d'eau par un acide minéral dilué, en présence d'un indicateur coloré. En pratique, on détermine d'abord TA puis ensuite TAC.

Détermination de TA : on dose l'eau par une solution d'acide chlorhydrique. En premier lieu, ce sont les deux bases les plus fortes qui sont dosées (OH^- et CO_3^{2-}). On utilise pour cela un indicateur coloré la phénolphtaléine (rose pour $\text{pH} > 8.3$ et incolore pour $\text{pH} < 8.3$). Les deux réactions qui se produisent sont donc :

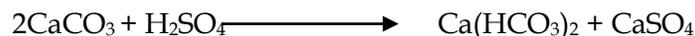


Détermination du TAC : une fois que la phénolphtaléine est devenue incolore, on utilise un autre indicateur coloré : le méthylorange ou le bromocrésol. A ce moment, il ne reste plus que HCO_3^- formés dans l'équation ci-dessus et de ce qu'il y avait initialement. On dose donc à ce moment l'ensemble des HCO_3^- selon l'équation suivante jusqu'à $\text{pH} = 4.3$:

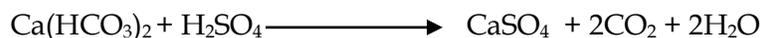


Interprétations des mesures de l'alcalinité :

La détermination du TA et du TAC permet d'évaluer les teneurs en hydrogénocarbonates, en carbonates et hydroxydes alcalins et alcalinoterreux. La décoloration de la phénolphtaléine se produira dès que le pH est inférieur à 8,3 c'est à dire lorsque le CO_2 à l'état libre commence à apparaître dans la solution. Les réactions suivantes sont alors complètes.

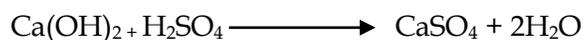


La troisième réaction commence seulement à se produire



Le TA permet donc de connaître la teneur en hydroxydes, la moitié de la teneur en carbonates et un tiers environ des phosphates présents.

Le virage du méthylorange se produit dès que le pH est inférieur à 4,5 c'est à dire dès qu'un excès d'acide fort commence à apparaître. Les réactions suivantes sont alors complètes.



Le TAC permet donc de connaître la teneur totale en hydroxydes, carbonates, hydrogéno-carbonates alcalins et alcalino-terreux.

Le tableau I2 permet d'obtenir la teneur en différents sels à partir du TA et du TAC. La teneur en milligrammes par litre des sels présents dans l'eau s'obtient en multipliant le chiffre de la deuxième colonne par les valeurs de TA ou TAC correspondantes.

Tableau I 2 : Différents teneurs en sels à partir du TA et TAC [4].

Sels dissous	mg/l par degré	Valeurs respectives des titres TA et TAC				
		Si TA=0	Si TA< (TAC/2)	Si TA= (TAC/2)	Si TA< (TAC/2)	Si TA=TAC
(OH)	3,4	0	0	0	2TA-TAC	TAC
CaO	5,6					
Ca(OH) ₂	7,4					
MgO	4,0					
Mg(OH) ₂	5,8					
Na(OH)	8					
CO ₃	6,0	0	2TA	TAC	2(TAC - TA)	0
CaCO ₃	10,0					
MgCO ₃	8,4					
Na ₂ CO ₃	10,6					
HCO ₃	12,2	TAC	TAC - 2TA	0	0	0
Ca(HCO ₃) ₂	16,2					
Mg(HCO ₃) ₂	14,6					
NaHCO ₃	16,8					

- **Acidité [14]:**

Dans l'eau l'acidité est de trois types : une acidité minérale, une acidité liée au CO₂ et une acidité totale (figure I 7). Lorsque le pH de l'eau est en dessous de 4,5 la quantité de base ajoutée pour atteindre 4,5 est l'acidité minérale. De même la quantité de base nécessaire pour atteindre pH = 8,3 est l'acidité liée au CO₂. L'acidité total correspond à la quantité de base nécessaire pour atteindre le point d'équivalence des carbonates (> 8,3).

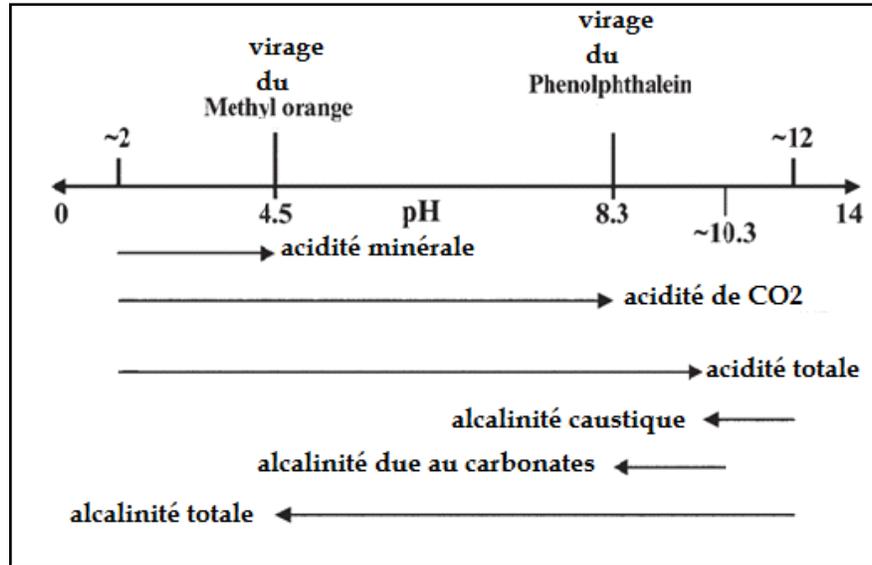


Figure I 7 : Limites de l'acidité et de l'alcalinité [14]

Dioxyde de carbone CO₂ [4]:

Le «CO₂ libre » mesure la concentration en CO₂aq (dioxyde de carbone dissous); naturellement, la concentration en CO₂aq est en corrélation avec le pH de l'eau et sa température.

Le diagramme de prédominance (figure I8), nous indique qu'une eau riche en CO₂aq sera assez acide elle est dite « agressive », par contre, une eau riche en ions carbonate sera dite « incrustante » (dépôt de carbonates insolubles). Les eaux de surface, en contact avec l'atmosphère (pression voisine de un bar, atmosphère pauvre en dioxyde de carbone) sont souvent « à l'équilibre »; elles ne sont ni « incrustantes », ni « agressives ». Le « CO₂total » mesure la somme des trois concentrations.

$$[CO_2]_{Total} = [CO_2]_{aq} + [HCO_3^-] + [CO_3^{2-}]$$

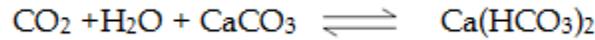
- **L'équilibre calco-carbonique de l'eau [4]:**

Certaines eaux naturelles sont susceptibles par des phénomènes assez complexes de développer des réactions conduisant à la dissolution du carbonate de calcium ou à sa précipitation.

Ces phénomènes d'agressivité ou d'entartrage dépendent principalement de quatre facteurs : le dioxyde de carbone (CO₂) libre, l'alcalinité, la température et le pH. D'autres éléments comme les acides humiques, l'oxygène, l'hydrogène sulfuré, les sels, les micro-organismes, etc. peuvent intervenir pour la corrosion.

Pour une concentration donnée de bicarbonate de calcium et de magnésium il existe une certaine quantité de CO₂ libre dont la présence est nécessaire pour éviter une décomposition des bicarbonates, c'est-à-dire une précipitation des carbonates correspondants. Cette quantité nécessaire de CO₂ est communément désignée sous le nom «CO₂ équilibrant».

En considérant une eau contenant du CO₂ et mise en contact avec du carbonate de calcium solide en excès, ce CaCO₃ est attaqué par le CO₂. Au bout d'un certain temps, un équilibre physico-chimique se produit alors qu'il reste encore du CaCO₃ solide et CO₂ dissous.



Il existe donc un équilibre de saturation du CaCO₃ et un pH de saturation du CaCO₃ puisque le pH dépend du rapport (CO₂ libre/ CO₂ des bicarbonates).

Si la totalité de CO₂ contenue dans une eau est supérieure à la dose de CO₂ équilibrant, son excès constitue le «CO₂ agressif». Ce dernier, en détruisant les carbonates empêche le dépôt carbonaté protecteur sur les parois métalliques en contact avec de telles eaux.

Schématiquement, on situe le problème de la façon suivante:

CO₂ libre > CO₂ équilibrant \implies présence de CO₂ agressif. Eau aggressive.

CO₂ libre = CO₂ équilibrant \implies absence de CO₂ agressif. Eau en équilibre.

CO₂ libre < CO₂ équilibrant \implies déficit en CO₂ équilibrant. Eau incrustante.

Titre hydrotimétrique (TH) ou Dureté [3, 10,14-16]:

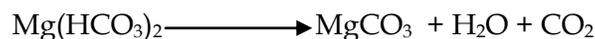
On peut définir le Titre hydrotimétrique ou la dureté totale comme étant la somme des concentrations en ions polyvalents présents dans l'eau analysée. La dureté a été examinée et évaluée comme un critère de qualité des eaux en terme de précipitation; en ce terme, les ions calcium et magnésium sont les plus précipitants suivis par le fer, l'aluminium, le manganèse et le zinc.

TH (°f)	0 à 7	7 à 15	15 à 25	25 à 42	> 42
Eau	très douce	douce	moyennement dure	dure	très dure

La dureté est généralement exprimée en « degré » et il y a plusieurs degrés de dureté différents:

- 1° français: 10 mg/l de CaCO₃.
- 1° allemand: 10 mg/l de CaCO.
- 1° anglais: 1mg / gallon anglais de CaCO₃.
- 1° USA: 1mg/l de CaCO₃.

On distingue deux types de dureté: une dureté carbonatée ou temporaire et une dureté non carbonatée ou permanente. Le précipité formé lors du chauffage est la dureté temporaire, constituée des bicarbonates de calcium et de magnésium. la dureté permanente qui ne précipite pas lors du chauffage est due à d'autres sels de calcium et de magnésium (sont les chlorures, les sulfates et les nitrates de calcium et de magnésium) présents dans l'eau généralement avec des quantités moindres que les bicarbonates.



Les problèmes causés par une dureté élevée concernent principalement la formation de tartre dans les chaudières et les systèmes d'eau chaude. Inversement, les eaux contenant moins de 30-50 mg /l de dureté totale tendent à être corrosives et nécessitent un traitement supplémentaire. L'eau dessalée a pratiquement une dureté nulle mais elle est très corrosive.

Lorsque l'alcalinité totale et la dureté sont exprimées en mg/l de CaCO_3 alors:

- Alcalinité totale < dureté total \implies dureté carbonatée = alcalinité totale
- Alcalinité totale > dureté total \implies dureté carbonatée = dureté total.

L'OMS précise que dépendamment du pH, une dureté supérieur à 200 mg/l de CaCO_3 cause des dépôts de calcaire notamment dans les systèmes de chauffages ; et qu'une dureté inférieur à 100mg/l de CaCO_3 peut favoriser la corrosion. Cependant les normes algériennes acceptent un niveau guide de 100mg/l de CaCO_3 et une limite maximale de 500 mg/l de CaCO_3 .

Chlorures [10, 13,16-18] :

Les chlorures sont largement répandus dans la nature, généralement sous forme de sels de sodium (NaCl) et de potassium (KCl); ils représentent environ 0,05 % de la lithosphère. Ce sont les océans qui contiennent de loin la plus grande quantité de chlorures dans l'environnement.

L'eau contient toujours de chlorures, mais en proportion très variable. En effet, les eaux provenant des granitiques sont pauvres en chlorures, alors que les eaux des régions sédimentaires en contiennent d'avantage, d'ailleurs, la teneur en chlorure augmente avec le degré de minéralisation d'une eau (et donc de la conductivité).

Les composés chlorés restent solubles dans l'eau non impliqués dans les processus biologiques, leur présence à des concentrations élevées est un indicateur de pollution.

Le seuil de perception gustative pour le chlorure dépend du cation auquel il est associé et se situe généralement entre 200 et 300 mg/l. Les concentrations de chlorure décelées au goût étaient de 210, 310 et 222 mg/l respectivement dans le cas des sels de sodium, de potassium et de calcium.

Aussi, à des concentrations élevées (supérieure à 250 mg/l) les chlorures tendent à accélérer la vitesse de corrosion du fer, de l'acier et des métaux de la tuyauterie, surtout en présence d'une faible alcalinité; ceci est dû à la capacité que possède l'ion chlorure de former des sels solubles avec de nombreux ions métalliques, ce qui empêche la formation de pellicules pouvant limiter la corrosion.

Les directives du CCE indiquent un niveau guide de 25 mg / l et précisent que 200 mg / l est la concentration approximative au-delà de laquelle des effets risquent de se produire. La réglementation française fixe comme valeur limite 200 mg /l alors que la réglementation algérienne précise une teneur de 200mg/l comme niveau guide et fixe 500mg/l comme limite maximale.

Sulfates [13,18]:

Le soufre est un élément non métallique dont les valences les plus fréquentes sont -2, -1, 0, +4 et +6. Les sulfates se trouvent dans les eaux naturelles sous formes de sulfures oxydés, des

sulfites et des thiosulfates ou éventuellement à l'état oxydé de la matière organique dans le cycle de soufre (figure I 8). Les sulfates de sodium, de potassium et d'ammonium ont une solubilité élevée dans l'eau.

Le sulfate donne un goût amer, un goût médical à l'eau s'il dépasse la concentration de 250 mg/l. Cela rend désagréable la consommation de l'eau. Des importantes concentrations en sulfates peuvent être corrosives pour les tuyauteries en particulier les tuyauteries en cuivre. Dans les endroits où l'on retrouve des concentrations importantes en sulfate, il est commun d'utiliser des matériaux résistants à la corrosion, comme des tuyaux en plastique.

Pour l'eau destinée à la consommation humaine, en raison de problèmes particuliers susceptibles d'introduire une gêne pour le consommateur (goût, corrosion), l'OMS recommande comme valeur limite 250 mg/l. Les directives du CCE indiquent un niveau guide de 25 mg/l et une concentration maximale admissible de 250 mg/l. La réglementation française retient cette dernière valeur. Les normes de potabilité algériennes précisent un niveau guide de 200 mg/l et fixent une limite maximale à 400mg/l.

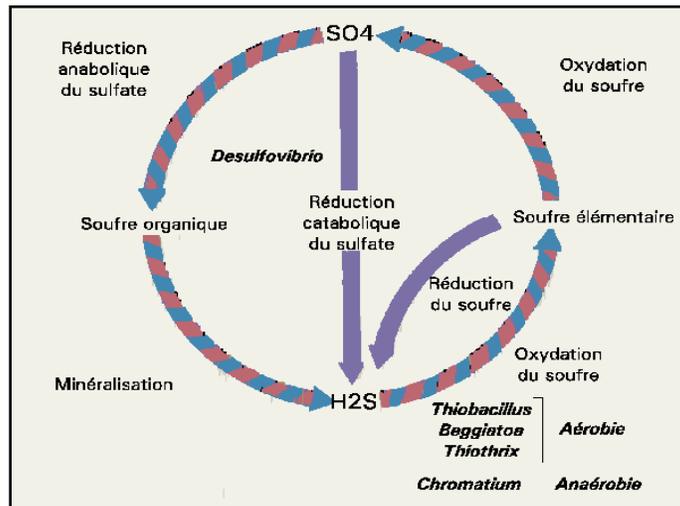


Figure I 8 : Cycle de soufre [13].

Nitrates et nitrites [4,19]:

Le nitrate et le nitrite sont présents à l'état naturel partout dans l'environnement. Ils sont les produits de l'oxydation de l'azote (qui compose près de 78 % de l'atmosphère) par les microorganismes des plantes, du sol ou de l'eau. Le nitrate est plus stable, il constitue le stade final de l'oxydation de l'azote. L'ion nitrite (NO_2^-) s'oxyde facilement en ion nitrate et, pour cette raison, il est rarement présent en concentration importante dans les eaux naturelles, c'est un indicateur de pollution.

Toutes les sources d'azote sont des sources potentielles de nitrate. Dans l'eau, ces substances peuvent provenir de la décomposition de matières végétales ou animales, d'engrais utilisés en agriculture, du fumier, d'eaux usées domestiques et industrielles, des précipitations ou de formations géologiques renfermant des composés azotés solubles.

D'un point de vue sanitaire, la présence de nitrates dans l'organisme humain pourrait provoquer des troubles (hypertension, anémie, infertilité, troubles nerveux, ...), auxquels s'ajoutent des présomptions sur leur pouvoir cancérigène et leur implication dans des cas de cyanoses, notamment chez les nourrissons. Une eau chargée en nitrates (50 à 100 mg/l) est déconseillée aux femmes enceintes et aux nourrissons.

Pour les nitrates l'OMS recommande pour les eaux destinées à la consommation humaine une valeur limite de 50 mg/l et précise qu'il doit être tenu compte aussi de la concentration en nitrites de telle façon que la somme des rapports des concentrations (en nitrates et nitrites) par rapport à leurs valeurs guides respectives doit être inférieure à 1.

Les directives du CCE indiquent comme niveau guide 25 mg/l et comme concentration maximale admissible 50mg/l. La réglementation française ainsi que la réglementation algérienne ont retenu cette même valeur limite.

Pour les nitrites, et pour une eau destinée à la consommation humaine, l'OMS recommande une valeur guide provisoire de 3 mg/l et précise qu'il doit être tenu compte aussi de la concentration en nitrates de telle façon que la somme des rapports des concentrations (en nitrites et nitrates) par rapport à leurs valeurs guides respectives doit être inférieure à 1. Les nitrites pouvant apparaître comme sous-produits lors de la chloration de l'eau, cette disposition permet de maintenir la chloration tout en garantissant un niveau adéquat de protection pour les consommateurs.

Les directives du CCE et la réglementation française et les normes de potabilité algériennes indiquent une valeur limite de 0,1 mg/ l. Au cours de la décontamination microbienne de l'eau, 0,1 mg/l de NO_2^- détruit presque immédiatement 0,5 mg / l de chlore libre.

- **Ammoniaque(NH_3) [13] :**

L'ammoniac (NH_3) est un gaz incolore, alcalin dans des conditions de température et de pression normales; il présente une odeur piquante caractéristique. Il est issu, à l'état naturel, de la dégradation biologique des matières azotées (par exemple les acides aminés) présentes dans les déchets organiques ou du sol et joue un rôle essentiel dans le «cycle de l'azote» dans la nature.

L'ammoniac est très soluble dans l'eau; on peut dissoudre approximativement 90g d'ammoniac dans 100ml d'eau distillée à 0°C. En solution, une partie de l'ammoniac entre en réaction d'équilibre avec l'eau:



Ammonium (NH_4^+) [12]:

L'azote ammoniacal n'a pas, aux concentrations susceptibles d'être trouvées dans l'eau, de signification sanitaire directe. C'est un indicateur d'efficacité du traitement de l'eau. Il est facilement éliminé par les stations de traitement d'eau et réagit avec le chlore en donnant des chloramines.

Les chloramines constituent une des causes les plus courantes du mauvais goût de l'eau. La présence d'azote ammoniacal après traitement de l'eau indique une chloration insuffisante. La désinfection n'a pas été réalisée.

L'OMS recommande comme valeur limite pour l'ammonium 1,5 mg/l. Les directives du CCE et la réglementation algérienne indiquent une concentration maximale admissible de 0,5 mg/l et un niveau guide de 0,05 mg/l. La réglementation française retient comme teneur limite 0,5 mg/l.

Calcium [4, 10,13]:

Le calcium est le cinquième élément le plus abondant dans la nature. Il s'introduit dans le système d'eau douce sous l'action de la météorisation des roches, particulièrement celle des roches calcaires, et par entraînement à partir du sol dans les eaux d'infiltration, par lixiviation et par ruissellement. On a constaté que la lixiviation du calcium à partir du sol augmentait nettement avec l'acidité de l'eau de pluie.

Le calcium est l'un des principaux cations qui soient associés à la dureté de l'eau. D'un point de vue santé humaine rien n'est montré par les autorités de santé concernant l'effet du calcium; la consommation d'une eau contenant 1800mg/l en calcium a été démontrée comme non dangereuse.

Les eaux potables de bonne qualité renferment de 100 à 140 mg / l de calcium soit 150 à 200 mg/l CaO ou 250 à 350 mg/l CaCO₃. Les directives du CCE indiquent comme teneur du calcium dans l'eau destinée à la consommation humaine un niveau guide de 100 mg/l. Elles précisent aussi une concentration minimale requise de 60 mg/l de calcium ou cations équivalents pour l'eau livrée à la consommation humaine et ayant subi un traitement d'adoucissement. La réglementation algérienne précise un niveau guide de 75 mg/l et une limite maximale de 200mg/l.

Magnésium [13]:

Le magnésium est l'un des principaux facteurs de la dureté de l'eau. Il peut aussi lui donner un mauvais goût. Selon certains travaux, le seuil de détection gustative du magnésium serait de 100 mg/l pour un sujet sensible, et d'environ 500 mg/l pour l'individu moyen.

L'OMS fixe la concentration maximale admissible dans les eaux destinées à la consommation humaine à 50 mg/l. Les directives du CCE indiquent un niveau guide de 30 mg/l et une concentration maximale admissible de 50 mg/l. La réglementation française retient comme valeur limite 50 mg/l, alors que les normes algériennes fixent 150 mg/l comme limite maximale.

Sodium [13] :

Le sodium est un métal mou, blanc argenté et fortement réactif qui, dans la nature, ne se rencontre qu'à l'état combiné. Ce métal alcalin se présente fréquemment sous forme ionisée. On observe que, dans les milieux biologiques et même dans les solides tels que le chlorure de sodium, le métal garde l'état ionisé.

A cause de la forte solubilité de ses minéraux, le sodium se retrouve partout dans le milieu aquatique. Ses concentrations varient considérablement selon les paramètres hydrologiques et géologiques régionaux et locaux, la saison et le mode d'utilisation du sel. Les eaux souterraines ont normalement une teneur en sodium allant de 6 à 130 mg/l.

Le sodium n'est pas considéré comme un métal toxique. Les adultes normaux peuvent en consommer jusqu'à 5 g/jour sans effets nocifs apparents. Bien que de nombreuses études aient montré qu'une réduction de l'apport de sodium entraîne une baisse de la pression artérielle chez

les hypertendus, on ne peut en déduire qu'une augmentation de l'apport de cet élément provoquerait de l'hypertension. On n'a donc pas fixé de concentration maximale acceptable pour le sodium dans l'eau potable.

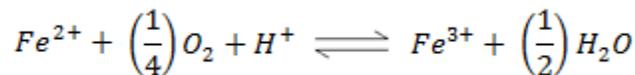
L'OMS précise que, le goût de l'eau est jugé désagréable lorsque la concentration du sodium dépasse 200 mg/l ; aucun risque sur la santé n'est démontré. Les directives du CCE indiquent comme niveau guide 20 mg/l de sodium et comme concentration maximale admissible 150 mg/l. La réglementation française retient cette même valeur de 150 mg/l, alors que la réglementation algérienne fixe 200 mg/l comme limite maximale.

Fer [13,20-21] :

Le fer est présent dans les eaux de surface et souterraines à des concentrations variables, généralement jusqu'à 3- 4 mg/l, et dans certains cas jusqu'à 15 mg/l. Sa présence même à des faibles concentrations peut être liée à des problèmes esthétiques et opérationnels telles que le mauvais goût, la coloration ainsi que les dépôts dans le système de distribution d'eau menant à l'incidence de la forte turbidité

D'autre part, le fer favorise le développement de certains types de microorganismes tolérants au chlore dans les systèmes de distribution des eaux, ceci augmente les coûts de nettoyage et de stérilisation des systèmes, en plus de problèmes d'odeur et de goût. La concentration limite dans les eaux potables est de 0.2 mg/l.

Le fer ferreux est oxydé dans l'air selon la réaction suivante:



L'état du fer dans l'eau dépend avant tout du pH et du potentiel redox. En augmentant le pH, le fer dissous (Fe^{2+} ou Fe^{3+}) s'hydrolyse pour former des précipités. Les ions ferreux produisent $FeOH^+$ à $Fe(OH)_4^{2-}$ entre pH 7 et 14.

La vitesse d'oxydation du fer ferreux par l'air augmente avec le pH et environ 90% de conversion est atteinte dans quelques minutes à un pH de 7.

L'OMS recommande une valeur guide de 0,3 mg/l. Les directives du CCE indiquent un niveau guide de 0,05 mg /l et une concentration maximale admissible de 0,2 mg /l. La réglementation française retient cette même valeur de 0,2 mg /l alors que les normes algériennes fixent 0,3mg/l comme limite maximale.

Manganèse [13] :

Le manganèse est présent dans plus d'une centaine de composés de sels et de minéraux communs que l'on retrouve dans les roches, les sols et au fond des lacs et des océans. Le plus souvent, on trouve le manganèse sous forme de dioxyde, de carbonate ou de silicate de manganèse. On peut le trouver à l'état d'oxyde à des valences allant de -3 à +7.

Ce métal ne présente pas de risque pour la santé humaine, mais il peut poser des problèmes dans les eaux de consommation lors d'oxydation lente et sa précipitation dans le réseau de distribution:

- il peut donner un goût métallique ou amer à l'eau (>0,05 mg/l);
- dans certaines conditions, des dépôts d'oxyde de manganèse peuvent se produire causant certains désagréments;
- encrassement des adoucisseurs d'eau;
- dégradation de la qualité de l'eau due à un développement bactérien sur le support chimique d'oxyde de manganèse. Cela peut conduire parfois à une réduction du diamètre des tuyauteries ou l'apparition de fortes turbidités;
- protection des bactéries contre l'effet biocide du chlore;

L'OMS précise une teneur souhaitable de 10µg/l et une limite maximale pour la prévention de la santé publique de 50µg/l. Les directives du CCE indiquent un niveau guide de 20 µg/l et une concentration maximale admissible de 50 µg/l. Les réglementations française et algérienne retiennent cette même valeur limite de 50 µg/l.

Zinc [13] :

L'objectif de qualité esthétique pour le zinc est une concentration inférieure à 5,0 mg/l. Le zinc est un élément essentiel qui n'est généralement pas considéré comme toxique. L'apport alimentaire de zinc suffit amplement à satisfaire l'apport quotidien recommandé. Du point de vue nutritionnel, l'eau potable n'est pas considérée comme une source importante de cet élément. L'eau renfermant des teneurs en zinc supérieures à 5,0 mg/l a tendance à être opalescente, à laisser une pellicule grasseuse après ébullition et à prendre un goût indésirable à cause de son astringence.

L'OMS recommande comme valeur limite pour le zinc 3 mg/l. Les directives du CCE indiquent un niveau guide de 0,1 mg/l à la sortie des installations de pompage, et un niveau guide de 5 mg/l après 12 heures de stagnation dans la canalisation ainsi qu'au point de mise à la disposition du consommateur. La réglementation française fixe comme valeur limite 5 mg/l, la réglementation algérienne retient la même valeur comme limite maximale.

Aluminium [12-13] :

L'aluminium est le métal le plus abondant sur terre; il constitue environ 8 % de la croûte terrestre. Par ordre d'importance, il vient après l'oxygène et le silicium.

Il n'existe aucune preuve convaincante et solide indiquant que l'aluminium dans l'eau potable peut être la cause d'effets nocifs chez l'être humain; l'aluminium n'affecte pas l'acceptabilité de l'eau potable par les consommateurs et ne nuit pas aux mécanismes d'approvisionnement d'eau de bonne qualité. En conséquence, on n'a pas établi de recommandation en matière de santé ou d'objectif esthétique pour l'aluminium dans l'eau potable.

L'OMS recommande comme valeur limite pour l'aluminium 0,2 mg /l. Les directives du CCE indiquent un niveau guide de 0,05 mg/l et une concentration maximale admissible de 0,2 mg/l. Les réglementations française et algérienne fixe une valeur limite de 0,2 mg/l.

3.1.2 Paramètres de pollution organique :

L'estimation de la pollution organique est un problème complexe et délicat, qui fait appel à des dosages et des tests. Du fait même de la nature très diverse des matières organiques et des divers stades de dégradation, il n'est pas possible de considérer une seule méthode ou un seul test qui puisse permettre de saisir les données de l'ensemble du problème. L'oxydation des matières organiques, et des composés minéraux de l'azote pour les substances quaternaires, conduit à une consommation de l'oxygène de l'eau renouvelé par l'oxygène de l'air. En principe, les matériaux carbonés sont utilisés comme nutriment par les germes aérobies; les ions ammonium sont oxydés en nitrites, ceux-ci étant à leur tour oxydés en nitrates. Ces différentes réactions peuvent, dans un milieu très pauvre en oxygène conduire à la nécessité pour les bactéries de se procurer de l'oxygène aux dépens non seulement des nitrates mais à partir des sulfates avec dégagement d'hydrogène sulfuré. Si ces phénomènes peuvent être élaborés dans la nature, il est plus difficile de les reproduire au laboratoire et d'obtenir la dégradation ultime des matières organiques.

Oxygène dissous [4] :

L'oxygène bien que faiblement soluble dans l'eau est fondamental pour la vie aquatique [11]. Bien que toujours présent dans l'eau, l'oxygène n'en est pas pour autant un élément constitutif. Son origine est soit l'activité photosynthétique des végétaux aquatiques, soit la dissolution à partir de l'oxygène atmosphérique. Sa teneur est fonction de la profondeur: extrêmement faible dans les eaux profondes et parfois proches de la saturation dans les eaux superficielles. La concentration de saturation dépend quant à elle notamment de la salinité, de la pression partielle d'oxygène dans l'atmosphère et de la température (lois de Henry). Ainsi la concentration de saturation en oxygène diminue avec la température. Dans l'eau pure, elle est de l'ordre de 11 mg/l à 10 °C, 9 mg/l à 20°C.

La teneur de l'oxygène dans l'eau dépasse rarement 10 mg/l. Les eaux superficielles peuvent en contenir des quantités relativement importantes proches de la saturation; par contre, les eaux profondes n'en contiennent le plus souvent que quelques milligrammes par litre. Des teneurs inférieures à 80 % de la saturation peuvent entraîner une altération organoleptique de l'eau.

Quand la température s'élève, la teneur en oxygène diminue en raison de sa plus faible solubilité, mais aussi à cause de la consommation accrue par les êtres vivants et les bactéries qui se multiplient. Ainsi la réduction des nitrates en nitrites et des sulfates en sulfures peut être favorisée. Ces modifications peuvent entraîner des goûts et des odeurs désagréables. De plus, si la teneur est inférieure à 5 mg/l, la couche protectrice dans les canalisations métalliques se formera difficilement, et l'anhydride carbonique libre d'une eau non agressive sera susceptible d'amener la corrosion. D'un point de vue industriel, les eaux de chaudière à haute pression ne doivent pas en contenir plus de 0,3mg/l.

L'OMS recommande que les niveaux d'oxygène dissous soient maintenus aussi près que possible de la saturation. Aucune valeur guide fondée sur des critères de santé n'est proposée. La réglementation algérienne précise un niveau guide de 5mg/l et fixe une limite maximale de 8 mg/l.

Carbone organique total (COT) [4,11] :

Le carbone organique est constitué d'une grande diversité de composés organiques à plusieurs états d'oxydation dont certains sont susceptibles d'être oxydés par des procédés chimiques ou biologiques. Ces fractions sont caractérisées par la demande chimique en oxygène(DCO) et la demande biochimique en oxygène(DBO). Certaines matières organiques échappent à ces mesures; dans ce cas, le dosage du COT est mieux adapté. Il est indépendant de l'état d'oxydation de la matière organique et ne mesure pas les éléments inorganiques tels que l'azote et l'hydrogène qui peuvent être pris en compte par la DCO et la DBO.

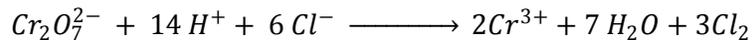
Le Carbone Organique Total (COT) est un paramètre important pour définir la qualité d'une eau, ou son degré de pollution. La détermination du carbone organique total permet d'évaluer la capacité de l'eau à former des sous produits de désinfection. Les sous produits de désinfection sont le résultat de réaction entre les halogènes (chlorures ...) ou d'ozone avec la matière organique durant le processus de désinfection de l'eau. Par exemple les trihalométhanes des composés cancérigènes sont créés lorsque les halogènes substituent les trois hydrogènes du méthane.

Dans les eaux de boisson, les teneurs ne dépassent généralement pas 0,2 mg/l. Les directives du CCE relatives à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine ne font pas état d'un niveau guide et d'une concentration maximale admissible pour le carbone organique total; elles précisent cependant que toute cause d'augmentation des concentrations habituelles doit être recherchée. La réglementation française prévoit des contrôles complémentaires dans le cas où la teneur augmente par rapport à la concentration habituelle. La valeur de 4mg/l ne devrait pas être dépassée.

Demande chimique en oxygène (DCO) [4] :

La demande chimique en oxygène correspond à la quantité d'oxygène consommée par les matières oxydables par le bichromate de potassium à chaud et en milieu acide dans un litre de solution. Elle est représentative de la majeure partie des composés organiques ainsi que des sels minéraux oxydables. Elle donne une idée de la charge globale de pollution. Il convient toutefois de rester prudent quant à son interprétation car certains composés ne sont pas oxydés lors de l'essai normalisé. La pollution oxydable est essentiellement due aux rejets industriels et urbains. Les rejets diffus peuvent également constituer une part importante de cette pollution.

Ce test est particulièrement utile pour l'appréciation du fonctionnement des stations d'épuration. La fiabilité de la technique est très discutée en présence de chlorures. Ceci est dû au fait que le dichromate oxyde aussi les ions chlorures selon l'équation :



donc si la solution à titrer contient des chlorures, et qu'on la titre par des ions bichromates, on titre la matière organique plus les ions chlorure. On n'obtient pas la DCO, mais la DCO plus la teneur en chlorures.

Oxydabilité au permanganate de potassium (KMnO₄) [4,19] :

Jusqu'à récemment, cette méthode était la méthode d'analyse réglementaire pour les eaux brutes. Cet indicateur, dont l'unité est le mg d'O₂ par litre d'eau (quantité d'oxygène en relation avec la quantité d'ions permanganate de potassium), est mis en œuvre en oxydant la matière organique à chaud (≈100°C) en milieu acide pendant 10 minutes avec du permanganate de potassium (KMnO₄), et en dosant la quantité d'oxygène consommée par la réaction. L'indicateur "Oxydabilité au KMnO₄" est une mesure conventionnelle de la contamination par les matières organiques et inorganiques oxydables dans un échantillon d'eau. La pratique montre que la valeur obtenue est représentative des matières organiques dissoutes. En effet, comme dans le cas du COT dosé par voie chimique, l'oxydation au KMnO₄ est une méthode trop "douce" pour que le compartiment organique particulaire soit oxydé et dosé. De plus, les matières organiques volatiles ne sont pas prises en compte. On notera aussi que l'équivalence en concentration entre "oxydabilité au KMnO₄" et COT n'est pas de 2.6 comme cela devrait être le cas si l'oxydation était complète (consommation d'une molécule de O₂ pour oxyder une molécule de C). L'oxydation n'étant généralement que partielle (formation de CO en lieu et place de CO₂) ce rapport est le plus souvent compris entre 1.1 et 1.4, suivant les eaux.

L'oxydabilité au KMnO₄, mesurée après 10 minutes en milieu acide, à chaud, doit être inférieure ou égale à 5 mg/l en oxygène. Son augmentation indique une contamination de l'eau par la matière organique (végétaux en décomposition, bactéries...).

Les directives du CCE indiquent pour l'oxydabilité au permanganate (mesure faite à chaud et en milieu acide) de l'eau destinée à la consommation humaine un niveau guide de 2 mg/l d'O₂ et une concentration maximale admissible de 5 mg/l d'O₂. La réglementation française retient cette même valeur de 5 mg/l, alors que les normes algériennes fixent une limite maximale de 3mg/l.

Demande biochimique en oxygène(DBO) [4, 11,13] :

Ce critère de pollution organique est basé sur la quantité d'oxygène consommée à 20°C et à l'obscurité pendant un temps donné pour assurer l'oxydation par voie biologique des matières organiques présentes dans l'eau. On utilise conventionnellement la DBO₅, c'est-à-dire la quantité d'oxygène consommée après 5 jours d'incubation. La DBO₅ n'est représentative normalement que de la pollution organique carbonée biodégradable.

Le test de DBO est souvent utilisé pour estimer les impacts des effluents contenant de grandes quantités de matières organiques biodégradables, comme ceux provenant des usines de transformation alimentaire et de parcs d'engraissement, les installations municipales de traitement des eaux usées et les usines de pâte à papier. Un haut niveau de demande en oxygène indique le potentiel pour développer un affaissement de l'oxygène dissous que les microorganismes oxyder les matières organiques dans l'effluent. Une demande très faible de l'oxygène indique soit l'eau propre ou la présence d'un toxique ou non dégradables.

Il est admis qu'une DBO₅ inférieure à 1 mg/l d'O₂ peut être considérée comme normale, comprise entre 1 et 3 comme acceptable et au-delà de 3 comme douteuse ou anormale. Il faut se souvenir que dans un milieu nettement pollué, de faibles valeurs de DBO₅ peuvent être liées à la présence d'éléments toxiques inhibiteurs, d'où l'intérêt de ne pas considérer la DBO₅ comme unique critère d'estimation de la qualité d'une eau.

3.2 Paramètres microbiologiques :

La surveillance continue et la détection de microorganismes indicateurs et pathogènes constituent une partie importante de l'évaluation de la qualité des eaux. Les bactéries du système intestinal ne survivent généralement pas dans le milieu aquatique. Elles sont soumises à un stress physiologique et perdent graduellement la capacité de former des colonies sur des milieux différentiels et sélectifs. Leur vitesse de mortalité dépend de la température de l'eau, des effets des rayons solaires, des populations d'autres bactéries présentes et de la composition chimique de l'eau.

Il existe trois principaux types de microorganismes qu'on peut trouver dans l'eau potable : les bactéries, les virus et les protozoaires. Ils peuvent exister à l'état naturel ou être le résultat d'une contamination par des matières fécales d'origine humaine ou animale. Certains d'entre eux peuvent provoquer des maladies chez les humains. Bien qu'ils puissent détecter directement un grand nombre de ces agents pathogènes, les microbiologistes de l'environnement ont généralement utilisé des organismes indicateurs comme indice de contamination possible de l'eau.

3.2.1 Les bactéries [22] :

L'analyse bactériologique aura essentiellement pour objet de permettre une appréciation des risques sanitaires dus à la présence de micro-organismes pathogènes dont les matières fécales constituent la principale source potentielle. Les déterminations analytiques les plus fréquemment effectuées concernent non pas les bactéries pathogènes, mais des germes témoins de contamination fécale qui sont le plus souvent des bactéries jouant un rôle indicateur:

- soit de la contamination afin d'apprécier avec plus ou moins de sûreté ou de précocité le risque sanitaire dû à la présence de micro-organismes pathogènes;
- soit de l'efficacité du traitement de stérilisation en vue de l'évaluation de la qualité d'un traitement vis-à-vis d'un micro-organisme ou de plusieurs micro-organismes pathogènes dont on redoute la présence dans l'eau brute utilisée.

Les examens bactériologiques les plus couramment réalisés concernent la recherche et le dénombrement:

- de l'ensemble des coliformes totaux et fécaux,
- des *Escherichia coli*,
- des streptocoques fécaux et *Enterococcus*
- des bactéries sulfite-réductrices

3.2.2 Les coliformes [22-23] :

Les coliformes, parmi lesquels *Escherichia coli*, sont des membres de la famille de *Enterobacteriaceae*. Ces bactéries représentent moins de 10 % des micro-organismes intestinaux humains et animaux et sont largement utilisées comme organismes indicateurs. Elles perdent leur viabilité dans l'eau plus lentement que la majorité des bactéries intestinales importantes. Lorsque on ne détecte pas des bactéries indicatrices dans un volume spécifique (100ml), on considère l'eau comme potable ou bonne à la consommation humaine.

Le groupe des coliformes comprend *E. coli*, *Enterobacter aerogenes* et *Klebsiella pneumoniae*. On définit les coliformes totaux comme des bactéries en forme de bâtonnet, non sporulantes, Gram-négatives, anaérobies facultatives qui fermentent le lactose en 48 h à 35°C, en produisant du gaz. Cependant le groupe de coliformes fécaux comprend les coliformes pouvant former des gaz en moins de 24h à 44,5 °C.

On retrouve les bactéries coliformes fécales en grand nombre dans les intestins et les excréments des animaux à sang chaud. Étant donné que cette particularité est associée à la contamination fécale, on utilise de préférence les coliformes fécaux comme indicateurs de la qualité des eaux brutes. Ce qui permet de détecter la présence d'organismes pathogènes à la source.

Les coliformes totaux étant largement répartis dans la nature n'indiquent pas nécessairement qu'il y a contamination. Par ailleurs, ces organismes survivent plus longtemps dans l'eau et résistent mieux à la chloration que les coliformes fécaux et que les bactéries pathogènes communes. On utilise donc de préférence les coliformes totaux comme indicateurs de l'efficacité du traitement de l'eau potable. La présence d'un organisme coliforme quelconque dans l'eau traitée révèle en effet que le traitement a été inefficace ou qu'il y a contamination après le traitement.

3.2.3 L'*Eschichia coli* [23] :

L'*Eschichia coli* fait partie du groupe des coliformes totaux et constitue le seul membre de ce groupe que l'on trouve exclusivement dans les matières fécales des humains et des animaux. Sa présence dans l'eau indique non seulement une contamination récente par des matières fécales, mais aussi la présence possible de bactéries, virus et protozoaires pathogènes. À l'inverse, l'absence d'*E. coli* dans l'eau potable indique généralement que celle-ci ne contient pas de bactéries intestinales pathogènes. Cependant, comme l'*E. coli* est moins résistant à la désinfection que les virus et protozoaires intestinaux, son absence n'indique pas nécessairement que l'eau potable ne contient pas de virus et protozoaires intestinaux.

3.2.4 Les streptocoques fécaux [22] :

Ce sont des hôtes normaux de l'intestin de l'homme et des animaux à sang chaud. Ce groupe n'est généralement pas considéré comme pathogène. Les streptocoques fécaux appartiennent à un groupe de streptocoques qui ne sont pas tous d'origine fécale (groupe D). Toutefois, leur recherche associée à celle des coliformes fécaux constitue un bon indice de contamination fécale. Ils témoignent d'une contamination d'origine fécale ancienne tandis que les coliformes fécaux témoignent d'une contamination d'origine fécale récente.

3.2.5 Les virus [23] :

Les virus sont des microorganismes extrêmement petits qui sont incapables de se reproduire à l'extérieur d'une cellule hôte. Ils sont généralement spécifiques à l'hôte, ce qui signifie que les virus qui infectent des animaux ou des végétaux n'infectent habituellement pas les humains. La plupart des virus infectent également exclusivement certains types de cellules dans un hôte. Par conséquent, les effets sur la santé d'une infection virale varient énormément. Les virus qui peuvent se multiplier dans le tractus gastro-intestinal des humains ou des animaux sont appelés « virus entériques ». On en dénombre plus de 140 pouvant infecter les humains.

Bien qu'il existe des méthodes permettant de détecter et de mesurer la présence de virus dans l'eau potable, elles ne sont pas pratiques pour une surveillance régulière de celle-ci compte

tenu de leurs limites sur le plan de la méthodologie et de l'interprétation. On continue donc de vérifier la qualité microbiologique de l'eau potable en se fiant à la surveillance d'indicateurs comme *Escherichia coli*. La présence d'*E. Coli* indique une contamination fécale et la présence potentielle de virus entériques. Cependant, l'absence d'*E. Coli* ne signifie pas forcément que les virus entériques sont aussi absents. Par conséquent, il faut utiliser la surveillance d'*E. Coli* dans le cadre d'une approche à barrières multiples pour protéger la qualité de l'eau potable.

3.2.6 Normes de qualité microbiologique :

Les directives du CCE et la réglementation française et algérienne excluent impérativement les présences de coliformes fécaux et de streptocoques fécaux dans 100ml. La même exigence porte sur les coliformes «totaux », avec cependant une tolérance de 5 % de résultats non conformes, lorsqu'un nombre suffisant d'examens est pratiqué. Une tolérance de 1 spore de *Clostridium sulfito-réducteurs* est admise dans 20ml d'échantillon.

Chapitre II :

Industries Des Boissons Rafraîchissantes

Sans Alcools

1. Introduction :

Généralement les boissons rafraichissantes sans alcools (BRSA) ou les softs drinks sont les boissons à base d'eau adoucies, habituellement avec une acidité. Elles sont aromatisées, fréquemment colorées et contiennent souvent une quantité de jus de fruit, de pulpe de fruit ou d'autres ingrédients. L'ingrédient prédominant est l'eau, et leur fonction primaire est l'hydratation. La douceur et d'autres caractéristiques sont à quelques égards secondaires mais elles sont importantes dans la fourniture d'énergie et la valeur nutritive de la boisson. Dans ce chapitre nous allons présenter l'industrie des soft drinks d'un point de vue formulation et ingrédients.

2. Les ingrédients :

Le tableau ci dessus illustre une liste de quelque ingrédient des BRSA avec leur niveau d'usage. Ces éléments seront détaillés dans ce qui suit.

Tableau II 1 : Ingrédients des BRSA et leurs niveaux d'usage [15]

Ingrédient	Niveau d'utilisation
Eau	Jusqu'à 98% v/v
Sucres	7-12% m/v
Jus de fruit	Variable
Dioxyde de carbone	0,30 - 6 % m/v
Acides	0,03 - 0,05 % m/v
Arômes	Artificiel 0,10 - 28 % m/m Naturel : jusqu'à 0,5% m/m
Emulsions	0,1 % m/v
Colorants	Jusqu'à 70 ppm
Préservatifs	Selon les normes
Antioxydants	Mois de 100 ppm

2.1 L'eau [15,24] :

L'eau est le principal ingrédient des softs drinks, elle constitue entre 85-95 % du produit et agit comme un support des autres ingrédients. Par conséquent sa qualité doit être conforme à des exigences et elle ne doit pas interférer avec le goût, l'apparence, carbonatation et les autres propriétés des soft drinks. Cependant selon l'eau de source et les spécifications des produits un traitement pour améliorer la qualité est peut être nécessaire.

L'eau de fabrication doit se soumettre aux exigences de qualité suivantes:

Elle ne doit pas contenir :

- Des concentrations élevées en sels minéraux ;
- Des goûts et des odeurs désagréables ;
- Des matières organiques ;
- D'oxygène dissous ;

Elle doit être :

- Claire et incolore ;
- Stérile.

Certain éléments se distinguent des autres en matière d'exigences : les matières en suspension (MES) qui sont des complexes d'hydroxydes inorganiques, des silicates ou des débris organiques peuvent causer des difficultés lors de carbonatation des boissons en conduisant à des points d'instabilité et par conséquent des pertes en carbonatation, pour les boissons non gazeuses elles causent des dépôts provoqués par leur agglomération. En matière de dureté, l'eau doit être douce ($TH < 5^\circ F$) ou moyennement dure ($5 < TH < 10^\circ F$). Le carbone organique dissous entraîne la formation de précipités qui par leur dégradation peuvent causer des goûts et des odeurs désagréables et il est utilisé comme source d'énergie pour les microorganismes.

Une alcalinité élevée neutralise l'acidité des softs drinks, ce qui entraîne la création d'un goût fade. La majorité des producteurs choisissent une alcalinité de $5^\circ F$. Le niveau des nitrates recommandé est de 50 mg/l. Le calcium réagit avec la pectine des composés de fruits pour former des gels stables ce qui crée un produit final laid et désagréable. Le chlore libre doit être éliminé car il a tendance à réagir avec les arômes. Le fer et d'autres ions métalliques peuvent catalyser des réactions qui créent des défauts de saveur et de couleur, en particulier dans les produits enrichis avec des vitamines ou d'autres additifs divers. Le tableau II2 illustre quelques limites de qualité d'une eau destinée à la fabrication des BRSA.

Tableau II 2 : Qualité typique d'une eau destinée à la fabrication des boissons BRSA [25]

Paramètre	Qualité typique (valeur max)
Organoleptique	
Odeur	0
Goût	0
Physique	
Couleur	20 mg/lPt/Co échelles
Turbidité	1FTU
Alcalinité	$10^\circ F$
Benzène	
Conductivité	500 μ S /cm
Chlore libre	0,05 mg/l
Matières organique dissoute	2 mg/l
Oxydabilité KMnO4	0,05 ppm
pH	6,5-8,5
Solides totaux dissous	500 mg/l
Anionique	
Chlorure	20 mg/l
Nitrate	20 mg/l
Nitrite	0,1 mg/l
Phosphate	3 mg/l
Sulfate	10 mg/l
Sulfite	1 mg/l
Cationique	
Aluminium	0,2 mg/l
Cuivre	3 mg/l
Fer	0,2 mg/l
Manganèse	0,03 mg/l
Sodium	150 mg/l
Zinc	5 mg/l

2.2 Les Sucres :

Les sucres fournissent la douceur, l'équilibre, la saveur et la valeur nutritive à la boisson. On en distingue deux types, les sucres basés sur le saccharose qui sont obtenus à partir des betteraves et des cannes, et ceux dérivés des blés et des maïs.

2.2.1 Le Saccharose [24] :

Il est l'agent traditionnel utilisé dans les soft drinks. Il est utilisé soit sous forme sèche (cristalline) soit sous forme liquide (sirop).

2.2.2 Le sirop de glucose :

Le sirop de glucose est défini comme un soluté épuré et concentré de D-glucose, maltose et d'autres polymères de D-glucose obtenus par l'hydrolyse partielle acide ou enzymatique contrôlée de l'amidon.

La disponibilité des enzymes commerciales d'isomérase dans les années 70, qui sont capables de convertir le glucose en fructose, a permis le développement significatif de la production des sirops de maïs de haut contenu en fructose avec des niveaux de fructose de 42% et un niveau de douceur équivalent au saccharose. L'utilisation de la technologie de séparation a permis davantage l'amélioration de ces produits pour donner des sirops du fructose 55%.

Dans les soft drinks, les sirops de glucose sont employés pour fournir la douceur et les propriétés physiologiques spécifiques aux boissons de sport et énergétiques. Les sirops de glucose sont sensiblement moins doux que les solutions correspondantes de saccharose, à moins qu'elles aient un haut contenu en fructose.

2.2.3 Fructose :

Le fructose peut également être employé comme un produit de remplacement de sucre sous la forme cristalline ou de sirop. Il est présent naturellement dans de nombreux fruits et dans le miel, mais commercialement il est manufacturé en utilisant le saccharose comme réactif. Le saccharose est d'abord hydrolysé à un mélange de fructose et de glucose. Les monosaccharides glucose et fructose sont séparés en utilisant la chromatographie et le fructose est alors cristallisé.

Le fructose a quelques propriétés physiologiques intéressantes. C'est un monosaccharide avec une teneur en énergie de 4 kcal/g (17 kJ/g) mais en raison de sa douceur accrue il peut être employé à des niveaux plus bas que le saccharose. Le fructose est lentement absorbé et métabolisé par le corps, il ne cause pas d'élévations rapides en glucose dans le sang après l'ingestion. Il est, donc, approprié aux diabétiques et également pour l'usage dans les boissons prévues pour agir en tant que source d'énergie plus lente et plus soutenue. En raison de son effet limité sur le glucose dans le sang, le fructose est un édulcorant glycémiqumique faible comparé au glucose. Comparé à d'autres édulcorants, le fructose a un effet accru sur la satiété. En revanche l'incorporation du fructose dans le régime affecte l'absorption des minéraux (fer et calcium).

2.3 Le Dioxyde de carbone (CO₂) [25] :

La carbonatation est l'imprégnation d'un liquide avec le gaz d'anhydride carbonique. L'anhydride carbonique est un gaz non-toxique et inerte qui est pratiquement sans goût et est aisément disponible à un coût raisonnable. Il est soluble dans les liquides (la solubilité augmentant avec la diminution de la température) et peut exister comme gaz, liquide ou

solide. Une fois dissous dans l'eau il forme l'acide carbonique. L'acide carbonique procure à la boisson un goût acide et acéré. Au delà d'un certain niveau, le dioxyde de carbone participe à la préservation de la boisson.

La solubilité du CO₂ dans l'eau varie en fonction de la température de l'eau et de la pression du gaz. Elle diminue avec l'augmentation de la température et augmente avec l'augmentation de la pression. A moins de 15,5°C et une pression de 1atm, l'eau absorbe son propre volume de dioxyde de carbone. Or l'augmentation de la pression à 10atm entraîne une augmentation de la solubilité des gaz à environ 9.5 volumes. Les boissons gazeuses sont généralement formulées pour être dans la gamme de 2-3volumes gaz dissous. L'effet de la dissolution est de former l'acide carbonique (H₂CO₃), qui à son tour se dissocie partiellement pour former des ions bicarbonate et carbonate.

2.4 Les acides [15] :

L'utilisation des acides est essentielle dans la formulation des boissons. En plus de leur rôle premier qui est la satisfaction de la soif qui résulte de la stimulation de la salive dans la bouche, ils préservent la boisson et renforcent la saveur des autres ingrédients présents. Cependant, en synergie avec les antioxydants et l'acide ascorbique, les acides préviennent indirectement la décoloration et la dégradation de l'odeur et de la saveur. Le tableau II3 illustre quelques acides utilisés dans la formulation des boissons.

Tableau II 3 : Acides utilisés dans la formulation des boissons

Acidulant	Mass molaire	Point de fusion(°C)
Acide citrique	192,1	152-154
Acide tartrique	150,1	171-174
Acide phosphorique	98	42,35
Acide lactique	90,1	18
Acide malique	134,1	98-102
Acide fumarique	116,1	299-300
Acide acétique	60	16-18

2.5 Les arômes [24] :

Les arômes utilisés dans la formulation des boissons rafraichissantes sans alcools sont de deux types : miscible avec l'eau et non miscible avec l'eau. Les arômes miscibles sont formulés pour se dissoudre dans l'eau en formant une solution homogène à des dosages généralement 0.1%, et ils contiennent typiquement des composés oxygénés très polaires. Les arômes non miscibles avec l'eau ont dans leurs formulations une phase huileuse non-polaire, ils sont introduits sous forme d'émulsion pour améliorer l'incorporation des autres arômes de base huileuse.

2.6 Les colorants [24] :

Les colorants ne possèdent aucune valeur nutritive mesurable, et ne peuvent avoir aucun rôle, dans l'aliment ou la boisson, autre que de tromper le consommateur ; mais pour apprécier la pleine valeur de la couleur comme additif, ou plus spécifiquement comme additif de boisson non alcoolique, il est nécessaire d'apprécier la synergie entre les réponses sensorielles de la vue et du goût.

La couleur fournit des moyens de présenter une boisson au consommateur de sorte que les attributs organoleptiques perçus soient correctement placés dans un ordre commandé d'appréciation. La quantité de couleur est importante, et certaines couleurs provoquent,

ou complément, un goût particulier. L'orange et le jaune tendent vers les saveurs de citron. Les verts et les bleus reflètent le caractère de menthe poivrée et de menthe verte (saveurs fraîches et saveurs balsamiques). Les bruns correspondent à des saveurs plus lourdes, par exemple, colas, pissenlit et bardane. Par conséquent, la duperie, si jamais elle est prévue, est visée pour s'assurer que les consommateurs puissent maximiser leur plaisir de la boisson.

Quand une boisson non alcoolique est basée en partie sur des jus de fruit, il peut être nécessaire de reconstituer l'aspect du jus concerné si ses couleurs normales ont été détruites par le traitement thermique, ou d'intensifier ces couleurs quand la contribution du jus est plus faible. L'ajustement de couleur peut également être nécessaire pour assurer l'uniformité du produit et pour excentrer des variations normales de la tonalité et de l'intensité de couleur liées au type de jus utilisé dans la formulation de boisson.

Des colorants alimentaires sont divisés en deux classes: naturels et artificiels. Les colorants naturels sont généralement des extraits botaniques.

2.7 Les agents de conservation [15] :

Un agent de conservation peut être défini en tant que n'importe quelle substance capable d'empêcher, de retarder ou d'arrêter la croissance des micro-organismes ou n'importe quelle détérioration de la boisson due aux micro-organismes ou encore toute substance capable de masquer l'évidence d'une telle détérioration. Le tableau II 4 illustre les agents de conservation communément utilisés dans la fabrication des BRSA [25].

Tableau II 5 : Agents de conservation communément utilisés dans la fabrication des BRSA

Agents de conservation	E - numéro
Dioxyde de soufre	E220
Acide benzoïque	E210
Acide sorbique	E200
Combinaison d'acide benzoïque et sorbique	E210/E200

Chapitre III :

Présentation De L'unité Etudiée

1. Présentation générale de l'établissement :

L'unité étudiée est située dans la zone industrielle d'Oued Smar, commune d'Oued Smar, Daïra d'El-Harrach, Wilaya d'Alger. La superficie totale du site est de 7950 m² dont 4500 m² bâtis. L'unité active dans le secteur des BRSA par la fabrication de trois produits qui sont : Boisson fruitée (1,5 l et 2 l), Boisson gazeuse (33 cl ; 1 et 2 l) et Boisson aromatisée (35 ml et 65 ml) avec une capacité de production respectivement de : 12.000 bouteilles/ heure, 20.000 bouteilles/ heure et 30.000 cartons de 75 unités/ jour

2. Description du processus de fabrication:

2.1 Plan d'organisation des ateliers:

L'unité flash boisson comporte les ateliers et les structures suivants :

- Atelier de production de la boisson fruitée ;
- Atelier de production de la boisson gazeuse;
- Atelier de production de la boisson aromatisée;
- Station de traitement des eaux de forage ;
- Atelier de maintenance
- Laboratoire de contrôle de qualité
- Bloc administratif et commercial.

Les équipements opérationnels au sein de l'unité étudiée sont donnés dans le tableau ci-dessous.

Tableau III 1 : Equipements opérationnels à l'unité étudiée.

Atelier	Activités	Equipement
Atelier FLASH	Préparation de sirop de sucre ; Pasteurisation ; Ajouts d'arômes ; Conditionnement dans les sachets plastiques alimentaires.	Un groupe de froid ; Une chaudière ; Une cuve de préparation ; Un pasteurisateur ; 31 machines de remplissage.
Atelier PUNCH	Préparation des mélanges ; Soufflage des bouteilles ; Remplissage et mise en fardeau.	Un compresseur de 40 bars ; Un refroidisseur ; Une chaudière ; Une machine de soufflage des préformes ; 04 cuves de préparation ; Un pasteurisateur ; Une machine de remplissage ; Une étiqueteuse ; Une imprimante ; Une fardeleuse.
Atelier CLAS	Préparation de sirop, le pré-mixage ; Remplissage des bouteilles ; Mise en bouchons et marquage ; Etiquetage et mise en fardeau.	Une cuve de stockage de CO ₂ ; Un refroidisseur ; 02 compresseurs (dont un non opérationnel) ; 02 cuves de pré-mixe ; Une remplisseuse ; Une imprimante ; Une fardeleuse.

2.2 Schéma de fabrication:

Au niveau de l'entreprise, la fabrication est organisée conformément au schéma ci-dessous :

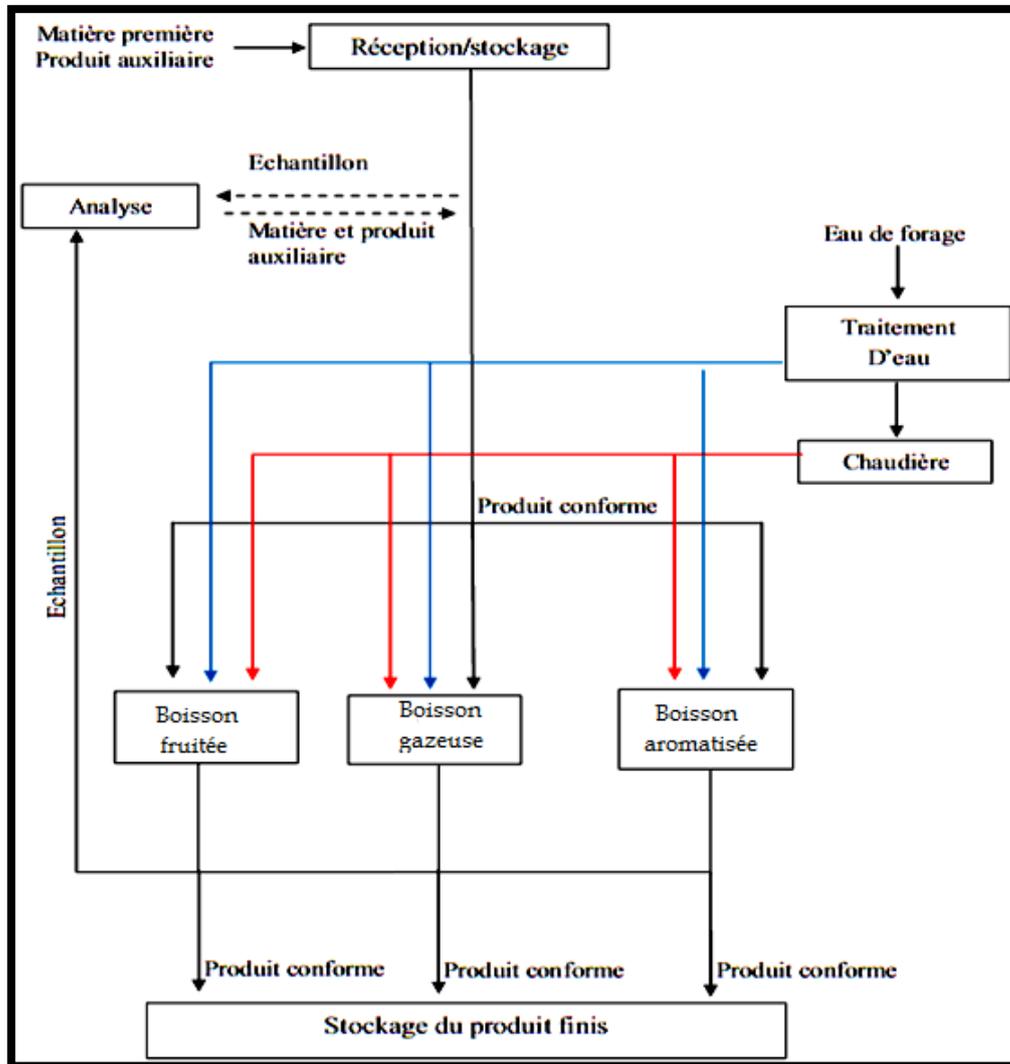


Figure III 1 : Schéma de fabrication au sein de l'unité étudiée.

2.3 Subdivision des procédés en opérations élémentaires

- Procédé de fabrication de la boisson fruitée

Ce procédé s'articule autour des étapes élémentaires suivantes :

1. Préparation du mélange constitué d'eau traitée, de sucre, d'arôme, d'acide citrique, d'acide ascorbique, de benzoate de sodium, de sorbate de potassium et d'émulsion naturelle. Ce mélange subit un contrôle de qualité au niveau du laboratoire de l'unité;
2. Cuisson du concentré de fruit à 60°C pendant 30 min qui est ajouté au mélange pour constituer le sirop;
3. Ajout de l'eau au sirop (12000 litres par coulée) pour obtention du jus;
4. Le jus passe par la pasteurisation qui se fait à 90°C-100°C pendant 20 à 30 secondes.

5. Parallèlement à la préparation du jus, il y a l'étape de soufflage des bouteilles. Cette étape se déroule dans la salle de soufflage où l'air sous pression est injecté dans les préformes de bouteilles placés dans des moules et chauffés à 175°C.

6. Après pasteurisation, le remplissage des bouteilles s'effectue dans une salle stérile munie de lampes à rayon Ultra Violet qui assurent la stérilisation continue du jus.

7. Les bouteilles remplies sont par la suite étiquetées et datées

8. Les bouteilles étiquetées et datées sont alors mises en fardeau. Cette étape consiste à grouper les bouteilles par lot de six qui est enveloppé par un film plastique rétractable. La rétraction du film est assurée par passage des fardeaux dans un four électrique porté à 175°C.

9. Enfin, les fardeaux sont disposés sur des palettes en bois et stockés dans un hangar en attente d'enlèvement.

Ces étapes élémentaires sont organisées et articulées conformément au schéma du procédé ci-dessous :

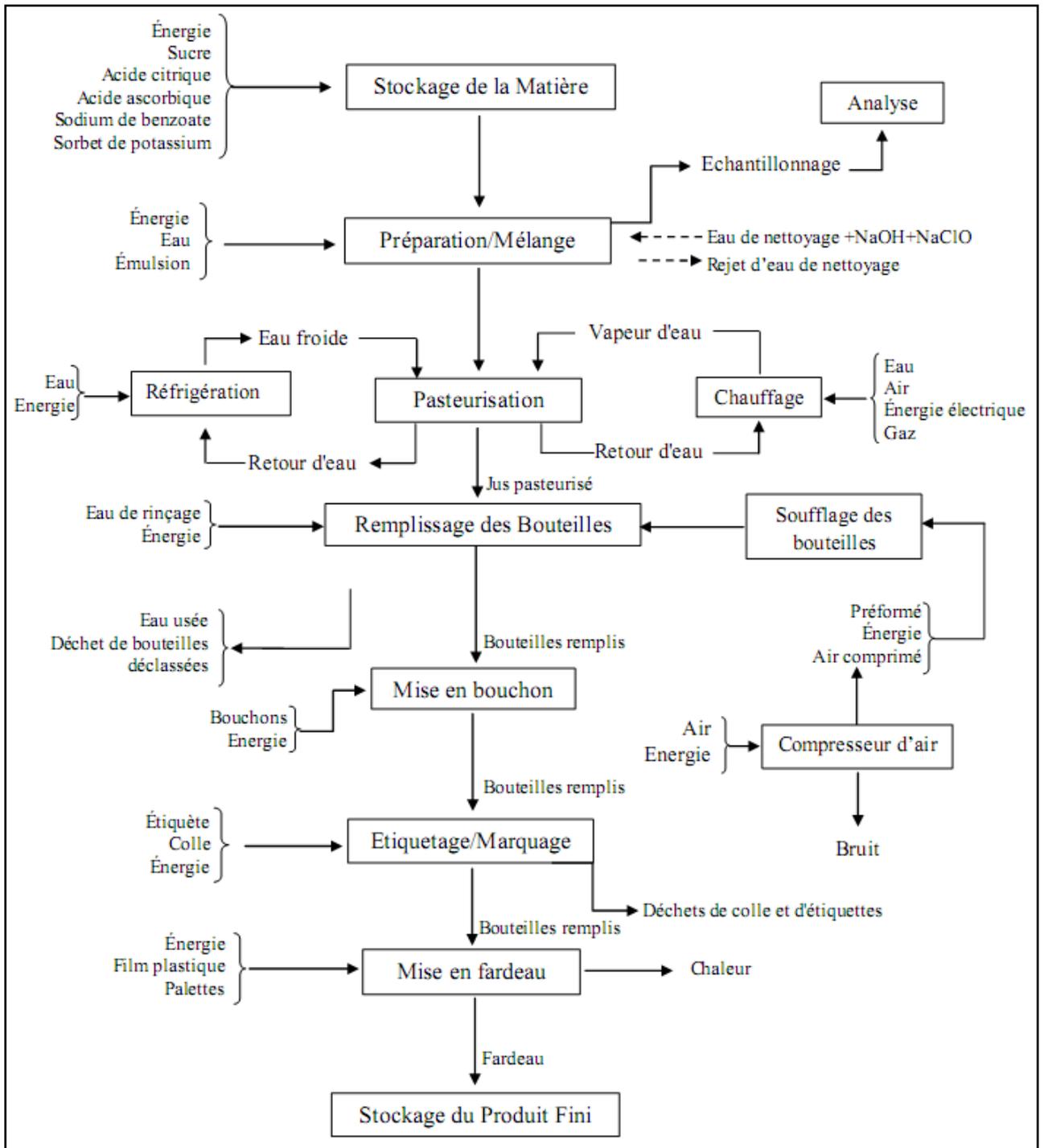


Figure III 2 : Processus de fabrication de la boisson fruitée.

- **Procédé de production de la boisson gazeuse**

Ce procédé s'articule autour des étapes élémentaires suivantes :

1. Chauffage de l'eau à 80/90°C, puis préparation du sirop par ajout de sucre ;
2. Refroidissement du sirop et préparation du mélange contenant de l'acide citrique, du benzoate de sodium, des arômes et des colorants ;
3. Opération de carbonatation par ajout du CO₂ ;
4. Soufflage des bouteilles par injection d'air dans des préformes disposés dans des moules et chauffés à 175 °C. Les bouteilles ainsi obtenues sont stockées dans une trémie ;
5. Les bouteilles sont ensuite lavées à l'eau courante avant leur remplissage par le sirop gazeifié et l'injection complémentaire du CO₂ ;
6. Les bouteilles remplies sont bouchonnées et datées. Elles passent alors dans un tunnel d'équilibrage thermique par aspersion d'eau chaude (actuellement hors service) qui permet d'augmenter la température des bouteilles à la température ambiante. Elles sont ensuite séchées à travers un sécheur électrique avant l'opération d'étiquetage ;
7. Les bouteilles étiquetées sont mise en fardeau de 12 bouteilles enveloppées d'un film plastique rétractable à chaud. La rétraction du film est assurée par passage des fardeaux dans un four électrique porté à 175°C ;
8. Les fardeau sont enfin disposés sur des palettes en bois et stockés dans un hangar en attente d'enlèvement.

Ces étapes élémentaires sont organisées et articulées conformément au schéma du procédé ci-dessous :

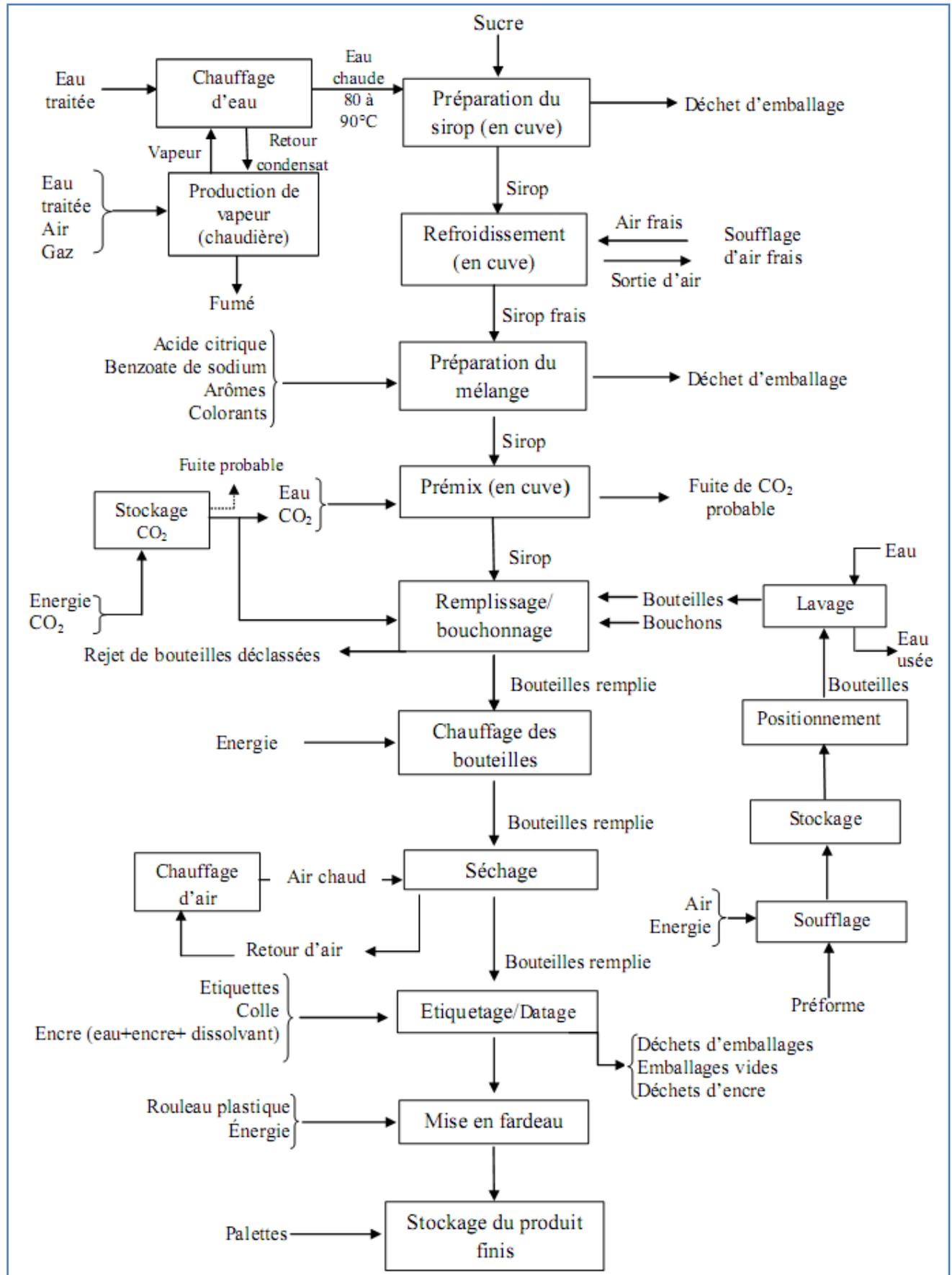


Figure III 3 : Processus de fabrication de la boisson gazeuse.

- **Procédé de fabrication de la boisson aromatisée :**

La boisson aromatisée est à base de sucre et d'arôme. Son procédé de fabrication s'articule autour des étapes élémentaires suivantes :

1. La première est la préparation du mélange qui s'effectue en mélangeant le sucre et l'acide citrique
2. Ajout de l'eau et des conservateurs (Benzoate de Sodium et Sorbate de Potassium)
3. La solution préparée est pasteurisée à 90°C pendant 20 à 30 secondes
4. Une fois la pasteurisation réalisée, des échantillons sont prélevés et des analyses physico-chimiques et microbiologiques sont effectuées au niveau du laboratoire de contrôle qualité.
5. Après analyse, la solution est remplie dans des cuves pour être aromatisée
6. La solution aromatisée est ensuite conditionnée dans des tubes en plastique alimentaire. Ces derniers sont emballés dans des cartons qui sont disposés sur des palettes et stockés dans un hangar en attente d'enlèvement.

Ces étapes élémentaires sont organisées et articulées conformément au schéma du procédé ci-dessous :

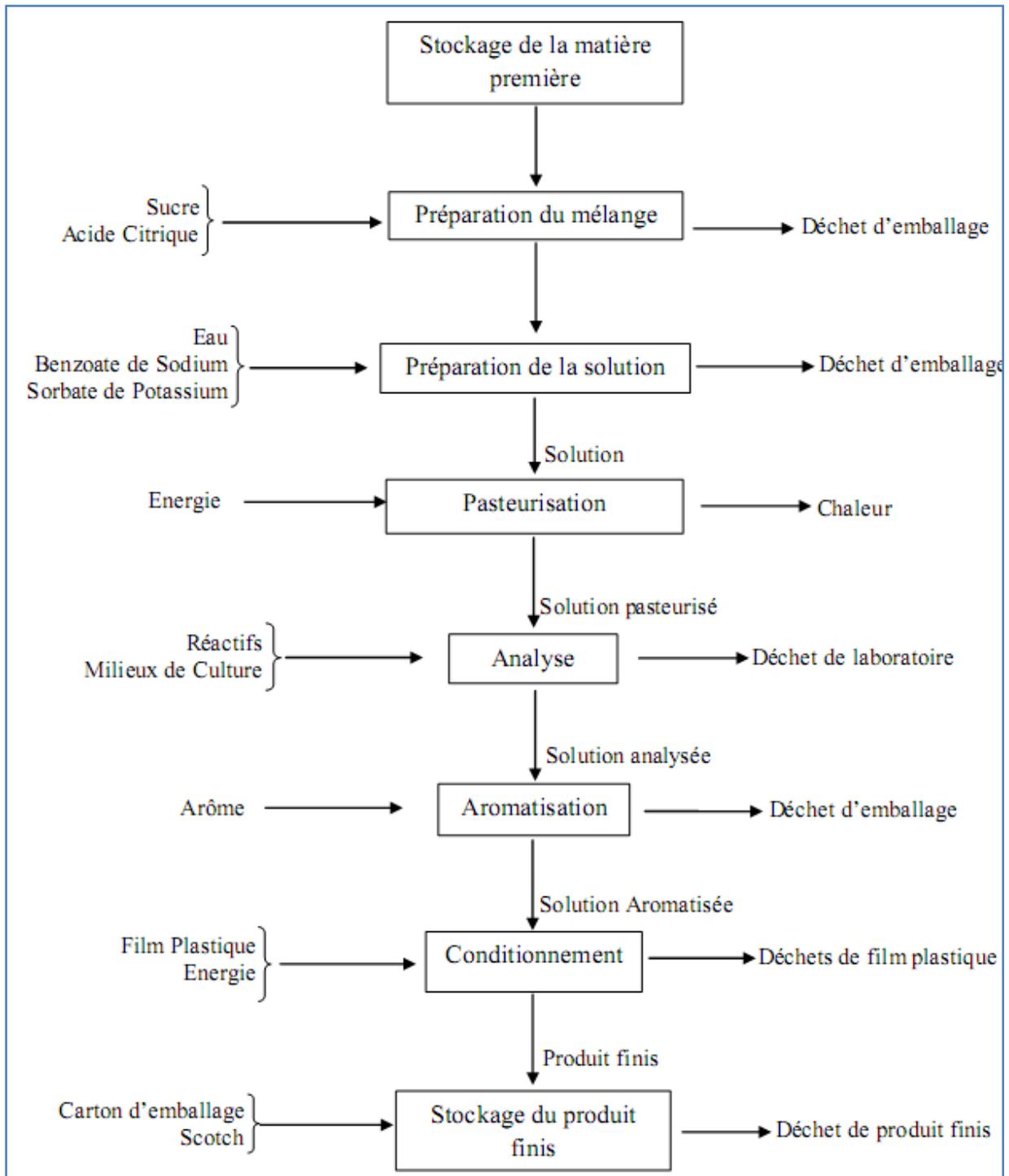


Figure III 4 : Processus de fabrication de la boisson aromatisée.

- **Station d'eau : procédé de traitement des eaux**

L'eau utilisée dans l'usine provient d'un forage et subit des traitements avant son utilisation. Après pompage, l'eau de forage est stockée dans une bache d'eau d'une capacité de 1200 m³ à laquelle on ajoute de l'eau de javel pour stérilisation. L'eau subit ensuite une première filtration sur lit de sable pour éliminer les matières en suspension puis une deuxième filtration sur un lit de charbon actif qui adsorbe les matières organiques dissoutes et réduit la concentration du chlore libre. L'eau passe par la suite à travers une résine échangeuse d'ions où elle subit un adoucissement avant d'être distribuée dans toute l'usine. La résine d'échange ionique est régénérée toute les 4 à 8 heures avec une solution saturée de chlorure de sodium.

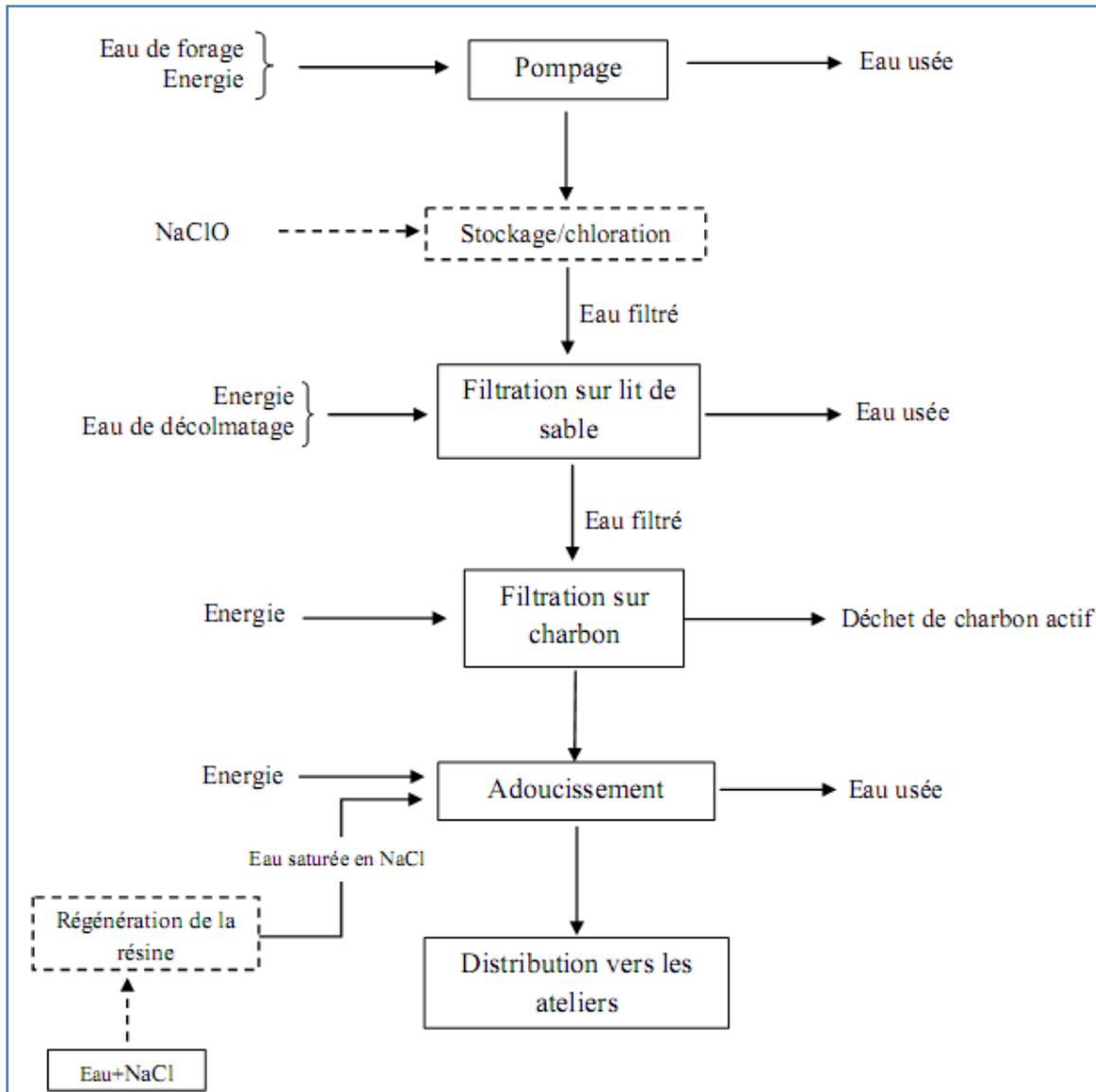


Figure III 5 : Station de traitement des eaux de procédé.

Chapitre IV :

Etude de Quelques procédés de traitement des eaux
de process

Le traitement d'une eau brute dépend de sa qualité, laquelle est fonction de son origine et peut varier dans le temps. L'eau à traiter doit donc être en permanence analysée car il est primordial d'ajuster le traitement d'une eau à sa composition et, si nécessaire, de le modular dans le temps en fonction de la variation observée de ses divers composants. Il peut arriver cependant qu'une pollution subite ou trop importante oblige l'usine à s'arrêter momentanément.

Un traitement classique et complet d'une eau s'effectue en plusieurs étapes : l'eau passe par un filtre à sable pour éliminer les matières en suspension puis par un filtre à charbon pour éliminer les matières organiques dissoutes et les mauvais goûts et odeurs. Si l'eau est dure, une étape d'échange d'ion ou encore d'ultrafiltration est nécessaire. Pour une désinfection primaire, la chloration est la plus utilisée et pour une désinfection secondaire, des lampes de rayonnements ultraviolets sont souvent employées. D'autres méthodes existent aussi telles que l'ozonisation et la filtration membranaire (nanofiltration et osmose inverse). Dans ce chapitre nous allons étudier quelques procédés utilisés pour le traitement des eaux de process d'une unité de fabrication des BRSA à savoir : l'échange d'ion, la filtration sur charbon actif, la chloration et la désinfection à l'ultraviolet.

I. Echange d'ion:

Le terme « échange d'ion » regroupe un ensemble de technologies diverses qui ont pour point commun d'utiliser des résines ayant la propriété d'avoir des adhésions préférentielles connues : un ion adhère plus au moins à la résine. Cette propriété permet de construire des systèmes où l'on échange des ions contre d'autres de manière ciblée afin de changer les propriétés de l'eau.

I.1 Matière et réaction [26-27]:

La matière principale dans l'échange d'ion est une résine dite « résine échangeuse d'ions ». Ces résines sont soit des zéolites inorganiques naturels, soit des résines organiques synthétiques; celles-ci sont les plus fréquentes à cause de leurs propriétés manipulables selon le besoin.

Une résine échangeuse d'ions consiste en une structure (réseau) organique ou inorganique avec des groupements fonctionnels attachés qui peuvent échanger leurs ions mobiles contre d'autres de la même charge du milieu environnant. Chaque résine a un nombre distinct de sites d'ions mobiles qui définit le maximum de quantité d'échange par unité de résine.

La majorité des résines échangeuses d'ions sont fabriquées par une copolymérisation de Styrène et divinylbenzène (DVB). Les molécules de styrène constituent la matrice de base de la résine tandis que le DVB sert à interlier les polymères pour avoir une insolubilité générale et une rigidité de la résine. Généralement elles sont sphériques, avec un diamètre compris entre 0.01 et 0.04mm (Figure IV1).

Les réactions d'échange d'ions sont stœchiométriques et réversibles, par exemple, une résine avec des ions hydrogène mobiles va échanger ces ions contre des ions de manganèse de la solution avec laquelle elle est en contact selon la réaction suivante:



R : représente la partie organique de la résine et SO_3 est la partie immobile du groupement fonctionnel. Deux sites sont nécessaires pour qu'un ion manganèse puisse être échangé.

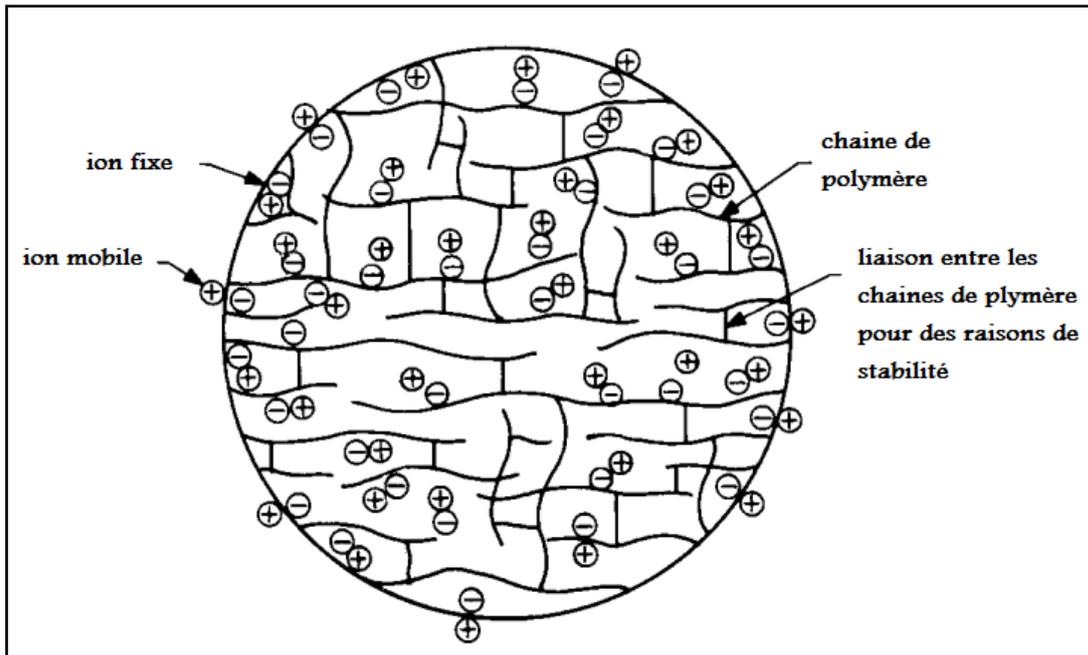


Figure IV 1 : Illustration de la structure d'une résine synthétique [28]

Comme indiqué précédemment, la réaction d'échange d'ions est réversible. Le taux de conversion ou d'échange dépend de la sélectivité ou de la priorité des ions magnésium comparée à celle des ions hydrogène. La sélectivité de la résine pour un ion donné est mesurée par le coefficient de sélectivité noté « K » qui, dans sa forme la plus simple pour la réaction suivante:



est exprimé comme suit:

$$K = \frac{\text{concentration de } B^+ \text{ dans la résine}}{\text{concentration de } A^+ \text{ dans la résine}} \times \frac{\text{concentration de } A^+ \text{ dans la solution}}{\text{concentration de } B^+ \text{ dans la solution}}$$

Le coefficient de sélectivité exprime la distribution relative des ions lorsque une résine ($R - A^+$) est placée dans une solution contenant les ions B^+ . Le Tableau IV1 donne la sélectivité des résines échangeuse d'ions classé par ordre de préférence.

En dépit de cette préférence, la résine peut être reconvertie à la forme d'hydrogène par contact avec une solution concentrée d'acide sulfurique [26] :



Cette étape s'appelle « la régénération », d'une manière générale, plus la sélectivité de la résine pour un ion donné est grande plus l'efficacité d'échange de cet ion est grande. Une grande sélectivité pour un ion se traduira toutefois par une consommation accrue de produit chimique pour la régénération.

Tableau IV 1 : Sélectivité de la résine échangeuse d'ions classé par ordre de préférence [26]

échangeuse fortement acide	échangeuse fortement basique
Baryum	Iode
Calcium	Nitrate
Cuivre	Bisulfate
Zinc	Chlorure
Magnésium	cyanure
Potassium	Bicarbonate
Sodium	hydroxyde
Ammoniaque	Fluorure
Hydrogène	sulfate

I.2 Les types des résines [26-29]:

Les résines échangeuses d'ions sont classées en résines cationiques et en résines anioniques. Les deux types de résine sont fabriqués de la même matrice organique de base et ils diffèrent par leurs groupements fonctionnels ionisables attachés au squelette organique. Ces groupements fonctionnels déterminent le comportement chimique de la résine à laquelle ils sont attachés.

Les groupements fonctionnels se divisent en quatre (4) catégories:

- Fortement acide (sulfonâtes $-SO_3^-$).
- Faiblement acide (carboxylates $-COO^-$).
- Fortement basique (amine quaternaire $-N(CH_3)_3$).
- Faiblement basique (amine ternaire $-N(CH_3)_2$).

Les sites d'échange chargés négativement ($-SO_3^-$ ou $-COO^-$) sont fixés sur la matrice de la résine , les groupements positivement chargés sont associés électro-statiquement avec les sites négatifs. La capacité de la résine est mesurée comme étant le nombre de sites chargés par unité de volume ou de poids. Le terme « fonctionnalité » est utilisé pour identifier la composition chimique (ex : sulfonâtes $-SO_3^-$)...

I.2.1 Echangeuses cationiques :

a. Echangeuses fortement acide:

Ce type d'échangeuses d'ions fonctionne dans une gamme de pH très large, car le groupement sulfonate étant fortement acide est ionisé dans la plage de pH [1-14]. La figure IV2 illustre les sites d'échange d'une résine de type R-H.

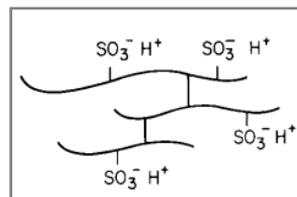


Figure IV 2 : Résine cationique fortement acide de type R-H [28]

La régénération de la résine utilisée est accompli en utilisant un excès de concentration (0,5 à 3 M) en HCl ou NaCl ce qui conduit à l'inversion de l'équation 1 et 3.

b. Echangeuses cationiques faibles :

Une résine de ce type peut seulement échanger des ions dans un domaine de pH neutre ou alcalin à cause du groupement fonctionnel, typiquement le carboxylate ($pK_a = 4.8$) qui n'est pas ionisé à de faibles pH. Ainsi les résines cationiques faibles peuvent être utilisées pour éliminer la dureté carbonatée mais elles ne parviennent pas à éliminer la dureté non carbonatée.

I.2.2 Echangeurs anioniques :

a. Echangeuses anioniques fortes:

Les résines fortement basiques sont utilisées dans l'intervalle du pH [0-13]. La figure IV3 représente les sites d'échange d'une résine anionique de type R-Cl. On distingue deux types de résines anioniques fortes, type1 et type2. La principale différence entre les deux est que la résine de type1 a une stabilité chimique plus grande alors que la résine de type2 a une efficacité de régénération et une capacité d'échange légèrement plus élevée. Physiquement, les deux types diffèrent par la structure des sites d'échange d'ammonium quaternaire ; les sites de la résine de type1 ont trois groupements méthyle tandis que dans la résine de type2, un groupement éthyle remplace un des groupements méthyle.

Les résines anioniques fortes souffrent de la diminution de leur capacité et de la fuite de silice au-delà de certaine concentration. Aussi elles ne peuvent opérer à plus de 55 °.

Cependant, la croissance des bactéries est un problème majeur avec les résines anioniques car les parties positivement chargés des résines tendent à absorber les bactéries négativement chargées et que de leur tour métabolisent les matières organiques absorbées. L'utilisation des produits désinfectants ou l'eau chaude n'est pas recommandée.

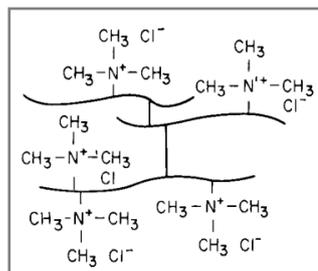


Figure IV 3 : Résine anionique forte [28]

b. Echangeuses anioniques faibles:

Les groupements fonctionnels de ce type de résine sont : des amines primaires, des amines secondaires, des amines tertiaires et parfois des amines quaternaires[29]. Les résines d'échange d'anion faiblement basique sont utilisées pour les eaux fortement acides (Cl^- , SO_4^{-2} , NO_3^-) avec une basse alcalinité, n'éliminent pas de manière satisfaisante les anions à un pH supérieur à 6, n'éliminent pas la silice mais leurs capacités et deux fois plus grandes que les résines fortement basique.

I.3 Les unités échangeuse d'ions [29-31]:

I.3.1 Systèmes batch:

L'échange d'ion peut être accompli soit en batch ou en continue(en colonne). Selon le premier mode, la résine et la solution sont mélangées dans un bac, l'échange ionique se fera jusqu'à l'équilibre. Après, la résine est séparée de la solution. Le degré avec lequel l'échange ionique va avoir lieu est limité par la sélectivité que montre la résine pour l'ion en solution. Par conséquent l'utilisation de la capacité d'échange de résines sera limitée.

I.3.2 Système continue

La plupart des applications industrielles de l'échange ionique emploient les systèmes de colonne à lit fixe. La composition de base d'une colonne d'échange est montrée par la Figure IV4.

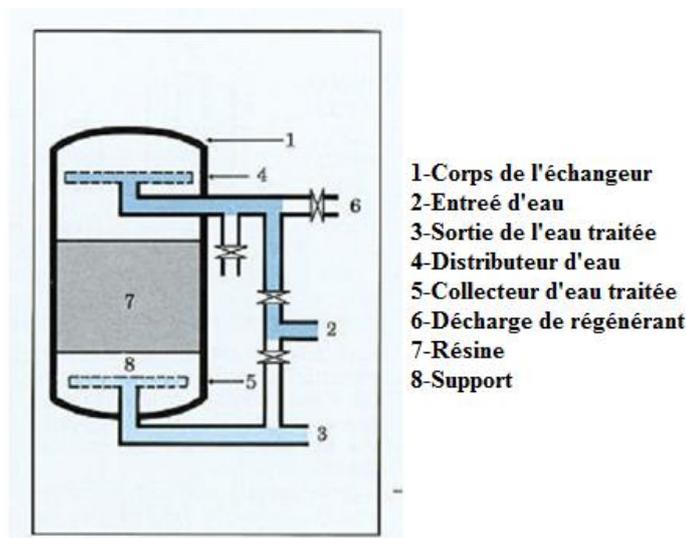


Figure IV 4 : Colonne d'échange d'ion à lit fixe.

I.3.2.1 Séquences Opérationnelles

Le mode d'opération dans les unités échangeuse d'ions varie d'un système un autre selon les besoins. Les cycles de service et de régénération peuvent d'être totalement manuels ou automatiques. La phase d'échange est appelée « cycle de service », est suivie par une phase de régénération nécessaire pour rendre le lit d'échange à son état initiale. La phase de régénération se fait en quatre (4) étapes : un rétro-lavage nettoyant du lit, introduction du régénérant chimique, rinçage lent pour pousser le régénérant lentement du lit et finalement un rinçage rapide pour évacuer tous le régénérant de la résine et éluer les ions non désirées vers la décharge.

I.3.2.1.1 Cycle de service :

I.3.2.1.2 Cycle de régénération : Il se déroule en quatre étapes

a. Rétro-lavage du lit :

Cette première étape dans la séquence de régénération consiste à l'inversion d'écoulement du cycle de service en utilisant un volume et un débit suffisants pour développer une expansion appropriée du lit et ce pour éliminer les matières en suspension emprisonnées dans le lit de résine lors de son service. La vitesse de rétro-lavage et la conception interne du lit doivent permettre d'éviter les pertes de résine durant le rétro-lavage.

b. L'introduction du régénérant :

Cette introduction du régénérant chimique peut se faire en cocourant ou à contre-courant selon les exigences sur les effluents, le coût de l'opération, les doses du régénérant, les concentrations, la vitesse d'écoulement et le temps de contact. Les systèmes de distribution et de collecte du régénérant doivent procurer un contact uniforme dans tous le lit.

c. Rinçage lent :

Le rinçage lent qui précède l'étape du rinçage rapide est généralement une extension de l'étape de l'introduction du régénérant, cette étape a pour but de fournir un contact final avec la résine et d'évacuer la majeure partie de régénérant épuisé du lit de résine.

d. Rinçage rapide :

Cette étape est identique au cycle de service sauf que l'effluent est déchargé. Ce rinçage final est toujours dans la direction de l'écoulement du service. Par conséquent, dans les systèmes en contre courant, l'écoulement rinçage lent est en sens opposé.

I.3.3 Les systèmes à multi-colonnes :

Les colonnes échangeuses d'ions peuvent d'être connectées soit en série pour améliorer la pureté du produit et l'utilisation de régénérant soit en parallèle pour augmenter le débit et contrôler les variations de la qualité de l'eau produite.

I.4 Comportement des systèmes continus [30-32] :

Considérons une colonne de résine de R-A traversée par une solution contenant les ions B⁺ comme ions non désirables à éliminer par la réaction d'échange :



A n'importe quel moment la colonne d'échange ionique peut être divisée en trois zones : zone des résines épuisées, zone d'échange d'ions et zone des résines fraîches, comme le montre la Figure6. Au début du cycle de service lorsque la solution (l'eau à traiter) est alimentée à la colonne, tous les ions (B⁺) sont remplacés par les ions (A⁺). La solution (chargée uniquement en ions A⁺) passe par le bas de colonne sans aucun échange ionique n'y ait. Comme l'alimentation est en continue les couches supérieurs du lit sont constamment exposées à une solution fraîche, la couche supérieure se charge de plus en plus en ions B⁺ jusqu'à en être saturée (Figure IV5). Ainsi la zone d'échange se déplace le long du lit de résine jusqu'à atteindre le bas de la colonne et par conséquent les ions B⁺ apparaissent dans l'eau sortant de la colonne. Ce moment de l'évolution d'échange est appelé « le percé » des ions B⁺

(Figure IV6). En continuant au-delà de ce point la totalité du lit attendra l'équilibre et il devient complètement épuisé.

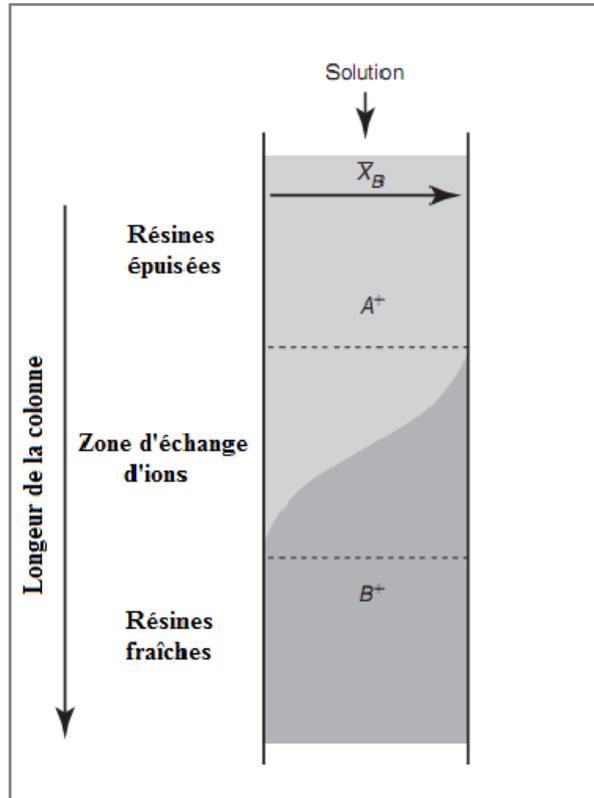


Figure IV 5 : Division de la colonne d'échange ionique en trois zones [31]

Le phénomène de percée définit un autre paramètre appelé « la capacité de percée » qui est la quantité des ions (B^+) échangée par la colonne avant l'apparition du point de percée.

La courbe formée à la frontière des deux zones est appelée « courbe d'épuisement » ou « courbe de percée ». La forme d'une telle courbe pour un système de deux ions donnés dépend de plusieurs facteurs à savoir : la nature et la valence des ions, la concentration de ces ions dans le liquide, le type de la résine (sélectivité) et la cinétique d'échange entre le liquide et la résine.

Dans la pratique, avant l'apparition du point de percée le traitement est arrêté et le lit est régénéré (figure IV 6). Ce paramètre permettra la détermination du temps de service ainsi que le volume d'eau traité avant la percée.

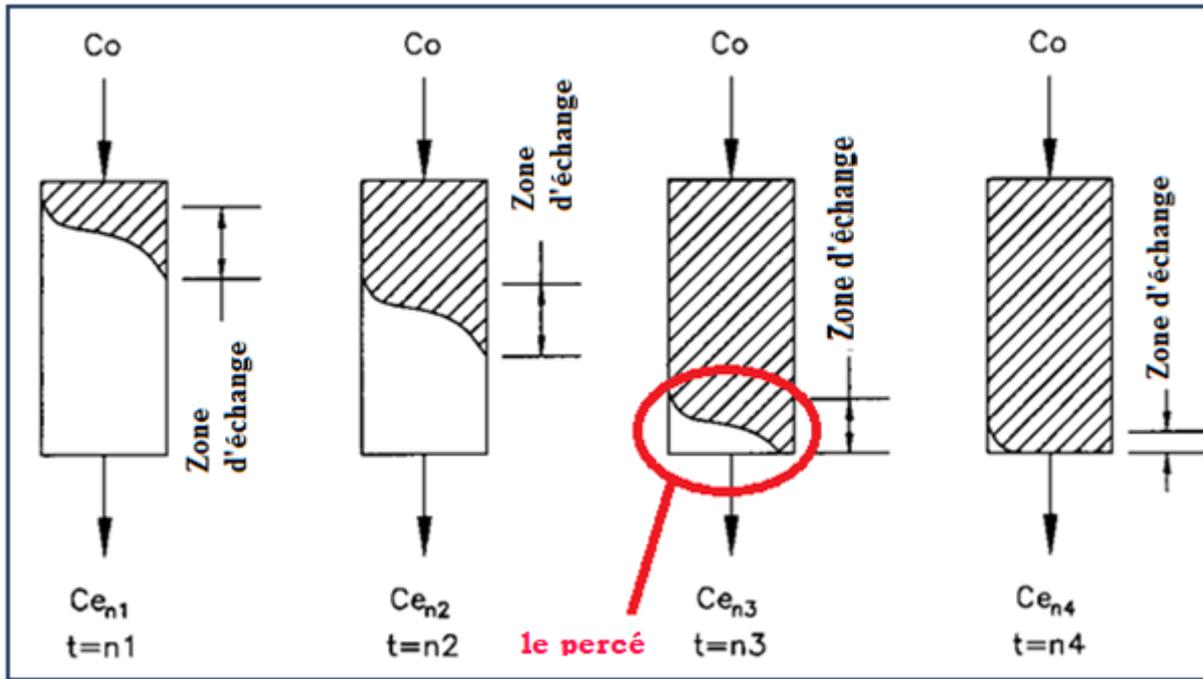


Figure IV 6 : Déplacement de la zone d'échange au cours du temps et l'apparition de percé [9]

I.5 Régénération de la résine [30-31] :

Considérons une résine R-A utilisée pour l'élimination des ions B^+ contenue dans la solution par échange :



Lorsque la colonne est épuisée, la résine est donc le cas le plus générale éluée puis régénérée. L'éluion consiste à la récupération des ions B^+ tandis que la régénération vise à reconverter la résine à son état initial (R-A). Ainsi, l'éluion est le processus opposé de l'échange dans le sens de l'obtention des ions absorbés tandis que la régénération est l'opération opposée de la sorption dans le sens de l'obtention de l'état initial de la résine. Donc la présence ou non de l'étape de l'éluion pour la purification des résines épuisées dépend de l'intérêt que présente la récupération des ions éliminés. Selon ce critère dans le traitement des eaux industrielles on parle de régénération de la résine et pas de son éluion.

La régénération consiste à provoquer la réaction inverse d'échange ionique en mettant la résine en contact avec une solution concentrée en ions A^+ . Selon le sens dans le quel la solution saturée en A^+ circule a travers le lit de résine on distingue deux mode de régénération : Cocourant et en contre courant.

I.6 Performance des résines [27, 29,33] :

Une chute de capacité d'échange de résine est due à plusieurs facteurs :

- **Rétro-lavage impropre :**

L'entraînement des résines pendant l'étape de rétro-lavage peut avoir lieu lorsque la vitesse de jet de lavage est très grande. Cette vitesse doit être convenablement réglée (suivant la température). Le temps de lavage doit être suffisant pour assurer un lit propre avant l'injection de régénérant.

- **Emploi incorrecte du régénérant chimique :**

La capacité de résine peut être affecté si le régénérant est utilisé en concentration très élevée ou très basse. Un deuxième paramètre à prendre en considération est que le distributeur du régénérant doit être placé au dessus du lit de résine de telle façon à assurer une distribution adéquate du régénérant n'affectant pas le corps de la colonne.

- **Dégradation de la résine :**

La stabilité de la résine peut changer sous certain conditions, la compression mécanique, l'abrasion et la température excessive peuvent également rapidement dégrader les caractéristiques de la résine. La dégradation chimique peut se produire, par la rupture de réseau de polymère. La modification des groupes fonctionnels ou l'encrassement de la résine par les espèces en solution est également un risque pour les résines.

La croissance bactérienne est aussi un problème avec les résines anioniques car la partie positivement chargé de la résine tend à absorber les bactéries négativement chargées qui à leur tour métabolisent le squelette organique de la résine.

- **La fuite « leakage » :**

La fuite, est définie comme étant l'apparition de faible concentration en ion indésirable dans l'eau sortie de la colonne durant le début du cycle de service (phase d'épuisement). Ceci est généralement dû aux ions résiduels dans les résines situées en bas de colonne à cause d'une régénération incomplète. Ce phénomène est rencontré dans les adoucisseurs.

I.7 Traitement par échange d'ion :

Dans le traitement par échange d'ion, les ions dissous sont éliminés ou échangés en utilisant une résine échangeuse d'ion pour avoir la qualité de l'eau appropriée. Selon le but de traitement et selon la résine utilisée l'on obtient des systèmes aux propriétés différentes. L'élimination de tous les ions dissous s'appelle « déminéralisation », l'échange des ions calcium et magnésium est appelé « adoucissement ».

I.7.1 Adoucissement de l'eau [33,34] :

L'adoucissement de l'eau peut pratiquement éliminer tous les ions calcium et magnésium présents dans l'eau. Les adoucisseurs peuvent éliminer jusqu'à que 5ppm de fer et de manganèse. En revanche, les adoucisseurs ne peuvent pas éliminer les bactéries, sulfure d'hydrogène, nitrates, pesticides et autre composés organique et inorganique.

Les résines utilisées dans l'adoucissement de l'eau sont des résines cationiques fortes de la forme R-Na (Figure IV7). Lorsque l'eau passe à travers le lit contenant la résine, les

composés de la dureté (Ca^{2+}, Mg^{2+}) dissous dans l'eau sont échangés contre les ions de sodium de la résine et l'eau adoucie est obtenue comme l'illustre les réactions suivantes:

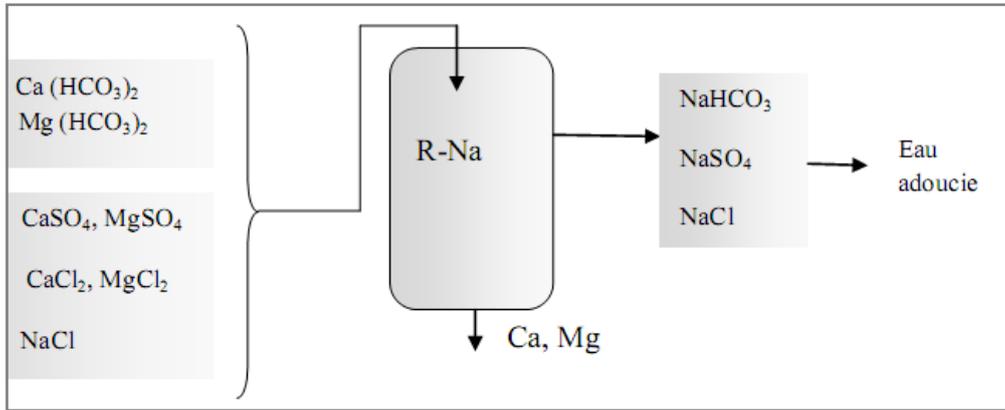
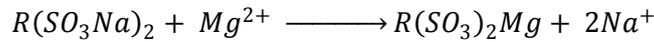


Figure IV7 : Adoucissement de l'eau

I.7.1.1 Régénération d'un adoucisseur [29]: Les étapes suivantes sont celles de base rencontrées lors de la régénération des adoucisseurs :

- **Rétro-lavage :**

Après épuisement, un rétro-lavage du lit est effectué par 50% d'expansion ; et ce, pour évacuer tout air emprisonné, minimiser la compacité du lit, réorganiser les particules des résines et purger le lit de toutes matières en suspensions.

- **Injection de saumure :**

Après le rétro-lavage, 5-10% d'une solution saumure est injectée pendant 30 min. le maximum de capacité d'échange de la résine est restaurée avec 10 % de solution saumure.

- **Rinçage lent :**

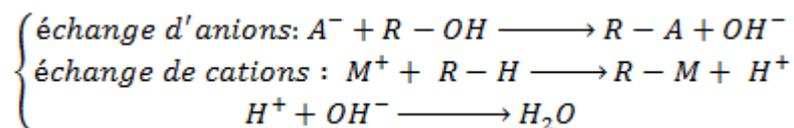
La solution saumure est déplacée lentement à la même vitesse de son injection. Ce rinçage lent doit être continu pendant au moins 15 min.

- **Rinçage rapide :**

Cette dernière étape a pour but d'éliminer l'excès de saumure de la résine.

I.7.2 Déminéralisation de l'eau [30,35] :

La déminéralisation, aussi appelée « dé-ionisation », entraîne l'élimination de tous les ions présents dans l'eau ; et ce en échangeant les ions positifs par des ions hydrogène et les ions négatifs par des ions hydroxyde. L'hydrogène et l'hydroxyde réagissent pour donner l'eau.



De manière générale la déminéralisation nécessite toujours un échange de cations et échange d'anions. Le choix de tel ou tel type de résine dépend de l'analyse de l'eau, la qualité désirée et les conditions opératoires. Les résines cationiques et anioniques peuvent d'être dans des colonnes séparées (système à deux lits) ou dans une seule (système à lits mixtes), dans ce dernier mode, les produits des réactions (l'hydrogène et l'hydroxyde) disparaissent pour donner de l'eau ce qui augmente le taux d'échange et par conséquent la pureté l'est aussi.

Plusieurs variétés de processus de déminéralisation ont été étudiés ; et ce selon plusieurs facteurs à savoir : la qualité de l'eau désirée, la composition de l'eau à traitée, la consommation du régénérant et le débit à fournir. La combinaison de plusieurs facteurs (types des résines utilisées, élimination du CO₂) a donné naissance à deux types de déminéralisation : partielle et totale.

a) Déminéralisation partielle [2] :

Elle fait intervenir un échangeur cationique fortement acide régénéré par un acide fort (Figure IV8), qui opère en série avec un échangeur anionique faiblement basique régénéré par la soude caustique ou l'ammoniaque. L'eau traitée avant d'être utilisée est d'abord décarbonatée. Ce type de systèmes produit des eaux de chaudières et d'autres applications industrielles.

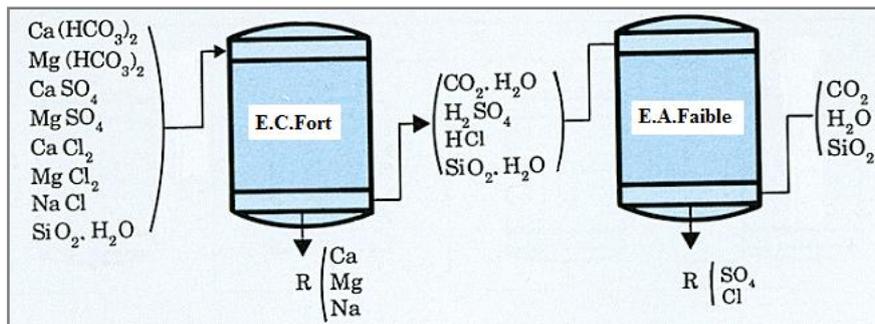


Figure IV 8 : Unité de déminéralisation partielle [2]

b) Déminéralisation Totale [2,30, 34] :

Il existe plusieurs types de déminéralisateur, le plus populaire et à double lits avec une colonne de dégazage de CO₂ (Figure IV9). Le premier lit est un échangeur de cation à acide fort de H-forme tandis que le deuxième est un échangeur d'anion à base forte de OH-forme.

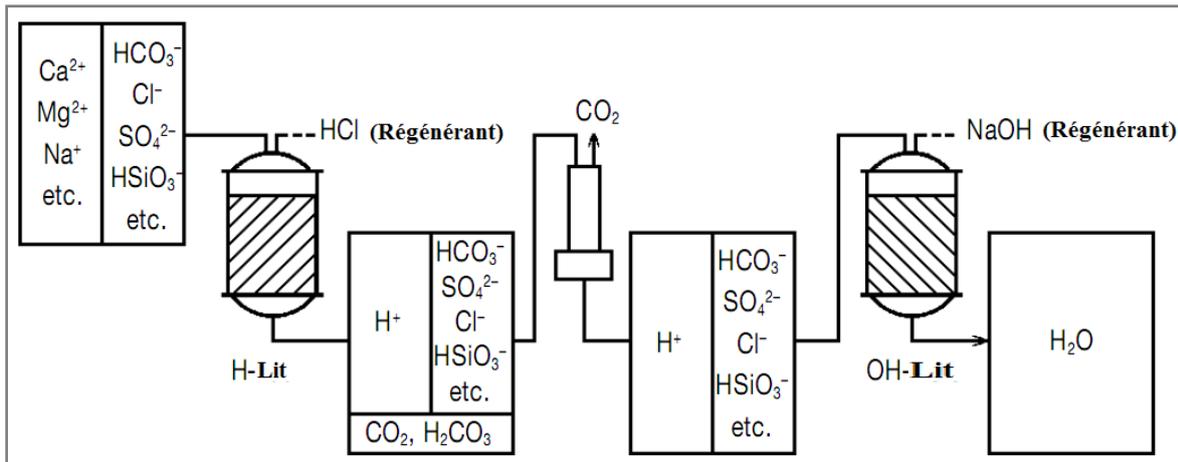


Figure IV 9 : Installation de Déminéralisation Totale [34]

Un autre type de déminéralisateurs (Figure IV10), considéré comme une modification du précédent est constituée d'un échangeur cationique fort, d'un échangeur basique faible et d'un échangeur basique fort. Il donne exactement la même qualité d'eau que le précédent mais il offre des avantages économiques dans le cas où l'eau à traiter contient des proportions élevées en anions forts (chlorures et sulfates).

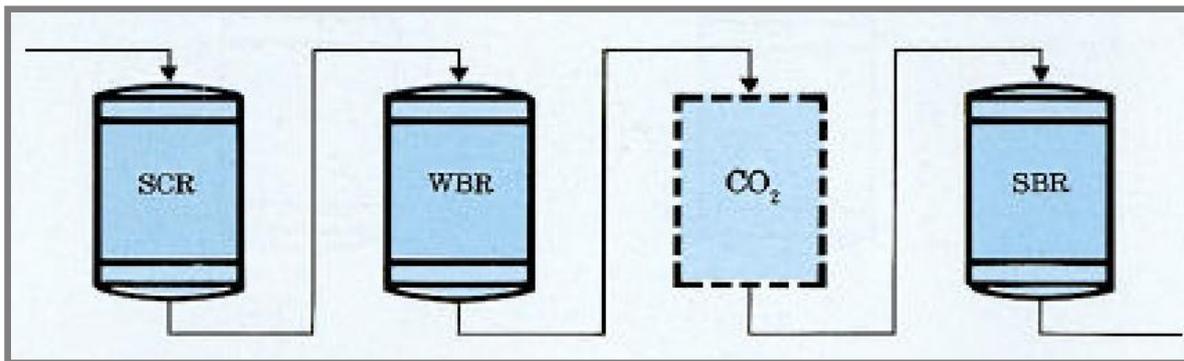


Figure IV 7 : Déminéralisation totale avec deux échangeurs anioniques [2]

Selon ce mode, l'eau après être passée par l'échangeur d'anion à base faible est dirigée vers l'échangeur d'anion à base forte. L'étape de l'élimination du CO₂ peut se faire soit entre l'échangeur de cation et l'échangeur d'anion à base faible soit entre les deux échangeurs d'anions.

Dans un déminéralisateur à «lit mixte» les deux types de résines sont mélangés dans une seule colonne. Les résines des deux types sont intimement mélangées par agitation à l'air comprimé. Les grains des résines sont ainsi arrangés côte à côte, et le lit entier se comporte comme un nombre infini d'échangeurs d'anions et de cations en série. Pendant le rétro-lavage les résines sont hydrauliquement séparées à cause de leur différence de densité. Ceci permet la régénération séparée des deux composants. Les avantages des systèmes à lits mixte sur les systèmes à lits séparés sont que:

- L'eau obtenue est à une pureté très élevée et sa qualité reste constante pendant le cycle (la conductivité est très basse $0.2 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, et la concentration en silice est inférieure à $20 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$).
- Le pH est généralement neutre

- Les conditions de l'eau de rinçage sont basses

Cependant, les désavantages que présentent les systèmes à lits mixtes sont que la capacité d'échange est inférieure et que les conditions opératoires sont plus compliquées.

II. Traitement des eaux par adsorption sur charbon actif [36-38] :

L'adsorption est un phénomène d'interface, pouvant se manifester entre un solide et un gaz, ou entre un solide et un liquide. Le phénomène est général pour toutes les surfaces mais on cherche à l'exploiter en magnifiant par l'emploi de solides à porosité élevée.

Une utilisation importante de charbon actif est la purification de l'eau (production d'eau potable et traitement des eaux souterraines et des eaux usées). Le traitement d'eau représente environ la moitié de l'utilisation totale de charbon actif aux Etats-Unis. Il y a aussi un certain nombre d'applications rattachées aux processus de purification dans les vêtements, le textile, l'automobile, la cosmétique et les industries pharmaceutiques. Le charbon actif est aussi utilisé comme un adsorbent dans les filtres de masque à gaz et comme une matière de contrôle de pollution dans une gamme de filtres. Le charbon actif est adsorbent important utilisé dans les filtres parce qu'il adsorbe une grande variété de composés organiques, c'est bon marché et il peut être réutilisé si les substances adsorbées sont enlevées.

Le charbon actif a tout d'abord été utilisé pour améliorer les qualités organoleptiques d'une eau en éliminant les matières organiques responsables de goûts, d'odeurs et de couleur. Avec l'accroissement de la pollution, son emploi s'est étendu à l'élimination de nombreux polluants et micropolluants tels que les phénols, les hydrocarbures, les pesticides, les détergents, et même certains métaux lourds qui ne sont pas totalement éliminés par les procédés de coagulation-floculation-décantation et filtration sur sable. Il participe également à l'élimination des précurseurs de THM et autres sous-produits de chloration. Dans d'autres applications, ses propriétés réductrices sont utilisées pour éliminer un oxydant résiduel, tel que le chlore.

II.2 Structure du charbon [37,39-40] :

Le charbon actif est une matière carbonée solide, poreuse, noire, (Figure IV11). Il se distingue du carbone élémentaire par l'absence d'impuretés et d'une surface oxydée. Il peut être préparé à partir d'un grand nombre de sources tels que la noix de coco, le bois, la tourbe, le charbon, le goudron, la sciure et les résidus de cellulose. N'importe quelle source de carbone peut être convertie en charbon actif via un certain nombre de méthodes. D'habitude, le processus est divisé en carbonisation et activation. Pendant la carbonisation la plupart des éléments hors du carbone sont éliminés sous forme gazeuse par la décomposition pyrolytique de la matière source. La structure poreuse est surtout développée pendant l'activation au moyen d'un agent d'activation qui réagit avec le carbone. De tels agents peuvent être des acides synthétiques, des bases et d'autres substances sous forme gazeuse la vapeur (H_2O), l'azote (N_2) ou le dioxyde de carbone (CO_2).

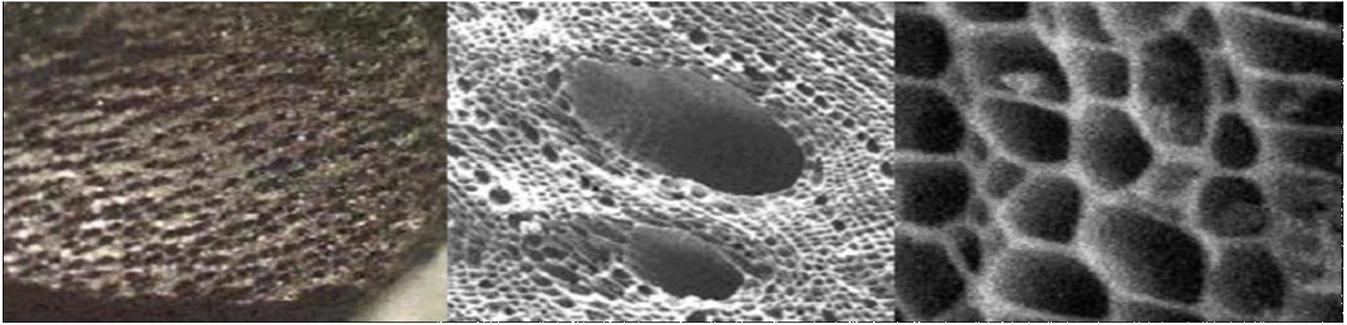


Figure IV8 : Charbon actif: surface et pores vues par un microscope électronique (Zoom de gauche à droit) [37]

La texture du charbon actif est voisine de celle du graphite. Elle se présente sous la forme d'un empilement de couches planes d'atomes de carbone ordonnés en hexagones réguliers. Des couches sont liées entre elles par des forces de Van der Waals. Le charbon actif a une forte densité d'atomes de carbone dans les feuilles. Ces feuilles sont organisées dans l'espace de telle manière que des petits pores sont formés dans le matériel en bloc (figure IV 12).

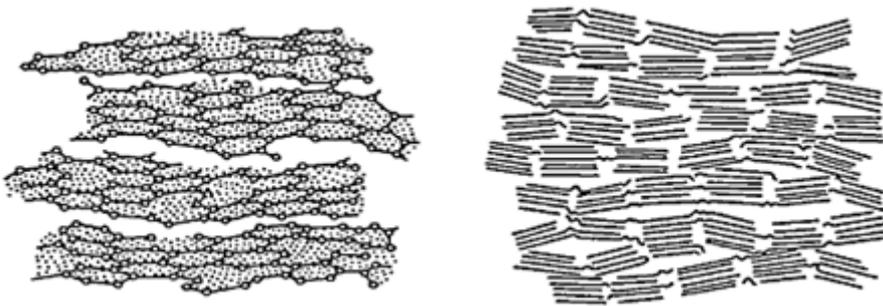


Figure IV 9 : Structure du charbon actif [40]

Le charbon actif avec l'arrangement aléatoire des micro-cristallites et avec la forte interconnexion entre elles a une structure poreuse bien développée. Cette structure poreuse formée lors du processus de carbonisation est développée encore plus durant le processus d'activation. Le processus d'activation augmente le volume et élargit les diamètres des pores.

Les pores mesurent entre moins d'un (1) nanomètre et quelques milliers de nanomètres. DUBININ les a classés en trois différentes catégories (figure IV13), résumés dans le tableau 1. Cette classification est basée sur la largeur des pores qui représente la distance entre les deux côtés du pore ou sur le rayon dans le cas des pores cylindriques.

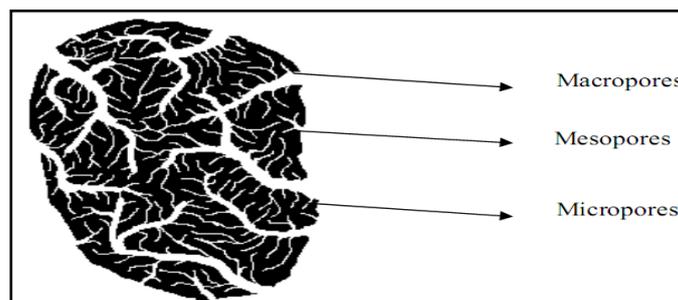


Figure IV 10 : Représentation schématique des différents types des pores du charbon actif [37]

Tableau IV 2 : Classement et caractéristiques des pores [38]

	Macropore	Mésopore	Micropore
Rayon en nm	50-100	1.8- 2	< 1,8
Volume	0,2 - 0,8	0,02 - 0,1	0,15 -0,5
Surface massique en m ² .g ⁻¹	0,5 - 2	25-75	95% surface totale

Ainsi, la structure poreuse du charbon actif est tri-dispersée (micro, méso et macropores). Chacun de ces groupes de pore joue un rôle spécifique dans le processus d'adsorption. Les micropores constituent une large surface et volume et donc déterminent dans une large mesure la capacité d'adsorption d'un charbon actif donné, à condition que les dimensions moléculaires de l'adsorbat ne soient pas trop grosses pour pénétrer dans les micropores.

La surface spécifique est la caractéristique essentielle pour permettre l'adsorption des solutés. En conséquence, les macropores n'ont aucun rôle dans ce processus. Les micropores représentant jusqu'à 95% de la surface totale du charbon, sont les lieux d'adsorption.

II.3 Formes du charbon actif [38]

a) Charbon actif en poudre (CAP)

Le charbon actif en poudre est généralement utilisé sous forme de suspension que l'on introduit dans l'eau brute au voisinage du point d'injection du coagulant. Il est éliminé dans les décanteurs avec le floc et les autres matières en suspension : par conséquent, il ne peut pas être récupéré et réutilisé.

A ce niveau, il ne travaille sur la micropollution que par un **effet physique d'adsorption**. Par l'effet de filtre fluidisé qu'ils exercent, les décanteurs à lit de boues sont particulièrement adaptés pour retirer le maximum d'efficacité du CAP (pour obtenir le même résultat dans l'eau décantée, le taux de traitement en CAP peut y être inférieur d'environ 30 % à celui qu'il faudrait appliquer dans un décanteur statique).

La mise en œuvre du CAP est simple et nécessite des coûts d'investissement assez faibles. Toutefois, son utilisation de façon continue et à des taux importants (> 20 g.m⁻³) peut entraîner des coûts d'exploitation élevés. Il est donc surtout utilisé pour lutter contre des pollutions légères et/ou de courte durée. Néanmoins, il représente un traitement de sécurité appréciable pour faire face à une pollution accidentelle et soulager une chaîne d'affinage plus élaborée placée en aval.

On peut également utiliser le charbon en poudre sous forme de précouche de filtre à bougie pour l'affinage des eaux industrielles de haute pureté (traitement de condensats, eau de rinçage dans l'industrie électronique...)

b) Charbon actif en grains (CAG)

Il est utilisé sous forme de lits filtrants permettant éventuellement d'utiliser, dans un même ouvrage, les propriétés filtrantes et adsorbantes du charbon. Les filtres à CAG peuvent être installés :

- soit à la place des filtres à sable : « filtration sur CAG en premier étage » (rôles simultanés de clarification et d'affinage) ;
- soit après une filtration rapide sur sable : « filtration sur CAG en deuxième étage » (rôle d'affinage principalement, préférable pour l'efficacité et la durée de vie du charbon).

Le CAG est mis en œuvre dans des filtres qui sont analogues à ceux utilisés en clarification et dont le lavage se rapprochera de celui des filtres bicouches (air seul, puis rinçage à l'eau seule avec mise en expansion du lit filtrant). Ces filtres peuvent être ouverts (gravitaires) ou fermés (sous pression). Leurs caractéristiques sont en général :

- **taille effective du CAG** : de l'ordre de 1 mm en premier étage de filtration et de 0,75 mm en deuxième étage de filtration ;
- **hauteur de couche** : 0,8 à 2 m ;
- **vitesse de filtration** : 5 à 10 m³ · h⁻¹ · m⁻² ;
- **charge volumique** : 3 à 12 volumes d'eau par heure et par volume de CAG, soit en temps de contact à vide de 5 à 20 min.

II.4 Modes d'action du charbon actif en grains :

Le mode d'action du CAG peut se concevoir de trois façons.

a) Catalyseur de la déchloration

Après surtraitement au chlore, le passage sur CAG catalyse la réaction :



Cette action est très rapide et n'entraîne aucune consommation de charbon actif. C'est l'un des premiers domaines où a été appliqué le charbon en grains, pour les eaux industrielles surtout (exemple : fabrication de certaines boissons gazeuses).

On caractérise cette action déchlorante par la **longueur de demi-déchloration** : c'est la hauteur de lit filtrant qui, à une vitesse donnée, provoque une diminution de moitié de la dose de chlore dans l'eau. Le pH a une grande influence sur cette longueur. En pratique, suivant la température, la teneur en chlore libre et la tolérance admise sur le chlore résiduel, on applique des charges volumiques allant de 5 à 15 volumes d'eau par volume de charbon actif et par heure.

Une action catalytique du même type existe vis-à-vis des chloramines qui sont décomposées en azote et acide chlorhydrique. Toutefois, la cinétique est plus lente que dans le cas du chlore libre (longueur de demi-déchloration beaucoup plus élevée) ; il faut donc diminuer nettement les charges volumiques si l'on veut obtenir des résultats comparables.

Le pouvoir déchlorant d'un charbon est perturbé par tout ce qui gêne le contact entre le charbon et l'eau à traiter : dépôts de carbonate de calcium, saturation de la surface par adsorption de matières organiques et de polluants divers, etc.

b) Adsorbant de micropolluants minéraux et organiques

La capacité d'adsorption d'un CAG pour un polluant donné est influencée par la composition de l'eau à traiter (en particulier, les matières organiques générales de l'eau, exprimées par l'oxydabilité au KMnO_4 ou le COT (carbone organique total) : elles entrent en compétition avec les micropolluants pour occuper les sites d'adsorption du CAG ; la capacité d'adsorption du CAG vis-à-vis de ces substances diminue donc quand le COT augmente).

II.5 Utilisation continue du charbon actif [38] :

Plusieurs phénomènes sont reliés à l'utilisation des filtres à charbon dans le traitement des eaux, à savoir : l'épuisement du filtre et les phénomènes biologique.

a) Epuisement et lavage du filtre :

Au cours de son fonctionnement, le lit du CAG doit bien être lavé périodiquement pour éliminer les MES qui s'accumulent entre les grains. En outre, le charbon se sature par adsorption de toutes les matières organiques présentes dans l'eau. La durée de vie dépend des caractéristiques de fonctionnement :

- elle augmente si la taille effective du CAG diminue ;
- elle diminue si la vitesse de filtration augmente ;
- elle augmente si la hauteur de couche augmente.

La durée de vie dépend également des composés adsorbés. Les produits peu polaires sont bien adsorbés. Les composés dont les molécules ont de grandes dimensions ont tendance à « fermer » les pores et à diminuer la durée de vie, car toute la surface n'est pas utilisée. La structure du charbon intervient donc : un charbon à pores de petites dimensions (type noix de coco) se saturera vite, même si sa capacité mesurée en laboratoire avec de petites molécules (exemple : indice d'iode) est élevée.

Dans des conditions « standard » de fonctionnement (hauteur de couche : 1 m, vitesse de filtration $7 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$), on peut obtenir, en deuxième étage de filtration, les durées de vie suivantes :

- élimination des trihalométhanes 1,5 mois ;
- élimination de l'oxydabilité 6 mois ;
- élimination des détergents 6 mois ;
- élimination des mauvais goûts 3-4 ans.

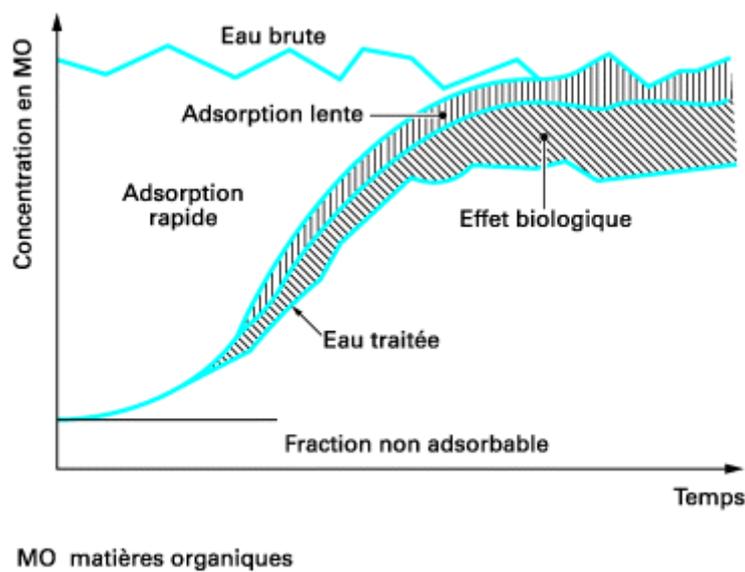
Si l'on examine de plus près l'élimination des matières organiques, on s'aperçoit que l'efficacité du CAG est très importante au démarrage, puis qu'elle a tendance à diminuer rapidement, mais qu'elle se prolonge ensuite du fait de l'effet biologique qui s'y développe.

b) **Phénomènes biologiques :**

En effet, le CAG est un matériau support très favorable au développement de certaines bactéries répandues dans l'environnement, comme les bactéries nitrifiantes ou les bactéries hétérotrophes métabolisant les matières organiques biodégradables.

Dans un filtre à CAG bien exploité, la biomasse bactérienne peut atteindre 10^8 cellules par gramme de CAG, ce qui est très supérieur à un filtre à sable et explique qu'une action biologique puisse s'ajouter à un effet d'adsorption purement physico-chimique. Cette double action est illustrée par les figureIV14 et IV15, qui traduit l'évolution de la concentration en COT de l'eau traitée en fonction du temps ; on distingue :

- un résiduel très faible d'une fraction de COT non adsorbable dans l'eau traitée sur CAG neuf ;
- un effet d'adsorption rapide qui parvient rapidement à saturation, mais qui est complété par un effet d'adsorption lente (migration des molécules organiques à l'intérieur des pores du CAG) ; ce dernier permet d'atteindre un plateau de COT inférieur à la concentration en COT de l'eau brute ;
- un effet supplémentaire de réduction du COT par voie biologique, aboutissant à un plateau situé nettement au-dessous du précédent ; ce plateau définitif paraît indépendant du type de CAG, même si ce dernier a été spécifiquement conçu comme substrat d'une activité biologique ; il correspond à l'élimination du carbone organique dissous biodégradable (CODB).



FigureIV 11 : Élimination des matières organiques par le charbon actif en grains [38]

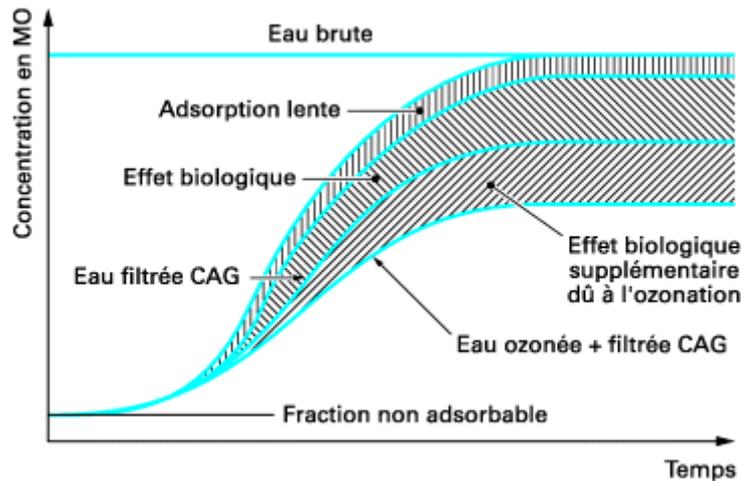


Figure IV 12 : Effet de l'ozonation sur l'élimination des matières organiques par le charbon actif en grains [38]

La cinétique des réactions biochimiques dépend étroitement de la température de l'eau : par exemple, pour un même abattement du COT, il faut approximativement doubler le temps de contact lorsque la température passe de 20 °C à 8°C bien que la biomasse bactérienne fixée soit en moyenne identique aux deux températures. Après un temps d'acclimatation suffisant, des composés plus complexes, tels que certains produits organochlorés, peuvent être métabolisés par les bactéries fixées sur un filtre à CAG. Ces actions restent toutefois limitées si l'on met l'eau sur le CAG sans pratiquer auparavant un prétraitement approprié.

II.6 Paramètres influençant l'adsorption sur le charbon actif [29] :

Le processus d'activation entraîne des propriétés d'adsorption développées. Le processus d'adsorption dépend des facteurs suivants:

a) Les propriétés physiques et chimiques du charbon actif :

A savoir la distribution des tailles des pores, la surface spécifique, la nature chimique de la carbone source (la quantité d'oxygène y associée). Les forces d'attraction physique ou l'adsorption des contaminants sur les parois est la plus importante phase dans le processus de filtration sur charbon actif. La quantité et la distribution des pores jouent un rôle important dans la détermination de la manière avec laquelle les contaminants sont filtrés. La bonne filtration aura lieu si les pores sont assez larges pour admettre les molécules, car les molécules sont de différentes tailles et elles sont attirées différemment selon la taille des pores. Cependant le type de carbone source et le mode d'activation affectent aussi les types des contaminants qu'adsorbe le filtre et ce parce qu'ils influent sur la tailles des pores.

Ainsi des processus autre que l'attraction physique affectent la filtration sur charbon actif. La surface du filtre peut aussi réagir avec les molécules organiques, aussi des forces électriques entre la surface du filtre et quelques contaminants peuvent conduire à leur adsorption ou bien à l'échange ionique. Cependant l'adsorption est directement déterminée par la nature chimique de la surface de l'adsorbant. Celle-ci est quand à elle déterminée par le mode d'activation, par exemple le chloroforme est mieux adsorbé par du charbon actif ayant de faible quantité d'atome d'oxygène associé.

b) Les propriétés des contaminants :

Les molécules organiques et le charbon actif sont des matériaux similaires qui tendent à s'associer. Ainsi il y a une forte tendance pour les molécules organiques à s'associer avec le charbon actif plutôt que de rester dissoutes dans des matériaux de nature différentes tel que l'eau. Généralement les molécules faiblement solubles sont fortement adsorbées.

La concentration des contaminants organiques peut affecter le processus d'adsorption.

c) Les conditions opératoires :

L'adsorption est souvent augmentée avec la diminution du pH et la température. Lorsque le pH et la température sont diminués plusieurs composés organiques prendront une forme plus adsorbable. Le processus d'adsorption est aussi influencé par le temps de contact. L'augmentation du temps de contact avec le filtre est améliorée en augmentant la quantité du charbon actif dans le filtre et en diminuant le débit d'eau.

d) Les micro-organismes:

III. Désinfection des eaux :

III.1 L'eau et les organismes pathogènes [41] :

L'eau brute quelque soit son origine, transporte un grand nombre de micro-organismes. Ceux-ci peuvent exister à l'état naturel ou résulter d'une contamination fécale d'origine animale ou humaine. Le risque microbiologique d'origine hydrique (ou risque infectieux) correspond à la présence dans l'eau de microorganismes pathogènes ou potentiellement pathogènes (opportunistes) et ce en quantité supérieure au seuil d'infectuosité. Parmi ces microorganismes, on distingue les virus, les bactéries et les protozoaires. Le risque microbiologique provient donc du pouvoir pathogène de ces germes qui est conditionné non seulement par les propriétés de l'agent infectieux mais aussi par la réceptivité de l'hôte. Dans ces conditions, la frontière entre les microorganismes pathogènes et saprophytes (non pathogènes) n'est pas toujours bien définie.

Au cours de la production et de la distribution d'eau potable, les procédés de désinfection mis en place permettent de réduire considérablement le nombre de ces microorganismes mais pas de les éliminer totalement. En effet, l'eau distribuée présente une charge microbiologique non nulle de l'ordre de 10^4 à 10^5 microorganismes par litre mais dont seulement une infime partie est susceptible de s'avérer pathogène. Dans ces conditions, les autorités sanitaires définissent un niveau de risque acceptable qui se traduit par la fixation des normes de qualité pour l'eau destinée à la consommation humaine.

Ainsi d'un point de vue réglementaire, l'eau distribuée est considérée comme potable dès lors qu'elle est conforme aux limites et références de qualité en vigueur. A noter que la valeur attribuée à ces seuils repose à la fois sur des considérations scientifiques, économiques et sociales. Ces seuils diffèrent donc d'un pays à l'autre.

Le contrôle de la qualité microbiologique de l'eau destinée à la consommation humaine repose donc essentiellement sur la recherche d'indicateurs de la contamination bactérienne la plus à risque et la plus indicative d'une pollution, à savoir la contamination fécale. En effet, la présence de ces germes indique systématiquement une détérioration de la qualité de l'eau, ce qui représente une menace éventuelle pour la santé des consommateurs. Par contre, l'absence de ces germes permet seulement de supposer que l'eau est exempte de bac-

téries pathogènes résultant d'une contamination fécale. Elle ne donne aucune indication quant à la présence éventuelle dans l'eau distribuée de virus, de protozoaires, ni même de.

III.2 Procédés de désinfection :

La production d'eau potable à partir d'eaux souterraines ou surface nécessite plusieurs étapes parmi lesquelles figure systématiquement une étape de désinfection qui présente un double objectif :

- inactiver et/ou éliminer les pathogènes d'origine hydrique présents dans l'eau brute (désinfection primaire),

- maintenir la qualité microbiologique de l'eau traitée pendant la distribution en limitant la prolifération de microorganismes saprophytes et/ou pathogènes (désinfection secondaire).

La désinfection secondaire est le plus souvent réalisée par chloration du fait de son effet rémanent dans le réseau de distribution. En ce qui concerne la désinfection primaire diverses méthodes peuvent être utilisées en fonction notamment des caractéristiques de l'eau brute et de la taille de l'unité de production. Nous distinguerons les pratiques conventionnelles qui sont basées sur l'inactivation des microorganismes, des techniques émergentes comme la séparation par membranes qui visent l'élimination physique des microorganismes de l'eau brute. Les pratiques conventionnelles de désinfection les plus répandues sont l'oxydation (procédé chimique) et le traitement par rayonnement ultraviolet (procédé physique). La désinfection chimique est basée sur l'oxydation des composés présents dans la structure des microorganismes et indispensables à leur survie et/ou à leur multiplication.

III.3 Chloration des eaux :

La chloration est le traitement chimique le plus utilisé pour la désinfection de l'eau destinée à la fabrication des boissons et des jus. Les avantages de cette méthode sont [42] :

- l'efficacité contre une large gamme de micro-organismes

- l'efficacité à des très faibles doses

- la vitesse d'inactivation rapide (temps de contact court)

- la capacité de fournir une désinfection résiduelle

- la capacité d'oxyder certain types de matières organiques solubles

- l'élimination des goûts et des odeurs désagréables

- la facilité de la détermination de sa concentration dans l'eau.

III.3.1 Historique [43] :

La chloration de l'eau a commencé au début du 20ème siècle. La première utilisation du chlore en continu dans le traitement des eaux était probablement en 1902 au Middelkerke, Belgique. Le chlorure ferrique était mélangé avec l'hypochlorite de calcium, ce procédé appelé procédé « Ferro chlore » résulte de la formation d'hydroxyde ferrique et de l'acide hypochloreux qui servait comme désinfectant. À Ostende, Belgique en 1903, la forme active du chlore était générée en mélangeant du chlorate de potassium et de l'acide oxalique.

La première utilisation rapportée de l'hypochlorite pour la désinfection de l'eau était en 1896 quand une épidémie typhoïde est apparue à la base marine de l'Autriche-Bulgarie. A

partir du début du 20^{ème} siècle, l'utilisation du chlore pour la désinfection de l'eau potable s'est généralisée, de plus d'autres propriétés ont été découvertes.

III.3.2 Les formes utilisées [44] :

Les principaux composés de chlore utilisés dans le traitement des eaux et des eaux usés sont : le chlore Cl_2 , l'hypochlorite de calcium $Ca(OCl)_2$ et l'hypochlorite de sodium $Na(OCl)_2$ (appelé aussi « eau de javel »).

Le chlore est un gaz, de couleur vert-pâle qui devient jaune-vert lorsque pressurisé. Le chlore gazeux est corrosif, toxique et est considéré comme élément cancérigène. Cependant son stockage doit être isolé et le transport de ses solutions doit se faire via des pipes en plastique.

L'hypochlorite de calcium ou chlorure de chaux est disponible sous forme de poudre, de grains, de comprimés et de pastilles. Étant donné son pouvoir d'oxyder d'autres matériaux, son stockage nécessite des conteneurs résistant à la corrosion et placés dans des endroits secs et frais.

L'eau de javel est disponible sous forme de solutions à des concentrations comprises entre 1,5- 15 %. Parce qu'elle est aussi affectée par la chaleur et la lumière le stockage de l'eau de javel doit se faire dans un endroit frais et sec et dans des conteneurs anticorrosion.

III.3.3 Le chlore en solution :

Le chlore est utilisé à son état gazeux pour la désinfection, et il se dissout dans l'eau à traiter:



Puis, le chlore dissous s'hydrolyse suivant la réaction:



Le $HCOl$ formé est une forme active du chlore.

Une autre réaction importante est la dissociation de l'acide hypochloreux pour donner l'ion hypochlorite OCl^- et l'hydrogène (H^+) comme suit :



L'acide hypochloreux est faible, ce qui conduit à une dissociation partielle, et donc la présence simultanée des trois espèces. Le degré de dissociation et la prédominance des espèces influent sur les réactions d'oxydation et de désinfection. L'acide hypochloreux est généralement plus efficace pour la désinfection que l'ion hypochlorite.

Le degré de dissociation dépend du pH et de la température de l'eau (Figure IV16)

$$Ka = \frac{[H^+][OCl^-]}{[HOCl]}$$

Avec : $pKa = \frac{3000}{T} - 10,0686 + 0,0253T$; T en (K)

Un autre paramètre, pouvant influencer sur le degré de dissociation de l'acide hypochloreux, est la charge ionique de l'eau (Figure IV17). Elle est donnée par la formule suivante :

$$I = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^i [i] Z_i^2$$

Avec : [i] est la concentration de l'espèce i. Z_i est la charge ionique de l'espèce i.

Si la composition de l'eau en ions est inconnue, sa charge ionique peut être estimée à partir de la concentration en solides totaux dissous (TDS).

$$I \approx \frac{TDS}{40000}$$

ou à partir de la valeur de la conductivité électrique (C) de l'eau :

$$I \approx 1,6 \cdot 10^{-5} \cdot C.$$

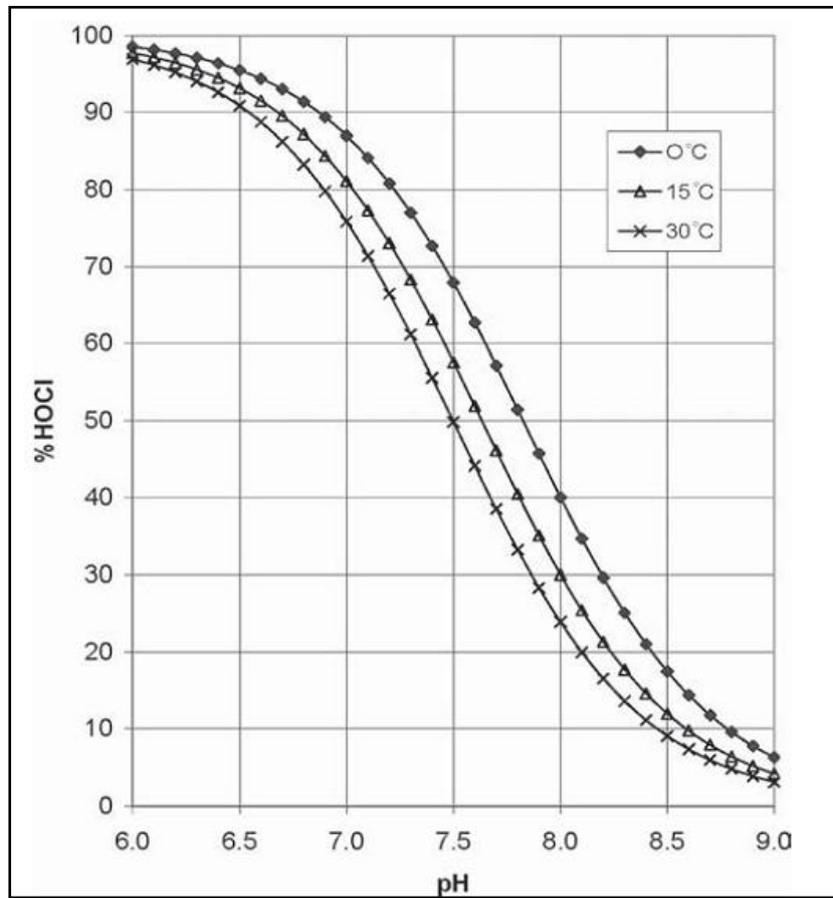


Figure IV 13 : pourcentage de $HOCl$ en fonction du pH et de la température [43]

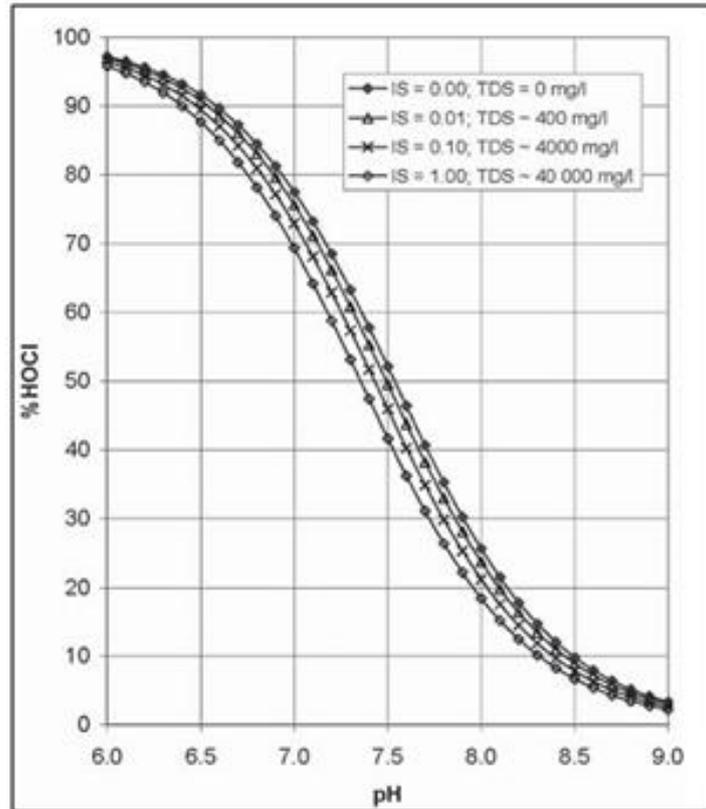


Figure IV 17 : pourcentage de **HOCl** en fonction du pH et de la charge ionique de l'eau à 25°C [43]

III.3.4 Cas de solutions d'hypochlorite [43] :

Les solutions d'hypochlorite de sodium, commercialement disponible à des concentrations entre 12-16 % peuvent être utilisées directement ou diluées préalablement. Les solutions hypochlorite de calcium peuvent être préparées en dissolvant de l'hypochlorite de calcium ou de la chaux chlorée dans l'eau. Ainsi les réactions suivantes auront lieu :



Dans chaque cas, les ions OCl^- dissous dans l'eau sont capables de s'associer avec des protons H^+ pour former l'acide hypochloreux **HOCl**, ce qui conduit à un mélange de **HOCl** et OCl^- en équilibre. Si la solution d'hypochlorite est acidifiée, la forme du chlore disponible peut être partiellement convertie en Cl_2 ce qui est dangereux.

Dans la désinfection des eaux la seule différence significative entre l'utilisation du chlore gazeux ou des solutions d'hypochlorite est que le chlore consomme l'alcalinité de l'eau traitée ce qui la rend légèrement acide tandis que les solutions d'hypochlorite sont basiques et augmentent donc légèrement l'alcalinité et le pH de l'eau traitée.

III.3.5 Le chlore libre et le chlore combiné [43] :

Le chlore libre correspond à la somme des différentes concentrations des espèces contenant du chlore à l'état d'oxydation 0 et +1, et il n'est pas combiné avec l'ammoniaque ou la matière azotée organique. Dans le cas des solutions d'hypochlorite, le chlore libre correspond à la somme des concentrations en OCl^- et $HOCl$. Le chlore combiné correspond au chlore lié à l'ammoniaque pour former les chloramines (mono, di et trichloramine).

III.3.6 Mécanisme d'inactivation :

Au début de l'utilisation du chlore en tant que désinfectant, son effet germicide était associé à la libération d'oxygène naissant à partir de l'acide hypochloreux.



Des chercheurs l'ont attribué à la chloration du protoplasme, tandis que d'autres ont proposé la théorie des substances toxiques et expliquaient que le chlore réagi avec les lipoprotéines des parois cellulaires pour former des substances toxiques chlorées qui empêchent la multiplication des cellules.

En 1944 Chang a dissipé la théorie de l'oxygène naissant en montrant que le peroxyde d'hydrogène et le permanganate de potassium libèrent de quantités considérables d'oxygène mais démontrent de faible effet germicide, et qu'il y a pas d'oxygène naissant lors de l'inactivation des bactéries par le chlore et que l'efficacité des différentes formes du chlore pour l'inactivation de l'*Entamoeba histolytica* est relié à leurs capacités de pénétrer à l'intérieur des cellules et que dans ce sens le $HOCl$ est le plus efficace. Chang a montré aussi que de faibles doses de chlore causent des lésions aux parois cellulaires et au cytoplasme suffisant pour l'inactivation du microorganisme.

En 1946, Green et Stum ont conclu que le chlore réagi irréversiblement avec le système enzymatique des bactéries et par conséquent va les éliminer. Ils ont trouvé que la suspension des bactéries devient stérile lorsque les bactéries perdent la capacité d'oxyder le glucose.

Plusieurs études ont exploré les mécanismes d'inactivation résultant de l'inactivation des microorganismes qui est censée se produire selon un ou plusieurs des mécanismes suivants:

1. inactivation des enzymes
2. perturbation des acides nucléiques
3. oxydation des membranes cellulaires.

III.3.7 Efficacité d'inactivation :

Plusieurs facteurs peuvent influencer la vitesse et le degré d'inactivation, parmi lesquels :

- le type et la concentration du microorganisme
- la forme désinfectante présente et sa concentration
- le temps de contact
- la température

III.3.7.1 L'acide hypochloreux :

Parmi les des différentes formes du chlore, l'*HOCl* est la forme de désinfection la plus efficace, ceci grâce à sa charge neutre et à sa masse moléculaire relativement faible, ce qui facilite sa pénétration à travers les parois cellulaires.

Étant donné que la dissociation de l'acide hypochloreux pour former OCl^- qui est un faible désinfectant dépend fortement du pH, l'efficacité germicide dépend donc elle aussi du pH. La diminution du pH améliore la désinfection tandis que la diminution de la température affaiblit la dissociation et par conséquent affaiblit la désinfection. Cependant l'augmentation de la température augmente d'une part la vitesse de pénétration (ce qui augmente la vitesse de réaction du chlore avec les composés vitaux de la cellule) et d'autre part l'activité métabolique (ce qui accélère de l'effet toxique), ce qui augmente la vitesse d'inactivation.

L'acide hypochloreux est consommé à pH constant, les ions OCl^- se combinent avec les ions H^+ pour former *HOCl* ce qui augmente le pourcentage du chlore libre présent comme *HOCl*.

III.3.7.2 L'ion hypochlorite :

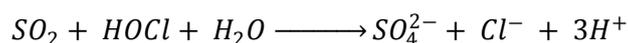
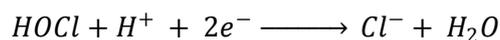
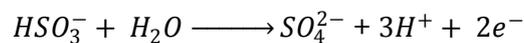
L'ion OCl^- est relativement un faible désinfectant étant donné sa faible diffusivité à travers les parois cellulaires des microorganismes, comme il est négativement chargé il est électrostatiquement repulsé par les parois aussi négativement chargés.

III.3.8 La déchloration [44] :

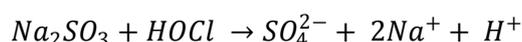
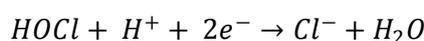
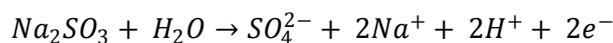
L'eau traitée ne doit pas contenir des résidus de chlore au delà des valeurs tolérées déterminées par les normes de qualité. Cependant les flux chlorés doivent être déchlorés. Le dioxyde de soufre, le sulfite de sodium, le méta bisulfate de sodium et le charbon actif ont été utilisés comme des agents de déchloration. Les réactions de déchloration sont des réactions d'oxydoréduction.

III.3.8.1 La déchloration par les agents soufrés :

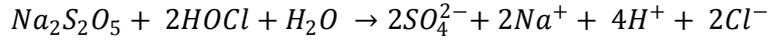
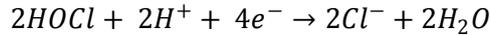
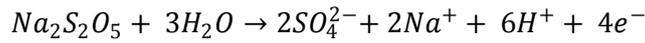
Quel que soit le type de chlore résiduel présent, toutes les espèces peuvent être représentées par une seule espèce par le biais de l'équivalence des réactions chimiques. Il est commode d'utiliser *HOCl* pour représenter toutes ces espèces. Ainsi, les réactions chimiques à l'aide de dioxyde de soufre comme agent de déchloration avec *HOCl* représentant les espèces de chlore résiduel sont les suivantes:



le sulfite de sodium (Na_2SO_3) réagi comme suit :

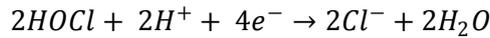


tandis que méta bisulfite de sodium réagi ainsi :



III.3.8.2 La déchloration par le charbon actif :

Le charbon actif est un agent réducteur, capable de réduire le chlore à l'état de chlorure selon les réactions suivantes :



La déchloration consomme le charbon actif par voie chimique, sa régénération est possible.

III.4. Désinfection par rayonnement ultraviolet :

III.4.1 Historique [45] :

Les premières observations des effets germicides de la radiation ultraviolette datent de 1817 quand Dowes et Blunt ont rapportés que les bactéries ont été inactivées par des rayons solaires, et ils ont trouvés que le spectre violet-bleu avait plus d'efficacité. En 1885, Arloing et Duclaux ont démontrés que la lumière du soleil pouvait détruire le *Bacillus anthracis* et le *Tyrophthrix scaber*. En 1889 Windmark a confirmé par ses études que les rayons UV étaient responsables des brûlures de la peau, en utilisant un prisme pour séparer le spectre UV et de l'eau pour bloquer les rayons infrarouge. Plus tard en 1892 Ward a démontré que c'est la lumière UV le responsable de cette action. Aussi en 1892, Geisler a montré en utilisant un héliostat et un prisme que la lumière du soleil et les lampes électrique étaient mortel aux *Bacillus typhosus*. Finsen en 1900 établit la première analyse rigoureuse des effets de la lumière UV. Le spectre UV d'environ 245 nm a été identifié comme biocide par Barnard et Morgan en 1903, et la bande était limité par Newcomer (1917), et isolé au 253,7nm par Ehrisman et Noethling(1932).

La première utilisation de l'UV pour la désinfection de l'eau potable date de 1906. En 1909/1910 le premier système de désinfection de l'eau a été installé à Marseille. La première évidence que la lumière UV produit les effets photochimique sur les microorganismes a été présentée par Henri en 1914.

III.4.2 Principe de fonctionnement [46]:

Les rayonnements UV sont des ondes lumineuses de longueur d'onde comprise entre 100 et 400 nm. Le spectre de la lumière UV se divise en 3 bandes :

4. spectre UV-A : de 315 à 400 nm
5. spectre UV-B : de 280 à 315 nm
6. spectre UV-C : de 180 à 280 nm

Ces rayons UV ont une action photochimique sur les corps, Leur effet germicide dépend de la longueur d'onde, action qui se manifeste par des réactions très diverses telles que:

- pigmentation de la peau (UV-A),
- vitamiation des produits alimentaires (UV-B),
- destruction des microorganismes (UV-C),
- formation d'ozone (pour des longueurs d'onde de l'ordre de 185 nm).

Tableau IV 3 : les différentes bandes de l'ultraviolet [46].

Bande	Longueur d'onde	Type et classification		
UVA	320-400	Non-germicide		
UVB	280-320	Erythémal	Germicide	Acti- nique
UVC	200-280	Production d'ozone		
VUV	100-200	Vacuum Ultraviolet		

L'action stérilisante est due à la perturbation apportée par le rayonnement ultraviolet dans la structure chimique des constituants de la cellule vivante, et par conséquent de leur fonctionnement. La courbe d'adsorption de l'ADN (acide désoxyribonucléique), véritable support de l'information génétique dans le noyau des cellules, pour des longueurs d'onde comprises entre 200 et 285 nm (Figure IV18) met en évidence un pic à la longueur d'onde de 253.7 nm.

Le meilleur effet bactéricide est obtenu pour des longueurs d'onde entre 250 et 260 nm.

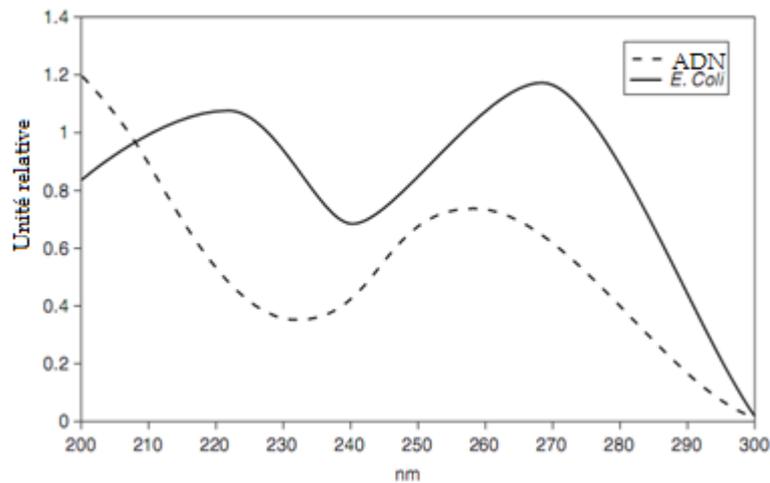


Figure IV 18 : absorbance totale d'Escherichia coli et son ADN [47]

Suivant la quantité d'énergie UV reçue, la cellule vivante sera soit stérilisée (effet bactériostatique) soit détruite (effet bactéricide). L'effet bactériostatique dans le cas d'une absorption modérée d'énergie UV, permet à la cellule de continuer à vivre, mais sans avoir la possibilité de se reproduire et de muter. Cette cellule est donc condamnée à disparaître. L'effet bactéricide, dans le cas d'une absorption d'énergie supérieure à une certaine dose, permet la destruction de la cellule. Ce sont les UVC, compris entre 200 et 280 nm, qui sont les plus germicides. Gates (1930) a trouvé que l'effet maximal a été obtenu avec des ondes de 260 nm. L'efficacité des rayons UV est fonction de la dose absorbée ; cette dose est définie par le produit de l'intensité UV par le temps d'exposition des germes aux rayonnements.

III.4.3 Les réacteurs Ultraviolets [46] :

Les réacteurs de désinfection des eaux par rayonnement UV sont constitués essentiellement d'un canal ou d'une conduite fermée, de lampes UV, de gaines de quartz, de modules d'alimentation électrique et de différents capteurs pour le contrôle de la transmittance de l'eau, de sa température et de l'intensité UV dans le réacteur.

III.4.3.1 Production du rayonnement UV :

- **Lampes basse pression :**

Les lampes à vapeur de mercure basse pression émettent une lumière quasi-monochromatique à 254 nm, qui correspond à la bande optimale de l'effet germicide. Elles se présentent sous la forme de longs tubes de 1,5 à 2 cm de diamètre. Les longueurs standard sont de 91,4 et 162,6 cm pour des longueurs d'arc respectives de 76,2 et 147,3 cm. Les lampes sont généralement insérées à l'intérieur d'une gaine de quartz ce qui permet de les immerger directement dans l'eau à traiter et empêcher le dépôt des particules transportées par l'eau directement sur la lampe, ce qui peut altérer considérablement le rendement et complique les opérations d'entretien et de maintenance. Le quartz transmet jusqu'à 90% de la radiation provenant de la lampe. L'intensité transmise dépend également du voltage, de la température autour de la lampe, de son âge et de son degré d'encrassement. Les lampes à vapeur de mercure sont très sensibles aux variations de température ; l'optimal se situerait autour de 50°C. La température influence la pression qui peut être maintenue au niveau de la lampe. Une trop basse température provoque une chute de pression, les atomes de mercure s'en trouvent moins comprimés et donc plus difficilement excitables, d'où diminution de la quantité électrique transformée. En cas d'augmentation de la température la pression augmente, le cas des lampes moyennes pression, l'excitation des électrons des atomes de mercure sera très grande mais l'énergie lumineuse sera libérée dans un spectre beaucoup plus étendu que 254 nm (Figure IV 19).

- **Lampes moyenne et haute pression :**

Quand la pression augmente, l'intensité lumineuse est augmentée mais le spectre de dispersion de la lumière générée n'est pas limité à la zone germicide : il s'étend jusque dans le visible. L'énergie perdue par la production de chaleur est beaucoup plus grande pour les lampes moyennes pression que pour les lampes basses pression mais moins de lampes sont requises pour fournir une dose donnée vu la très haute intensité de la décharge. Les lampes à moyenne pression sont utilisées pour des stations à gros débit et coûtent beaucoup plus cher que celles à basse pression.

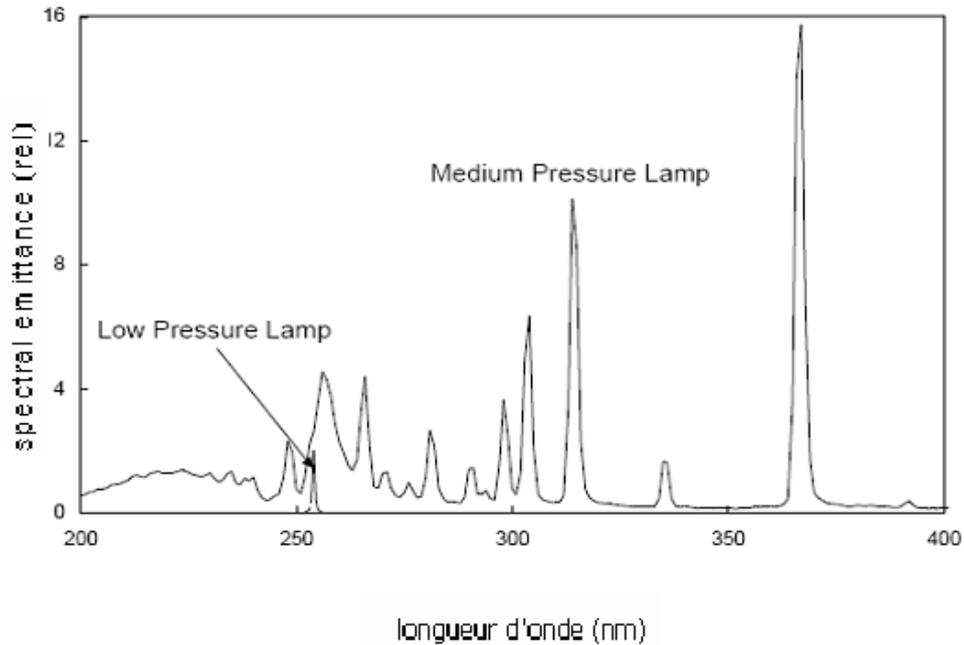


Figure IV 19 : Spectres d'émission relatifs des lampes à basse pression et à moyenne pression [48]

III.4.3.2 Les modules d'alimentation :

Ils fournissent la tension électrique nécessaire à l'allumage et maintiennent la stabilité du courant électrique, le taux de conversion de la puissance électrique en puissance germicide varie de 10 à 38 % en fonction du type des lampes utilisées (tableau IV5). Les intensités à mettre en œuvre pour assurer la désinfection des eaux résiduaires sont de l'ordre de 100 mW par cm² pour un temps de contact de 10 à 20 secondes. Pour assurer une désinfection satisfaisante en permanence, l'appareil doit fournir une dose de rayonnement UV minimale de 16 mW.s/cm² au point le plus éloigné de la chambre de contact quel que soit le débit entrant et la qualité de l'eau à désinfecter.

Tableau IV 4 : Caractéristiques des lampes à vapeur de mercure [46]

Caractéristiques des lampes	Lampe de basse pression	Lampe de moyenne pression
Longueur d'onde d'émission	Monochromatique à 254 nm	Polychromatique
Durée de vie	8000 à 10000 h	4000 à 8000 h
Puissance disponible	15 à 200 W	0,4 à 7 KW
Température de fonctionnement	40°C	600 à 900 °C
Taux de conversion (P germicide/P électrique)	35 à 38 %	10 à 20 %

III.4.4 Action du rayonnement UV sur les micro-organismes :

III.4.4.1 Rappel de la composition de l'ADN [45] :

ADN ou Acide Désoxyribonucléique est une macromolécule à haut poids composé de sous-unités appelées nucléotides (figure IV 20). Chaque sous-unité nucléotide est constitué de trois parties : désoxyribose, phosphate et une de quatre bases azotées (bases nucléiques). Les quatre bases sont thymine(T), adénine(A), cytosine (C), et guanine (G).

Ces quatre bases forment des paires, la thymine collée sur l'adénine et la cytosine collée sur la guanine. Comme la thymine apparait toujours avec de l'adénine, il y aura des quantités égales de thymine et d'adénine.

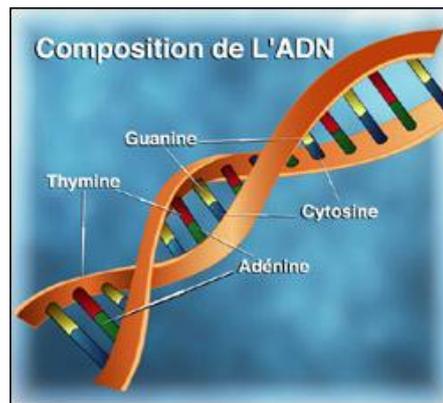


Figure IV 14 : composition de l'ADN
(les quatre bases nucléiques)

III.4.4.2 Mécanisme de l'inactivation des micro-organismes par l'UV [47,48] :

Pour que la désinfection ait lieu, les lampes doivent émettre des radiations lumineuses situées dans la région UVC, à laquelle correspond un effet germicide maximale. Ceci se manifeste par l'absorption de ces radiations au niveau du matériel génétique du micro-organisme (ADN, ARN). Ce dernier renferme l'information transmise d'une génération à une autre et permet de préserver les caractères propres à l'espèce. Plus précisément ce sont les nucléotides, éléments constitutifs des acides nucléiques (soit les bases puriques (adénosine et guanine) et les bases pyrimidiques (thymine et cytosine)) qui absorbent le rayonnement (Figure IV 21).

Suivant l'exposition aux UV, il y a une variété de photo-produits formés au niveau de l'ADN dont le plus important est le dimère de pyrimidines adjacentes sur un des brins d'ADN et dont les 3 types répertoriés sont : T-T (appelé le dimère de thymine et le plus fréquent), T-C et C-C (figure IV 22). Le dimère crée une distorsion au niveau de l'ADN, rendant inefficace voire impossible la réplication du micro-organisme ; il en résulte la mort cellulaire ou l'apparition d'une génération de mutants non viables ou incapables de se reproduire).

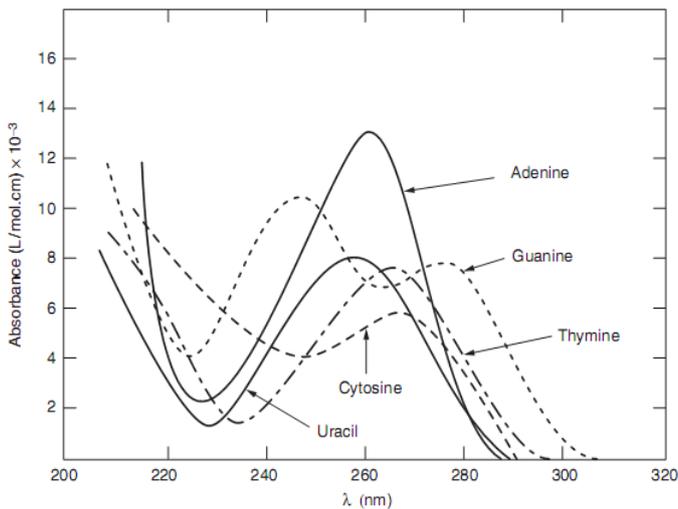


Figure IV 16 : Absorbance des bases pyrimidiques de l'UVC [47]

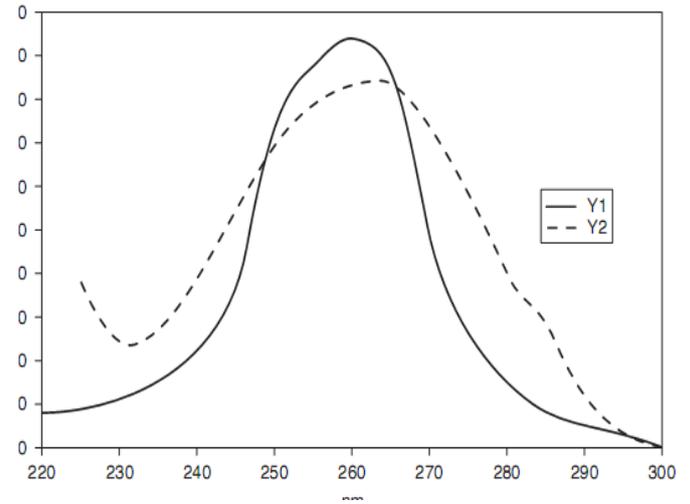


Figure IV 15: Relation entre l'efficacité germicide et l'absorption de l'UV par la thymine [47]

III.4.5 Paramètres influençant l'efficacité de la désinfection [46] :

a) Le temps d'exposition:

Il est fonction du débit et donc de la vitesse de passage de l'effluent dans l'installation. Il faut considérer le temps d'exposition moyen aux rayonnements UV qui est fonction de la conception hydraulique du réacteur.

b) L'intensité UV émise par les lampes :

L'intensité UV nominale est fonction du nombre de lampes allumées. L'intensité reçue par l'effluent diminue avec la distance par rapport à la lampe, notamment par dissipation de l'énergie dans un volume plus grand. Ainsi, l'épaisseur de la lame d'eau entre deux lampes est un paramètre de dimensionnement.

c) Les matières en suspension (MES) :

Les MES contenues dans l'effluent peuvent fournir une protection aux micro-organismes pour les raisons suivantes:

- une particule protège la bactérie libre, et dans ce cas le rayon ne l'atteint pas ou partiellement
- la bactérie est adsorbée par une particule et dans ce cas la pénétration sera également incomplète ou nulle. La protection sera favorisée par le nombre de particules et la présence de particules de grande taille, soit de tailles égales ou supérieures à celles des bactéries.

d) Transmission UV :

L'effluent à traiter peut contenir des constituants qui absorbent le rayon UV dirigé contre les bactéries. Plusieurs composés chimiques tels que les composés phénoliques, les acides humiques, les sulfonates, le fer ainsi que les agents de coloration interfèrent avec la transmission du rayon à 254 nm.

e) La turbidité :

Elle représente la diffusion de la lumière par les M.E.S et les TDS dans les eaux à traiter. Son effet est réduit tant que le traitement d'épuration en amont de la désinfection est efficace.

f) Résistance des micro-organismes aux rayonnements UV:

L'efficacité des rayonnements UV est influencé par la résistance des micro-organismes aux telles radiations, cette résistance varie selon le type de l'organisme et sa taille. Les virus sont moins sensibles que les bactéries, ce qui peut être expliqué par le fait que l'Uracile (la base nucléique qui remplace le thymine dans l'ARN de virus) est plus difficilement dimérisé que le thymine de l'ADN des bactéries. Les réovirus ont un double brin d'A.R.N. sur lequel davantage de dommages seraient nécessaires à l'inactivation ou qui permettrait la redondance des informations, ce qui est impossible sur un A.R.N. monobrin tel que celui du poliovirus.

g) L'effet de l'âge des lampes :

Comme tout équipement, l'âge agit sur les lampes UV en résultant en une diminution du rendement qui se reflète par une diminution de la puissance émise et donc de la dose délivrée. La diminution de la puissance de la lampe se produit pour les deux types de lampes soit à basse pression ou à moyenne pression (figure IV 23).

La dégradation de l'intensité émise est fonction du nombre d'heures de fonctionnement, du nombre des cycles marche/arrêt, de la qualité de l'eau. Le taux de décroissance de la puissance émise diminue avec l'âge de la lampe, cette décroissance intéresse toutes les longueurs d'ondes de la bande germicide

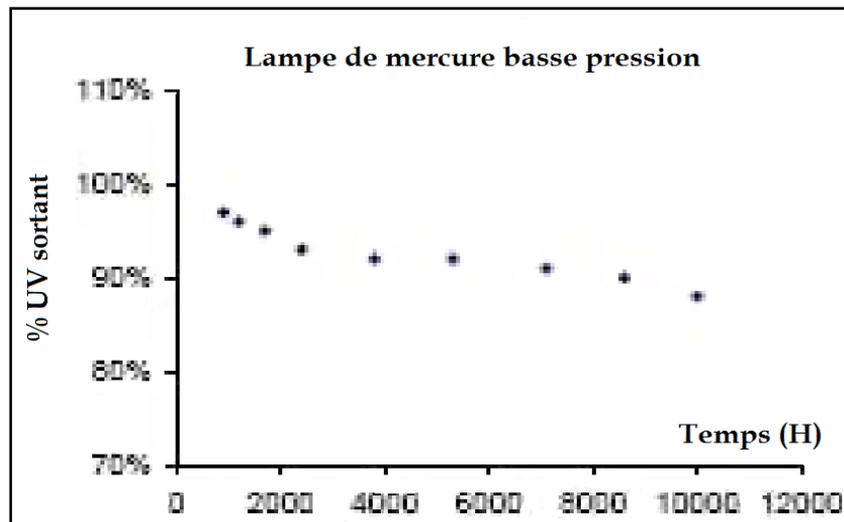


Figure IV 17 : Diminution de la puissance UV émise en fonction du temps [46]

Chapitre V :

Résultats, Interprétations et Recommandations

1. Analyses, résultats et interprétations:

L'eau de forage brute et l'eau traitée ont été analysées, et nous donnons, pour l'eau de forage et l'eau traitée, les résultats d'analyse obtenus à partir d'échantillons prélevés le 06/05/10 à 10h dans des flacons en verre de 1 litre et transmis immédiatement vers le laboratoire de l'unité et le laboratoire d'analyse et de contrôle de qualité « SABRINNEL » situé à Bordj El Bahri.

1.1 Eau de forage :

Le tableau ci-dessous illustre les résultats d'analyse de l'eau de forage comparés aux normes de potabilité algérienne et aux directives de l'OMS.

Tableau V1: Résultats de l'analyse de l'eau de forage comparés aux normes de potabilité algérienne et aux directives de l'OMS

Elément	Valeur	Directives de l'OMS	Norme algérienne
Température (°C)	23	25	/
Conductivité (µS/cm)	1496* 1256**	2800	2800
pH	7,57	< 8	8,5
Turbidité(NTU)	4,73	5	5
chlore libre (mg/l)	0,03	0,05	/
Calcium (mg/l)	119,42	100	200
Magnésium (mg/l)	16,74	50	150
Sodium (mg/l)	183,01	200	200
Fer (mg/l)	0,07	0,3	0,3
Chlorures (mg/l)	252,05	250	500
Sulfates (mg/l)	123,46	250	400
TAC (°F)	31	/	/
COT (ppm)	52	2	/
* valeur mesurée sur site.			
** valeur mesurée au laboratoire SABRINNEL à 20°C			

1.1.1 Contrôle de la cohérence des résultats d'analyses [49] :

Une des méthodes pour valider les résultats de l'analyse des ions majeurs est la balance ionique qui s'appuie sur le principe de l'électroneutralité, c'est-à-dire qu'il doit y avoir autant d'ions positifs (cations) que d'ions négatifs (anions) en solution aqueuse saline. En théorie, dans une analyse correcte, cette balance ionique doit être exactement en équilibre. On admet qu'une erreur peut exister mais ne doit pas excéder 2%. Dans le cas contraire, on peut suspecter des erreurs de manipulation ou de mesure. Il est alors nécessaire de refaire l'analyse dans sa totalité. Cet écart relatif, servant de critère principal d'évaluation de la qualité des résultats de l'analyse, s'exprime comme suit :

$$BI = 100 * \frac{[\sum \text{Cations} - \sum \text{anions}]}{[\sum \text{cations} + \sum \text{anions}]}$$

Où les sommes sont exprimées en milliéquivalent par litre.

Pour nos analyses, l'erreur enregistrée est de 1,8% et traduit la fiabilité des résultats obtenus.

1.1.2 Discussion des résultats des analyses :

a) La Température :

La température dépend de plusieurs facteurs tels que la profondeur de la source, l'heure et les conditions climatiques au moment du prélèvement. Elle n'est donc pas intrinsèquement liée à la nappe et doit être mesurée in situ. Elle permet de corriger les paramètres d'analyse dont les valeurs sont liées à la température. La valeur trouvée reste dans les normes.

b) La Turbidité :

Elle est causée par les particules en suspension dans l'eau. La valeur trouvée est proche de la valeur limite des eaux claires fixée par les normes algériennes et les directives de l'OMS. Cependant pour une désinfection efficace, la turbidité ne doit pas dépasser 1NTU [38].

c) Le pH:

La valeur trouvée est proche de la neutralité et demeure dans l'intervalle des normes fixées. Ce paramètre conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques dans l'eau. La dissociation de l'eau de javel utilisée pour la désinfection est influencée par les valeurs trouvées du pH (7,57) et de la température 23°C (mesurées sur site), et par conséquent sur l'efficacité de la désinfection [48]:



$$Ka = \frac{[H^+][OCl^-]}{[HOCl]}$$

$$pKa = \frac{3000}{T} - 10,0686 + 0,0253T$$

pH = 7.57 donc $[H^+] = 10^{-7.57}$ g/l. Ce qui entraîne une dissociation de 50% de l'eau de javel utilisée, alors que la forme la plus efficace est l'acide hypochloreux.

d) La Conductivité électrique:

La mesure de la conductivité permet d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau. La valeur trouvée reflète une forte minéralisation de l'eau de forage. Les résultats des analyses sur les éléments majeurs (chlorure, sulfate, calcium...etc.) permettent de préciser l'origine de cette forte conductivité électrique.

Une eau destinée à la consommation humaine de bonne qualité a une conductivité électrique à 20°C de 400 μ S/cm [4]. Pour la fabrication des BRSA, elle ne doit pas dépasser 500 μ S/cm à 20°C [15]. Et ceci pour protéger les installations et la tuyauterie de la corrosion et de l'entartrage.

e) **La Dureté ou titre hydrotimétrique (TH):**

Elle correspond à la présence de sels de calcium et de magnésium. La valeur calculée est de 36,7°F, ce qui signifie que l'eau appartient à la catégorie des eaux dures, comme la montre la figure ci-dessous

La dureté de l'eau utilisée pour la fabrication des boissons gazeuses et des jus doit être comprise entre 5 et 10°F [15]. Le traitement doit éliminer cette différence de 26°F.

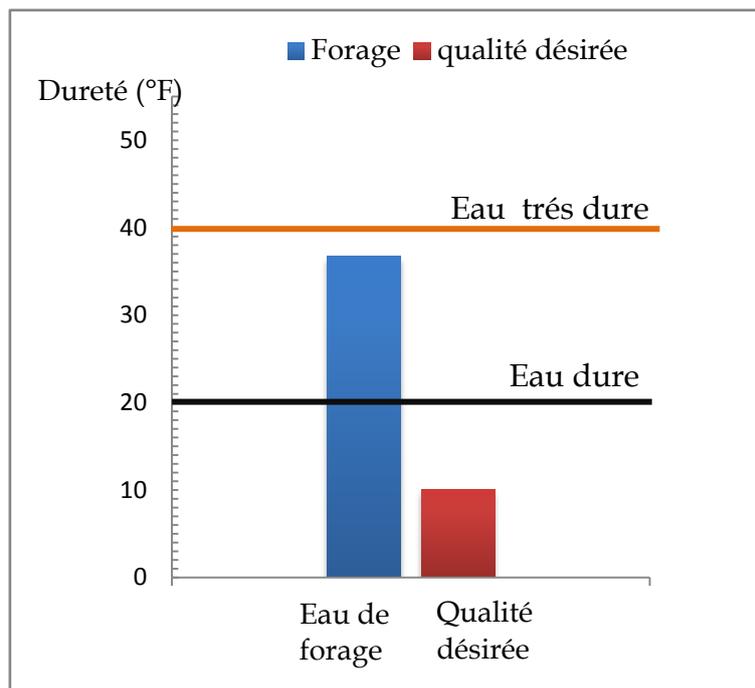


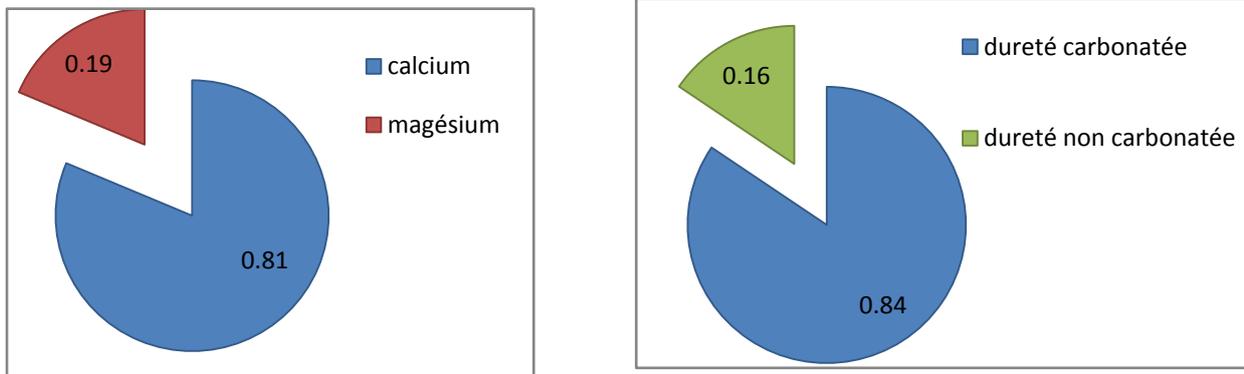
Figure V1 : Dureté de l'eau de forage comparée à celle désirée pour l'industrie des BRSA

f) **Le Titre alcalimétrique complet (TAC) :**

Il traduit l'alcalinité d'une eau et sa connaissance est essentielle pour l'étude de l'agressivité de l'eau. Etroitement liée à la dureté, sa valeur est due à la présence des ions de CO_3^{2-} et de HCO_3^- et OH^- . L'analyse a donné un titre alcalimétrique complet de 31°F (soit 310 mg/l en CaCO_3), une valeur qui reflète le pouvoir tampon de l'eau lors d'une variation éventuelle du pH. Cependant, le pH mesuré est inférieur à 8 ce qui signifie que le TAC représente uniquement des ions bicarbonates et absence totale des ions carbonates et hydroxydes [4].

Le titre alcalimétrique complet a une valeur inférieure à celle de la dureté, et représente donc la dureté carbonatée ou temporaire (84,5% de la totalité). Le reste (15,5 %) constitue la dureté permanente (figure V3).

Une alcalinité élevée neutralise l'acidité des BRSA, et donne un goût fade à la boisson. Pour cela une teneur de 5°F est suffisante [4].



FigureV2 : Répartition de la dureté de l'eau de forage

g) Les Chlorures :

L'analyse a montré une teneur en chlorures de 252,5 mg/l, cette valeur est acceptable d'après les normes algériennes de potabilité. En revanche elle est à la limite du critère qualité de l'eau fixée à 250 mg/l selon les directives de l'OMS. Une concentration élevée peut affecter le goût et causer un problème de corrosion des installations. Nous ferons remarquer que cette teneur élevée en chlorures peut aussi expliquer en partie la forte conductivité électrique trouvée pour cette eau de forage.

La proximité de cette station au littoral permet d'évoquer le rôle potentiel du biseau salé sur la concentration en chlorures mesurée, ainsi qu'un effet d'origine anthropique, vu que la station est entourée de certaines parcelles agricoles et zones d'élevage.

Les eaux chlorurées alcalines sont laxatives et peuvent poser des problèmes aux personnes atteintes de maladies cardio-vasculaires ou rénales, les directives du Conseil des Communautés Européennes indiquent un niveau guide de 25 mg/l [4]. La teneur en ions chlorures pour les BRSA est de 20 mg/l [15]. Le traitement utilisé au niveau de l'unité étudiée doit assurer cette valeur.

h) Les Sulfates :

La teneur en sulfates est de 123.46 mg/l. Elle reste en dessous de la valeur guide maximale admissible par les normes algériennes de potabilité (400 mg/l). Mais la valeur exigée pour une eau destinée à la fabrication des BRSA ne doit pas dépasser 10 mg/l [15].

i) Le Sodium:

Une valeur de 183 mg/l à été trouvée. Elle est en dessous de la limite admissible de potabilité fixée par les directives de l'OMS à 200 mg/l, mais reste élevée parce que, pour la fabrication des BRSA, la teneur doit être inférieure à 20 mg/l [15]. En plus, les autres formes du sodium (sel que l'on trouve dans notre alimentation) couvrent amplement nos besoins journaliers et une teneur élevée dans l'eau est dès lors contraire à une alimentation saine et équilibrée.

Comme cette eau est riche en chlorure, alors cette valeur élevée en sodium ne peut que confirmer l'hypothèse probable d'une intrusion saline.

j) Le Carbone organique total (COT) :

Dans les eaux naturelles, la teneur en COT peut varier de 1 à 30 ppm. Les valeurs proches de 30 ppm sont cependant signes d'une pollution organique qui peut être confirmée par une forte oxydabilité (supérieure à 3 mg d'O₂/l). Une teneur en COT de 52 ppm a été trouvée et elle est 26 fois supérieure à la norme de potabilité selon les directives de l'OMS.

L'eau destinée à la fabrication des BRSA ne doit pas contenir de matières organiques dissoutes capables d'influencer la qualité du produit fini suite à leurs dégradations chimique et biologique [15].

1.2 Eau traitée

L'eau traitée a été analysée dans les laboratoires cités précédemment. Celle-ci a subi une chloration par l'eau de javel, une filtration sur sable, une filtration sur charbon actif, un adoucissement et une désinfection par l'UV. Les résultats des analyses après traitement sont regroupés dans le tableau suivant. Pour pouvoir comparer l'efficacité du traitement nous donnons aussi dans le même tableau les paramètres trouvés pour l'eau de forage.

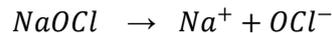
Tableau V2 : Résultats des analyses de l'eau de forage et de l'eau traitée

Elément	Forage	Traitée
Température (°C)	23	23
Conductivité à 20°C (µS/cm)	1256	1212
pH	7,57	7,27
Turbidité (NTU)	4,73	0
Chlore libre (mg/l)	0,03	0,05
Calcium (mg/l)	119,42	44,88
Magnesium (mg/l)	16,74	10,04
Sodium (mg/l)	183,016	359,15
Fer (mg/l)	0,07	0,02
Chlorure (mg/l)	252,05	234,3
Sulfate (mg/l)	123,46	80,31
TAC (mg/l)	31	31
COT (ppm)	52	42

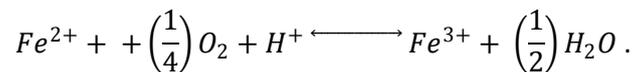
Nos remarques sur les valeurs mesurées sont les suivantes :

- Le traitement donne une eau très claire avec une turbidité nulle.
- La conductivité électrique est pratiquement la même, ceci s'explique par une diminution en ions calcium et magnésium mais, en même temps une augmentation importante de la teneur en ions sodium.

- La salinité cationique représentée dans notre cas par les ions calcium, magnésium et sodium a été modifiée par l'élimination d'environ 62% des ions calcium et uniquement 40% des ions magnésium. Ceci s'explique par le fait que la résine présente une sélectivité d'échange plus forte pour les ions calcium que pour les ions magnésium. Les pourcentages éliminés donnent une diminution de la dureté de 59%.
- Quant à la teneur en sodium, elle a doublé en passant de 183 mg/l à 359 mg/l ; Ceci est dû à l'utilisation d'une résine de type (R-Na). Cette augmentation peut provenir, aussi, de l'eau de javel utilisée pour désinfecter, sachant que:

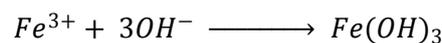


- La teneur en fer a diminué en passant de 0,07 à 0,02. Ceci est expliqué par l'hydrolyse des formes (Fe^{2+} et Fe^{3+}) et la formation des précipités. Le contact de l'eau avec l'air lors du passage à la bêche à eau et le processus de chloration utilisé oxydent la forme Fe^{2+} en Fe^{3+} suivant les réactions suivantes :



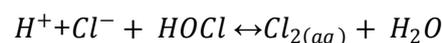
Cette deuxième réaction d'oxydoréduction a un potentiel standard positif de 0,711V. C'est une réaction spontanée [48].

Les ions Fe^{3+} formés se précipitent suivant la réaction:



La salinité anionique représentée par les ions chlorure, sulfate et bicarbonates n'a pas été affectée par le traitement utilisé. Ceci est dû à l'absence d'une étape dans la chaîne du traitement consacrée à l'ajustement de la salinité anionique.

Cependant, la légère diminution constatée de la concentration en chlorures peut être expliquée par les réactions suivantes :



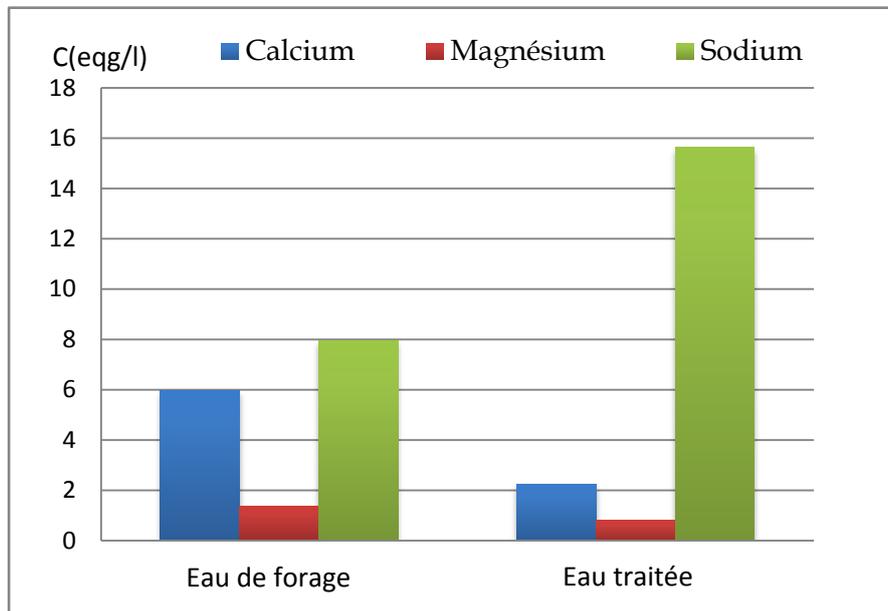


Figure V3 : Eléments de la salinité cationique de l'eau de forage et de l'eau traitée.

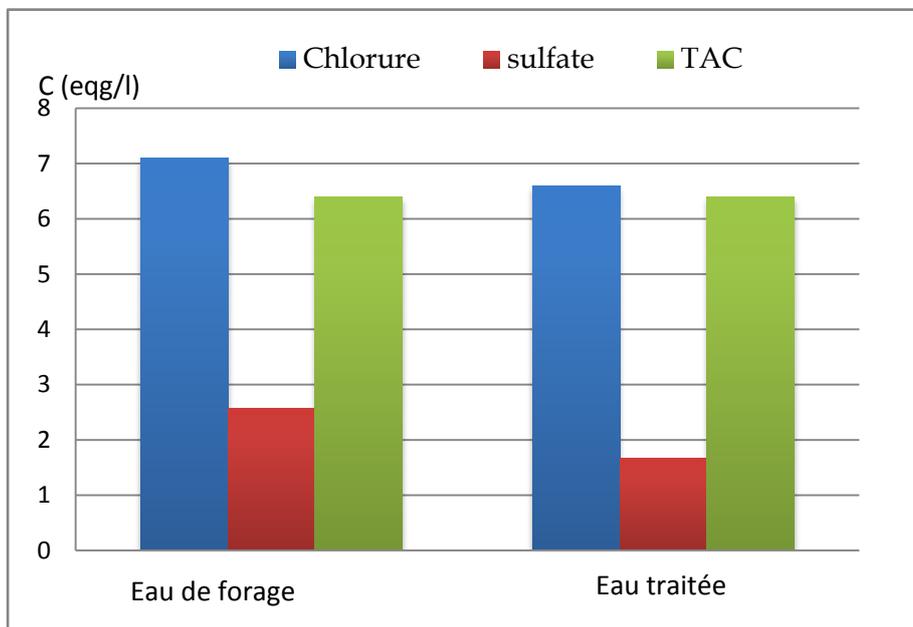


Figure V4 : Eléments de la salinité anionique de l'eau de forage et de l'eau traitée

1.3 Récapitulatif :

Le tableau ci-dessous montre que l'eau traitée répond uniquement à quelques exigences d'une eau destinée à la production des boissons gazeuses et des jus de fruit et ceci pour les paramètres suivants : pH, turbidité, teneurs en calcium, magnésium, chlore libre et fer. Pour les autres paramètres, la qualité de l'eau traitée est très loin des valeurs requises pour les BRSA. Une comparaison entre la qualité de l'eau traitée et celle d'une eau destinée à la fabrication des BRSA est illustrée dans le tableau V3.

Tableau V3 : Comparaison entre l'eau traitée et la qualité requise pour l'industrie des BRSA

Elément	Eau traitée	Qualité désirée
Température (°C)	23	/
Conductivité (µS/cm à 20°C)	1212	500
pH	7,27	6,5-8,5
Turbidité (NTU)	0	1
Chlore libre (mg/l)	0,05	0,05
Calcium (mg/l)	44,88	5 < TH < 10°F
Magnésium (mg/l)	10,04	
Sodium (mg/l)	359,15	20
Fer (mg/l)	0,02	0,2
Chlorures (mg/l)	234,3	20
Sulfates (mg/l)	80,31	10
TAC (°F)	31	10
COT (ppm)	42	2

2. Recommandations :

L'eau destinée à la fabrication des BRSA doit répondre à des exigences plus strictes que celles de la potabilité, ce qui exige un traitement plus fin. Dans le cas de l'unité étudiée, l'eau de fabrication répond globalement aux normes de potabilité fixées par la réglementation algérienne mais elle satisfait uniquement quelques exigences liées à une eau de fabrication des BRSA, pour cela nous proposons les recommandations suivantes qui concernent principalement l'étape utilisant le charbon actif et l'étape de déminéralisation.

2.1 Le charbon actif [50-55] :

La désinfection par chloration est l'étape la plus importante dans le traitement des eaux pour l'approvisionnement public car le chlore reste dans l'eau aussi longtemps qu'il n'est pas consommé. Cependant, le chlore réagit avec la matière organique présente dans l'eau et donne des sous-produits avec des effets à long terme nocifs. La formation de ces composés dépend de plu-

sieurs autres facteurs tels que la température, le pH, la dose de l'élément désinfectant, le temps de contact et la teneur en matière organique.

Le charbon actif en grains est employé pour éliminer la charge organique et les désinfectants résiduels dans l'eau potable. Ceci améliore le goût et réduit au minimum les risques sanitaires, mais protège également les autres unités de traitement (membranes d'osmose inverse et résines d'échange ionique) contre des dommages possibles dus à l'oxydation ou à l'encrassement organique.

Selon plusieurs travaux, la durée de vie du charbon actif dépend de l'espèce adsorbée et ne dépasse pas 160 jours pour certains types de sous-produits de désinfection et sa capacité d'adsorption des matières organiques dissoutes décroît d'environ 50% après 3 mois de service.

Dans le cas de l'unité étudiée, la station est en service depuis fin 2008. Bien que la filtration sur charbon actif utilisée soit efficace pour l'élimination du chlore libre, la charge organique demeure presque non affectée (81% de la charge initiale reste) et avec une valeur importante qui constitue un risque pour la santé humaine. Ceci nous conduit à dire que le charbon actif utilisé est épuisé et il est temps de le remplacer ou de le régénérer.

Nous n'avons pas pu avoir les informations nécessaires sur le charbon actif utilisé pour pouvoir proposer et calculer une méthode de régénération.

VI.2 La déminéralisation :

Étant donné que les salinités anionique et cationique sont élevées, nous recommandons que l'étape d'adoucissement soit remplacée par une étape de déminéralisation permettant de diminuer la minéralisation de l'eau de forage au niveau exigé. Cette installation sera constituée de deux colonnes d'échange cationique et anionique opérant avec des résines de formes R-H et R-OH. Une première colonne pour éliminer les ions Ca^{2+} , Mg^{2+} et Na^+ suivie de l'échangeuse anionique pour éliminer les ions Cl^- , SO_4^{2-} et le TAC. Nous proposons dans ce qui suit un dimensionnement de cette installation de déminéralisation mais, il faut tout d'abord rappeler les propriétés des résines à partir desquelles se fait le choix.

2.2.1 Rappel sur quelques propriétés des résines [56-57] :

a) Capacité d'échange :

La capacité d'échange est probablement la caractéristique la plus importante d'une résine d'échange ionique puisque c'est une mesure de ses possibilités de mener l'échange ionique. Elle est définie comme étant la masse des ions susceptibles d'être fixés par l'unité de volume (exceptionnellement de masse) de l'échangeur considéré. La capacité est exprimée en équivalents grammes ou en degrés par unité de volume de résine tassée. On distingue :

- **La capacité totale** : masse maximale d'ions échangeables.
- **La capacité utile** : fraction utilisable de la capacité totale car elle dépend des conditions hydrauliques et chimiques de chaque cas particulier d'application.

b) Rétention d'humidité :

La teneur en eau d'une résine est exprimée en pourcentage de son poids gonflé. Une autre méthode consiste à exprimer la teneur en eau comme le poids de l'eau pris par un gramme de résine initialement sèche.

Ainsi, une humidité élevée de la résine conduit à :

- Un échange rapide
- Une bonne capacité d'adsorption
- Une capacité totale faible

Alors qu'une humidité basse conduit à :

- Une capacité totale élevée
- Une difficulté à régénérer
- pas d'élimination d'ions volumineux

c) Granulométrie :

La distribution granulométrique d'une résine est mesurée à l'aide d'un jeu de tamis pour déterminer les paramètres suivants :

- Diamètre moyen
- Coefficient d'uniformité
- Taille effective
- Taille moyenne harmonique
- Quantité de billes fines
- Quantité de grosses billes

Avec :

- Le **diamètre moyen**, ou **taille médiane**, correspondant à la valeur d'ouverture du tamis théorique laissant passer exactement 50 % du volume de l'échantillon de résine. On représente cette valeur par " d_{50} ".
- La **taille effective** correspondant à la valeur du tamis laissant passer exactement 10 % de l'échantillon et est notée par d_{10} .
- Le **coefficient d'uniformité** est défini comme

$$CU = \frac{d_{60}}{d_{10}}$$

Ce coefficient mesure l'étendue de la distribution, et correspond à la largeur de la courbe de Gauss. Si toutes les billes ont la même taille, il sera égal à 1,00. La qualité standard 1,3 à 1,7.

- La **taille moyenne harmonique (HMS)** est une expression mathématique calculée à partir de la fonction de distribution des diamètres. En pratique, la valeur de HMS est proche du diamètre moyen, ou légèrement inférieur. Ces deux valeurs sont pratiquement identiques pour des résines à distribution uniforme.

Ainsi, une résine fine conduit à une bonne cinétique (échange rapide) et à des pertes de charges élevées alors qu'une résine grosse conduit à des pertes de charges faibles mais a une cinétique d'échange plus lente.

d) Le temps de contact :

Le temps de contact choisi détermine le volume de résine, il peut varier de 1.5 à 7.5 minutes [57].

e) La hauteur de la colonne :

L'échange ionique sur lit fixe utilise des profondeurs de lit de résine s'étendant de 0,75 m jusqu'à 3 mètres [57].

VI.2.2 Dimensionnement de l'installation de déminéralisation:

a) Colonne d'échange cationique :

Le calcul d'une colonne d'échange d'ions revient à déterminer les paramètres suivants:

- choix de la résine à utiliser ;
- le temps de contact entre l'eau à traiter et la résine ;
- la hauteur du lit ;
- volume de la résine ;
- temps de cycle de service ;
- quantités d'eau et de régénérant à utiliser ;

- **Choix de la résine :**

Etant donné que l'eau de forage contient déjà une concentration élevée en ions sodium (180 mg/l), nous pensons à utiliser une résine cationique forte de forme R-H régénérée par une solution d'HCl. Le système actuel de traitement de la salinité cationique concerne uniquement les éléments de la dureté et il utilise un échange cationique par une résine de forme R-Na. Cette étape fait augmenter la concentration en ions sodium dans l'eau de fabrication à 359,15 mg/l, et qui représente une concentration très élevée par rapport aux exigences de l'industrie des BRSA.

Nous donnons, dans le tableau V4, une comparaison entre différentes résines cationiques fortes de forme R-H produites par la société « RHOM & HAAS » (fournisseur de l'unité étudiée). La résine 1 constitue le meilleur choix, et sa fiche technique fournie par le producteur est donnée en annexe 1.

Tableau V4 : Caractéristiques des résines cationiques produites par RHOM & HASS

	Résine 1	Résine 2	Résine 3	Résine 4	Résine 5	Résine 6
Capacité d'échange (eq/l)	1,8	1,35	2	2,2	2,4	2,6
	moyenne	mauvaise	bonne	bonne	très bonne	très bonne
Rétention de l'humidité	49- 55%	64-68%	45-51%	44-53%	37-43%	60-70%
	moyenne	bonne	mauvaise	mauvaise	très mauvaise	bonne
Coefficient d'uniformité	1,2	1,6	1,2	1,5	1,2	2
	bonne	moyenne	bonne	moyenne	bonne	très mauvaise
Diamètre harmonique moyen (mm)	0,58-0,68	0,55-0,7	0,65-0,7	0,58- 0,8	0,6-0,7	0,45-0,65
	Les valeurs des diamètres sont proches pour les 6 résines.					
Débit de service ($l_{eau}/l_{résine} h$)	5-50	1-5	5-50	1-8	5-50	1-2
	bonne	mauvaise	bonne	mauvaise	bonne	très mauvaise

- Volume de résine nécessaire :

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{L'eau de forage} \\ TH = 7,35 \frac{meq}{l} \\ Na^+ = 7,95 \frac{meq}{l} \\ \text{Totale} = 15,30 meq/l \end{array} \right. \longrightarrow \left\{ \begin{array}{l} \text{Sortie désirée} \\ TH = 2 \frac{meq}{l} \\ Na^+ = 0,87 \frac{meq}{l} \\ \text{Totale} = 2,87 meq/l \end{array} \right.$$

Pour répondre aux exigences de qualité d'une eau destinée à la fabrication des BRSA, nous devons éliminer la différence de salinité cationique entre l'entrée et la sortie et qui est de 12,43 meq/l.

Après un cycle de service le bilan d'échange d'ions s'écrit :

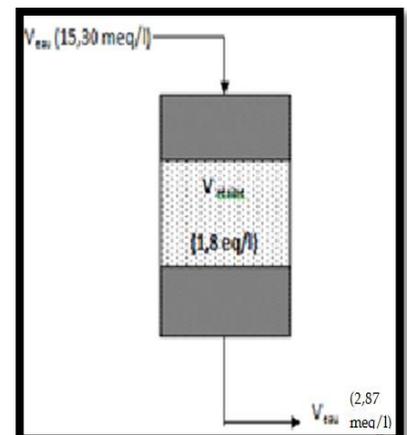
Entrée - sortie = accumulation - création (pas de création).

$$V_{eau} \cdot SC_1 - V_{eau} \cdot SC_2 = V_{résine} \cdot C_{échange}$$

Donc :

$$\frac{V_{eau}}{V_{résine}} = \frac{C_{échange}}{SC_1 - SC_2}$$

$$\frac{V_{eau}}{V_{résine}} = \frac{1,8 \cdot 10^3}{12,43} = 144,81 l_{eau}/l_{résine}$$



Ce qui implique qu'en utilisant 1l de cette résine, on peut traiter 144,81l d'eau.

Le temps de contact est déterminé par le choix du débit de service ; cette résine peut être utilisée avec un débit de service allant jusqu'à $50 l_{eau} / (l_{résine} \cdot h)$. En choisissant un débit de service de $20 l_{eau} / (l_{résine} \cdot h)$, le temps de contact nécessaire est de 3minutes :

$$DS = \frac{1}{t_{contact}} \iff t_{contact} = \frac{1}{DS}$$

$$t_{contact} = \frac{1}{20} \cdot 60 = 3min.$$

Le temps de contact déterminé, nous pouvons calculer le temps d'un cycle de service avant l'épuisement total du lit :

$$t_{cycle} = \frac{V_{eau}}{V_{résine}} \cdot t_{contact}$$

$$t_{cycle} = 144,81 \times 3 = 7,24 h$$

Pour une capacité de traitement de 25m³/h et un temps de cycle de service de 7,24 h, le volume de résine nécessaire pour traiter ce débit d'alimentation sera donc :

$$\frac{V_{eau}}{V_{résine}} = \frac{F \times t_{cycle}}{V_{résine}} = 144,81$$

$$V_{résine} = 1,25 m^3.$$

Plusieurs hauteurs ont été calculées pour différents débits de service et le tableau V5 résume les résultats obtenus. Nous constatons que la valeur $20 l_{eau} / (l_{résine} \cdot h)$ représente un optimum.

Tableau V 5 : Résultats des calculs pour différentes valeurs du débit de service

DS ($l_{eau} / l_{résine} \cdot h$)	$t_{contact}$ (min)	t_{cycle} (h)	$V_{résine}$ (m ³)	h(m) (D= 1m)
10	6	14,48	2,50	3,18
15	4	9,65	1,67	2,12
20	3	7,24	1,25	1,59
30	2	4,83	0,83	1,06
40	1,5	3,62	0,63	0,80

- **Dimensions de la colonne :**

Pour un volume de résine de 1,25 m³, nous avons aussi calculé les hauteurs pour différents diamètres (1 - 1,25 - 1,5), sachant que :

$$h = \frac{4 \cdot V_{résine}}{\pi \cdot D^2}$$

D(m)	h(m)
1	1,59
1,25	1,02
1,5	0,71

Nous constatons que la valeur de la hauteur de la résine pour un diamètre de 1 m est pratique et convenable. Ce sont donc les valeurs que nous avons retenues pour le calcul des pertes de charge et obtenir la hauteur de colonne en tenant compte de l'expansion du lit de la résine.

- **Les pertes de charge occasionnées pendant le service :**

Pour éviter l'encrassement des résines il est déconseillé de travailler avec des différences de pression supérieures à 170 kPas (10 Bar) [56].

Sachant que le débit à traiter est de 25 m³/h et que la surface du lit est de 0,79m², le rapport des ces deux paramètres donne une vitesse linéaire de :

$$Vitesse = \frac{25}{0,79} = 31,65 \text{ m/h.}$$

Une lecture sur le diagramme ci-dessous donne, pour différentes températures, les valeurs suivantes :

Température (°C)	Perte de charge totale (Kpa)
20	48
30	38,4

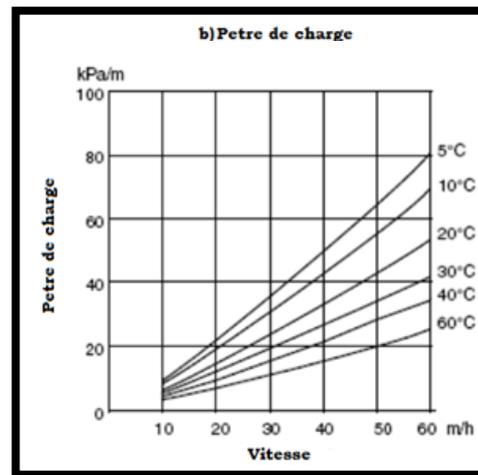


Figure V5 : Perte de charge par mètre de hauteur

- **Quantités d'eau et de régénérant nécessaires :**

Sur la fiche technique (annexe1) de la résine utilisée figure ce qui est appelé « niveau de régénération » qui détermine la masse du régénérant par volume de résine.

Nous avons choisi le niveau maximal, soit 150 g/l dans le but d'assurer une bonne efficacité de la régénération. Ceci donne une quantité d'acide chlorhydrique de 187,5 Kg :

$$\left. \begin{array}{l} 150 \text{ g} \longrightarrow 1 \text{ l de résine} \\ x \text{ g} \longrightarrow 1,25 \cdot 10^3 \text{ l} \end{array} \right\} \text{ quantité d'HCl} = 1,25 \cdot 10^3 \times 150 = 187,5 \text{ Kg}$$

Pour le calcul du volume d'eau à utiliser, nous nous fixons une concentration de la solution à 10% en poids :

$$\text{concentration \% (en poids)} = \frac{\text{poids d' HCl}}{\text{poids totale de la solution}} \times 100$$

On aura une quantité de solution de : 1875 Kg de solution.

Masse d'eau à utiliser = poids totale de la solution - poids d'acide = 1687,5Kg d'eau.

$$\text{volume d'eau} = \frac{\text{masse d' eau utilisée}}{\text{densité}} = \frac{1687,5}{1} = 1,6875 \text{ m}^3$$

$$\text{volume d'HCl} = \frac{\text{masse d'HCl utilisée}}{\text{densité}} = \frac{187,5}{1,49} = 0,125 \text{ m}^3$$

Le tableau V6 illustre les résultats des calculs pour différentes valeurs du niveau de régénération.

Tableau V6 : Résultats des calculs pour différentes valeurs du niveau de régénération

	Niveau (g/l)	Quantité HCl (kg)	Veau (m^3)	V HCl (m^3)
$V_{résine} = 1,25m^3$ $DS = 20 \frac{l_{eau}}{l_{résine}} h$	150	187,5	1,69	0,126
	100	125	1,13	0,084
	40	50	0,45	0,034

- **Soulèvement de lit de résine :**

La première étape dans un cycle de régénération est le rétro lavage de la résine avec un flux ascendant d'eau pour redonner au lit une expansion, en général, de 30 à 40%. Pour contourner l'effet de la température, nous considérons une expansion de 50 %. Ainsi la vraie hauteur est: 2,4 m

$$h = 1,6 \times (1 + 0,5) = 2,4 m$$

A une température de 20°C et pour avoir une expansion du lit de résine de 50 % il faut une- par lecture sur graphe ci-dessous - une vitesse linéaire de soulèvement de 10,5 m/h ce qui fait pour un diamètre de 1m, un débit de 8,3 m³/h.

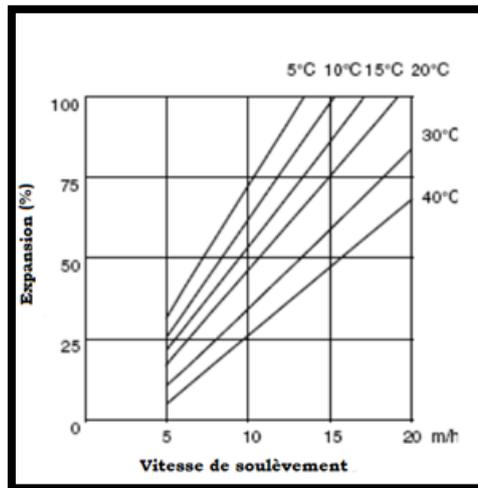


Figure V6 : Soulèvement du lit

b) Colonne d'échange anionique :

Etant donné que l'eau de forage contient des concentrations élevées en ions chlorure et sulfate (successivement 252 et 123 mg/l), nous proposons l'utilisation d'une résine anionique forte de forme R-OH régénérée par une solution de soude caustique.

Afin de choisir la résine appropriée, nous présentons dans le tableau V 7 une comparaison entre différentes résines anioniques fortes de forme R-OH produites par la société « RHOM & HAAS ». La résine 1 s'avère la meilleure ; sa fiche technique est donnée en annexe 2.

Tableau V7: Caractéristiques des résines anioniques produites par RHOM & HAAS

	Résine 1	Résine 2	Résine 3
Capacité d'échange (eq/l)	1,10	0,8	0,8
	bonne	moyenne	Moyenne
Rétention de l'humidité	54- 60%	66-75%	66-75%
	bonne	très bonne	très bonne
Coefficient d'uniformité	1,2	1,25	1,45
	bonne	moyenne	Moyenne
Diamètre harmonique moyen (mm)	0,58-0,68	0,58-0,7	0,56-0,7
	Les diamètres sont proches		
Débit de service ($l_{eau} / l_{résine} h$)	5-50	1-5	1-5
	bonne	mauvaise	Mauvaise

• **Volume de résine nécessaire :**

Pour respecter la neutralité de l'eau, la quantité des anions échangés doit être identique à celle des cations ; Ainsi, la colonne d'échange anionique doit être conçue pour éliminer 12,43 meq/l de salinité anionique.

Le bilan d'échange après un cycle de service conduit à :

$$\frac{V_{eau}}{V_{résine}} = \frac{C_{échange}}{SA_1 - SA_2}$$

$$\frac{V_{eau}}{V_{résine}} = \frac{1,1}{12,43} \times 10^3 = 88,50 \text{ } l_{eau} / l_{résine}$$

Ce qui implique qu'un litre de cette résine peut traiter 88,50 l d'eau.

Etant donné que la colonne d'échange anionique est en série avec la colonne d'échange cationique, nous proposons de synchroniser le cycle de régénération entre les deux colonnes en adaptant le

volume de résine anionique nécessaire. Avec un débit d'alimentation de $25 \frac{m^3}{h}$ et $t_{cycle} = 7,24$ h et sachant que :

$$\frac{V_{eau}}{V_{résine}} = \frac{F \times t_{cycle}}{V_{résine}} = 88,50$$

Nous aurons un volume de résine nécessaire de : $2,04 m^3$. Avec un temps de contact de 5 min et un débit de service de : $12,22 l_{eau} / (l_{résine} \cdot h)$

Le tableau V8 illustre les résultats des calculs pour différentes valeurs du t_{cycle} .

Tableau V 8: Résultats des calculs pour différentes valeurs du t_{cycle}

t_{cycle} (h)	$V_{résine}$ (m^3)	$t_{contact}$ (min)	$h(m)$ D (1,25m)
14,48	4,09	9,82	3,33
9,65	2,73	6,55	2,22
7,24	2,04	4,91	1,66
4,83	1,36	3,27	1,11
3,62	1,02	2,45	0,83

- Dimensions de la colonne :**

Pour un volume de résine de $2,04 m^3$, nous avons calculé la hauteur de la colonne pour différentes valeurs de diamètre. Sachant que : $h = \frac{4 \cdot V_{résine}}{\pi \cdot D^2}$.

D(m)	h(m)
1	2,60
1,25	1,66
1,5	1,15

La valeur pour un diamètre de 1,25 s'avère la plus pratique. C'est la valeur que nous avons retenu pour le calcul des pertes de charge et la vraie hauteur de la colonne.

- Les pertes de charge occasionnées pendant le service :**

Pour un débit à traiter de $25 m^3/h$ et une surface de lit de $1,23 m^2$, la vitesse linéaire est alors :

$$Vitesse = \frac{25}{1,23} = 20,32 \text{ m/h}$$

Par lecture sur le diagramme ci-dessous, nous aurons, pour différentes températures, les valeurs suivantes :

Température (°C)	Perte de charge totale (Kpa)
20	49,8
30	39,48

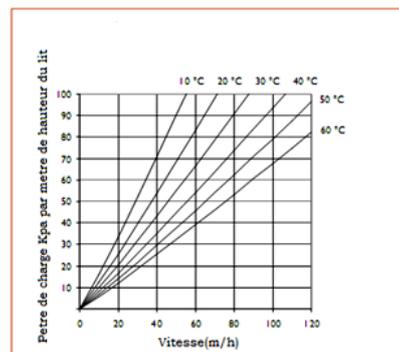


Figure V7: Pertes de charge par mètre de hauteur

• **Quantités d'eau et de régénérant nécessaires :**

Nous avons choisi le niveau maximal soit 100 g/l (annexe2) auquel correspond une quantité de soude de 204 Kg:

100 g \longrightarrow 1 l de résine quantité de NaOH = $2,04 \cdot 10^3 \times 100 = 204 \text{ Kg}$

x g \longrightarrow $2,04 \cdot 10^3 \text{ l}$

Pour le calcul du volume d'eau à utiliser, nous nous fixons une concentration de la solution à utilisée soit : 5% en poids. Avec :

$$\text{concentration \% (en poids)} = \frac{\text{poids de NaOH}}{\text{poids totale de la solution}} \times 100$$

On aura une quantité de solution de : 4080 Kg de solution.

Masse d'eau à utiliser = poids totale de la solution - poids d'acide = 3876Kg d'eau.

$$\text{volume d'eau} = \frac{\text{masse d'eau utilisée}}{\text{densité}} = \frac{3876}{1} = 3,876 \text{ m}^3$$

$$\text{volume de NaOH} = \frac{\text{masse d'HCl utilisée}}{\text{densité}} = \frac{204}{2,13} = 0,95 \text{ m}^3$$

a. Soulèvement du lit :

Pour contourner l'effet de la température, nous avons choisi une expansion de 50%.

Ainsi la vraie hauteur de la colonne en tenant compte de l'expansion est de :

$$h = 1,66 \times (1 + 0,5) = 2,5 \text{ m}$$

A une température de 20°C et pour avoir une expansion du lit de résine de 50 % il faut - par lecture sur graphe ci-dessous - une vitesse linéaire de soulèvement de 5 m/h, ce qui fait pour un diamètre de 1,25 m un débit de 6,15 m³/h.

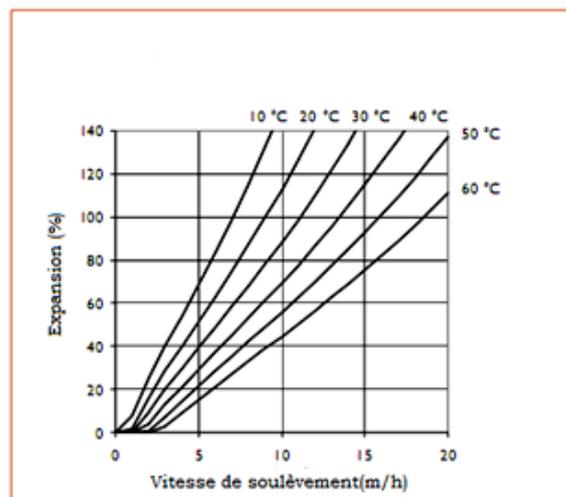


Figure V8: Soulèvement du lit

Tableau V9 : Résultats des calculs pour différentes valeurs de niveau de régénération

$V_{résine} = 2,04m^3$ $t_{cycle} = 7,24 h$	Niveau (g/l)	NaOH (kg)	Veau (m ³)	V NaOH (m ³)
	100	204	3,88	0,10
	70	142,8	2,71	0,07
	40	81,6	1,55	0,04

Tableau V10 : Récapitulatif des résultats des calculs

			Résine cationique	Résine anionique
Dimensions de la colonne	Diamètre(m)		1	1,25
	Hauteur(m)		2,4	2,5
	Volume résine (m ³)		1,25	2,04
Phase de service	Débit à traiter (m ³ /h)		25	25
	Temps de service(h)		7,24	7,24
Phase régénération	Soulèvement	Débit (m ³ /h)	8,3	6,15
		Temps (min)	15	10
	Produits de régénération	Volume du régénérant	0,125 m ³ d'HCl	0,95 m ³ de NaOH
		Volume d'eau (m ³)	1,69	3,88
		Temps de contact (min)	20	20

Le temps de régénération est composé de plusieurs étapes :

- rétro lavage (15; 10 min)
- injection du régénérant (20; 20min)
- rinçage lent (28;17 min)
- rinçage rapide (12;30 min)

Nous remarquons donc que le temps de régénération pour chaque colonne est de l'ordre de 1 heure et 20 minutes. Pour compenser ce temps perdu et ne pas perturber une production continue, nous proposons soit une deuxième installation identique à celle proposée, soit une bache à eau réservoir de 80 m³ où arrive l'eau traitée pour alimenter en continu l'entreprise.

Le coût de la bache à eau est estimé à 1 982 424.60 DA (annexe 3), alors que le coût uniquement des volumes des résines est estimé à 2 600 843,7 DA (annexe 4) ; ce qui permet de conclure que la bache à eau représente la meilleure solution puisqu'elle est plus économique en temps et argent et évite ainsi les arrêts de production volontaire ou accidentel de l'unité.

Conclusion Générale

Les activités socioéconomiques couplées à l'accroissement démographique et aux changements dans le mode de la consommation génèrent des quantités énormes d'eau utilisées et rejetées.

Dans un souci de protéger la santé humaine et l'environnement, notre travail s'est intéressé à une industrie, fortement consommatrice d'eau, de fabrication de boissons gazeuses et de jus de fruits où le procédé exige une qualité d'eau très spécifique et conforme à une réglementation stricte.

Dans la composition des produits de cette industrie, l'eau intervient à plus de 90%. C'est la raison pour laquelle elle doit remplir des exigences de qualité spécifiques définies par la réglementation sanitaire et environnementale aussi, puisqu'elle est utilisée dans d'autres étapes du procédé (fabrication de vapeur d'eau, refroidissement, nettoyage, ...).

Notre étude sur les eaux de process, utilisées dans ce type d'industrie, vise à tirer des enseignements des analyses physico-chimiques et déterminer les limites de son utilisation.

Pour cela, une recherche bibliographique a été effectuée et a permis de :

- ▶ Déterminer les indicateurs de qualité de l'eau pour pouvoir choisir les paramètres à analyser en fonction de l'objectif recherché de son application.
- ▶ Connaître les différentes techniques de traitement et comprendre le mécanisme de fonctionnement.
- ▶ Acquérir des référentiels réglementaires et normatifs.

La synthèse de cette recherche bibliographique montre que l'eau destinée à la fabrication des BRSA doit remplir des exigences plus strictes que celles de la potabilité uniquement; globalement, elle ne doit pas contenir des concentrations élevées en sels minéraux, des matières organiques et d'oxygène dissous et ne doit pas avoir de goût et des odeurs désagréables. Toutefois elle doit être claire, incolore et stérile. Certains éléments se distinguent des autres en matière d'exigences à savoir : les matières en suspension (MES), la dureté de l'eau, le carbone organique dissous, l'alcalinité, le calcium, le chlore et le fer.

L'étape suivante de notre travail a consisté en l'étude d'un cas concret concernant la station de traitement des eaux de procédé d'une unité de fabrication de jus et boissons gazeuses localisée à Oued Smar. Des analyses en amont (eau brute) et en aval (eau traitée) ont été effectuées.

- ▶ Les résultats montrent une eau de forage neutre, riche en sels dissous notamment en chlorures et sulfates, classée dans la catégorie des eaux dures accompagnée d'un titre alcalimétrique complet élevé et contient une charge organique représentée par le carbone organique total très élevé.
- ▶ Les analyses de l'eau traitée indiquent la présence d'une salinité anionique qui demeure non affectée par la chaîne de traitement, une teneur en sodium qui double pour atteindre

350mg/l et une charge organique éliminée partiellement (20%). toutefois la turbidité et le chlore libre sont efficacement éliminés.

En conclusion, ces résultats montrent que le traitement n'est pas efficace et nous proposons des solutions pour améliorer le procédé de traitement et répondre aux spécifications exigées.

- ▶ Pour le charbon, bien qu'il soit encore efficace pour l'élimination du chlore libre, il est urgent de le changer ou de le régénérer afin d'améliorer l'élimination de la charge organique.
- ▶ Pour l'amélioration de la qualité de l'eau en termes de sels dissous, nous proposons une étape de déminéralisation constituée de deux colonnes d'échange d'ions cationiques et anioniques respectivement de forme R-H et R-OH. La résine cationique est régénérée par l'acide chlorhydrique tandis que la résine anionique est régénérée par la soude. Le dimensionnement des colonnes a été fait pour une capacité de traitement de 25m³/h.
- ▶ Pour que l'unité étudiée fonctionne à un rythme de production continue et pour compenser le temps perdu lors de la régénération des deux résines échangeuses, nous proposons une bache à eau réservoir de 80 m³ alimentant en continu l'unité. L'installation d'une deuxième station de déminéralisation, fonctionnant durant l'arrêt de la première, revient beaucoup plus chère que le réservoir d'eau.

Cette étude nous a permis de se rapprocher d'un procédé industriel, de s'investir dans une problématique et de proposer des solutions les plus avantageuses pour une efficacité de qualité avec un respect des normes d'hygiène et de sécurité alimentaire.

Annexes

Annexe 1: Fiche technique de la résine cationique choisie**AMBERJET™ 1200 H: Résine cationique d'acide fort de catégorie Industrielle****Propriétés Typiques**

Forme physique	sphérique
Squelette	copolymère Styrène divinylbenzène
Groupe fonctionnel	Sulfonate
Forme ionique	H ⁺
Capacité totale d'échange	> 1.80 eq/L (forme H ⁺) - > 2.00 eq/L (forme Na ⁺)
Rétention de l'humidité ^[1]	49 à 55% (forme H ⁺)
Densité	800 g/L
Taille des particules	
Coefficient d'uniformité	< 1.2
Diamètre moyen harmonique	630 ± 50 µm

^[1] Valeur Contractuel

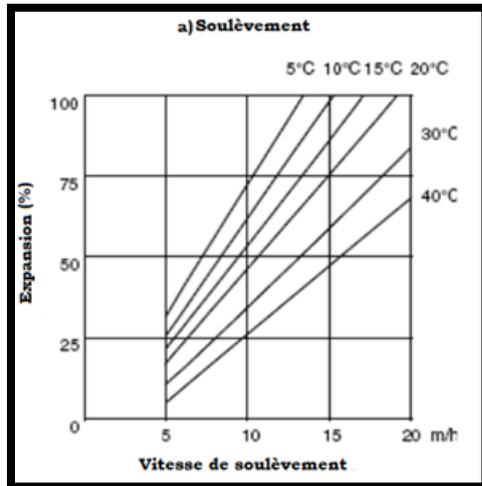
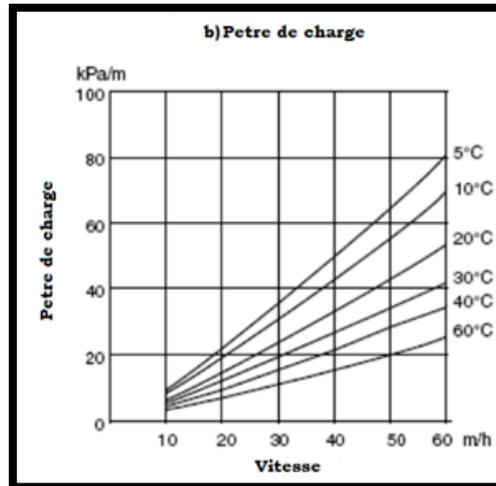
Conditions Opératoires Recommandées

Température maximale	135°C
Hauteur minimal du lit	800 mm
Débit de service	5 à 50 BV*/h
Vitesse maximale de service	60 m/h
Régénération	
Régénérant	HCl H ₂ SO ₄
Niveau (g/L)	40 à 150 40 à 200
Concentration (%)	4 à 10 1 à 8
Temps de contact minimal	20 minutes
Rinçage lent	2 BV au débit de régénération
Rinçage rapide	1 à 3 BV au débit de service

* 1 BV (Volume du lit) = 1 m³ solution par m³ de résine

Caractéristiques Hydrauliques :

La figure 1 montre l'expansion de lit de la résine d'AMBERJET 1200 H en fonction du débit de remuement et de la température de l'eau. La figure 2 montre les données de chute de pression pour la résine d'AMBERJET 1200 H en fonction du débit de service et de la température de l'eau.

**Figure1 :** Soulèvement du lit**Figure2:** Perte de charge par mètre de hauteur

Annexe 2: Fiche technique de la résine anionique choisie**AMBERJET™ 4400 OH: Résine anionique de base forte de catégorie Industrielle****Propriétés Typiques**

Forme physique	sphérique
Squelette	copolymère Styrène divinylbenzène
Groupe fonctionnel	Tri méthyle ammonium
Forme ionique	OH ⁻
Capacité totale d'échange	> 1.10 eq/l (forme OH ⁻)
Rétention de l'humidité ^[1]	54 à 60 % (forme OH ⁻)
Densité	690 g/l
Taille des particules	
Coefficient d'uniformité	< 1.2
Diamètre moyen harmonique	0.58 à 0.68 mm

^[1] Valeur Contractuel

Conditions Opératoires Recommandées

Température maximale	60°C
Hauteur minimal du lit	800 mm
Débit de service	5 - 50 BV*/h
Vitesse maximale de service	60 m/h
Régénération	
Régénérant	NaOH
Niveau (g/L)	40 à 100 g/L
Concentration (%)	2 à 5 % NaOH
Temps de contact minimal	20 minutes
Rinçage lent	2 BV au débit de régénération
Rinçage rapide	3 à 6 BV au débit de service

* 1 BV (Volume du lit) = 1 m³ solution par m³ de résine

Caractéristiques Hydrauliques :

La figure 1 montre l'expansion de lit de la résine d'AMBERJET™ 4400 OH en fonction du débit de remuement et de la température de l'eau. La figure 2 montre les données de chute de pression pour la résine d'AMBERJET™ 4400 OH en fonction du débit de service et de la température de l'eau.

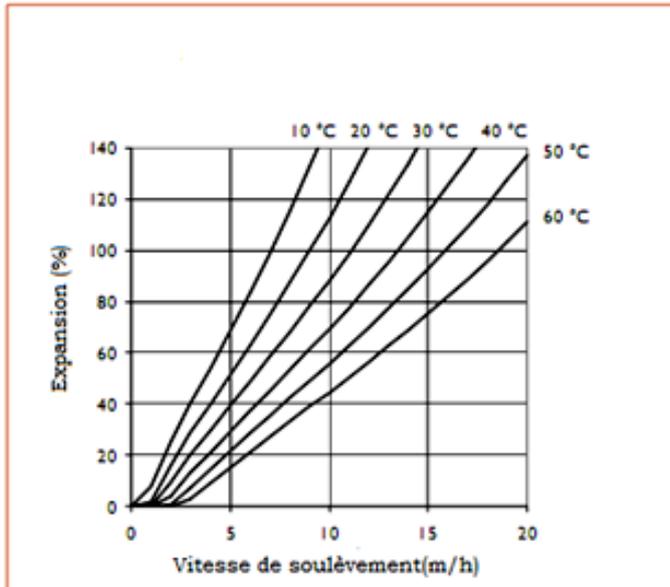


Figure 1: Soulèvement du lit

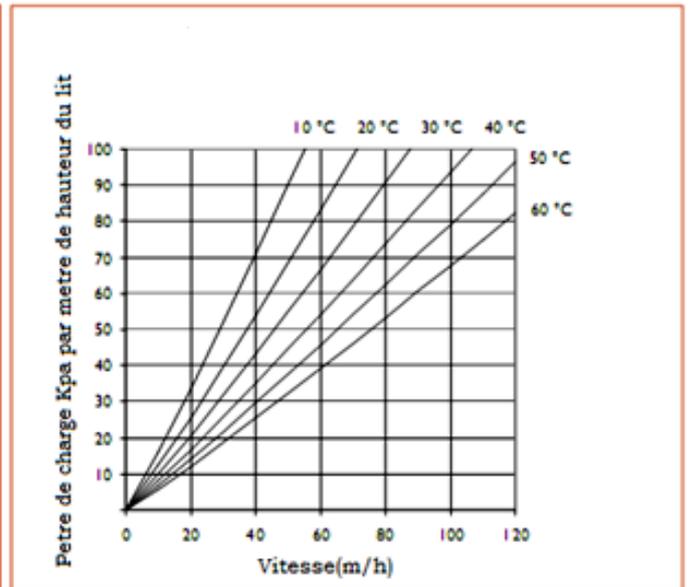


Figure 2: Pertes de charge par mètre de hauteur

Annexe 3 : Facture pro format de la bache à eau

Projet : Réalisation d'une bache à eaux
 Capacité : 80 m³
 5mX4mX4m

DEVIS QUANTITATIF ESTIMATIF

N°	Désignations	UM	Quantité	P. Unitaire	Montant
01	Terrassement en grande masse 7mX6mX4m	M3	168m ³ +30%	1 200.00	262 080.00
02	F/P Gros béton dosé à 250 kg/m ³	M3	4.20	10 000.00	42 000.00
03	F/P Béton armé (radier) dosé à 350 kg/m ³ + adjuvant sika hydrofuge	M3	10.50	35 000.00	367 500.00
04	F/P Béton armé voile dosé à 350 kg/m ³ + adjuvant sika hydrofuge	M3	20.80	35 000.00	728 000.00
05	F/P Dalle pleine en béton armé dosé à 350 kg/m ³ + adjuvant hydrofuge	M3	04.00	35 000.00	140 000.00
06	F/P échelle en inox	U	01.00	20 000.00	20 000.00
07	F/P Trappe de visite 1mX1m (métallique)	U	01.00	10 000.00	10 000.00
08	Traitement des voiles à l'extérieur (2 couches de Flicote)	M2	104.00	200.00	20 800.00
09	F/P Remblai tout le tour de la bache à eaux	M3	104.00	1 000.00	104 000.00
Total HT					1 694 380.00
Total TVA 17%					288 044.60
TOTAL TTC					1 982 424.60

**Arrêter le présent devis à la somme de un million neuf cent quatre
 vingt deux mille quatre cent vingt quatre dinars et soixante
 centime.**

Annexe 4 : Facture pro format des résines

A l'intention de:

veuillez trouver ci-joint notre facture pro format concernant le produit de la station traitement des eaux fourniture:

Désignation	Qté	Prix unitaire en HT (DA)	Montant total en HT (DA)
RESINE ANIONIQUE	L	675,67	675,67
RESINE CATIONIQUE	L	675,67	675,67

Montant total en HT : 1351,34 DA

TVA 17% : 229,72 DA

Montant total en TTC: 1581,06 DA

Arrête la présente facture pro format a la somme de :

Mille cinq cent quatre-vingt un Dinars Algérien et 06 cts

Références Bibliographiques

-
- [1] **Jean-Claude Boeglin**, Propriétés des eaux naturelles, Techniques de l'Ingénieur, Référence G1110 2001
- [2] **Roger Leviel ; Degrémont-France**, Water Treatment Handbook / Memento Technique De L'eau, 9^{ème} édition , Degrémont-France 1966
- [3] **Enrico Riboni**, Purification de l'eau dans l'industrie, Document technique ozone.ch Sàrl 2008
- [4] **Jean Rodier et coll**, L'analyse de l'eau, Eaux naturelles, Eaux résiduaires, eau de mer, 8^é édition, Donud, Paris 2008
- [5] **K.S Venkateswarlu**, Water chemistry; industrial and power station water treatment, new age international publishers 1996
- [6] **Frank N. Kemmer**, The Nalko water hand book, Second edition, McGraw-Hill Book Company 1988
- [7] **J Bontoux**, Introduction à l'étude des eaux douces : eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson, qualité & santé, CEBEDOC (Liège), 1993
- [8] **Spellman, Frank R**, The Science of Water: Concepts & Applications, Taylor & Francis Routledge publisher 1998
- [9] **Raymond D. Letterman**, Water quality and treatment, Fifth Edition, McGRAW-HILL 1999
- [10] **John De Zuane**, Handbook of drinking water quality, Second edition, JOHN WILEY & SONS 1997
- [11] **Ruth F Weiner & Robin A. Matthews**, Environnemental engineering, Fourth Edition, Butterworth-Heinemann 2003
- [12] **www.laease.com.**
- [13] **SANTE CANADA**, Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, 2008, www.hc-sc.gc.ca
- [14] **Lawrence K. Wang, Yung-Tse Hung, Nazih K. Shammass**, Physicochemical Treatment Processes (volume 3 handbook of environmental engineering)" Humana Press Inc 2005
- [15] **Philip R. Ashurst**, Chemistry and Technology of Soft Drinks and Fruit Juices, Second Edition, by Blackwell Publishing 2005
- [16] **D. D. Ratnayaka, M. J. Brandt and K. M. Johnson**, Twort's water supply, sixth edition, Butterworth-Heinemann 2009
- [17] **www.lenntech.fr**
- [18] Publications du conseil canadien des ministères de l'environnement ; www.ccme.ca
-

-
- [19] **Fraçois Beré , Jean Donnier** ; Traitement des eaux ; édition Technip, paris, 1992
- [20] **Saroj K. Sharma, Joost Kappelhof, Martijn**; Comparison of physicochemical iron removal mechanisms in filters; J Water SRT - Aqua 50 (2001) 187-198
- [21] **H Tamura, K Goto, M Nagayama**; The effect of ferric hydroxide on the oxygenation of ferrous ions in neutral solutions, Corrosion Science Volume 16, Issue 4, 1976, Pages 197-207
- [22] **Priscott, Harley, Klein**, Microbiologie, 2 éme eddition De Boeck 2003
- [23] **Jean-Claude Boeglin**, Contrôle des eaux douces et de consommation humaine, Technique de l'ingénieur, Référence P4210 Date de publication : 10 sept. 2000
- [24] **Philip R. Ashurst and Robert Hargitt**; Soft drink and fruit juice problems solved; Wood head Publishing Limited and CRC Press LLC 2009
- [25] **David P. Steen and Philip R. Ashurst**; Carbonated Soft Drinks: Formulation and Manufacture; First edition by Blackwell Publishing Ltd 2006
- [26] **Sean X.Liu**, Food and agricultural wastewater utilization and treatment, First edition, Blackwell Publishing 2007
- [27] **Dorothy Senior, Nicholas Dege**, Technology of bottled water, by Blackwell Publishing 2005
- [28] **Raymond D. Letterman**, Water quality and treatment handbook of Community Water Supplies, Fifth Edition, by McGraw-Hill 1999
- [29] **Nicholas P. Cheremisinoff**, Handbook of water and wastewater treatment technologies, by Butterworth-Heinemann 2002
- [30] **Andrei A .Zagorodni**, Ion Exchange Materials Properties and Applications, Elsevier BV 2007
- [31] **Vassilis J. Inglezakis, Stavros G. Pouloupoulos**, Adsorption ion exchange for catalysis design of operations and environmental applications, Elsevier 2006
- [32] **Sharon O. Skipton, Bruce I. Dvorak, Shirley M. Niemeyer**, Drinking Water Treatment: Water Softening (Ion Exchange), NebGuide G1491 ,University of Nebraska-Lincoln publication ; October 2008
- [33] **Edward E, Baruth**, Water Treatment Plant Design, Fourth Edition , McGRAW-HILL 2005
- [34] **F. Edeline**; L'épuration physico-chimique des eaux : théorie et technologie
- [35] **Hosokawa, Tetsuo, Iwasaki, Masaji**; Kurita Handbook Of Water Treatment, Second Edition, Kurita Water Industries Ltd, 1999
- [36] **F. Edeline**, L'épuration physico-chimique des eaux : théorie et technologie, Edition Cebedoc 1998
-

-
- [37] **Jufang Wu**, Modeling adsorption of organic compounds on activated carbon A multivariate approach, phd thesis of Umea university Sweden, Department of Chemistry, Option: Analytical Chemistry 2002
- [38] **Pierre Mouchet**, Traitement des eaux avant utilisation. Substances dissoute, Technique de l'ingénieur, Référence G1171. Publication : 10 janv. 2000
- [39] **Roop Chand Bansal, Meenakshi Goyal**, Carbon Adsorption, Taylor & Francis Group, LLC 2005
- [40] **Rolando M.A. Roque Malherbe**, The Physical Chemistry Of Materials (Energy And Environmental Applications), Taylor and Francis Group, LLC 2010
- [41] **Nathalie Lebleu**, Desinfection Des Eaux Par Procédés Membranaires Etude Des Mécanismes De Transfert Des Bactéries, Doctorat De L'université De Toulouse III, Spécialité : Génie des Procédés et de l'Environnement, novembre 2007
- [42] **Black & Veatch**, White's handbook of chlorination and alternative disinfectants, Fifth Edition, John Wiley & Sons 2010
- [43] **Arcadio P. Sincero Sr. Gregoria A. Sincero**, Physical-Chemical Treatment Of Water And Wastewater, IWA Publishing, Alliance House 2003
- [44] **L. Pawlowski**, Physicochemical methods for water and wastewater treatment, Elsevier Scientific Publishing Company, 1982
- [45] **Wladyslaw Kowalski**, Ultraviolet Germicidal Irradiation Handbook, Springer 2009
- [46] **Willy J. Masschelein, Rip G. Rice**, Ultraviolet light in water and wastewater sanitation, LEWIS Publishers 2002
- [47] **Anis Ben Messaoud**, Etude Experimentale Et Modelisation D'un Procédé De Desinfection Par Rayonnement UV, Thèse doctorat de l'Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse, Spécialité : Génie des procédés et de l'environnement, Soutenue le 17 octobre 2009
- [48] **Bolton, James R**, Ultraviolet Applications Hand book , Bolton Photosciences 2001
- [49] **S. Ollagnier**, Contrôle de surveillance de la qualité des masses d'eau souterraine de la Martinique relatif aux prescriptions de la directive cadre européenne sur l'Eau, BRGM 2007
- [50] **K.Gopala, S.S.Tripathy B, J. Luc Bersillon, S. Prabha Dubey**, Chlorination by products, their toxicodynamics and removal from drinking water, Journal of Hazardous Materials , Vol 140 (2007) pp 1-6.
- [51] **K.G. Babia, K.M. Koumenidesa, A.D. Nikolaoua, C.A.**, Pilot study of the removal of THMs, HAAs and DOC, Desalination vol 210 (2007) pp 215-224
- [52] **F.Paune, J.Caixach , I.Espadaler M, Jom and J.Rivera** , Assessment on the removal of organic chemicals from raw and drinking water at a llobregat river water works plant using GAC
-

[53]**Jinkeun Kim, ,Byeongsoo Kang**, DBPs removal in GAC filter-adsorber, *Water Research* vol 42(2008) pp145-152

[54]**G.San Miguel, S.D. Lambert and N.J.D. Graham**, The regeneration of field-spent granular-activated carbons, *Water Research* Vol.35 (2001), No.11, pp.2740-2748

[55]**Chih-Huang Weng, Ming-Chien Hsu**, Regeneration of granular activated carbon by an electrochemical process, *Separation and Purification Technology* vol 64 (2008) pp 227-236

[56]**C. E. Harland**, *Ion Exchange Theory and Practice*, Second Edition, The Royal Society of Chemistry, 1994

[57]**James k. Edzwald**, *Water Quality & Treatment a Handbook on Drinking Water*, Sixth edition, by American Water Works Association 2011