

REPUBLIQUE DE COTE D'IVOIRE

*Union - Discipline – Travail*

MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE  
SCIENTIFIQUE



Institut National Polytechnique

Félix HOUPHOUËT-BOIGNY de Yamoussoukro



Ecole Doctorale Polytechnique

**THÈSE**

pour l'obtention du grade de

DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE FELIX HOUPHOUËT-BOIGNY

**Mention :** Génie des procédés Environnementaux

**Spécialité :** Chimie de l'Environnement

**Thème :**

**Potabilisation des eaux de lac pour l'alimentation des  
ménages en milieu rural : cas de Dougba**

Présentée et soutenue publiquement le 14/07/2021 par

**KONE Horo**

**JURY**

M. SORO Yaya	Professeur, INP-HB	Président
M. TROKOUREY Albert	Professeur, UFHB	Rapporteur
M. EKOUE Tchirioua	Professeur, UNA	Rapporteur
M. DROGUI Allali Patrick	Professeur, INRS	Examineur
M. YAO Kouassi Benjamin	Professeur, INP-HB	Invité
M. ADOUBY Kopoin	Professeur, INP-HB	Directeur de thèse

## Dédicace

*A mon père feu KONE Naklan et à ma mère qui, malgré la situation difficile, m'ont soutenu durant tout mon cursus scolaire. Dors dans la paix papa car aujourd'hui est l'accomplissement de ta pensée.*

## Remerciements

Tout d'abord, je tiens à dire un grand merci à feu Professeur ADOUBY Kopoin qui a inspiré ce travail et l'a conduit avec dextérité. Grâce à ses conseils et ses remarquables qualités scientifiques dont j'ai bénéficié, ce mémoire a pu aboutir à son terme. En outre, le Professeur ADOUBY Kopoin, avec une attitude paternelle, s'est montré disponible et très courtois dans la direction de cette thèse.

Mes remerciements vont également à l'endroit du Professeur YAO Kouassi Benjamin, Directeur de l'Ecole Doctorale, qui m'a accepté dans son Laboratoire et qui a été là depuis le début jusqu'à la fin de cette thèse. En effet, initiateur du projet sur lequel le thème de cette thèse a pris forme, il a aussi participé activement à la réalisation de ce travail à travers ses critiques et ses orientations.

De façon spéciale mes remerciements vont à l'endroit du Docteur KOUASSI Edmond pour sa participation à l'amélioration et à la correction de ce mémoire ainsi qu'à Docteur KONAN.

Ensuite, je dis merci à Monsieur COULIBALY Naga, Maître de Conférences à l'Université Nangui Abrogoua (UNA), très patient mais sûr dans son encadrement, qui a su susciter en nous l'amour pour la recherche en nous choisissant comme étudiant en Master 1 et Master 2.

A Docteur TIHO Tagouelbè, Maître-Assistant à l'Institut National Polytechnique Félix HOUPHOUËT-BOIGNY de Yamoussoukro, j'exprime une gratitude sans faille, car il s'est investi sur tous les plans à l'accomplissement de cette thèse.

A l'endroit de ma compagne Mademoiselle KOFFI Brou Marthe, je voudrais dire merci pour la patience dont elle a fait preuve à mon égard et le soutien qu'elle m'a apporté.

Mes remerciements vont également à l'endroit de mes oncles KONE Yaya et TRAORE Kiyofolo ainsi qu'à TOURE Nankala Aimé, COULIBABLY Kignon Albert, TOURE Kolo , KONE Gauthier et KONE Pénantcha qui, financièrement, ont contribué à l'aboutissement de cette thèse.

Je ne saurais terminer mes remerciements sans faire un clin d'œil à mes très chers collègues du Laboratoire GPE spécifiquement KONAN Thomas et ANO Judicaël ainsi qu'à l'ensemble des Doctorants avec qui j'ai sympathisé et partagé ma joie et mes peines.

Espérant qu'un jour, je pourrai leur rendre une partie de tout ce qu'ils m'ont apporté, je prie que Dieu leur accorde une meilleure santé. Enfin, j'adresse mes remerciements à l'ensemble de tous ceux qui ont contribué, de près comme de loin, à l'aboutissement de ce travail et à tous ceux que j'ai oublié de citer.

<b>Table des matières</b>	
<b>Remerciements</b> .....	<b>ii</b>
<b>Table des matières</b> .....	<b>iii</b>
<b>Liste des tableaux</b> .....	<b>xiii</b>
<b>Liste des figures</b> .....	<b>xiv</b>
<b>Introduction générale</b> .....	<b>1</b>
<b>PREMIERE PARTIE : GENERALITES SUR L'EAU, LE CHARBON ACTIF ET LES FILTRES</b> .....	<b>1</b>
<b>CHAPITRE I: GENERALITES SUR L'EAU</b> .....	<b>4</b>
I-1 Quelques caractéristiques de l'eau .....	<b>4</b>
I-1-1 Composition minéralogique de l'eau .....	4
I-1-2 Paramètres chimiques .....	4
I-1-2-1 Conductivité électrique .....	4
I-1-2-2 Demande chimique en oxygène (DCO) .....	5
I-1-2-3 Composés azotés dans l'eau .....	5
I-1-2-4 Métaux lourds .....	6
I-1-2-5 Potentiel d'hydrogène (pH) de l'eau .....	7
I-1-3 Paramètres physiques de l'eau .....	7
I-1-3-1 Température .....	7
I-1-3-2 Couleur .....	8
I-1-3-3 Odeur .....	8
I-1-3-4 Goût .....	8
I-1-3-5 Turbidité .....	8
I-1-3-6 Matières en suspension (MES), matières minérales sèches (MMS) .....	9
I-1-4 Paramètres bactériologiques .....	9
I-2 Sources de pollution des eaux de surface et substances eutrophisantes .....	10
I-3 Conséquences de la pollution des eaux .....	11
I-3-1 Conséquences sur la vie aquatique .....	11
I-3-2 Conséquences sur l'homme .....	11
I-4 Quelques techniques de traitements des eaux .....	13
I-4-1 Méthodes physiques .....	14
I-4-1-1 Décantation, floculation, précipitation, filtration .....	14
I-4-1-2 Adsorption .....	15
I-4-1-3 Filtration membranaire .....	15

I-4-2 Procédés d'oxydation avancée .....	16
I-4-2-1 Traitement au réactif de Fenton (Anodic Fenton Treatment) .....	16
I-4-2-2 Electrocoagulation .....	16
I-4-2-3 Photocatalyse.....	17
I-4-2-4 Ozonation .....	17
I-4-3 Traitement biologique .....	17
<b>Conclusion partielle .....</b>	<b>18</b>
<b>CHAPITRE II : ADSORPTION SUR CHARBON ACTIF.....</b>	<b>19</b>
<b>Introduction.....</b>	<b>19</b>
II-1 Adsorption.....	19
II-1-1 Technique d'adsorption.....	19
II-1-2 Description du mécanisme d'adsorption .....	19
II-1-3 Types d'adsorption.....	20
II-1-3-1 Adsorption physique ou physisorption.....	20
II-1-3-2 Adsorption chimique ou chimisorption .....	20
II-1-4 Paramètres influençant l'adsorption .....	21
II-1-4-1 Influence de la porosité du charbon sur l'adsorption .....	21
II-1-4-2 Influence de la température .....	21
II-1-4-3 Vitesse d'agitation.....	22
II-1-4-4 Quantité d'adsorbant .....	22
II-1-4-5 Temps de contact.....	22
II-1-4-6 Influence du potentiel d'hydrogène (pH) sur l'adsorption .....	23
II-1-5 Différents mode d'adsorption.....	23
II-1-5-1 Mode d'adsorption en batch .....	23
II-1-5-2 Mode d'adsorption en continu .....	23
II-1-6 Quelques adsorbants .....	24
II-2 Charbon actif .....	24
II-2-1 Historique du charbon.....	24
II-2-2 Industrie du charbon.....	24
II-2-3 Émergence de nouveaux précurseurs .....	25
II-2-4 Charbons actifs commerciaux .....	26
II-2-5 Types de charbons.....	26
II-2-5-1 Charbon actif en poudre .....	26
II-2-5-2 Charbon actif en grain .....	27

II-2-6 Production du charbon .....	27
II-2-6-1 Carbonisation .....	27
II-2-6-2 Activation du charbon .....	27
II-2-6-1-1 Activation physique .....	28
II-2-6-1-2 Activation chimique .....	28
II-2-7 Caractéristiques des charbons actifs .....	29
II-2-7-1 Température de carbonisation et activation .....	29
II-2-7-2 Teneur en cendre .....	29
II-2-7-3 Nature du précurseur .....	29
II-2-7-4 Structure d'un charbon .....	30
II-2-7-5 Fonctions chimiques à la surface du charbon actif .....	30
II-2-8 Importance du charbon actif dans le traitement de l'eau .....	32
II-3 Régénération du charbon actif saturé.....	32
II-3-1 Importance de la régénération des charbons actifs .....	33
II-3-1-1 Au plan économique.....	33
II-3-1-2 Au plan environnementa.....	33
II-3-2 Nombre de régénération pour un charbon actif .....	33
II-3-3 Facteurs influençant la régénération .....	33
II-3-3-1 Nature du polluant adsorbé.....	34
II-3-3-2 Température de régénération .....	34
II-3-4 Types de régénérations du charbon.....	34
II-3-4-1 Régénération extractive .....	34
II-3-4-1-1 Régénération par désorption à la vapeur d'eau .....	35
II-3-4-2 Régénération par destruction du polluant .....	35
II-3-4-2-1 Régénération thermique à hautes températures.....	35
II-3-4-2-2 Régénération chimique .....	35
II-3-4-2-3 Régénération électrochimique.....	35
II-3-4-2-4 Régénération biologique .....	36
II-3-5 Inconvénients de la régénération .....	36
II-4 Modèles Cinétique et isotherme .....	37
II-4-1 Modèles cinétiques.....	37
II-4-2 Etude des isothermes d'adsorption .....	38
II-4-2-1 Isotherme de Langmuir.....	38
II-4-2-2 Isotherme de Freundlich .....	39
II-4-2-3 Isotherme de Temkin.....	40

II-4-2-4 Validation de l'isotherme d'adsorption .....	40
Conclusion partielle .....	40
Chapitre III: Etudes des filtres .....	41
III-1 Filtration de l'eau de boisson .....	41
III-1-1 Filtration gravitationnelle.....	41
III-1-2 Filtration sous vide .....	41
III-1-3 Filtration à pression .....	41
III-2 Matériaux constitutifs des colonnes filtrantes.....	42
III-3 Choix du charbon actif en grain (CAG) pour la conception des colonnes .....	42
III-4 Différents lits d'adsorption .....	43
III-4-1 Adsorption en lit mobile .....	43
III-4-2 Adsorption en lit mobile simulé .....	43
III-4-3 Adsorption en lit fluidisé.....	43
III-4-4 Adsorption avec un concentrateur à roue.....	44
III-4-5 Adsorption en lit fixe .....	44
III-5 Quelques applications d'adsorption en continu de certains polluants en lit fixe .....	45
III-5-1 Elimination de la turbidité par adsorption.....	45
III-5-2 Elimination du nitrate par adsorption .....	45
III-5-3 Adsorption des métaux lourds .....	46
III-5-4 Adsorption de la matière organique et du carbone organique dissous .....	46
III-6 Percée d'une colonne en activité .....	47
III-6-1 Facteurs influençant la courbe de percée .....	47
III-6-2 Paramètres du lit pris en compte .....	48
III-6-3 Influence du potentiel d'hydrogène (pH).....	48
III-6-4 Influence de la concentration du polluant .....	48
III-7 Quelques montages de colonne utilisées .....	48
III-7-1 Colonnes montées en série .....	49
III-7-2 Colonnes montées en dérivation.....	49
III-8 Modèles mathématiques applicables à l'adsorption en continue .....	50
III-8-1 Modèle logistique.....	50
III-8-2 Modèle de Boltzmann .....	50
III-8-3 Détermination du temps de service .....	50
<b>Conclusion partielle .....</b>	<b>51</b>
<b>DEUXIEME PARTIE : MATERIEL ET METHODES .....</b>	<b>4</b>
<b>CHAPITRE IV : MATERIEL .....</b>	<b>53</b>

Introduction.....	53
IV-1 Matériel végétal.....	53
IV-2 Matériaux filtrants.....	53
IV-3 Eau échantillonnée.....	54
IV-4 Dispositif expérimental.....	55
IV-4-1 Présentation du four traditionnel.....	55
IV-4-2 Matériel d'activation du charbon.....	55
IV-4-3 Prototype de filtration de l'eau.....	56
IV-5 Caractéristiques des filtres conçus.....	57
IV-6 Description du spectromètre infrarouge à transformée de Fourier (IRTF).....	58
IV-7 Spectromètre Raman.....	59
IV-8 Pycnomètre à hélium.....	59
IV-9 Spectrophotomètre d'absorption atomique.....	60
IV-10 Spectromètre d'analyse du carbone organique total.....	60
IV-11 Instrument de mesure de la surface spécifique.....	61
IV-12 Instrument de mesure de la microscopie électronique à balayage.....	62
IV-13 Spectromètre de diffraction des rayons X.....	62
IV-14 Matériel courant de laboratoire.....	63
Chapitre V Méthodes.....	65
Introduction.....	65
V-1 Méthode de prélèvement de l'eau du lac.....	65
V-2 Caractérisation de l'eau.....	65
V-2-1 Analyse des paramètres physiques et chimiques des échantillons d'eau.....	65
V-2-2 Analyse microbiologique de l'eau.....	66
V-2-3 Analyse des ions cuivre et de plomb.....	66
V-2-4 Détermination du carbone organique total (COT) et de l'azote.....	66
V-2-5 Analyse statistique des paramètres physiques et chimiques.....	67
V-3 Production du charbon et traitement de sable.....	67
V-3-1 Fabrication du charbon actif.....	67
V-3-2 Traitement du sable.....	69
V-4 Caractérisation des charbons actifs.....	70
V-4-1 Détermination de l'indice d'iode.....	70
V-4-2 Détermination de l'indice de bleu de méthylène.....	71
V-4-3 Indice d'activation.....	71

V-4-4 Taux de cendre .....	72
V-4-5 Humidité du charbon de rônier .....	72
V-4-6 pH de point de charge nulle .....	72
V-4-7 Chimie de surface du charbon .....	73
V-4-8 Densité et volume des grains du charbon .....	74
V-4-9 Composition élémentaire du charbon.....	75
V-4-10 Analyse au microscope électronique à balayage.....	75
V-4-11 Détermination de la texture du charbon .....	75
V-4-12 Diffraction du charbon .....	76
V-5 Adsorption du nitrate sur le charbon actif en régime statique.....	76
V-5-1 Etude de la cinétique d'adsorption.....	76
V-5-2 Isothermes d'adsorption .....	77
V-5-3 Influence des paramètres physicochimiques sur l'adsorption .....	77
V-6 Test du charbon actif en régime continu .....	78
V-6-1 Description du procédé de filtration.....	78
V-6-2 Méthode de détermination des temps de percées et de prédiction.....	79
V-7 Influence de quelques facteurs sur l'adsorption en continu .....	80
V-7-1 Influence de la hauteur du lit sur le temps de percée .....	80
V-7-2 Influence du débit.....	80
V-7-3 Influence de la concentration du polluant dans l'eau brute .....	80
V-7-4 Influence du type de polluants .....	80
V-7-5 Effet du nombre de colonnes .....	81
V-8 Régénération du charbon.....	81
V-8-1 Méthode de détermination du temps de régénération .....	81
V-8-2 Nombre de cycles de régénération .....	81
V-8-3 Evaluation du pourcentage de régénération.....	82
V-8-4 Evaluation de perte du charbon après régénération .....	82
V-8-5 Essais des filtres après régénération.....	82
V-9 Evaluation économique .....	82
V-10 Correction des défaillances.....	83
<b>Conclusion partielle.....</b>	<b>83</b>
<b>TROISIEME PARTIE : RESULTATS ET DISCUSSION.....</b>	<b>1</b>
<b>CHAPITRE VI : CHARBON ACTIF.....</b>	<b>82</b>
<b>Introduction.....</b>	<b>82</b>

VI-1 Production du charbon de <i>Borassus aethiopum</i> .....	82
VI-1-1 Choix de la plante du <i>Borassus aethiopum</i> comme précurseur .....	82
VI-1-2 Choix de la méthode d'activation du charbon .....	82
VI-1-3 Choix du four .....	82
VI-1-4 Evolution des paramètres physiques et chimiques dans l'eau de lavage et de rinçage du charbon actif <i>Borassus aethiopum</i> (CA-BA).....	84
VI-1-4-1 Evolution de la concentration en phosphate dans l'eau de lavage et de rinçage du charbon actif <i>Borassus aethiopum</i> (CA-BA).....	84
VI-1-4-2 Evolution de la concentration en ions cuivre au cours du lavage et de rinçage du charbon actif <i>Borassus aethiopum</i> (CA-BA).....	85
VI-1-4-3 Evolution du potentiel d'hydrogène (pH) de l'eau de lavage et du rinçage du <i>Borassus aethiopum</i> (CA-BA).....	86
VI-1-4-5 Evolution de la conductivité de l'eau de lavage et du rinçage du <i>Borassus aethiopum</i> (CA-BA).....	87
VII Caractéristiques du charbon.....	88
VII-1 Potentiel d'hydrogène (pH) de point de charge nulle du <i>Borassus aethiopum</i> .....	89
(CA-BA).....	89
VII-2 Composition chimique de la surface du charbon.....	90
VII-2-1 Structure d'une surface oxygénée du charbon actif de <i>Borassus aethiopum</i> .....	91
VII-2-2 Structure du charbon actif de <i>Borassus aethiopum</i> en milieu aqueux.....	91
VII-3 Diffraction DRX du <i>Borassus aethiopum</i> (CA-BA).....	92
VII-4 Forme cristalline du charbon actif de <i>Borassus aethiopum</i> (CA-BA).....	93
VII-5 Volume et masse volumique du charbon.....	94
VII-6 Composition élémentaire du charbon.....	95
VII-7 Morphologie de surface du charbon.....	95
VII-7-1 Comparaison des photographies des charbon actif non lavé (CA-NL) et le charbon actif de <i>Borassus aethiopum</i> (CA-BA).....	95
VII-7-2 Morphologie du charbon actif.....	96
VII-8 Volume et distribution des pores.....	97
VII-8 Surface spécifique par la méthode Brunauer, Emmett et Teller (BET) .....	98
Conclusion partielle.....	99
Chapitre VII : Caractéristiques de l'eau du lac de Dougba .....	100
Introduction.....	100
VII-1 Caractéristiques de l'eau brute .....	100
VII-2 Pluviométrie de la région du Bélier .....	101

VII-3 Impact de la pluviométrie sur les paramètres physiques et chimiques du lac de Dougba .....	102
VII-3-1 Impact de la pluviométrie sur la demande chimique en oxygène (DCO) .....	102
VII-3-2 Impact de la pluviométrie sur le nitrate et sur l'azote total .....	103
VII-3-3 Impact de la pluviométrie sur la température .....	105
VII-3-4 Impact de la pluviométrie sur le potentiel d'hydrogène (pH).....	106
VII-3-5 Impact de la pluviométrie sur la turbidité.....	107
VII-3-6 Impact de la pluviométrie sur le phosphate .....	108
VII-3-7 Impact de la pluviométrie sur le calcium et la conductivité .....	109
VII-4 Etude statistique des paramètres physiques et chimiques .....	110
VII-4-1 Analyse en Composantes Principales (ACP).....	110
VII-4-2 Matrice de corrélation des paramètres physiques et chimiques.....	112
<b>Conclusion partielle .....</b>	<b>113</b>
<b>CHAPITRE VIII : OPTIMISATION DU TRAITEMENT DE L'EAU DU LAC DE DOUGBA .....</b>	<b>114</b>
<b>Introduction .....</b>	<b>114</b>
VIII-1 Adsorption en batch du nitrate .....	114
VIII-1-1 Influence du potentiel d'hydrogène (pH) de la solution aqueuse .....	114
VIII-1-2 Influence de la concentration.....	115
VIII-1-3 Effet de compétition des ions Cl <sup>-</sup> et des ions nitrates sur l'adsorption des ions nitrates .....	116
VIII-1-4 Modèle cinétique.....	116
VIII-1-5 Isotherme d'adsorption.....	117
VIII-1-6 Influence du temps de contact .....	119
VIII-1-7 Etude dynamique .....	120
VIII-2 Adsorption en continu.....	120
VIII-2-1 Influence du stockage.....	120
VIII-2-1-1 Influence du stockage sur la turbidité .....	120
VIII-2-1-2 Influence du stockage sur la demande chimique en oxygène (DCO) .....	121
VIII-2-1-3 Influence du stockage sur la concentration en nitrate .....	122
VIII-2-1-4 Influence du stockage sur la température .....	123
VIII-2-1-5 Influence du stockage sur le potentiel d'hydrogène (pH) .....	124
VIII-2-1-6 Influence du stockage sur la concentration en carbonate et en phosphate ....	125
VIII-2-1-7 Influence du stockage sur la conductivité et la concentration en calcium ....	125
VIII-2-1-8 Influence du stockage sur la concentration en magnésium et la dureté .....	126

VIII-2-2 Recherche des conditions limites d'utilisation des colonnes .....	127
VIII-2-2-1 Influence de la hauteur du lit .....	127
VIII-2-2-2 Influence de la concentration en nitrate sur le point de percée.....	128
VIII-2-2-3 Influence du débit sur le point de percée.....	130
VIII-2-2-4 Effet de compétition entre la turbidité et la concentration en ion nitrate .....	132
VIII-2-3 Efficacité d'une colonne (BV et AER) .....	133
VIII-2-4 Prédiction du temps de percée .....	134
VIII-3 Application des conditions retenues sur les colonnes montées en parallèle .....	136
VIII-3-1 Elimination de la turbidité.....	136
VIII-3-2 Elimination de la DCO.....	138
VIII-3-3 Elimination du nitrate.....	140
VIII-3-4 Détermination du polluant limite.....	141
VIII-4 Aspect et qualité bactériologique de l'eau traitée.....	142
VIII-4-1 Aspect de l'eau non traitée et traitée.....	142
VIII-4-2 Qualité bactériologique de l'eau traitée .....	142
VIII-5 Régénération du charbon .....	144
VIII-5-1 Temps de régénération .....	144
VIII-5-2 Nombre de cycles de régénération.....	146
VIII-5-3 Evaluation de l'efficacité du charbon actif après régénération .....	147
VIII-5-3-1 Effet de la régénération sur la surface spécifique .....	147
VIII-5-3-2 Effet de la régénération sur le point de percée.....	149
VIII-5-3-3 Évaluation des volumes d'eau traités par cycle et par saison .....	151
VIII-6 Evaluation économique du prototype préindustriel.....	152
VIII-6-1 Besoins en eau de la population de Dougba.....	152
VIII-6-2 Coût global de production de l'eau traitée .....	153
VIII-7 Etude comparative du four artisanal et du four électrique .....	154
VIII-7-1 Caractéristiques de deux charbons de <i>Borassus aethiopum</i> produit dans un four électrique et dans un four artisanal .....	154
VIII-7-2 Avantages de l'usage d'un four traditionnel.....	157
VIII-7-3 Quelques limites du four artisanal .....	157
VIII-8 Correction des défaillances du prototype préindustriel .....	157
VIII-8-1 Défaillances d'ordre conceptuel .....	158
VIII-8-1-1 Au niveau des colonnes.....	158
VIII-8-1-2 Entretien des réservoirs .....	158
VIII-8-2 Défaillance au niveau du fonctionnement.....	158

VIII-9 Solution pour une meilleure utilisation du prototype .....	159
VIII-9-1 Au niveau des colonnes.....	159
VIII-9-2 Solution pour l'entretien du prototype .....	161
<b>Conclusion partielle .....</b>	<b>162</b>
<b>Conclusion générale et perspectives.....</b>	<b>163</b>
<b>Références .....</b>	<b>165</b>
<b>RESUME .....</b>	<b>187</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>188</b>

## Liste des tableaux

Tableau I: Quantité de cuivre nécessaire selon l'âge .....	13
Tableau II: Décantation en fonction du diamètre des particules .....	15
Tableau III: Caractéristiques des pores à la surface du charbon actif .....	21
Tableau IV: Quelques adsorbants utilisés pour la production du charbon .....	24
Tableau V: Quelques précurseurs .....	25
Tableau VI: Quelques sous-produits utilisés pour produire du charbon actif .....	25
Tableau VII: Quelques températures de carbonisation selon la nature du précurseur .....	29
Tableau VIII: Caractéristiques des filtres conçus .....	57
Tableau IX: Réactifs chimiques et bactériologiques utilisés .....	63
Tableau X: Appareillage utilisé .....	64
Tableau XI: Classification des groupes fonctionnels à la surface du charbon .....	74
Tableau XII: Quelques caractéristiques du charbon actif de <i>Borassus aethiopum</i> .....	88
Tableau XIII: Paramètres à Infrarouge à Fourier de transformé .....	90
Tableau XIV: Volume et masse volumique du charbon.....	94
Tableau XV: Composition élémentaire du charbon actif de <i>Borassus aethiopum</i> .....	95
Tableau XVI: Autres caractéristiques du charbon actif de <i>Borassus aethiopum</i> (CA-BA) ....	98
Tableau XVII: Valeurs moyennes des caractéristiques de l'eau brute du lac de Dougba .....	100
Tableau XVIII: Répartition de la valeur propre, de la variance totale et la corrélation entre les paramètres physicochimiques. ....	112
Tableau XIX: Corrélation entre les paramètres physiques et chimiques et les saisons au niveau du lac Dougba .....	113
Tableau XX: Paramètres cinétiques .....	117
Tableau XXI: Paramètres des isothermes .....	118
Tableau XXII: Paramètres thermodynamiques de l'adsorption du nitrate.....	120
Tableau XXIII: Paramètres du modèle Logistique et du modèle de Boltzmann .....	130
Tableau XXIV: Paramètres de compétition entre la turbidité et le nitrate .....	132
Tableau XXV: Paramètres évaluant la performance du charbon actif en adsorption continue .....	134
Tableau XXVI: Paramètres de prédiction.....	136
Tableau XXVII: Taux d'abattement des bactéries .....	143
Tableau XXVIII: Paramètres dynamiques liés à la régénération du charbon.....	144
Tableau XXIX: Caractéristiques du charbon avant et après saturation.....	148
Tableau XXX: Evaluation financière de l'eau traitée .....	154
Tableau XXXI: Caractéristiques du charbon .....	155
Tableau XXXII: Composition élémentaire des charbons produits dans le four artisanal et dans le four électrique.....	156

## Liste des figures

Figure 1: Différentes phases de diffusion au cours du phénomène d'adsorption.....	19
Figure 2: Structure générale du charbon actif.....	30
Figure 3: Groupements acides et basiques à la surface du charbon actif (Garten, Weiss, et Willis, 1957).....	31
Figure 4: Aspect d'un charbon actif en solution aqueuse (Radovic, 2000). ....	32
Figure 5: Classification des isothermes selon Brunauer et <i>al.</i> (1940).....	37
Figure 6: Schéma de filtration à lit profond (a) et filtration à gâteau (b) .....	42
Figure 7: Modélisation du colmatage en filtration frontale (Rodier et <i>al.</i> , 2009).....	44
Figure 8: Evolution d'une courbe de percée (Swannack, 2017).....	47
Figure 9: Montage en série de colonne (première phase).....	49
Figure 10: Montage en série de colonne (deuxième phase).....	49
Figure 11: Montage en parallèle de colonnes .....	49
Figure 12: Photographie d'un plant de <i>Borassus aethiopum</i> (Figure 12 A) et morceaux de branches de <i>Borassus aethiopum</i> (Figure 12 B).....	53
Figure 13: Matériel constitutif des filtres .....	54
Figure 14: Aspect de l'eau en période sèche .....	54
Figure 15: Aspect de l'eau brute en période pluvieuse .....	54
Figure 16: Squelette du four .....	55
Figure 17: Four artisanal au repos.....	55
Figure 18: Dispositif d'activation chimique (A) et Dispositif d'activation physique (B) .....	56
Figure 19: Prototype préindustriel de traitement de l'eau .....	57
Figure 20: Photographie (A) et Schéma (B) d'un filtre conçu.....	58
Figure 21: Photographie du spectromètre infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) .....	58
Figure 22: Photographie du spectromètre Raman .....	59
Figure 23: Photographie du pycnomètre à hélium .....	59
Figure 24: Photographie spectromètre d'adsorption atomique.....	60
Figure 25: Photographie du COT-mètre à multi-fonction .....	60
Figure 26: Photographie du spectromètre à l'analyse texturale .....	61
Figure 27: Photographie de la microscopie électronique à balayage .....	62
Figure 28: Schéma d'un spectromètre de rayon X.....	62
Figure 29: Principe de fonctionnement du spectromètre d'adsorption atomique .....	66
Figure 30: Méthode de préparation du charbon de <i>Borassus aethiopum</i> .....	68
Figure 31: Méthodologie de l'activation chimique du charbon de <i>Borassus aethiopum</i> .....	69
Figure 32: Méthodologie de traitement du sable utilisé dans le filtre .....	70
Figure 33: Principe de fonctionnement du spectromètre de transformation à Fourier.....	73
Figure 34: Schéma du principe de fonctionnement d'un pycnomètre (Profice et <i>al.</i> , 2014) ...	75
Figure 35: Test des différents matériaux constitutif du filtre .....	79
Figure 36: Température de chauffage des fours en fonction du temps .....	83
Figure 37: Elimination du phosphore dans le charbon activé.....	84
Figure 38: Evaluation des ions cuivre dans l'eau de lavage et de rinçage du charbon actif de BA .....	85

Figure 39: Evaluation du pH de l'eau de lavage et de rinçage du charbon.....	86
Figure 40: Evaluation de la turbidité dans l'eau de lavage et de rinçage du charbon.....	87
Figure 41: Evaluation de la conductivité dans l'eau de lavage et de rinçage du charbon.....	88
Figure 42: Détermination du pH isoélectrique.....	89
Figure 43: Spectre à infra-rouge du CA-BA.....	90
Figure 44: Exemple de représentation de la surface du charbon selon les groupes fonctionnels possibles.....	91
Figure 45: Aspect de la surface du charbon de BA en solution dont le pH est supérieur au pH <sub>cn</sub> .....	92
Figure 46: Spectre de diffraction du charbon de <i>Borassus aethiopum</i> activé avec du sulfate de cuivre.....	92
Figure 47: Spectre Raman du CA-BA.....	93
Figure 48: Microscopie électronique à balayage du charbon activé non lavé(a) et activé lavé (b).....	96
Figure 49: Morphologie du charbon vu au microscope électronique à balayage.....	96
Figure 50: Distribution des pores par la méthode DFT.....	97
Figure 51: Isotherme d'adsorption/désorption du nitrate à 77 K.....	98
Figure 52: Variation de la pluviométrie de la région du Bélier au cours de l'année 2018.....	102
Figure 53: Variation de la DCO au cours de l'année 2018.....	102
Figure 54: Variation du carbone organique total au cours de l'année 2018.....	103
Figure 55: Variation du nitrate au cours de l'année 2018.....	104
Figure 56: Variation de l'azote total au cours de l'année 2018.....	104
Figure 57: Variation de la température au cours de l'année 2018.....	106
Figure 58: Variation du pH au cours de l'année 2018.....	106
Figure 59: Variation de la turbidité au cours de l'année 2018.....	108
Figure 60: Variation de taux de phosphate au cours de l'année 2018.....	109
Figure 61: Variation de la conductivité au cours de l'année 2018.....	110
Figure 62: Variation du taux de calcium au cours de l'année 2018.....	110
Figure 63: Influence des paramètres physicochimiques les uns sur les autres.....	111
Figure 64: Influence du pH sur l'adsorption du nitrate.....	114
Figure 65: Influence de la concentration initiale sur l'adsorption du nitrate.....	115
Figure 66: Aspect du charbon de <i>Borassus</i> activé avec du sulfate de cuivre dans une solution aqueuse de nitrate.....	116
Figure 67: Courbe d'isotherme d'adsorption du nitrate.....	118
Figure 68: Evaluation du temps de contact.....	119
Figure 69: Impact du stockage de l'eau brute du lac sur la turbidité.....	121
Figure 70: Impact du stockage de l'eau brute du lac sur la DCO.....	122
Figure 71: Impact du stockage de l'eau brute du lac sur la concentration de nitrate.....	123
Figure 72: Impact du stockage de l'eau brute du lac sur la température.....	123
Figure 73: Impact du stockage de l'eau brute du lac dans le puits sur le pH.....	124
Figure 74: Impact du stockage de l'eau brute du lac sur le carbonate de calcium et les ortho phosphates.....	125
Figure 75: Impact du stockage de l'eau brute du lac sur la conductivité et le calcium.....	126
Figure 76: Impact du stockage de l'eau brute du lac sur la dureté.....	126

Figure 77: Influence de la hauteur du lit sur l'adsorption du nitrate( $C_0 = 38,48$ mg/L) .....	127
Figure 78: Influence de la hauteur du lit sur l'adsorption du nitrate( $C_0 = 76,61$ mg/L) .....	128
Figure 79: Impact de la concentration initiale ( $h = 20$ cm) .....	129
Figure 80: Impact de la concentration initiale ( $h = 25$ cm) .....	129
Figure 81: Influence du débit sur la percée du filtre ( $38,48$ mg/L ; $h = 20$ cm) .....	131
Figure 82: Influence du débit sur la percée du filtre ( $38,48$ mg/L ; $h = 25$ cm) .....	131
Figure 83: Prédiction du temps de fonctionnement de trois colonnes( $15$ cm, $20$ cm et $25$ cm) saison sèche.....	135
Figure 84: Prédiction du temps de fonctionnement de trois colonnes ( $15$ cm, $20$ cm et $25$ cm) saison pluvieuse.....	135
Figure 85: Influence du nombre de colonnes sur la percée des filtres ( $7,75$ NTU) .....	137
Figure 86: Influence du nombre de colonnes sur la percée des filtres ( $5,25$ NTU) .....	137
Figure 87: Courbe de percée au cours de l'élimination de la DCO (saison pluvieuse) .....	138
Figure 88: Courbe de percée au cours de l'élimination de la DCO (saison sèche) .....	138
Figure 89: Courbe de percées du charbon au cours de l'adsorption du nitrate (saison pluvieuse) .....	140
Figure 90: Courbe de percées du charbon au cours de l'adsorption du nitrate ( saison sèche) .....	140
Figure 91: Courbes de percée du nitrate, de la DCO et de la turbidité (saison pluvieuse 6 colonnes).....	141
Figure 92: Courbes de percée du nitrate, de la DCO et de la turbidité (saison pluvieuse 3 colonnes).....	142
Figure 93: Capacité et AER du charbon en fonction des temps de régénération.....	145
Figure 94: Evolution des capacités d'adsorption du charbon en fonction des temps de régénération après test au bleu de méthylène.....	145
Figure 95: Evolution de la capacité d'adsorption, des AER .....	146
Figure 96: Pourcentage de régénération après chaque cycle de régénération .....	147
Figure 97: Isotherme d'adsorption de l'azote du à $77$ K du CA-BA brut ( A) et CA-BA régénéré (B).....	148
Figure 98: Courbe de percée de 3 colonnes montées en parallèle (saison sèche).....	149
Figure 99: Courbe de percée de 3 colonnes montées en dérivation (Saison pluvieuse).....	150
Figure 100: Courbe de percée de 6 colonnes montées en dérivation (Saison pluvieuse).....	150
Figure 101: Evolution du point de percée de la série de 6 colonnes après chaque régénération .....	150
Figure 102: Courbe de percée pour 9 colonnes montées en dérivation après différents cycles de régénération (Saison pluvieuse) .....	151
Figure 103: Evolution du point de percée de la série de 9 colonnes après chaque régénération (saison sèche) .....	151
Figure 104: Evolution du volume d'eau traité (période sèche (A) et période pluvieuse (B) ...	152
Figure 105: Distribution des diamètres de pores des charbon actif du four moderne (A) et du four artisanal (B) .....	156
Figure 106: Proposition du montage des colonnes.....	159
Figure 107: Proposition de colonne filtrant .....	160
Figure 108: Prototype proposé après correction des défaillances .....	161

## Liste des abréviations

ACP	Analyse en Composantes Principales
BA	<i>Borassus aethiopum</i>
BET	Brunauer, Emmett et Teller
BM	Bleu de Méthylène
C	Concentration
CA-NL	Charbon Actif Non Lavé
CA-BA	Charbon actif de <i>Borassus aethiopum</i>
CAG	Charbon actif en grain
CAP	Charbon actif en poudre
CAWST	Centre pour les Technologies d'Eau et Assainissement à Faible Coût
CIT	Carbone Inorganique Total
COD	Carbone Organique Dissous
COT	Carbone Organique Total
CT	Carbone Total
DBO	Demande Biologique en Oxygène
DCO	Demande Chimique en Oxygène
ENT	Eau Non Traitée
EPA	Agence de Protection de l'Environnement
ET	Eau Traitée
GPE	Groupe des Procédés de l'Environnement
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry (Union Internationale de Chimie Pure et Appliquée)
MEB	Microscopie Électronique à Balayage
NT	Azote total
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
SF	Sable Fin
SG	Sable Grossier
SODEXAM	Société d'Exploitation et de Développement Aéroportuaire, Aéronautique et Météorologique
UTF	Unité de Turbidité Formazine
UTJ	Unité de Turbidité de Jackson
UNT	Unité Néphélométrie de Turbidité

## **Introduction générale**

L'accès à l'eau potable est l'un des problèmes auquel bon nombre de pays, à travers le monde, sont confrontés. La persistance de ce problème est à l'origine de nombreux sommets et forums dont celui de Marseille en 2012. En effet, reconnu en 2010 comme un droit humain, environ 1,2 milliards d'individus à travers le monde n'ont toujours pas accès à l'eau potable (OMS, 2020). Cependant, les pays les plus impactés restent ceux de l'Afrique, en général, et particulièrement ceux de l'Afrique subsaharienne (OMS, 2020)). Selon les nations unies, l'Afrique a le plus faible taux d'accès à l'eau potable au monde avec un 3,6 % individus (Lepira et al., 2020). Cette situation est plus déplorable en milieu rural où, plus de la moitié de la population est concernée. De ce fait, les populations rurales sont contraintes à consommer les eaux brutes de lac, de rivière et de marigots à l'origine de plusieurs conséquences négatives dont la mort des enfants. Tel est le cas du village Dougba où la population est souvent obligée de consommer l'eau du lac, faute d'insuffisance d'infrastructures conséquentes d'accès à l'eau potable. Cette consommation n'est pas sans conséquences sur la population. Car, l'OMS affirme que la consommation d'eau insalubre est responsable de la mort de 57000 personnes par an liée à l'hépatite C. Aussi, 22 000 000 de personnes auraient contracté cette maladie qui en a tué 216000 surtout les enfants en âge d'être scolarisés et des jeunes adultes ( Hasan et al., 2019). Aujourd'hui, plusieurs facteurs exercent directement ou indirectement une pression sur les ressources en eau disponibles. Au nombre de ceux-ci, s'inclut le réchauffement climatique. En 2009, l'ONU a estimé que 75 à 250 000 000 de personnes sont confrontées à une pénurie d'eau périodique liée au réchauffement climatique. Ses impacts les plus visibles résident d'une part dans la diminution des niveaux piézométriques et des précipitations (Abdelaziz et al., 2020; Savane et al., 2002) et d'autre part dans la baisse de l'écoulement des rivières de 46,6 % (Gadissa et al., 2019).

A cela, s'ajoute la croissance rapide de la population d'environ 1 % (Henri Leridon, 2020) contre 4 % en 2001 (Jaglin, 2001). Cette croissance rime avec la croissance des activités (modernisation, industrialisation...) donc de la production de déchets anthropiques. En effet, une pollution de source anthropique est de plus en plus constatée au niveau des eaux de surface. Pourtant, ces eaux constituent la principale source d'alimentation des ménages en milieu rural, surtout avec la raréfaction d'installations de système d'adduction en eau potable (Baron et Alou, 2011).

Face à l'ampleur de ces phénomènes, la plupart des gouvernements à travers une récurrence de discours politiques qui se traduisent par des actions de développement du réseau

d'adduction en eau potable se mettent en place. De même, les chercheurs affichent un intérêt commun qui est de pallier l'accès difficile à l'eau potable tant au niveau des grandes agglomérations qu'en milieux ruraux. Toutefois, l'existence de travaux portant sur l'amélioration de l'accès à l'eau potable permet de constater que ce sujet attire l'intérêt de plusieurs disciplines (géographie, histoire, science politique, science sociale et relation internationale) ajoutée aux plus anciennes disciplines (géologie, chimie et génie rurale). La chimie, discipline ancienne, intervient dans le domaine de l'eau à travers une multitude de méthodes d'élimination des polluants. Elles diffèrent les unes des autres par leur mode d'application et ont toutes des limites (Baron et Alou, 2011). Le procédé classique (coagulation-floculation) utilise des coagulants qui sont parfois cancérigènes. Quant à l'ozonation et les procédés d'oxydation avancée (POA) utilisent l'ozone comme oxydant qui génère par moment la formation des haloformes qui sont cancérigènes (Legube et *al.*, 1989). A l'instar des autres méthodes, l'adsorption sur charbon actif présente plusieurs atouts. En effet, son usage reconnu par Demey et *al.* (2018) comme méthode moins coûteuse, offre une possibilité d'économiser 50% du coût de sa production lors de sa régénération. En plus, l'usage du charbon actif offre une efficacité importante dans l'élimination des polluants à travers des adsorbants performants (Benhamed et *al.*, 2016). Aussi, le charbon ne génère pas de sous-produits comme les autres méthodes (Morlay et *al.*, 2005). Ce qui justifie son choix dans le cadre de cette étude. Plusieurs travaux portant sur l'usage de ce matériau dans le traitement des eaux ont été réalisés. Taoufik et *al.* (2020) ont utilisé du charbon actif en grain pour éliminer le nitrate à 96,59 %.

Dans ces études, la production du charbon actif est longtemps restée sous l'influence de fours électriques et de précurseurs synthétiques ou d'origine végétale tels que le pinède (Tseng, Wu, et Juang, 2003), le bois de châtaigne (Díaz-Díez et *al.*, 2004), le bois de chêne (Zhang et *al.*, 2002), la sciure d'acajou (Malik, 2004), le bois de peltogyne (Vartapetyan et *al.* 2005). Les pays Africains et surtout ceux de la sous-région ouest importent de grandes quantités de charbons actifs. Ils dépensent des milliers de dollars pour acquérir du charbon actif. A titre d'exemples, le Burkina Faso, le Ghana et la Guinée ont dépensé respectivement 2,3 millions de Dollars en 2010, 3,8 millions de dollars en 2008 et 250 000 dollars en 2008 (World Bank, 2012). La Côte d'Ivoire n'est pas en marge de cette réalité car en 2018, elle a importé 20000 kg de charbon en provenance du Burkina Faso et en 2019 selon un rapport des Nations Unies, elle a aussi dépensé 60,61 millions de dollars pour l'acquisition de charbon actif en provenance de la Malaisie. Ces importations continuent malgré l'existence de sous-produits agricoles qui, pour la plupart, pourraient être utilisés comme précurseurs.

Ainsi, l'abondance des plants de rônier dans le V-Baoulé jusqu'au Nord dont les branches ne sont pas valorisées pourraient constituer une source immense pour la production du charbon actif. En plus de la valorisation des produits locaux dans la production du charbon actif, nous voulons apporter une nouveauté en substituant les fours électriques par un four artisanal. A cet effet, quatre hypothèses sont émises :

- il est possible de réduire les importations du charbon actif en le produisant localement et à base de sous-produits locaux tels que les branches de *Borassus aethiopum* ;
- les fours modernes impliqués dans la production du charbon actif peuvent être substitués par des fours artisanaux ;
- le charbon actif produit est capable d'éliminer un bon nombre de polluants dans l'eau et la rendre potable pour le bonheur des populations en milieu rural ;
- le charbon actif produit artisanalement peut s'utiliser après régénération au sein du four artisanal.

A partir des hypothèses émises, l'objectif général de ce travail est d'étudier les conditions limites de fonctionnement d'un prototype préindustriel incluant un procédé de filtration sur charbon actif préparé à partir d'un four artisanal.

Plus spécifiquement, il s'agira dans un premier temps d'élaborer un charbon actif à partir d'un four artisanal. Ensuite, il sera question de réaliser des tests de filtration pour fixer les conditions-limites de l'utilisation du prototype préindustriel suivie de l'évaluation de son efficacité à travers la qualité de l'eau traitée. Enfin, il s'agira de déterminer le nombre de cycles et le temps nécessaire de régénération du charbon actif saturé.

Ce manuscrit est structuré en trois parties. La première partie sera consacrée aux généralités sur les propriétés physiques et chimiques de l'eau, les méthodes de traitement de celle-ci, le charbon actif et l'adsorption. La deuxième partie, quant à elle, présentera le matériel et les méthodes utilisés. Enfin, la troisième partie consistera d'abord à présenter, les résultats suivis de discussion, puis à mener l'étude économique et enfin, à proposer les différentes corrections du prototype élaboré. Le manuscrit s'achèvera par une conclusion générale et des perspectives.

**PREMIERE PARTIE :**  
**GENERALITES SUR L'EAU, LE**  
**CHARBON ACTIF ET LES FILTRES**

## **Chapitre I: Généralités sur l'eau**

### **Introduction**

L'eau, ressource naturelle, existe dans la nature sous plusieurs formes (liquide, solide et vapeur). Dans cette étude nous nous intéresserons à sa forme liquide et singulièrement à celle trouvée en surface. Par définition, l'eau de surface peut être considérée comme étant l'ensemble des eaux qui s'écoulent ou qui sont stockées à la surface de la terre (rivière, étang, mare, lacs, mers fleuves, lagunes...) (Lounnas, 1955). Quant à la loi ivoirienne n°98-755 du 23 décembre 1998 portant code de l'Eau, elle définit l'eau de surface comme étant toutes étendues d'eau y compris leurs dépendances légales en contact avec l'atmosphère (à la surface de la terre). Ces eaux ne sont pratiquement jamais potables sans aucun traitement préalable du fait des diverses substances d'origine naturelle ou anthropique. Pour améliorer leur qualité (potabilité), elles nécessitent des traitements appropriés (physicochimiques ou biologiques). Ce qui exige la connaissance préalable des paramètres physico-chimiques et bactériologiques de l'eau brute. Plusieurs méthodes de traitement sont proposées en fonction de l'usage que l'on veut en faire.

### **I-1 Quelques caractéristiques de l'eau**

Le traitement de l'eau de surface exige selon l'OMS (2011) la connaissance des paramètres physicochimiques.

#### **I-1-1 Composition minéralogique de l'eau**

La composition minéralogique de l'eau est influencée par celle des terrains traversés par celle-ci et des produits chimiques apportés (Dégremont, 1989). Les produits chimiques peuvent provenir des activités anthropiques ou de façon naturelle. Cependant, si l'arsenic et le fluor peuvent se retrouver dans l'eau naturellement il n'en est pas de même pour les autres éléments chimiques. En effet, le nitrate et le phosphore incorporés dans les engrais chimiques se retrouvent par moment dans l'eau en grande quantité. C'est pourquoi l'UNICEF, (2008) recommande que l'arsenic, le fluor et le nitrate, soient les premiers polluants qui doivent analyser pour les eaux de consommation. De plus, l'OMS prévoit que le taux de nitrate, le phosphore et le fluor dans l'eau potable soient respectivement inférieur à 50 mg/L puis 0,4 mg et 1,5 mg/L.

#### **I-1-2 Paramètres chimiques**

##### **I-1-2-1 Conductivité électrique**

La conductivité électrique (CE) est la capacité d'une solution à conduire le courant électrique. Elle est favorisée par la présence de sels en solution qui sont de bons conducteurs. Celle d'une

eau naturelle est généralement comprise entre 50 et 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (De Villers, Squilbin, et Yourassowsky, 2005). Cependant, l'eau destinée à la boisson doit avoir une conductivité comprise entre 200 et 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  selon l'OMS (2011).

### **I-1-2-2 Demande chimique en oxygène (DCO)**

La DCO est un paramètre déterminant dans la détection d'une pollution (De Zuane, 1996; Hasan, Shahriar, et Jim, 2019). En Côte d'Ivoire, la norme de l'OMS, (2011) qui fixe cette valeur inférieure à 30 mg/L est appliquée. Sa teneur dans l'eau de surface est fortement liée à la présence de la matière organique (Patel, Muteen, et Mondal, 2020). Laquelle matière peut être un facteur de développement pour les microorganismes. Par ailleurs, elle peut imposer un goût, une coloration et une odeur à l'eau (Matta et *al.*, 2018). Ce paramètre tout comme la demande biochimique en oxygène (DBO) peut varier avec les saisons. C'est ainsi que Matta et *al.* (2018) ont rapporté que la concentration de DBO et DCO ont augmenté en été comparativement à l'hiver au niveau de la rivière Ganga. De même, une augmentation de la DCO a été rapportée aussi par Gadhia, Surana, et Ansari (2012) pendant la saison pluvieuse. En effet, ils ont obtenu les valeurs  $(235 \pm 96,1578)$  mg/l et  $(118 \pm 31,7280)$  mg/l respectivement durant la mousson et après la mousson. Tout comme la DCO, le carbone organique dissout (COD) regroupe toute la matière organique (Auckenthaler et *al.*, 2010). Elle prend en compte les acides humiques et fulviques, les graisses, les protéines, les glucides et une infinité d'autres composés de structure inconnue. Sa mesure traduit la présence en matière organique naturelle (Auckenthaler et *al.*, 2010).

### **I-1-2-3 Composés azotés dans l'eau**

Les nitrates sont des composés inorganiques très solubles et stables dans l'eau ; ce qui les rend difficile à éliminer (Khan et *al.*, 2011). Cependant, le nitrate peut constituer un facteur limitant de l'eutrophisation (Khan et *al.*, 2011; Kheliel 2014; Okunola, Santacroce, et Davis 2008). Aussi, à de forte concentration, le nitrate devient-il dangereux pour la santé humaine. Pour cela, sa quantité recommandée dans l'eau de boisson a été fixée et diffère selon le pays. Ainsi, si la Côte d'Ivoire et la Koré du sud ont fixé leur taux maximal à 50 mg/L, il n'en est pas de même pour les USA qui ont fixé le sien à 45 mg/L (Amin et *al.*, 2008; Khan et *al.* 2011; USEPA, 1991). En effet, les nitrates interviennent dans certaines réactions métaboliques et conduit à la formation de la méthémoglobine qui est nocive pour l'homme surtout les enfants. (Okunola et *al.*, 2008). La nitrification est influencée par la température et par l'augmentation de la DCO (Kanda et *al.*, 2017). En effet, un coefficient de nitrification

de 1,096 est rapporté en tenant compte de l'activité de la température (Kanda et *al.*, 2017). Plusieurs étapes conduisent à la formation de la méthémoglobine.

D'abord les nitrates sont réduits en nitrite selon l'équation (1)



Les nitrites obtenus sont acidifiés pour donner l'acide nitreux (Equation 2)



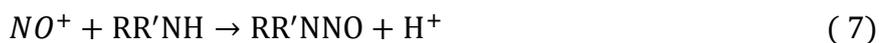
L'acide nitreux est à son tour transformé en oxyde nitrique (Equation 3)



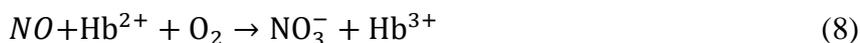
Les oxydes nitriques donnent du dioxydes et monoxyde d'azote (Equation 4)



Ensuite, les oxydes nitriques vont conduire aux composés N-nitrosés tels que le nitrosonium qui conduit à son tour en présence aux composés thiols nitrosés et les nitrosamines selon les équations suivantes :



Pour finir l'on aboutit à la formation de méthémoglobines (Equation 8)



#### **I-1-2-4 Métaux lourds**

Les métaux lourds (cuivre, nickel, chrome, plomb, zinc, cadmium et arsenic) ont des effets nocifs sur la santé humaine. Les différentes affections liées aux métaux lourds ont plusieurs cibles (rein, le foie, le tractus digestif, l'appareil cardiovasculaire, les os, le système reproducteur, le système nerveux) (Kouakou, 2017). Leur contamination peut être directe à travers la consommation d'eau polluée par ceux-ci ou indirectement par bioaccumulation. En effet, les métaux lourds sont susceptibles d'être bioaccumulés par les poissons qui sont l'une des sources protéiques de l'homme. Il est donc important de suivre leur concentration surtout dans l'eau de consommation. Contrairement aux polluants organiques, les métaux ne peuvent pas être dégradés biologiquement ou chimiquement. En plus, les métaux lourds caractérisent certains types de pollution, telle que la pollution diffuse. Ceux-ci proviennent en général des apports dus aux transports routiers et à l'existence de sites industriels désaffectés (Daouda, 2010).

### **I-1-2-5 Potentiel d'hydrogène (pH) de l'eau**

Le pH, paramètre chimique est d'une importance capitale surtout pour une eau destinée à la consommation humaine. Celui d'une eau naturelle peut varier de 4 à 10 (DE villers, 2005). Selon cet auteur, le pH (potentiel d'hydrogène) est mesuré à partir de l'acidité de l'eau. Sa valeur varie de 0 à 14. Les pH faibles constituent un risque de présence de métaux sous une forme plus toxique (DE villers, 2005 et Daouda, 2010). De même, ils affirment qu'un pH élevé est favorable à une augmentation des concentrations d'ammoniac qui est toxique pour les poissons.

### **I-1-3 Paramètres physiques de l'eau**

#### **I-1-3-1 Température**

Paramètre très variable, la température peut influencer la concentration de certains paramètres chimiques tels que la conductivité. Pour une eau potable, l'OMS a fixé sa valeur maximale à 30 °C. En général, la température la plus appréciée est celle dont la valeur est supérieure à 4 °C et inférieure à 10 °C (Bougherbi et Sabour, 2019). Elle peut se déterminer à l'aide d'un thermomètre classique ou un autre appareil renfermant un thermomètre (Bougherbi et Sabour, 2019). Elle influe sur le phénomène de nitrification au niveau des eaux de surface. En effet, pour des températures comprises entre 28 °C et 32 °C, la nitrification est optimale (Rodier et Legube, 2009). Une forte baisse de nitrification est observée pour des températures comprises entre 12 °C et 15 °C et s'arrête pour une température  $\leq 5$  °C (Rodier et Legube, 2009). En plus, une variation brusque de la température, change les paramètres de qualité de l'eau de surface. Aujourd'hui, avec le changement climatique on assiste à un réchauffement global qui entraîne l'augmentation de la température. Certains microorganismes étant sensibles à l'augmentation de la température, vont subir une modification sur plusieurs plans. On peut citer entre autres les bactéries, les amibes, les vibrio, les algues, et les phytoplanctons toxiques. Ceux-ci en proliférant, libèrent des toxines qui dégradent la qualité de l'eau aussi bien pour la baignade que pour la boisson (Morel, 2007). Hormis la prolifération des microorganismes, la température entraîne également la baisse du niveau de l'eau provoquant la concentration des polluants (Le Moal et *al.*, 2010). En plus d'impacter négativement la qualité de l'eau, le réchauffement climatique influe potentiellement sur la disponibilité en eau. Aussi, la température influe-t-elle sur la DCO, le goût et l'odeur et la solubilité (Hasan et *al.*, 2019; Ullah et *al.*, 2019).

### **I-1-3-2 Couleur**

La couleur est en générale observée macroscopiquement. Elle peut varier selon la couleur du polluant contenu majoritairement dans l'eau. Elle constitue en générale le premier facteur limitant de l'acceptabilité de l'eau par un utilisateur. Elle peut être aussi liée à la présence des matières organiques dissoutes ou colloïdales. L'unité de couleur est le Hazen correspondant à 1 mg/L de platine sous forme de  $(K_2PtCl_6)$ . On l'appelle aussi unité platino-cobalt ou unité de couleur vraie (UCV). Pour une eau potable, le degré de couleur maximale est de 15 UCV (Kettab, 1992; Rodier et *al.*, 1996).

### **I-1-3-3 Odeur**

L'odeur de l'eau de boisson est l'un des premiers facteurs pouvant entraîner son rejet quand bien même sa turbidité soit acceptable (Daouda, 2010). Elle peut provenir d'une fermentation des matières organiques (Frommer et *al.*, 1992). C'est pourquoi, une eau potable doit être inodore (OMS, 2011).

### **I-1-3-4 Goût**

L'eau potable n'a pas de saveur. En effet, une eau savoureuse est forcément influencée par la présence d'un soluté. Le consommateur habitué à la consommation de l'eau sans saveur ne saurait accepter une eau savoureuse (Daouda, 2010). Cependant, Il est causé par une forte concentration de la matière organique.

### **I-1-3-5 Turbidité**

La turbidité est un paramètre qui varie avec l'importance de matières en suspension dans l'eau. Une eau turbide ne peut être consommée que si elle respecte la turbidité tolérée par l'OMS. Sa valeur est évaluée à moins de 1 unité néphélométrique de turbidité (NTU) pour une eau potable (OMS, 2011). En effet, la turbidité n'est visible à l'œil nu que si sa valeur est supérieure ou égale à 4 NTU (OMS, 2011). Cependant, la turbidité dans les eaux de surface varie en fonction de la saison. Elle est surtout influencée par la saison pluvieuse (Matta et *al.*, 2018). Ainsi, une valeur maximale de 364 JTU a été observée par Matta et *al.* (2018) durant la mousson. Aussi, les mêmes auteurs ont-ils rapporté une valeur maximale de 608 JTU au niveau de la rivière Ganga durant la mousson contre la valeur de 19,15 JTU en hiver (Matta et *al.*, 2018). A l'instar de Gadhia et *al.* (2012), Matta et *al.* (2018) ont rapporté que la turbidité varie d'une saison à une autre. Ainsi, ont-ils pu remarquer lors de leur étude sur la variation saisonnière des paramètres physicochimiques de l'estuaire Tapi, que la turbidité est passée de  $(152 \pm 48,282)$  NTU avant la mousson et de  $(54 \pm 24,052)$  NTU durant la mousson. L'augmentation de la turbidité peut être liée aux apports de sédiments et particules comme

l'ont constaté Mi et *al.* (2019) dans leur étude portant sur la variation rapide de la turbidité au sein du lac Tibétan.

#### **I-1-3-6 Matières en suspension (MES), matières minérales sèches (MMS)**

Les MES constituent l'ensemble des organismes vivants et non vivants qui sont en général de nature biodégradable. Elles influencent la transparence, le goût de l'eau et lui confère une mauvaise odeur (Faby et Brissaud, 1997). Cependant, une eau chargée en matière en suspension peut assurer certains besoins tels que l'irrigation des cultures (Faby et Brissaud, 1997). A partir de MES, la matière minérale sèche et la matière minérale volatile peuvent être évaluées. En faisant une centrifugation et une filtration suivie d'un séchage à 105 °C la matière en suspension est déterminée en g/L suite à un pesage. Pour évaluer la matière volatile, on procède à une élévation de la température allant de 500 à 600 °C. Ainsi, la matière volatile en suspension disparaît laissant la matière minérale (Gagosian, 1983). La matière volatile en suspension est calculée en faisant la différence de MES et de matières volatile en suspension MVS (Gaid, 1984).

#### **I-1-4 Paramètres bactériologiques**

L'analyse microbienne est le facteur limitant de l'usage d'une eau limpide qui semble potable de façon macroscopique. En effet, il serait utopique de dire qu'une eau est potable si l'analyse microbienne n'a pas été réalisée. Elle prend en compte les bactéries, les virus et les germes invisibles à l'œil nu. Certaines de ces germes sont très toxiques pour l'espèce humaine. On peut citer les coliformes et les cyanobactéries qui font l'objet de suivi dans la détermination de la qualité de l'eau. En effet, les coliformes totaux (CT) ont longtemps été considérés comme contaminant d'origine fécale avant de prouver leur existence dans l'environnement (Tallon et *al.*, 2005). Selon Health, (2012) leur présence montre que le système de traitement est défaillant car, vu leur sensibilité au chlore, leur présence dans une eau bien traitée est impossible. L'*Escherichia coli* qui est reconnu par Medicare Payment Advisory Commission (US), (2003) comme contaminant certain d'une pollution fécale pourrait être détectée et se multiplier en l'absence de contamination fécale (Rivera et *al.*, 1988). Les cyanobactéries ou algue bleu sont des microorganisme aquatiques (Berlamont et *al.*, 2013; Duy et *al.*, 2000). Ils se développent dans des eaux peu profondes, calmes, tièdes ou qui ne s'écoulent pas (Berlamont et *al.*, 2013; Lavoie et *al.*, 2007). Ils disposent de cellules renfermant des toxines qui peuvent avoir des conséquences graves sur la santé de l'homme (Berlamont et *al.*, 2013). En effet, ces toxines sont libérées dans l'eau à la mort des cellules hôtes. En se référant à la cible atteinte au sein de l'organisme, on peut les regrouper en deux groupes. A savoir, les

hépatotoxines qui agissent sur les cellules du foie et les neurotoxines qui agissent sur les cellules du cerveau (Berlamont et al., 2013; Oberholster et al., 2005). Dans une eau de lac il peut y avoir des cyanobactéries sans que l'on puisse s'en rendre compte. En effet, les cyanobactéries peuvent flotter entre deux eaux d'où leur invisibilité. Cependant, plusieurs facteurs sont responsables de leur prolifération dont les plus importants sont la lumière, le phosphore et l'azote (Lavoie et al., 2007).

## **I-2 Sources de pollution des eaux de surface et substances eutrophisantes**

Les eaux de surfaces sont infestées de polluants. Ces polluants d'origines diverses, peuvent émaner communément des activités humaines (Harrison et Ward, 2001). Aux nombres de ces activités, l'urbanisation a été reconnue (Harrison et Ward, 2001; Hasan et al., 2019). Aussi, leur dégradation est-elle liée à la défécation à l'air libre. Selon Chaimberg, Carty, et Scropo, (1991), l'ampleur de la pollution des eaux de surface est liée à 75 % aux déchets industriels et à 95 % aux eaux d'égout dans les pays en développement. De même, la pollution émanant de l'industrie a été constatée par Hasan et al. (2019). En effet, ils ont montré que 40 % des polluants proviennent des établissements de travaux pratiques et 50 % des autres industries au Bangladesh sont responsables de la pollution. Au-delà, du traitement négligé des eaux usées, les pratiques agricoles males appliquées constituent une source de pollution anthropique de l'eau (Goyenola et al., 2015). En effet, des augmentations de 86,4 % et 88 % de phosphore rapportées respectivement par Barreto, Dogliotti, et Perdomo, (2017); Goyenola et al. (2015) sont liées au développement des champs aux alentours de la rivière dans le bassin de Santa Lucia. Tout comme les autres, la pollution organique peut provenir des activités humaines. En effet, Patel et al. (2020) ont rapporté qu'une part de celle-ci provient des eaux usées de lessive et pharmaceutique. Aussi, la matière organique peut-elle provenir d'une source naturelle. Cela arrive, par la dégradation biologique et métabolique de la matière organique (Auckenthaler et al., 2010). Cette source anthropique est d'autant vérifiée que Le Moal et al. (2010) ont rapporté un apport de 66 % en nitrate d'origine agricole et 12 % des industries.

Les métaux lourds quant à eux ont plusieurs origines. Ils peuvent se retrouver naturellement dans la croûte terrestre avec une teneur n'excédant pas 0,1 % par minéral. Ils peuvent également provenir des activités anthropiques (lixiviats des déchets) (Kouakou, 2017).

La plupart des substances qui renferment différentes formes d'azote et de phosphore (nutriments) participe à l'eutrophisation des eaux de surface. On peut citer entre autres les éléments tels que l'azote (N), le phosphore (P), les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ), les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ),

l'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ), l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) et les phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). L'azote (N) et le phosphore (P) sont dès lors des paramètres importants pour le suivi de la qualité des eaux de surface. L'eutrophisation peut commencer pour des concentrations relativement basses en phosphates ( $50 \mu\text{g P/L}$ ). La teneur de l'eau en nitrate dépend du milieu dans lequel l'on se trouve. En effet, en milieu fortement industrialisé, l'eau de pluie peut avoir des concentrations allant jusqu'à  $5 \text{ mg/L}$  (Van Duijvenboden et Matthijsen, 1989). Cette concentration est moindre en milieu rural (OMS, 2011).

### **I-3 Conséquences de la pollution des eaux**

La pollution des eaux en particulier celles de surface a de nombreuses conséquences négatives. Celles-ci peuvent d'une part agir sur la vie aquatique et d'autre part sur la vie des populations.

#### **I-3-1 Conséquences sur la vie aquatique**

La vie aquatique est animée par un ensemble d'êtres vivants qui y cohabitent. La modification de certains paramètres de l'eau constitue un facteur limitant pour le bien être de quelques êtres vivants. En France, l'impact le plus visible réside dans l'adoption de comportement féminin de certains mâles chez les poissons et les tortues (Le Moal *et al.*, 2010). En effet, l'eutrophisation des eaux de surface peut entraîner la mort de certaines espèces aquatiques ainsi que l'éclosion des cyanobactéries (Adriano *et al.*, 2005). A la suite de la prolifération de ceux-ci, cela peut entraîner la modification de la couleur de l'eau et des mauvaises odeurs causées par la décomposition de l'écume issue de leur prolifération (Adriano *et al.*, 2005). En plus de cet aspect, la biodiversité peut connaître une perturbation. En plus, l'état eutrophe peut conduire à l'hypoxie qui peut avoir pour conséquences la mortalité des oiseaux, des poissons et des animaux domestiques ou sauvages qui s'y abreuvent (Berlamont *et al.*, 2013). Des niveaux élevés de turbidité sont capables d'induire un changement au sein d'un écosystème aquatique. En dehors des conséquences citées, une augmentation de la turbidité pourrait engendrer une température ou vis versa élevée de l'eau (Sallam et Elsayed, 2018).

#### **I-3-2 Conséquences sur l'homme**

La consommation de l'eau par les hommes est régie par des normes au sein de chaque pays. Cependant, les pays ne disposant pas de normes propres se réfèrent à celles fixées par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). Ainsi, la consommation d'une eau non conforme aux normes fixées peut avoir des répercussions sur la santé de l'homme (OMS, 2011). Alors, en tenant compte des paramètres physicochimiques, les conséquences négatives sur la vie humaine sont connues.

Selon Bougherbi et Sabour, (2019), la consommation d'une eau dont la turbidité est supérieure à 1 NTU, peut entraîner l'augmentation du risque de contamination bactériologique. Aujourd'hui, l'OMS associée à certains chercheurs ont évoqué une augmentation de la pollution des eaux qui menacent la santé physique et environnementale de milliards de personnes (Hasan et *al.*, 2019; Javier et *al.*, 2017). Les rapports de l'OMS 2016 et 2017 sur le Bangladesh ont rapporté que 1 % des décès néonataux et 15 % des décès post-néonataux ainsi que 6 % des décès d'enfants sont liés à la diarrhée causée par l'eau insalubre. En plus, 45.000 enfants de moins de 5 ans meurent pour cause de consommation de l'eau infestée de polluants (Hasan et *al.*, 2019).

De même, les micro-organismes vivants dans l'eau ont des conséquences multiples sur la santé humaine. Dans cette étude nous n'évoquerons que quelques maladies qui ne constituent pas la liste exhaustive. Selon l'OMS, (2013) certains micro-organismes tels que les virus sont responsables des maladies de l'hépatite A et l'hépatite E. Ces deux hépatites à elles seules causent la mort de 57000 personnes par an (OMS, 2013). Au-delà de ces deux maladies, le choléra bat son plein dans bon nombre de pays surtout ceux en développement. En effet, en dépit de la non déclaration des cas effectifs par certains pays, un nombre de 500.000 à 700.000 personnes atteintes de choléra sont rapportés. En dehors du choléra, la typhoïde est l'une des maladies qui cause la mort de millier de personnes. Selon les estimations, 22 millions de personnes auraient contracté cette maladie qui en a tué 216.000 personnes, surtout les enfants en âge d'être scolarisés et des jeunes adultes (Crump et *al.*, 2004 ; OMS, 2013 et CAWST, 2013). Toutes ces maladies sont fortement localisées en Asie du Sud-Est et en Afrique. Aussi, la bactérie *Shigella* est-elle à l'origine de nombreux décès à cause de la dysenterie qu'elle engendre. L'OMS estime à plus de 2 millions de cas d'infection entraînant la mort de 600.000 personnes dont les enfants de moins de 10 ans en majorité (OMS, 2011).

Une étude menée par Okunola et *al.* (2008) a montré qu'une eau chargée en matière organique peut être source d'énergie pour bon nombre de microorganismes pathogènes pour l'homme. Concernant les composés azotés, les nitrates deviennent un danger pour la vie humaine lorsqu'ils conduisent à des oxydes nitriques capables de réagir avec des composés tels que les thiols, les amides et amines. En effet, ces réactions conduisent à la formation de N-nitrosés qui sont cancérigènes (Okunola et *al.*, 2008). Les nitrites issus des nitrates entraînent la méthémoglobinémie maladie qui empêche la fixation de l'oxygène sur les hémoglobines. Cette maladie appelée maladie bleue, est observée chez les nourrissons (Okunola et *al.*, 2008). Une eau contaminée par du cuivre peut aussi affecter l'appareil gastro-intestinal. La

population la plus affectée est celle porteuse du gène de la maladie de Wilson et autres désordres métaboliques (Bougherbi et Sabour, 2019).

Au-delà des conséquences négatives entraînées par l'excès de nitrate dans le corps, quelques conséquences positives sont à retenir. Les oxydes d'azote jouent un rôle protecteur dans l'organisme (Okunola et *al.*, 2008). On peut citer entre autres la protection gastrique et la protection dentaire. En plus de leur rôle protecteur, ils jouent un rôle régulateur et préventif (Okunola et *al.*, 2008). Ils régulent la tension artérielle et préviennent contre les infections urinaires.

Tableau I: Quantité de cuivre nécessaire selon l'âge

Ages des individus	Quantités	Références
0-6 mois	200 µg/jour	
7-12 mois	220 µg/jour	
1-18 ans	340 à 890 µg/jour	(Health, 2012)
19- 70 ans	900 µg/jour	

Tout comme le nitrate, le cuivre est un métal important à des quantités faibles pour l'être humain. Il intervient dans la formation des tissus neurologiques, immunologiques et connectifs, ainsi que la régulation thermique et l'érythropoïèse (Health, 2012; Stern et *al.*, 2008; Tapiero et Tew, 2003). Par ailleurs, une carence en cuivre peut causer des maladies telles que l'anémie, leucopénie, la neutropénie, ainsi que des anomalies neurologiques et osseuses chez l'homme, surtout chez les nourrissons (Health, 2012). C'est ainsi que des taux ont été définis selon l'âge des individus (Tableau I). Face à ces multiples conséquences négatives liées à la consommation d'eau polluée, des méthodes de traitement sont mis en place pour les rendre potables.

#### **I-4 Quelques techniques de traitements des eaux**

Les eaux de surfaces constituent l'une des sources d'alimentation en eau pour bons nombres de populations en Afrique et surtout en milieu rural. Ces eaux infectées de polluants sont consommées directement par les populations sans aucun traitement préalable. Pour apporter des solutions, les chercheurs d'ici et d'ailleurs ont proposé plusieurs méthodes pour leur potabilisation. Ces méthodes diffèrent les unes des autres. Pour cela, il convient de les déterminer afin de choisir une qui serait moins coûteuse et applicable en milieu rural et par ladite population.

## **I-4-1 Méthodes physiques**

### **I-4-1-1 Décantation, floculation, précipitation, filtration**

Le traitement de l'eau par coagulation/floculation est largement diffusé. Ce procédé fait appel à plusieurs étapes qui se succèdent. Il débute par la coagulation suivie par une floculation. Par la suite une décantation et une filtration sont nécessaires pour éliminer les floccs formés (Gendraul-Derveaux, 2004). Dans l'eau, certains éléments en suspension tels que les colloïdes se maintiennent en suspension grâce aux forces électrostatiques qui les lient. Alors, l'ajout de coagulants (sulfate d'aluminium, aluminat de sodium, sulfate ferreux ou ferrique.) permettent de briser les liaisons électrostatiques. Cette action est appelée la coagulation. Une fois les liaisons brisées, des petits floccs se forment qui deviennent de plus en plus gros suite à une mise en mouvement de l'eau. En effet, au cours de sa mise en mouvement les petits floccs colloïdaux se rapproche pour former des floccs plus volumineux. Pour une efficacité plus accrue de la floculation, un flocculant doit être ajouté. En général, les alginates de sodium, la silice activée et les poly électrolytes peuvent être utilisés. Pour séparer les floccs de la phase liquide de l'eau une décantation est nécessaire. Elle se fait sous l'effet de la pesanteur. Les floccs vont se retrouver au fond du bassin ou du récipient. Cette étape est exigée lorsque l'eau est fortement chargée en matière organique. Cependant, la durée de décantation d'une particule dépend de sa nature. Ainsi, en se référant à certains critères liés à la décantation d'une particule, une classification a été proposée (Gravel, 2015) (Tableau II).

La décantation est suivie par une filtration. Cette étape est tout de même importante car elle permet de maintenir les floccs et autres éléments en suspension qui n'auraient pas décanté. L'eau est totalement débarrassée de ses suspensions mais n'est pas forcément potable. Pour cela une désinfection se veut importante pour éliminer les micro-organismes pathogènes tout en maintenant un résiduel bactériostatique. Son efficacité est en grande partie liée au temps de contact avec l'eau, aux conditions physique (pH, température, turbidité) et traitement en amont. Comme désinfectant on peut citer le chlore gazeux, ou l'hypochlorite de sodium, le dioxyde de chlore, l'ozone, le permanganate de potassium (rarement utilisé à cause de son efficacité partielle) et les rayons ultra-violetts. En général, le traitement par chloration entraîne la formation des chloramines qui sont cancérigènes pour l'homme. En plus de ces maladies générées par cette méthode, elle n'est applicable que pour des valeurs de turbidité comprises entre 5 et 200 NTU (Auckenthaler et *al.*, 2010). Aussi, des difficultés peuvent-elles subvenir dans un contexte où l'eau à traiter à une qualité variable. L'injection de produits chimiques (fer, aluminium, polyacrylamide) pour la floculation constitue l'une des difficultés (Auckenthaler et *al.* 2010).

Tableau II: Décantation en fonction du diamètre des particules

Diamètre (mm)	Ordre de grandeur	Surface totale des Aires/ particule	Temps mis pour décanter
10	Gravier	3,14 cm <sup>2</sup>	0,3 s
1	Sable grossier	31,4 cm <sup>2</sup>	3 s
0,1	Sable fin	314 cm <sup>2</sup>	38 s
0,01	Limon	0,314 m <sup>2</sup>	33 min
0,001	Bactéries	3,14 m <sup>2</sup>	55 h
0,0001	Particules colloïdales	31,4 m <sup>2</sup>	230 j
0,00001	Particules colloïdales	2832,8 m <sup>2</sup>	6,3 ans
0,000001	Particules colloïdales	28328 m <sup>2</sup>	63 ans minimum

#### I-4-1-2 Adsorption

L'adsorption est un phénomène exploitable pour plusieurs domaines. On peut citer entre autres la séparation d'un mélange liquide ou gazeux, la purification, le stockage de gaz comme l'hydrogène (Soubeyr et-Lenoir et *al.*, 2012). Cette méthode reconnue par Demey, Vincent, et Guibal, (2018) comme étant la méthode la moins coûteuse pour éliminer les métaux lourds. Pour une meilleure appréhension de l'adsorption, elle sera développée dans le chapitre 2.

#### I-4-1-3 Filtration membranaire

Les membranes sont des systèmes poreux synthétiques. Selon la taille des pores dans la membrane, on distingue la microfiltration (pores d'environ 0,1 micron), l'ultrafiltration (pore d'environ 0,01 micron). La microfiltration est rarement suffisante, car elle laisse passer bon nombre de micro-organisme (Denis et Iribarne, 2012).

La nanofiltration (pore d'environ 0,001 micron) est utilisée dans les procédés de purification d'eau, tels que l'adoucissement, la décoloration et l'élimination de micropolluants. Elle permet d'éliminer des molécules de petites tailles sous une pression élevée. La nano-filtration permet de retenir une partie importante de la matière organique ainsi que les ions divalents et les bactéries. Ces procédés s'étant avérés trop coûteux, il n'en existe pas de stations à échelle industrielle. Nous en décrivons brièvement les principes. On utilise les propriétés des membranes spécifiques afin de séparer une solution et un solvant sous l'effet d'une force extérieure. L'usage du procédé membranaire a des limites à savoir :

- le traitement n'est pas spécifique ;
- il modifie la qualité initiale de l'eau et pourrait provoquer certains troubles intestinaux plus ou moins graves ;

- un prétraitement est nécessaire, afin d'éviter le colmatage des modules et la précipitation des espèces dissoutes sur les membranes ;
- il y a présence de rejets concentrés.

#### **I-4-2 Procédés d'oxydation avancée**

Ces procédés regroupent l'ensemble des procédés au cours desquels il y a production d'entités chimiques qui vont oxyder certains polluants et favoriser leur dégradation. En effet, Ces procédés à défaut de l'ajout d'un oxydant chimique ou des bactéries, peuvent engendrer des radicaux très réactifs pour favoriser la dégradation des polluants (Bamba et *al.*, 2009).

##### **I-4-2-1 Traitement au réactif de Fenton (Anodic Fenton Treatment)**

Ce procédé consiste en une oxydation par les radicaux OH<sup>•</sup> formés à partir de la réaction de Fenton (Equation 9) :



Cette méthode utilise une cellule électrochimique composée d'électrode de fer (anode et cathode). L'anode délivre du Fe<sup>2+</sup> à la solution tandis que la cathode fonctionne comme une électrode inerte. Les demi-réactions (Equations 10 et 11) illustrent les phénomènes mis en jeu lors de la réduction de l'eau pour former les radicaux OH<sup>•</sup> réactifs (Gendrault-Derveaux, 2004).



##### **I-4-2-2 Electrocoagulation**

Tout comme le traitement au réactif de Fenton, ce traitement utilise une cellule électrochimique. Cette méthode qui n'a besoin de ni d'ajout d'oxydant ni adsorbant permet d'éliminer les polluants grâce aux radicaux produits à la cathode selon l'équation 12 (Ano et *al.*, 2019; Assémian et *al.*, 2018).



Des chercheurs tels que Doggaz et *al.* (2019) ont réduit les ions Zn<sup>2+</sup> à 92 % en appliquant l'électrocoagulation. Cependant, en dépit de l'efficacité d'élimination de phosphate qui est de 99,33 et 80,74 % respectivement en utilisant des électrodes d'aluminium et de fer, Ano et *al.* (2019) ont montré que cette méthode peut engendrer d'autres problèmes. En effet, l'usage de ce procédé engendre des boues qu'il faut gérer à la fin du traitement. Cette méthode étant plus adaptée aux eaux fortement chargées.

### **I-4-2-3 Photocatalyse**

L'utilisation du peroxyde d'hydrogène permet d'obtenir plus de radicaux OH<sup>\*</sup> disponibles pour l'oxydation radicalaire. Les radicaux OH<sup>\*</sup>, extrêmement réactifs, sont consommés rapidement par la matière organique, les bicarbonates, les carbonates, l'ammonium et les alcools tertiaires Gendrault-Derveaux, (2004). La photocatalyse est l'une des composantes de ce groupe. Cette méthode basée sur la consommation de photons d'énergie par un semi-conducteur est utilisée aussi pour le traitement de l'eau (Bamba *et al.*, 2009). La photocatalyse comme l'a souligné Bamba *et al.* (2009) a des limites. Elle n'est efficace que pour des concentrations de DCO inférieur à 5 g/L ; au-delà, de grande consommation d'énergie sont à prévoir.

### **I-4-2-4 Ozonation**

L'ozone (O<sub>3</sub>) est un oxydant puissant couramment utilisé pour le traitement des eaux potables. Il peut agir par une réaction directe ou de façon indirecte par l'intermédiaire d'espèces secondaires comme les radicaux OH<sup>\*</sup>, formés par décomposition de la molécule d'ozone. Cette action indirecte est peu sélective, mais les cinétiques de réaction sont très variables selon les matières à oxyder (Dégremont, 1989). L'usage de l'ozone a des limites. Avant tout, l'ozone est un gaz nocif. Son état dans l'eau dépend du pH et de la teneur en DCO (Auckenthaler *et al.*, 2010). Son action sur les pesticides peut parfois amener à la production de produits toxiques. En cas de forte dose d'oxydant, certains composés haloformes sont susceptibles de se former en présence de matière organique (Legube *et al.*, 1989). En plus, l'ozonation d'une eau fortement chargée en DCO peut empêcher la coagulation des polluants. Sa production qui se fait soit à partir de l'air ou à partir du dioxygène génère de grandes consommations d'énergie. Selon l'origine du précurseur, la consommation d'énergie peut varier de 12 à 18 kWh/kg et de 6 à 10 kWh/kg respectivement pour l'air et le dioxygène (Auckenthaler *et al.*, 2010). Hormis son coût, les réactions d'ozonation produisent des oxydes d'azote qui aboutissent à la formation d'acide nitrique lorsqu'elles émanent de l'air (Auckenthaler *et al.*, 2010).

### **I-4-3 Traitement biologique**

Le traitement biologique se veut un procédé important dans le traitement de l'eau. Il fait appel à l'action de bactéries hétérotrophes ou autotrophes. Les bactéries hétérotrophes utilisent comme source d'énergie un substrat carboné organique. Quant aux bactéries autotrophes, elles utilisent une source de carbone minérale et tirent leur énergie de l'oxydation d'un substrat inorganique qui peut être l'hydrogène ou le soufre. L'un des exemples de polluant-éliminé

efficacement par le procédé de dégradation biologique est le nitrate. En effet, en milieu anaérobie, les microorganismes dégradent le nitrate (Auckenthaler et *al.*, 2010).

### **Conclusion partielle**

L'eau de surface est le siège de plusieurs polluants qui influent sur sa qualité. Cette pollution est accentuée par son exposition aux différents aléas climatiques. Elle est telle que parfois certains paramètres physicochimiques ne respectent pas les normes de potabilité même après un traitement. Alors leur consommation est source de plusieurs maladies qui ont des conséquences graves sur la santé humaine. Ce qui impose un traitement efficace afin qu'elle ne soit plus sources de maladies. Pour se faire, plusieurs méthodes de traitement ont été mises en place. Ces méthodes diffèrent les unes des autres par leur application mais visent un objectif commun qui est de débarrasser l'eau de ses polluants. L'adsorption sur charbon actif, méthode très simple et très efficace choisie pour cette étude sera plus détaillée dans le chapitre suivant.

## Chapitre II : Adsorption sur charbon actif

### Introduction

Plusieurs méthodes sont utilisées pour le traitement de l'eau dont les plus courantes, sont les méthodes physiques, la filtration membranaire, les procédés électrochimiques, le traitement biologique et l'adsorption sur charbon actif. Ces méthodes visent toutes à débarrasser l'eau de ses polluants. Dans le cadre de cette étude l'adsorption sur charbon actif a été retenue. Pour une meilleure compréhension et maîtrise de l'adsorption, ce chapitre sera consacré à une généralité sur cette méthode.

### II-1 Adsorption

#### II-1-1 Technique d'adsorption

L'adsorption est un phénomène au cours duquel il y a fixation d'une molécule (gaz ou liquide) sur la surface d'un solide (adsorbant). Elle peut être réversible ou irréversible. Le support sur lequel se fixe la molécule constitue l'adsorbant et la molécule l'adsorbat (Benhamed et *al.*, 2016). L'adsorption d'un polluant à travers une source liquide peut se faire selon deux modes. Soit en mode batch (Menya et *al.*, 2018) ou soit en mode continu (Mazarji et *al.*, 2017). Chacune de ces techniques peut être choisie selon l'objectif recherché.

#### II-1-2 Description du mécanisme d'adsorption

Au cours d'une adsorption, quatre (4) phases se présentent en général (Masson et *al.*, 2015). Dans un premier temps le liquide transféré au charbon forme un film entourant celui-ci. Compte tenu de sa rapidité, cette étape est souvent négligée. Ensuite, au sein de ce film créé autour du grain de charbon, une diffusion est faite constituant la deuxième étape.

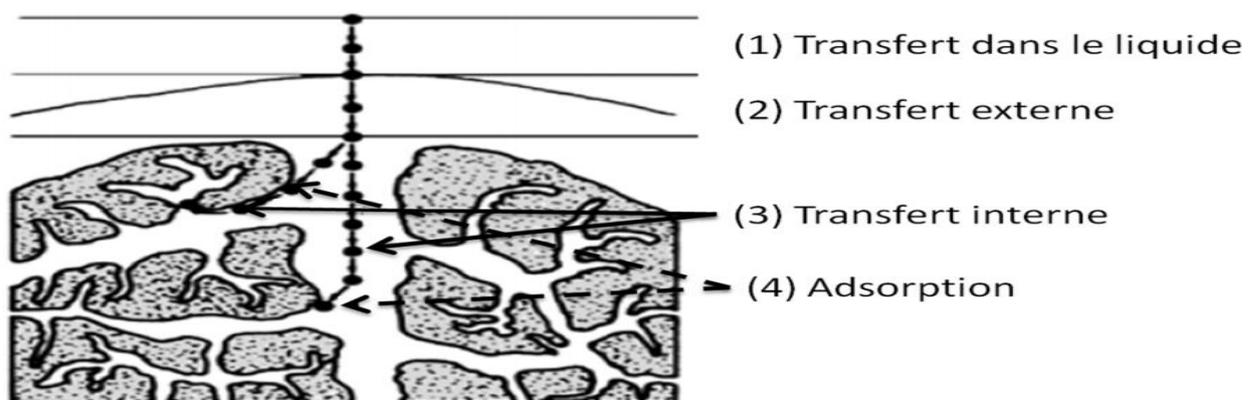


Figure 1: Différentes phases de diffusion au cours du phénomène d'adsorption

La diffusion évolue et s'effectue au sein du charbon soit à la surface des pores ou dans le volume des pores constituant ainsi la troisième étape. L'étape finale se déroule sur un site

actif du charbon activé. Ces étapes peuvent être illustrées par la figure 1 (Dudamel D, Wolbert, et Cazeaudumec, 2010; Masson et *al.*, 2015).

Chaque étape de diffusion est caractérisée par une vitesse. Ainsi, on distingue :

- une vitesse très rapide pour la phase de transfert dans le liquide ;
- une vitesse rapide pour la phase de transfert externe ;
- une vitesse lente pour le transfert interne ;
- une vitesse très rapide pour l'adsorption.

### **II-1-3 Types d'adsorption**

#### **II-1-3-1 Adsorption physique ou physisorption**

La physisorption se fait par l'intermédiaire de forces qui retiennent les molécules à la surface du solide. L'adsorption physique est un phénomène spontané toujours exothermique (Avgul et Kiselev, 1970 ; Benhamed, 2016; Konan, 2019). Les forces d'interaction mises en jeu sont de l'ordre de 30 à 40 kJ.mol<sup>-1</sup> et elles sont de types Van der Waals ou forces de London (Konan, 2019). Ces forces polaires résultent d'un champ électrique à la surface de l'adsorbant ou des liaisons hydrogènes dues à la présence de certains groupements à la surface (Avgul et Kiselev, 1970 ; konan, 19).

#### **II-1-3-2 Adsorption chimique ou chimisorption**

- L'adsorption chimique ou la chimisorption est généralement un phénomène beaucoup plus proche d'une réaction chimique. Les molécules adsorbées chimiquement sont fortement liées au solide par des forces d'interaction variant entre 80 et 800 kJ.mol<sup>-1</sup> (Avgul et Kiselev, 1970 ; Konan, 2019). Quant à Benhamed, (2016) les forces d'interaction qui mettent en relief une chimisorption sont de l'ordre de 100 à 400 kJ.mol<sup>-1</sup>. Les paramètres pouvant influencer l'adsorption chimique sont multiples (Koller et *al.*, 2001).

. On a :

- un équilibre long à atteindre entre la phase adsorbée et le milieu fluide ;
- une augmentation de la quantité de matière adsorbée et le milieu fluide ;
- la chaleur dégagée durant l'adsorption est comparable aux chaleurs d'environ 10 fois supérieure à l'adsorption physique ;
- une spécificité dans le sens qu'un adsorbant fixe certains adsorbats déterminés

## II-1-4 Paramètres influençant l'adsorption

### II-1-4-1 Influence de la porosité du charbon sur l'adsorption

Les pores sont des espaces dont les dimensions et les formes sont variables. Il peut s'agir de faille de quelques microns aussi bien que d'interstices d'une dizaine d'angströms. On peut classer les pores selon leur diamètre en trois catégories : les micropores ; les mésopores et les macropores (Dubinin, 1979). A chaque type de pore correspond un volume qui permet de définir la surface spécifique qui convient. Le tableau III regroupe l'ensemble des caractéristiques relatif aux pores ((Benhamed et *al.*, 2016; Dubinin, 1979).

Tableau III: Caractéristiques des pores à la surface du charbon actif

Caractéristiques	Rayon moyen des pores (nm)	Volume poreux (cm <sup>3</sup> .g <sup>-1</sup> )	Surface spécifique (m <sup>2</sup> .g <sup>-1</sup> )
Micropores	< 2	0,2-0,6	400-900
Mésopores	2-50	0,02-0,1	20-70
Macropores	> 50	0,2-0,8	0,5-2

Source : (Dubinin et *al.*, 1979 ; Benhamed, 2015)

La surface spécifique est une caractéristique proportionnelle à la capacité d'un matériau à adsorber. Un charbon de qualité devrait avoir une superficie comprise entre 1000 à 1300 m<sup>2</sup>/g (Faust et Aly, 1998). Au-delà de l'intervalle fixé par (Faust et Aly, 1998), Lu Jinyan, (2005) a considéré l'intervalle de 500 à 1500 m<sup>2</sup>/g. Il estime que celle-ci est essentiellement la résultante des micropores et des mésopores. Cette surface spécifique influence sur la capacité d'adsorption d'un matériau. Laquelle capacité est considérée proportionnelle à la surface spécifique (Lu Jinyan, 2005).

Les pores du matériau influencent considérablement le phénomène d'adsorption. En fonction de la porosité du charbon actif, la prédiction des quantités adsorbées pour les polluants non polaires est possible (Bunmahotama et *al.*, 2015; Masson et *al.*, 2015). Il a été prouvé aussi qu'une meilleure adsorption d'un polluant est possible lorsqu'il existe un grand nombre de pores dont les tailles sont légèrement supérieures à celle de l'adsorbat (Bottani et Tascón, 2011). En plus, la proportionnalité des tailles des pores et celles de l'adsorbat est capable d'augmenter l'énergie d'interaction entre adsorbat/adsorbant. Aussi, l'adsorption de surface est-elle favorable pour une augmentation des tailles des pores (Masson et *al.*, 2015). En effet, Gangupomu et *al.* (2016) ont montré que l'augmentation de la taille moyenne et des mésopores entraîne une augmentation de la vitesse d'adsorption.

### II-1-4-2 Influence de la température

La température peut influencer négativement ou positivement sur l'adsorption, surtout dans le phénomène d'adsorption des polluants tels que le cuivre (Larous et *al.*, 2005). En effet,

Larous et *al.*, (2005) affirment que l'augmentation de la température est favorable pour l'adsorption du cuivre jusqu'à une certaine température limite au-delà de laquelle on assiste à une désorption. En effet, des températures plus élevées diminuent la viscosité de la solution et peuvent augmenter le taux de diffusion de la matrice, augmentant ainsi l'adsorption. Hormis son action favorable sur l'adsorption, une élévation exagérée de la température peut également perturber les liaisons soluté-adsorbant diminuant ainsi légèrement l'adsorption (DeSilva, 2000).

#### **II-1-4-3 Vitesse d'agitation**

La vitesse d'agitation est un paramètre important dans tous les phénomènes de transfert, puisqu'elle peut favoriser une certaine turbulence qui assure un contact intime entre les phases. Elle contribue à l'amélioration du transfert de masse (Larous et *al.*, 2005).

#### **II-1-4-4 Quantité d'adsorbant**

La quantité de l'adsorbant mis dans la solution influence aussi la vitesse de sorption des polluants (Bhatti et *al.*, 2007; Mazarji et *al.*, 2017). Pour des doses de charbon actif variant de 0,01 à 0,1 g, Albayati et Kalash, (2020) ont observé une croissance du taux d'élimination de 75 à 100 %.

#### **II-1-4-5 Temps de contact**

La durée de contact entre l'adsorbant et la solution aqueuse contenant les polluants a une influence sur l'adsorption de ceux-ci. En effet, l'influence du temps d'agitation sur le pourcentage de sorption a fait l'objet d'étude de plusieurs chercheurs. Mazarji et *al.* (2017) ont observé une croissance de la quantité adsorbée de 0 à 8 mg/L lors de leur étude sur l'adsorption des ions nitrates avec un charbon actif en grain. Aussi, le temps de contact peut-il varier selon le polluant à éliminer. Ainsi, Aarfane et *al.* (2014); Mazarji et *al.* (2017) ont obtenu un temps de contact maximal de 120 min respectivement lors de l'élimination des ions nitrates et Bleu de méthylène. Contrairement à ces deux chercheurs, Khan et *al.* (2011) ont obtenu un temps de contact de 90 min lors de l'élimination du nitrate. Par ailleurs, le type d'adsorbant peut aussi influencer le temps de contact car il a été prouvé par El-Dars, Ibrahim, et Garba, (2014) qu'il faut des temps de contacts 120 et 150 min respectif en utilisant des coques de riz et des fosses de dattes. De même, Abdel-Gawad et Abd El-Aziz (2019) ont obtenu un temps de contact de 150 min pour l'élimination de la DCO et de la DBO lors de leur étude portant sur l'élimination de la DCO avec du charbon actif des palmes de datte.

#### **II-1-4-6 Influence du potentiel d'hydrogène (pH) sur l'adsorption**

Le pH est un paramètre très influent sur la capacité adsorptif d'un charbon actif. Il peut être un facteur limitant de l'adsorption d'un polluant. Alors, pour Bhatti et *al.* (2007), son optimisation est nécessaire pour toute étude d'adsorption. En effet, ils ont rapporté dans une étude qu'à  $\text{pH} < 5$  la capacité de sorption était plus grande. Par contre, à  $\text{pH} > 5$  ils ont constaté une diminution de la sorption due à l'augmentation de la charge négative sur l'adsorbant. De même, Albayati et Kalash, (2020) ont remarqué une diminution du pourcentage d'élimination allant de 74,67 à 62,66 % pour des  $\text{pH} > 4$ .

#### **II-1-5 Différents mode d'adsorption**

##### **II-1-5-1 Mode d'adsorption en batch**

Comme son nom l'indique, ce type d'adsorption se pratique sur des liquides à flux nul. Elle a fait l'objet d'étude de nombreux chercheurs. Ce type d'adsorption donne l'opportunité de jouer sur certains paramètres tels que le temps de contact, la température, le pH et la quantité d'adsorbant. Plusieurs études portant sur ce type d'adsorption sont rapportées. Abdel-Gawad et Abd El-Aziz, (2019); Mazarji et *al.* (2017) l'ont appliqué pour éliminer les ions nitrates et des produits pharmaceutiques dans une solution aqueuse. De même, des pourcentages variant de 75 à 62 % et de 77 à 66 % respectivement pour l'élimination du plomb (Pb) et du cadmium (Cd) ont été rapportés par (Abdel-Gawad et Abd El-Aziz, (2019) qui ont pu obtenir aussi des pourcentages d'élimination de 70 % et 50 % respectivement de l'acide ascorbique et le lactose. Selon l'Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS) et Hammy, (2005) l'un des avantages de l'adsorption en batch est son application au traitement de sources aux flux presque nul et aux concentrations faibles ou fluctuantes. Cette pratique présente tout de même des limites en dépit de ses nombreux avantages. En effet, il est difficile de récupérer le charbon actif surtout lorsqu'il y a production de boue et lorsque le charbon actif est en poudre.

##### **II-1-5-2 Mode d'adsorption en continu**

L'adsorption en continu est une méthode qui prend en compte une colonne de matériaux adsorbants. Ces matériaux utilisés d'origines diverses sont très souvent intercalés pour constituer des filtres. C'est le cas du charbon actif dont la colonne peut constituer à elle seule un filtre ou associée à d'autres matériaux. Ce mode d'adsorption sur charbon actif constitué en filtre a été développé dans le chapitre 3.

## II-1-6 Quelques adsorbants

Les adsorbants sont d'origines diverses (Tableau 4). En effet, tous les végétaux peuvent être utilisés en guise d'adsorbant. Quelques adsorbants et leurs caractéristiques sont résumés dans le tableau IV.

Tableau IV: Quelques adsorbants utilisés pour la production du charbon

CA de	Volume total des pores (nm)	Surfaces spécifiques	Températures	Références
Coque de coco	12,1	991	700	(Bae et al., 2014)
Feuilles de palmiers	0,4382	1094	577	(Shoaib and Al-Swaidan, 2015)
Coque de jatropha	0,86	1207	950	(Duan et al., 2011)
Son de riz	0,137	652	850	(Schettino et al., 2007)
Graine de jujube	15,30	1276	700	(Bae et al., 2014)
Coque de riz	1,09	850	2681	(Deiana et al., 2008)

Source : (Menya et al., 2018)

## II-2 Charbon actif

### II-2-1 Historique du charbon

L'accès à l'eau potable a conduit les chercheurs à promouvoir d'autres méthodes de traitement de l'eau tel que l'usage du charbon. Anciennement utilisé (1500 ans avant Jésus Christ) par des médecins Egyptien (Bubanale et Shivashankar, 2017), le charbon actif a été reconnu comme adsorbant à partir du 18<sup>ème</sup> siècle par Scheele et al. (1773) qui l'ont utilisé pour adsorber du gaz. Cependant, sa production à grande échelle reste une activité des pays industrialisés. Aujourd'hui, certains pays de l'Afrique de l'ouest importent de grandes quantités de charbon pour la potabilisation de l'eau dans les grandes agglomérations (World Bank, 2012). Au vue des coûts élevés du charbon actif, une méthode simple de sa production et de sa régénération seront la bienvenue pour des pays en développement.

### II-2-2 Industrie du charbon

La production du charbon fait appel à plusieurs matériaux (Tableau V) (Pollutech LYON, 2004). Ces matériaux d'origines diverses sont pour certains utilisés par l'industrie du charbon. Pour l'heure, cette industrie est plus développée en occident et en Asie ainsi que dans certains pays Africains tels que l'Afrique du Sud. Cependant, les industries ne prennent en compte que les adsorbants ayant une surface spécifique de plus de 100 m<sup>2</sup>/g (Sun et Meunier, 2003).

Tableau V: Quelques précurseurs

Entreprises	origines	matériaux constitutifs	application principale	commentaires
Ceca	France	bois	purification de liquide, séparation de gaz, récupération de solvants	
Salvadis	France	noix de coco, charbon		prix de vente 800 à 2000 €/t
Chemviron	Usa	houille, noix de coco, bois	air, agro-alimentaire, protection personnelle	1 à 25 €/kg
Pentex	Usa	houille, noix de coco, bois		produit en cartouche
Jacobi	Angleterre	houille ; noix de coco, bois	eau, air, chimie et exploitation minière	fabriqué en chine, en Malaisie ; tarif relativement faible
Desotec	Suisse	houille, noix de coco, bois	traitement de l'eau et de l'air, élimination de polluants organiques	Produit en chine, contrôlé en Belgique. 1-3,5 €/kg
Nichias	Japon	bois, zéolithe		spécial pour traitement de fumée
Seibu	Danemark	bois, zéolithe		

Quelques précurseurs agro-industriels utilisés en faveur de la production industrielle du charbon actif sont consignés dans le tableau 5. Quant aux pays Africains qui ne disposent pas encore d'industries de charbon l'importent. Ainsi, le Ghana et la Guinée ont dépensé respectivement 3,8 millions \$ en 2008 et 251.000 \$ en 2008 pour l'achat des charbons actifs en dépit des sous-produits qui continuent de polluer l'environnement (World Bank, 2012).

### II-2-3 Émergence de nouveaux précurseurs

La production du charbon est longtemps restée fortement liée aux matériaux synthétiques ou naturels (Baudu, Le Cloirec, et Martin, 1989). Aujourd'hui, de nouveaux matériaux sont utilisés pour sa production. Aux nombres de ces produits, figurent les sous-produits agricoles dont l'utilisation est toujours en phase expérimentale en Afrique qui continue d'importer du charbon en dehors de quelques pays tels que l'Afrique du sud et le Burkina qui en produisent à l'échelle industrielle.

Tableau VI: Quelques sous-produits utilisés pour produire du charbon actif

Sous-produits agricoles	Références
Bagasse de coton	(Bailey et al., 1999)
Bagasse de canne à sucre	(Koželj et al., 1999)
Tourteaux de karité et tourteaux de coton	(Tchakala et al., 2012)
Peaux de mangue	(Ahmad et Alrozi, 2010)
Coque de datte	(Sedira, 2013)
Coque de riz	(Shahmoradi et al., 2015)

En effet, ces sous-produits agricoles sont abondants et sont à l'origine de problèmes environnementaux. Alors, leur valorisation comme matière première serait un manque à gagner. Ainsi, quelques sous-produits agricoles utilisés dans la production du charbon actif sont consignés dans le tableau VI.

#### **II-2-4 Charbons actifs commerciaux**

L'élimination des polluants organiques et inorganiques sur charbon actifs est en plein essor. Au regard des contraintes liées à la fabrication du charbon actif, les utilisateurs s'orientent vers les charbons actifs commerciaux. Ces charbons sont généralement produits à partir du bois, des résidus de pétrole, la tourbe, le lignite, les polymères ou la coque de noix de coco (Chen et *al.*, 2011 ; Konan, 2019). Les charbons actifs commerciaux ont fait l'objet de plusieurs utilisations. (Babel et Kurniawan, 2004) ont éliminé du Cr (VI) à 85 % avec un charbon commercial à base de coques de coco. De même, (Djilani et *al.*, 2015) ont pu obtenir 100 % de l'élimination de bleu de méthylène avec du charbon actif commercial contre 67 % avec du charbon actif produit à base de noix d'abricot. Les charbons commerciaux sont aussi efficaces dans l'élimination des métaux. C'est le cas du cuivre qui a été éliminé à 90 % par (Mary et Meenambal, 2018) avec du charbon commercial. Cependant, les 80 % d'élimination de cuivre à partir du charbon actif de peaux de banane a permis ces auteurs d'envisager la production des charbons commerciaux avec les peaux de bananes.

#### **II-2-5 Types de charbons**

Le charbon actif existe sous deux formes reconnues. A savoir le charbon actif en poudre (CAP) et sous la forme granulée (CAG) (LU Jinyan,2005). Il existe une troisième forme qualifiée de charbon extrudé (LU Jinyan,2005).

##### **II-2-5-1 Charbon actif en poudre**

Le charbon actif en poudre est un charbon dont le diamètre varie entre 10 nm et 50 nm (Kalyoncu et *al.*, 2012). Il est utilisé pour le traitement de l'eau et des gaz. Dans le domaine de l'eau il est souvent utilisé en combinaison avec un clarificateur (LU Jinyan,2005). Cependant, son usage présente des avantages et des inconvénients (LU Jinyan,2005). Plusieurs avantages sont liés à l'usage du CAP. Il est moins onéreux que le CAG. En plus, Des quantités supplémentaires de CAP peuvent être rajoutées en cas de pointes de pollution accidentelles ou temporaires. Par ailleurs, l'adsorption est rapide à cause de la grande partie de sa surface de contact qui est directement disponible. Au-delà des avantages, certains inconvénients sont à relever. En effet, le CAP ne peut pas être régénéré. En plus, une quantité très importante de CAP est nécessaire pour éliminer toutes les traces d'impureté. Cette quantité exprimée en

concentration ne doit pas excéder 80 mg/L. Le CAP est très peu économique car il n'est pas régénérable.

### **II-2-5-2 Charbon actif en grain**

Le CAG est un charbon actif dont les grains ont un diamètre variant de 0,2 à 5 mm (LU Jinyan,2005). Il est utilisé pour adsorber les micropolluants organiques et la matière organique. Il peut aussi être appliqué dans l'adsorption des gaz (Kalyoncu et *al.*, 2012). Ce type de charbon est apte au montage de colonnes. Cependant, Tout comme le charbon en poudre (CAP), le CAG à des avantages. L'un des avantages réside dans l'obtention de meilleures performances avec du charbon actif en grains que du charbon en poudre lors d'un traitement à l'échelle industrielle en continu (Ravarini, 2004). En plus de cet aspect, le CAG peut être régénéré. Cette régénération qui peut réduire le coût de production du charbon à 50 % pourrait privilégier son choix (LU Jinyan, 2005). Mais sa régénération excessive finit par le rendre friable et inefficace (LU Jinyan, 2005).

## **II-2-6 Production du charbon**

### **II-2-6-1 Carbonisation**

Cette étape se fait dans des conditions bien définies. Elle permet de transformer la matière végétale en charbon. En général, la carbonisation se fait en absence d'oxygène sous un courant inerte à une température inférieure à 700 °C. La carbonisation ou pyrolyse peut se décrire en plusieurs étapes :

- la Pré-pyrolyse qui se caractérise par l'élimination d'eau, formation de carbonyle, légère perte de masse du matériau
- décomposition du matériau lignocellulosique ;
- la Formation de résidus solides qui est le charbon (Sekirifa et *al.*, 2013).

### **II-2-6-2 Activation du charbon**

Lors de la carbonisation, le charbon contient des pores rudimentaires peu développés et moins importants. C'est pourquoi Sekirifa et *al.* (2013) considèrent l'activation comme étant l'ensemble des opérations dont les combinaisons conduisent à un charbon adsorbant. L'activation des charbons consiste donc à accroître le diamètre afin d'augmenter l'adsorption. Elle permet de se débarrasser des structures carbonées mal organisées tout en exposant les feuillets aromatiques aux agents d'activation (Sekirifa et Hadj-Mahammed, 2005). Le type d'activation peut influencer la surface spécifique. En effet, en utilisant du bois comme précurseur Molary et *al.* (2006) ont obtenu respectivement des surfaces spécifiques

variant de 900 à 1200 m<sup>2</sup>/g pour la voie physique et de 1000 à 1800 m<sup>2</sup>/g pour la voie chimique.

Cependant, le caractère le plus important dans l'activation du charbon actif est sa capacité d'adsorption qui est hautement influencée par ses conditions de préparation (Tan *et al.*, 2008).

#### **II-2-6-1-1 Activation physique**

L'activation physique se fait en utilisant de la vapeur d'eau ou du CO<sub>2</sub> à une température comprise entre 600 et 1000 °C sous atmosphère inerte (Brasquet et Le Cloirec 1997). Elle consiste en une gazéification du matériau carbonisé au moyen du dioxyde de carbone, ou de la vapeur d'eau, ou des deux utilisés simultanément (Pallarés *et al.*, 2018; Maciá-Agulló *et al.*, 2004; San Miguel *et al.*, 2003). Pour se faire, Rezma *et al.* (2019) ont appliqué la température de 900 °C pour activer physiquement leur charbon de noyaux de datte après pyrolyse effectuée à la température de 1000 °C.

#### **II-2-6-1-2 Activation chimique**

Dans cette voie, plusieurs agents d'activation interviennent selon l'objectif recherché par l'auteur. Parmi ceux-ci, les plus utilisés dans la littérature sont le chlorure de zinc, l'acide sulfurique, l'hydroxyde de sodium et l'hydroxyde de potassium. Ces oxydants influencent la décomposition du matériau lors de la pyrolyse en jouant le rôle d'agent déshydratant (Radovic *et al.*, 2000). En effet, l'activation chimique a fait l'objet de plusieurs publications dont celles de Nowicki, Wachowska, et Pietrzak, (2010) qui ont utilisé du KOH comme oxydant. Au-delà du KOH certains produits chimiques tels que le NaOH, ZnCl<sub>2</sub>, K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> ont été utilisés par Hayashi *et al.* (2002); Olivares-Marín *et al.* (2006).

Cependant, le KOH et le NaOH qui sont des bases fortes s'avèrent plus efficaces selon Gao *et al.* (2014); Villar *et al.* (2010). Contrairement à l'activation physique, l'activation chimique se fait à une température moindre. En général, l'activation chimique se fait à des températures comprises entre 450 et 900 °C (Brasquet et Le Cloirec 1997; Masson *et al.* 2015). C'est ainsi que XU *et al.* (2019) ont activé leur charbon obtenu à partir des déchets de tissu en polyester à la température de 650 °C. Aussi, la littérature révèle-t-elle qu'une optimisation des pores à la surface du charbon est possible avec l'association de certains agents d'activation. C'est dans ce cadre que Li et Yin, (2015) ont montré que la synergie des oxydants KOH et K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> permet d'agrandir les pores à la surface du charbon actif (CA).

## II-2-7 Caractéristiques des charbons actifs

### II-2-7-1 Température de carbonisation et activation

La température influence aussi bien sur la carbonisation que l'activation. Celle de la carbonisation est choisie selon le précurseur à carboniser. En effet, Rezma et *al.* (2019) ont appliqué une température de 1000 °C pour carboniser les noyaux de datte. Par contre El-Dars et *al.* (2013) ont utilisé des températures de 200 et 250 °C respectivement pour les coques de riz. De même, la température d'activation a des effets significatifs sur le développement du réseau poreux du charbon (Ouattara et *al.*, 2014). Elle permet d'éliminer toute l'humidité et la plupart des composés volatils dans le précurseur et favorise le développement des pores. Le suivi de la température d'activation est d'intérêt économique puisque des courtes durées sont généralement désirées dans un souci de réduction de la consommation d'énergie. Ouattara et *al.* (2014) ont eu recours à 500 °C pour carboniser les coques d'arachide et de soja. Elle peut aussi dépendre du précurseur à carboniser et de l'application du charbon produit (Hasan et *al.*, 2019). Le tableau XII regroupe quelques températures utilisées par certains chercheurs lors de la carbonisation de matériaux divers.

Tableau VII: Quelques températures de carbonisation selon la nature du précurseur

Précurseurs	Température	Références
Pinède	550 °C	(Tseng et <i>al.</i> , 2003)
Bois de châtaigne	450 °C	(Diaz-Diez et <i>al.</i> , 2004)
Bois de chêne	700 °C	(Zhang et <i>al.</i> , 2002)
Sciure d'acajou	500 °C	(Malik, 2004)
Bois de peltogyne	580-750 °C	(Vartapetyan et <i>al.</i> , 2005)

### II-2-7-2 Teneur en cendre

La qualité d'un charbon actif dépend de sa teneur en cendre. Selon Faust et Aly, (1998) les valeurs typiques de cette teneur devrait être dans la gamme de 5 à 6 %. En plus de ces deux chercheurs, il a été prouvé qu'une teneur en cendre d'au-delà de 20 % indique une mauvaise carbonisation du matériel végétal (Ouattara et *al.*, 2014). Aussi, le taux élevé de cendre agit-il en diminuant la capacité d'adsorption du charbon (Ouattara et *al.*, 2014).

### II-2-7-3 Nature du précurseur

La nature du précurseur est un facteur important dans la production du charbon. En effet, les propriétés du charbon actif dépendent fortement de ceux des matériaux précurseurs. Ainsi, ceux d'origines végétales présentent une hétérogénéité au niveau des composants de leur surface

(Zeroual *et al.*, 2011). Elle influe sur la teneur en carbone qui est un paramètre clé du choix du précurseur. Selon ces auteurs, le précurseur est apte à la production du charbon actif si son taux de carbone est compris entre 50 % et 90 %. Quant à Rouqucol *et al.* (1994) cette teneur en carbone doit varier de 85 à 90 %. Ce pourcentage de carbone peut varier d'un précurseur à une autre. D'où le pourcentage de 20,7 % obtenu par Ahmad et Alrozi, (2010) en utilisant des peaux de mangue. De même, Aloko et Adebayo, (2007) ont obtenu un rendement de 29,24 % carbone avec les mêmes peaux de mangue. Aussi, Sahu, (2010), a-t-il obtenu une valeur de rendement de carbone de bois de 46,08 % avec du tamarinier et Danish et Ahmad, (2018) ont montré que la compositions en carbone du bois d'eucalyptus et du jatropha est respectivement 47,1 % et 42,2 % .

#### II-2-7-4 Structure d'un charbon

La nature du précurseur, le dispositif de carbonisation et d'activation du charbon sont déterminant dans la qualité texturale du charbon (Rouqucol *et al.*, 1994). En effet, la destruction de la plasticité dans sa totalité permet d'éviter la formation des matériaux anisotropes et une structure poreuse mal développée. Ainsi, pour venir à bout de la plasticité, l'on peut avoir recours à l'oxydation d'air (Rouqucol *et al.*, 1994).

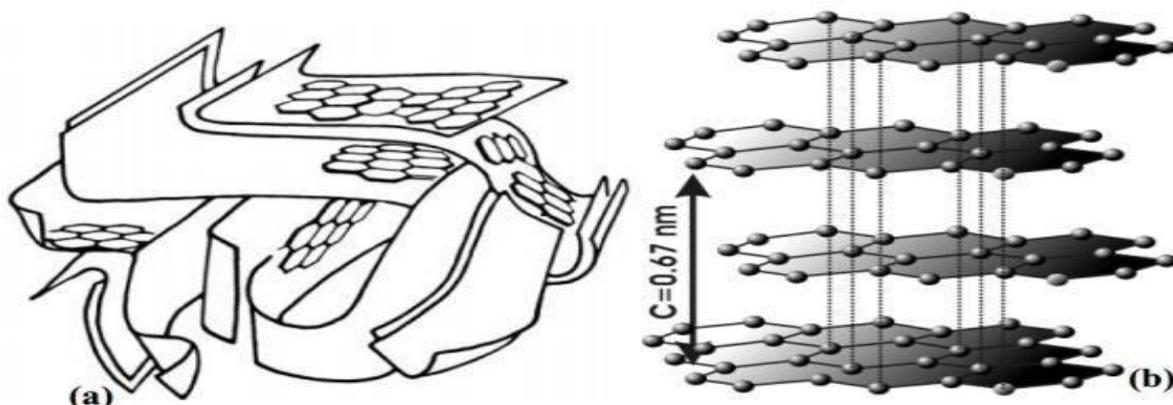


Figure 2: Structure générale du charbon actif

Plusieurs auteurs ont donné une description de la structure du charbon. Aux nombres de ces auteurs, Slasli, (2002); Wright *et al.* (1988) qui ont proposé une représentation décrivant l'aspect interne et externe d'un charbon actif (Figure 2a). Quant à Stoeckli, (1990), il a proposé une structure de charbon actif (CA) composée de feuillets aromatiques superposés les uns sur les autres appelée structure de base (figure 2b).

#### II-2-7-5 Fonctions chimiques à la surface du charbon actif

La composition chimique d'un charbon actif regroupe tous les atomes élémentaires qui s'associent par des liaisons multiples pour constituer le CA. Zeroual *et al.* (2011) ont montré que

quel que soit le charbon activé à 800 ou à 1000 °C, le pH de la suspension est basique avec des valeurs négatives du potentiel Zêta. Cela est considéré comme un signe de possibilité de la présence des groupements fonctionnels oxygénés (Mattson *et al.*, 1970; Zhang *et al.*, 2002). Si la capacité d'adsorption est liée à la structure poreuse, elle est aussi liée aux groupes fonctionnels à la surface du charbon actif (Cao *et al.*, 2019). Ainsi, on peut avoir une surface hydrophobe ou une surface hydrophile quand la quantité des groupes oxygénés à la surface du CA augmentent. Certains éléments chimiques présents dans le matériau carbonisé peuvent se retrouver à la surface du CA. On peut citer entre autres l'oxygène et l'hydrogène qui peuvent être en quantité considérable. On peut avoir également des atomes de chlore, du soufre, de l'azote mais en quantité réduite.

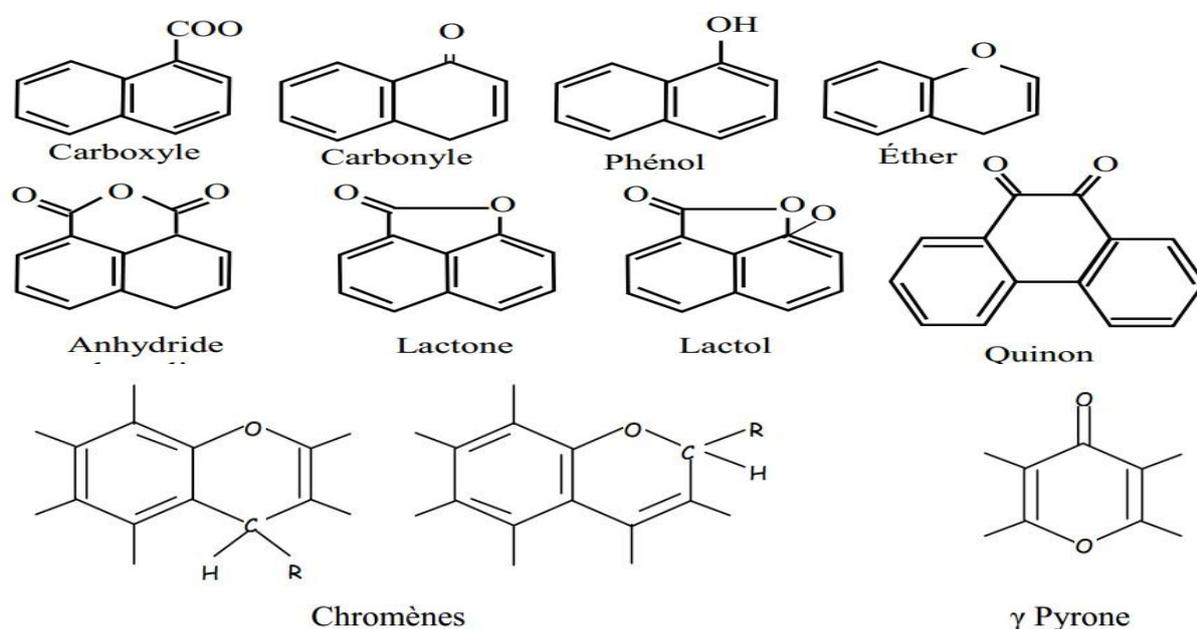


Figure 3: Groupements acides et basiques à la surface du charbon actif (Garten, Weiss, et Willis, 1957)

Il est donc nécessaire de caractériser les propriétés de surface du CA et le type de liaison entre les hétéroatomes et les atomes de carbone. Le plus souvent l'oxygène prédomine en bordure des feuillets constitutifs du CA (Reffas *et al.*, 2010). Dès lors, les groupements fonctionnels trouvés à la surface du CA ont fait l'objet d'étude de Boehm, (1994) (Figure 3). Il a pu identifier la présence de groupements acides carboxyliques, des anhydrides carboxyliques, des lactones, du lactol, de l'hydroxyle, des quinones et des esters. Ces fonctions à la surface du charbon actif se résument de façon schématique par la figure 4 lorsqu'elles sont en solution (Radovic *et al.*, 2000).

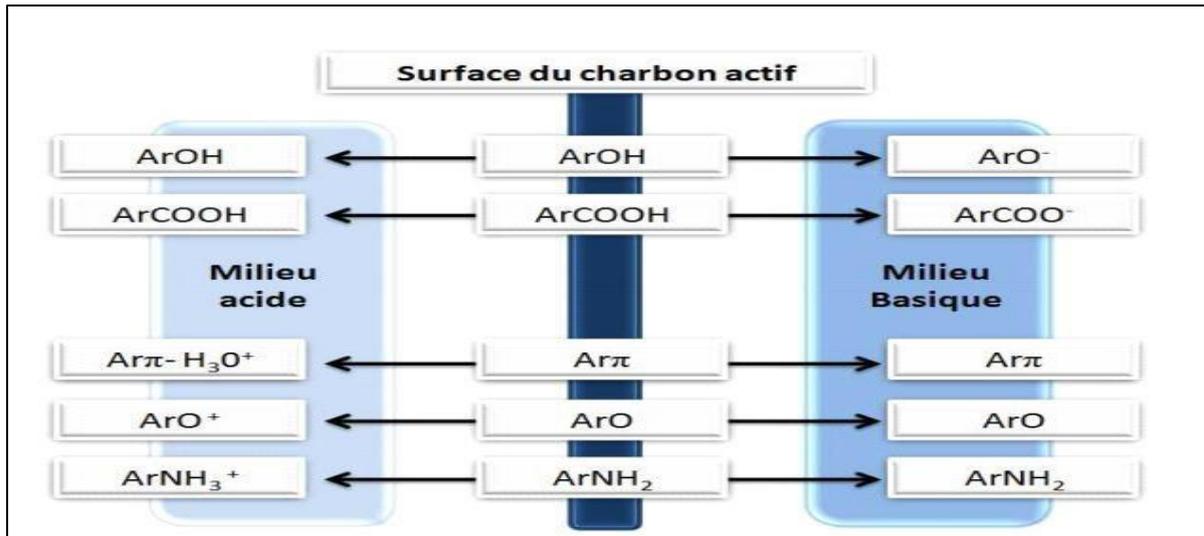


Figure 4: Aspect d'un charbon actif en solution aqueuse (Radovic, 2000).

### II-2-8 Importance du charbon actif dans le traitement de l'eau

Les charbons actifs jouent des rôles diversifiés dans le traitement de l'eau. Ils sont capables de fixer d'un côté les molécules organiques (MO) et d'autre part les composés existant à l'état trace de l'ordre du microgramme. C'est d'ailleurs pour cette dernière action qu'il est souvent inséré en fin de cycle de traitement tel que le cas de la coagulation floculation qui peuvent générer des trihalométhanes que le charbon se charge d'éliminer. Par ailleurs, le charbon peut jouer un rôle catalytique. En effet, il peut être utilisé pour la déchloration d'une eau fortement chlorée en tenant compte de leur action catalytique sur la réaction de réduction du chlore libre (Equation 13) (Morlay et *al.*, 2006).



### II-3 Régénération du charbon actif saturé

Le développement durable passe aussi par la préservation de la faune et surtout de la flore qui abrite cette faune. Pour des questions économiques, les charbons actifs utilisés sont de plus en plus d'origine végétale. Vu la diminution des ressources végétales, il s'impose une gestion rigoureuse. L'une des alternatives de cette gestion des ressources végétales fortement impliquées dans la production des charbons actifs est la régénération de ceux-ci. Si régénérer peut permettre une utilisation prolongée du charbon actif, alors les végétaux pourront être sauvegardés pour une utilisation durable. Cependant, les pays en développement qui ne disposent pas d'industries de charbon mais qui en utilisent dans le cadre de la potabilisation de l'eau, ne disposent pas de techniques de régénération du charbon. En dehors du four artisanal qui a permis à Koné et *al.* (2020) de régénérer un charbon actif saturé de nitrate.

### **II-3-1 Importance de la régénération des charbons actifs**

La régénération du matériau après saturation est bénéfique sur les plans économique et environnemental.

#### **II-3-1-1 Au plan économique**

Régénéré un matériau est un acte permettant de rendre à celui-ci sa capacité d'adsorption perdue lors de sa saturation. La préparation du charbon étant très coûteux dans certains cas alors, sa régénération est un moyen pour réduire les dépenses supplémentaires pour la production de nouveaux charbons. En effet, La régénération peut favoriser l'économie de 50 % du coût global de production du charbon (LU Jinyan, 2005). Au-delà du gain financier, il y a un gain de temps et une conservation d'énergie dépensée au cours de la production du charbon.

#### **II-3-1-2 Au plan environnemental**

La régénération du charbon est un moyen pour favoriser le développement durable. En effet, en régénérant le charbon, une préservation de l'espèce végétale ayant servi à sa production est faite. Certains précurseurs étant des plantes à multiples vertus, alors leur préservation à travers la régénération du charbon sera un facteur qui permettra aux générations présentes et futures de bénéficier des bienfaits de celles-ci.

### **II-3-2 Nombre de régénération pour un charbon actif**

La régénération est certes une opportunité d'économiser mais elle ne peut être éternelle. En effet, une multiple régénération diminue le pouvoir adsorbant du charbon devenu friable (LU Jinyan, 2005). En effet, une régénération successive conduit à la dégradation du charbon qui atteint un point d'équilibre. La performance du système peut être évaluée en considérant ce point d'équilibre. Voilà pourquoi le nombre de régénération ne doit pas excéder cinq (Gedo, 2004 ; LU Jinyan, 2005 ; Alvarez-Pugliese et *al.*, 2019).

### **II-3-3 Facteurs influençant la régénération**

Plusieurs facteurs peuvent influencer la régénération des charbons actifs. Cependant, la nature du polluant et la température de régénération sont déterminants dans cette action. Le choix du type de régénération peut dépendre des moyens dont dispose l'utilisateur ou l'objectif visé par celui-ci. En effet, toutes les techniques de régénération existantes ont un but commun qui est de redonner au matériau sorptif saturé sa capacité d'adsorption.

### **II-3-3-1 Nature du polluant adsorbé**

Les polluants adsorbés à la surface du CA peuvent être de natures diverses. Si le polluant est facilement volatil, une légère élévation de la température permettra de l'éliminer. Par contre certains polluants ne sauraient être éliminés que pour une élévation très importante de la température. En effet, pour éliminer les colorants du textile Durán-Jiménez et *al.* (2019) ont appliqué des températures variant de 250 à 500 °C. Par ailleurs, Li et *al.*, 2019 ont appliqué une température de 350 °C pour régénérer le charbon après saturation par du fluor.

### **II-3-3-2 Température de régénération**

Elles peuvent varier en fonction de la méthode et des objectifs visés par l'utilisateur. Au cours d'une régénération par la technique d'oxydation en voie humide, les températures peuvent varier de 150 °C à 300 °C (Mishra et *al.*, 1995). Alors, qu'au cours de la technique de régénération thermique, la température du four peut atteindre 900 °C (Han et *al.*, 2014). Contrairement aux techniques citées précédemment, la technique utilisant la vapeur d'eau nécessite des températures plus basses comprises, entre 105-140 °C (Zanella et *al.*, 2015).

### **II-3-4 Types de régénérations du charbon**

La régénération d'un charbon actif peut se faire selon deux techniques. On a les techniques permettant le déplacement du polluant et celles permettant la destruction du polluant. Cependant, les deux techniques ont pour but de débarrasser les charbons saturés des polluants adsorbés afin de libérer les sites actifs.

#### **II-3-4-1 Régénération extractive**

Cette technique peut mettre en jeu un solvant organique volatil (Ferro-Garcia et *al.*, 1993). Pour se faire, il existe plusieurs solvants dont le CO<sub>2</sub> Madras, Erkey et Akgerman, (1993) et des solutions concentrées d'agent tensioactifs (Purkait et *al.* (2005). Des traitements ultérieurs sont ensuite nécessaires pour recycler le solvant (distillation par exemple) et détruire les polluants (le plus souvent par incinération). Cependant, la présence de solvant résiduel peut aussi affecter les propriétés d'adsorption du charbon actif. En effet, l'utilisation de CO<sub>2</sub> permet de résoudre ce problème tout en facilitant la séparation ultérieure des polluants extraits (par simple abaissement de la pression). Toutefois, sa mise en œuvre demeure coûteuse même si cette opinion ne fait pas l'unanimité. Certaines estimations la considèrent bien moins chère que les régénérations thermiques (Chihara et *al.*, 1997; Zanella et *al.*, 2015).

#### **II-3-4-1-1 Régénération par désorption à la vapeur d'eau**

Cette régénération thermique s'effectue à température comprises entre 105 et 140 °C (Zanella et *al.*, 2014). Elle permet juste de déplacer l'équilibre d'adsorption. L'utilisation de vapeur d'eau exige que le mélange gazeux récupéré soit facilement condensable à une température de 15 à 20 °C. Cette méthode est toutefois limitée à la régénération des charbons actifs qui ont adsorbé des composés très volatils C (Zanella et *al.*, 2015).

#### **II-3-4-1-2 Régénération ultrasonique**

L'usage des ultrasons (US) est moins vulgarisé par rapport aux autres méthodes. Les US peuvent aider à la désorption des polluants par effet thermique et mécanique. Cette méthode est d'une part considérée comme destructive, du fait de la formation associée de radicaux OH<sup>\*</sup> à partir des molécules d'eau, qui viennent oxyder les polluants (Lim et Okada, 2005; Quesada-Penate et *al.*, 2012; Rege, 2004). Cependant, cette technique de désorption est partielle et limitée dans la structure microporeuse.

#### **II-3-4-2 Régénération par destruction du polluant**

##### **II-3-4-2-1 Régénération thermique à hautes températures**

La méthode la plus courante est de chauffer à environ 900 °C le charbon actif sous atmosphère contrôlée pour éviter de l'enflammer. Cette opération s'effectue dans des fours verticaux à plateaux. Elle régénère parfaitement les charbons actifs. Cependant, elle est très coûteuse car elle nécessite l'achat de plusieurs fours (Han et *al.*, 2014). Elle conduit à une perte en masse de charbon de l'ordre de 7 à 10 %, et peut diminuer la porosité de l'adsorbant (Han et *al.*, 2014). Cette technique appliquée par Durán-Jiménez et *al.* (2019) a rapporté des pourcentages de 92 à 95 % et 96 à 98 % de régénération pour différents charbons régénérés à 500 °C.

##### **II-3-4-2-2 Régénération chimique**

Elle s'effectue en présence de réactifs chimiques permettant la dégradation des polluants adsorbés, voir leur minéralisation totale en eau et en dioxyde de carbone (Sheintuch et Matatov-Meytal, 1999). L'avantage de cette méthode réside dans la perte minoritaire de charbons d'environ 1 %. Les polluants sont ensuite détruits par incinération.

##### **II-3-4-2-3 Régénération électrochimique**

La régénération des charbons actifs par voie électrochimique peut être réalisée sous pression atmosphérique et à température ambiante, en présence d'électrolytes tels que le NaCl (Zhang et *al.* (2002), Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ou NaHCO<sub>3</sub> (Narbaiz et Cen, 1994). L'efficacité de la technique dépend de plusieurs paramètres tels que le choix de l'emplacement du charbon actif (à la cathode ou à

l'anode, le premier étant préféré) (Narbaitz et Cen, 1994). Le choix de l'électrolyte (NaCl) conduit à de meilleurs résultats mais reste toutefois, limité à cause de la production de composés organochlorés toxiques engendré (Zanella et *al.*, 2015).

Des taux de régénération de 80 % sont rapportés pour le cas de charbons saturés par du phénol (Narbaitz et Cen, 1994). De même, Alvarez-Pugliese et *al.* (2019) ont rapporté un pourcentage de régénération allant de 70 à 90 % en utilisant du diclofénac.

#### **II-3-4-2-4 Régénération biologique**

Certaines bactéries et enzyme sont impliquées dans la régénération des charbons actifs. Dans cette voie, des bactéries ou microorganismes pouvant dégrader le polluant, sont mis en contact avec les charbons actifs afin de permettre à ceux-ci d'éliminer les polluants adsorbés. Selon Zanella et *al.* (2015), la régénération résulterait de deux mécanismes principaux dont la biodégradation des polluants en phase adsorbée et en phase liquide. Xiaojian, Zhansheng, et Xiasheng, (1991) admettent que les enzymes excrétées par les bactéries agiraient directement sur les polluants adsorbés à la surface du charbon. Cependant, Xiaojian et *al.* (1991) indiquent que ces exoenzymes ne peuvent diffuser que dans des pores de taille supérieure à 10 nm, excluant donc les micropores et certains mésopores. Ceux-ci affirment aussi que la biorégénération du charbon serait plutôt le résultat d'une désorption du polluant suivie d'une dégradation en phase liquide. Il faut noter que les microorganismes ne peuvent dégrader que les polluants pour lesquels ils ont été génétiquement programmés et ne sont généralement aptes à dégrader qu'un seul type de polluant. De plus, l'activité de ces organismes vivants est fortement dépendante des conditions opératoires (température, pH, présence d'oxygène dissous, les minéraux ...) et est limitée en présence de polluants peu biodégradables ou lorsque les niveaux de concentration atteignent le seuil d'inhibition ou de toxicité (Xiaojian et *al.*, 1991).

#### **II-3-5 Inconvénients de la régénération**

La régénération des charbons actifs inclue des dépenses supplémentaires. Par exemple, pour une régénération thermique, des fours électriques sont nécessaires pour espérer réduire la perte de charbon (LU Jinyan, 2005). Ces fours très couteux augmentent les dépenses allouées au charbon actif. Aussi, une consommation supplémentaire d'énergie est nécessaire au cours de la régénération. Alvarez-Pugliese et *al.* (2019) ont totalisé une consommation de 3,80 kWh /kgGAC au cours de la régénération du charbon. Cette consommation étant évaluée selon les tarifs du kWh en Colombie qui est de 0,25 US\$/ kg de GAC (Alvarez-Pugliese et *al.* 2019).

## II-4 Modèles Cinétique et isotherme

Dans une simplification du modèle, (Brunauer et *al.*, 1940) ont dénombré six isothermes (Figure 5). En fonction de la nature du polluant à éliminer, des isothermes peuvent être privilégiés.

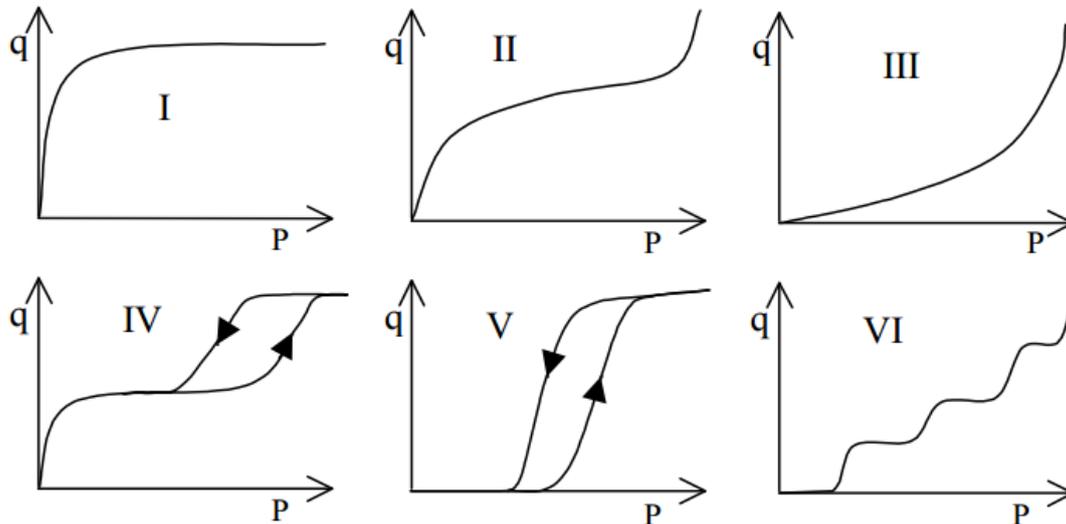


Figure 5: Classification des isothermes selon Brunauer et *al.* (1940)

C'est le cas des Isothermes de types I et II que l'on rencontre lorsqu'il s'agit d'une séparation de gaz. Cependant, le type I est assimilable à l'isotherme de Langmuir car tout comme Langmuir, ces types se rencontrent pour des adsorbants microporeux dont la taille des pores est presque identique aux molécules à adsorber. L'une des caractéristiques de ce type est la formation d'une monocouche lors de l'adsorption. En dehors de ce type, tous les autres types mettent en jeu la formation de multicouches lors de l'adsorption. Le type II est spécifique à l'adsorption sur matrice non poreuse ou macroporeuse. Dans le cadre d'une adsorption très peu énergétique, le type III qui est très proche du type II est retrouvé. Les types IV et les types V s'observent lorsque que l'adsorbant renferment des mésopores. Cela entraîne un phénomène d'hystérèse. Le type VI qui s'obtient sur des surfaces homogènes traduit une succession de couches (Ettlili, 2008).

### II-4-1 Modèles cinétiques

Pour décrire le mécanisme d'adsorption et de réaction chimique, le contrôle de la diffusion et les processus de transport de masse, les modèles de diffusion pseudo-premier ordre (Equation 14), pseudo-second ordre (Equation 15) et intra-particulaire (Equation 16) ont été utilisés (Mahmoud et *al.*, 2017). Le modèle pseudo-premier ordre est appliqué si le taux de sorption diminue linéairement avec la capacité d'adsorption (Hafshejani et *al.*, 2016 ; Mazarji et *al.*,

2017). Quant au modèle cinétique du pseudo deuxième ordre il est généralement utilisé pour décrire une sorption chimique. Ce modèle considère que l'étape limitant la vitesse est l'interaction entre deux particules réactives (Zhang et al., 2013). Enfin, le modèle cinétique de diffusion intraparticulaire est utilisé pour indiquer une adsorption par diffusion, où la vitesse du processus d'adsorption est contrôlée par la vitesse de diffusion de l'adsorbat à travers l'adsorbant (Weber et Morris, 1963).

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad (I)$$

$$\frac{dt}{dq_t} = k(q_e - q_t)^2 \quad (II)$$

$$q_t = k_i t^{\frac{1}{2}} + C \quad (III)$$

Où k: constante de vitesse de pseudo premier ordre

t : temps de contact

qe: quantité adsorbée à l'équilibre

qt: quantité à l'instant t

## II-4-2 Etude des isothermes d'adsorption

### II-4-2-1 Isotherme de Langmuir

Initialement, le modèle de Langmuir, (1918) était appliqué à l'adsorption sur des solides à surfaces planes de molécules gazeuses. Son application peut s'étendre aujourd'hui au système solide-liquide. Cependant, pour une application rigoureuse Langmuir propose quatre hypothèses.

Dans un premier temps, Langmuir considère qu'il y a une homogénéité des sites d'adsorption à la surface des adsorbants. Ensuite, il considère qu'une seule couche peut se former lors de l'adsorption car chaque site ne peut adsorber qu'une seule molécule. Puis, il estime que les molécules ont la même chance d'être adsorbée au cours de l'adsorption. Enfin, aucune liaison n'existe entre les molécules adsorbées. Pour vérifier ses hypothèses, Langmuir a proposé l'équation 17 dont les constantes  $K_L$  et  $q_L$  permettent d'apprécier la capacité d'adsorption la vitesse d'adsorption.

$$Q_e = \frac{Q_L K_L C_e}{1 + K_L * C_e} \quad (IV)$$

La forme linéaire de cette équation est représentée par l'équation 18 (L. Y. Li et *al.*, 2019):

$$\frac{Ce}{Qe} = \frac{Ce}{Q_L} + \frac{1}{K_L * Q_L} \quad (V)$$

Lorsque la valeur de  $K_L$  est élevée, l'affinité entre l'adsorbat et l'adsorbant est forte. L'occupation de tous les sites est évaluée par la quantité maximale adsorbée qui est la constante  $Q_L$  de Langmuir. En plus, un paramètre adimensionnel permettant de décrire l'isotherme de Langmuir est représentée par l'équation 19 (Alvarez-Pugliese et *al.*, 2019b; Kim et Kim, 2019).

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_0} \quad (VI)$$

Ce paramètre est un atout pour évaluer le type d'isotherme appropriée. Ainsi, lorsque:

- $R_L > 1$ , l'isotherme de Langmuir est défavorable
- $R_L = 1$ , l'isotherme est linéaire
- $0 < R_L < 1$  l'isotherme de Langmuir est favorable
- $R_L = 0$  l'isotherme est irréversible

#### II-4-2-2 Isotherme de Freundlich

Contrairement à Langmuir, Freundlich considère qu'il y a une différence entre les sites d'adsorption donc une hétérogénéité de la surface de l'adsorbant. Ainsi, en 1926, Freundlich a proposé une équation empirique qui s'écrit :

$$Q_e = K_F * C^{1/n} \quad (VII)$$

Où  $Q_e$  est la quantité adsorbée à l'équilibre (mg/g),

$K_F$  : Constante d'adsorption liée à l'affinité des sites (L/ mg)

Les constantes  $K_F$  et  $n$  sont liées à l'intensité d'adsorption ainsi qu'à l'affinité entre l'adsorbat et l'adsorbant. A partir du coefficient  $1/n$  l'on peut évaluer l'efficacité d'un adsorbant et son hétérogénéité (Shafeeyan et *al.*, 2010; Verkijika, 2018). En effet, plus ce coefficient est petit, plus l'efficacité de l'adsorbant est avérée (Verkijika, 2018). Sa valeur doit être comprise entre 0,2 et 0,8 (Hassler, 1951; Salah, 2012). En effet, (Shafeeyan et *al.* (2010); Verkijika (2018) prévoient que le coefficient  $n$  doit être compris entre 0,3 et 0,5 pour que le modèle de

Freundlich soit applicable. Aussi, pour  $n$  appartenant à ]1 ;10[, l'adsorption est-elle favorable (Shafeeyan et *al.*, 2010; Verkijika, 2018).

### II-4-2-3 Isotherme de Temkin

L'isotherme de Temkin permet de comprendre les interactions entre les molécules d'adsorption. En effet, il estime que la chaleur d'adsorption de toutes les molécules de la couche diminue proportionnellement avec la diminution des interactions entre l'adsorbant et l'adsorbat. En plus, pour Temkin il existe une homogénéité dans la distribution des énergies de liaison à la surface (Kavitha et Namasivayam, 2007). Son équation (21) s'écrit :

$$qe = \left(\frac{RT}{b_t}\right) \ln(K_t \cdot C_e) \quad (\text{VIII})$$

Avec  $RT/b_t$ (J/mol) : constante de Temkin relative à la chaleur de sorption

$K_t$  (L/g) : constante d'équilibre d'adsorption correspondant à l'énergie de liaison maximale

### II-4-2-4 Validation de l'isotherme d'adsorption

En se basant sur la corrélation des différentes isothermes, le choix du modèle peut s'avérer rude. Pour ce faire l'on a recours à un test statistique qui consiste à calculer la racine carrée de la moyenne des écarts types. Le calcul se fait à partir de l'équation 22 (Bucić-Kojić et *al.*, 2007; Kim et Kim, 2019).

$$\text{RMSD} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (q_{e_{ex}} - q_{e_{cal}})^2} \quad (\text{IX})$$

### Conclusion partielle

L'adsorption est un phénomène applicable dans plusieurs domaines. Elle peut se faire physiquement ou chimiquement. Cependant, son application est influencée par plusieurs paramètres tels que la température, le pH, la concentration et le type d'adsorbant. Les adsorbants d'origines diverses sont caractérisés par de nombreux facteurs qui déterminent leur qualité. L'une de ces caractéristiques très distinctives est la surface spécifique. Les adsorbants peuvent être utilisés en mode batch ou en continu. Le charbon actif est un groupe d'adsorbant qui existe généralement sous forme poudre ou sous forme de grain. Avec une troisième forme en grain qualifiée d'extrudée. La forme en grain étant avantageuse à cause de sa possibilité de régénération. Elle est aussi appropriée à la conception des filtres qui feront l'objet d'étude dans le chapitre 3.

## **Chapitre III: Etudes des filtres**

### **Introduction**

La technique de traitement de l'eau insalubre par charbon actif peut se faire par la constitution d'un filtre à charbon. Cette technique simple à réaliser est de plus en plus utilisée pour la potabilisation de l'eau surtout celle de surface qui a une concentration en DCO < 1000 mg. Un tour d'horizon permettra de mieux cerner les catégories de filtres à charbon et leur fonctionnement.

### **III-1 Filtration de l'eau de boisson**

La filtration est un procédé au cours duquel les particules contenues dans l'eau sont maintenues sur matrice poreuse. Cette rétention peut se faire par l'intermédiaire des forces physiques ou chimiques (Auckenthaler et *al.*, 2010). La filtration rapide, la filtration lente sur sable et la filtration sur charbon actif sont quelques types de filtration rencontrés dans la littérature. Leur efficacité dépend de certaines propriétés des particules telles que la taille, la forme, la chimie superficielle et aussi des propriétés du liquide ambiant (substances dissoutes, adsorption,) sans minimiser celles du filtre dont quelques-unes sont la porosité, la rapidité du flux, la taille et la forme (Auckenthaler et *al.*, 2010).

#### **III-1-1 Filtration gravitationnelle**

La filtration par gravité implique la force de gravité qui pousse le liquide pour favoriser sa traversée dans le milieu. Cette technique nécessite un long temps de traitement surtout pour les solutions à forte charge en particules. Au regard de cette lenteur de filtration, l'on s'oriente préférentiellement vers la filtration sous vide (Gravel, 2015).

#### **III-1-2 Filtration sous vide**

Ce type de filtration est plus utilisé en industrie. La filtration sous vide se fait sous pression négative. Cette filtration implique plusieurs types de filtres. On peut citer entre autre les filtres à basculement sous vide, les filtres à feuillet sous vide, les filtres rotatifs à panneaux, les filtres à disque rotatif, les filtres à tambour sous vide et les filtres horizontaux à courroie sous vide. En effet, cette pression favorise l'aspiration du liquide. En dépit, de leur utilisation massive en industrie, ces filtres sont limités par leur faible taux de filtration liée à une limitation de la force motrice qui n'excède pas 85 kPa (Wakeman et Tarleton, 1999).

#### **III-1-3 Filtration à pression**

Deux grands ensembles de filtration à pression sont reconnus dans la littérature. Il s'agit de la filtration sur gâteau et la filtration à lit profond. Chaque type à sa particularité. En effet,

sur les filtres à gâteau les polluants solides sont disposés à la surface formant un gâteau. Contrairement aux filtres à gâteau, les polluants sont déposés dans des milieux poreux au niveau des filtres à lit profond. Les figures (6a) et (6b) indiquent respectivement la filtration à gâteau et la filtration à lit profond (Gravel, 2015).

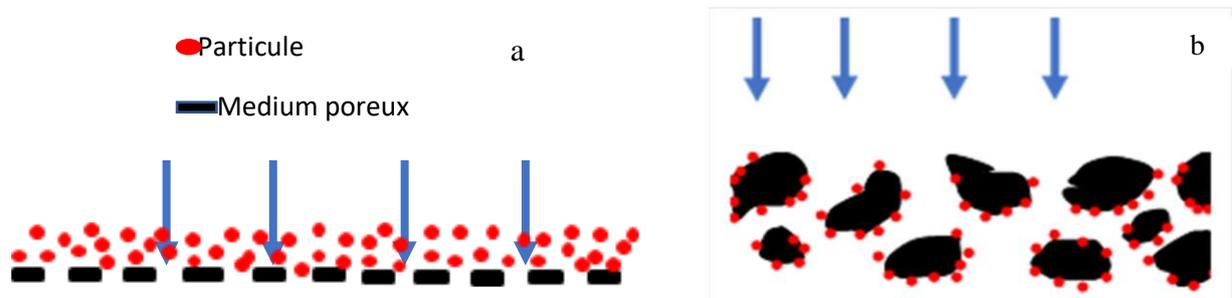


Figure 6: Schéma de filtration à lit profond (a) et filtration à gâteau (b)

### III-2 Matériaux constitutifs des colonnes filtrantes

L'adsorption de polluants peut se faire en continue. Cependant, il existe une variété de matériaux qui entre dans la constitution des colonnes d'adsorption. En effet, Paprowicz et Słodczyk, (1988) ont utilisé des colonnes à activité biologique pour traiter les eaux usées de textiles. Les matériaux tels que l'antracite, le sable et le verre concassé ont été utilisé pour constituer deux colonnes (Soyer, 2016). Avec ces matériaux associés deux à deux (anthracite-sable et anthracite- verre) des pourcentages d'élimination respectifs allant de 15 à 35 % et de 20 à 30 % ont été obtenus. Parmi les matériaux utilisés pour la conception des filtres, le charbon actif, surtout le CAG et le sable sont les matériaux que l'on rencontre majoritairement dans la littérature. En outre, Sounthararajah et *al.* (2015) ont rapporté une élimination de 78 % de la DCO à partir d'une colonne de charbon actif. Quant aux chercheurs Alves et *al.* (2019); Mazarji et *al.* (2017) ils ont utilisé des colonnes de charbon actif commercial en grain et ont obtenu une élimination respective de nitrate et de pesticides de 83 % et de 0,02 kg GAC m<sup>-3</sup> de charbon. Cependant, le diamètre de sable constitutif du lit doit être de tailles régulières comprise entre 0,1 et 0,4 mm (Auckenthaler et *al.*, 2010).

### III-3 Choix du charbon actif en grain (CAG) pour la conception des colonnes

Le charbon actif existe sous deux formes. On a le charbon actif en poudre (CAP) et le charbon actif en grain (CAG). Cependant, dans la littérature, la forme utilisée majoritairement pour la conception des colonnes est le CAG. Son diamètre varie entre 0,2 et 5 mm. Ce type de charbon est apte au montage des colonnes (LU Jinyan, 2005). Ainsi, pour éliminer la DCO, la turbidité et les métaux lourds, (Sounthararajah et *al.*, 2015) ont conçu des colonnes avec

un charbon actif dont le diamètre varie entre 0,3 et 2,38 mm. De même, Alves et *al.* (2019) ont montré que certains polluants tel que les pesticides (carbamate) ont été éliminés par une colonne de charbon dont le diamètre des grains est compris entre 0,475 et 1,18 mm. Ce choix du CAG comme matériau constitutif des colonnes est d'une part liée à sa possibilité de régénération et d'autre part au gain économique qui se lève à 50 % du coût de production lors de sa régénération (LU Jinyan, 2005).

### **III-4 Différents lits d'adsorption**

#### **III-4-1 Adsorption en lit mobile**

Ce type d'adsorption sur lit mobile nécessite le déplacement à contre-courant du matériau au sein de la colonne. En plus, au cours de l'utilisation de ce type de lit, il y a possibilité de régénération en parallèle de l'adsorption. Dans l'ensemble, sa réalisation engage des coûts supplémentaires. En effet, il faut appliquer une force pour le déplacement de l'adsorbant dans la colonne qui en général, est figé au sein de la colonne (Clausse, 2003).

#### **III-4-2 Adsorption en lit mobile simulé**

Ces types de lit diffèrent des lits mobiles non simulés. Les adsorbants au sein de ces filtres sont immobiles. Ce sont plutôt les points d'alimentation et de soutirage entre différentes colonnes qui sont déplacés. Leur ancienne utilisation qui était de séparer des xylènes et des glucose-fructoses a connu de nouvelles applications notamment les séparations chirales qui se font à petite échelle (Clausse, 2003).

#### **III-4-3 Adsorption en lit fluidisé**

Cette technique s'oppose à celle du lit fixe par le fait que l'adsorbant est maintenu en suspension par un flux de gaz lors de l'adsorption du polluant tandis que les particules du bas du lit étant fluidisées par l'effluent à traiter (Bounif, 2017; Clausse, 2003). Le système est conçu tel que les particules de l'adsorbant saturé migrent de façon gravitaire pour occuper le bas. Une fois la particule atteint le bas, elle est récupérée par une chambre en ébullition (120 à 250 °C) qui régénère automatiquement l'adsorbant qui est renvoyé au dessus du lit (Clausse, 2003). L'avantage de cette technique réside dans la négligence du coût de régénération. Cependant, sa mise en place nécessite de grands moyens même si son utilisation est prolongée dans le temps (Chiang et *al.*, 2019). Pour réussir ce type d'adsorption, l'adsorbant doit résister à l'abrasion (Bounif, 2017).

### III-4-4 Adsorption avec un concentrateur à roue

Comme son nom l'indique, ce type d'adsorption est fait par des matériaux empaquetés et fixés autour de l'axe d'une roue. Ainsi, au cours de l'adsorption, la roue est mise en mouvement avec une vitesse d'environ 2 tours/h. Pour une plus grande efficacité de ce système, le diamètre de la colonne doit être important. Toutefois, une légère désorption est réalisée durant le fonctionnement (Bounif, 2017; Clausse, 2003). Son usage est limité par le coût de sa mise en place et son fonctionnement qui nécessite une source d'énergie pour la rotation de l'axe de la roue.

### III-4-5 Adsorption en lit fixe

L'adsorption en lit fixe se fait à partir de colonnes de charbon. Ces colonnes qui sont simples à réaliser ont fait l'objet d'étude de plusieurs chercheurs. Elles sont généralement appliquées pour l'élimination de polluants spécifiques. Aussi, un adsorbant est-il développé en fonction des objectifs du concepteur et surtout de son application. Ce type de lit a des avantages et des limites. Au plan économique, le lit fixe de charbon offre la possibilité de récupération du charbon pour une réutilisation future après régénération. En effet, la régénération peut réduire de 50 % les dépenses de production du charbon (Clausse, 2003; Jinyan, 2005). Comme son nom l'indique, cette technique est plus appropriée pour la production d'eau potable en continue. Cependant, au-delà des avantages, le filtre à lit fixe de charbon actif a des limites car un dysfonctionnement peut survenir au sein de la colonne. C'est le cas de l'effet de colmatage qui peut susciter un arrêt du processus de filtration (Jinyan, 2005). Selon Rodier *et al.* (2009), cet effet s'établit en 3 étapes (Figure 7).

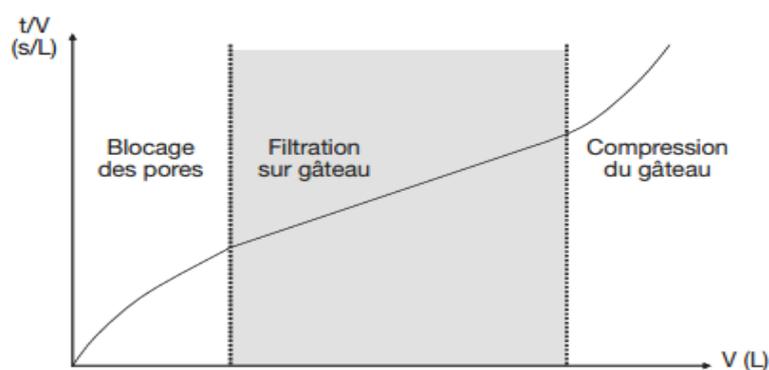


Figure 7: Modélisation du colmatage en filtration frontale (Rodier *et al.*, 2009)

D'abord, il commence par le blocage des pores. Ensuite, l'on aboutit à la formation d'un gâteau incompressible. Pour finir, l'on atteint l'étape de formation de gâteau compressible.

### **III-5 Quelques applications d'adsorption en continu de certains polluants en lit fixe**

L'adsorption des polluants à travers une colonne a fait l'objet d'étude de plusieurs chercheurs. Le type de polluant éliminé et la composition des colonnes filtrantes est un choix du chercheur. Un tour d'horizon de la littérature a révélé quelques études portant sur l'adsorption de polluants organiques et inorganiques.

#### **III-5-1 Elimination de la turbidité par adsorption**

La turbidité est le premier paramètre à contrôler régulièrement au cours de la filtration, (Auckenthaler et *al.*, 2010). Elle est causée par la matière en suspension. Son élimination peut se faire par décantation-filtration ou par adsorption (Auckenthaler et *al.*, 2010; Sountharajah et *al.*, 2015). Des chercheurs ont pu l'éliminer en utilisant des colonnes à lit fixe de charbon. Le passage de l'eau turbide sur colonnes de charbon effectué par certains chercheurs a conduit à des résultats satisfaisants. En effet, un pourcentage de 65,5 % de réduction de la turbidité a été réalisé par Sountharajah et *al.* (2015) avec un filtre à charbon actif. Néanmoins, ils ont remarqué que la vitesse de filtration agit sur le pourcentage d'élimination de la turbidité. En effet, pour une vitesse de filtration variant de 5 m/h à 10 m/h, le pourcentage d'élimination a varié de 83,8 % à 50,7 % (Sountharajah et *al.*, 2015). De même, Soyer, (2016) a rapporté un pourcentage d'élimination de 85 % de la turbidité dans son étude relative à la comparaison de différents filtres contenant des matériaux différents. Une eau fortement turbide doit subir une décantation avant filtration (Patel et *al.*, 2020).

#### **III-5-2 Elimination du nitrate par adsorption**

Le nitrate est un polluant qui demeure un problème majeur pour la qualité des eaux de surface. Ce polluant stable dans l'eau peut se transformer en nitrite qui empêche la fixation de l'oxygène à l'hémoglobine causant hémoglobinémie. Son élimination a longtemps et continu de préoccuper les chercheurs. Mazarji et *al.* (2017), ont pu atteindre un pourcentage d'élimination de 83 % pour une concentration initiale de 40 mg/L en utilisant une colonne de charbon actif. Cependant, certains paramètres tels que le pH et certains anions peuvent influencer son adsorption. Au nombre de ces anions, l'on peut citer les ions chlorure ( $\text{Cl}^-$ ) et les ions carbonates  $\text{CO}_3^{2-}$ . En effet, Khan et *al.* (2011) ont constaté une diminution de 1,8 à 2,46 mg/g sur l'adsorption du nitrate lorsque la concentration de  $\text{Cl}^-$  ou  $\text{CO}_3^{2-}$  augmente. Cependant, ils ont prouvé que les ions  $\text{PO}_4^{3-}$  influent légèrement sur l'adsorption du nitrate.

### III-5-3 Adsorption des métaux lourds

L'adsorption des métaux sur colonne fixe de charbon actif est diversifiée. Cependant, le degré dans lequel un métal est absorbé ou précipité dépend absolument de certaines de ses propriétés intrinsèques :

- état (s) d'oxydation, rayon atomique, etc.),
- des paramètres physico-chimiques qui l'environne (pH et potentiel d'oxydoréduction) ;
- de la nature de l'absorbant (charge dépendant du pH type de complexes ligands, surface spécifique) ;
- des autres métaux (ou d'autres cations majeurs) présents ;
- de leurs concentrations (Alloway et Ayres, 1998; Sigg et *al.*, 2000).

Au cours du mécanisme d'adsorption plusieurs métaux peuvent être éliminés à la fois (Sountharajah et *al.*, 2015). En effet, l'élimination des métaux est gérée par un mécanisme discuté plutôt que la concentration initiale (Sountharajah et *al.*, 2015). Ainsi, pour des concentrations en mg/L de Zn 1,99, Cu 0,87, Cd 0,06, Ni 0,08 et Pb 0,90 les pourcentages cumulés d'élimination obtenus par Sountharajah et *al.* (2015) ont été 20, 21, 38, 85 et 87 %.

### III-5-4 Adsorption de la matière organique et du carbone organique dissous

Les eaux de surface sont infestées de matières organiques qui sont la résultante des matières humiques et non humiques y compris la demande chimique en oxygène (DCO) (Mahdavi et *al.*, 2018; Renou et *al.*, 2008). Cependant, cette matière peut être éliminée sur colonne de charbon. Sountharajah et *al.* (2015) ont pu éliminer le carbone organique dissous en utilisant un filtre constitué uniquement de charbon actif à 71 %. En plus, il a été rapporté par ceux-ci qu'une augmentation de la vitesse de filtration impacte négativement le rendement du filtre à charbon actif. En effet, en faisant varier la vitesse de l'eau de 5 à 10 m/h le pourcentage d'élimination du carbone organique dissous (COD) a chuté de 82,6 à 61,8 % pour des concentrations d'effluent respectivement de 6,6 et 5 mg/L. Aussi, ont-ils remarqué que l'association du charbon actif à l'anhracite améliore le pourcentage d'élimination du COD. De même, un pourcentage d'élimination du COD de 71 % à 78 % en utilisant successivement un filtre à CAG et celui de l'anhracite a été rapporté. Par ailleurs, il a été confirmé que l'association d'un filtre à sable et celui d'un filtre à charbon actif est un moyen efficace dans l'élimination de la DCO (Patel et *al.*, 2020). Aussi, ces auteurs ont-ils montré que la concentration de DCO peut être réduite à une valeur intermédiaire en utilisant un filtre à sable. Ainsi, à l'étape d'adsorption, il est plus facile d'éliminer la DCO restante (Bagal-

Kestwal et *al.*, 2018). Pour des valeurs de DCO supérieures à 1000 mg/L, l'adsorption seule ne suffit pas. Il est préférable de faire un traitement par étape (Patel et *al.*, 2020) . En plus, une augmentation du pH est défavorable à l'adsorption de la DCO (Mahdavi et *al.*, 2018).

### III-6 Percée d'une colonne en activité

L'étude de percée d'un filtre à charbon fonctionnant en continu permet de déterminer certains paramètres tels que le temps de percée du filtre qui correspond au point à partir duquel la concentration en sortie atteint la limite fixée. Dans le même temps, la pente de la courbe de percée est verticale ou presque verticale. Cependant, grâce au suivi du tracé de la courbe de percée (Figure 8) la capacité d'adsorption en dynamique peut être déterminée ainsi que la pente et le temps de percée (Swannack, 2017). Au cours de son évolution, le front de percée atteint successivement trois états. En effet, Swannack, (2017) ont montré que la percée d'une colonne intervient lorsque 50 % de la concentration d'entrée  $C_0$  a été éliminé. Si la colonne continue de fonctionner, elle atteint la limite opératoire qui aboutit plus tard à la saturation du filtre à partir du moment où la concentration d'entrée  $C_0$  est égale à la concentration de sortie  $C_e$ .

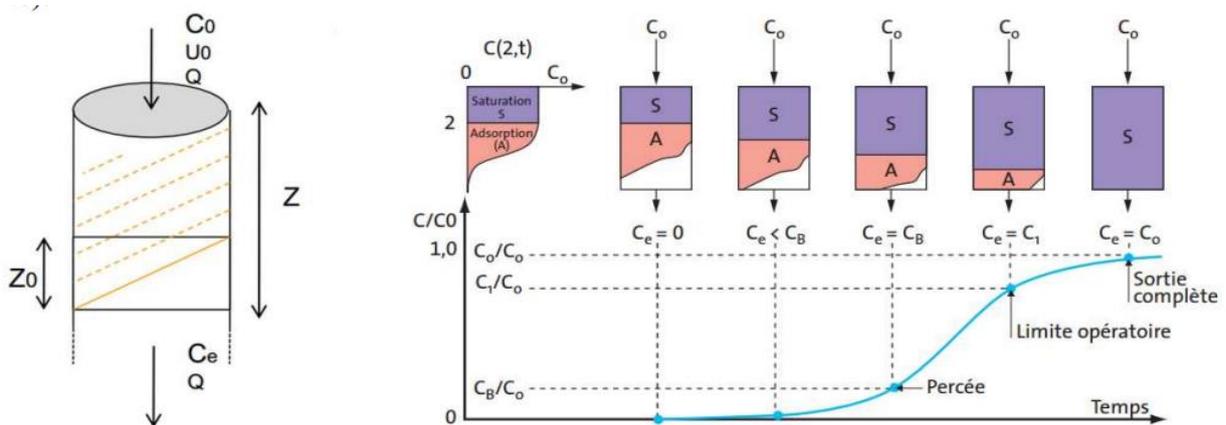


Figure 8: Evolution d'une courbe de percée (Swannack, 2017)

Avec  $C_0$  la concentration initiale ;  $U_0$  la vitesse de l'effluent ;  $Q$  le débit de l'écoulement ;  $Z_0$  le front de percée ;  $C_e$  concentration à l'équilibre et  $Z$  la hauteur de la colonne

#### III-6-1 Facteurs influençant la courbe de percée

La courbe de percée s'obtient en considérant les concentrations de sortie et d'entrée d'un polluant donné. Cependant, certains composés tels que la matière organique peuvent influencer la courbe de percée. En effet, l'hétérogénéité de la matière organique due à la présence de composés non adsorbable et biodégradable influe sur l'allure de la courbe (Hamed, 2010). La pente de la courbe de percée évolue avec l'augmentation de la vitesse d'adsorption (Hamed, 2010 ; Laure, 2017). Aussi, la pente régresse-t-elle lorsqu'il y a

résistance de transfert par diffusion et une augmentation de la pression axiale. De même, l'élévation de la pente initiale de l'isotherme d'adsorption entraîne une élévation de la pente de la courbe de percée (Bounif, 2017; Clausse, 2003).

### **III-6-2 Paramètres du lit pris en compte**

L'efficacité de traitement de l'eau à travers un filtre à charbon actif dépend de plusieurs paramètres (Kalyoncu et *al.*, 2021 ; LU Jinyan ,2005) :

- le type de charbon actif installé dans le filtre ;
- le lit du filtre (épaisseur);
- le type de contaminant à traiter ;
- la concentration du polluant dans l'eau ;
- le temps de contact entre l'eau et le charbon actif ;
- la concurrence entre d'autres composés pour l'occupation des pores disponibles ;
- le pH de l'eau à traiter ;
- la température de l'eau à traiter.

### **III-6-3 Influence du potentiel d'hydrogène (pH)**

La plupart des produits organiques sont moins solubles et plus aisément adsorbés à un pH faible (Klose et *al.*, 2003). Au fur et à mesure que le pH augmente, les déplacements des particules et polluants contenus dans l'eau diminuent. Alors, à chaque augmentation de l'unité de pH au-dessus de 7, la taille du lit de charbon doit augmenter de 20 % (Klose et *al.*, 2003).

### **III-6-4 Influence de la concentration du polluant**

Différents types de polluants ont été éliminés par colonne de charbon. Cependant, des études ont montré que la variation de la concentration d'un polluant peut influencer sur son élimination au cours d'une adsorption sur colonne. En effet, des capacités d'adsorption de 117,7 mg/g et 112,8 mg/g respectivement pour des concentrations de naphthalène 40 mg/L et 50 mg/L et ont été rapportés (Albayati et Kalash, 2020). De même, Mthombeni et *al.* (2012) ont montré qu'une augmentation de la concentration en bactérie dans la solution à traiter diminue le temps de percée de la colonne. En effet, ils ont rapporté des temps de percée de 5389 min, 4373 min et 2479 min respectivement pour des concentrations de 660, 6000 et 16000 CFU/ml.

### **III-7 Quelques montages de colonne utilisées**

Le traitement de l'eau sur colonne est une technique simple à réaliser de nos jours. Pour des objectifs dépendants de l'utilisateur, le nombre de colonnes peut varier. Au-delà du nombre, le montage de celles-ci varie aussi. Toutefois, l'utilisateur peut s'imposer la taille, et le

diamètre de la colonne. Cependant, la taille recommandée est de 0,5 à 3 m de hauteur (Bounif, 2017; Clause, 2003).

### III-7-1 Colonnes montées en série

Le montage des colonnes en série est tel que l'eau qui traverse la première colonne constitue l'eau brute de la deuxième colonne. Ainsi, les figures 9 et 10 expriment les différentes possibilités de réalisation des filtres en parallèle. Chaque possibilité étant appelée phase

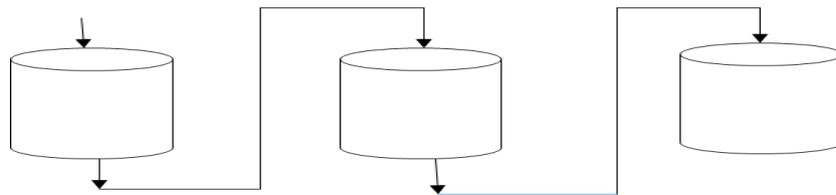


Figure 9: Montage en série de colonne (première phase)

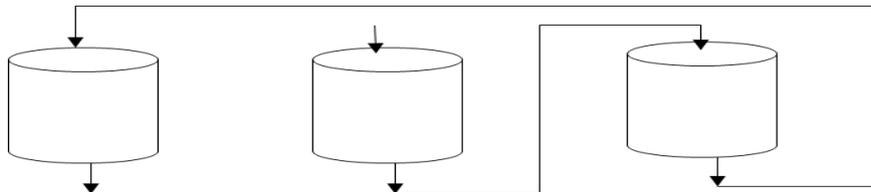


Figure 10: Montage en série de colonne (deuxième phase).

### III-7-2 Colonnes montées en dérivation

Dans Ce type, les colonnes sont desservies les unes après les autres par une conduite qui les relie (Figure 11).

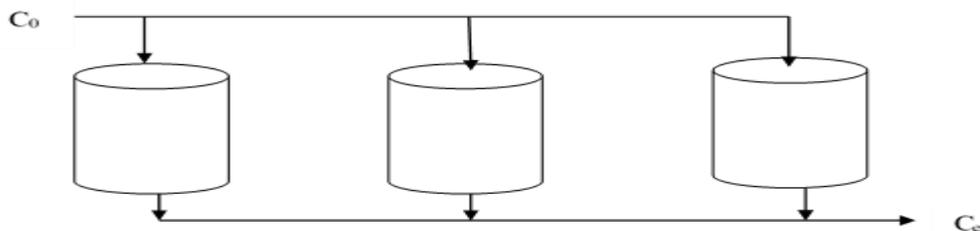


Figure 11: Montage en parallèle de colonnes

Au cours du fonctionnement de ces colonnes, les concentrations de l'effluent à l'entrée des colonnes et à la sortie de celles-ci peuvent différer. Cependant, la concentration finale en sortie est la résultante de l'ensemble des colonnes (Bounif, 2017)

### III-8 Modèles mathématiques applicables à l'adsorption en continue

#### III-8-1 Modèle logistique

Le modèle logistique tout comme les autres modèles, permet d'étudier le temps de percée (Equation 23). Ce modèle a fait intervenir un autre paramètre à savoir le temps ( $t_{50}$ ) à partir duquel la moitié de la concentration du polluant est éliminé. La forme générale de ce modèle est représentée par l'équation 23. Sa forme linéaire peut s'écrire sous la forme représentée par l'équation 24 (Mthombeni et *al.*, 2012).

$$A_t = \frac{A_i}{1+e^{-k(t-t_{50})}} \quad (X)$$

$$\text{Ln}\left(\frac{A_t}{A_i-A_t}\right) = k(t - t_{50}) \quad (XI)$$

Ainsi, pour déterminer les paramètres K et  $t_{50}$ , la construction de la fonction  $\text{Ln}\left(\frac{A_t}{A_i-A_t}\right) = f(t)$  est nécessaire.

#### III-8-2 Modèle de Boltzmann

Le modèle de Boltzmann fait partir des différents modèles qui permettent d'étudier les courbes de percée. Sa forme générale s'écrit selon l'équation (25). Tout comme le modèle logistique, ce modèle permet de déterminer le temps  $t_{50}$  correspondant au point d'inflexion de la courbe de percée (Mthombeni et *al.*, 2012).

$$A_t = \frac{A_t - A_0}{1+e^{((t-t_{50})/k)}} + A_0 \quad (XII)$$

Boltzmann en considérant qu'au début de l'opération  $t = 0$  il a donné une autre forme de son équation initiale qui devient l'équation 26

$$A_t = \frac{A_0 - A_t}{1+e^{((t-t_{50})/k)}} \quad (XIII)$$

L'équation 27 écrit sous sa forme linéaire conduit à l'équation 27

$$\text{Ln} \frac{A_t}{A_0} = \frac{1}{K} (t - t_{50}) \quad (XIV)$$

Pour chaque modèle, les erreurs peuvent être déterminés selon l'équation 28

$$\text{MPSD} = 100 \times \sqrt{\frac{1}{n-p} \sum_{i=1}^n \left( \frac{\left(\frac{A_t}{A_0}\right)_{\text{exp}} - \left(\frac{A_t}{A_0}\right)_{\text{cal}}}{\left(\frac{A_t}{A_0}\right)_{\text{exp}}} \right)^2} \quad (XV)$$

#### III-8-3 Détermination du temps de service

Ce modèle qui n'est rien d'autre qu'une combinaison du modèle d'Adams et Bohart à celui de Thomas a été initié par Klotz (1946). Il permet de modéliser les courbes de percées et de prédire le temps de percée. Cette combinaison a conduit à l'équation 29.

$$\text{Ln} \left( \frac{A_0}{A_t} - 1 \right) = \text{Ln} \left( e^{kq_0 \frac{H}{U}} - 1 \right) - kA_0 t \quad (XVI)$$

Partant de l'équation 30 le temps de prédiction est déterminé (Equation 31)

$$t = \frac{N_0}{A_i u} H - \frac{1}{k A_0} \ln\left(\frac{A_0}{A_t} - 1\right) \quad (\text{XVII})$$

Cette expression permet de déterminer le front de percée (Equation 32) et de simplifier l'expression du temps de percée (Equation 31).

$$t_a = \frac{N_0}{U A_0} (H_i - H_0) \quad (\text{XVIII})$$

et

$$H_0 = \frac{U}{A_0 k} \ln\left(\frac{A_i}{A_t} - 1\right) \quad (\text{XIX})$$

Le front de percée ou front d'adsorption  $H_0$  peut s'évaluer en utilisant l'expression du temps de prédiction. En effet, la représentation de la fonction  $t_a = f(H)$  permet de calculer la capacité d'adsorption et le front de percée.

### **Conclusion partielle**

Les charbons actifs constitués en colonnes ou associés à d'autres matériaux sont efficaces dans le traitement de l'eau. Ces colonnes qui peuvent être montées en série ou en parallèles s'épuisent au cours de leur fonctionnement. Leur suivi se fait grâce aux différents modèles. Une colonne n'est plus utilisable lorsqu'elle atteint son temps de percée dans le cadre de l'eau destinée à la consommation. Par contre, au-delà du temps de percée, l'adsorption est possible jusqu'à saturation. Cependant, pour une meilleure utilisation de ces colonnes dans le domaine de traitement d'eau, leur hauteur doit être comprise entre 0,5 et 3 m.

**DEUXIEME PARTIE : MATERIEL**  
**ET METHODES**

## Chapitre IV : Matériel

### Introduction

Ce chapitre est consacré à la présentation du matériel utilisé au cours de la production du charbon et de l'analyse des échantillons d'eau. Plusieurs matériels constitués d'échantillons, de matériel de Laboratoire et de collecte ont permis de réaliser cette étude.

### IV-1 Matériel végétal

Le charbon utilisé dans cette étude est d'origine végétale. Il provient des branches du *Borassus aethiopum* communément appelée rônier ou Kouié en langue locale (Figure 12A). En Côte d'Ivoire, cette plante se rencontre majoritairement dans le V-Baoulé. Elle regorge d'énormes potentialités surtout dans le domaine alimentaire (Mollet, 1999; Tiho *et al.*, 2019). En effet, les femmes Camerounaises de la région de Kousseri et N'Gaoundéré, utilisent les pulpes pour la production de farine (Ali *et al.*, 2010; Tiho *et al.*, 2019). Si les branches sont souvent utilisés pour cuire les aliments, (Onen et Oryem-Origa, 2017) leur utilisation comme précurseur dans la production du charbon actif, permettra de leur ajouter une autre valeur. Pour ce faire, les branches sèches de rônier récoltées sur le site Nord de l'Institut Polytechnique Houphouët Boigny ont été découpées puis séchées au soleil pendant 3 jours selon l'ampleur de l'ensoleillement (figure 12B).



Figure 12: Photographie d'un plant de *Borassus aethiopum* (Figure 12 A) et morceaux de branches de *Borassus aethiopum* (Figure 12 B)

### IV-2 Matériaux filtrants

Le charbon actif de *Borassus aethiopum* (Figure 13A) utilisé au cours de cette étude est sous la forme granulée (0,25 mm à 0,5 mm). L'ensemble des tests ont été effectués avec ce charbon.

Il s'agit des tests d'adsorption en mode batch et en mode continu. Pour se faire, un total de 14 kg de charbon a été produit.

Le sable (Figure 13B) est le second matériau des filtres. Il a été prélevé sur le site de l'INP-HB au niveau de la rivière qui sépare le site Nord du Centre. Le sable a subi un traitement à la suite du prélèvement avant son utilisation.

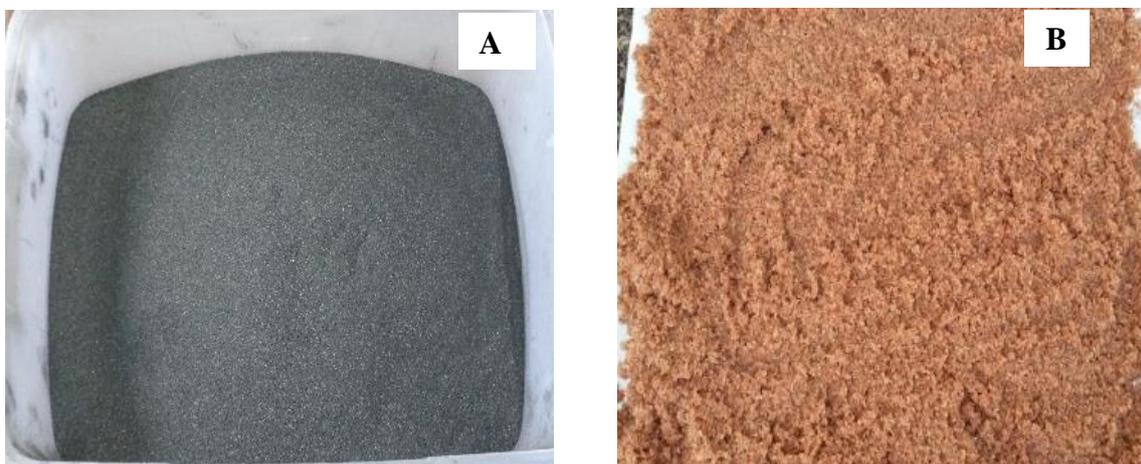


Figure 13: Matériel constitutif des filtres

#### IV-3 Eau échantillonnée

Les échantillons d'eau utilisés dans cette étude ont été prélevés dans le lac aux alentours du village Dougba situé à 12 km de Yamoussoukro sur l'axe Abidjan-Yamoussoukro (Figures 14 et 15). Ce lac comme tous les autres, subit les effets climatiques. En période de sécheresse, l'on assiste à une baisse du niveau de l'eau liée à une diminution de précipitations (Figure 14). L'eau occupe tout le lit du lac en période pluvieuse (Figure 15). Cette eau est plus trouble en saison sèche qu'en saison pluvieuse.



Figure 14: Aspect de l'eau en période sèche

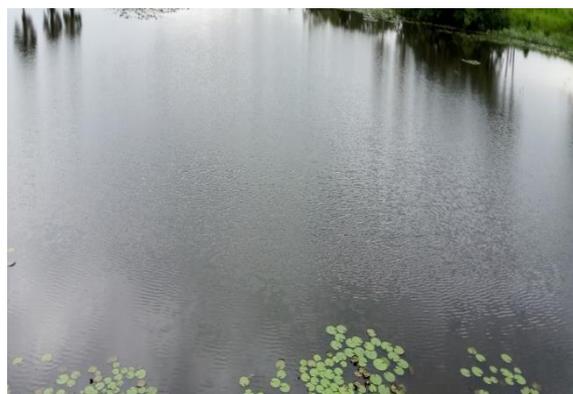


Figure 15: Aspect de l'eau brute en période pluvieuse

## IV-4 Dispositif expérimental

### IV-4-1 Présentation du four traditionnel

Le four utilisé pour la carbonisation des morceaux de rônier a été construit sur le site Nord de l'INP-HB (Figure 17) en 2015 par Dr KOUASSI Apia puis révisé et amélioré par KONE Horo. D'abord, un squelette métallique a été préconçu (Figure 16). Ensuite des briques en banco ont été montées autour du squelette métallique. Pour finir, l'ensemble a été colmaté par de l'argile afin d'obtenir le four (Figure 17). Contrairement au four électrique, ce four artisanal comporte deux chambres : la chambre d'alimentation et la chambre de pyrolyse.

La chambre d'alimentation du four de forme rectangulaire et d'un volume de  $15000 \text{ cm}^3$  a permis d'alimenter le four en bois de chauffe. En effet, la mise en activité du four a nécessité du bois de chauffe. Ce matériel est essentiel car il a représenté la source d'énergie pour le bon fonctionnement du four (Figure 17). Pour se faire, il a fallu une bonne quantité de bois pour maintenir le four en alimentation pendant 5 h. Par ailleurs, il a fallu de préférence des bois volumineux pour le maintien de l'ardeur du feu.

La chambre de pyrolyse, sous forme conique et de volume  $10480 \text{ cm}^3$ , a reçu le matériel à carboniser. Les deux chambres sont séparées par une plaque métallique. Pour obtenir des conditions hermétiques lors de la carbonisation, la chambre supérieure a été dotée d'une fermeture.



Figure 16: Squelette du four



Figure 17: Four artisanal au repos

Chambre  
de  
pyrolyse

Chambre  
d'alimentation

### IV-4-2 Matériel d'activation du charbon

L'activation physique a été faite à l'aide de la vapeur d'eau. L'appareil utilisé est représenté par la figure 18B. Ce dispositif comprend un ballon tricol contenant de l'eau distillée surmonté d'un tube en verre renfermant le charbon (Figure 18B). L'ensemble a été monté sur une calotte chauffante. Celle-ci a permis de maintenir l'eau distillée bouillante jusqu'à la fin

de l'activation. En milieu rural, le dispositif de préparation de « l'attiéké » pourrait substituer ce dispositif. Quant à l'activation chimique, elle a été faite avec le four (Figure 18A).

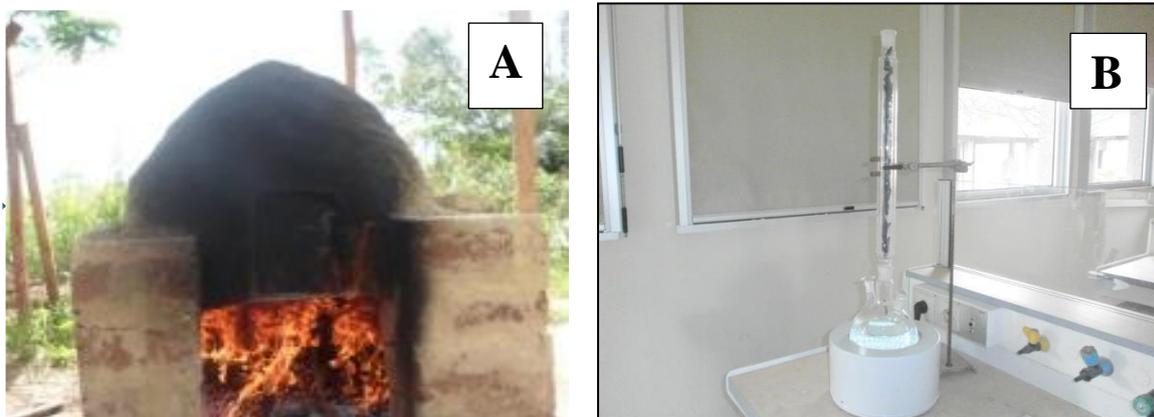


Figure 18: Dispositif d'activation chimique (A) et Dispositif d'activation physique (B)

#### **IV-4-3 Prototype de filtration de l'eau**

Le prototype préindustriel qui a été utilisé pour la potabilisation de l'eau est un assemblage de plusieurs éléments (Figure 19). Il renferme 3 réservoirs. Le premier réservoir (1) de 1 m<sup>3</sup> a été placé en hauteur en guise d'un château d'eau brute. Il est alimenté par une pompe mécanique (2) plongée dans un forage (3). Ce forage d'une profondeur de 3 m a été creusé sur la digue du lac. Son remplissage se fait à l'aide d'une conduite en pvc de 8 m de long reliant le lac (4) au puits. Le dispositif préindustriel comprend également neuf filtres (5) disposés en trois séries de trois filtres. Chacune des séries dispose d'un répartiteur permettant d'alimenter uniformément les filtres en eau brute. Un second réservoir (6) de 500 L qui constitue un support pour les filtres permet de récupérer l'eau traitée avant son acheminement dans le troisième réservoir de stockage (7). Il est muni d'un robinet de distribution d'eau. Plusieurs vannes (9) permettent d'ouvrir ou de fermer les différentes entrées et sorties d'eau. Ce prototype préindustriel est monté sur une plateforme en béton (8) de 1,5 m de hauteur située au-dessus du forage. Une ouverture permet d'accéder au forage à partir des marches placées à l'intérieur de celui-ci.

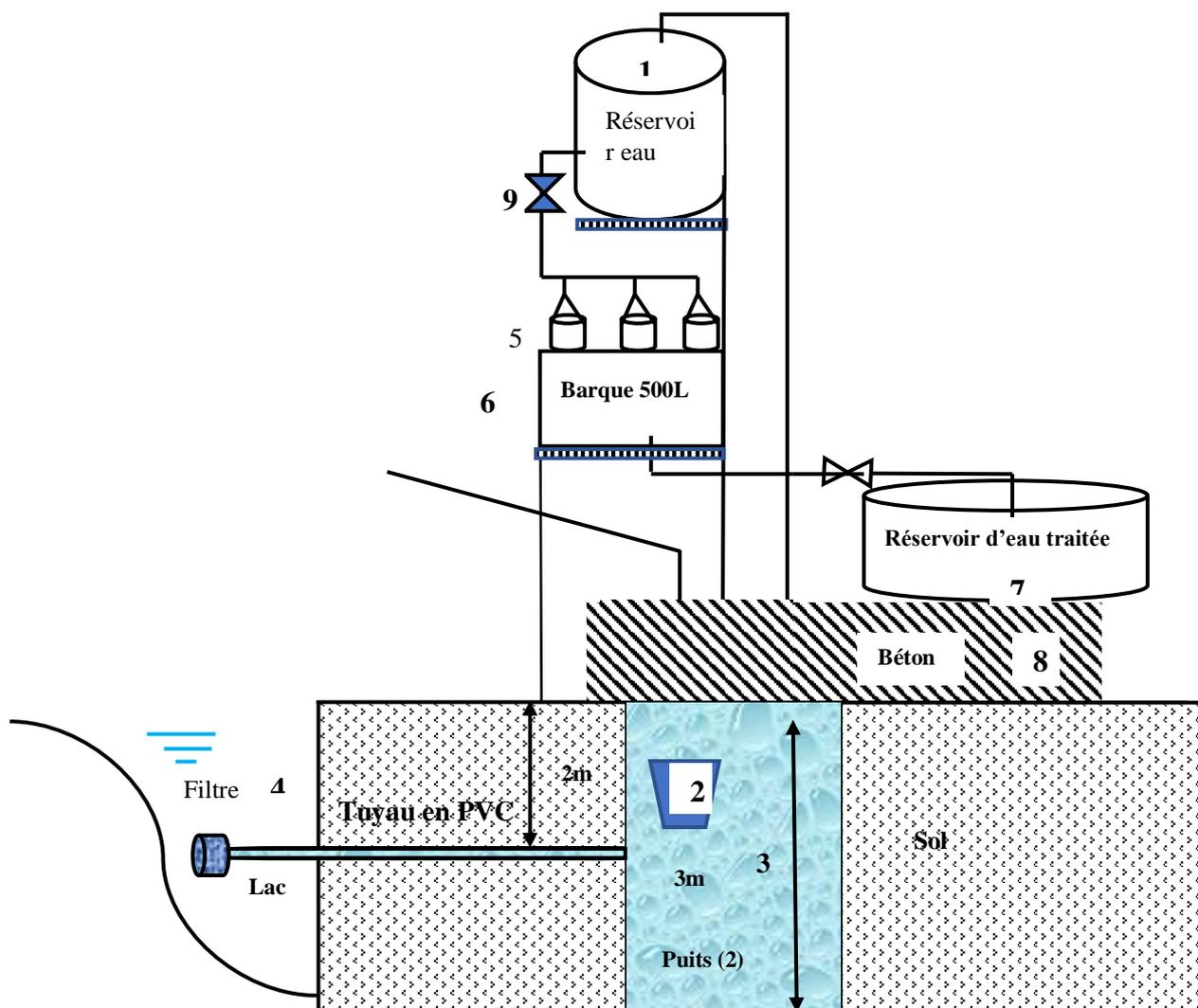


Figure 19: Prototype préindustriel de traitement de l'eau

#### IV-5 Caractéristiques des filtres conçus

Les colonnes uniformes ont été conçues à base de matières plastiques (Figure 20). Leurs caractéristiques ont été résumées dans le tableau VIII.

Tableau VIII: Caractéristiques des filtres conçus

Caractéristiques	Dimensions
Diamètre extérieur	22,5 cm
Diamètre intérieur	20,0 cm
Hauteur	44,7 cm
Volume de la colonne vide	14035,8 cm <sup>3</sup>

Au cours de leur fonctionnement, l'eau brute traverse successivement le sable grossier d'une épaisseur de 10 cm, le charbon actif d'une épaisseur de 25 cm et le sable fin de 6 cm. Le

sable grossier permet de retenir les floccs formés au sein du réservoir d'eau brute et quelques macropolluants. Quant au charbon actif, il adsorbe les polluants dissolus dans l'eau. Le sable fin permet de maintenir les particules de charbons actifs entrainées par l'eau lors de la filtration et quelques microorganismes.

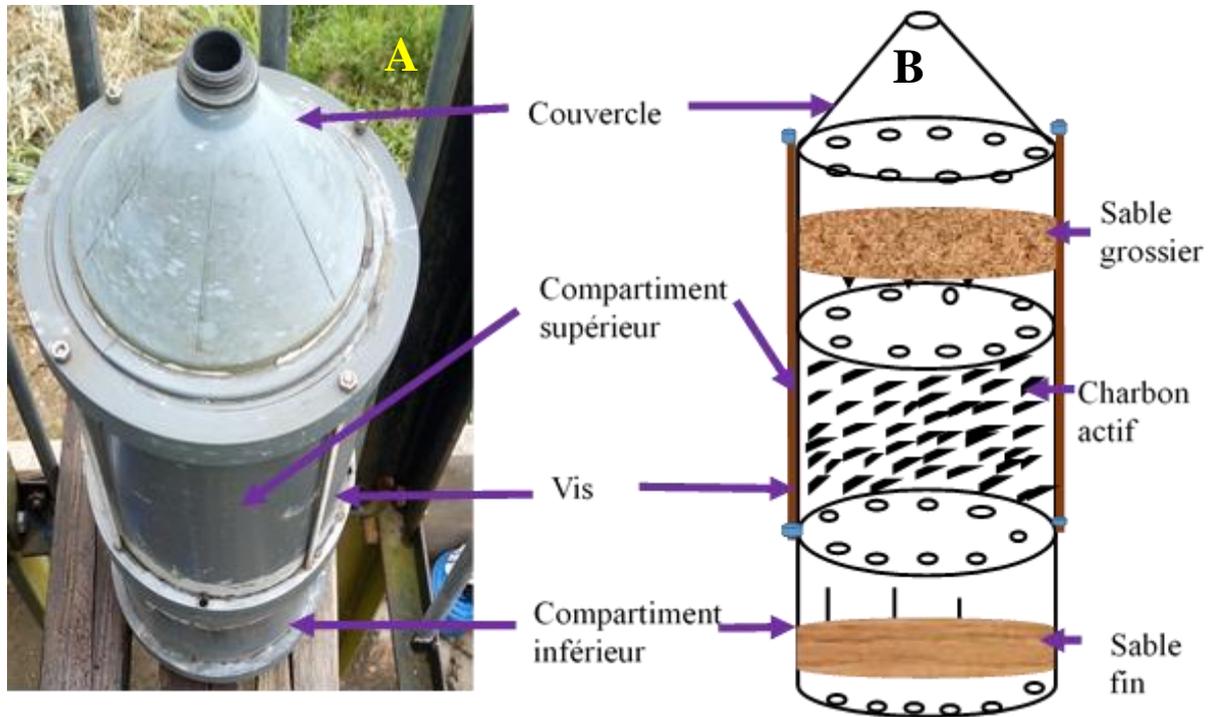


Figure 20: Photographie (A) et Schéma (B) d'un filtre conçu

#### IV-6 Description du spectromètre infrarouge à transformée de Fourier (IRTF)

La caractérisation du charbon a nécessité l'usage de plusieurs appareils. Le spectre à infrarouge à transformée de Fourier (IRTF) a été réalisé grâce à un spectromètre de marque micromeritics d'origine Allemande (Figure 21). Cet appareil a permis de déterminer les fonctions chimiques à la surface d'un matériau au sein du laboratoire NGRL du Nigéria.



Figure 21: Photographie du spectromètre infrarouge à transformée de Fourier (FTIR)

Cet appareil de mesure est composé de 9 compartiments. On peut citer entre autre :  
Une source de lumière, un séparateur de faisceau, un interféromètre, un miroir fixe, le charbon actif, un MCT-détecteur, une transformation de Fourier, un spectre et d'un miroir mouvant

#### IV-7 Spectromètre Raman

Le spectromètre Raman de marque HORIBA Jobin Yvon Lab-RAM ARAMIS d'origine Japonaise a permis de déterminer le degré de cristallisation du charbon (Figure 22). Cet appareil est composé de 4 objectifs, d'un Laser Hélium Néon ( $\lambda \approx 633$  nm), d'une diode laser bleu ( $\lambda \approx 473$  nm) d'une diode laser proche Infrarouge ( $\lambda \approx 785$  nm) et de plusieurs filtres.



Figure 22: Photographie du spectromètre Raman

#### IV-8 Pycnomètre à hélium

Le pycnomètre à hélium (Figure 23) de marque micromeritics et d'origine Allemande a été utilisé pour déterminer la densité ainsi que la masse volumique du CA.



Figure 23: Photographie du pycnomètre à hélium

C'est un instrument qui comporte un petit écran numérique, un bouton marche/arrêt (on/off) et plusieurs boutons de réglage. Deux bouchons apparaissent sur la partie supérieure pour fermer les deux containers intérieurs.

#### IV-9 Spectrophotomètre d'absorption atomique

La détermination des ions cuivre a été réalisée à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique (SAA) avec flamme (Figure 24) au sein de l'INP-HB au Laboratoire des substances naturelles. L'appareil renferme un écran pour la lecture des absorbances et plusieurs boutons pour le réglage. Une chambre est réservée pour les échantillons et leur analyse.



Figure 24: Photographie spectromètre d'adsorption atomique

#### IV-10 Spectromètre d'analyse du carbone organique total

Le COT-mètre utilisé a plusieurs fonctions. Il a permis de mesurer le carbone organique total (COT) et l'azote total (NT). L'analyse a été faite au laboratoire de GPE à l'INP-HB.



Figure 25: Photographie du COT-mètre à multi-fonction

Il est constitué de deux compartiment. Le premier compartiment (Figure 25A) a pour spécialité de mesurer le COT et le NT dans les liquides. Il dispose d'un portoir qui permet de poser les tubes contenant les liquides à analyser.

Et le second compartiment (Figure 25B) est spécialisé dans la mesure du COT et du NT dans les solides. Pour cela, il est doté d'un four dont la température doit atteindre 800 °C avant qu'il ne soit opérationnel. Les deux compartiments sont reliés à un ordinateur qui permet de démarrer les analyses et à stocker les données des différentes analyses.

#### IV-11 Instrument de mesure de la surface spécifique

L'analyse texturale du charbon actif a été faite à l'aide de l'appareil Quantachrome Novawin 11.03 micrométrie d'origine chinoise (Figure 26). L'analyse a été faite au laboratoire NGRL du Nigéria



Figure 26: Photographie du spectromètre à l'analyse texturale

Cet appareil comporte plusieurs éléments pour son fonctionnement. L'essentiel de ces éléments sont le transducteur de pression à haute sensibilité avec une excellente stabilité, le convertisseur A/N 16 bits haute résolution, l'ascenseur de Dewar robuste pour des années de fonctionnement sans problème, les joints de filtre pour empêcher le système de vide ainsi que la contamination par des échantillons en poudre, des électrovannes fiables et sans fuite (10-9 cc/sec) et le capteur de niveau de liquide de refroidissement RTD sensible.

#### IV-12 Instrument de mesure de la microscopie électronique à balayage

L'analyse microscopique électrique à balayage a été utilisée pour étudier la morphologie de surface du charbon actif. Pour cela, un spectrophotomètre de marque HITACHI-4800 d'origine Japonaise a été utilisé (Figure 27). Cet appareil permet d'évaluer la morphologie du charbon. L'analyse a été faite au laboratoire NGRL LABORATORY du Nigéria.



Figure 27: Photographie de la microscopie électronique à balayage

#### IV-13 Spectromètre de diffraction des rayons X

Le spectromètre à diffraction de rayon X de marque SIEMENS d'origine Allemande a été utilisé pour la diffraction du charbon actif. L'analyse a été faite au laboratoire NGRL LABORATORY du Nigéria.

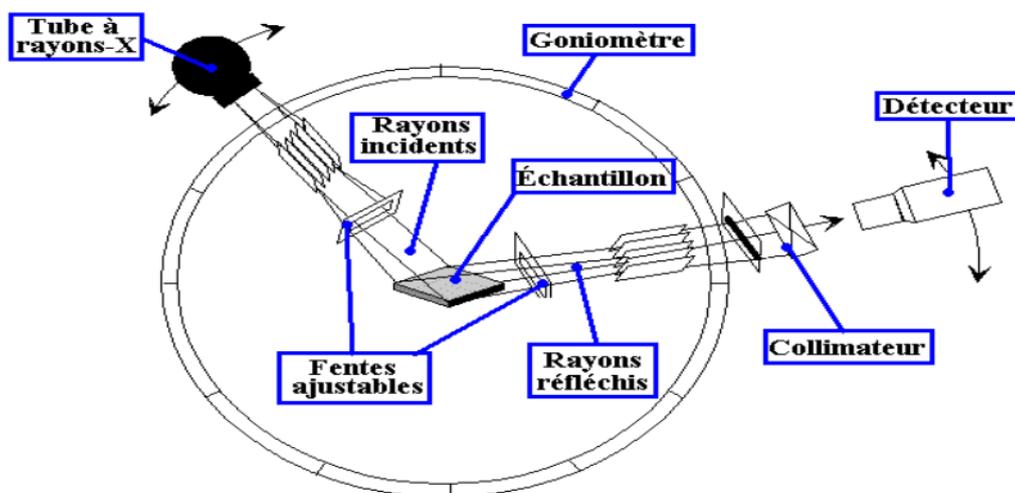


Figure 28: Schéma d'un spectromètre de rayons X

La diffusion des rayons X permet, de connaître l'organisation interne de la matière, et d'étudier la structure des cristaux et des molécules. L'appareil est composé de plusieurs parties indiquées par la figure 28. Il possède un détecteur, un collimateur qui permet de réfléchir les rayons émis par le détecteur. D'une fente ajustable qui permet de diriger les rayons réfléchis sur l'échantillon. En plus, un rayon incident partant de l'échantillon est reçu par un tube à rayons-X et un goniomètre

#### IV-14 Matériel courant de laboratoire

Plusieurs autres appareils et réactifs chimiques ont été utilisés pour la détermination des caractéristiques physicochimiques de l'eau brute et de l'eau traitée ainsi que d'autres mesures (Tableau IX et Tableau X).

Tableau IX: Réactifs chimiques et bactériologiques utilisés

Produits Chimiques	Masse molaire (g/mol)	Pureté (%)	Densité	Origine
Sulfate de cuivre	249,68	99,5	-	Allemagne
Acide ascorbique	176,13	99,7	-	Espagne
Acide nitrique	63,01	69	1,411	Royaume Uni
Acide chlorhydrique	36,46	37	1,19	Espagne
Thiosulfate de sodium	248,18	99	-	Allemagne
Iode	253,81		1,02	Roumanie
Iodure de potassium	166,01	99		JAPON
Analyse bactériologique				
Plate Count Agar(PCA)	Germes Aérobie Mésophiles(GAM)	37 °C pendant 24 h	Jaune	15 min à 121 °C
Gélose Lactose Biliée au Cristal Violet et au Rouge Neutre(VRBL)	<i>Escherichia coli</i> ( <i>E-coli</i> )	44 °C pendant 48heures	Rouge	15 min à 121 °C
Baird Parker	<i>Staphylocoques</i>	37 °C pendant 24 h	Jaune orangé	15 min à 121 °C

Tableau X: Appareillage utilisé

<b>Désignation</b>	<b>Marque</b>	<b>Origine</b>	<b>Utilisation</b>
<b>Balance</b> (120± 0, 0001)	OHAUS	Chine	Pesée des différentes masses de substrats
<b>Conductimètre</b>	HANNA	Portugal	Mesure de la conductivité, TDS, Salinité
<b>pH-mètre</b>	HANNA	Roumanie	Mesure de pH
<b>Spectrophotomètre</b> <b>UV VISIBLE</b>	JASCO	Japon	Lecture de la concentration des paramètres recherchés
<b>Turbidimètre</b>	WTW	Allemagne	Mesure de la turbidité
<b>Bain de sable</b>	GERHARDT BONN	Germany	Evaporation
<b>Etuve</b>	MEMMERT	Allemagne	Séchage du charbon
<b>Tamis Prolabo</b>	(AFNOR 05028282)	France	Tamisage du charbon et sable
<b>DCO-mètre</b>			Préparation des échantillons pour la DCO

### **Conclusion partielle**

Le matériel utilisé dans la présente étude est diversifié. Il est composé de dispositif expérimental et de matériel d'analyse. Le dispositif concerne le four artisanal, le ballon tricol et le prototype préindustriel. Plusieurs matériels ont permis d'analyser les échantillons d'eau et à la caractérisation du charbon actif.

## **Chapitre V Méthodes**

### **Introduction**

Plusieurs méthodes ont été utilisées pour la production du charbon, de sa caractérisation et du prélèvement de l'eau et de son analyse. Ce chapitre s'attellera à décrire ces différentes méthodes. Lesquelles méthodes ont permis la connaissance des caractéristiques du charbon actif, les caractéristiques de l'eau brute et traitée, la régénération du charbon et des volumes d'eau traitées.

### **V-1 Méthode de prélèvement de l'eau du lac**

Les prélèvements ont été effectués avec des pots en plastique stérilisés de 200 mL. Pour le prélèvement des échantillons d'eau brute, le pot a été plongé à environ 30 cm de profondeur. Ensuite, l'échantillon a été recueilli en maintenant le pot horizontal à la surface de l'eau. Enfin, le pot a été remonté dans un mouvement de pelletage (OMS, 1997). En ce qui concerne les échantillons de l'eau traitée, la vanne contrôlant l'évacuation de l'eau traitée a été ouverte et l'eau a coulé pendant 5 à 10 s avant de réduire le degré d'ouverture et l'échantillon a été recueilli après 2 min (Rodier et al., 2009). Les pots destinés à l'échantillonnage microbiologique ont été stérilisés en les faisant bouillir pendant 10 minutes (CDC, 2010 et OMS, 2012) et ceux destinés à l'analyse physicochimiques, ont été traités à l'acide nitrique dilué à 1/10. Cependant, les mesures de la turbidité, la température et la conductivité, ont été effectuées *in situ*. Quant aux concentrations des autres paramètres, les échantillons ont été portés au laboratoire. Pour finir, une solution de thiosulfate de sodium de concentration 100 g/L a été utilisée pour conserver les échantillons après ajout de quelques gouttes et réfrigérer à 4 °C (CDC, 2010 et OMS, 2012).

### **V-2 Caractérisation de l'eau**

#### **V-2-1 Analyse des paramètres physiques et chimiques des échantillons d'eau**

L'eau du lac a été caractérisée suite à plusieurs prélèvements. Premièrement, 15 échantillons ont été prélevés/ mois en période de sécheresse (1<sup>er</sup> janvier au 28 Mars puis du 1<sup>er</sup> octobre au 30 mars) et du 02 Avril au 30 septembre pour la période pluvieuse de l'année 2018. Ensuite, les paramètres non mesurés in-situ (nitrate, de la DCO, des ions calcium, la dureté, les carbonates, le titre alcalimétrique et les MES) ont été déterminés au laboratoire selon Rodier et al. (2009). Pour finir, l'analyse bactériologique a été faite sur des échantillons en moins de 24 h.

### V-2-2 Analyse microbiologique de l'eau

Pour cette étude, les *E. Coli*, les streptocoques et les GAM ont été l'essentiel des microorganismes déterminés. La technique de l'ensemencement dans la masse ou par incorporation a été utilisée. De prime à bord, des boîtes de pétri sont ensemencées avec 1 mL des échantillons agités au préalable. Ensuite, 1 mL de l'inoculum est ajouté à chaque boîte de pétri. Pour finir, les milieux solidifiés dans les boîtes de pétri ont été incubés à l'étuve à 44 °C pendant 48 pour *E-coli*, 37 °C pendant 24 h pour les GAM et les streptocoques. Le dénombrement des germes a été fait par comptage des colonies et l'expression des résultats a été fait selon Rodier et *al.* (2009).

### V-2-3 Analyse des ions cuivre et de plomb

La détermination des ions cuivre a été réalisée à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme air-acétylène type Varian AA20 dont le principe est décrit par la figure 29. Une nébulisation dans la flamme d'une prise d'essai de l'échantillon (ou de l'échantillon dilué) a permis de déterminer directement la concentration de chaque élément à la longueur d'onde de 324,7 nm. Cette méthode n'est applicable que pour des eaux chargées faiblement en matière organique comme la nôtre. Elle est référencée par FD T 90-112 (Rodier et *al.*, 2009).

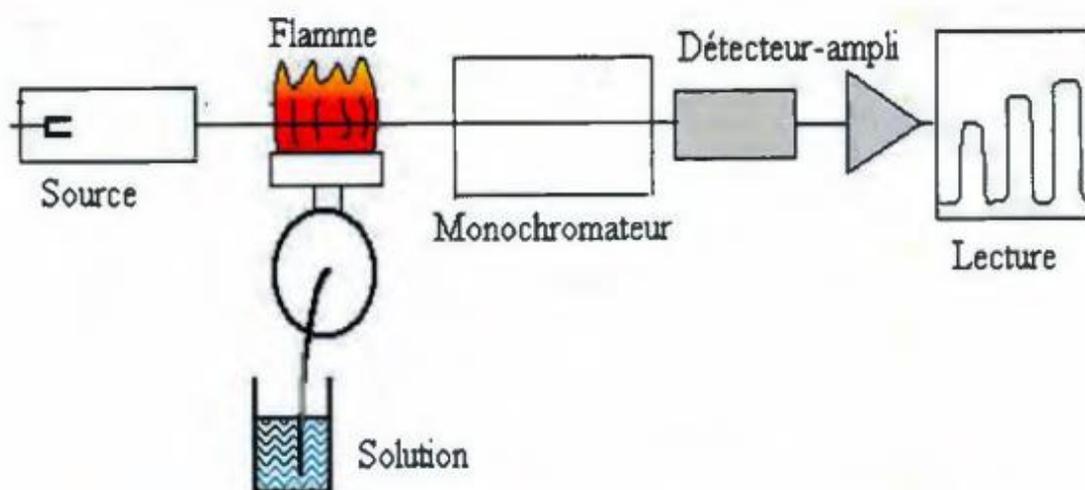


Figure 29: Principe de fonctionnement du spectromètre d'adsorption atomique

### V-2-4 Détermination du carbone organique total (COT) et de l'azote

Le carbone organique total (COT) et l'azote total (NT) ont été déterminés grâce au COT-mètre multi-paramètre alimenté par de l'oxygène. Le COT et le NT sont déterminés de la même manière. Les échantillons préalablement filtrés ont été introduits dans des tubes spécifiques et posés sur le portoir de l'appareil puis la lecture a été faite automatiquement. Dans cette méthode, la concentration en carbone organique de l'échantillon (CT) a été tout

d'abord déterminée en transformant la totalité du carbone de l'échantillon en CO<sub>2</sub>. Pendant que l'analyse du CT se termine, une deuxième prise d'essai de l'échantillon est prélevée et envoyée directement dans le réacteur contenant de l'acide phosphorique (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>) en excès et à l'intérieur duquel barbote un gaz vecteur. Le carbone inorganique total des carbonates et des hydrogénocarbonates est alors transformé en CO<sub>2</sub>. Ainsi, le carbone inorganique total (CIT) de l'échantillon est représenté par le carbone total du CO<sub>2</sub> formé et du CO<sub>2</sub> dissous. La concentration en COT a été obtenue par soustraction de la valeur de CT et de CIT de l'échantillon. Le carbone organique dissous est déterminé dans les mêmes conditions après filtration de l'échantillon sur une membrane filtrante, de porosité 0,45 µm, préalablement lavée à l'eau très chaude pour éliminer les substances adhérentes organiques. Néanmoins, la teneur en carbone du filtrat doit être déterminée et prise en compte. Pour finir, la détermination de COT a lieu dans l'analyseur selon la méthode différentielle, que l'on peut décrire par l'équation (33) suivante :

$$\text{COT} = \text{CT} - \text{CIT} \quad (14)$$

### **V-2-5 Analyse statistique des paramètres physiques et chimiques**

L'analyse des paramètres physicochimiques de l'eau sur une année a généré une quantité importante de données. Cependant, il est plus aisé d'analyser ces données séparément. Quand advient leur analyse groupée et spatiale il convient de faire une analyse statistique. Pour se faire, une ACP a été réalisée grâce au logiciel XLSTAT. Au total, une banque de données renfermant 440 valeurs réparties sur 11 paramètres soit 40 valeurs/paramètre a été traitée.

## **V-3 Production du charbon et traitement de sable**

### **V-3-1 Fabrication du charbon actif**

La carbonisation a été précédée d'un prétraitement qui a consisté dans un premier temps à collecter les branches sèches de rônier tombées d'elles-mêmes. Ensuite, les branches ont été découpées en morceaux à l'aide d'une machette puis lavées à l'eau de robinet avant d'être exposés à la température ambiante durant trois jours ou quatre selon l'ampleur de l'ensoleillement. Pour finir, les morceaux ont été pesés avant d'être acheminés au four pour être carbonisés pendant 2h30 min à la température de 400 ± 10 °C. De même que la carbonisation, le charbon brut en grain a été obtenu selon un processus. Premièrement, le charbon a été concassé dans un mortier en bois de manière à éviter qu'il se transforme en poudre. Par la suite, deux tamisages successifs ont été effectués. Le premier a été fait avec le tamis de diamètre 0,5 mm (prolabo AFNOR 05028282) et le second tamisage avec un tamis

de diamètre 0,25 mm (DIN 4188 Prü-sieb). La figure 30 indique les différentes étapes suivies lors de la préparation du charbon actif



Figure 30: Méthode de préparation du charbon de *Borassus aethiopum*

#### - *Activation physique*

Cette voie qui n'a pas nécessité l'intervention de produits chimique, s'est faite à l'aide du dispositif décrit à la figure 13. Dans un premier temps de l'eau distillée est introduite dans le ballon inférieur. Ensuite, une masse de 100 g de charbon en grain est pesé et introduit dans la partie supérieure. Puis, le dispositif a été mis en marche pour activer l'ébullition de l'eau pendant 5 h. Pour finir, le charbon a été porté à l'étuve à la température de 105 °C pendant 24 h. Cette méthode simple peut être appliquée en milieu rural en utilisant le dispositif de cuisson de « l'attiéké ».

#### - *Activation chimique*

L'activation chimique du charbon a été faite en imprégnant 3 kg de charbon en grain dans 3 L d'une solution de sulfate de cuivre à 1000 ppm pendant 24 h. Ensuite, le charbon imprégné a été chauffé à 450 ± 10 °C pendant 3 h dans le four artisanal. Le charbon actif ainsi obtenu a subi un lavage à chaud. Pour se faire à 200 g de CA brut l'on a ajouté 3 L d'eau et le tout a été porté en ébullition pendant 2 h. Au total 5 lavages ont été nécessaires. Un traitement

complémentaire au rinçage a été appliqué pour faire tendre le pH vers 7. Cette opération a été reprise 5 fois. Pour finir, le charbon a été séché à l'étuve pendant 24 h à 105 °C pour être prêt à l'utilisation. L'ensemble des étapes suivies sont indiquées par la figure 31.

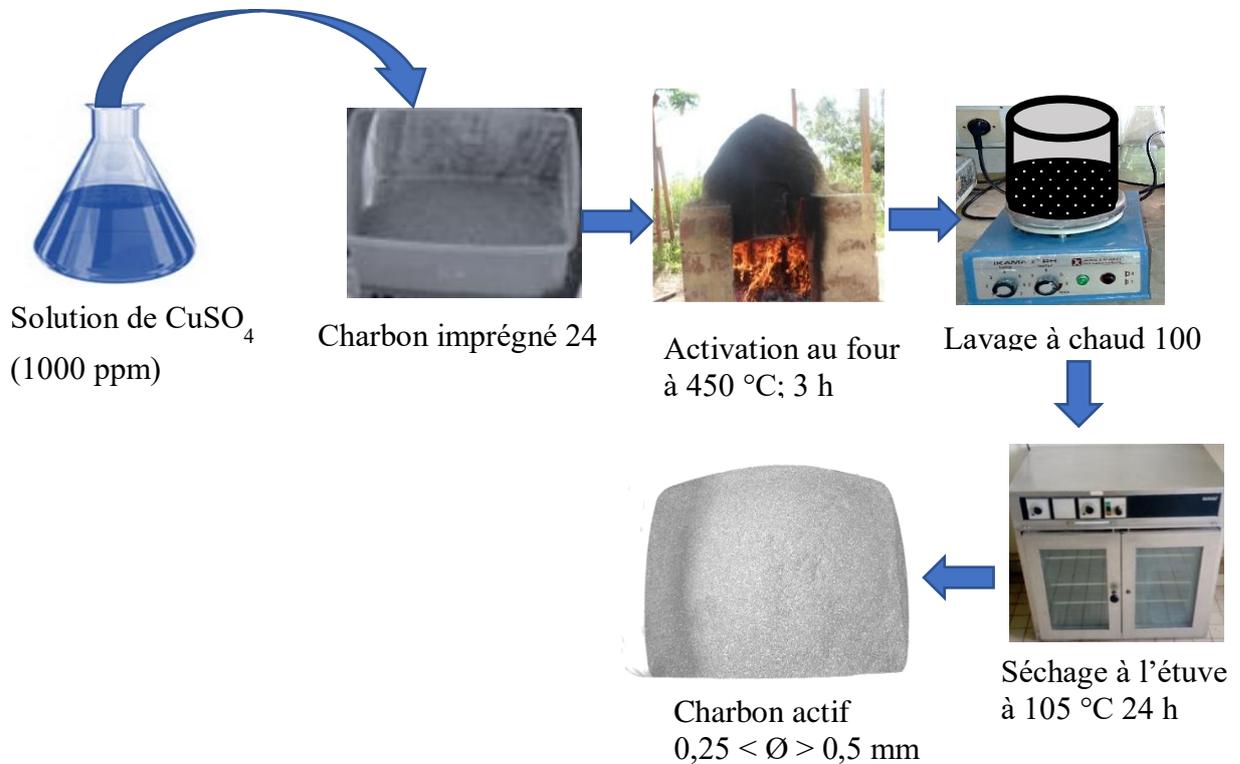


Figure 31: Méthodologie de l'activation chimique du charbon de *Borassus aethiopum*

### V-3-2 Traitement du sable

Le sable prélevé a été dans un premier temps tamisé avec des tamis (prolabo, AFNOR 05028282) de diamètre 0,25 mm et 0,5 mm afin d'obtenir différentes granulométries. Ainsi, les échantillons de sable de diamètre compris entre 0,25 mm et 0,5 mm ont été qualifiés de sable grossier et ceux des grains de diamètre inférieur à 0,25 mm ont été qualifiés de sable fin. Ensuite, ces deux types de sable ont été soumis à un traitement chimique avec une solution de peroxyde d'hydrogène de pH 1,38 afin d'éliminer la matière organique. Pour ce faire, les échantillons ont été imprégnés dans la solution de peroxyde d'hydrogène pendant 24 h à la température ambiante suivi d'un lavage abondant à l'eau distillée jusqu'à l'obtention d'un pH de l'eau de rinçage qui tend vers 7. Les sables obtenus ont été séchés à l'étuve pendant 24 h à 105 °C. l'ensemble des étapes de traitement du sable sont représentées par la figure 32.

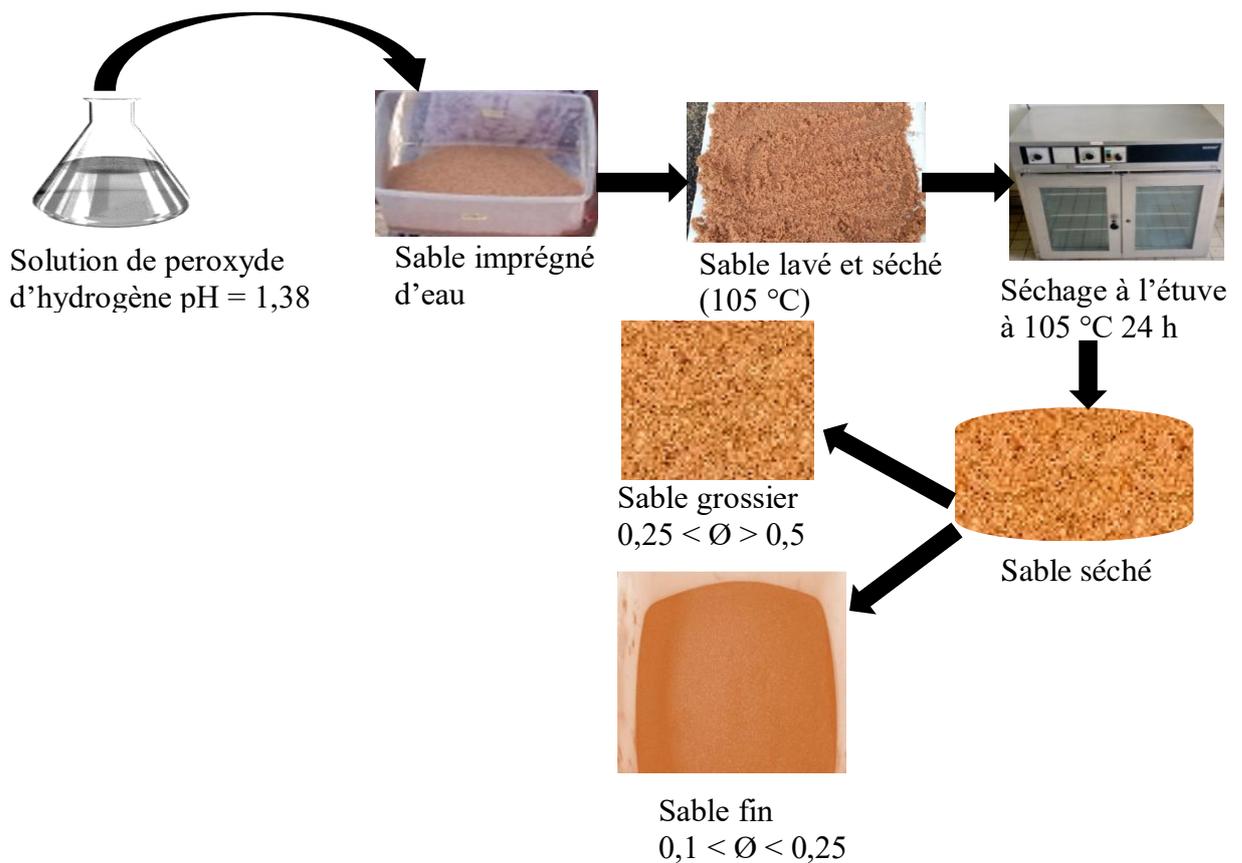


Figure 32: Méthodologie de traitement du sable utilisé dans le filtre

#### V-4 Caractérisation des charbons actifs

Les charbons actifs d'origines diverses possèdent leurs propres caractéristiques qui peuvent dépendre de plusieurs paramètres tels que la nature du végétale, la méthode d'activation, la température de décompositions et du mode de traitement chimique employé (Djilani et *al.*, 2012).

##### V-4-1 Détermination de l'indice d'iode

L'indice d'iode est une caractéristique importante dans l'évaluation des micropores d'un charbon actif. Sa détermination a été faite selon la méthode appliquée par Ahmed et Dhedan (2012). Ainsi, un volume de 15 mL d'une solution d'iode à 0,1 N est mis en contact avec 0,05 g de charbon actif pendant 4 min. La solution traitée est filtrée puis 10 mL de filtrat ont été dosés par une solution de thiosulfate de sodium à 0,1 N en présence de quelques gouttes d'une solution d'empois d'amidon 0,1 N. Un essai à blanc a été effectué dans les mêmes conditions en absence de charbon actif. Enfin l'indice d'iode ( $I_d$ ) exprimé en mg/g a été calculé en appliquant l'expression (34):

$$Id = \frac{(V_b - V_s) \times N \times 126,9 \times \left(\frac{15}{10}\right)}{M} \quad (XX)$$

$V_b$  : volume en mL de thiosulfate de sodium 0,1 N versé à l'essai à blanc.

$V_s$  : volume en ml de thiosulfate de sodium 0.1 N versé à l'essai avec adsorbant.

$N$  : normalité de la solution de thiosulfate de sodium en (eq.g/L).

126,9 : la masse atomique d'iode.

$M$  : la masse de l'adsorbant en (g).

#### V-4-2 Détermination de l'indice de bleu de méthylène

Ce colorant considéré comme un indicateur de mésoporosité a été adsorbé sur charbon actif de *Borassus aethiopum* afin de juger de sa capacité à adsorber les molécules de poids moléculaires moyens (Bestani et *al.*, 2008). Pour commencer, le charbon actif a été séché à l'étuve à 105 °C jusqu'à stabilisation de sa masse. Ensuite, une masse de 300 mg de charbon actif a été mis en contact avec 100 mL de 1000 mg/L de solution de bleu de méthylène et agité pendant 4 h. Enfin, la suspension a été filtrée et la concentration résiduelle de bleu de méthylène a été déterminée à 650 nm, en utilisant un spectrophotomètre UV/Vis (Jasco V530 UV/Vis). L'indice de bleu de méthylène (IBM) a été calculé selon l'équation 35.

$$IBM = \frac{(C_i - C_f) * V}{mCA} \quad (XXI)$$

$C_i$  : Concentration initiale

$C_f$  : Concentration finale

$V$  : Volume de la solution titrant

$mCA$  : Masse de charbon

#### V-4-3 Indice d'activation

L'indice d'activation a été déterminé en utilisant la méthode d'Elabed, (2007). Pour commencer, 200 g ( $m_0$ ) de charbon brut ont été imprégnés dans une solution de sulfate de cuivre 1000 ppm pendant 24 h. Ensuite, les 200 g ont été introduit dans un four à 450 °C durant 3 h. Pour finir, la masse du charbon a été déterminée pour donner une masse ( $m_f$ ) et l'indice d'activation a été calculé selon l'expression (36).

$$\text{Burn-Off (\%)} = \frac{(m_0 - m_f) * 100}{m_0} \quad (XXII)$$

$m_0$  : masse initiale du charbon

$m_f$  : masse finale du charbon

Plus le Burn-off encore appelé indice d'activation est élevé plus le charbon est activé (Elabed, 2007).

#### **V-4-4 Taux de cendre**

La cendre est généralement la partie qui n'est pas utilisée dans le charbon actif. En effet, le taux de cendre indique la richesse du matériau en minéraux. Dans un premier temps, 0,5 g de charbon activé a été mis dans un creuset et placé à l'étuve à 80 °C pendant 24 h. Puis, après le séchage, le creuset et son contenu ont été placés dans un four réglé à 650 °C pendant 3 h. Après refroidissement à la température ambiante, le creuset et son contenu ont été de nouveau pesés. Le taux de cendre a été calculé en considérant l'équation (38) (Ahmed et Dhedan, 2012).

$$C\% = \frac{m_3 - m_2}{m_1} \times 100 \quad (\text{XXIII})$$

$m_1$  : masse du charbon

$m_2$  : masse du creuset et charbon après sorti du four

$m_3$  : masse du creuset et charbon après séchage

#### **V-4-5 Humidité du charbon de rônier**

Le taux d'humidité a été évalué selon la méthode de Bestani et *al.* (2008). Tout d'abord, 0,5 g de charbon actif ( $m_1$ ) a été pesé dans un creuset. Ensuite, le creuset et son contenu ont été placés à l'étuve à 110 °C jusqu'à obtenir un poids constant du matériau avant le retrait ( $m_3$ ). Pour terminer, le matériau a été retiré de l'étuve et refroidi au dessiccateur avant d'être pesé ( $m_2$ ). Ainsi, le taux d'humidité a été calculé selon l'équation (39).

$$H\% = \frac{m_3 - m_2}{m_1} \times 100 \quad (\text{XXIV})$$

#### **V-4-6 pH de point de charge nulle**

Le pH de point de charges nulles a été déterminé selon la méthodologie décrite par Ahmed et Dhedan, (2012). Dans des erlenmeyers de 100 mL, l'on a introduit 50 mL d'eau distillée. Ensuite, le pH de l'eau distillée de chaque erlenmeyer est ajusté par addition de solutions de chlorure d'hydrogène (0,1 M) ou d'hydroxyde de sodium (0,1 M). Ainsi, les valeurs de pH ont été fixées entre 2 et 12 tout en procédant par pas de 1. Et à chaque solution, 50 mg de charbon actif ont été ajoutés, puis l'ensemble a été agité pendant 24 h à la température

ambiante. Le contenu de ces erlenmeyers a été ensuite filtré et le pH final de chaque mélange a été déterminé. Pour finir la courbe  $\Delta pH = f(pH_i)$  a été construite (Ahmed et Dhedan, 2012).

#### V-4-7 Chimie de surface du charbon

Les fonctions chimiques à la surface du charbon ont été déterminées en utilisant une spectroscopie à infrarouge. Le spectre a été obtenu en fixant les longueur d'onde de 500 à 4000  $\text{cm}^{-1}$  par pas de 500  $\text{cm}^{-1}$ .

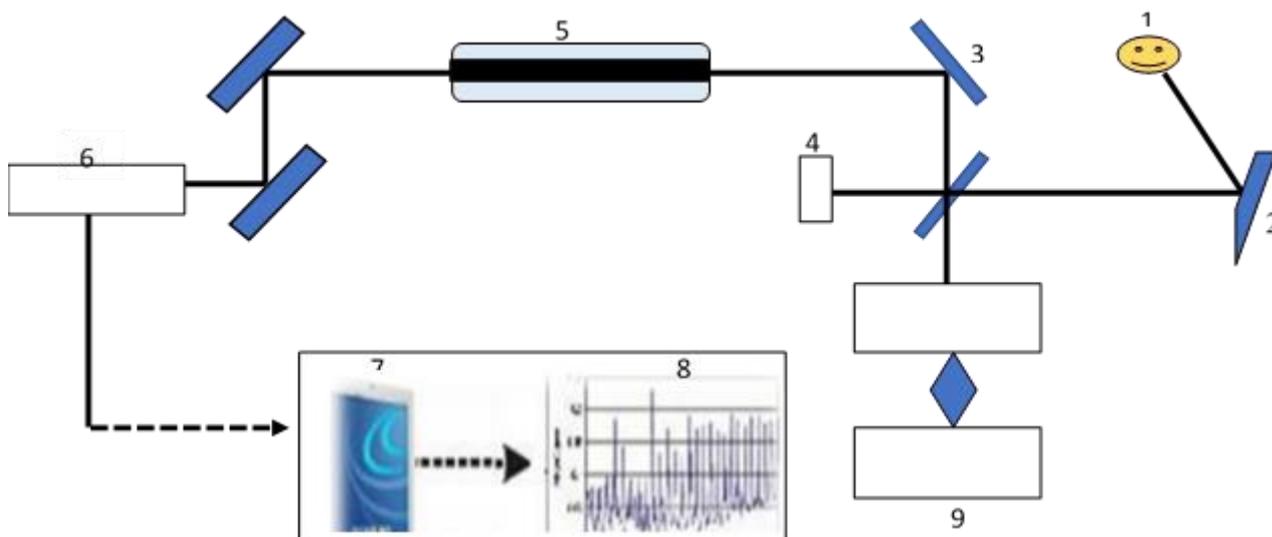


Figure 33: Principe de fonctionnement du spectromètre de transformation à Fourier

D'abord une source de lumière, émet un faisceau lumineux qui après avoir traversé l'interféromètre est divisé en deux faisceaux par un diviseur de faisceau, dont l'un est réfléchi par un miroir fixe et l'autre par un miroir mobile. Ensuite, les deux faisceaux se rejoignent au niveau du diviseur de faisceau qui fait passer le faisceau résultant dans le compartiment d'échantillon (Figure 33).

L'image d'interférence est alors automatiquement calculée dans le spectre à infrarouge par l'équation 39.

$$B(\nu) = \int I(\delta) \cos 2\delta\nu \delta\nu \quad (\text{XXV})$$

Où  $B(\nu)$  : spectre résultant ;

$\nu$  : numéro d'onde ;

$I(\delta)$  : diagramme d'interférogramme ;

$\delta$  : différence de chemin optique (différence de longueur de chemin optique entre les chemins des deux faisceaux).

Pour finir, les groupements fonctionnels à la surface du charbon actif ont été identifiées en se référant aux études antérieures dont quelques-unes sont résumées dans le tableau XI.

Tableau XI: Classification des groupes fonctionnels à la surface du charbon

Groupements fonctionnels	Vibrations d'élongation	
<b>Acides carboxylique</b>	C=O	1720 ; 1717 ; 1720 ; 1600-1800 ; 1712 ; 1720-1750 ; 1645 ; 1635 ; 1550-1680 ; 1650 ; 1580-1620
	O-H	3530-3500, 3230
<b>Quinones</b>	C-H	2600-3000 ; 2924
<b>Phénol</b>	C-OH	1000-1220 ; 1000-1400 ; 1100-1400
	O-H	2500-3620 ; 3605-3393
<b>Lactones</b>	C=O	1710 ; 1750 ; 1720 ; 1760 ; 1609
<b>Ester</b>	C-O	1000-1300 ; 1000-1400 ; 1100-1400 ; 1703
	O-H	3200-3600 ; 3100-3600
	C=N	1570 ; 1600
<b>Amides cycliques</b>	N-H	1480 ; 1560
<b>Composés aromatiques</b>	O-H	728 ; 750 ; 1426
	C=C	728 ; 750 ; 1426
<b>Benzène</b>	-OH	727 ; 761
<b>Méthylène</b>	-CH <sub>2</sub>	2912-2974
<b>Aldéhyde</b>	-O-CH <sub>3</sub>	2825-2852

Source : (Moonis et *al.*, 2011)

#### V-4-8 Densité et volume des grains du charbon

La densité du charbon a été déterminée à l'aide d'un pycnomètre dont le principe de fonctionnement est indiqué par la figure 34. La mesure a consisté dans un premier temps à injecter du gaz à hélium à une pression donnée dans une enceinte de référence. Par la suite, le gaz a été détendu dans la seconde enceinte contenant le charbon actif. A chaque détente, la nouvelle pression a été mesurée. Pour finir, les calculs de la masse volumique et du volume du charbon ont été effectués selon la loi des gaz parfaits. Équation (40).

$$P_b * (V_b - V_{gr}) = P_a * V_a \quad (XXVI)$$

De l'équation 41 on en déduit le volume d'échantillon ( $V_{\text{échantillon}}$ ) (Equation 41)

$$V_{gr} = V_b - \frac{P_a * V_a}{P_b} \quad (XXVII)$$

La connaissance du volume de l'échantillon a permis de calculer la masse volumique selon l'équation (42).

$$\rho_{gr} = \frac{m_{gr}}{V_{gr}} \quad (XXVIII)$$

Cependant,  $P_b$  a été la pression initiale,  $P_b$  la pression finale,  $V_b$  le volume de la cellule et  $V_a$  volume final

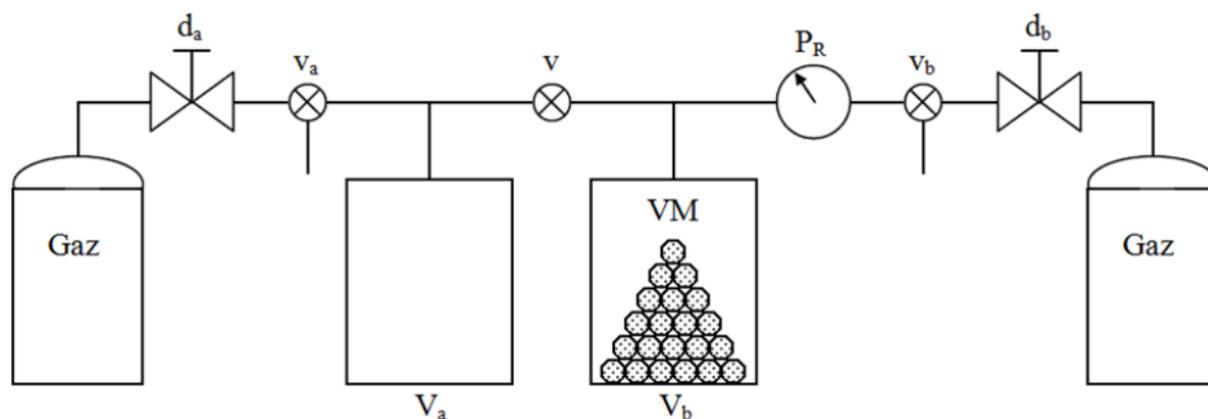


Figure 34: Schéma du principe de fonctionnement d'un pycnomètre (Profice et *al.*, 2014)

#### V-4-9 Composition élémentaire du charbon

La composition élémentaire a consisté à déterminer les pourcentages de carbone, d'azote et d'hydrogène. Le procédé a consisté à faire brûler le charbon actif de masse connue à une température avoisinant 1000 °C sous atmosphère d'oxygène. Le charbon sous haute température se transforme en CO<sub>2</sub>, en gaz élémentaires, en H<sub>2</sub>O et en N<sub>2</sub>. Pour finir, les produits sont séparés par une colonne chromatographique et détectés par un détecteur de conductivité thermique. Le pourcentage d'oxygène contenu dans le charbon actif de rônier a été évalué selon l'expression (43) (Gueye, 2015 ; Koné et *al.* 2020).

$$\%O = 100 - (\%C + \%N + \% \text{Cendre}) \quad (\text{XXIX})$$

#### V-4-10 Analyse au microscope électronique à balayage

L'analyse à Microscopie électronique à Balayage a été faite à l'aide de l'appareil HITACHI S-4800. Pour avoir une bonne résolution de l'image, le charbon a été métallisé. En effet, Quelques grammes de charbon ont été introduits dans l'appareil et la lecture s'est faite de façon automatique. Plusieurs faces du charbon ont été visualisées.

#### V-4-11 Détermination de la texture du charbon

La détermination texturale du charbon a conduit à l'adsorption de l'Azote à la température de 77 K. Pour se faire, un appareil de marque Quantachrome 11.03 microméritic a été utilisé. En considérant une pression initiale  $p_0$ , l'on a appliqué des valeurs de pressions croissantes qui ont permises de déterminer la pression d'équilibre  $p$  correspondante. A chaque valeur de pression appliquée, un volume  $V$  de gaz a été adsorbé. L'isotherme d'adsorption a été obtenue en construisant la fonction  $V_{\text{ads}} = f(p/p_0)$ .

Où  $V_{ads}$  a été le volume de gaz adsorbé et  $p/p_0$  le rapport de la pression. La surface spécifique a été calculée en utilisant l'équation 44 de la théorie de Brunauer, Emmett et Teller (BET) (Brunauer et *al.*, 1938)

$$S_{BET} = \frac{V_m \times N_A \times a_m}{m \times V_M} \quad (XXX)$$

Où  $S_{BET}$  est la surface spécifique ( $m^2/g$ ),  $N_A$  le nombre d'Avogadro,  $a_m$  indique la surface occupée par la molécule de  $N_2$  ( $0,1627 \text{ nm}^2/\text{molécule d'azote}$ ) et  $m$  est la masse de l'échantillon (g) et  $V_M$  le volume molaire de  $N_2$  à TPN ( $22414 \text{ cm}^3/\text{mol}$ ).

Le volume total des pores et la distribution des pores ont été déterminés en appliquant la méthode de Density Functional Theory (DFT).

#### V-4-12 Diffraction du charbon

L'analyse radiocristallographie des échantillons à température ambiante a été réalisée à l'aide du diffractomètre SIEMENS D500. Le diffractomètre SIEMENS D500 est équipé d'un goniomètre à géométrie Bragg Brentano. Dans ce type de diffractomètre, on dirige un faisceau de rayons X sur l'échantillon analysé et on observe ce qui est renvoyé par celui-ci (diffraction) qui s'exprime à travers l'équation (45)

$$\lambda = 2 d \sin\theta \quad (XXXI)$$

Où

- $\lambda$  : longueur d'onde de la source RX.
- $d$  : distance interréticulaire.
- $\theta$  : angle de diffraction (angle de Bragg).

#### V-5 Adsorption du nitrate sur le charbon actif en régime statique

L'adsorption en mode batch est rependue. Réalisée au laboratoire, cette méthode permet de déterminer les paramètres intrinsèques liés à l'adsorption. En l'occurrence, le temps de contact nécessaire, le type de réaction mis en jeu tout en donnant une idée sur le type de pores à la surface du charbon actif à partir de l'indice d'iode et l'indice de bleu de méthylène.

##### V-5-1 Etude de la cinétique d'adsorption

L'étude de la cinétique a été réalisée à la température de  $40 \text{ }^\circ\text{C}$  en mettant en contact  $0,8 \text{ g}$  de charbon actif et  $200 \text{ mL}$  de solution de nitrate de concentration  $80 \text{ mg/L}$  à pH 4. Le mélange a été mis sous agitation à  $200 \text{ trs/min}$  et  $2 \text{ mL}$  ont été prélevés à des intervalles de temps réguliers. Ensuite, un papier wattman a servi à la filtration. Pour finir, les concentrations résiduelles ( $C_t$ ) ont été lues au spectrophotomètre à  $415 \text{ nm}$  et les taux d'abattement ( $R$ ) ont été calculés en utilisant l'équation (46).

$$R = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100 \quad (\text{XXXII})$$

$C_0$  : concentration initiale de la solution de nitrate

$C_t$  : concentration à un instant donné

Le choix du modèle à partir des corrélations est souvent difficile. Alors, pour une confirmation du choix ou une infirmation, les erreurs relatives à chaque modèle sont calculées en utilisant l'équation 47.

$$X^2 = \frac{(q_e^{exp} - q_e^{cal})^2}{q_e^{cal}} \quad (\text{XXXIII})$$

### V-5-2 Isothermes d'adsorption

L'étude des isothermes d'adsorption a été réalisée à 40 °C en utilisant un bain thermostaté. Pour commencer, une solution de 1000 mg/L de nitrate a été traitée au préalable. Puis, une masse 0,2 g de charbon actif a été ajoutée à 50 mL de solution de nitrate à pH 4 à différentes concentrations de 10 à 120 mg/L. Ces solutions ont été agitées à 800 trs/min pendant 24 h. Pour finir, les solutions ont été filtrées et les concentrations résiduelles ont été lues au spectrophotomètre à 415 nm. Les quantités adsorbées à l'équilibre ( $q_e$ ) ont été calculées selon l'équation (48)

$$q_e = \frac{C_0 - C_e}{m} \times V \quad (\text{XXXIV})$$

$C_0$  : concentration initiale de la solution de nitrate

$C_e$  : concentration de la solution de nitrate à l'équilibre

$m$  : masse de charbon

$V$  : volume de la solution trait

### V-5-3 Influence des paramètres physicochimiques sur l'adsorption

#### ➤ Effet du potentiel d'hydrogène (pH)

Dans un premier temps, des valeurs de pH choisies entre 2 et 10 ont été fixées pour 50 ml de solution de nitrate de concentration 100 mg/L. Ensuite, à chaque solution, 2 g de charbon ont été ajoutés et l'ensemble a été agité pendant 2 h tout en maintenant la température à 40 °C et à une vitesse de 250 trs/min. Pour finir, des suspensions ont été prélevées et l'absorbance a été lue au spectrophotomètre à une longueur d'onde de 415 nm (Nandi et *al.*, 2009).

### ➤ Effet de la concentration initiale

Pour commencer, 50 mL de solution de concentrations 10, 20,30, 40, 60, 80 et 100 ont été choisies. Ensuite, 0,5 g de charbon actif a été mis en contact avec les différentes solutions pendant 2 h à pH 4 et agité à une vitesse de 200 trs/min. En définitif, les suspensions ont été filtrées avec du papier wattman et les quantités adsorbées ( $q_{ads}$ ) et le taux d'abattement (R) ont été calculées selon les formules appliquées lors de l'étude des isothermes(Mazarji *et al.*, 2017).

### ➤ Effet de température

L'étude dynamique a consisté dans un premier temps à mettre en contact 50 mg de charbon actif avec 50 mL de solution de nitrate de concentration 80 mg/L à pH 4. Puis des températures de 30,40 et 55 °C ont été maintenues constantes et les solutions ont été agitées pendant 1 h. Pour finir, la droite de Van 't Hoff d'équation  $\ln\left(\frac{Q_e}{C_e}\right) = f\left(\frac{1}{T}\right)$  a été construite et les variables thermodynamiques calculées selon les équations (49 et 50) (Mazarji *et al.*, 2017).

$$\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ \quad (\text{XXXV})$$

$$\ln\frac{Q_e}{C_e} = \frac{\Delta S^\circ}{2,303R} + \frac{-\Delta H^\circ}{2,303T} \quad (\text{XXXVI})$$

## V-6 Test du charbon actif en régime continu

Le traitement en continu est une méthode qui est généralement pratiquée en utilisant des colonnes de charbon, sable ou les deux et voir d'autres matériaux. Ces colonnes constituent des lits de filtration qui peuvent différer selon l'objectif visé. Dans cette étude des colonnes à lit fixe sont constituées puis supportées par un prototype préindustriel.

### V-6-1 Description du procédé de filtration

La circulation de l'eau au sein du filtre a été faite dans le sens de gravité en dehors du refoulement de l'eau brute dans le réservoir qui a exigé l'usage de la force physique. A travers une tuyauterie, l'eau a coulé de façon gravitaire pour atteindre les colonnes filtrantes suite à l'ouverture des vannes. La traversée des filtres par l'eau brute a été faite sans pression. Au cours du processus de filtration, l'eau a été en contact avec trois matériaux. Il s'agit:

- du sable grossier (diamètre compris entre 0,25 et 0,50 mm) qui a été le premier matériau traversé par l'eau brute. D'une épaisseur de 10 cm, la traversée a duré d'environ 8 secondes. A ce niveau, les éléments grossiers qui n'ont pas eu le temps de décanter dans le réservoir ont été retenus. Cependant, l'eau n'a pas été débarrassée de ses polluants dissouts.
- en second lieu, le charbon actif a été le matériau qui a réalisé le traitement effectif de l'eau. En traversant le charbon actif avec un temps de contact de 30 secondes, certaines

matières dissoutes ont été éliminées totalement ou partiellement selon leur ampleur dans l'eau brute. Il a été constaté qu'une ouverture importante des vannes a entraîné un colmatage du charbon. Pour remédier à l'effet de colmatage, le filtre a été démonté et remonté. Ainsi, le matériau a été récupéré puis remonté de nouveau.

- quant au sable fin dont la taille des grains est de diamètre inférieur à 0,25 mm et d'une épaisseur de 3 cm, la traversée a duré 2 secondes. Ce matériau a eu pour rôle de retenir les particules de charbon qui ont été entraînées par l'eau lors de la traversée de la colonne de charbon actif. En effet, le sable à lui seul peut réduire la pollution partiellement (Soyer, 2016).

Mais avant, les différents tests effectués, les matériaux ont été testés isolément dans l'élimination des *E. Coli* et des GAM. Pour se faire, une colonne d'épaisseur de 15 cm de chaque matériau a été constitué avant d'être associé au sein d'un même filtre (Figure 35)

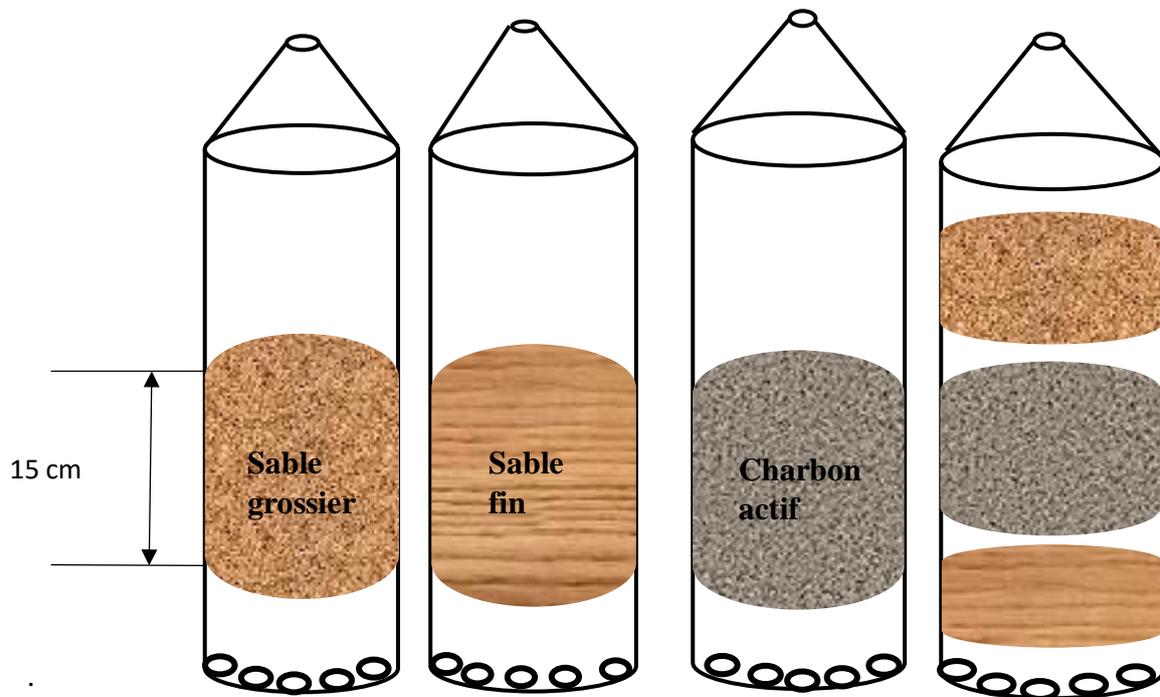


Figure 35: Test des différents matériaux constitutif du filtre

#### V-6-2 Méthode de détermination des temps de percées et de prédiction

L'étude de percée des filtres a été menée sur plusieurs colonnes. Afin d'avoir une idée sur le type de lit à constituer, trois hauteurs de charbon ont été choisies. Les hauteurs de lit de charbon (15, 20 et 25 cm) ont été choisies au préalable. Ensuite, chacune d'elle a été testée. Pour se faire, chaque colonne a été suivie de son état initiale jusqu'à sa saturation. Des prélèvements ont été effectués après un traitement de 500 L d'eau puis les concentrations en

entrée et en sortie des colonnes ont été déterminées. Pour finir, les modèles dynamiques de régression sigmoïde et de Boltzmann ont été utilisés pour modéliser les courbes de percées et celui de Kloze pour prédire le temps de percée de chaque colonne.

Les erreurs de calculs liés à l'application des différents modèles ont été effectuées en utilisant l'équation 51 proposée par (Han *et al.*, 2009) et (Lalitha et Mohan, 2018).

$$SS = \frac{\sum_0^n [(\frac{A_t}{A_i})_{cal} - (\frac{A_t}{A_i})_{exp}]^2}{N} \quad (XXXVII)$$

## **V-7 Influence de quelques facteurs sur l'adsorption en continu**

### **V-7-1 Influence de la hauteur du lit sur le temps de percée**

Pour commencer, trois colonnes ont été choisies. Ensuite, chacune d'elle a été constituée en faisant varier la hauteur de charbon de 15 cm, 20 cm et 25 cm. Tout comme les autres études, les conditions d'opération ont été maintenues identiques pour chaque colonne. Enfin, les courbes de percée pour chaque colonne ont été construites après évaluation de la concentration initiale et en sortie.

### **V-7-2 Influence du débit**

Le débit de l'eau brute qui traverse les colonnes a été évalué pour voir son impact sur le temps de percée des différentes colonnes utilisées. Pour se faire, deux débits (2 L/min et 3 L/min) ont été choisis pour étudier l'influence du débit sur la percée du filtre. En fixant la concentration et la hauteur du lit filtrant, l'on a fait varier le débit. Pour finir, les temps de percée ont été déterminés après connaissance des concentrations initiales et finales de chaque échantillon.

### **V-7-3 Influence de la concentration du polluant dans l'eau brute**

L'étude de l'effet de concentration des polluants sur la vie des colonnes filtrantes a été faite en saison sèche et en saison pluvieuse. A priori, les concentrations initiales de nitrate choisi comme polluant cible ont été déterminées pour les périodes sèche et pluvieuse qui ont été respectivement 38,48 mg/L et 76,61 mg/L. Par la suite, tout en gardant le même débit chaque colonne a été testée sur les deux périodes. Pour finir, le temps de percée pour chaque colonne a été déterminé.

### **V-7-4 Influence du type de polluants**

Dans une eau de lac l'on y trouve plusieurs polluants. Dans le lac soumis à cette étude, le nitrate, la DCO et la turbidité ont été les principaux paramètres sur lesquels l'étude de percée

s'est focalisée. En effet, ces trois paramètres ont été ciblés à cause de leurs valeurs supérieures à celles fixées par la norme OMS (2011). Pour déterminer le paramètre limitant au cours du traitement de l'eau, l'étude de percée de ces trois paramètres a été faite en les considérant deux à deux.

#### **V-7-5 Effet du nombre de colonnes**

Le nombre de colonnes a été nécessaire pour estimer la capacité de dépollution du prototype pour un usage communautaire. En effet, composé de 9 colonnes, l'étude des temps de percées des colonnes qui composent le prototype a été faite par étape. Le procédé de détermination des percées des colonnes s'est effectué identiquement sur deux périodes de l'année. Il s'agit de la période pluvieuse allant de Mai à octobre et de la saison sèche allant de Novembre à mars. Pour commencer 3 colonnes montées en parallèle ont été utilisées jusqu'à saturation du charbon. En second lieu, 6 colonnes ont été utilisées et les temps de percées ont été déterminés ainsi que les volumes d'eau dépolluée. Pour finir, les 9 colonnes ont été utilisées jusqu'à saturation. Les courbes de percée ont été construites en utilisant Microsoft EXCEL 2016.

#### **V-8 Régénération du charbon**

##### **V-8-1 Méthode de détermination du temps de régénération**

Pour déterminer le temps de régénération du charbon saturé, un test d'adsorption en continu du nitrate et en mode batch de bleu de méthylène a été réalisé au laboratoire. D'abord, 500 g de charbon saturé ont été répartis en 5 échantillons de 100 g. Puis chaque échantillon de 100 g mis dans un récipient fermé hermétiquement ont été portés au four à 500 °C pour des temps variant de 1 h à 5 h. Pour finir, chaque échantillon a constitué une colonne qui a permis de faire un test d'adsorption de nitrate à deux concentrations différentes de  $(30 \pm 1,2)$  mg/L et  $(55 \pm 1,6)$  mg/L. Les capacités d'adsorption et les taux d'épuisement des adsorbants (ARE) des différents charbons régénérés ont été déterminées respectivement selon l'équation 52 et 53 et la quantité adsorbée (Onyango et *al.*, 2009).

$$N_0 = \frac{A_i}{m} \int_0^{V_a} \left(1 - \frac{A_t}{A_0}\right) dv \quad (\text{XXXVIII})$$

$$ARE = \frac{\text{Masse de l'adsorbant(g)}}{\text{Volume d'eau traitée avant le point de percée(L)}} \quad (\text{XXXIX})$$

##### **V-8-2 Nombre de cycles de régénération**

Le nombre de cycle de régénération a fait l'objet d'un test d'absorption du nitrate dans l'eau de lac C0<sub>1</sub> =  $(30 \pm 1,2)$  mg/L et C0<sub>2</sub> =  $(55 \pm 1,6)$  mg/L. 100 g de charbon ont été régénéré en

appliquant les conditions de la colonne qui ont donné la meilleure capacité d'adsorption lors de la recherche du temps de régénération. Quatre régénérations ont été effectuées. Pour finir, Les différentes capacités d'adsorption et performance des colonnes après chaque régénération ont été déterminées selon les équations 52 et 53.

### V-8-3 Evaluation du pourcentage de régénération

Pour se faire, la méthode de Alvarez-Pugliese et *al.* (2019); Zhou et *al.* (2018) a été adoptée. D'abord, la capacité d'adsorption du charbon actif brute a été déterminée. Ensuite celles des charbons après régénération ont été déterminées. Pour finir les pourcentages de régénération ont été calculés selon l'équation 54 (Alvarez-Pugliese et *al.*, 2019; Zhou et *al.*, 2018).

$$\%RE = \frac{q_r}{q_c} \times 100 \quad (XXXX)$$

Où %RE étant le pourcentage de régénération,  $q_r$  capacité d'adsorption du charbon régénéré et  $q_c$  capacité d'adsorption du charbon actif brut.

### V-8-4 Evaluation de perte du charbon après régénération

D'abord, 100 g de charbon ont été pesé puis introduit dans un récipient de masse  $m_0$ . Ensuite, le récipient et son contenu ont été placés dans un four à 500 °C pendant 3 h. Pour finir, le récipient a été retiré après 3 h et pesé. La perte de charbon a été calculée selon l'équation (55).

$$\%P = \frac{m_i - m_f}{m_i} \times 100 \quad (XXXXI)$$

$m_i$  : masse initiale

$m_f$  : masse finale après régénération

### V-8-5 Essais des filtres après régénération

Les filtres ont été testés après chaque régénération sur le site expérimental. Chaque série de colonne (3, 6 et 9) a été testée après chaque régénération au cours des deux saisons (sèche et pluvieuses). Au total quatre tests ont été effectués par série de colonne et par saison correspondant aux quatre régénérations effectuées.

### V-9 Evaluation économique

L'évaluation économique s'est faite selon la méthode de l'indice du prix. D'abord, le coût global de production prenant en compte tous les éléments (matériaux filtrant, prototype de filtration, l'eau de robinet, boit de chauffe et le four artisanal) a été évalué. Ensuite, le volume total de l'eau produit selon la saison a été évalué. Pour finir le prix du cubage a été défini selon l'équation 56 :

$$\text{Coût du cubage} = \frac{\text{Coût global de production (FCFA)}}{\text{Volume d'eau produit (m}^3\text{)}} \quad (\text{XXXXII})$$

### **V-10 Correction des défaillances**

Les défaillances sont liées au fait que le prototype n'est qu'à sa phase d'essai. Ces défaillances ont été constatées au cours du test effectué sur le prototype. En effet, des défaillances d'ordre conceptuelles et fonctionnelles ont été constatées au niveau de la colonne, et du prototype. Face à ces multiples défaillances, des propositions ont été émises. Il a été question d'une part, de revoir la taille de la colonne et réduire son diamètre afin de réduire la consommation de grande quantité de charbon. D'autre part, de modifier la fermeture de la colonne. Pour finir il a été question d'affecter à chaque colonne une vanne et la connecté directement au réservoir d'eau brute et éviter de les associer en parallèle afin d'éviter la sous exploitation du charbon actif.

### **Conclusion partielle.**

La production du charbon a nécessité un four artisanal et un précurseur local (*Borassus aethiopum*). Une fois produit, le charbon a été caractérisé. Cette caractérisation a nécessité plusieurs appareils. Des tests du charbon actif produit ont été effectués en utilisant un prototype préindustriel conçu localement. Les échantillons d'eau brute et d'eau traitée ont nécessité plusieurs matériels et produits chimiques.

**TROISIEME PARTIE : RESULTATS**  
**ET DISCUSSION**

## **Chapitre VI : Charbon actif**

### **Introduction**

La production du charbon actif de *Borassus aethiopum* et ses différentes caractéristiques ont constitué l'essentiel de ce chapitre. Contrairement aux autres charbons, celui de *Borassus aethiopum* a été préparé dans un four artisanal. Chaque charbon actif ayant ses propres caractéristiques, il convient de déterminer celles du *borassus aethiopum*.

### **VI-1 Production du charbon de *Borassus aethiopum***

#### **VI-1-1 Choix de la plante du *Borassus aethiopum* comme précurseur**

Le choix du précurseur pour la production du charbon s'est fait en tenant compte des surfaces spécifiques des charbons actifs. En effet, les charbons de peaux de manioc et du *Borassus aethiopum* activés physiquement ont donné les surfaces spécifiques respectives de 260 m<sup>2</sup>/g et 600 m<sup>2</sup>/g. Etant donné que la surface spécifique d'un charbon actif de qualité doit être comprise entre 500 et 1500 m<sup>2</sup>/g (Knappe et al., 1998; LU Jinyan, 2005), alors, le *Borassus aethiopum* a été choisi comme précurseur. Cette pratique pour le choix du précurseur est en accord avec l'étude de Ouattara et al. (2014) qui ont comparé les surfaces spécifiques des charbons de coques d'arachides et des coques de soja vert à celles de deux charbons actifs commerciaux afin de faire le choix du meilleur précurseur.

#### **VI-1-2 Choix de la méthode d'activation du charbon**

Tout comme le choix du précurseur, la détermination des surfaces spécifiques des charbons activés ont permis de faire le choix de la méthode. Le charbon actif de *Borassus aethiopum* (CA-BA) activé par la voie physique a donné une surface spécifique de 600 m<sup>2</sup>/g. Par contre, celui activé par la voie chimique a offert une surface spécifique de 1431,61 m<sup>2</sup>/g. L'importance de la surface spécifique obtenue par la voie chimique a guidé son choix. En effet, une surface spécifique importante est un facteur qualitatif d'un bon charbon actif selon IUPAC (Knappe et al., 1998). Cette pratique du choix de la méthode d'activation est en accord avec Liew et al. (2018) qui ont opté pour la voie chimique après avoir obtenu les surfaces spécifiques de 450 et 750 m<sup>2</sup>/g respectivement pour l'activation physique et l'activation chimique à partir du Biochar.

#### **VI-1-3 Choix du four**

Le profil des températures internes des fours en fonction des temps est représenté par la figure 36. Les températures obtenues avec le four exclusivement construit en argile sont en dessous des températures obtenues avec le four construit autour d'un squelette en fer.

Il ressort qu'en dépit du chauffage rapide du four à squelette, celui conçu sans squelette atteint son maximum de chauffage 30 min avant. La température de  $(500 \pm 10) ^\circ\text{C}$  qui est la plus élevée est obtenue avec le four à squelette d'où son choix pour cette étude. Cette élévation pourrait s'expliquer par la présence de fer. Aussi, le choix du four avec squelette est lié à d'autres avantages. En effet, le four avec squelette préconçu, offre une précision et une facilité de réalisation grâce à la maîtrise de ses dimensions.

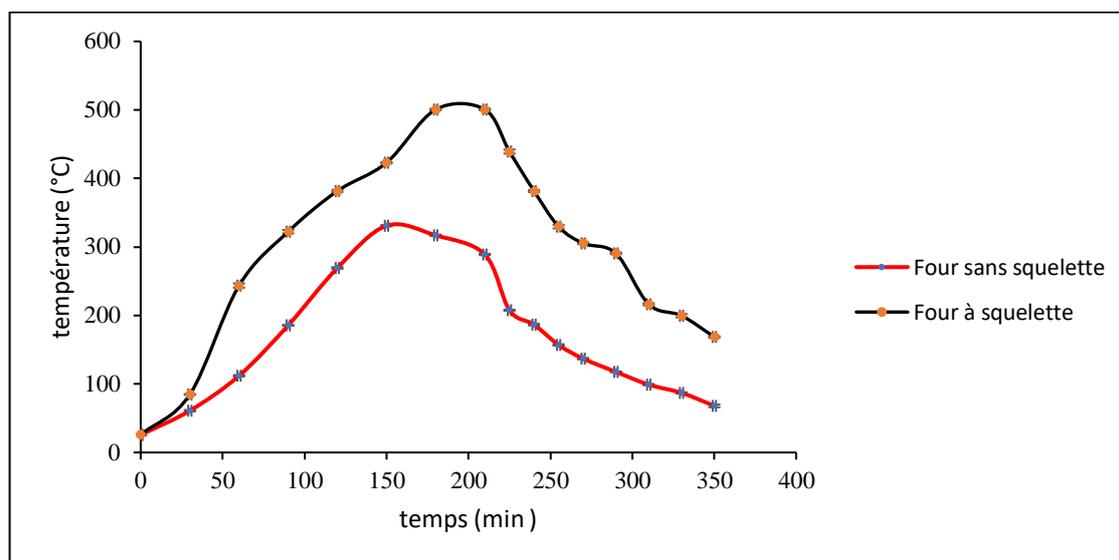


Figure 36: Température de chauffage des fours en fonction du temps

Cependant, à défaut de moyens, le four construit en argile sans squelette pourrait être utilisé pour la carbonisation du charbon car la température maximale de chauffage atteinte qui est de  $331 ^\circ\text{C}$  est largement supérieure à certaines températures de carbonisation rencontrées dans la littérature. En effet, El-Dars et *al.* (2014) ont utilisé des températures de  $200$  à  $250 ^\circ\text{C}$  qui sont inférieures à  $(331 \pm 10)^\circ\text{C}$  pour carboniser les coques de riz et les fosses de dates. De même, Ouyang et *al.* (2019) ont fixé une température de  $300 ^\circ\text{C}$  pour carboniser le Biochar. En dépit de sa capacité de carbonisation, le four traditionnel a des limites. Certains matériaux nécessitent des températures très élevées pour une carbonisation totale. Si les branches de *Borassus aethiopum* utilisées pour la production du charbon actif ont nécessité une température de  $(400 \pm 10) ^\circ\text{C}$  et un temps de carbonisation de 2 h30 min, Garba, Rahim, et Hamza (2014) ont disposé de  $500$  à  $800 ^\circ\text{C}$  et un temps de 2 h30 min pour la carbonisation et activation des coques des fruits de *Borassus aethiopum*. Quant à Ouyang et *al.* (2019), ils ont utilisé des températures de  $300 ^\circ\text{C}$ ,  $400 ^\circ\text{C}$ ,  $500 ^\circ\text{C}$ ,  $600 ^\circ\text{C}$ ,  $700 ^\circ\text{C}$  et  $800 ^\circ\text{C}$  pour un temps de 4 h pour carboniser du Biochar. Mais si l'on tient à utiliser le présent four traditionnel sans squelette, le temps de carbonisation devrait être au-delà de 2 h30 min pour espérer

atteindre une carbonisation totale pour les matériaux difficiles à carboniser. Cependant, conformément à Brasquet et Le Cloirec, (1997); Masson et *al.* (2015), ce four ne peut être utilisé pour l'activation car selon ces auteurs la température d'activation doit être comprise entre 450 et 900 °C.

#### VI-1-4 Evolution des paramètres physiques et chimiques dans l'eau de lavage et de rinçage du charbon actif *Borassus aethiopum* (CA-BA)

Le charbon à l'état brut et activé peut libérer des impuretés lors de son utilisation. Ces impuretés pourraient impacter négativement la qualité de l'eau. Ces impuretés peuvent être liées à une fraction en poudre non éliminée lors du tamisage ou aux résidus liés à l'imprégnation. Pour éviter cette contamination, le lavage du charbon est une étape essentielle. Ainsi, pour obtenir un charbon sans impact négatif, certains paramètres physicochimiques ont été suivis au cours du lavage. En effet, Cheah et *al.* (2016); Menya et *al.* (2018) soutiennent que le lavage du charbon permet d'éliminer les résidus chimiques dus à l'imprégnation chimique du charbon. Ainsi, au cours du lavage de leur charbon à base des coques de riz imprégné dans une solution de zinc, Kalderis et *al.* (2008) ont rapporté une élimination de 6,5 % de zinc résiduel.

##### VI-1-4-1 Evolution de la concentration en phosphate dans l'eau de lavage et de rinçage du charbon actif *Borassus aethiopum* (CA-BA)

La figure 37 représente les différents lavages et rinçages que le charbon a subis après son imprégnation.

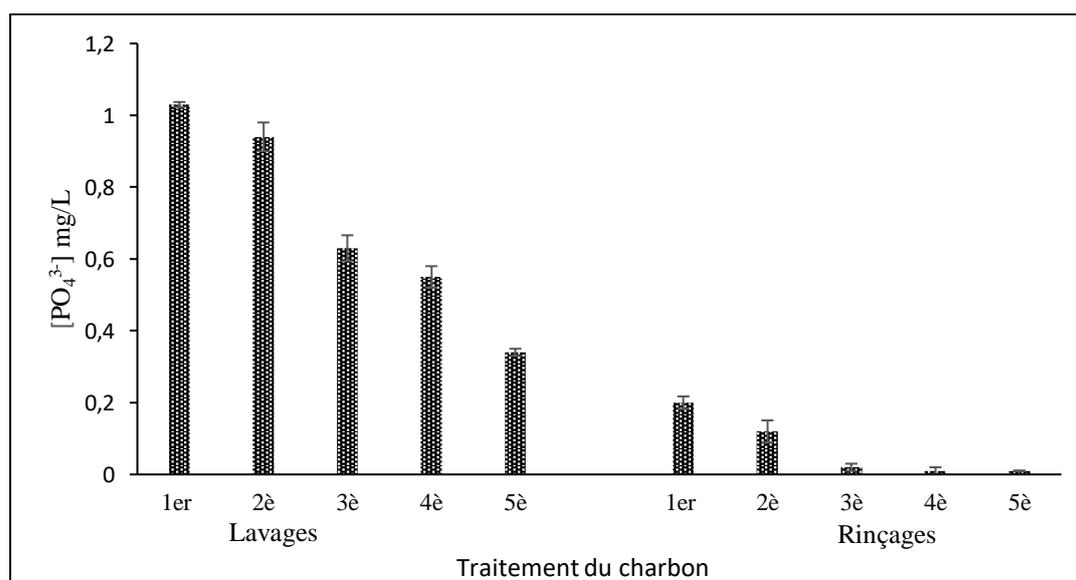


Figure 37: Elimination du phosphore dans le charbon activé

5 lavages à chaud ont permis de diminuer le taux des orthophosphates de 1 mg/L à 0,3 mg/L. Par la suite, 5 rinçages ont été nécessaires pour réduire le phosphore à 0,01 mg/L. Ce taux élevé de phosphore dans le charbon est dû à l'enrichissement de cette plante en cet élément. En effet, Ali et *al.* (2010) ont prouvé que le *Borassus aethiopum* renferme 567,2 mg P/100 g de matières fraiche. Etant donné que le phosphore est un facteur dont la valeur maximale dans l'eau potable ne doit pas excéder 0,4 mg/L (l'OMS, 2011) ce qui a suscité son élimination.

#### VI-1-4-2 Evolution de la concentration en ions cuivre au cours du lavage et de rinçage du charbon actif *Borassus aethiopum* (CA-BA)

Le charbon actif produit étant destiné au traitement de l'eau potable, il a fallu l'élimination des ions cuivre au risque d'impacter la qualité de l'eau filtrée. Le cuivre est un métal important pour la vie humaine surtout dans la constitution des tissus chez les enfants à des quantités faibles (Health, 2012). Son évaluation dans l'eau de lavage et rinçage est initiée à cause de la présence d'ions cuivre dans la solution de sulfate de cuivre utilisée pour imprégner le charbon (Figure 38).

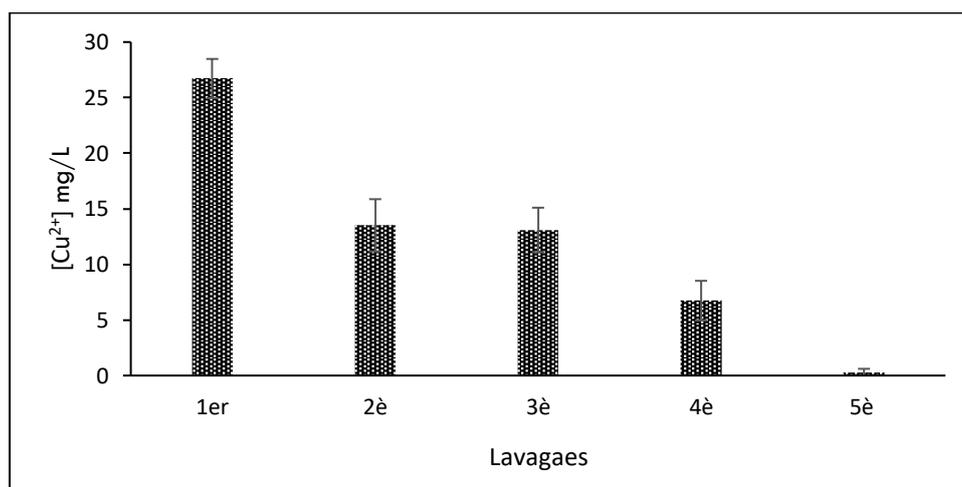


Figure 38: Evaluation des ions cuivre dans l'eau de lavage et de rinçage du charbon actif de BA

La figure 34 montre que le lavage à chaud est efficace pour éliminer les ions cuivre résiduels. En effet, du premier lavage au cinquième lavage, la concentration moyenne en ion cuivre dans l'eau de lavage est passée de 26,72 mg/L à 0,24 mg/L. La valeur de 0,24 mg/L obtenue en fin de lavage étant supérieure à 900 µg/jour qui est la valeur limite qu'il faut pour un individu de 19-70 ans (Health, 2012), un rinçage s'est imposé. Ainsi, un seul rinçage a suffi pour réduire les ions cuivre à 0,01 mg/L. Cependant, cette valeur reste toujours supérieure à la valeur exigée. Alors, un second rinçage a été nécessaire pour réduire les ions cuivre en dessous de la valeur limite de leur détection qui est de 5 µg (Rodier et Legube, 2009). C'est

ainsi que des valeurs de concentrations nulles sont enregistrées à partir du deuxième rinçage. Cette élimination par lavage des ions cuivre corrobore avec l'étude de Kalderis et *al.* (2008) qui ont pu éliminer 6,5 % d'ions zinc par simple lavage.

#### **VI-1-4-3 Evolution du potentiel d'hydrogène (pH) de l'eau de lavage et du rinçage du *Borassus aethiopum* (CA-BA)**

Le pH est un paramètre très important dans le domaine de l'eau potable. L'OMS (2011) prévoit un pH compris entre 6,5 et 8,5. Alors, pour éviter que celui du charbon influe sur celui de l'eau traitée, son évaluation a été nécessaire pour s'assurer de son évolution et de son impact éventuel. La figure 39 montre un pH qui tend vers 7. En effet, avec un pH = 4,48 acide dès le premier lavage, celui-ci a augmenté pour atteindre la valeur de 5,38 au cinquième lavage à chaud. L'acidité élevée au début du lavage implique que le charbon contenait beaucoup de cendre responsable du caractère acide. Alors, une élimination croissante des cendres favorise une augmentation du pH de l'eau de lavage. Au final, un pH moyen de 6,95 proche de 7 a permis de mettre fin au rinçage.

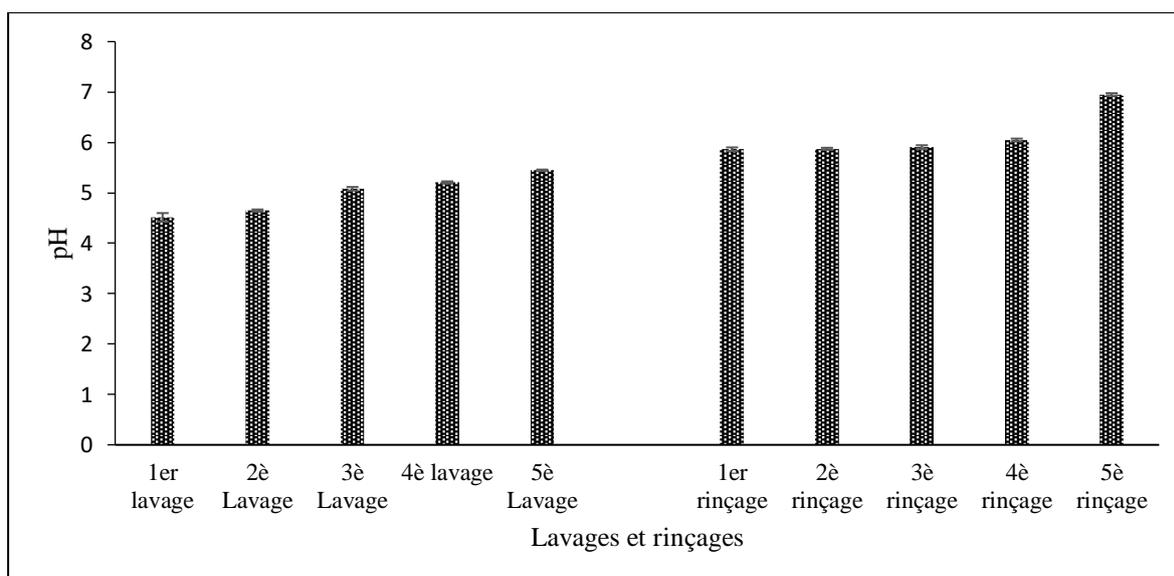


Figure 39: Evaluation du pH de l'eau de lavage et de rinçage du charbon

#### **VI-1-4-4 Evolution de la turbidité de l'eau de lavage et de rinçage du *Borassus aethiopum* (CA-BA)**

L'aspect trouble d'une eau de lavage du charbon montre que celui-ci est capable de libérer des impuretés dans l'eau lors de la filtration.

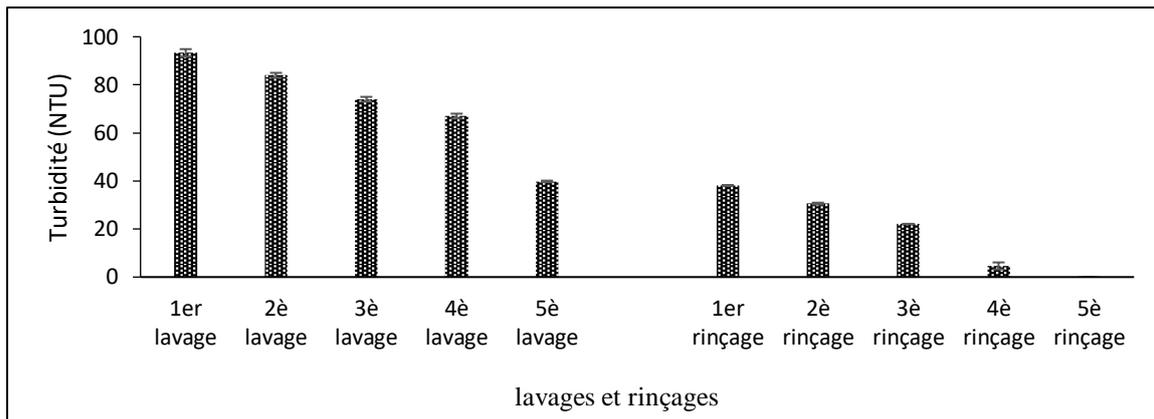


Figure 40: Evaluation de la turbidité dans l'eau de lavage et de rinçage du charbon

Ces impuretés pourraient être la fraction en poudre du charbon qui n'a pu être éliminée lors du tamisage. Pour éviter cet impact négatif, la turbidité de l'eau de lavage a été suivie. Ainsi, les 5 lavages et les 5 rinçages associés ont permis de réduire la turbidité à une valeur de 0,05 NTU (Figure 40). En outre, la nécessité de réduire la turbidité de l'eau de lavage répond aux exigences de l'OMS (2011) qui prévoit une valeur inférieure à 1 NTU dans l'eau traitée. EPA, (2011) et Bischoff et *al.* (2012) sont plus exigeants car pour eux, la turbidité de l'eau traitée doit avoir une valeur comprise entre 0,1 et 0,5 NTU. Cette diminution de la turbidité au fil des lavages et rinçages est en accord avec le constat de Garba et *al.* (2014). Ils ont fait une remarque similaire au cours du lavage successif du charbon actif des coques de *Borassus aethiopum*.

#### VI-1-4-5 Evolution de la conductivité de l'eau de lavage et du rinçage du *Borassus aethiopum* (CA-BA)

La conductivité est un paramètre qui permet de juger de la capacité de conduction du courant. Sa valeur peut être influencée par la présence de certains cations tels que les ions cuivre. Ainsi, le charbon ayant subi un traitement au sulfate de cuivre, ceux-ci se retrouvent dans l'eau de lavage. Cette présence d'ions  $\text{Cu}^{2+}$  a dû influencer la conductivité. Ce qui explique sa valeur élevée (2600,33  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) au premier lavage. Au regard de la figure 41, l'on observe une diminution progressivement de la conductivité avec le nombre croissant de lavage et de rinçage pour atteindre une valeur moyenne de 202  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Figure 37). A partir du deuxième rinçage la conductivité de l'eau de rinçage est restée constante. Ce qui montre que la conductivité est liée à la présence des ions cuivres. En effet, cette constance des valeurs de la conductivité à partir du premier rinçage peut s'expliquer par une absence d'ions cuivre dans l'eau de rinçage comme constaté à la figure 27. Par ailleurs, cela ne signifie pas que le charbon

est totalement débarrassé des ions cuivre car ceux-ci peuvent s'incorporer dans le charbon et sans être détectés dans l'eau de lavage (Rodier et *al.* 2009).

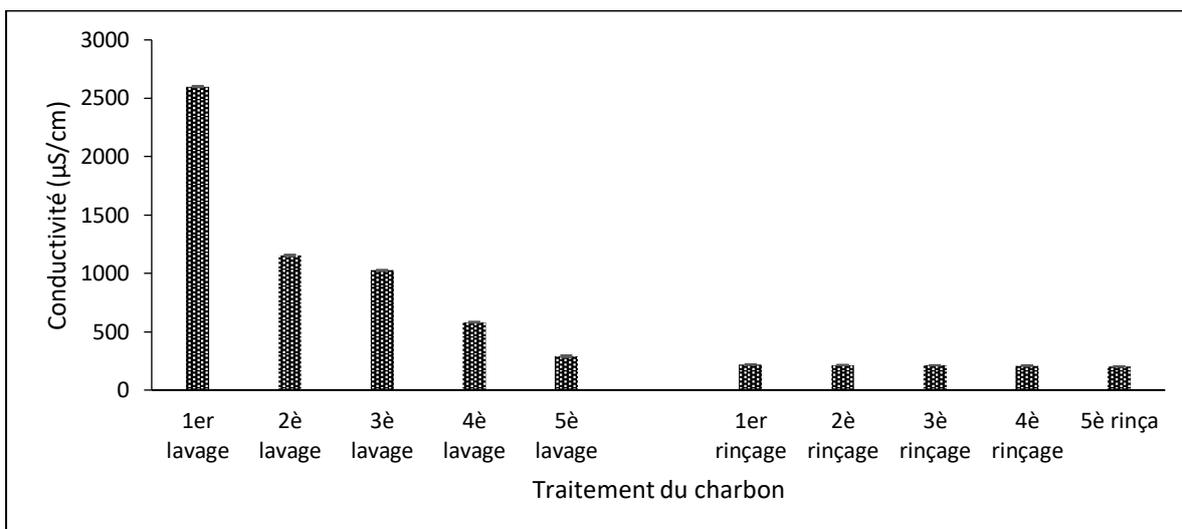


Figure 41: Evaluation de la conductivité dans l'eau de lavage et de rinçage du charbon

## VII Caractéristiques du charbon

Certaines caractéristiques du charbon (l'indice d'iode, l'indice de bleu de méthylène, le taux de cendre, le pH, le taux d'humidité et l'indice d'activation) ont été évaluées (tableau XII). Un indice d'iode de 958,09 mg/g est obtenu avec le CA-BA. Cet indice élevé montre que le charbon actif de *Borassus* est microporeux. En effet, l'indice d'iode est caractéristique de micropores (Konan, 2019).

Tableau XII: Quelques caractéristiques du charbon actif de *Borassus aethiopum*

Caractéristiques	Valeurs	Unité
Indice d'iode	958,09	(mg/g)
Indice de bleu de méthylène	28,8	(mg/g)
Taux de cendre	2,89	%
pH	5	
Taux d'humidité	4,04	%
Indice d'activation	54,47	%

Quant à la valeur faible de l'indice de bleu de méthylène (28 mg/g), il traduit une faible capacité du CA-BA à adsorber les grosses molécules. En plus, les valeurs de 2,89 % et 4,04 % respectivement pour le taux de cendre et d'humidité sont caractéristiques d'un végétal apte à la production de charbon actif. Ceux-ci sont comparables à ceux de Ouattara et *al.* (2014). La valeur de 2,89 % de taux de cendre obtenue étant inférieure à 10 % et 20 %, cela

permet de confirmer que le charbon est de qualité avec une bonne capacité d'adsorption. En outre, pour, Richard, (1970), le taux de cendre doit être strictement  $< 10\%$  surtout quand le charbon est destiné au traitement d'eau potable. Tout comme Richard,(1970), Faust et Aly, (1998) ont estimé qu'un bon charbon doit avoir un taux de cendre inférieur à  $6\%$  au lieu de  $10\%$ . Aujourd'hui, ce pourcentage est fixé à  $20\%$  (Ayrat 2009; Ouattara *et al.*, 2014). Au regard du taux de cendre faible, en accord avec Ouattara *et al.* (2014), le charbon actif de BA est compétitif et apte à la production d'eau potable. Par ailleurs, l'indice d'activation du charbon est un paramètre aussi important. La valeur de  $54,47\%$  obtenue lors de l'activation du charbon de *Borassus aethiopum* montre qu'il y a eu effectivement une activation du charbon (Benhamed, 2016).

### VII-1 Potentiel d'hydrogène (pH) de point de charge nulle du *Borassus aethiopum* (CA-BA)

Le tracé de  $\Delta pH = f(pH_i)$  est représenté par la figure 42. La première partie avec des valeurs positives se situe entre les valeurs de  $pH = 2$  et  $pH = 5$  exclus et la seconde partie avec des  $\Delta pH < 0$  est comprise entre  $pH = 5$  et  $pH = 12$ . La courbe ayant intercepté la droite des abscisses au point de  $pH = 5$ , cette valeur représente le pH de charge nulle. Cela traduit que le charbon est de nature acide car le pH de charge nulle est inférieur à  $7$ .

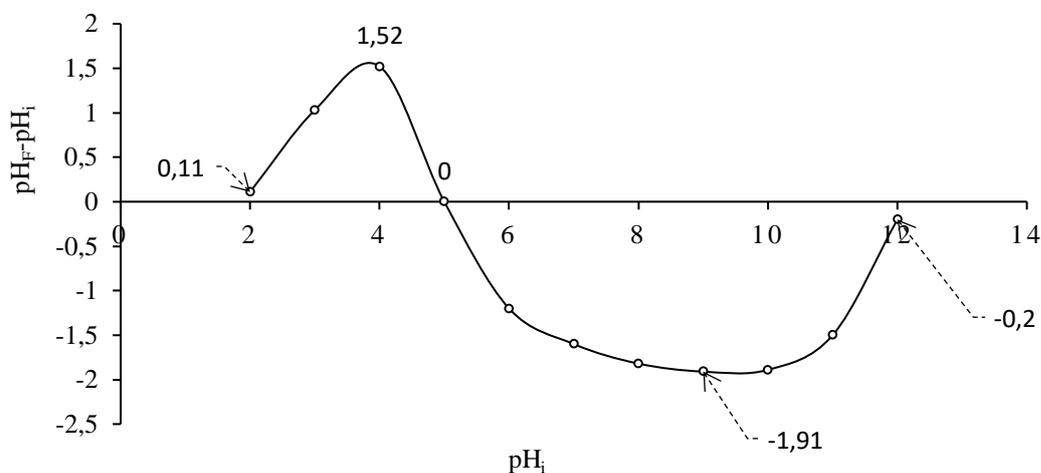


Figure 42: Détermination du pH isoélectrique

En effet, la détermination du pH isoélectrique est nécessaire dans le sens où il permet d'amplifier l'adsorption d'un polluant sous sa forme ionique. C'est dans ce sens que, Kavitha et Namasivayam, (2007); Mazarji *et al.* (2017) ont montré qu'en milieu aqueux dont le pH est supérieur au pH isoélectrique, le charbon perd ses protons qui sont remplacés par les groupes hydroxyles et devient attracteur de cations. Dans le cas contraire, les protons sont renforcés et

le charbon devient attracteur d'anions. Dans cette étude, le CA-BA sera attracteur d'anions pour un  $\text{pH} < 5$  et de cation pour un  $\text{pH} > 5$ . Ce constat est conforme à celui de Konan et *al.* (2019) qui ont trouvé un  $\text{pH}_{\text{Cn}} = 2,4$ . En effet, pour une valeur de  $\text{pH} = 5,3$  de l'eau, ils ont remarqué une bonne réaction entre l'ozone chargé négativement et les groupements acides à la surface du charbon.

## VII-2 Composition chimique de la surface du charbon

L'analyse du spectre à infrarouge indiqué par la figure 43 a permis de collecter les informations consignées dans le tableau XIII. Le charbon actif de *Borassus aethiopum* renferme des groupements fonctionnels O-H correspondant aux vibrations d'élongation 723, 750 et 3200  $\text{cm}^{-1}$ . Ainsi, en se référant aux affirmations de Mamaní et *al.* (2019); Yorgun et Yildiz (2015), les composés chimiques possibles seraient les composés aromatiques. Quant au groupement fonctionnel C-H, il est apparu aux longueurs d'onde 1200  $\text{cm}^{-1}$ . Alors, en accord avec Shafeeyan et *al.* (2010); Sricharoenchaikul et *al.* (2008), les composés chimiques possibles sont des quinones. Aussi, des composés chimiques tels que les acides carboxyliques et ester sont présents.

Tableau XIII: Paramètres à Infrarouge à Fourier de transformé

Vibration d'élongation (cm-1)	Groupements fonctionnels	Composés chimiques possibles
723, 750	O-H	Composés aromatiques
1200 ; 3000	C-H	Quinones
1300	C=O	Esters
1600-1800 ;	C=O	Acide carboxylique
1330–1530	N-H	Composés azotés
1000–1220	C-OH	Groupe phénolique
3200	O-H	Esters

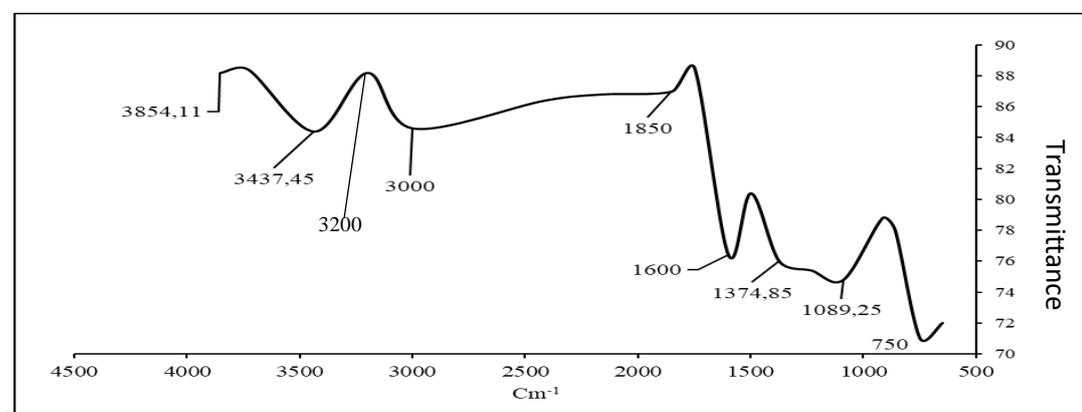


Figure 43: Spectre à infra-rouge du CA-BA

Cette présence est déduite de la présence de groupements fonctionnels C=O détectés aux vibrations d'élongation 1300 en accord avec (Meldrum et Rochester (1990); Shafeeyan et al. (2010). Pour finir, aux intervalles de 1330-1530  $\text{cm}^{-1}$  et 1000-1220  $\text{cm}^{-1}$  l'on observe la présence respective de groupement fonctionnels N-H et C-OH. Au regard de ces groupements fonctionnels et en se référant à Shafeeyan et al. (2010), il y a présence de composés azotés et des groupes phénoliques.

### VII-2-1 Structure d'une surface oxygénée du charbon actif de *Borassus aethiopum*

D'après la structure de charbon actif proposée par Li et al. (2009); Shafeeyan et al. (2010), plusieurs composés chimiques oxygénés sont détectables à la surface du charbon actif en tenant compte des groupements fonctionnels présents. En se référant à cette structure, et en l'absence des composés tels que les lactones, les carbonyles et les anhydrides dont les groupements fonctionnels responsables n'ont pas été détectés par le spectre à infrarouge du charbon actif de *Borassus aethiopum* (CA-BA), une structure oxygénée du charbon actif de *Borassus aethiopum* pourrait se présenter comme la figure 44 (Koné et al., 2020).

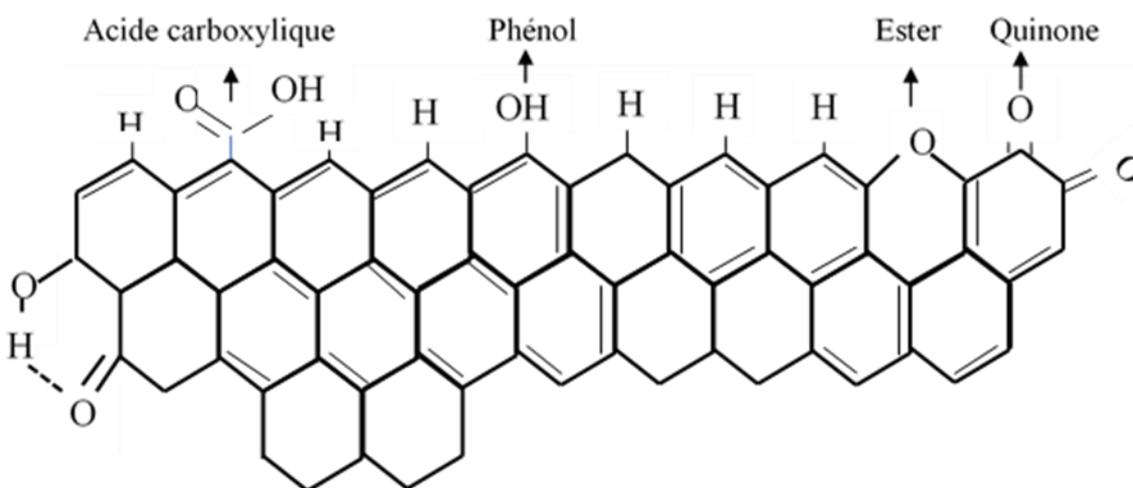


Figure 44: Exemple de représentation de la surface du charbon selon les groupes fonctionnels possibles

Les composés absents sont remplacés par des hydrogènes. Par ailleurs, le charbon actif de *Borassus aethiopum* possède des composés azotés qui constituent les composés basiques à la surface du charbon (Shafeeyan et al., 2010).

### VII-2-2 Structure du charbon actif de *Borassus aethiopum* en milieu aqueux

Le charbon étant destiné au traitement de l'eau qui contient des paramètres chimiques inorganiques et conformément à Molary et al. (2006), une évaluation de son état en solution dont le pH est supérieur au sien pourrait se représenter comme indiqué par la figure 45.

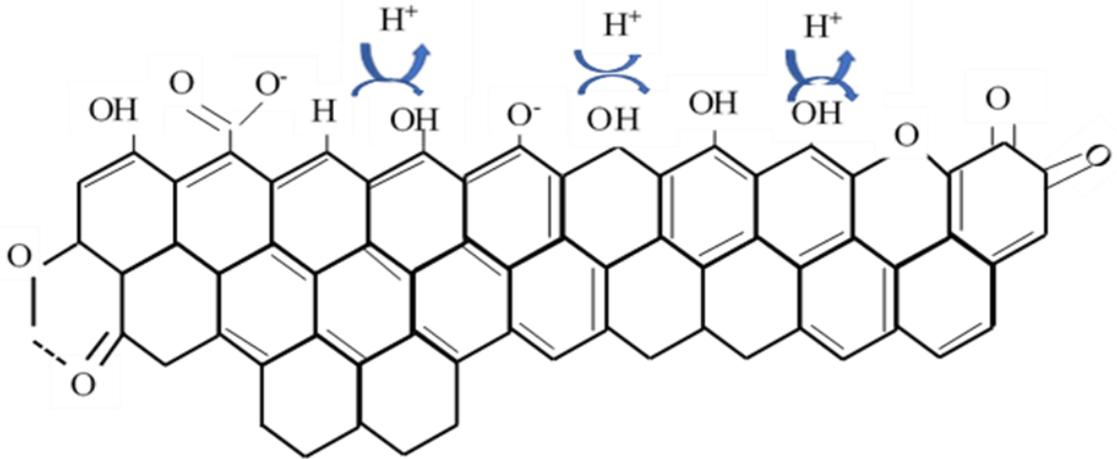


Figure 45: Aspect de la surface du charbon de BA en solution dont le pH est supérieur au pH<sub>Cn</sub>

Conformément, à Mazarji et *al.* (2017); Radovic et *al.* (2000), en solution plus basique, le charbon actif perd ses H<sup>+</sup> qui sont substitués par les OH<sup>-</sup>. Le charbon de *Borassus aethiopum* ayant un pH<sub>Cn</sub> = 5 qui est inférieur au pH de l'eau, il perdra ses H<sup>+</sup> au détriment des OH<sup>-</sup> comme l'indique la figure 43. Cette situation liée au pH<sub>Cn</sub> et celui de la solution, influence l'adsorption des polluants. En effet, une fois les H<sup>+</sup> du charbon sont substitués par les OH<sup>-</sup>, il devient attracteur de polluants portant des charges positives.

### VII-3 Diffraction DRX du *Borassus aethiopum* (CA-BA)

La diffraction du CA-BA est indiquée la figure 46. En observant le diffractogramme, l'on retrouve de la digénite (Cu<sub>1,8</sub>S) et de la ténorite (CuO).

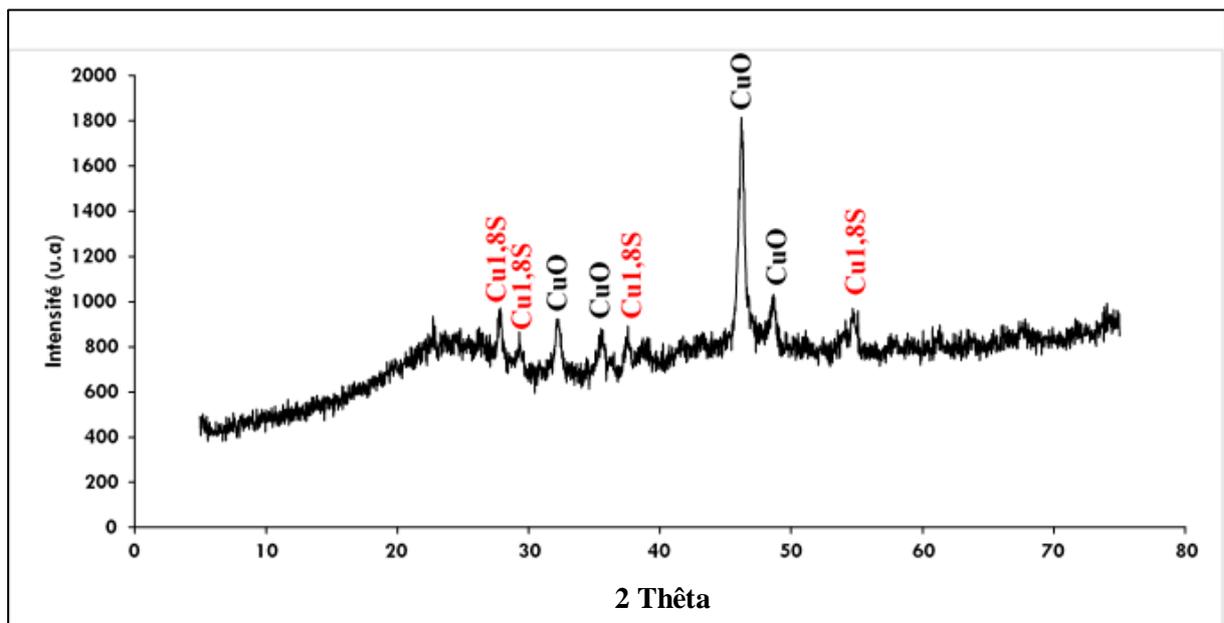


Figure 46: Spectre de diffraction du charbon de *Borassus aethiopum* activé avec du sulfate de cuivre

La présence de ces deux éléments dans le charbon permet de comprendre qu'en dépit du lavage du charbon dont l'eau de lavage a donné des valeurs nulles au spectromètre d'absorption atomique, qu'il existe du cuivre au sein du charbon (Koné et *al.*, 2020). Ces deux composés sont observés à des pics distincts et à des distances différentes dans un premier temps puis à la même distance et à la même valeur  $2\theta$ . Individuellement, la digénite est observée à des valeurs de  $2\theta = 27,83$ ,  $2\theta = 29,4$ ,  $2\theta = 37,55$  et  $2\theta = 54,74$  correspondantes respectivement à des distances radiales 3,2 ; 3,04 ; 2,89 et 1,67 Å. Quant à la ténorite, elle est observée à des distances radiales de 2,32 et 1,87 Å qui ont pour positions angulaires respectives de  $2\theta = 38,79$  et 48,63. En ce qui concerne leur apparition concomitante, les distances radiales 2,78 ; 2,52 et 1,96 avec des valeurs respectives de  $2\theta = 32,16$  ; 35,57 et 46,25°. Cependant, une remarque est celle de la présence seulement de ces deux éléments au centre du diffractogramme. Cette présence de la digénite au centre du diffractogramme corrobore avec le constat de Altaweel (2014) qui a observé la présence de CuO au centre en faisant la diffraction du cuivre. Par ailleurs, la ténorite formée peut rentrer en réaction avec d'autres composés chimiques en solution aqueuse acide et formée divers composés dont les ions  $\text{Cu}^{2+}$ , le  $\text{CuCl}_2$ , le  $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$  et  $\text{CuSO}_4$ .

#### VII-4 Forme cristalline du charbon actif de *Borassus aethiopum* (CA-BA)

Le spectre Raman permet de déterminer le degré cristallin du matériau (Figure 44).

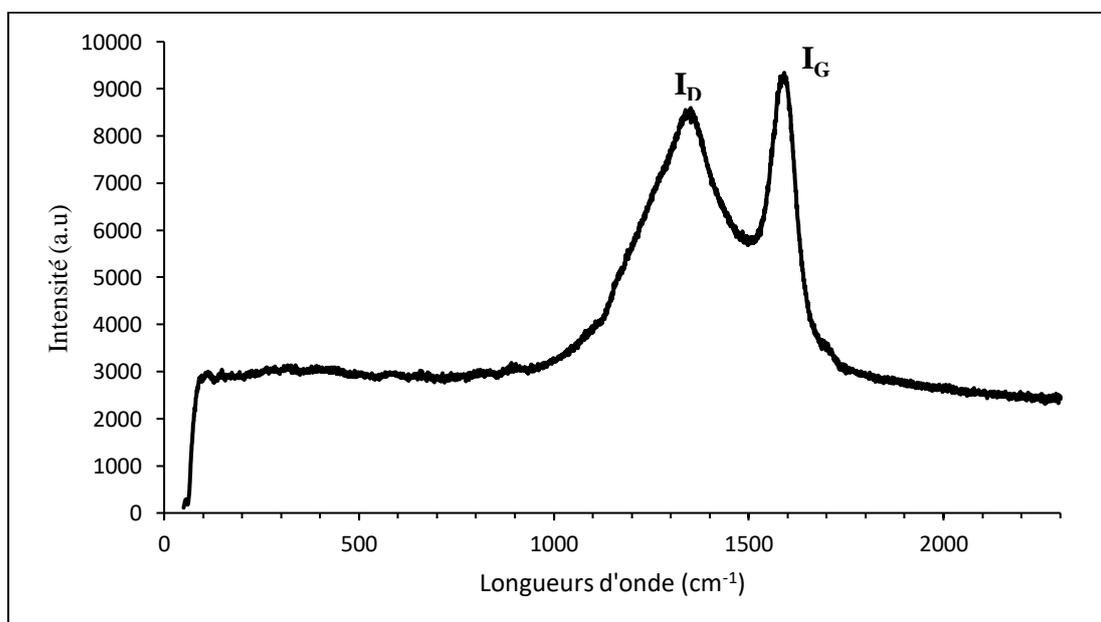


Figure 47: Spectre Raman du CA-BA

En général, deux pics (D et G) apparaissent sur le spectre Raman. Le pic G qui exprime la teneur en carbone graphite et le pic D le diamant apparaissent respectivement à des longueurs

d'onde comprises entre 1350 et 1355  $\text{cm}^{-1}$  puis entre 1570 et 1585  $\text{cm}^{-1}$  (Sreńscek-Nazzal et Kielbasa, 2019). Selon Sreńscek-Nazzal et Kielbasa (2019); Wang et al. (2008) il est possible de connaître la propriété texturale d'un charbon en faisant le rapport  $I_D/I_G$ . Dans cette étude, le spectre Raman indiqué par la figure 43 présente deux pics. Le premier pic D est apparu à la longueur d'onde 1348,99  $\text{cm}^{-1}$  avec pour intensité 8566,19 a.u et le second pic est apparu à la longueur d'onde 1591,21  $\text{cm}^{-1}$  avec pour intensité 9342.15 a.u. En déterminant le coefficient du rapport  $I_D/I_G$ , la valeur de 0,9 est obtenue (Cao et al., 2019; Ouyang et al., 2019). D'après ces auteurs une valeur très élevée du rapport  $I_D/I_G$  implique une structure de carbone mal organisée et un charbon actif défectueux. Au regard du coefficient obtenu et en accord avec ces auteurs, le charbon de CAB a une structure carbonée organisée ce qui fait de lui un charbon de qualité.

Par ailleurs, conformément aux résultats de Sreńscek-Nazzal et Kielbasa, (2019) qui ont obtenu des rapports  $I_D/I_G < 1$  variant de 0,55 à 0,70, le charbon de *Borassus aethiopum* à une graphitisation élevée (Liu et al., 2016; Sun et al., 2019). Aussi, l'apparition du pic G obtenu à la longueur d'onde 1591,27  $\text{cm}^{-1}$  comme l'ont souligné Y. Li et al. (2019), permet de dire que le charbon a une structure ordonnée.

### VII-5 Volume et masse volumique du charbon

Les conditions initiales appliquées lors des mesures du volume et la densité avec le pycnomètre sont résumées dans le tableau XIV

Tableau XIV: Volume et masse volumique du charbon

Paramètres	Valeurs	Volume moyen du charbon	Masse volumique moyenne du charbon
Température	24,34 °C		
Masse du charbon	1,6107 g		
Volume de la cellule	17,8662 $\text{cm}^3$	(1,0052 ± 0,0027) $\text{cm}^3$	(1,6024 ± 0,0044) $\text{g/cm}^3$
Volume détente	73,7 $\text{cm}^3$		
Pression d'équilibre	0,005 bar		

Le CA-BA a une densité de 1,60  $\text{g/cm}^3$ . Cette valeur de densité supérieure à 0,35  $\text{g/cm}^3$  permet de dire que le charbon utilisé est apte à la constitution d'un filtre qui pourrait fonctionner mieux au cours du traitement de l'eau destinée à la consommation (Fiessinger 1975; LU

Jinyan 2005). En plus d'indiquer le niveau d'activation, la densité influe sur la qualité et le prix du charbon (LU Jinyan, 2005). En effet, pour LU Jinyan, (2005) plus la densité est très élevée, moins le charbon est coûteux.

## VII-6 Composition élémentaire du charbon

L'analyse élémentaire du CA-BA a été réalisée en prenant en compte le carbone, l'azote, l'hydrogène et l'oxygène (Tableau 15) (Gueye, 2015). Cette analyse révèle que le charbon est constitué de 74 % de carbone, de 2,77 % d'hydrogène de 0,69 % d'azote et de 19,48 % d'oxygène. Le pourcentage de carbone obtenu montre que le bois de rônier est riche en lignite et apte à la production d'un charbon actif de qualité (Adinata et al., 2007).

Tableau XV: Composition élémentaire du charbon actif de *Borassus aethiopum*

Eléments	Teneur (%)
N	0,69
C	74
H	2,77
O	19,48

Ce pourcentage en carbone appartient à l'intervalle [50 ; 90] % reconnu par Danish et Ahmad (2018); Daza, Mendioroz, et Pajares (1986) comme étant un moyen de juger de la qualité d'un végétal à produire du charbon actif.

En plus, ce pourcentage est largement au-dessus de ceux trouvés par Gueye, (2015) qui sont 33,48 % et 37, 43 % respectivement pour les coques d'arachide et les coques de coco. Les branches de *Borassus aethiopum* sont donc aptes à la production d'un charbon actif de qualité.

## VII-7 Morphologie de surface du charbon

### VII-7-1 Comparaison des photographies des charbon actif non lavé (CA-NL) et le charbon actif de *Borassus aethiopum* (CA-BA)

Les photographies des charbons non activé (Figure 48a) et activé (Figure 48b) montrent que le CA-BA est fortement poreux. Toute fois ces photographies montrent de nombreuses différences. Il apparaît de nombreux débris obstruant les pores du charbon non activé. Ces débris disparaissent suite aux lavages appliqués au charbon après son activation Figure 38B. tout cela offre au charbon activé une grande possibilité d'adsorption des polluants. Ce qui justifie son choix pour le traitement de l'eau.

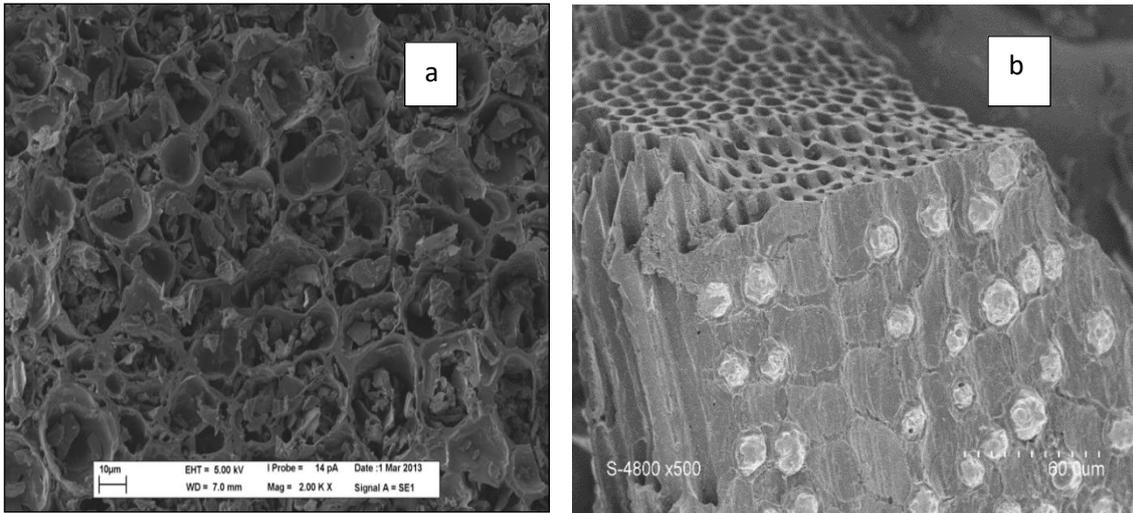


Figure 48: Microscopie électronique à balayage du charbon activé non lavé(a) et activé lavé (b)

### VII-7-2 Morphologie du charbon actif

Pour une meilleure appréciation de la morphologie du charbon actif, différentes faces ont été observées au microscope électronique à balayage (Figure 49).

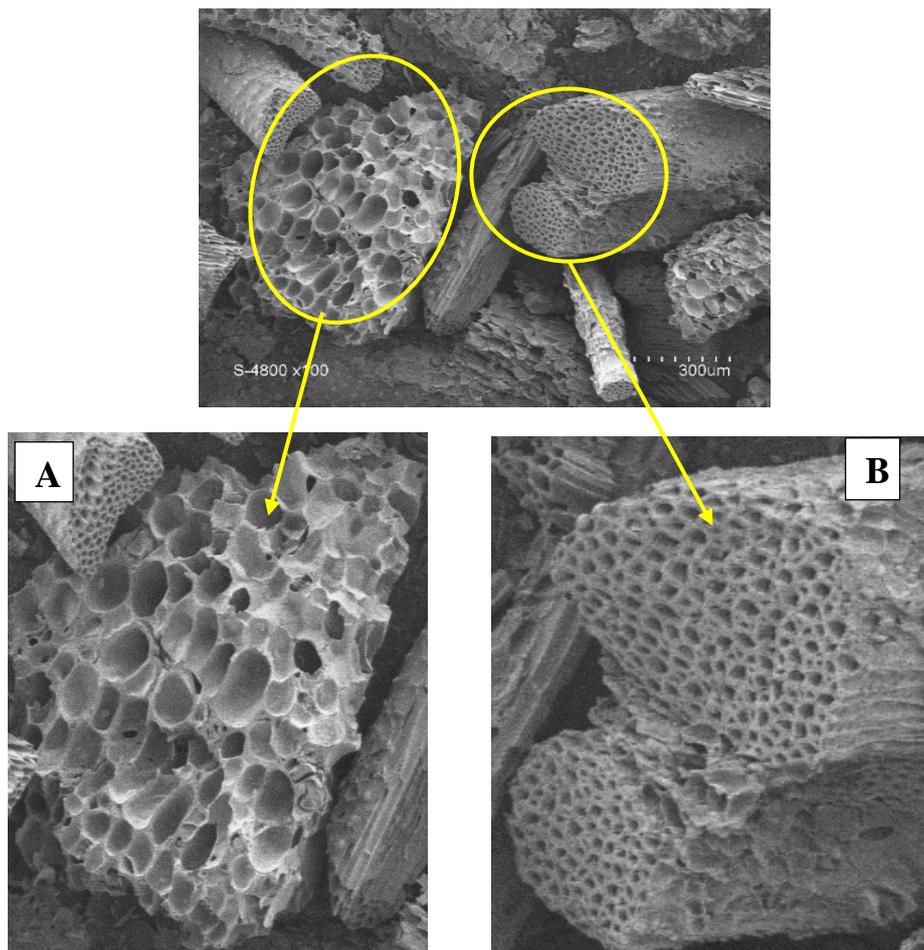


Figure 49: Morphologie du charbon vu au microscope électronique à balayage

Il ressort de cette photographie que le charbon actif est fortement poreux. Cette porosité est un mélange de plusieurs types. L'on peut observer d'un côté des pores plus larges qui pourraient être des mésopores voir des macropores (Figure 45A) et d'autre part des pores plus réduits qui pourraient être des micropores (Figure 46B). Cette morphologie composée de plusieurs pores a été constatée par Garba *et al.* (2014) qui ont utilisé des coques des fruits de *Borassus aethiopum*. Alors, pour s'assurer de la composition réelle de la surface du charbon, la méthode DFT a permis de déterminer la distribution des pores.

### VII-8 Volume et distribution des pores

La détermination du volume des pores du charbon est un paramètre important pour identifier le type de pores à la surface (Figure 50). En considérant la méthode t-plot, le volume des pores a été de  $0,585 \text{ cm}^3/\text{g}$ . Ce volume traduit la microporosité en tenant compte de la classification d'IUPAC. En effet,  $0,585$  appartient à l'intervalle  $[0,2 ; 0,6]$  qui est l'intervalle défini pour les charbons de bonne qualité et microporeux.

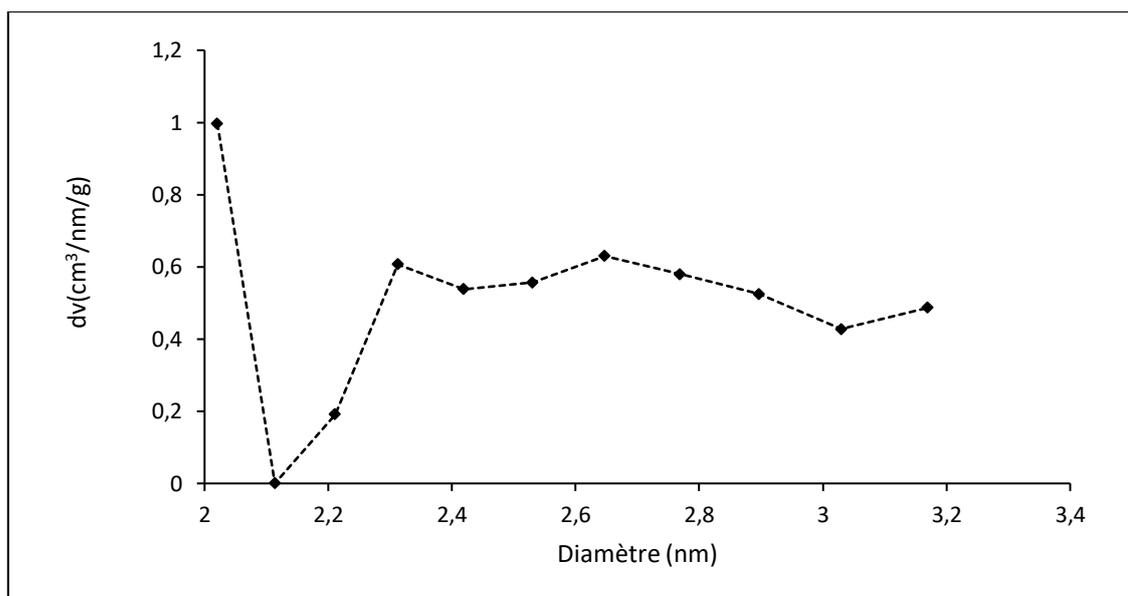


Figure 50: Distribution des pores par la méthode DFT

En plus du volume des pores, le diamètre  $2,76 \text{ nm}$  obtenu avec la méthode DFT traduit la mésoporosité. En effet, selon la classification IUPAC reprise par Gueye, (2015), lorsque le rayon est compris entre  $2 \text{ nm}$  et  $50 \text{ nm}$ , la surface du charbon renferme des mésopores. Alors, en s'accordant avec Alves *et al.* (2019) qui ont rapporté que la mésoporosité et la microporosité favorisent le mouvement de l'adsorbant au sein de l'adsorbant entraînant une meilleure adsorption, il peut être affirmé que le CA-BA est un bon adsorbant.

## VII-8 Surface spécifique par la méthode Brunauer, Emmett et Teller (BET)

Les autres caractéristiques du charbon portant sur la texture sont consignées dans le tableau XVI.

Tableau XVI: Autres caractéristiques du charbon actif de *Borassus aethiopum* (CA-BA)

Caractéristiques	Unités	Valeurs
Surface BET ( $S_{BET}$ )	$m^2/g$	1431,61
Surface micropore ( $S_{mic}$ )	$m^2/g$	1074
$S_{ext} / S_{BET}$		0,75 or 75%
Surface externe ( $S_{ext}$ )	$m^2/g$	1432
Volume total de pores ( $V_{pt}$ )	$cm^3/g$	0,9715
Volume micropore ( $V_{micr}$ )	$cm^3/g$	0,2798
C		4,929
Diamètre des pores (DFT)	nm	2,76
Diamètre des pores(BJH)	nm	1,853

La surface spécifique du charbon a été déterminée selon la méthode BET grâce à l'appareil quantachrome NovaWin 11.03. Le CA-BA préparé a donné une surface spécifique de 1431  $m^2/g$ . Cette surface spécifique est représentative d'un charbon de haute qualité (Knappe et *al.*, 1998). En effet, selon (Knappe et *al.*, 1998), un charbon de bonne qualité doit avoir une surface spécifique appartenant à l'intervalle [500 ; 1500].

Aussi, cette surface est-elle comparable à celle trouvée par Rezma et *al.* (2019) qui est de 877  $m^2/g$  et à celle trouvée par Garba et *al.* (2014) qui est de 795,21  $m^2/g$ . La constante C de 4,929  $\gg 1$  permet de déduire qu'il existe une forte affinité entre l'adsorbat et l'adsorbant.

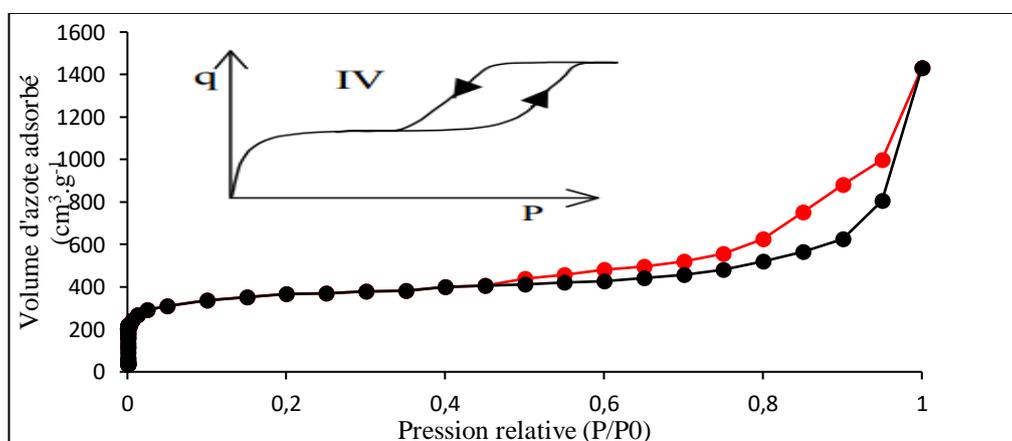


Figure 51: Isotherme d'adsorption/désorption du nitrate à 77 K

En plus, l'observation de la courbes d'isotherme d'adsorption/désorption du nitrate à 77 K (Figure 51) indique une isotherme de type IV. Conformément à la classification de IUPAC, le CA-BA renferme des micropores mais reste plus mésoporeux.

### **Conclusion partielle**

Au terme de la caractérisation du charbon actif, il ressort que le charbon actif de *Borassus aethiopum* possède des caractéristiques qui permettent de le classer parmi les charbons actifs de bonne qualité. Avec sa surface spécifique de 1431 m<sup>2</sup>/g, le charbon actif possède des mésopores et micropores avec une distribution de pores moyens de 2,76 nm. Au regard de ses caractéristiques, dont 74 % de carbone, le bois de *Borassus aethiopum* est apte à la production du charbon actif. En définitive, l'on peut affirmer que le four artisanal construit est apte à la production de charbon actif car il est efficace pour la carbonisation et l'activation. Cependant, le charbon produit est-il capable d'adsorber les polluants dissous dans l'eau du lac de Dougba? Pour cela une connaissance des caractéristiques de l'eau brute est nécessaire. Ainsi, le chapitre suivant sera consacré à la caractérisation de l'eau brute du lac.

## Chapitre VII : Caractéristiques de l'eau du lac de Dougba

### Introduction

L'eau de lac est une eau stagnante dont l'une des principales sources d'alimentation est la précipitation. Cette eau étant en contact permanent avec l'atmosphère est sous l'influence de multiples facteurs qui influencent constamment ses qualités physicochimiques et bactériologiques. Dans ce chapitre, l'évolution de ces paramètres avec les précipitations et leur influence mutuelle seront étudiées.

### VII-1 Caractéristiques de l'eau brute

Les valeurs moyennes des caractéristiques physicochimiques de l'eau du lac de Dougba sur deux périodes de l'année sont consignées dans le tableau XVII.

Tableau XVII: Valeurs moyennes des caractéristiques de l'eau brute du lac de Dougba

Paramètres	Saison sèche	Saison pluvieuse	OMS
DCO	(82,18 ± 0,19) mg/L	(58,88 ± 1,30) mg/L	< 30 mg/L
pH	(6,49 ± 0,20)	(6,81 ± 0,20)	6,5-8,5
Température	(28,2 ± 1) °C	(26,85 ± 1,00) °C	< 30° C
Turbidité	(7,83 ± 0,40) NTU	(5,75 ± 0,20) NTU	< 1 NTU
Mg <sup>2+</sup>	(0,16 ± 0,02) mg/L	(0,164 ± 0,03) mg/L	
Dureté	(6,22 ± 0,01) mg/L	(6,46 ± 0,02) mg/L	≤ 30 °f
Ca <sup>2+</sup>	(6,06 ± 0,03) mg/L	(6,295 ± 0,025) mg/L	
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	(0,01 ± 0,00) mg/L	(0,02 ± 0,00) mg/L	< 0,4 mg/L
CaCO <sub>3</sub>	(0,583 ± 0,015) mg/L	(0,73 ± 0,01) mg/L	
Conductivité	(154,95 ± 1,60) µS/cm	(254,45 ± 2,40) µS/cm	200-1000 µS/cm
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	(39,73 ± 0,45) mg/L	(103,23 ± 1,05) mg/L	< 50 mg/L
TAC	(0,456 ± 0,001) mg/L	(0,376 ± 0,001) mg/L	≤ 500 mg/L
COT	(18,89 ± 1,30) mg/L	(12,831 ± 0,23) mg/L	
NT	(0,67 ± 0,01) mg/L	(1,66 ± 0,02) mg/L	
<i>E. Coli</i>	(10 ± 2) UFC	(30 ± 2) UFC	0 UFC
Coli totaux	(50 ± 2) UFC	(70 ± 1,5) UFC	1,5 UFC
Couleur	Très rougeâtre	Moins rougeâtre	Incolore
MES	(26 ± 1) mg/L	(18,60 ± 0,22) mg/L	< 25mg/L
Sulfates	(16,5 ± 1,5) mg/L	(10,86 ± 0,26) mg/L	< 250 mg/L

Les résultats révèlent que l'eau du lac ne respecte pas les normes de qualité fixées par l'OMS (2011). En effet, certains paramètres physicochimiques (Conductivité, pH, turbidité, DCO et NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) et bactériologiques sont au-delà des normes OMS. C'est le cas de la turbidité, de la

demande chimique en oxygène (DCO) et du nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) qui ont varié avec la période. Cela corrobore avec le constat de CAWST, (2013) qui soutient que la qualité de l'eau de surface est fortement influencée par la saison, les types de roches et sols qu'elle traverse. En plus de ces paramètres, l'eau contient très peu de matière en suspension avec une légère élévation en période sèche. Contrairement aux paramètres cités précédemment, d'autres paramètres tels que la dureté, la température,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{CaCO}_3$ , TAC et les  $\text{SO}_4^{3-}$  respectent les normes OMS quelque soit la période d'échantillonnage. Ainsi, grâce à ces informations, l'on peut affirmer que l'eau du lac de Dougba est douce avec une température acceptable.

Cependant, la qualité de l'eau étant la résultante de tous les paramètres considérés selon les normes OMS, cette eau ne peut être consommée sans traitement préalable. En effet, avec des concentrations d'*E. Colis* et de coliformes totaux respectives de 10 et 50 UFC pour la période sèche et 30 et 70 UFC pour la période pluvieuse, l'eau du lac ne respecte pas les normes OMS (2011) qui sont de 0 UFC pour les *E. Colis* et 1,5 UFC pour les coliformes totaux. L'augmentation des concentrations bactériologiques en période pluvieuse serait liée à l'action des eaux de ruissellement qui auraient trimbalé les déchets humains responsables en parties des *E. colis* et Coliformes totaux.

En plus du facteur bactériologique, la coloration de l'eau du lac montre que celle-ci n'est pas potable car selon l'OMS, une eau potable est incolore. Cette forte coloration de l'eau en période de sécheresse est liée aux particules poussiéreuses. En effet, les pluies rares qui sont tombées en période de sécheresse ont à travers leurs eaux de ruissellement trimbalé les particules poussiéreuses.

Pour une meilleure appréhension de certains paramètres, physicochimiques leur évolution mensuelle au cours de l'année 2018 a été nécessaire.

## **VII-2 Pluviométrie de la région du Bélier**

La région du Bélier avec pour chef-lieu la ville de Toumodi constitue une zone de transition. La pluviométrie varie en fonction des saisons comme indiqué par la figure 52.

D'après cette figure, les précipitations de moins de 100 mm sont enregistrées au cours des mois de Janvier, Février, Octobre, Novembre et Décembre en considérant les données pluviométriques de 2018 SODEXAM. Quant aux autres mois de l'année, ils indiquent des pluviométries de plus de 100 mm. Ainsi, ces sept mois marquent la période pluvieuse avec une pluviométrie maximale en Avril. Cependant, il ressort que l'année 2018 a été beaucoup humide car tous les mois ont enregistré des pluies. Cette variation de la pluviométrie pourrait avoir un impact sur la qualité de l'eau de lac dont elle est la principale source d'alimentation.

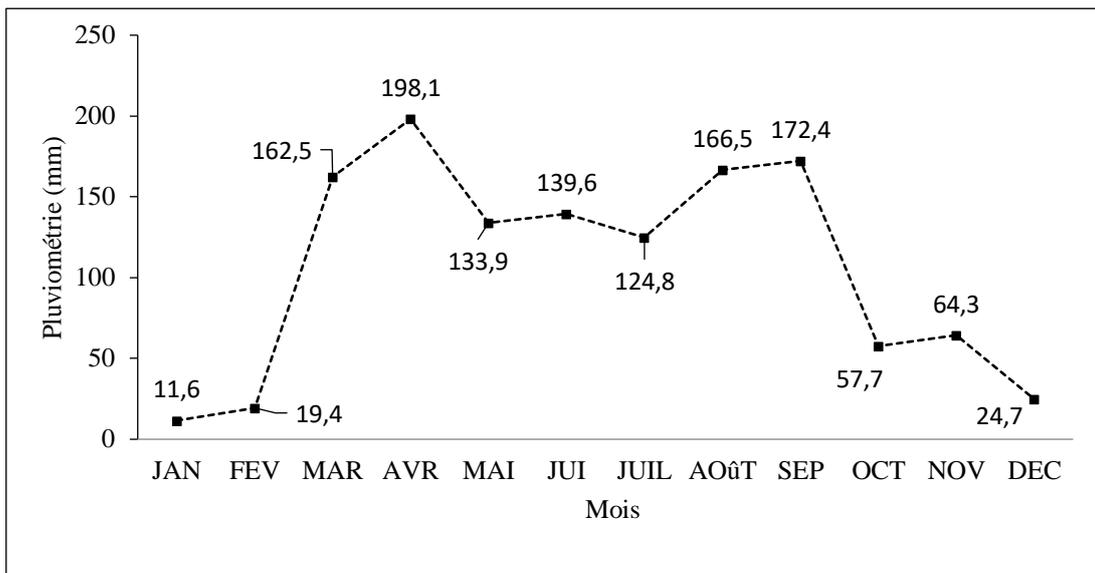


Figure 52: Variation de la pluviométrie de la région du Bélier au cours de l'année 2018

### VII-3 Impact de la pluviométrie sur les paramètres physiques et chimiques du lac de Dougba

#### VII-3-1 Impact de la pluviométrie sur la demande chimique en oxygène (DCO)

La variation de la demande chimique en oxygène (DCO) de l'eau du lac est représentée par la figure 53.

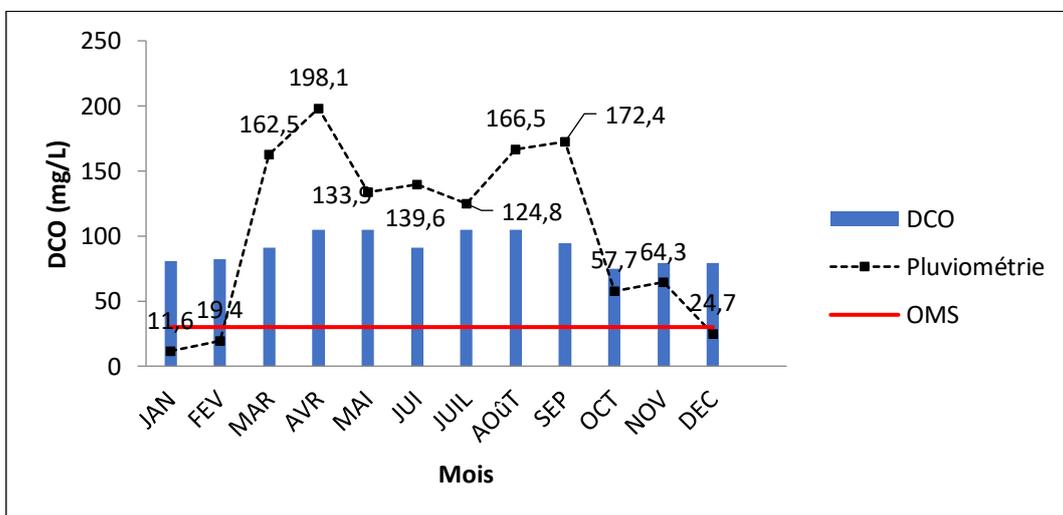


Figure 53: Variation de la DCO au cours de l'année 2018

La DCO varie d'une saison à une autre. Ses valeurs les plus élevées sont observées pendant la période pluvieuse. Cependant, la différence qui existe entre les deux saisons est peu significative avec un p-value = 0.006854. Néanmoins, l'élévation de la demande chimique en oxygène (DCO) en saison pluvieuse pourrait être l'œuvre de certains facteurs climatiques. En

effet, les eaux de ruissellement trimballent toutes sortes de composés en alimentant le lac. Aux nombres de ses composés, il y a la matière organique. Alors, l'augmentation de la DCO pendant la période pluvieuse s'expliquerait par la présence de matières organiques dans les eaux de ruissellement qui sont la principale source d'alimentation du lac. Le même constat a été relayé par Gadhia *et al.* (2012) pendant la saison pluvieuse. Ces auteurs ont obtenu des valeurs de  $(235 \pm 96,16)$  mg/L et  $(118 \pm 31,73)$  mg/L respectivement à la mousson et après la mousson. Quand bien même le paramètre DCO en saison sèche soit inférieure à celle de la saison pluvieuse, elle demeure au-dessus de la recommandation de l'OMS (2011) ( $\leq 30$  mg/L). Les valeurs supérieures à la norme de la DCO pendant les deux saisons, pourraient être liées à une absence d'écoulement de l'eau du lac. En effet, Garzon-Vidueira *et al.* (2020) ont rapporté qu'une absence d'écoulement entraîne une élévation de la concentration des polluants tels que le nitrate et la DCO.

Tout comme la DCO, le COT a varié au cours de l'année 2018 (Figure 54). Cette variation est conforme à celle de la DCO.

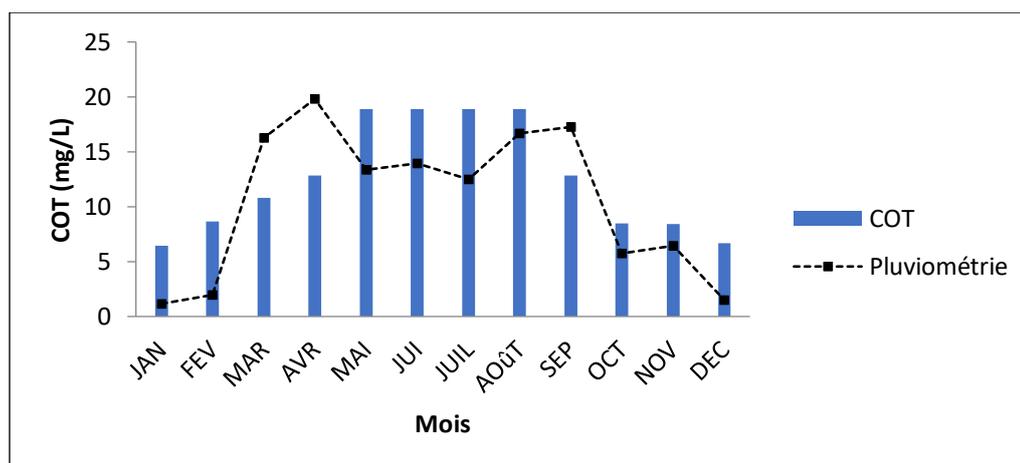


Figure 54: Variation du carbone organique total au cours de l'année 2018

### VII-3-2 Impact de la pluviométrie sur le nitrate et sur l'azote total

La variation du nitrate dans l'eau est indiquée par la figure 55. Il ressort de l'analyse que le nitrate varie au cours de l'année avec de fortes valeurs en saison pluvieuse. Reconnu pour son action dans l'eutrophisation des lacs, le nitrate est un composé chimique dont la valeur dans l'eau de boisson ne doit pas excéder 50 mg/L (OMS, 2011). En effet, le nitrate au cours de son processus de nitrification abouti à des oxydes d'azote tels que les nitrites qui causent l'hémoglobinémie surtout chez les nourrissons. Sa concentration peut varier selon les saisons de l'année (OMS, 2011). Dans cette étude, il existe une différence significative ( $p$ -value = 0.0000007396) entre les concentrations de nitrate pendant les saisons sèches et pluvieuses.

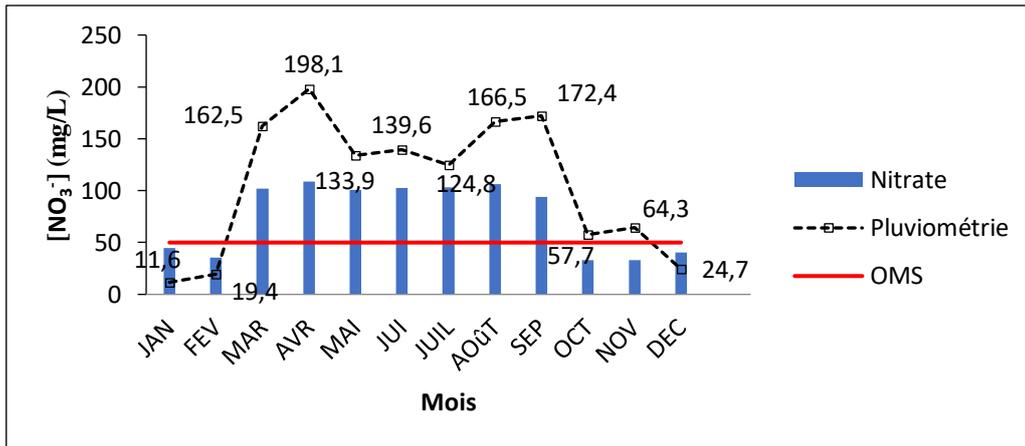


Figure 55: Variation du nitrate au cours de l'année 2018

Des concentrations élevées en nitrate sont observées en saison pluvieuse avec des valeurs variant de 100,66 à 108,83 mg/L. Ces valeurs sont au-delà de la norme OMS (2011). Cette élévation serait liée aux activités anthropiques telles que le maraîcher qui utilise des fertilisants fortement azotés. En effet, l'eau de ruissellement en alimentant le Lac, lui fournit des résidus enrichis en nitrates en prévenance des champs aux alentours. Ce constat corrobore avec celui de Pratap et *al.* (2018) qui ont constaté une augmentation de  $(5,12 \pm 0,44)$  mg/L durant la période de pluie. De même, Européen Commission, (2010) et Garzon-Vidueira et *al.* (2020) ont rapporté une élévation de 50 % de nitrate dans une rivière liée au travaux champêtres.

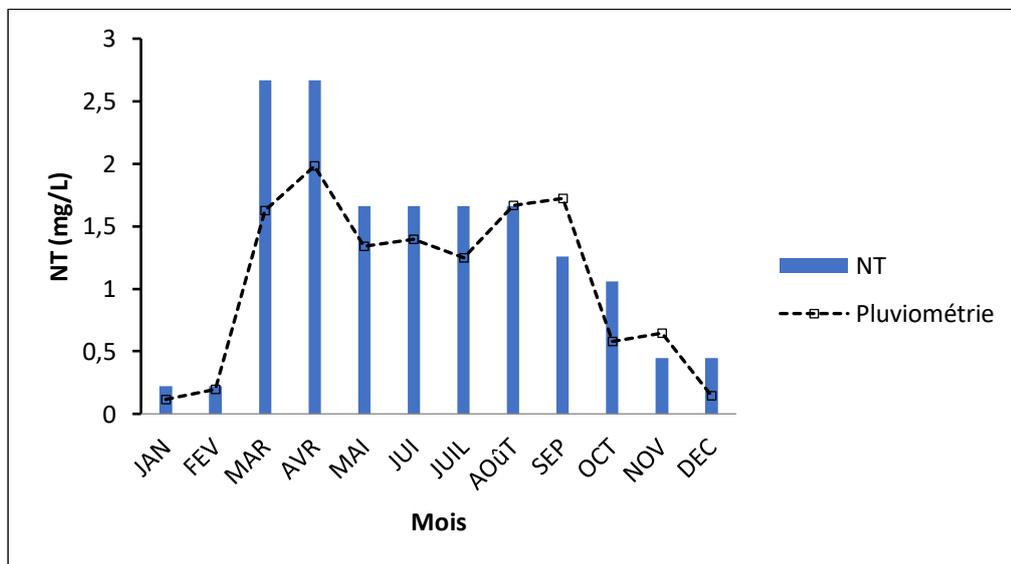


Figure 56: Variation de l'azote total au cours de l'année 2018

Cette élévation du nitrate due aux activités anthropiques a été évoquée par Shi et *al.*, (2019). Ces auteurs ont rapporté un apport respectif de 7,2 % des fertilisants utilisés et 66 % des activités agricoles. En dehors des apports en nitrate des eaux de ruissellement, la pluie,

pourrait participer à elle seule à l'augmentation du nitrate dans le lac. En effet, des proportions de 8,2 % ont été rapportées par Shi et *al.* (2019) comme contribution des précipitations à l'augmentation du nitrate dans l'eau. En plus de drainer les fertilisants, les eaux de ruissellement pourraient entraîner d'une part des particules de sols renfermant des ions nitrates et d'autres parts les eaux usées des ménages. Cela a été déjà soutenu par l'étude de Shi et *al.* (2019) qui ont trouvé des proportions de 10,5 % et 71,3 % respectivement pour les particules du sol et les eaux usées.

Pendant la saison sèche, les concentrations de nitrate sont faibles avec une variation de 32,72 à 44,675 mg/L. Ces valeurs sont conformes à la norme (< 50 mg/L) OMS (2011).

Tout comme le nitrate, l'azote total varie en fonction de la pluviométrie (Figure 56). Les fortes valeurs de 2,66 mg/L sont obtenues au cours de la saison pluvieuse allant de Mars à Septembre. Cette augmentation en période pluvieuse serait liée aux apports de l'azote atmosphérique.

### **VII-3-3 Impact de la pluviométrie sur la température**

La température de l'eau est un paramètre de luxe pour les consommateurs. Elle influe sur certains paramètres telle que la conductivité. Son évaluation saisonnière est indiquée par la figure 57. Les plus fortes températures sont enregistrées durant la saison sèche. Elles ont varié de (26,5 à 27,65 ± 1) °C durant la saison sèche et de (26,05 à 26,7 ± 1) °C pendant la saison pluvieuse. Cette augmentation de la température durant la saison sèche pourrait s'expliquer par le fait que cette période est marquée par un ensoleillement plus important. En effet, l'eau de lac n'étant pas renouvelée par les précipitations, devenues rares, subit les rayons solaires qui élèvent sa température. Un constat similaire est fait par Gadhia et *al.*, (2012); Kannan et *al.*, (2002); Karuppasamy et Perumal, (2000); Santhanam et Perumal, (2003). Ces auteurs sont tous consentants qu'un fort ensoleillement fait augmenter la température de l'eau. Aussi, ont-ils remarqué que les températures ont varié de 20 à 33 °C en passant de la saison pluvieuse à la saison sèche. Par ailleurs, la turbidité élevée en saison sèche pourrait être responsable de cette légère élévation de la température en se référant à Sallam et Elsayed, (2018). En effet, l'impact le plus visible est lié à l'étiage du Lac en cette période. En dépit de l'impact visible de la sécheresse sur le lac, la différence entre les valeurs des températures est peu significative avec un p-value = 0,006283. Toutefois, pendant les deux saisons les températures de l'eau du lac de Dougba obéissent à la norme OMS (2011) ( $\leq 30^\circ \text{C}$ ).

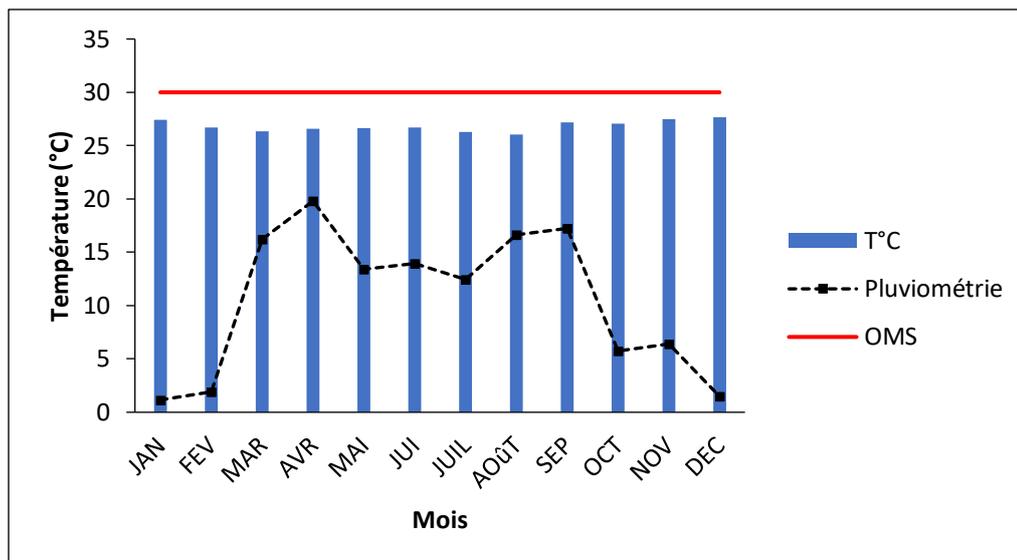


Figure 57: Variation de la température au cours de l'année 2018

### VII-3-4 Impact de la pluviométrie sur le potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH de l'eau du lac permet de juger de sa basicité ou de son acidité (Figure 58).

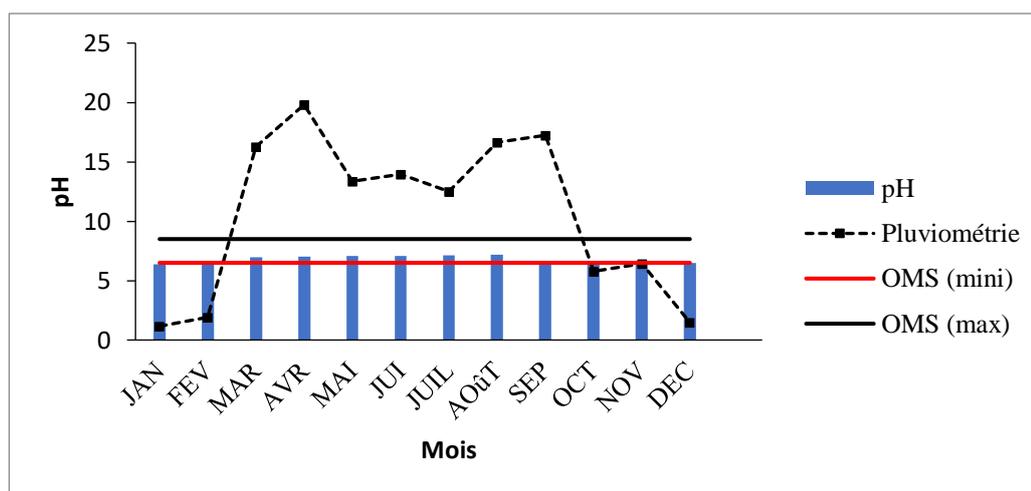


Figure 58: Variation du pH au cours de l'année 2018

En évaluant le pH sur les deux périodes, il ressort qu'il n'existe pas de différence significative entre les pH de l'eau pendant les deux saisons. En effet, le test de Wilcoxon avec un p-value = 0,5128 indique une différence moins significative. Cependant, avec une moyenne de (6,49 ± 0,20) et (6,81 ± 0,20) respectivement pour les périodes sèches et pluvieuses, la période pluvieuse est celle dont les pH sont tous conformes à la norme (OMS, 2011). Il ressort de la figure 56 que les plus petites valeurs de pH sont enregistrées pendant la saison sèche. Ce constat est conforme à celui de Sallam et Elsayed, (2018). En effet, ils ont remarqué que les pH ont varié de 8,36 à 8,48 en période pluvieuse contre 8,41 à 8,1 au cours de la période sèche allant de novembre à mars. Cette baisse pourrait s'expliquer par l'effet de la photosynthèse comme l'ont souligné Elewa *et al.*, (2007); Sallam et Elsayed, (2018). Avec le

rejet de CO<sub>2</sub> lié à la photosynthèse et la forte température qui favorise sa transformation en carbonate, ces auteurs tout comme Gadhia et *al.* (2012) implique la photosynthèse comme responsable en partie de la baisse du pH. En plus, l'ensoleillement important durant cette période a participé au rétrécissement de la surface de l'eau et par-dessus la concentration des polluants. Alors, partant du fait que l'élimination de l'eau d'une solution aqueuse acide diminue son pH, cela pourrait expliquer les pH faibles obtenus lors de la période d'été du lac. Aussi, l'augmentation du pH en période pluvieuse serait liée à l'effet de dilution. Sachant qu'un ajout de l'eau à une solution aqueuse acide fait augmenter son pH, cela pourrait expliquer l'augmentation des pH pendant la saison pluvieuse due à l'apport d'eau de ruissellement par les précipitations Gadhia et *al.* (2012) ont fait une remarque similaire. Selon ces auteurs, l'apport d'eau de ruissellement entraîne une dilution qui est responsable de l'alcalinité d'où l'augmentation du pH en période pluvieuse.

### **VII-3-5 Impact de la pluviométrie sur la turbidité**

La variation de la turbidité selon les saisons est représentée par la figure 59. Les valeurs moyennes de turbidité obtenues diffèrent d'une saison à une autre. Elles varient de 8,085 à 13,07 NTU au cours de la saison sèche et de 5,325 à 6,95 NTU en période pluvieuse. La répartition des 12 mois de l'année en période sèche et pluvieuse montre que l'eau du Lac est plus turbide en saison sèche qu'en saison pluvieuse. En effet, partant de la saison sèche à la saison pluvieuse, une différence significative ( $p\text{-value} = 0,002196$ ) existe entre les saisons. Les turbidités obtenues en saison sèches sont supérieures d'environ 1,5 NTU à celles obtenues en période pluvieuse. Plusieurs facteurs pourraient expliquer cette variation. Cependant, l'impact le plus visible est le changement climatique et ses corollaires. En effet, la saison sèche est jalonnée par de fortes pluies dont les eaux de ruissellement trimpleraient les particules poussiéreuses (particules colloïdales) qui se mélangent à l'eau du Lac la rendant plus turbide. Ainsi, est-il constaté qu'après une forte pluie, la turbidité est élevée. Plusieurs études réalisées ont conduit à des remarques similaires. Cette variation saisonnière de la turbidité a été rapportée par Matta et *al.* (2018). Ces auteurs ont obtenu des valeurs de turbidité de 608 JTU et de 19,15 JTU au niveau de la rivière Ganga respectivement pour la mousson et l'hiver. De même, Gadhia et *al.*, (2012) ont remarqué qu'avant mousson, la turbidité est élevée que celle observée au cours de la mousson. Ainsi, ont-ils obtenu des valeurs respectives de  $(152 \pm 48,282)$  NTU et  $(54 \pm 24,052)$  NTU. Tout comme les autres, Solano-Rivera et *al.* (2019) ont observé une élévation de la turbidité jusqu'à 900 NTU voir 1000 NTU pour une augmentation du niveau d'eau respectivement de 1,4 m et 2,86 m et Mi

et *al.*, (2019) ont obtenu une élévation de 1,2 à 2,4 NFU en période de sécheresse au niveau du lac Tибetan. Au-delà de l'eau de ruissellement due à la pluviométrie, l'aspect statique du lac et la température pourraient être à l'origine de la turbidité sur les deux périodes du lac (Miljojkovic et *al.*, 2019). Les fortes températures étant enregistrées en période sèche avec une moyenne de 27,5 °C cela expliquerait la forte turbidité observée en s'accordant avec Miljojkovic et *al.*, (2019). Car pour ces auteurs la turbidité est influencée par la température qui l'élève lorsqu'elle augmente.

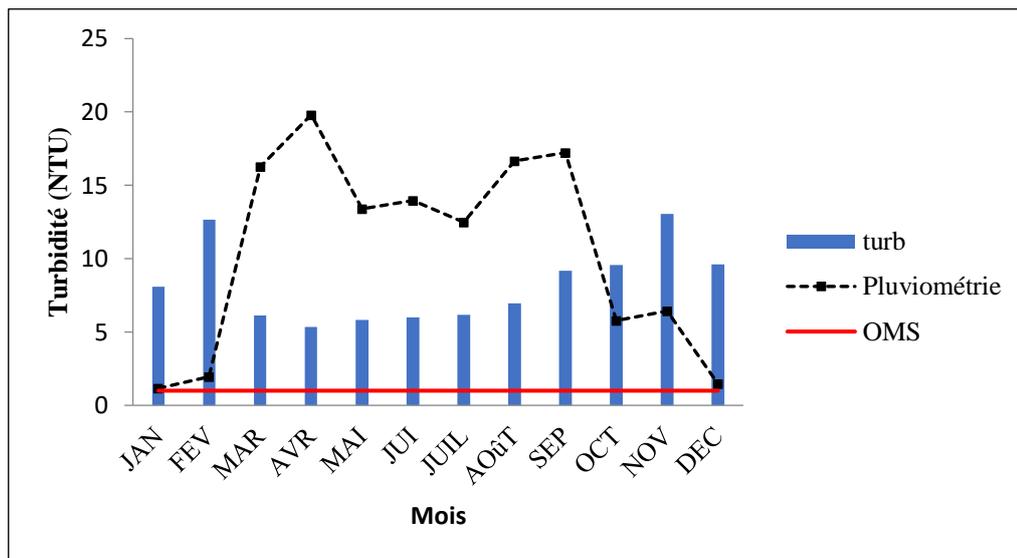


Figure 59: Variation de la turbidité au cours de l'année 2018

### VII-3-6 Impact de la pluviométrie sur le phosphate

La variation saisonnière de la concentration en phosphate est présentée par la figure 60. Il ressort que le phosphate n'est pas un polluant limitant pour la qualité de l'eau du lac de Dougba. En effet, les concentrations de phosphate sur les deux saisons sont très inférieures à la valeur maximale de 0,4 mg/L fixée par l'OMS. Cependant, les concentrations en phosphate augmentent légèrement en saison pluvieuse. Cette augmentation qui n'est pas nocive pour la population ni pour le lac, pourrait être liée à l'alimentation du Lac en eau de ruissellement qui aurait entraîné une légère fraction de phosphate en provenance des résidus des activités anthropiques telles que les cultures maraichères qui se pratiquent aux alentours du lac. Cette remarque est en accord parfait avec celle de Hasan et *al.*, (2019). En effet, ces auteurs ont reporté que 70 % de la pollution de l'eau de surface en Bangladesh provient des pesticides. Or selon eux, 60,4 % d'organophosphorés sont contenus dans ces pesticides. D'où l'augmentation du phosphore dans l'eau de la rivière lorsque ces pesticides se retrouvent dans l'eau.

Son évaluation est initiée à cause de sa contribution à la croissance des plantes aquatiques telles que les salades d'eau douce qui une fois mortes, augmentent la matière organique et plus tard l'eutrophisation. Au vu de la norme OMS qui exige une valeur  $< 0,4$  mg/L pour toute eau destinée à la consommation l'eau de Dougba serait de qualité si les phosphates étaient les seuls paramètres qualitatifs de l'eau potable.

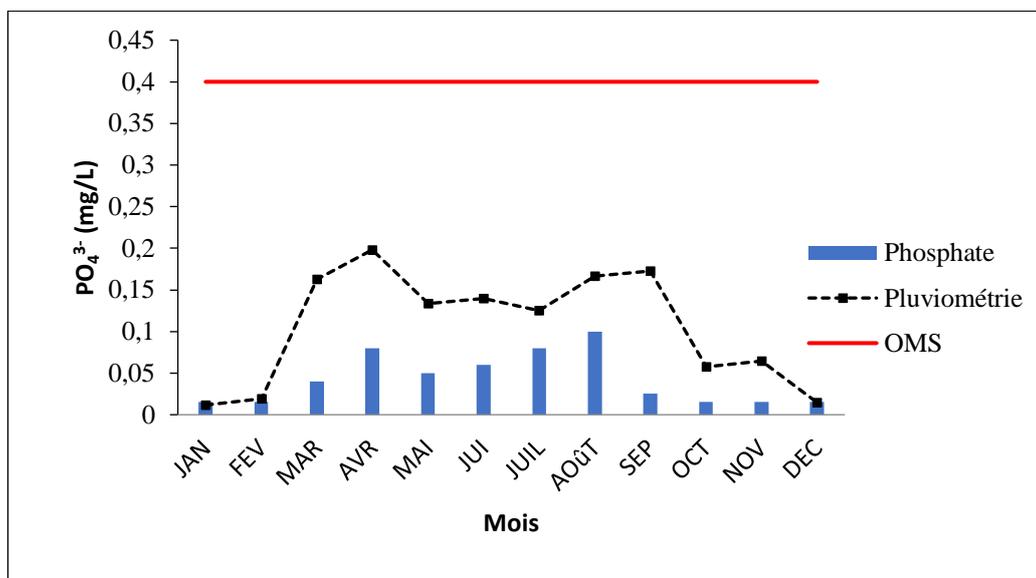


Figure 60: Variation de taux de phosphate au cours de l'année 2018

### VII-3-7 Impact de la pluviométrie sur le calcium et la conductivité

La figure 61 indique la variation de la conductivité de l'eau du lac de Dougba. En associant la variation de la pluviométrie à celle de la conductivité, on se rend compte qu'au cours de la période pluvieuse les conductivités sont faibles. Cependant les valeurs les plus élevées sont enregistrées au cours des mois où la pluviométrie est faible. Cette diminution des conductivités en période pluvieuse serait liée à l'effet de dilution. En effet, les eaux de ruissellement diluent l'eau du lac en l'alimentant. Cette dilution diminue la forte concentration des cations. Cette remarque a été faite de même par Gadhia et *al.*, (2012); Izonfu et Bariweni, (2001). D'après ces auteurs, les faibles valeurs au cours de la saison pluvieuse seraient liées à l'effet de dilution. Ils ont fait un constat selon lequel la conductivité diminue lorsque les pluies sont abondantes. Le calcium étant reconnu pour sa participation à l'accroissement de la conductivité, son évaluation a conduit à la figure 62. Tout comme la conductivité, le calcium est légèrement faible en période pluvieuse qu'en période sèche. Alors en accord avec Rodier et *al.* (2009) le calcium est effectivement en partie responsable de la conductivité.

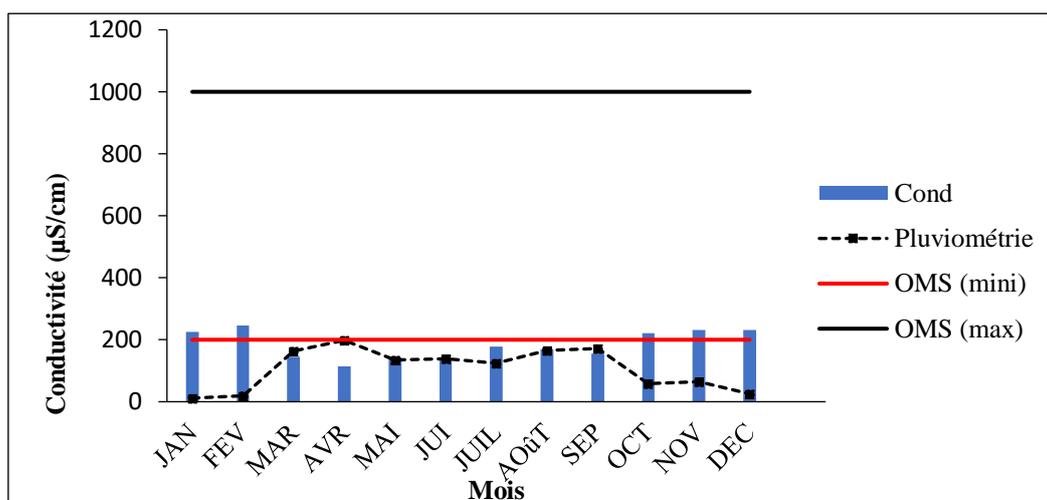


Figure 61: Variation de la conductivité au cours de l'année 2018

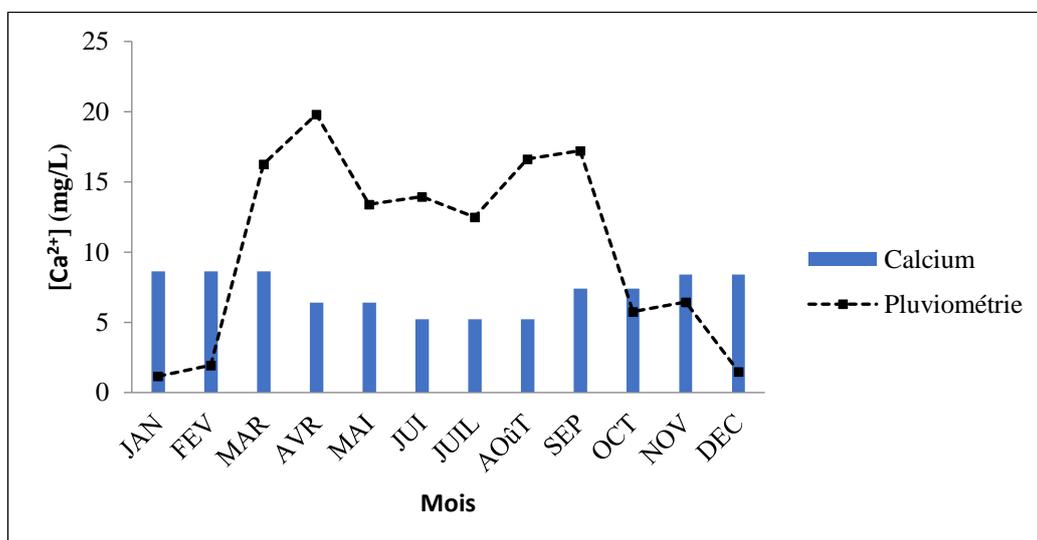


Figure 62: Variation du taux de calcium au cours de l'année 2018

## VII-4 Etude statistique des paramètres physiques et chimiques

### VII-4-1 Analyse en Composantes Principales (ACP)

L'eau brute du lac contient plusieurs paramètres physicochimiques. Ceux-ci peuvent avoir des influences les uns sur les autres. Une analyse à composante principale a permis d'obtenir la figure 63 ainsi que le tableau XVIII. Dans la présente étude, à l'instar de Kouakou, (2017), une corrélation est significative lorsqu'elle est supérieure à 0,70. Trois composantes principales (F1, F2 et F3) avec des valeurs propres supérieures à 1 expriment 79,37 % de la variance totale. Avec un pourcentage de 53,21 %, la composante principale (F1) est significativement corrélée avec le  $\text{NO}_3^-$  ( $r = 0,967$ ), la DCO ( $r = 0,897$ ), le  $\text{PO}_4^{3-}$  (0,952), le  $\text{Mg}^{2+}$  (0,751), la conductivité (0,841) et  $\text{CaCO}_3$  ( $r = 0,815$ ). Cependant, elle représente une

corrélation négative avec la température. A l'exception de la température ( $r = -0,915$ ), le  $\text{NO}_3^-$ , la DCO, le  $\text{PO}_4^{3-}$ , le  $\text{Mg}^{2+}$ , la conductivité et le  $\text{CaCO}_3$  sont les paramètres physicochimiques influencés par la saison pluvieuse. Aussi, la dureté ( $r = 0,859$ ) et le pH ( $r = 0,754$ ) sont fortement corrélés avec les composantes F2 et F3 dont les variances totales respectives sont 17,05 % et 9,11 %. Cette influence de la saison pluvieuse sur les paramètres tels que le nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), la DCO, le phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) corrobore avec l'étude de Gadhia *et al.* (2012). En effet, ils ont obtenu des valeurs de DCO allant de  $(118 \pm 31,7280)$  mg/l à  $(235 \pm 96,1578)$  mg/L respectivement pour la saison sèche et la saison pluvieuse. Ils ont aussi affirmé que cette augmentation de la DCO influence la nitrification d'où la concentration importante de nitrate observée (Kanda *et al.* (2017).

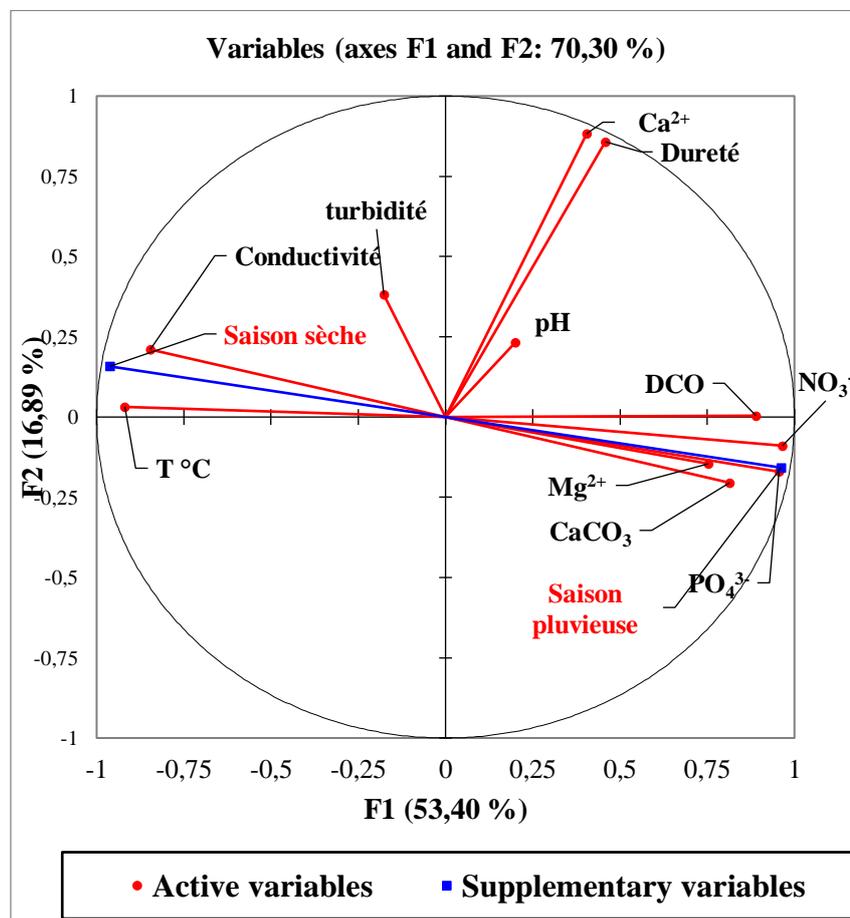


Figure 63: Influence des paramètres physicochimiques les uns sur les autres

Tableau XVIII: Répartition de la valeur propre, de la variance totale et la corrélation entre les paramètres physicochimiques.

	Facteur(F1)	Facteur(F2)	Facteur (F3)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<b>0,967</b>	-0,083	0,044
DCO	<b>0,897</b>	0,005	0,081
Turbidité	-0,180	0,383	0,531
pH	0,187	0,247	<b>0,754</b>
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	<b>0,952</b>	-0,159	0,029
T °C	-0,915	0,022	-0,087
Conductivité	<b>0,841</b>	-0,246	-0,073
Ca <sup>2+</sup>	0,399	0,883	-0,239
Mg <sup>2+</sup>	<b>0,751</b>	-0,133	0,100
Dureté	0,452	<b>0,859</b>	-0,227
CaCO <sub>3</sub>	<b>0,815</b>	-0,197	-0,102
Saisons sèche	-0,959	0,149	-0,014
Saisons pluvieuse	<b>0,959</b>	-0,149	0,014
Valeur propre	5,8528	1,8752	1,0025
% Variance totale	53,2076	17,0475	9,1133
%Variance cumulative	53,2076	70,2551	79,3684

Les valeurs marquées en gras sont significatives ( $p < 0,05$ )

De même, des augmentations de 86,4 % et 88 % de phosphore liée aux eaux de ruissellement ont été rapportés respectivement par Barreto et *al.* (2017); Goyenola et *al.* (2015). Ce qui explique la légère augmentation des orthophosphates en période pluvieuse dans le lac de Dougba.

#### VII-4-2 Matrice de corrélation des paramètres physiques et chimiques

La matrice de corrélation de Pearson (tableau XIX) est obtenue à la suite de l'évaluation de l'influence des paramètres physicochimiques (NO<sub>3</sub>, DCO, Turbidité, pH, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, température, Conductivité, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, dureté et CaCO<sub>3</sub>) les uns sur les autres. Ainsi, au regard des corrélations, plusieurs interactions existent entre ces paramètres physicochimiques. En effet, la dureté et le calcium sont fortement liés avec une corrélation significative ( $r = 0,997$ ). Cela corrobore avec l'affirmation de Rodier et *al.* (2009) qui stipule qu'une eau dure est riche en calcium. Aussi, la DCO, et le PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> sont liés au nitrate avec des corrélations significatives respectives ( $r = 0,886$  et  $r = 0,972$ ). Contrairement aux interactions positives entre certains paramètres, d'autres tels que la température n'influence ni le nitrate et ni la DCO. Des corrélations de  $r = -0,91$  et  $r = -0,78$  sont obtenus respectivement entre la température et le

nitrate puis entre la température et la DCO. Cependant, la température et la conductivité sont corrélées ( $r = 0,738$ ) positivement. Cette liaison entre les deux paramètres a été constatée par Gadhia et *al.* (2012). En effet, ces auteurs ont montré qu'une augmentation de la température entraîne une augmentation de la conductivité liée à une concentration des cations responsables de celle-ci.

Tableau XIX: Corrélation entre les paramètres physiques et chimiques et les saisons au niveau du lac Dougba

Variables	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	DCO	turb	pH	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	T °C	Cond	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Dureté	CaCO <sub>3</sub>	Saison sèche	Saison pluvieuse
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,00												
DCO	<b>0,89</b>	1,00											
turb	-0,44	-0,10	1,00										
pH	0,15	0,20	0,05	1,00									
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	<b>0,97</b>	<b>0,85</b>	-0,20	0,13	1,00								
T °C	-0,91	-0,78	0,10	-0,18	-0,89	1,00							
Cond	-0,81	-0,70	0,22	-0,14	-0,83	0,74	1,00						
Ca <sup>2+</sup>	0,30	0,33	0,09	0,52	0,23	-0,32	-0,17	1,00					
Mg <sup>2+</sup>	0,69	0,59	-0,10	0,12	0,69	-0,68	-0,58	0,15	1,00				
Dureté	0,35	0,37	0,09	0,16	0,28	-0,37	-0,21	<b>0,99</b>	0,23	1,00			
CaCO <sub>3</sub>	<b>0,75</b>	0,67	-0,21	0,03	<b>0,77</b>	-0,69	-0,70	0,18	0,61	0,22	1,00		
Saison sèche	-0,98	-0,87	0,21	-0,13	-0,99	<b>0,90</b>	<b>0,84</b>	-0,25	-0,68	-0,29	-0,77	1,00	
Saison pluvieuse	<b>0,98</b>	<b>0,87</b>	-0,21	0,13	<b>0,995</b>	-0,90	-0,84	0,25	0,68	0,29	<b>0,77</b>	-1,00	1,00

### Conclusion partielle

La qualité de l'eau de Lac de Dougba est limitée par certains paramètres physicochimiques et bactériologiques. Cette eau ne peut être consommée sans traitement préalable compte tenu des valeurs élevées de la turbidité, de la DCO, de nitrate et sa teneur en *E. Coli* et Streptocoque. Aussi, il ressort que l'eau du lac est plus colorée en saison sèche qu'en saison pluvieuse. Cependant, l'ensemble des paramètres étudiés quelque soit la saison est au-dessus des normes de l'OMS.

## Chapitre VIII : Optimisation du traitement de l'eau du lac de Dougba

### Introduction

L'optimisation du prototype préindustriel dans le cadre du traitement de l'eau a conduit à l'évaluation de certains aspects de l'adsorption en mode batch avant les essais en continu sur colonne. Dans ce chapitre, une fois les paramètres influençant l'adsorption en mode batch et en continu sont déterminés, une application à grande échelle en continu sera faite.

### VIII-1 Adsorption en batch du nitrate

#### VIII-1-1 Influence du potentiel d'hydrogène (pH) de la solution aqueuse

Le pH est un paramètre très important. La figure 64 indique l'influence du pH sur l'adsorption du nitrate en mode batch.

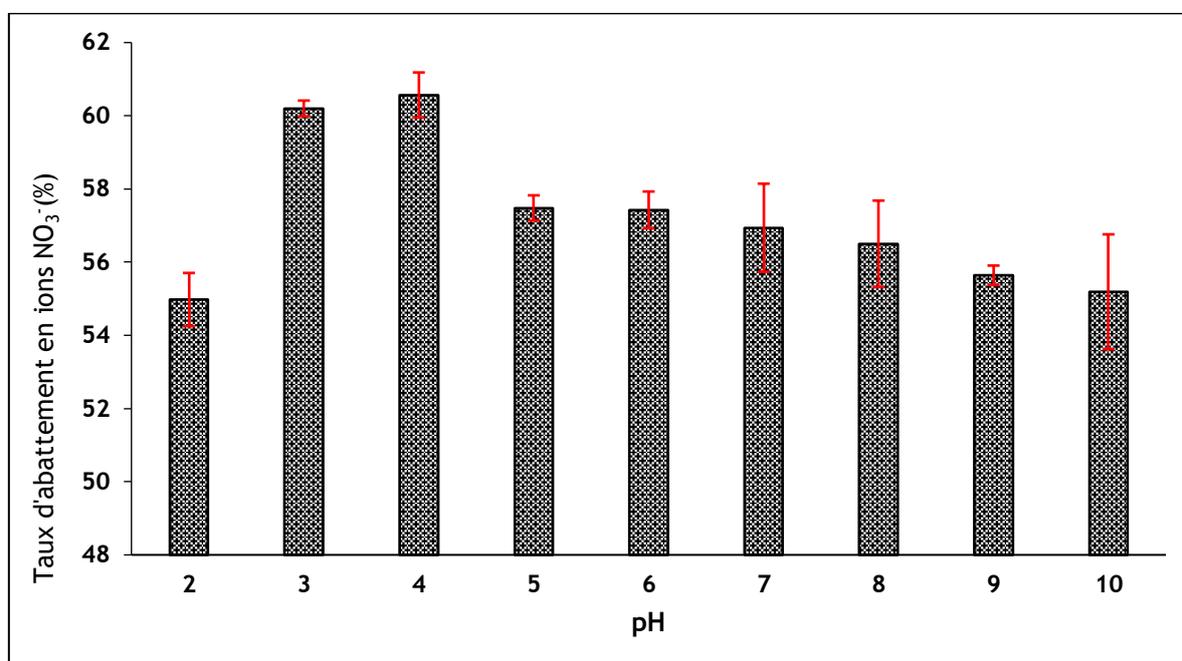


Figure 64: Influence du pH sur l'adsorption du nitrate

Le pourcentage d'adsorption est maximal à pH 4. Au-delà, de cette valeur les pourcentages d'adsorption diminuent jusqu'à atteindre 55,19 %. En effet, il a été démontré par Mazarji et *al.* (2017) que lorsque le pH de la solution aqueuse est supérieur au pH du charbon, celui-ci devient attracteur de cations. Le pH de charge zéro du charbon étant 5, les pH supérieurs ou égaux à 5 ne sont pas favorables à l'adsorption des ions nitrates chargés négativement. A pH = 4, le charbon est plus attracteur d'anions d'où l'importance du taux d'abattement adsorbée. La faible adsorption à pH 2 est liée à la compétition entre les ions Cl<sup>-</sup> et les ions NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. En effet, pour avoir les pH acides, une solution de HCl a été utilisée. Et comme l'ont souligné Seamans et *al.* (1977), les ions OH<sup>-</sup> en provenance de l'hydroxyde de sodium utilisé pour talonner les pH au-

delà de 7 influent sur l'adsorption des ions nitrates. Cette compétition entre les ions  $\text{Cl}^-$  et ceux de nitrate est en accord avec l'étude de Mazarji et *al.* (2017). En effet, ceux-ci ont constaté que l'adsorption était maximale à  $\text{pH} = 5$ . Par contre elle diminuait pour des valeurs de  $\text{pH}$  inférieurs et supérieurs à 5 à cause des ions  $\text{Cl}^-$  et  $\text{OH}^-$ .

### VIII-1-2 Influence de la concentration

La concentration initiale et son influence sur le pourcentage d'adsorption a permis d'obtenir la figure 65.

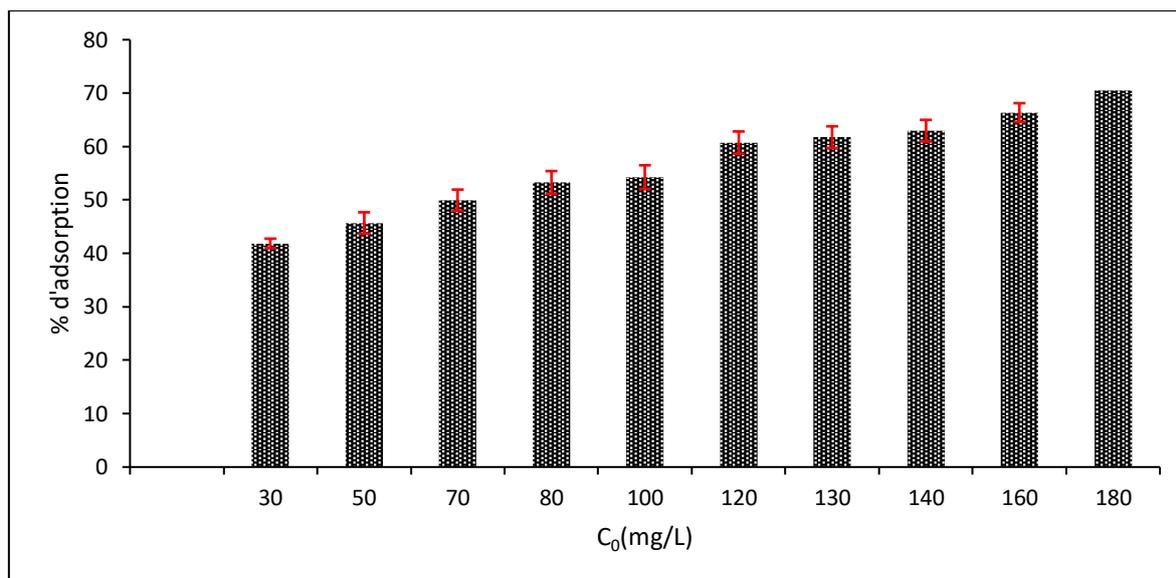


Figure 65: Influence de la concentration initiale sur l'adsorption du nitrate (Temps de contact = 110 min ;  $\text{pH} = 4$ ;  $T = 40^\circ\text{C}$ ;  $m = 2\text{ g}$ ; 250 trs/min)

Le pourcentage d'adsorption augmente avec l'augmentation de la concentration initiale. En effet, les pourcentages sont passés de 41,86 % à 70,49 % pour une variation de concentration allant de 30 à 180 mg/L. Pour de faibles concentrations, l'adsorbant peut être limité quand bien même des sites libres de l'adsorbant ne soient pas occupés. L'augmentation du pourcentage d'élimination du nitrate pourrait être liée à un nombre de plus en plus croissant de pores occupés par les molécules de nitrate dont le nombre augmente dans la solution due à une augmentation de la concentration. Ce constat corrobore avec celui fait par Arbabi et *al.* (2017). En effet, ils ont rapporté des pourcentages d'élimination du nitrate variant de 11,7 à 47,8 % pour des concentrations initiales de 100 mg/L et 1000 mg/L. De même, Mazarji et *al.* (2017) ont constaté cette variation avec des pourcentages allant de 25 à 83 % pour des concentrations initiales de 0,05 à 0,5 mg/L.

### VIII-1-3 Effet de compétition des ions Cl<sup>-</sup> et des ions nitrates sur l'adsorption des ions nitrates

La diffraction du charbon actif a révélé l'existence de la ténorite comme indiqué par la figure 66. Or en milieu acidifié avec de l'acide chlorhydrique la ténorite perd son oxygène et l'ion cuivre formé capte les ions chlore. Aussi, en solution aqueuse fortement acidifiée avec de l'acide chlorhydrique comme le cas au cours du test d'adsorption du nitrate en mode statique, les ions chlore peuvent limiter l'adsorption des ions nitrate en solution. En effet, plus la concentration en HCl augmente plus le nombre d'ions Cl<sup>-</sup> dans la solution augmente. Les cations Cu<sup>2+</sup> libres capables de fixer à la fois les ions Cl<sup>-</sup> et NO<sub>3</sub><sup>-</sup> comme l'indique la figure 63 sont partagés réduisant l'adsorption du nitrate qui est le polluant ciblé d'où les 54,97 % à pH 2 contre 60,56 % à pH 4 (Figure 62).

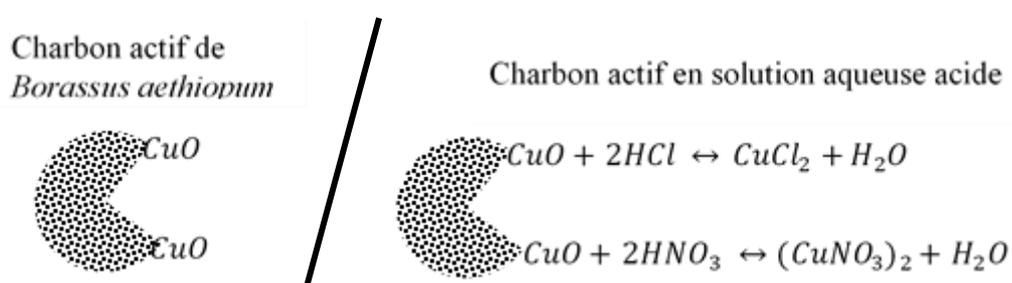


Figure 66: Aspect du charbon de Borassus activé avec du sulfate de cuivre dans une solution aqueuse de nitrate

### VIII-1-4 Modèle cinétique

Pour décrire le mécanisme d'adsorption et de réaction chimique, le contrôle de la diffusion et les processus de transport de masse, les modèles de diffusion pseudo-premier ordre, pseudo-second ordre et intra-particulaire ont été utilisés. Le modèle pseudo-premier ordre est appliqué si le taux de sorption diminue linéairement avec la capacité d'adsorption (Hafshejani et al., 2016 ; Mazarji et al., 2017). Ainsi, le modèle cinétique pseudo deuxième ordre est généralement utilisé pour décrire une sorption chimique. Ce modèle considère que l'étape limitant la vitesse est l'interaction entre deux particules réactives (Zhang et al., 2013). Le modèle cinétique de diffusion intraparticulaire est utilisé pour décrire une adsorption par diffusion, où la vitesse du processus d'adsorption est contrôlée par la vitesse de diffusion de l'adsorbat à travers l'adsorbant (Weber et Morris, 1963). Le choix du modèle peut se faire en considérant les coefficients de corrélation. C'est ainsi que Ho, (2003), a déduit que le modèle pseudo second ordre est le plus adapté à l'adsorption des nitrates avec un coefficient de

corrélation élevé de 0,96 (Tableau XX). Dans la présente étude, le modèle pseudo second ordre a été retenu avec une corrélation de 0,958 et 0,967.

Tableau XX: Paramètres cinétiques

Modèles	Paramètres	Unités	C <sub>0</sub> = 40	C <sub>0</sub> = 80
			mg/L	mg/L
Pseudo premier ordre	Q <sub>e</sub> (exp)	mg/g	8,995	13,913
	K <sub>1</sub>	min <sup>-1</sup>	0,0144	0,0332
	Q <sub>e</sub> (cal)	mg/g	5,9614	22,524
	R <sup>2</sup>		0,8626	0,8786
	X <sup>2</sup>		1,5437	3,2917
Pseudo second ordre	K <sub>2</sub>	g/mg/min	0,1302	0,0969
	Q <sub>e</sub> (cal)	mg/g	9,5057	18,762
	R <sup>2</sup>		0,9588	0,9673
	X <sup>2</sup>		0,0274	1,8584
Diffusion intra-particulaire	K <sub>i</sub>	mg/g/min <sup>1/2</sup>	0,5863	1,0627
	C	mg/g	1,5318	1,1563
	R <sup>2</sup>		0,8220	0,9046
	X <sup>2</sup>		0,2248	0,2111

Cette conclusion corrobore les résultats de Mazarji *et al.* (2017) et de Sepehri *et al.* (2014) qui ont travaillé respectivement sur l'adsorption des ions nitrate avec du charbon actif en grain et des zéolites naturelles. Ils ont rapporté que l'adsorption des nitrates suivait le modèle pseudo-second ordre avec des coefficients de corrélation de 0,99 et 0,99, respectivement. La construction du modèle intra-particulaire donne une ligne droite qui ne passe pas par l'origine du marqueur. Selon Garba *et al.* (2014), cette condition doit être remplie pour que l'adsorption soit intra-particulaire. On peut donc déduire que la diffusion intra-particulaire n'intervient pas dans le phénomène d'adsorption des ions nitrate. En plus, le test statistique a donné les valeurs les plus faibles avec le modèle pseudo second ordre qui 0,0274 et 1,5437. Alors, conformément à Kim et Kim, (2019), l'adsorption des nitrates suit le modèle cinétique du pseudo-second ordre.

### VIII-1-5 Isotherme d'adsorption

L'étude des isothermes a permis d'obtenir les caractéristiques consignées dans le tableau XXI. D'après les différentes corrélations qui sont 0,99, 0,94 et 0,96 respectivement pour Langmuir, Freundlich et Temkin. Le modèle de Langmuir est celui qui décrit au mieux l'adsorption du nitrate. En effet, l'usage des coefficients de corrélation pour le choix des isothermes a permis à bon nombres de chercheurs d'opérer le choix de l'isotherme. C'est le cas de Albayati et Kalash, (2020) qui, après avoir appliqué les isothermes de Langmuir, Freundlich et Temkin

ont retenu le modèle de Langmuir avec une corrélation de 0,9974 lors de l'élimination de naphthalène.

Tableau XXI: Paramètres des isothermes

Isothermes	Paramètres	Unités	Valeurs
Langmuir	$Q_0$	mg/g	34,600
	$K_L$	L/mg	0,0286
	$R^2$		0,9933
	RMSD		0,7503
	$R_L$		0,1- 0,53
Freundlich	$1/n$	L/g	0,442
	$n$	g/L	2,2624
	$K_F$	(mg/g) (L/mg) <sup>1/n</sup>	3,3831
	$R^2$		0,9431
	RMSD		1,8925
Temkin	Bt		337,86
	at		0,2639
	$R^2$		0,9603
	RMSD		0,8617

Aussi, Naseem et *al.* (2019) ont-ils montré que le modèle de Langmuir est celui qui interprète au mieux l'adsorption des métaux lourds sur particules de gels. En vue de consolider le choix, les erreurs sont calculées. Ainsi, les valeurs respectives de 0,7503 pour Langmuir, 1925 pour Freundlich et 0,8617 pour le modèle de Temkin sont obtenues.

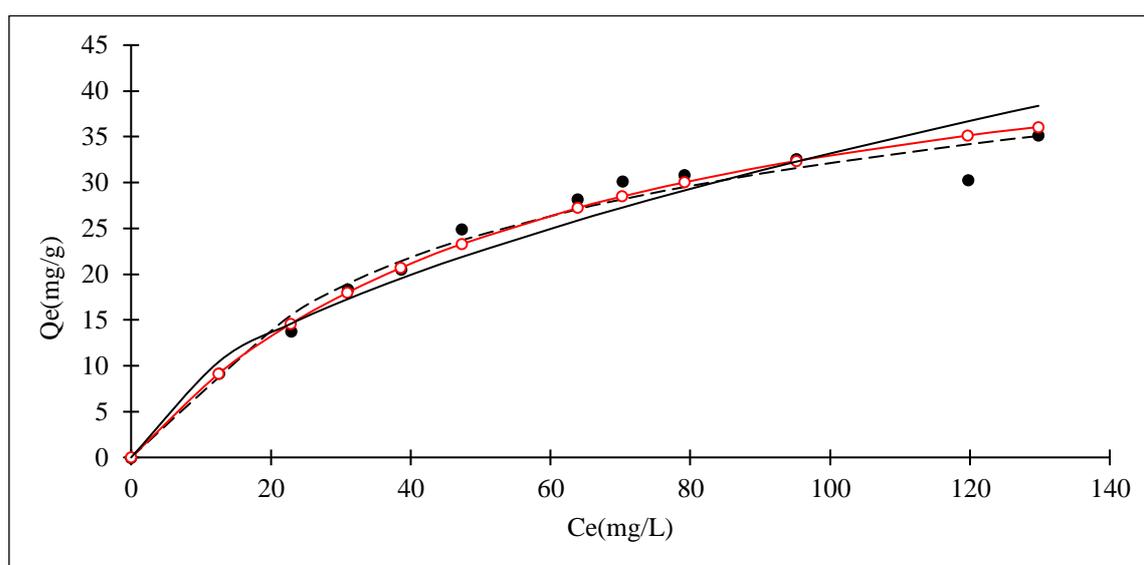


Figure 67: Courbe d'isotherme d'adsorption du nitrate

L'erreur la plus petite obtenue avec le modèle de Langmuir a permis de confirmer le choix de celui-ci. Tout comme les autres chercheurs, Mazarji et al. (2017) ont opté pour le modèle de Langmuir car celui-ci présentait le coefficient le plus élevé et les plus petites erreurs calculées. En plus, la figure 67 indique que les points expérimentaux sont plus proches de la représentation de Langmuir. Ce qui permet une fois de plus en accord avec Konan et al. (2019) de confirmer le choix du modèle de Langmuir.

### VIII-1-6 Influence du temps de contact

La figure 68 montre l'influence du temps de contact sur l'adsorption du nitrate à pH 4.

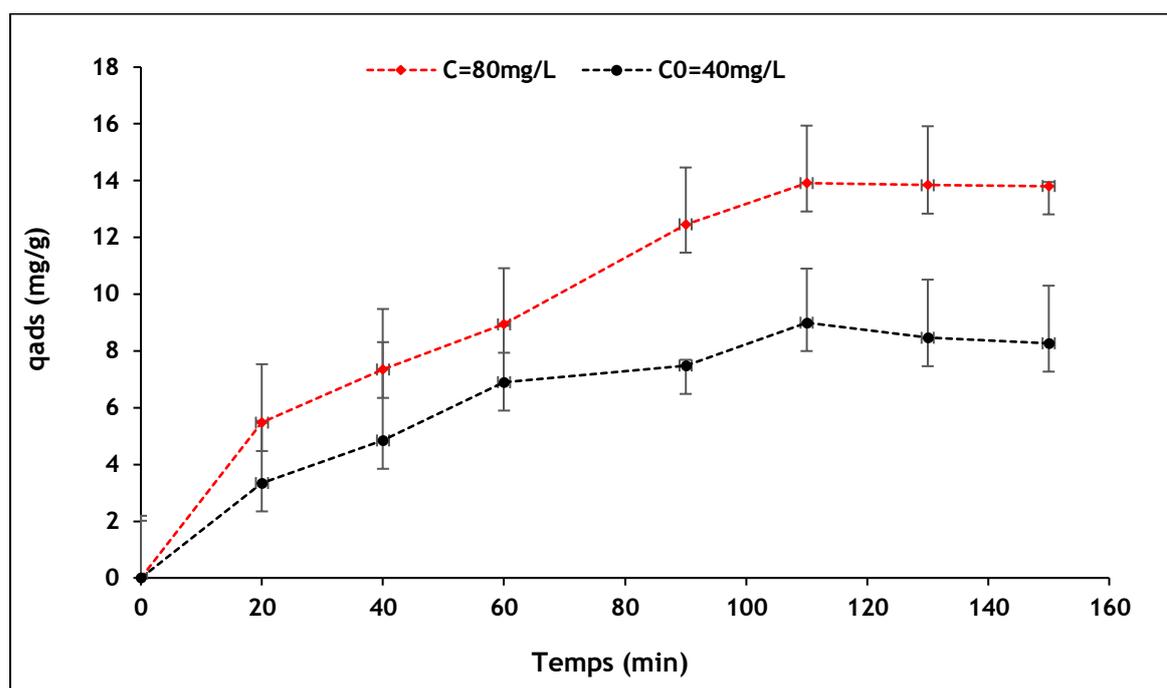


Figure 68: Evaluation du temps de contact

De 0 à 110 min l'adsorption du nitrate augmente avec l'augmentation de la concentration initiale. A partir de 110 min la quantité adsorbée reste constante. Ce qui a permis de dire que le temps de constat nécessaire pour éliminer le maximum de nitrate est de 110 min. Mais pour le même polluant ( $\text{NO}_3^-$ ) à pH = 7, Mazarji et al. (2017) ont rapporté un temps de contact de 120min. Cette différence de temps de contact en dépit des concentrations initiales identiques, pourrait s'expliquer par le pH des solutions et la nature des charbons utilisés. En effet, le type de CA peut influencer l'adsorption. Surtout lorsque les surfaces spécifiques ne sont pas identiques. Quant aux chercheurs Arbabi et al. (2017); Sepehri et al. (2014), les temps de contacts obtenus pour l'élimination maximale du nitrate sont respectivement de 24 h et 60 min. Cependant, Sepehri et al. (2014) ont utilisé de la zéolite tandis que Arbabi et al. (2017) ont utilisé du charbon activé avec du chlorure de zinc. Cette différence de temps serait liée aux produits chimiques utilisés pour l'imprégnation. Il a été prouvé par Ouattara et al. (2014)

que le type de produit chimique peut influencer l'activation et par-dessus la surface spécifique.

### VIII-1-7 Etude dynamique

Les caractéristiques thermodynamiques obtenues lors de l'adsorption en mode batch du nitrate sont consignées dans le tableau XXII.

Tableau XXII: Paramètres thermodynamiques de l'adsorption du nitrate

T(°C)	$\Delta G^\circ$ (kJ. mol <sup>-1</sup> )	$\Delta H^\circ$ (mol <sup>-1</sup> )	$\Delta S^\circ$ (J.mol <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup> )
30	-5765,943		
40	-5946,188	1,887	19,034
55	-6342,726		

Pour trois températures (30, 40 et 55 °C) les énergies libres obtenues sont respectivement -5765,943, -5946,188 et -6342,726. Au regard des valeurs négatives obtenues, et selon Naseem *et al.* (2019), l'adsorption du nitrate est favorable et spontanée. De même, le constat selon lequel l'énergie libre est inférieure à -20 kJ mol<sup>-1</sup> en accord avec Ying *et al.* (2004) ; Sun *et al.* (2019) le nitrate est adsorbé par physisorption. Aussi, la valeur positive d'enthalpie obtenue révèle-t-elle que l'adsorption est endothermique si l'on fait recours à Kim et Kim, (2019). En effet, ceux-ci ayant obtenus un  $\Delta H^\circ = 2,326 \text{ mol}^{-1}$  ont affirmé que l'adsorption du placlitaxel est endothermique.

### VIII-2 Adsorption en continu

L'adsorption en mode continu est un mode d'adsorption qui se fait à travers une colonne (charbon actif). Elle est la méthode utilisée généralement pour traiter l'eau à grande échelle. Dans la présente étude cette technique a été choisie à cause de sa simplicité et son efficacité dans le traitement de l'eau de consommation.

#### VIII-2-1 Influence du stockage

##### VIII-2-1-1 Influence du stockage sur la turbidité

Le puits associé au fonctionnement du prototype a une action positive sur l'ensemble des paramètres physico-chimiques. En effet, le temps de séjour de l'eau brute de Lac dans le puits a permis de réduire la turbidité sur les deux périodes de l'année étudiée (Figure 69). Cette réduction pourrait être liée à une décantation de certaines particules à cause de la diminution de la température (Rodier et Legube, 2009).

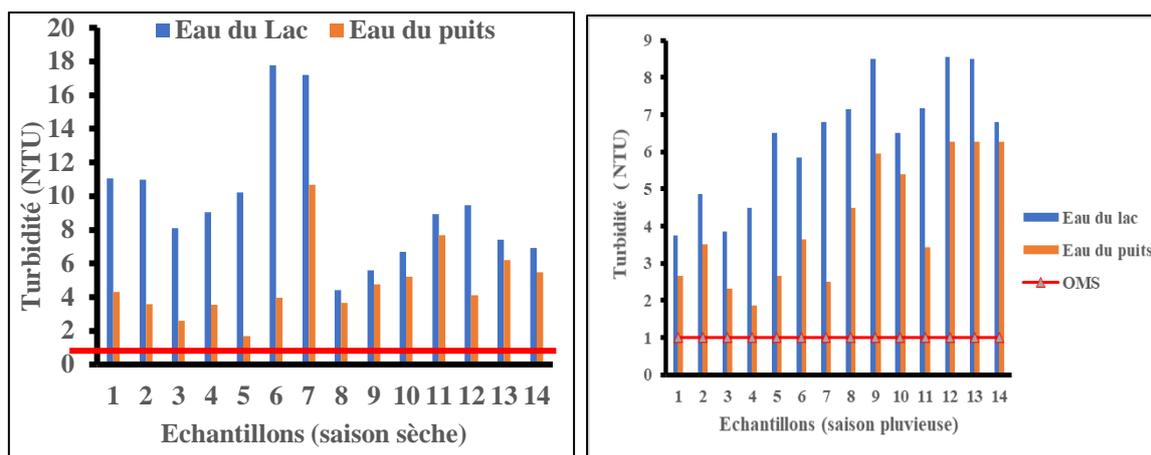


Figure 69: Impact du stockage de l'eau brute du lac sur la turbidité

Durant, la saison sèche, les températures des 14 prélèvements au sein du puits ont varié de 26 à 28,1 °C tandis qu'elles ont varié de 27,5 à 29,2 °C pour l'eau de lac. Quant à la saison pluvieuse, les températures des échantillons de puits ont varié de 26,3 à 27 °C contre 26,4 à 27,5 °C pour celles du lac. L'on constate que les températures de l'eau de puits sont moindres que celles de l'eau de lac quel que soit la saison considérée. Cette différence pourrait s'expliquer aussi par la diminution de la température au sein du puits. Ce constat corrobore avec l'affirmation de Sallam et Elsayed, (2018) selon laquelle la turbidité est moindre pour des températures moins élevées.

#### VIII-2-1-2 Influence du stockage sur la demande chimique en oxygène (DCO)

La variation de la demande chimique en oxygène (DCO) indiquée par la figure 70 montre qu'il y a réduction de la DCO sur les deux périodes de l'année après un temps de stockage. Les concentrations en DCO des eaux varient de 29,54 à 103,38 mg/L et de 44,30 à 132,52 mg/L respectivement pour le puits et le lac au cours de la saison sèche. Pendant la saison pluvieuse, les concentrations varient de 46,08 à 76,08 mg/L au niveau du puits et de 61,4 à 107,52 mg/L. La baisse de la DCO observée au niveau du puits pourrait s'expliquer par une décantation partielle de la matière organique. Par ailleurs, l'eau de puits étant protégée contre les apports des eaux de ruissellements qui sont en partie responsables de l'augmentation de la DCO, cela expliquerait sa diminution au sein du puits. Aussi, le filtre qui couvre-t-il le tuyau qui lie le lac au puits empêche certains organismes autotrophe et hétérotrophes d'accéder au puits. Selon Da Silva, (2008), la mort de ces organismes se fait de façon continue. Ainsi, en mourant ces organismes sont transformés en DCO. Alors, ces organismes étant absents dans le puits ne pourront pas participer à l'augmentation de la DCO. Or dans le lac à cause de leur présence ils participent continuellement à l'augmentation de la DCO.

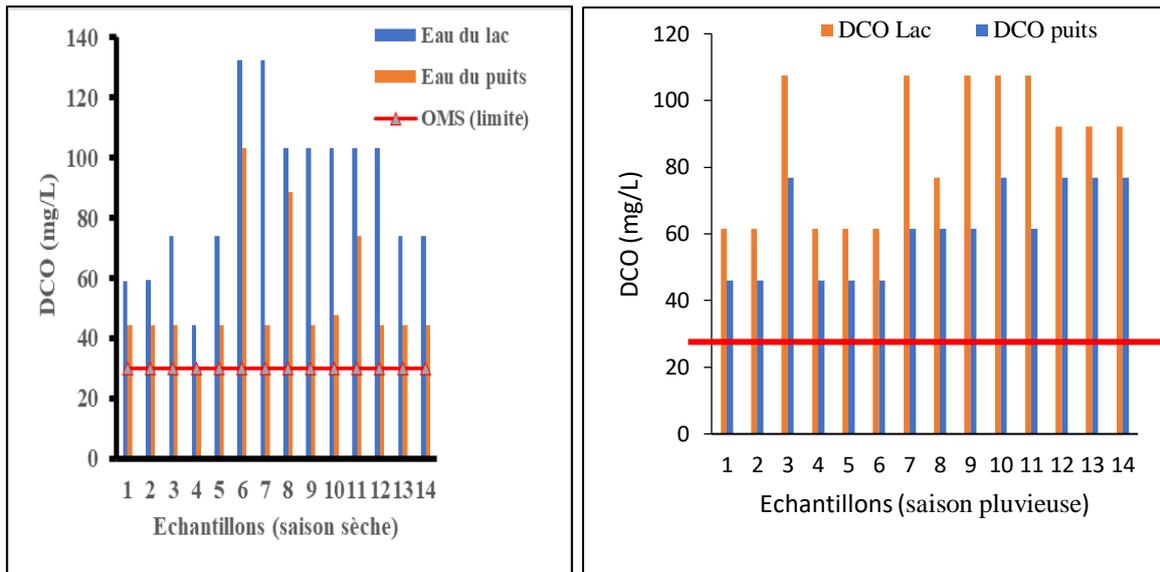


Figure 70: Impact du stockage de l'eau brute du lac sur la DCO

### VIII-2-1-3 Influence du stockage sur la concentration en nitrate

La comparaison des concentrations en nitrate de l'eau brute de lac et de l'eau brute de puits, ont montré une différence significative (Figure 71). D'après la figure 71, la concentration en nitrate a varié de 6,85 à 8,69 mg/L dans le puits contre une variation de 7,2 à 11,82 mg/L dans le lac pendant la saison sèche. De même, les concentrations varient respectivement de 29,95 à 108,889 mg/L et de 89,90 à 121,01 mg/L pour le puits et le lac. Dans l'ensemble, on constate une réduction des ions nitrates dans l'eau du puits. En effet, le pH de l'eau ayant subi une baisse dans le puits dû sûrement à la présence d'ion  $H^+$  cela pourrait induire une réduction des ions  $NO_3^-$ . Cette réduction pourrait se faire par la réaction entre les ions nitrates et les ions  $H^+$  pour former des acides nitriques selon l'équation 57.



Par ailleurs, l'eau du puits n'étant pas en contact avec l'atmosphère à cause de la fermeture, elle ne reçoit pas d'azote atmosphérique qui est une source de nitrate. En effet, en absence d'apport anthropique de nitrate, l'azote atmosphérique est fixé par certains organismes puis transformé en azote combiné. Ainsi, une fois combiné, l'azote subi une assimilation puis une ammonification pour libérer l'ammoniac  $NH_3$  (Onyango et *al.*, 2009).

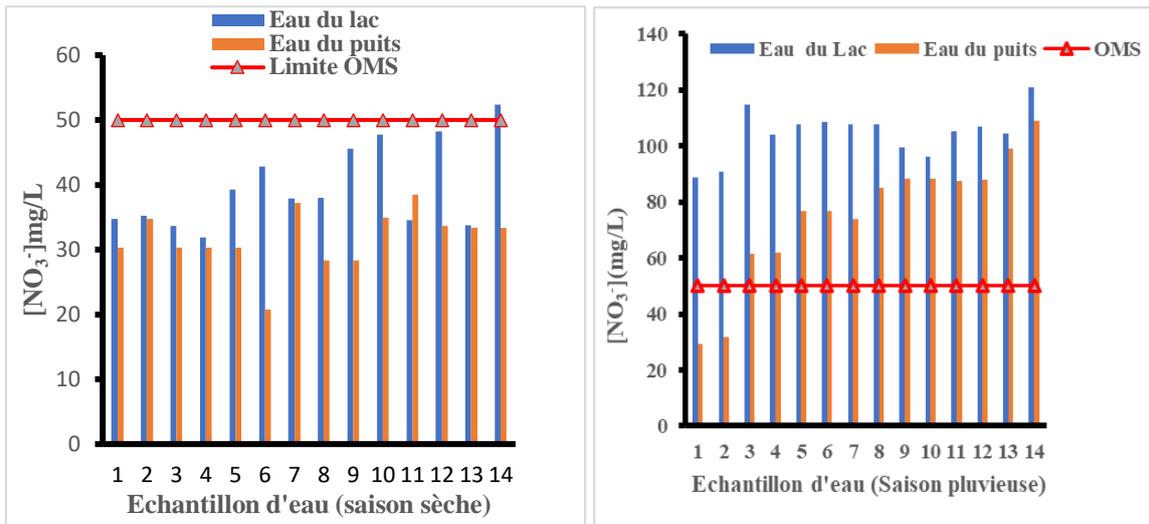


Figure 71: Impact du stockage de l'eau brute du lac sur la concentration de nitrate

L'ion ammonium subit à son tour une nitrification suite à une oxydation par les nitrosomonas puis une seconde oxydation par les nitrobacters pour donner le nitrate (santé canada, 1992).

#### VIII-2-1-4 Influence du stockage sur la température

La température a subi une baisse d'environ 1°C selon la figure 72.

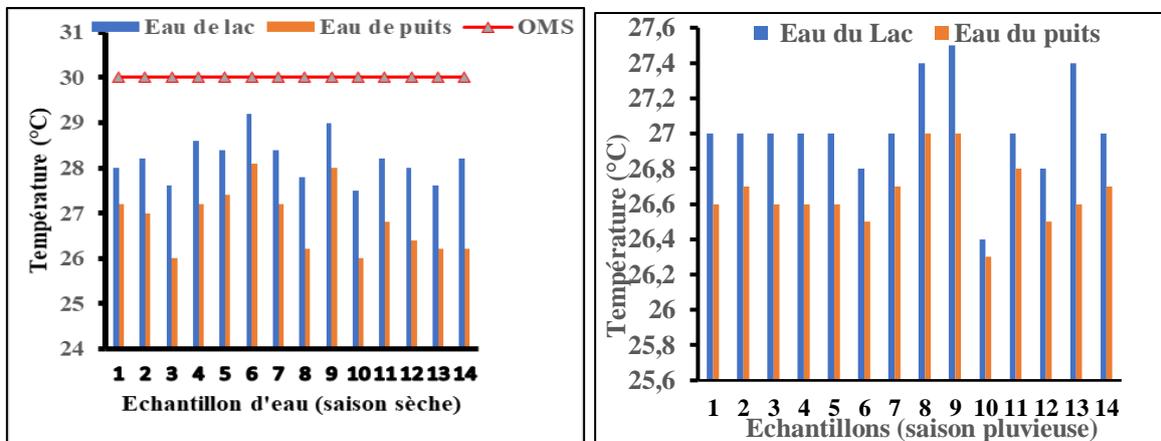


Figure 72: Impact du stockage de l'eau brute du lac sur la température

Cette diminution de température est liée à une absence d'ensoleillement. En effet, le lac de Dougba est situé dans l'une des régions les plus chaudes du pays. Le lac n'étant pas profond son exposition prolongée entraîne son réchauffement d'où les températures élevées observées en son sein (Gadhia et al., 2012). Contrairement au lac, l'eau du puits est protégée contre les rayons solaires d'où la diminution des températures durant son temps de séjour dans le puits (Gadhia et al., 2012). Aussi, la baisse de la température au sein du puits pourrait être liée à la

baisse de la turbidité. En effet, Sallam et Elsayed, (2018) ont montré qu'il existe une corrélation de 0,89 entre la turbidité et la température.

### VIII-2-1-5 Influence du stockage sur le potentiel d'hydrogène (pH)

Le potentiel d'hydrogène de l'eau brute de lac et de puits durant les saisons pluvieuses et sèches a été évalué et représenté par la figure 73. En comparaison du pH de l'eau brute de puits à celui de l'eau de lac, on remarque qu'il y a une réduction du pH au sein du puits. Cette diminution pourrait être liée à la présence d'acides humiques. En effet, Il est possible que des acides humiques soient présents dans l'eau du puits. Cela pourrait augmenter ainsi l'acidité du milieu et la baisse du pH. Aussi, l'eau au sein du puits étant en contact avec du calcaire ou des carbonates contenus dans le ciment utilisé pour le crépissage, peut-elle dissoudre les carbonates pour libérer des  $H^+$  selon l'équation 58 (Rodier et Legube, 2009). Or les ions  $H^+$  sont responsables du caractère acide d'une solution. D'où la diminution du pH.

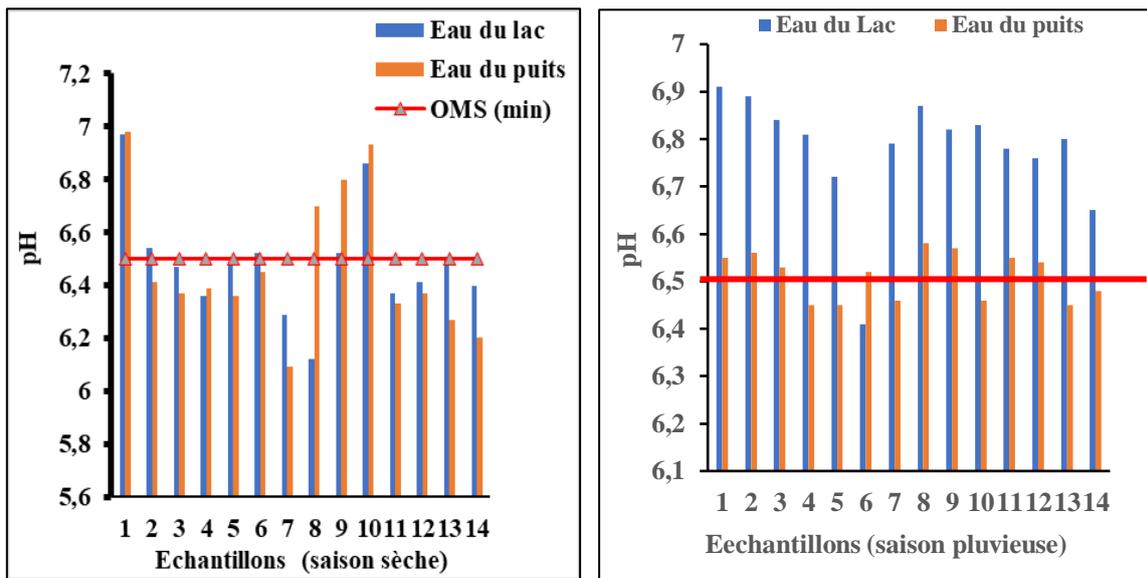


Figure 73: Impact du stockage de l'eau brute du lac dans le puits sur le pH

En plus, les ions nitrates dans leur cycle de nitrification peuvent conduire à des nitrites qui à leur tour conduiront aux acides nitreux selon l'équation 59



De même, les ions  $H^+$  libérés par l'équation 59 peuvent s'associer aux ions nitrate pour former des acides nitriques selon l'équation 59. Par ailleurs, l'élévation de la température de l'eau du lac par rapport à celle du puits pourrait être à la base de cette différence. En effet, Gadhia *et al.* (2012) ont trouvé une corrélation de 0,86 entre la température et le pH. D'après Gadhia

et al. (2012); Karuppasamy et Perumal, (2000); Rajasegar, (2003), la réduction de la température entraîne la diminution du pH.

#### VIII-2-1-6 Influence du stockage sur la concentration en carbonate et en phosphate

Le carbonate de calcium et le phosphate contenus dans l'eau de puits ont été comparés à ceux contenus dans l'eau de lac (Figure 74). Les concentrations du carbonate de calcium et du phosphate se sont accrues après stockage. Cette augmentation du carbonate pourrait s'expliquer par l'usage de ciment utilisé pour le crépissage du puits abritant la pompe. En effet, les roches utilisées dans la fabrication du ciment sont riches en carbonate de calcium. Une dissolution du carbonate de calcium est possible du moment où l'eau stockée est en contact permanent avec le ciment.

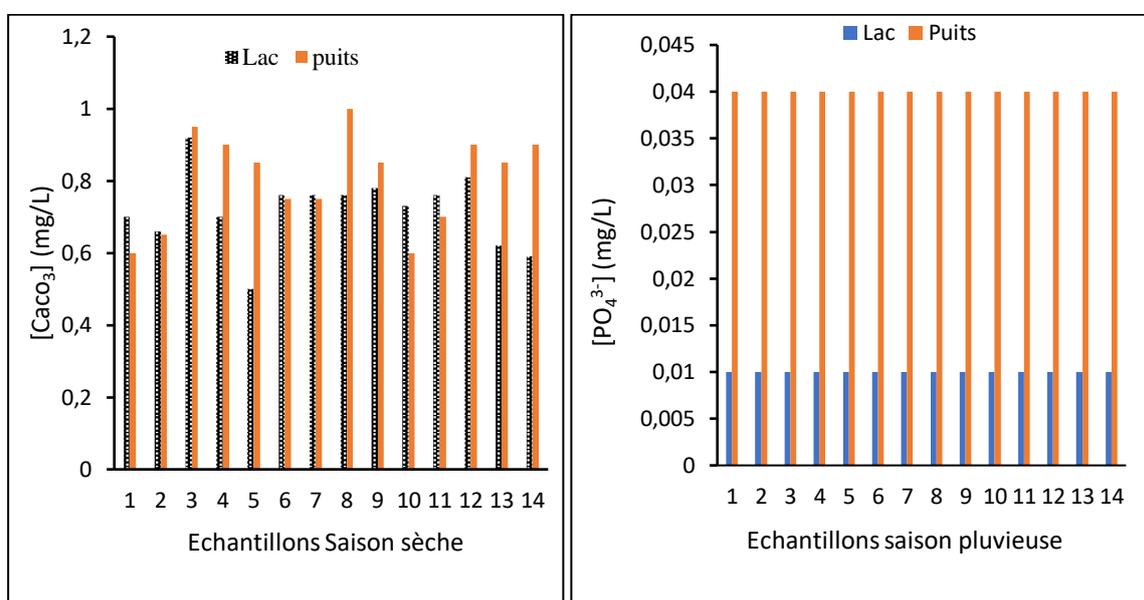
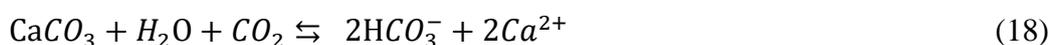


Figure 74: Impact du stockage de l'eau brute du lac sur le carbonate de calcium et les ortho phosphates

#### VIII-2-1-7 Influence du stockage sur la conductivité et la concentration en calcium

Contrairement aux autres paramètres, la conductivité et la concentration en calcium n'ont pas diminué (Figure 75). On observe plutôt, une élévation de la conductivité et du taux de calcium dans le même sens au sein du lac. En effet, les valeurs de conductivité ont varié de 113,8 à 229,3  $\mu\text{S}/\text{cm}$  dans le lac contre 157 à 261,3  $\mu\text{S}/\text{cm}$  pour le puits pendant la saison sèche. Pendant la saison pluvieuse, les concentrations en calcium ont varié respectivement de 5,21 à 7,21 mg/L et de 6,41 à 12,024 mg/L pour le lac et le puits. L'élévation de la conductivité et de la concentration en calcium dans l'eau de puits pourrait être liée à une dissolution des carbonates  $\text{CaCO}_3$  selon l'équation 60 (Rodier et Legube, 2009).



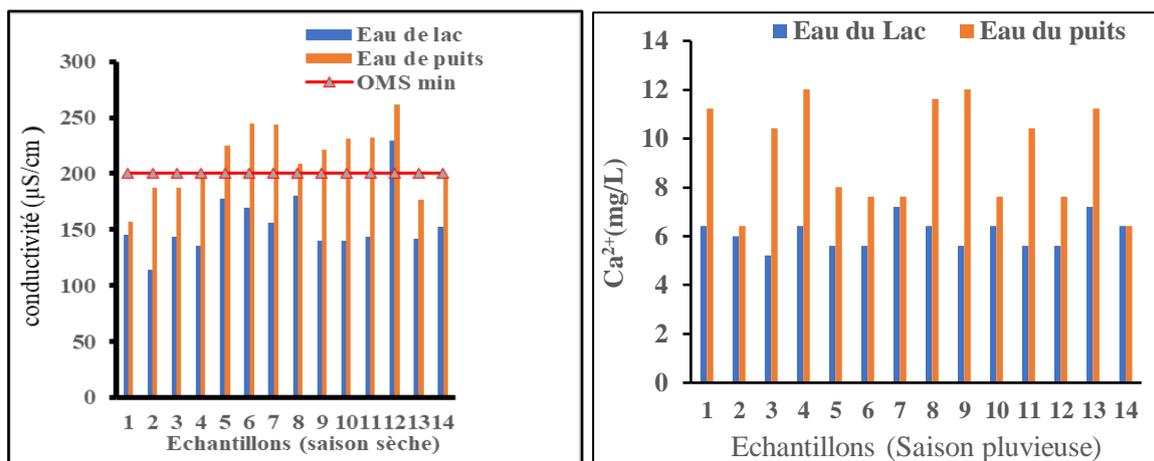


Figure 75: Impact du stockage de l'eau brute du lac sur la conductivité et le calcium

En effet, l'usage de ciment produit à base de roches calcaires pour le crépissage du puits pourrait entraîner la dissolution des carbonates de calcium et la libération du calcium. La figure 71 indique une augmentation de concentration des carbonates de calcium dans le puits. La conductivité étant liée à la présence de sels tels que le calcium, l'élévation de leur concentration pourrait influencer la conductivité.

#### VIII-2-1-8 Influence du stockage sur la concentration en magnésium et la dureté

La figure 76 indique la variation de la dureté de l'eau du lac de Dougba au cours de l'année 2018.

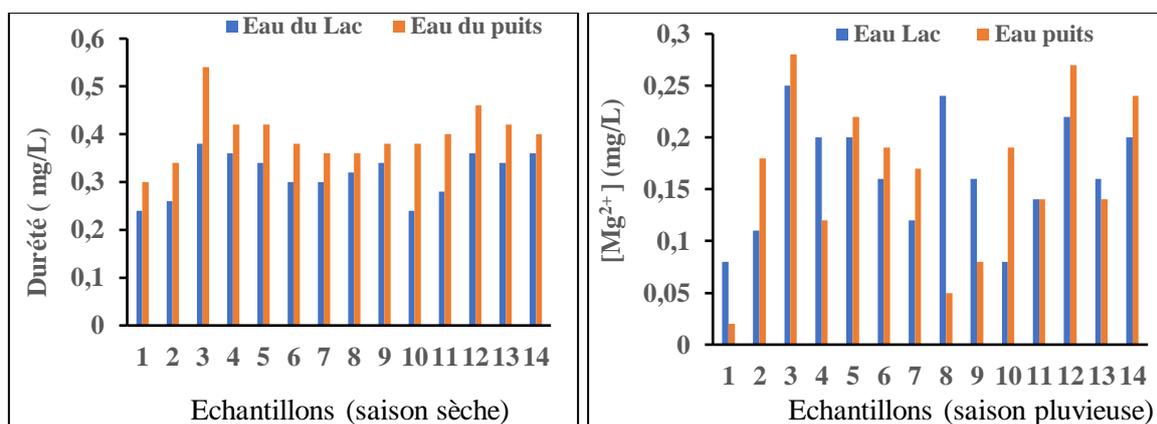


Figure 76: Impact du stockage de l'eau brute du lac sur la dureté

La dureté est influencée par la présence de sels de calcium et le magnésium (Rodier et al. 2009). Dans la présente étude, elle a varié dans le même sens que le calcium et le magnésium conformément à l'affirmation de Rodier et al. (2009). La dureté a varié de 0,24 à 0,38 mg/L dans le lac contre 0,3 à 0,54 mg/L dans le puits. Pour la figure 74 les valeurs de magnésium ont varié respectivement de 0,08 à 0,25 mg/L et de 0,05 à 0,28 mg/L pour le lac et le puits.

Une augmentation de concentration de magnésium et de la dureté est constatée après stockage.

### VIII-2-2 Recherche des conditions limites d'utilisation des colonnes

Certaines caractéristiques de l'eau brute et de la colonne influencent l'utilisation à long terme du prototype. En effet, ces caractéristiques agissent sur le point de percée des filtres inclus dans le prototype. Alors, pour des raisons sanitaires il convient de les évaluer pour une meilleure utilisation du prototype.

#### VIII-2-2-1 Influence de la hauteur du lit

La hauteur du lit est un paramètre très important dans le processus de traitement de l'eau en continu. En effet, la hauteur de la colonne est nécessaire surtout pour les utilisations à l'échelle communautaire. En étudiant individuellement les colonnes, les temps de percées selon le modèle logistique et le modèle de Boltzmann montrent que la hauteur du charbon influence le temps de percée.

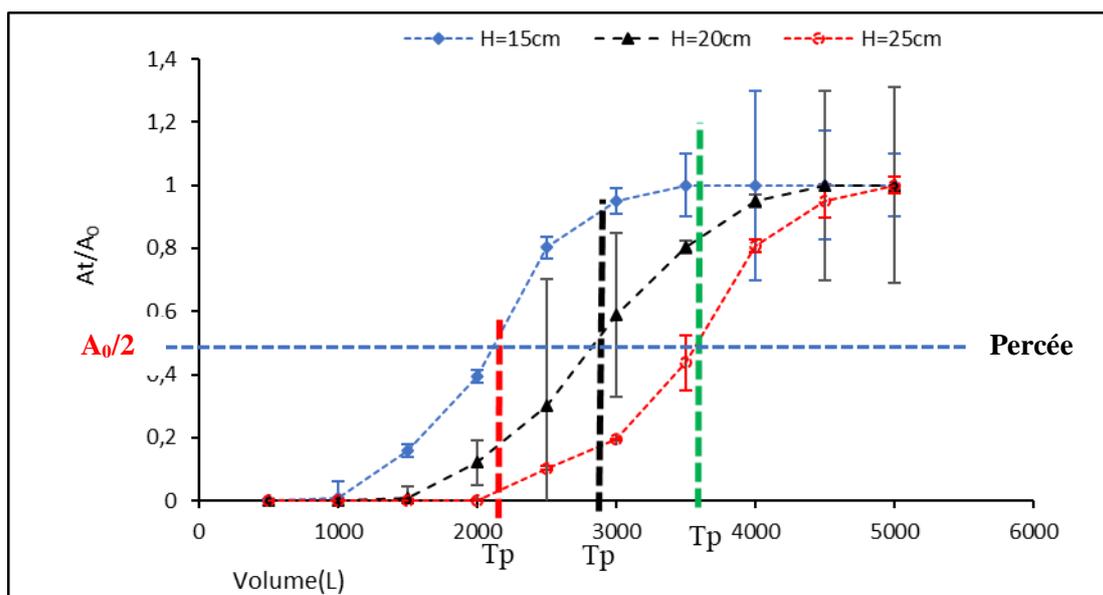


Figure 77: Influence de la hauteur du lit sur l'adsorption du nitrate( $C_0 = 38,48$  mg/L)

En effet, en variant la hauteur de 15 à 25 cm, les temps de percées ont augmenté avec la taille du lit de charbon (Figures 77 et 78). Ainsi, des temps de percées 758,875 min, 833,477 min et 973,094 min pour le modèle logistique puis 856,253 min, 962,422 et 1038,16 min pour le modèle de Boltzmann respectivement pour les colonnes de 15 cm, 20 cm et 25 cm sont obtenus. Cette augmentation du temps de percée serait liée au nombre croissant de sites adsorptifs disponibles. En effet, plus la hauteur du lit de charbon augmente, plus le nombre de sites actifs augmente. Alors, en se fiant au front de percée qui se déplace de proche en proche au cours d'une adsorption en lit fixe, la plus petite hauteur sera vite saturée par rapport à la

grande hauteur. D'où les temps de percée croissants avec les hauteurs croissantes de lits. Ce constat corrobore avec celui rapporté par Darweesh et Ahmed, (2017) qui ont obtenu des temps de percées 17 min et 22 min respectivement pour les colonnes de charbon 15 cm et 25 cm. De même, Albayati et Kalash, (2020) ont obtenu des temps de percées 1121,38 min et 1987,71 min pour des colonnes respectives de 2,4 cm et 8 cm. Aussi, Singha et Sarkar, (2015) ont-ils après avoir utilisé deux colonnes de 8 cm et 16 cm, ont-ils rapporté des temps de percées respectifs de 100 min et 125 min pour une concentration initiale de 10 mg/L.

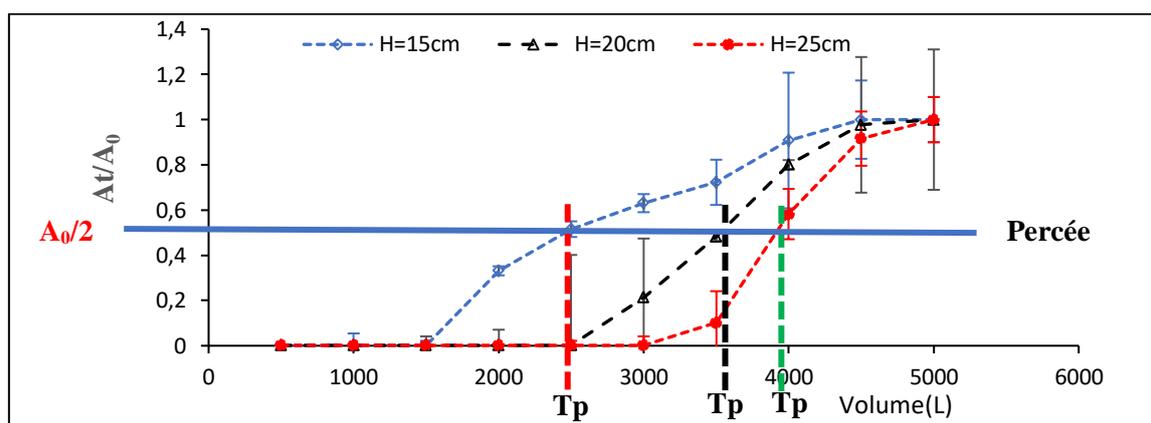


Figure 78: Influence de la hauteur du lit sur l'adsorption du nitrate ( $C_0 = 76,61$  mg/L)

Dans l'ensemble, les temps de percée faibles obtenus sont liés à la taille des filtres qui ne respectent pas les tailles recommandées. En effet, Bounif, (2017) recommande que la taille soit comprise en 0,5 m et 3 m. Or les colonnes utilisées dans cette étude ont une taille moyenne de 44,7cm. En effet, selon Stavrakakis et al. (2017) la hauteur de lit de l'adsorbant qui n'offre pas un temps de contact suffisant, atteint rapidement sa percée.

### VIII-2-2-2 Influence de la concentration en nitrate sur le point de percée

Le tableau XXIII présente les résultats de l'influence de la hauteur, du débit, de la masse et de la concentration. L'effet de concentration en nitrate sur le point de percée pour des colonnes de hauteurs (20 cm et 25 cm) a permis d'obtenir les figures 79 et 80. Les concentrations en nitrate moyennes de  $(38,48 \pm 1,45)$  mg/L et  $(76,61 \pm 1,05)$  mg/L respectivement pour les périodes sèche et pluvieuse ont été choisies. Pour se faire, les colonnes de 20 cm et 25 cm ont été fixées. Ainsi, le modèle logistique a fourni les temps de percée de 859,925 min et 962,155 min pour la colonne de 20 cm puis 932,466 min et 973,094 min pour la colonne de 25 cm. Quant au modèle de Boltzmann, il a fourni des couples de temps de percée (962,422 ; 762 et 824 min) puis (1038,16 ; 922 et 340 min) respectivement pour les colonnes de 20 cm et 25 cm. Il ressort de l'analyse qu'une augmentation de la concentration en nitrate diminue le temps de percée. En

effet, une augmentation de la concentration entraîne une saturation des sites actifs du charbon. Ainsi, une fois la moitié des sites actifs occupés, on aboutit au temps de percée. Plusieurs chercheurs ont fait la même remarque au cours de leurs travaux pour des concentrations variées. C'est ainsi que Singha et Sarkar, (2015) ont trouvé des temps de percée de 60 min et 18 min après avoir fixé les concentrations initiales de 20 mg/L et 30 mg/L. De même Onyango et *al.* (2009) ont obtenu des temps de percées 1211 min et 573 min respectivement pour les concentrations d'effluent de 5 mg/L et 10 mg/L.

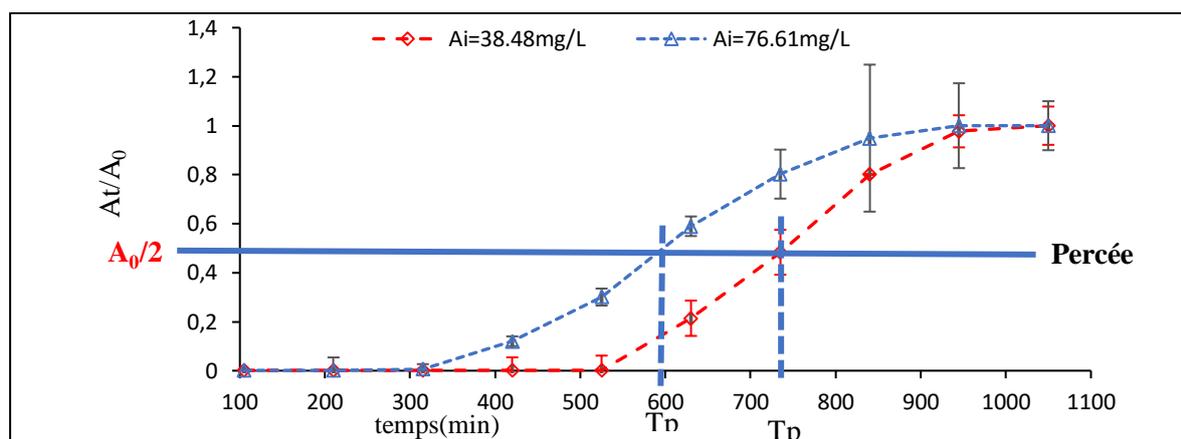


Figure 79: Impact de la concentration initiale (h = 20 cm)

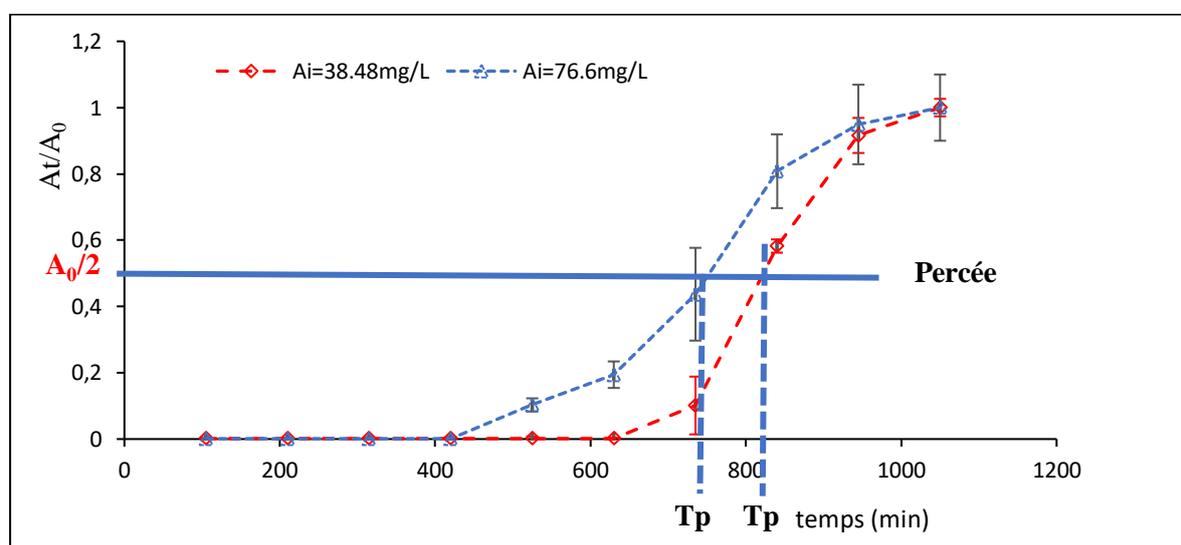


Figure 80: Impact de la concentration initiale (h = 25 cm)

Le nitrate n'étant pas le seul polluant dans l'eau brute du lac, la présence d'autres polluants pourrait impacter son adsorption. Au nombre de ces polluants, la DCO peut être considérée. En effet, il ressort après caractérisation de l'eau brute que celle-ci contient plus de matières organiques en saison pluvieuse qu'en période sèche. Au regard des performances reconnues du

charbon actif dans l'élimination de la DCO estimées à 78 % par Torres-Lozada et *al.* (2018), celles-ci pourraient influencer l'adsorption du nitrate en réduisant le temps de percée des colonnes.

Tableau XXIII: Paramètres du modèle Logistique et du modèle de Boltzmann

Paramètre du modèle Logistique					Paramètres de Boltzmann			
Paramètres	Temps à $A_0/2$ $t_{50}$	K(min <sup>-1</sup> )	R <sup>2</sup>	RMSD	Temps à $A_0/2$ $t_{50}$	K(min <sup>-1</sup> )	R <sup>2</sup>	RMSD
<b>Hauteur</b>					<b>Hauteur du lit</b>			
<b>15 cm</b>	758 ± 10	0,0088	0,67	0,309	856 ± 10	126,58	0,73	1,21
<b>20 cm</b>	833 ± 10	0,0111	0,78	0,348	962	111,11	0,82	0,43
<b>25 cm</b>	973 ± 10	0,0096	0,73	0,243	1038	80	0,77	0,22
<b>Débit</b>					<b>Influence du débit</b>			
<b>2 L/min(20cm)</b>	833 ± 10	0,0111	0,78	0,348	962 ± 10	111,11	0,82	0,43
<b>3 L/min(20cm)</b>	762 ± 10	0,0080	0,706	0,342	863 ± 10	140,84	0,80	0,15
<b>2 L/min(25cm)</b>	973 ± 10	0,0096	0,73	0,24	1038 ± 10	80	0,77	0,21
<b>3 L/min(25cm)</b>	810 ± 10	0,0088	0,741	0,63	909 ± 10	129,87	0,85	0,22
<b>Masse</b>					<b>Masse de l'adsorbant</b>			
<b>260g</b>	758 ± 10	0,0088	0,67	0,31	856 ± 10	126,58	0,73	1,21
<b>300g</b>	833 ± 10	0,0111	0,78	0,35	962 ± 10	111,11	0,82	0,43
<b>380g</b>	973 ± 10	0,0096	0,73	0,24	1038 ± 10	80	0,77	0,22
<b>Concentration initiale</b>					<b>Influence de la concentration initiale</b>			
<b>76,61 mg/L(20cm)</b>	859 ± 10	0,0088	0,76	0,72	859 ± 10	123,46	0,85	3,04
<b>38,48 mg/L(20cm)</b>	962 ± 10	0,0090	0,82	0,35	962 ± 10	111,11	0,82	0,43
<b>76,61 mg/L 25cm)</b>	932 ± 10	0,009	0,86	0,53	951 ± 10	111,11	0,88	0,71
<b>38,48 mg/L(25cm)</b>	973 ± 10	0,0096	0,73	0,24	1038 ± 10	80	0,77	0,22

### VIII-2-2-3 Influence du débit sur le point de percée

Le débit est un paramètre très important dans l'étude dynamique des colonnes filtrantes. Son évaluation sur trois colonnes a permis d'obtenir les temps de percées consignés dans le tableau 23 et les figures 81 et 82. Il ressort de l'analyse du tableau et des figures que l'augmentation du débit influe sur le temps de percée. En effet, pour des débits de 2 L/min et 3 L/min et une colonne de 15 cm d'épaisseur de lit de charbon, les temps de percée sont respectivement 758,875 min et 758,707 min pour le modèle Logistique puis 856,253 min et 847,459 min pour le modèle Boltzmann. Quant à la colonne de 20 cm de hauteur de lit, les temps de percées 833,477 min et 762,787 min sont obtenus pour le modèle logistique ainsi que 962,422 min et 863,577 min pour le modèle Boltzmann. Enfin, pour la colonne de 25 cm d'épaisseur du lit du charbon, les temps de percées de 973,094 min et 810,625 min sont obtenus puis 1038,16 min et 909,896 min respectivement pour le modèle logistique et celui de Boltzmann. Quel que soit la colonne

et le modèle considérés, plus le débit augmente, les temps de percées diminuent. Les courts temps de percée obtenus avec le débit de 3 L/min sont certainement dû à un manque de contact intime entre l'eau brute et la colonne de charbon.

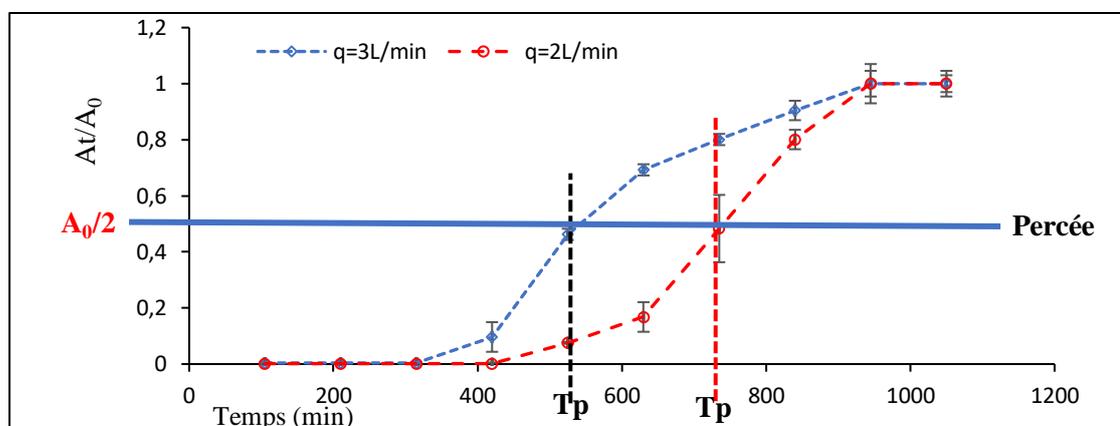


Figure 81: Influence du débit sur la percée du filtre (38,48 mg/L ; h = 20 cm)

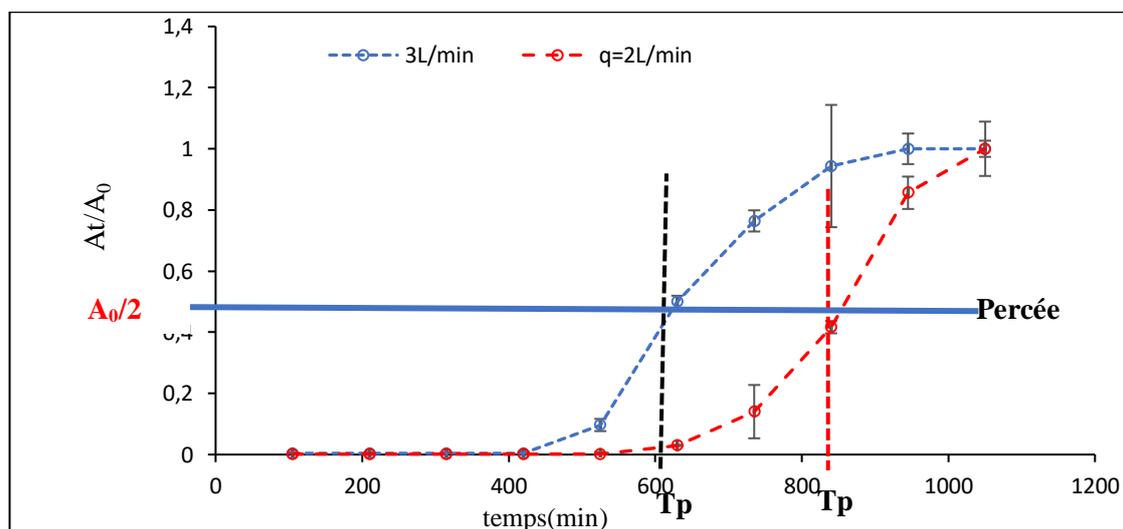


Figure 82: Influence du débit sur la percée du filtre (38,48 mg/L ; h = 25 cm)

En effet, plus le débit s'éloigne de 0,3 m/s comme le prévoit Bounif, (2017); Marsteau, (2005) moins le traitement est efficace. Ces résultats corroborent avec ceux de Albayati et Kalash, (2020); Mthombeni et *al.*, (2012). Albayati et Kalash, (2020) qui ont obtenu des temps de percées 3600 min et 2040 min respectivement pour les débits de 2 mL/min et 5 mL/min. Quant à Mthombeni et *al.*, (2012), ils ont rapporté des temps de percées 4373 min et 2705 min pour des débits respectifs de 2 mL/min et 7 mL/min. Ce constat va dans le même sens que celui de Stavarakakis et *al.* (2017) qui stipule qu'un changement de débit induit un déséquilibre entre l'adsorbat et l'adsorbant.

### VIII-2-2-4 Effet de compétition entre la turbidité et la concentration en ion nitrate

La turbidité est le premier paramètre qu'il faut contrôler lors d'une filtration de l'eau sur colonne (Auckenthaler et *al.*, 2010; Torres-Lozada et *al.*, 2018).

Tableau XXIV: Paramètres de compétition entre la turbidité et le nitrate

Paramètres du modèle Logistique					Paramètres du modèle de Boltzmann			
Paramètres	Temps à $A_0/2$ $t_{50}$	$K(\text{min}^{-1})$	$R^2$	RMS D	Temps à $A_0/2$ $t_{50}$	$K(\text{min}^{-1})$	$R^2$	RMSD
<b>Effet de compétition entre le nitrate et la turbidité</b>								
<b>7,83NTU (15cm)</b>	650 ± 10	0,005	0,69	0,06	794 ± 10	109,89	0,76	0,175
<b>38,48 mg/L</b>	758 ± 10	0,008	0,67	0,31	856 ± 10	126,58	0,73	0,121
<b>7,83 NTU(20cm)</b>	776 ± 10	0,009	0,84	0,09	833 ± 10	83,33	0,89	0,154
<b>38,48 mg/L</b>	833 ± 10	0,011	0,78	0,35	962 ± 10	111,11	0,82	0,427
<b>7,83 NTU(25cm)</b>	800 ± 10	0,014	0,93	0,77	915 ± 10	76,92	0,95	0,097
<b>38,48 mg/L</b>	973 ± 10	0,009	0,73	0,24	1038 ± 10	80	0,77	0,217
<b>5,75 NTU(15cm)</b>	794 ± 10	0,009	0,70	0,61	819 ± 10	103,09	0,70	0,18
<b>76,61 mg/L</b>	812 ± 10	0,060	0,5	0,31	824 ± 10	156,25	0,72	4,233
<b>5,75 NTU(20cm)</b>	833 ± 10	0,013	0,84	0,55	856 ± 10	83,33	0,83	0,126
<b>76,61 mg/L</b>	859 ± 10	0,008	0,76	0,72	859 ± 10	123,46	0,85	3,045
<b>5,75 NTU(25cm)</b>	915 ± 10	0,014	0,93	0,14	934 ± 10	76,92	0,95	0,07
<b>76,61 mg/L</b>	932 ± 10	0,009	0,86	0,53	951 ± 10	111,111	0,88	0,714

Ce qui justifie son choix pour étudier l'effet de compétition. Cette compétition entre le nitrate et la turbidité a permis d'obtenir les informations contenues dans le tableau XXIV. La compétition étudiée sur deux périodes de l'année a permis de constater que la turbidité est le facteur qu'il faut suivre à cause de ses courts temps de percée. En effet, les plus petits temps de percée des filtres sont obtenus en considérant la turbidité quelque soit la hauteur de la colonne. La turbidité étant causée en partie par la matière colloïdale, celle-ci peut d'une manière ou d'une autre influencer l'adsorption du nitrate. En effet, les colloïdes sont soit électronégatifs et hydrophiles (argiles, humus), soit électropositifs et hydrophobes (minéraux tels que les oxydes de fer, oxydes d'alumine, et l'amidon) (Müller et *al.*, 1996). Le pH de l'eau du lac étant compris entre 6 et 7, la surface du charbon sera chargée négativement et les surfaces des colloïdes aussi seront chargés négativement. Au regard de la loi de physique selon laquelle deux corps de même charge se repoussent, les colloïdes ne seront pas adsorbés à cause de l'effet de répulsion qui empêchera leur adsorption d'où la diminution du temps de

percée. Aussi, est-il possible que les pores du charbon soient occupés par de grosses particules responsable de la turbidité.

Cependant, l'adsorption du nitrate sous forme d'ion chargés négatives continue d'où les temps de percées plus long pour le nitrate. Cela pourrait s'expliquer par le fait que l'élimination de la turbidité se fait par filtration et non par adsorption. Dans ce cas, le filtre pourrait atteindre sa percée pour la turbidité et l'adsorption des autres paramètres tels que le nitrate continuera.

### **VIII-2-3 Efficacité d'une colonne (BV et AER)**

L'influence du volume du lit (BV), l'efficacité du lit (AER) et la capacité d'adsorption des colonnes a fourni les valeurs consignées dans le tableau 25. D'après Mthombeni *et al.* (2012), les petites valeurs de AER indiquent une bonne performance d'adsorption de la colonne. Ainsi, la colonne de 25 cm avec un AER de 0,108 g/L est la plus performante. En plus des AER, cette efficacité est prouvée par les volumes du lit de la colonne (BV) et les capacités d'adsorption. Il ressort que la colonne de 25 cm possède la plus grande capacité d'adsorption qui est de 304,663 mg/g et le plus grand volume du lit. A partir du tableau XXV il ressort que les BV sont rangés dans l'ordre contraire des AER pour des colonnes de tailles croissantes. Le AER étant le rapport de la masse de charbon sur le volume d'eau traité, celui-ci sera de plus en plus faible pour des petites quantités de charbon qui traitent de grands volume d'eau. En effet, l'efficacité n'est pas forcément liée à la quantité de charbon utilisée. Si avec 50 g d'un charbon X le volume d'eau traité est approximativement égale ou supérieur au volume traité avec 100 g d'un autre Y, l'on obtiendra un AER faible pour X et élevé pour Y. Cette remarque est faite aussi par Onyango *et al.* (2009) qui ont obtenu des valeurs d'AER 1 ; 2,1 et 3,8 correspondants aux BV respectifs 1177, 557 et 300. De même, en comparant les AER d'une colonne pour deux débits différents (2 L/min et 3 L/min), il ressort que plus le débit est grand, moins la colonne est performante. Car des valeurs de 0,13 et 0,173 g/L sont obtenus pour la colonne de 15 cm puis 0,12 et 0,15 g/L pour les colonnes de 20 cm et enfin 0,108 et 0,126 pour la colonne de 25 cm respectivement pour les débits 2 L/min et 3 L/min.

Tout comme le débit, la concentration de l'effluent à traiter influe sur la performance de la colonne. En considérant deux concentrations 38,48 mg/L et 76,61 mg/L de nitrate, les plus grands AER qui sont 0,173, 0,15 et 0,12 g/L sont obtenus respectivement pour les colonnes 15 cm, 20 cm et 25 cm pour une concentration de 76,61 mg/L. Cependant, les plus petites valeurs d'AER avec les mêmes colonnes qui sont 0,13 ; 0,12 et 0,108 g/L sont obtenus pour une concentration de 38,48 mg/L.

Tableau XXV: Paramètres évaluant la performance du charbon actif en adsorption continue

Paramètres	Temps de percée	AER(g/L)	BV	N <sub>0</sub> (mg/g)
<b>Influence de la hauteur du lit</b>				
<b>15 cm</b>	420 ± 10	0,130	382,166	253,082
<b>20 cm</b>	630 ± 10	0,120	398,089	301,552
<b>25 cm</b>	945 ± 10	0,108	424,628	304,663
<b>Influence du débit</b>				
<b>2 L/min(15cm)</b>	420 ± 10	0,130	382,165	267,388
<b>3 L/min(15cm)</b>	315 ± 10	0,173	106,157	253,820
<b>2 L/min(20cm)</b>	630 ± 10	0,120	398,089	301,552
<b>3 L/min(20cm)</b>	420 ± 10	0,150	159,236	289,670
<b>2 L/min(25cm)</b>	945 ± 10	0,108	424,628	324,663
<b>3 L/min(25cm)</b>	525 ± 10	0,126	191,083	304,663
<b>Influence de la masse de l'adsorbant</b>				
<b>260 g</b>	420 ± 10	0,130	382,165	253,082
<b>300 g</b>	630 ± 10	0,120	398,089	301,552
<b>380 g</b>	945 ± 10	0,108	424,628	304,663
<b>Influence de la concentration initiale</b>				
<b>76,61 mg/L(15cm)</b>	210 ± 10	0,173	212,314	369,935
<b>38,48 mg/L(15cm)</b>	420 ± 10	0,130	382,160	329,935
<b>76,61 mg/L(20cm)</b>	420 ± 10	0,150	238,853	457,593
<b>38,48 mg/L(20cm)</b>	630 ± 10	0,120	398,089	301,552
<b>76,61 mg/L(25cm)</b>	525 ± 10	0,126	318,471	516,016
<b>38,48mg/L(25cm)</b>	945 ± 10	0,108	424,628	304,663

Cette diminution de la performance du lit avec l'augmentation de la concentration du polluant est liée à un déséquilibre entre les molécules disponibles du polluant et le nombre de sites libres de l'adsorbant qui n'évoluent pas. Le même constat a été fait par Onyango et *al.* (2009) et Mthombeni et *al.* (2012). En effet, pour des concentrations initiales de 5 mg/L et 20 mg/L Onyango et *al.* (2009) ont obtenu des AER respectifs de 1 et 3,8, et Mthombeni et *al.* (2012) pour des concentration initiales de 660 CFU et 16000 CFU, ont obtenu des AER de 1,6 et 13,6. Ces auteurs ont trouvé qu'une augmentation de la concentration du polluant diminue la performance (AER) du lit filtrant.

#### VIII-2-4 Prédiction du temps de percée

La prédiction du temps de percée est une nécessité pour éviter la consommation d'une eau qui ne respecte pas les normes lors d'un traitement en continu. En effet, le charbon a des limites au-delà desquelles, il doit être remplacé. Dans cette étude, la prédiction de trois types de colonnes de hauteurs 15 cm, 20 cm et 25 cm a permis d'obtenir les figures 83 et 84.

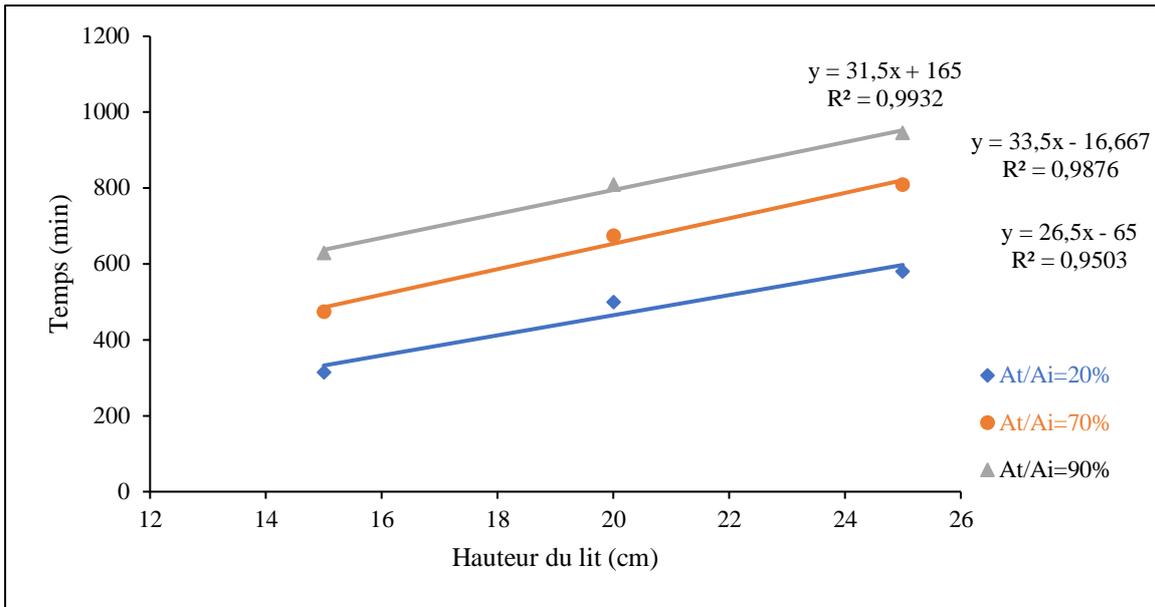


Figure 83: Prédiction du temps de fonctionnement de trois colonnes (15 cm, 20 cm et 25 cm) saison sèche

Au vu des fortes corrélations (0,9503, 0,9876 et 0,9932) obtenues respectivement pour les colonnes 15 cm, 20 cm et 25 cm en saison sèche puis 0,9499, 0,983 et 0,9643 pour la saison pluvieuse, il peut être affirmé qu'il y a une bonne prédiction par le modèle.

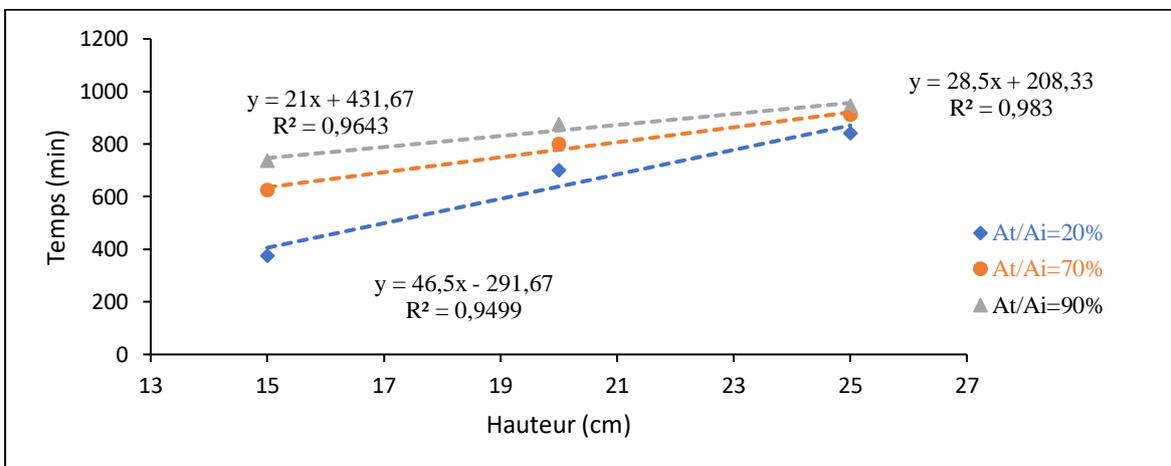


Figure 84: Prédiction du temps de fonctionnement de trois colonnes (15 cm, 20 cm et 25 cm) saison pluvieuse

Tableau XXVI: Paramètres de prédiction

Saisons	A <sub>i</sub> (mg/l)	H (cm)	A <sub>t</sub> /A <sub>0</sub>	N <sub>0</sub> ' (mg/l)	K <sub>D</sub> ' (L mg <sup>-1</sup> min <sup>-1</sup> )	Temps de percée (min)	Temps prédits (min)
<b>Saison sèche</b>	38,48	15	0,51	343,13	1,109 10 <sup>-4</sup>	420	405,83
	38,48	20	0,48	257,35	9,7441.10 <sup>-5</sup>	630	638,33
	38,48	25	0,58	205,88	1,5732.10 <sup>-4</sup>	945	956,67
<b>Saison pluvieuse</b>	76,61	15	0,39	388,29	8,94 10 <sup>-5</sup>	315	332,5
	76,61	20	0,59	364,45	1,06.10 <sup>-4</sup>	525	653,33
	76,61	25	0,43	270,81	1,154 10 <sup>-4</sup>	945	952

Cette déduction relative aux corrélations corrobore avec celle qui a été faite par López-Cervantes et *al.* (2018). Ces auteurs ont obtenu 0,9844, 0,9944, et 0,9646 comme corrélation. En plus, des corrélations, la comparaison des temps prédits et expérimentaux permet de juger de la fiabilité du modèle. Ainsi, les temps expérimentaux et prédits obtenus sont consignés dans le tableau XXVI.

La comparaison des temps prédits qui sont 405,83; 638,33 et 956,67 min et les temps de percées expérimentaux 420, 630 et 945 min pour la saison sèche ainsi que ceux de la saison pluvieuse qui sont 332,5; 653,33 et 952 min pour les temps prédits puis 315,525 et 945 min pour les temps expérimentaux, l'on peut affirmer que le modèle appliqué a une bonne prédiction. Ce constat est conforme à celui de Torres-Lozada et *al.* (2018). Ceux-ci ont affirmé que le modèle appliqué à leur étude a une bonne prédiction après l'obtention des temps de prédiction de 404,10; 2725,74 et 1337,10 min correspondants respectivement au temps de percées expérimentaux 420; 2880 et 2160 min. Partant des corrélations et des concordances entre les temps expérimentaux et les temps prédits, ce modèle pourrait être applicable à un plus grand nombre de colonnes (Han et *al.*, 2009; López-Cervantes et *al.*, 2018; Singha et Sarkar, 2015).

### VIII-3 Application des conditions retenues sur les colonnes montées en parallèle

#### VIII-3-1 Elimination de la turbidité

La turbidité est un paramètre très important dans le contrôle de l'eau traitée et destinée à la consommation. Selon EPA, (2009); Torres-Lozada et *al.* (2018), la turbidité est le paramètre élémentaire à évaluer dans l'eau traitée. En effet, une turbidité inférieure à 0,3 NTU est un indicateur pour évaluer l'efficacité du système de traitement (Torres-Lozada et *al.*, 2018). En plus de cet aspect, une turbidité inférieure à 0,3 NTU indique une bonne élimination de certaines bactéries telles que les protozoaires (*Giardia* et *Cryptosporidium*) (EPA, 2009;

Torres-Lozada *et al.*, 2018). Les courbe de percée relative à l'élimination de la turbidité au cours des saisons pluvieuses et sèches sont indiquées par les figures 85 et 86.

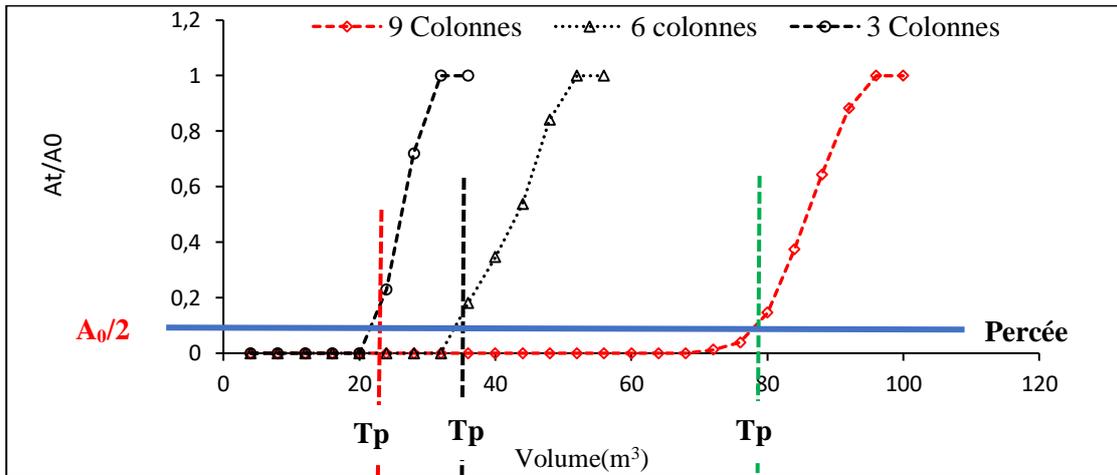


Figure 85: Influence du nombre de colonnes sur la percée des filtres (7,75 NTU)

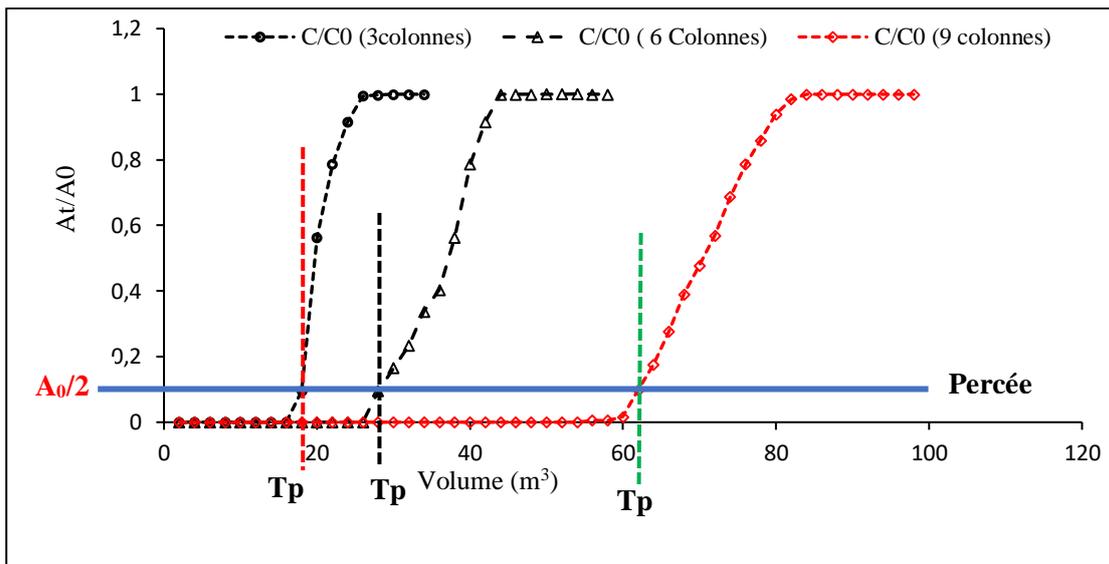


Figure 86: Influence du nombre de colonnes sur la percée des filtres (5,25 NTU)

Il ressort de l'analyse des courbes de percées que la turbidité est éliminée totalement dans l'eau traitée au début quel que soit la saison considérée. Cette élimination totale de la turbidité par les séries de colonnes pourrait être liée à la présence des deux couches de sables qui encadrent la couche de charbon. En effet, Torres-Lozada *et al.* (2018) ont montré qu'une couche de sable élimine mieux la turbidité qu'une couche de charbon lorsque ces deux matériaux sont utilisés séparément. Ils ont rapporté des valeurs de turbidité comprise entre 0,199 et 0,238 NTU puis 0,206 et 0,236 NTU pour deux types de charbon actif après une filtration. Par contre ils ont obtenu la plus petite valeur de turbidité qui est de 0,181 NTU en utilisant un filtre à sable. Alors, en associant les couches de sable à celle du charbon dans cette étude, cela pourrait expliquer

cette efficacité d'élimination à 100 % de la turbidité. Les points de percées intervenus plutôt en période sèche après des volumes de 16, 24 et 60 m<sup>3</sup> respectivement pour les séries de colonnes de 3, 6 et 9 contre des volumes de 20, 36 et 72 m<sup>3</sup> pour la saison pluvieuse montrent que la teneur en turbidité initiale impacte le point de percée. En effet, les fortes turbidités sont obtenues en période de sécheresse. Cela pourrait être lié à la fermeture des pores de charbon par certaines particules participatives à l'état turbide. Et si les pores qui sont les sites actifs du charbon se bouchent rapidement, la colonne atteindra certainement le point de percée plus vite qu'elle devait l'être. D'où la réduction des temps de percées marqués par de faibles quantités d'eau traitée en saison sèche contre celles de la saison pluvieuse dont la turbidité est moindre.

### VIII-3-2 Elimination de la DCO

L'élimination de la DCO par les différentes séries de colonnes au cours du test de filtration avec le prototype préindustriel est indiquée par les figures 87 et 88.

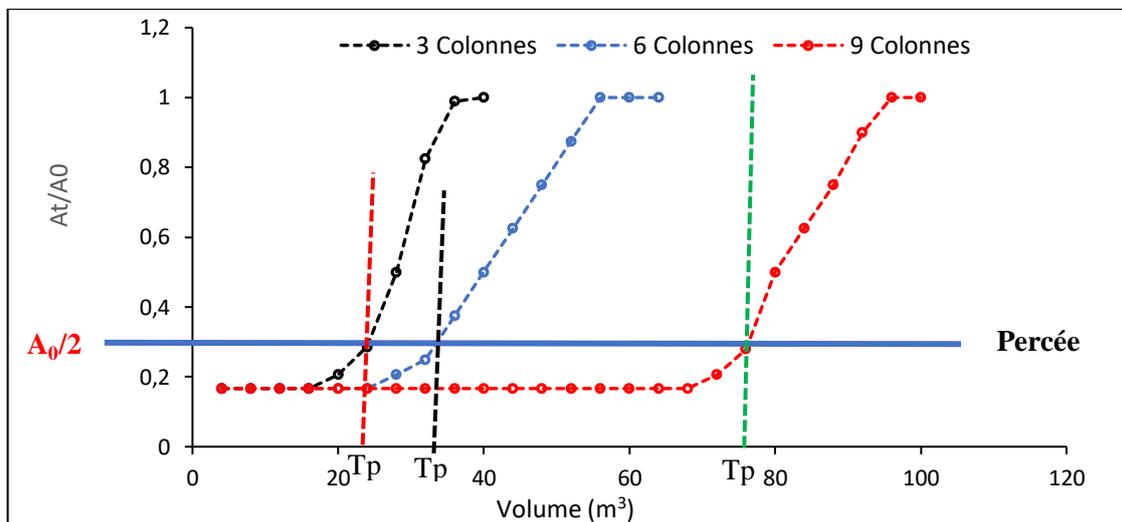


Figure 87: Courbe de percée au cours de l'élimination de la DCO (saison pluvieuse)

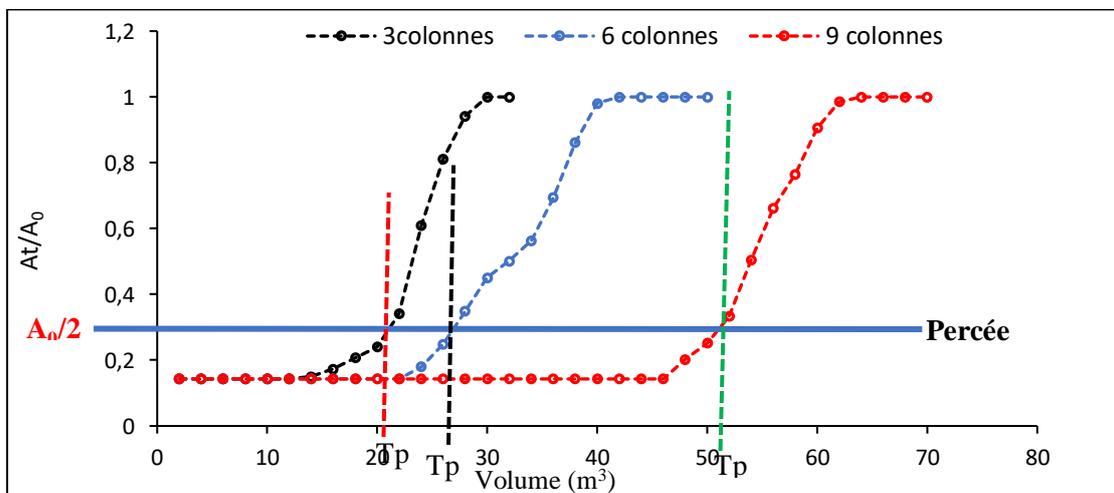


Figure 88: Courbe de percée au cours de l'élimination de la DCO (saison sèche)

Au regard des résultats, il ressort que la DCO n'a pu être éliminée totalement. En effet, quelque soit le nombre de colonnes et la période, aucune élimination totale n'a été obtenue dans l'eau traitée. Pour l'ensemble des séries de colonnes (3, 6 et 9), la valeur minimale du rapport  $A/A_0$  obtenue au début du traitement est de 0,166 pour la saison pluvieuse et de 0,143 pour la période sèche. Néanmoins, des taux d'abattement de 83,33 % et 85,71 % sont obtenus respectivement pour les périodes pluvieuse et sèche. Cette efficacité d'élimination de la turbidité serait liée à la constitution des colonnes. En effet, avec deux couches de sable de part et d'autre du charbon, la DCO a pu être réduite en partie par la première couche avant d'être éliminée en grande partie par le charbon. Selon Patel *et al.* (2018) ; Torres-Lozada *et al.* (2018) la filtration sur couche de sable est efficace pour réduire la DCO en une valeur intermédiaire (6 %) et faciliter son élimination par le charbon. Ce constat corrobore avec celui de Torres-Lozada *et al.* (2018). Ces auteurs ont obtenu des pourcentages d'élimination de 70 % et 78 % en utilisant des charbons actifs différents. Cependant, ils ont pu remarquer que la DCO ne peut être éliminée uniquement que par une couche de sable ou par une filtration simple à charbon même si la filtration sur colonne de charbon élimine mieux la matière organique que le sable. De même, Ho et Newcombe (2010) et Sounthararajah *et al.* (2015) ont réduit la DCO respectivement de 68 % et 78 % en utilisant aussi du charbon actif. Par conséquent il ressort que la DCO ne peut qu'être réduite et non éliminée totalement par une colonne de charbon actif. toutefois, Rosero *et al.* (2004) ont montré qu'une double filtration par charbon et sable est un moyen efficace pour éliminer cette matière organique. Ce qui justifie les taux d'abattement élevés obtenus dans la présente étude.

Dans la présente étude, la différence existante entre les pourcentages d'élimination des différentes saisons peut s'expliquer par l'influence de certains paramètres tels que la concentration initiale et le pH. En effet, Pan *et al.* (2011) ont montré que la DCO s'adsorbe mieux à des pH faibles. Alors, les pH de l'eau brute pendant les saisons pluvieuse et sèche étant respectivement 6,81 et 6,49 ce qui pourrait expliquer la légère augmentation du pourcentage d'élimination de la DCO en saison sèche. Aussi, la différence de concentration de l'eau brute qui est de 130,90 mg/L et 103,48 mg/L pourrait justifier le pourcentage de 83,33 % et 85,71 % respectivement pour les périodes pluvieuse et sèche. L'eau obtenue après filtration respecte les normes OMS car les concentrations résiduelles sont toutes inférieures à 30 mg/L. Selon les courbes de percées (figures 83 et 84) l'eau traitée n'est plus apte à la consommation à partir des rapports  $A/A_0 > 0,30$ .

### VIII-3-3 Elimination du nitrate

Le nitrate constitue un danger pour l'homme lorsque sa concentration dans l'eau excède 50 mg/L (OMS, 2011). Son élimination à travers les séries de colonnes constituées a permis de tracer les courbes de percées des figures 89 et 90 respectivement pour les saisons pluvieuse et sèche. Au regard des courbes de percées qui ne se confondent pas avec la droite des abscisses, on peut dire que le nitrate n'est pas éliminé totalement lors de la filtration. Cependant, des pourcentages d'élimination de 91,18 % et 97,05 % sont obtenus respectivement pour les périodes pluvieuse et sèche.

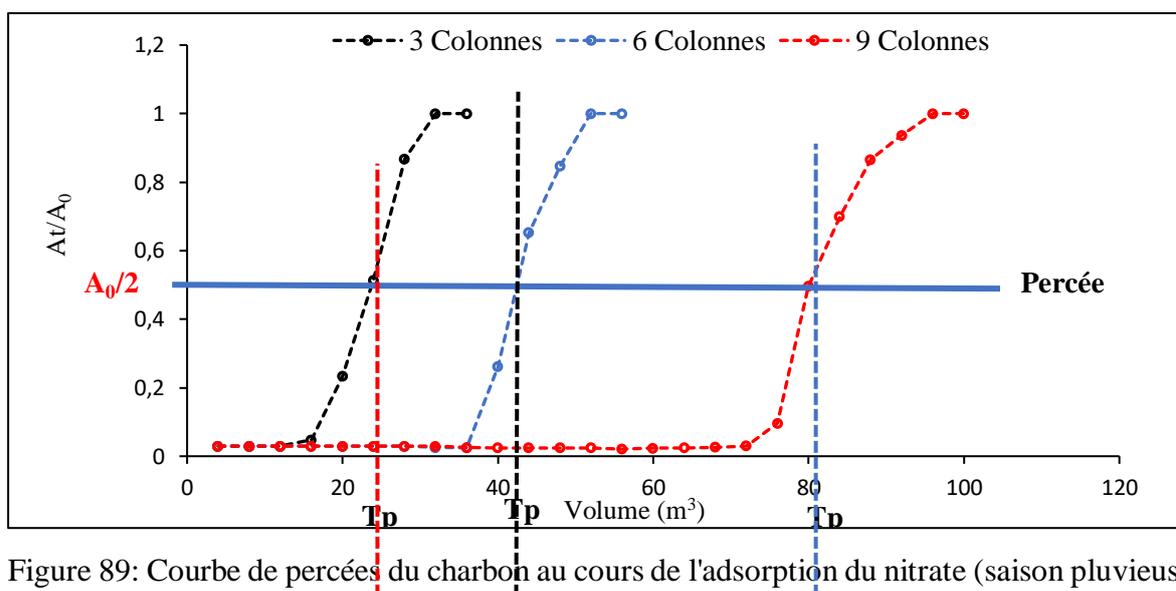


Figure 89: Courbe de percées du charbon au cours de l'adsorption du nitrate (saison pluvieuse)

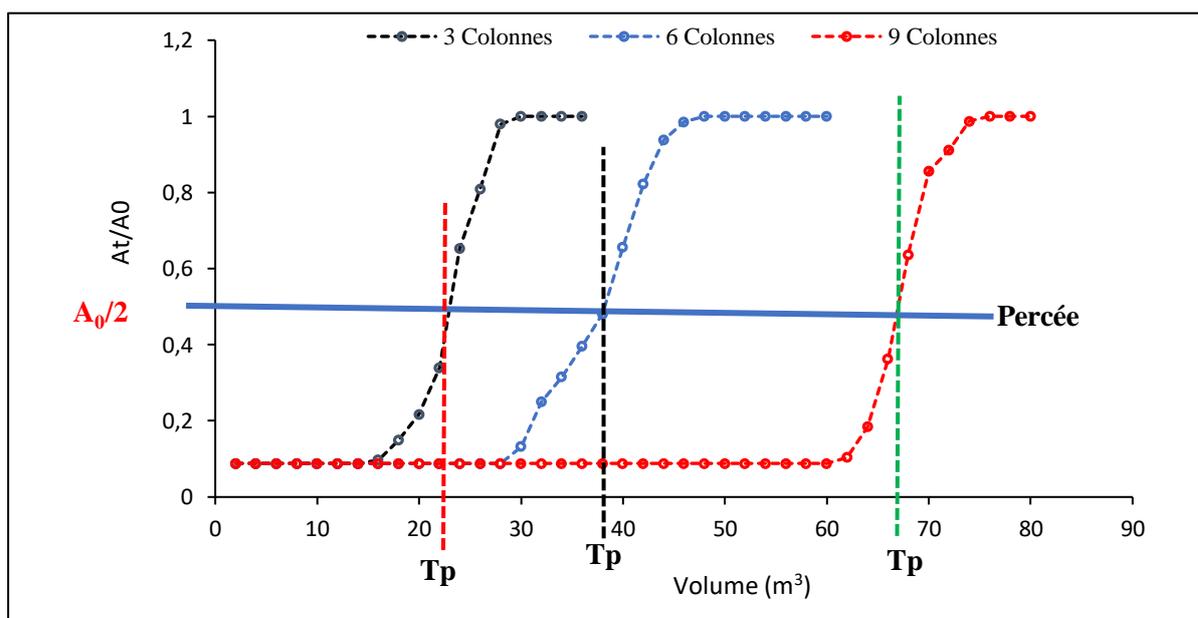


Figure 90: Courbe de percées du charbon au cours de l'adsorption du nitrate (saison sèche)

Tout comme la DCO, l'élimination du nitrate est influencée par la concentration initiale en nitrate et le pH selon Ahmadi et Kord Mostafapour, (2017); Mazarji et *al.*, 2017). En effet, ces auteurs ont trouvé que le nitrate s'adsorbe respectivement au pH 7 et pH 4. Ainsi, à ces pH, ils ont obtenu des pourcentages d'élimination respectifs de 83 % et 41 % avec une concentration initiale de 0,5 g/L. les concentrations initiales de nitrate dans l'eau brute pourrait être à la base de la différence du pourcentage d'adsorption entre les deux saisons. Les fortes concentrations étant enregistrées en période pluvieuse, alors le pourcentage d'élimination de 91,18 % contre 97,05 % en saison sèche serait lié à la concentration initiale. Cela est en accord avec les résultats d' Ahmadi et Kord Mostafapour, (2017). En effet, en faisant varier la concentration initiale de 0,5 à 2,5 g/L ces auteurs ont observé une baisse du pourcentage d'adsorption de 41 à 30 %. Au regard des pourcentages d'élimination du nitrate obtenu par Mazarji et *al.* (2017) ainsi que Ahmadi et Kord Mostafapour, (2017), et ceux obtenus au cours de cette étude, le nitrate peut être réduit dans l'eau par le charbon mais difficile à éliminer totalement par filtration sur colonne de charbon. Par ailleurs, cette façon de réduire la concentration de nitrate partiellement est bénéfique pour l'humanité. En outre, ces valeurs résiduelles de nitrate inférieures à 50 mg/L sont utiles pour l'organisme. D'après Okunola et *al.* (2008), le nitrate intervient dans la protection gastrique et dentaire, puis dans la régulation de la tension artérielle et la prévention d'infection urinaire. En conséquence ces valeurs résiduelles de nitrate obtenues pourraient participer à la santé des populations.

#### VIII-3-4 Détermination du polluant limite

Les figures 91 et 92, représentent respectivement les courbes de percées au cours de l'élimination de la turbidité, de la DCO et du nitrate pendant les saisons sèche et pluvieuse.

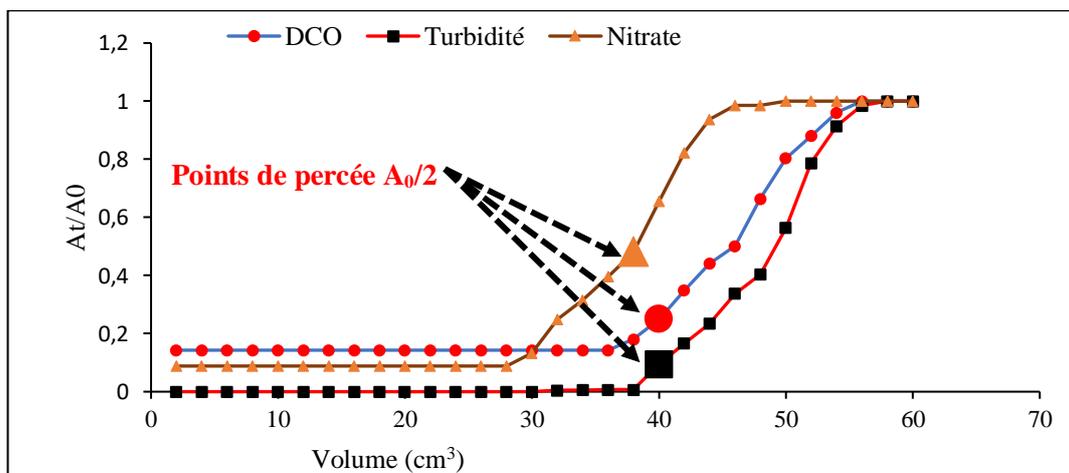


Figure 91: Courbes de percée du nitrate, de la DCO et de la turbidité (saison pluvieuse 6 colonnes)

Il ressort des figures 87 et 88 que le nitrate et la DCO sont éliminés à des concentrations intermédiaires respectant les normes OMS (2011). Cependant, la concentration en nitrate est la première à mettre fin à la filtration en considérant 6 colonnes en période sèche et 3 colonnes en période pluvieuse. Alors, le nitrate peut être considéré comme polluant limitant du traitement de l'eau de Dougba par filtration sur charbon actif. Cela pourrait s'expliquer par le fait que le nitrate est faiblement éliminé par le CA-BA. Au regard du pourcentage d'adsorption qui est maximale à pH = 4 comparativement au pH de l'eau du lac qui oscillent entre 6 et 7, cela pourrait expliquer cette limitation de l'adsorption des ions nitrate. En effet, au-delà de pH = 4, il a été constaté que l'adsorption du nitrate diminue.

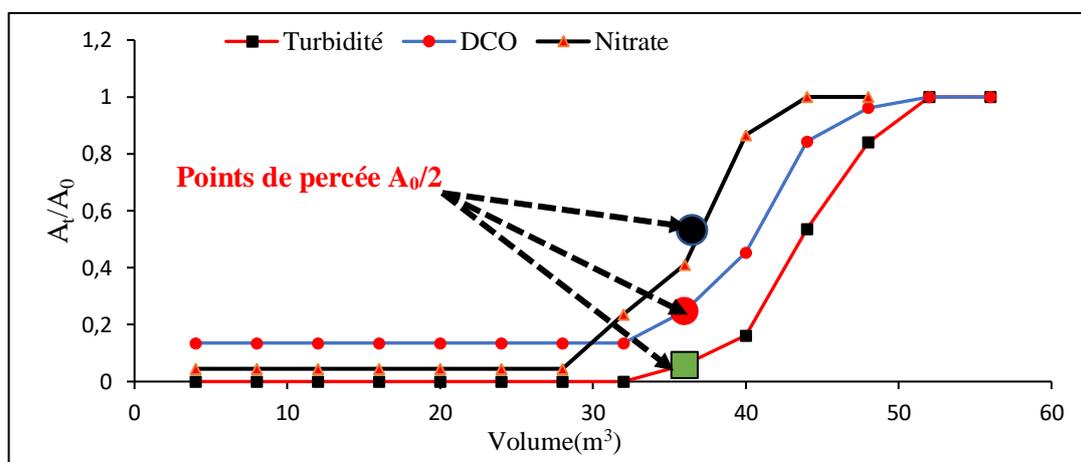


Figure 92: Courbes de percée du nitrate, de la DCO et de la turbidité (saison pluvieuse 3 colonnes)

#### VIII-4 Aspect et qualité bactériologique de l'eau traitée

##### VIII-4-1 Aspect de l'eau non traitée et traitée

Le passage de l'eau brute sur les filtres a permis de la clarifier. Cette clarification est une action combinée des différents composants des filtres. Les éléments dissouts dans l'eau sont éliminés majoritairement par le charbon. En effet, Torres-Lozada et *al.* (2018) ont remarqué que seulement 6 % de la DCO pouvait être éliminée par le sable et 65 % par le charbon. La DCO étant la résultante des matières organiques qui imposent leur coloration à l'eau, est éliminée efficacement par le charbon actif de *Borassus aethiopum*. Au regard de la coloration obtenue on peut dire que les filtres constitués sont efficaces en attendant d'évaluer la qualité bactériologique.

##### VIII-4-2 Qualité bactériologique de l'eau traitée

L'étude bactériologique a concerné les *Escherichia Colis* et les germes aérobies mésophiles GAM. Ces bactéries comme souligné dans la partie bibliographique, ont plusieurs origines.

Lors de la filtration, elles sont retenues par différents matériaux constitutifs du filtre. En effet, le filtre étant monté dans l'ordre sable grossier, charbon et sable fin partant du haut vers le bas, chaque matériau a constitué un filtre avant d'être associé dans un filtre commun. Cela a permis d'évaluer la capacité de chaque matériau à retenir les bactéries contenues dans l'eau brute (Tableau XXVII).

Tableau XXVII: Taux d'abattement des bactéries

Composants du filtres	ENT	SG	CA	SF	SG+CA+SF
<i>E. coli</i> %	100	5	75	15	100
GAM %	100	7	77	20	100

Il ressort de l'analyse du tableau 27 que 5 % et 7 % respectivement des *E. Colis* et des GAM sont retenus par le sable grossier ( $\Phi = 0,5$  mm) d'épaisseur. Aussi, est-il constaté que 75 % et 77 % respectivement pour les *E. colis* et les GAM sont éliminés par le charbon actif ( $0,25 < \Phi < 0,5$  mm) de 25 cm d'épaisseur du lit. Ces pourcentages d'élimination important sont comparables à ceux de Li et al. (2011) seraient liés à la présence de cuivre qui est bactéricide. En effet, ces auteurs ont obtenu des pourcentages d'élimination de 93,75 % et 100 % respectivement des bactéries aéroportées et des champignons. Avec le sable fin ( $\Phi < 0,5$  mm) de 3 cm d'épaisseur, l'on a obtenu des pourcentages respectifs de 15 et 20 % pour les *E. colis* et les GAM. Après association de ces trois matériaux, une élimination de 100 % est obtenu pour les *E. colis* et les GAM. La faible rétention des bactéries par le sable grossier ( $\Phi = 0,5$  mm) pourrait s'expliquer par le fait qu'il y'a plus d'espace entre les grains de sable grossier. Ces espaces créant une forte perméabilité, laissent passer les bactéries. Cela corrobore avec l'étude de Moatlhodi Wise Letshwenyo et Lesedi Lebogang, (2019). Le diamètre du sable grossier n'étant pas inclus dans l'intervalle [0,15 – 0,35] mm, comme le recommande Napotnik et al, (2017) et Moatlhodi Wise Letshwenyo et Lesedi Lebogang (2019), la rétention des microorganismes est faible voire impossible. En effet, en utilisant un diamètre de sable 0,45 mm, Moatlhodi Wise Letshwenyo et Lesedi Lebogang, (2019) ont remarqué que les microorganismes ont traversé leur filtre. Par contre, avec un filtre de sable fin, une élimination de 100 % des *E. Coli* a été obtenue par ceux-ci. Dans la présente étude, la faible rétention des GAM et *E. Colis* au niveau du sable fin serait liée à l'épaisseur de la couche de sable fin. Car selon Napotnik et al, (2017) et Moatlhodi Wise Letshwenyo et Lesedi Lebogang, (2019) l'épaisseur de la couche est le facteur ayant favorisé les 100 % d'élimination des *E. Coli*.

## VIII-5 Régénération du charbon

### VIII-5-1 Temps de régénération

Pour la détermination du temps de régénération du charbon saturé, un test d'adsorption du nitrate dans l'eau de lac a permis de déterminer les capacités d'adsorption et les performances des charbons régénérés à différents temps. Les différentes valeurs obtenues sont consignées dans le tableau XXVIII et représentées par les figures 93A et 93B.

Tableau XXVIII: Paramètres dynamiques liés à la régénération du charbon

T(h)	C <sub>0</sub> =30 ± 1.2 mg/L			C <sub>0</sub> =55± 1.6 mg/L			Pertes	
	BA-AC	Q (mg/g)	%R	BA-AC	Q (mg/g)	%R	AER(g/L)	%P
	Q(mg/g)	R		Q(mg/g)	R			
1		8,56	31,87		20,43	41,81	20	9,54
2		15,6	58,10		32,05	65,61	12	13,02
3	26,86	19,15	71,29	48,86	35,47	72,6	8.5	15
4		14,83	55,21		27,06	55,39	12	22
5		10,53	39,20		23,95	63,81	15	23,58
Cycles de régénération								
1		24,04	71,29		35,47	72,6	8.5	8
2	26,87	19,93	54,05	48,86	34,12	69,84	10	10,44
3		14,9	40,40		31,43	64,33	12	13,55
4		10,35	28,06		17,09	34,98	20	17,02

Comme l'ont mentionné Onyango et *al.* ( 2009), de deux charbons actifs le plus performant est celui qui possède la plus petite valeur de taux d'épuisement des adsorbants (AER). En comparant les taux d'épuisement des adsorbants (AER) des charbons à différents temps de régénération, les différentes capacités d'adsorption et les pourcentages de régénération (Figure 93B), un temps de 3 h a été retenu.

La figure 93A montre que les taux d'épuisement des adsorbants (AER) ont baissé régulièrement avec l'augmentation du temps jusqu'à atteindre un minimum de 8,57 g/L à partir de 3 h de régénération avant d'augmenter progressivement pour atteindre 15 g/L au temps de régénération 5 h. Aussi, les capacités d'adsorption 8,56 ; 15,6 ; 19,15 ; 14,83 et 10,53 mg/g pour la saison sèche ainsi que 20,43; 32,05 ; 35,47 ; 27,06 et 23,95 mg/g pour la saison pluvieuse correspondant respectivement aux temps 1 h, 2 h, 3 h, 4 h, et 5 h, montrent-ils que la régénération est maximale à 3 h.

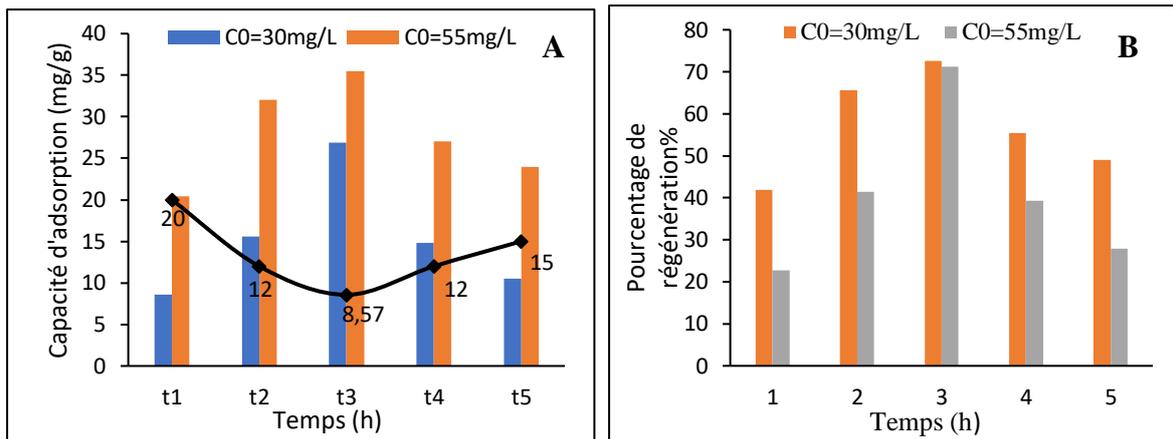


Figure 93: Capacité et AER du charbon en fonction des temps de régénération

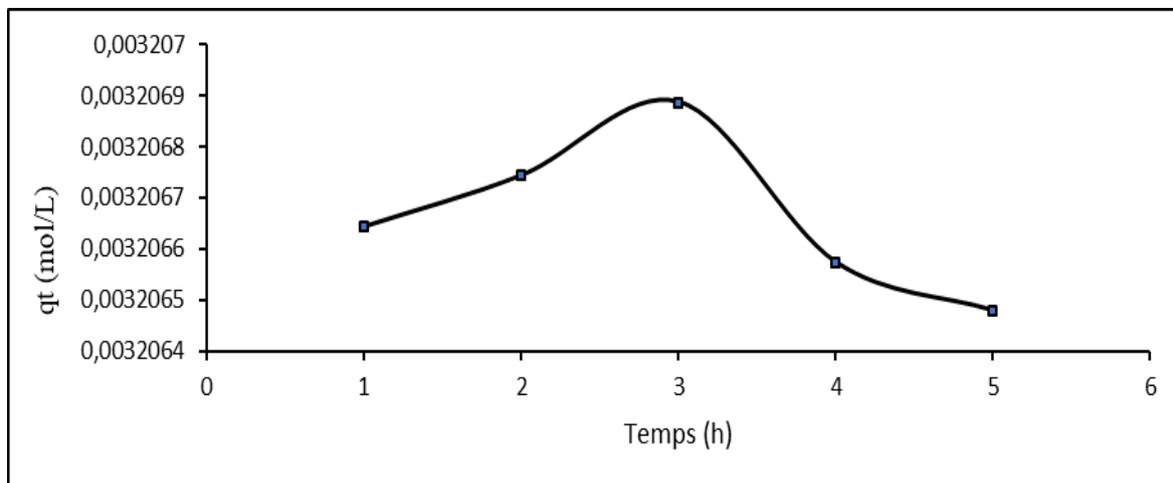


Figure 94: Evolution des capacités d'adsorption du charbon en fonction des temps de régénération après test au bleu de méthylène

Au regard des taux d'épuisement des adsorbants (AER) et des capacités d'adsorption suivis des pourcentages de régénération 41,81; 65,61; 72,6; 55,39 et 63,81 % pour la saison pluvieuse et 31,87; 58,1; 71,29; 55, 21 et 39,2 % qui sont meilleurs au temps de régénération 3h, celui-ci a été retenu comme temps approprié pour l'ensemble de l'étude.

En plus, l'adsorption en mode batch du bleu de méthylène a montré que la régénération du charbon est effective à partir de 3 h car c'est à ce temps que son adsorption a été maximale (Figure 94). Les faibles valeurs de pourcentage, de capacités d'adsorption et les fortes de AER obtenues au cours des temps 1 h et 2 h de régénération sont dues à une insuffisance de régénération liée aux temps trop courts pour éliminer le maximum de polluants adsorbés. Quant au temps 4 h et 5 h au cours desquels les capacités d'adsorption et les pourcentages de régénération diminuent, pourraient être qualifiés de trop long et destructif du charbon actif. En effet, plus le temps de régénération est prolongé, plus une partie du charbon est transformée

en cendre bouchant quelques pores actifs d'où la diminution des capacités et pourcentage d'adsorption (Morlay et *al.*, 2006).

### VIII-5-2 Nombre de cycles de régénération

La figure 95 montre l'évolution des capacités d'adsorption et des taux d'épuisement des adsorbants (AER) obtenus après chaque cycle de régénération. D'après le tableau 28 et la figure 95 les taux d'épuisement des adsorbants (AER) augmentent tandis que les capacités d'adsorption diminuent progressivement du premier cycle de régénération au quatrième cycle de régénération. En effet, des valeurs d'AER de 8,57; 10; 12 et 20 g/L sont obtenues respectivement pour les cycles de régénération 1, 2, 3 et 4. Cette perte de performance du charbon après chaque régénération est traduite par une perte de sa capacité d'adsorption qui sont respectivement de 24,04 ; 19,93 ; 14,89 et 10,35 puis de 35,47; 34,12; 31,43 et 17,09 mg/g correspondant aux périodes sèche et pluvieuse. Cette baisse de capacité a été constatée par Solano-Rivera et *al.* ( 2019). En effet LU Jinyan, (2005) et Solano-Rivera et *al.* (2019) ont montré que le charbon perd son pouvoir adsorbant au fil des régénérations. C'est ainsi qu'ils ont proposé le nombre de 5 régénérations maximum.

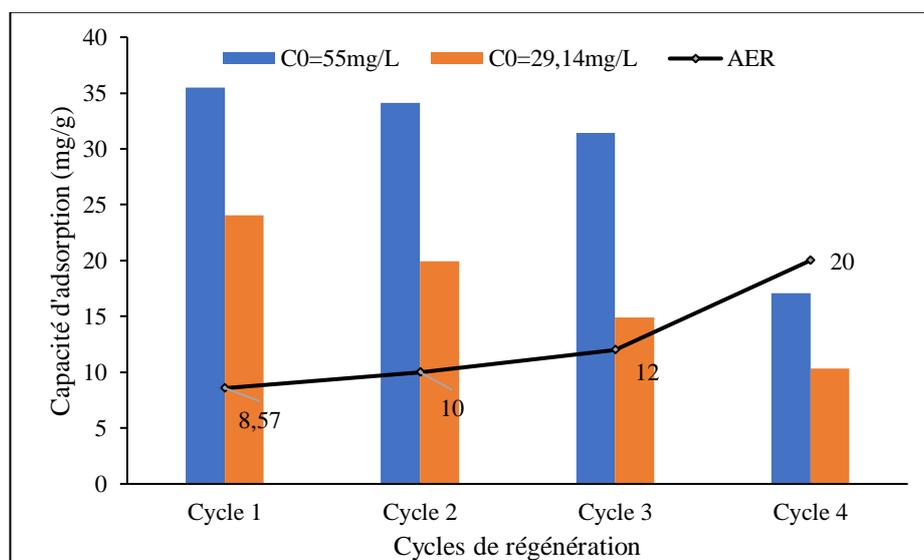


Figure 95: Evolution de la capacité d'adsorption, des AER

Dans la présente étude, le nombre est fixé à 4. Le four n'étant pas capable d'atteindre de fortes températures, certains polluants pourraient ne pas être calcinés lors des différentes régénérations. En effet, ces polluants pourraient nécessiter une température supérieure à 500 °C qui est la température maximale atteinte par notre four. Or selon Han et *al.* (2004), la température de régénération doit être maximale à environ 900 °C pour espérer éliminer une bonne partie des polluants adsorbés.).

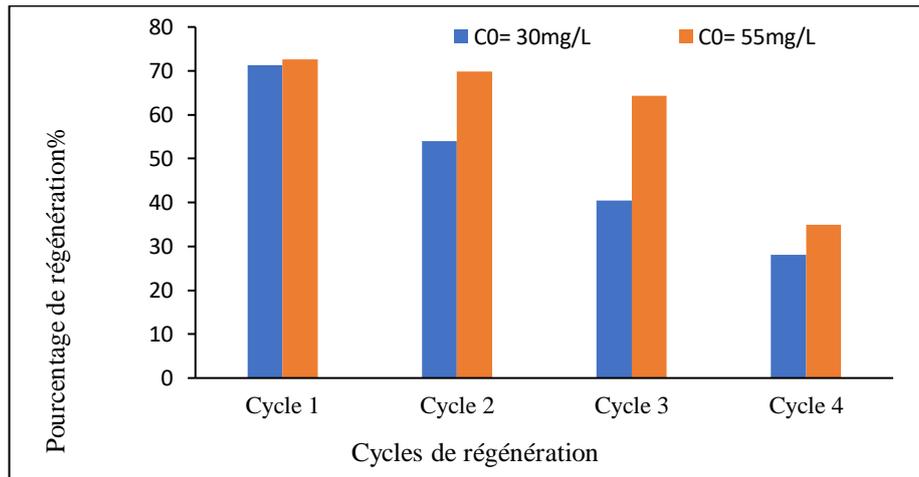


Figure 96: Pourcentage de régénération après chaque cycle de régénération

Ainsi, l'accumulation de ces polluants durant les tests d'adsorption effectués après chaque régénération pourrait engendrer cette limitation de 4 cycles de régénération. Le pourcentage de régénération tout comme la capacité d'adsorption et la performance après régénération sont des indicateurs d'efficacité de la méthode de régénération appliquée Figure (96).

Dans la présente étude, les pourcentages ont diminué de 72 % à 34 % pour la période pluvieuse et de 71 % à 27 % pour la période sèche. Ce constat est conforme à celui de Li et *al.* (2019) qui ont obtenu des pourcentages variant de 30 % à 60 % en appliquant des températures de régénération de 250 à 450 °C.

### VIII-5-3 Evaluation de l'efficacité du charbon actif après régénération

#### VIII-5-3-1 Effet de la régénération sur la surface spécifique

Le charbon actif avant utilisation et le charbon actif saturé après 4 cycles de régénération ont été caractérisés par la méthode BET. Ces caractéristiques sont consignées dans le tableau XIX. L'analyse de ce tableau montre que la surface spécifique du charbon diminue lorsqu'il est saturé. En effet, la surface spécifique de 1431,61 m<sup>2</sup>/g est passée à 83,58 m<sup>2</sup>/g soit 94 % de réduction après saturation. Cette diminution est simplement due à la fermeture des pores du charbon par les polluants adsorbés ou des résidus de cendre. Ce résultat est conforme à celui de Durán-Jiménez et *al.* (2019). Ces auteurs ont constaté qu'après saturation du charbon par le BB9, la surface spécifique a diminué de 1131 m<sup>2</sup>/g à 679 m<sup>2</sup>/g. Cependant, le charbon actif saturé est toujours microporeux avec une teneur en cendres de 12,58 % et un pH<sub>zc</sub> de 5,46. Cette forte teneur en cendres pourrait être liée à la détérioration d'une partie du charbon lors de sa régénération.

Tableau XXIX: Caractéristiques du charbon avant et après saturation

Paramètres	$S_{BET}(m^2/g)$	$S_{EX}(m^2/g)$	Vp(nm)	Vt(nm)	Vmicr(nm)	Ash%	pHzc
Valeurs	1431,608	1432	1,853	0,9715	0,2798	2,9	5
Valeurs	83,58	85	1,849	4,8446	0,1994	12,58	5,46

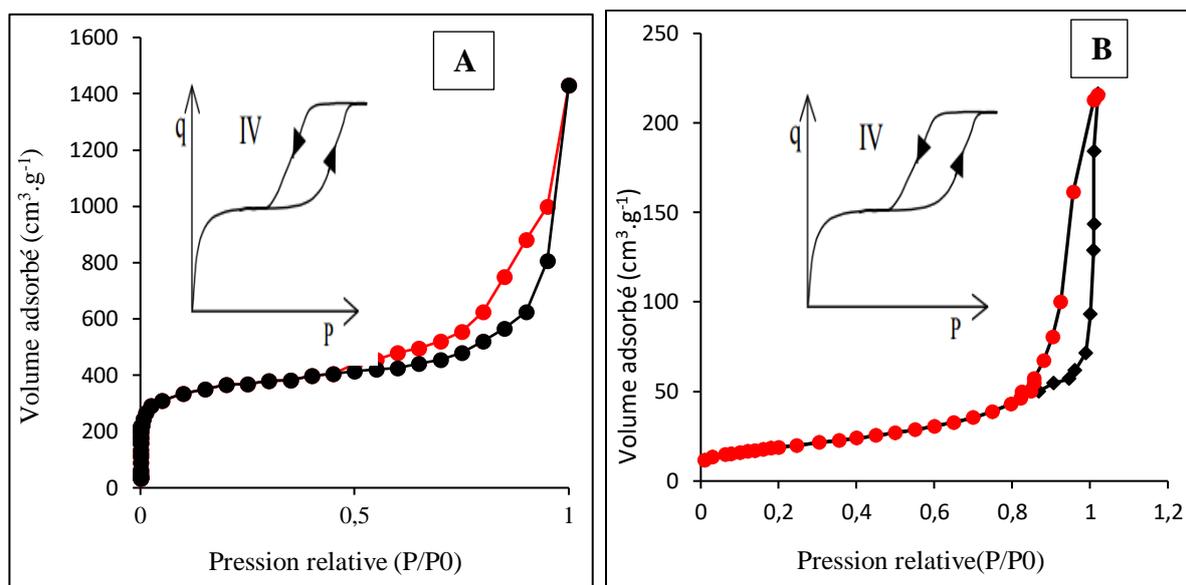


Figure 97: Isotherme d'adsorption de l'azote du à 77 K du CA-BA brut (A) et CA-BA régénéré (B)

L'augmentation du pHcn serait liée en partie aux types de polluants adsorbés. Aussi, cette augmentation de la production du taux cendre pourrait être à l'origine de la diminution du volume des micropores. En effet, la cendre peut boucher en partie les pores et diminuer leur volume. De plus, l'augmentation du pHcn pourrait être induite par les cendres des polluants calcinés lors de la régénération. En ce qui concerne le taux élevé de cendre du charbon régénéré, il pourrait être un mélange de résidus du charbon actif et des résidus de polluants adsorbés. Ce constat sur la transformation d'une partie du charbon en cendres corrobore avec l'affirmation de LU Jinyan, (2005). Il a montré que la régénération rend le charbon friable en raison de la température de régénération qui dégrade une partie du charbon en cendres. Les courbes d'adsorption/désorption de N<sub>2</sub> du charbon avant utilisation et du carbone régénéré sont indiquées respectivement par les figures 97A et 97B. L'allure des deux courbes montre que le charbon actif régénéré est toujours microporeux et mésoporeux si l'on s'en tient à la classification de l'UICPA qui est de type IV.

### VIII-5-3-2 Effet de la régénération sur le point de percée

L'étude des points de percées de 3 ; 6 et 9 colonnes montées en parallèle au cours des différents cycles de régénération a conduit aux figures 98 ; 99 ; 100 ; 101 ; 102 et 103. Il ressort de cette étude que le point de percée intervient plus vite au fur et à mesure que le nombre de cycles de régénération augmente. Ce déplacement du point de percée permet d'affirmer qu'au cours de la régénération, le charbon perd peu à peu son pouvoir adsorbant. Ce constat est en concordance avec celui de Solano-Rivera et *al.* (2019). En effet, ces auteurs, ont obtenu après 5 cycles de régénération, des capacités d'adsorption maximale respectives de 305 ; 400 ; 389 ; 385 et 383 mg/g. Cependant, plusieurs phénomènes seraient à l'origine de l'intervention rapide des temps de percées. L'une des causes serait la libération partielle des pores après chaque régénération en se fondant à l'affirmation de Moreno-Castilla et *al.* (1995) et Morlay et *al.* (2006) qui ont montré que la régénération exclusivement thermique est insuffisante. En effet, ces auteurs affirment que la désorption de la matière organique laisse des résidus carbonés suite à sa dégradation partielle. Ainsi, ces résidus carbonés qui obstruent partiellement les pores du charbon entraînent une baisse de la performance et de la capacité d'adsorption du charbon. De plus, le lavage du charbon après régénération peut n'avoir pas éliminé toute la cendre produite lors de la régénération et ces particules qui après chaque régénération s'accumuleraient davantage pourraient diminuer l'adsorption. Par ricochet, le temps de percée diminuera après chaque régénération. En plus, la qualité de l'eau n'étant pas figée, au cours d'une même période, elle pourrait influencer les temps de percées. Pour éviter de prendre des risques sanitaires le nombre de régénération a été fixé à 4.

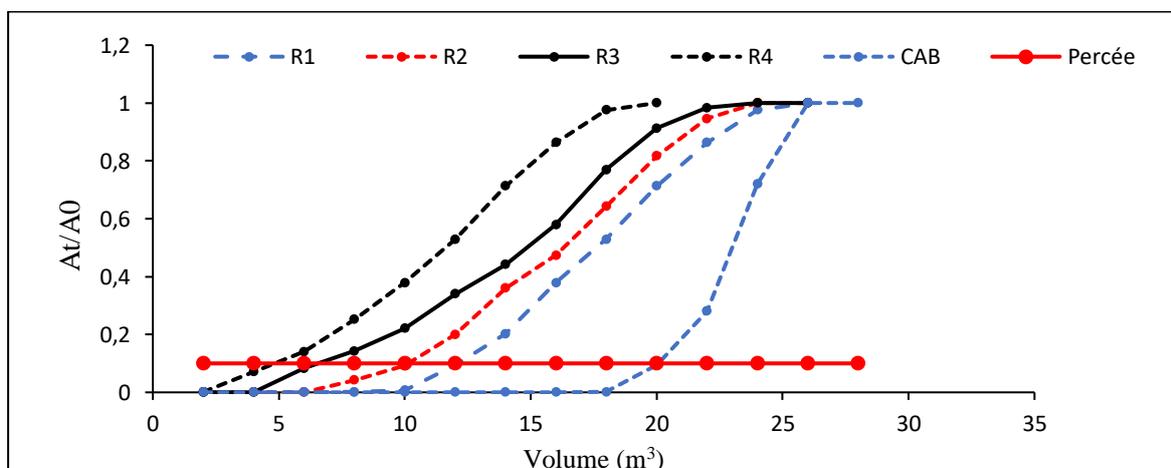


Figure 98: Courbe de percée de 3 colonnes montées en parallèle (saison sèche)

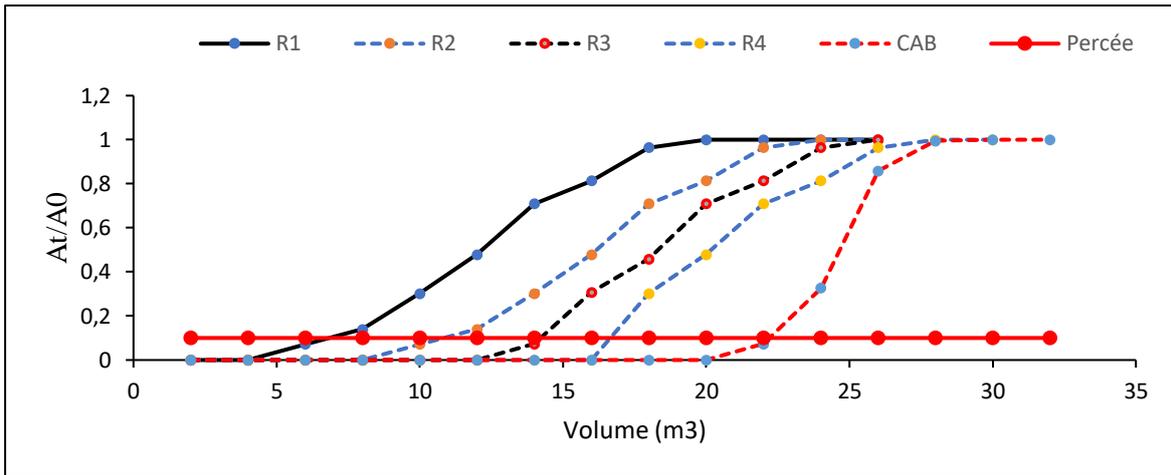


Figure 99: Courbe de percée de 3 colonnes montées en dérivation (Saison pluvieuse)

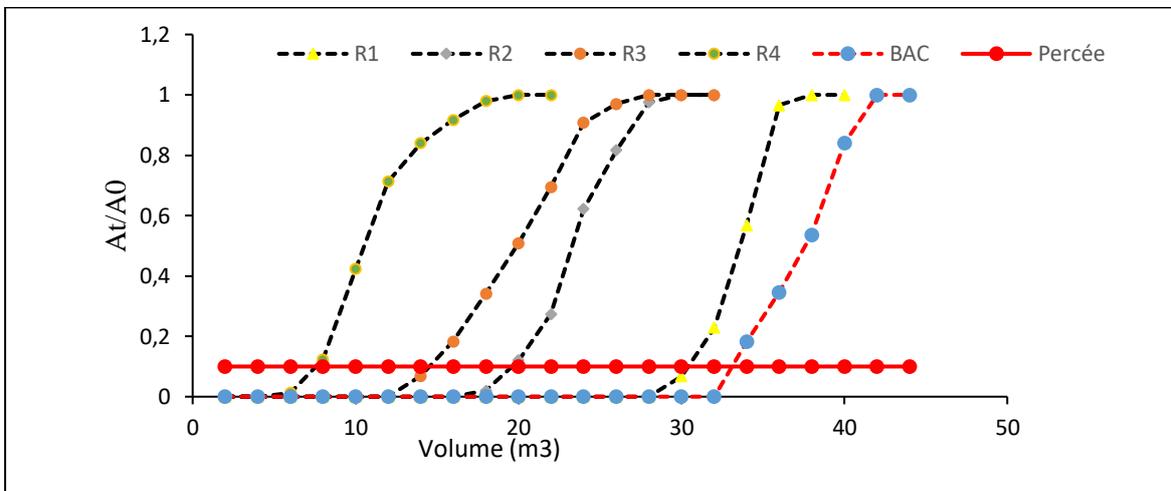


Figure 100: Courbe de percée de 6 colonnes montées en dérivation (Saison pluvieuse)

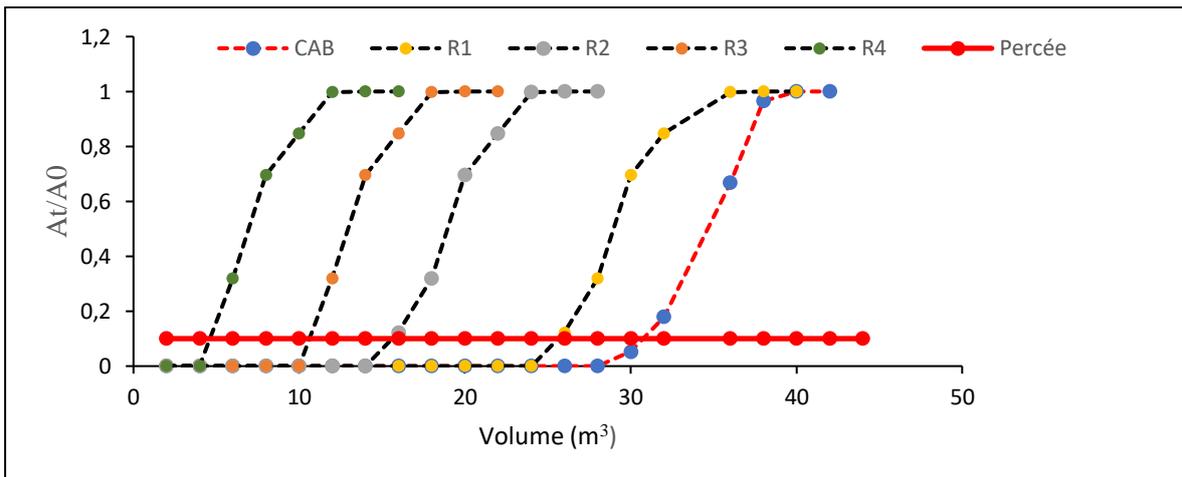


Figure 101: Evolution du point de percée de la série de 6 colonnes après chaque régénération

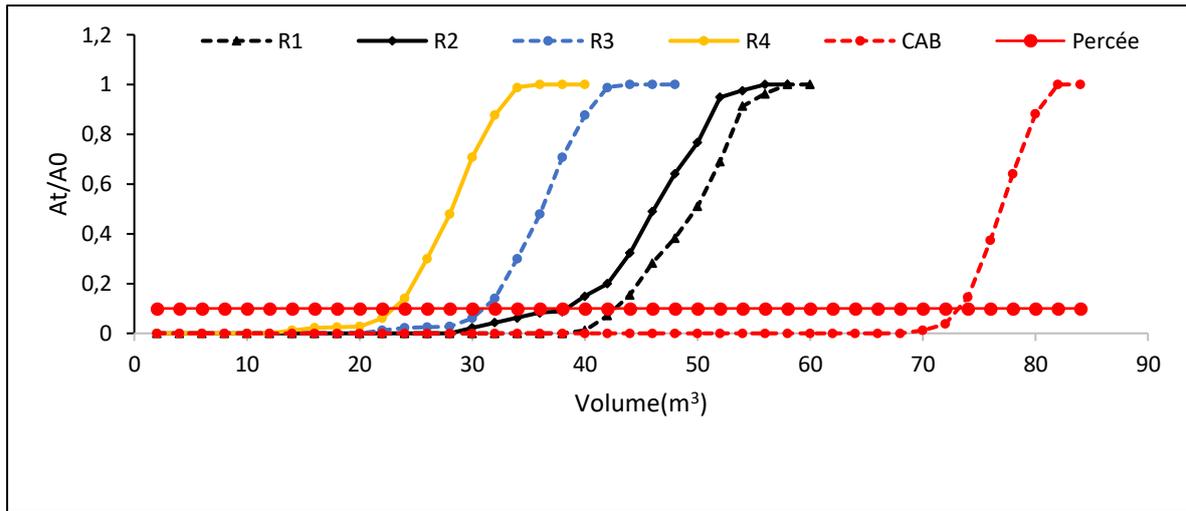


Figure 102: Courbe de percée pour 9 colonnes montées en dérivation après différents cycles de régénération (Saison pluvieuse)

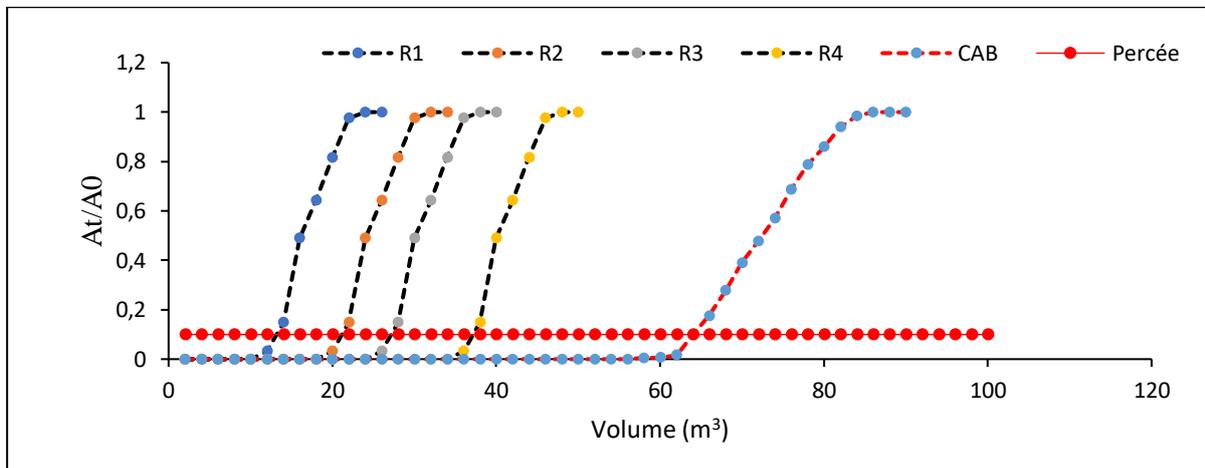


Figure 103: Evolution du point de percée de la série de 9 colonnes après chaque régénération (saison sèche)

### VIII-5-2-3 Évaluation des volumes d'eau traités par cycle et par saison

Les figures 104<sub>A</sub> et 104<sub>B</sub> indiquent les volumes d'eau traités par saison depuis le charbon actif de sa première utilisation jusqu'à la quatrième régénération. Le volume d'eau traité par série de colonnes diminue en passant du charbon actif brut au quatrième cycle de régénération. Pour la série de 3 colonnes, des volumes d'eau de 20 ; 16 ; 12 ; 8 et 4 m<sup>3</sup> puis 18 ; 10 ; 6 ; 4 et 2 m<sup>3</sup> sont obtenus respectivement pour la saison pluvieuse et la saison sèche. En ce qui concerne la série de 6 colonnes, les volumes 30, 26, 12, 8 et 4 m<sup>3</sup> sont obtenus pour la saison sèche et 32, 28, 18, 12 et 8 m<sup>3</sup> pour la saison pluvieuse. Pour finir, l'usage de la série de 9 colonnes a fourni les volumes de 60 ; 34 ; 24 ; 16 et 12 m<sup>3</sup> pour la saison sèche puis 72 ; 40 ; 30 ; 22 et 18 m<sup>3</sup> pour la saison pluvieuse.

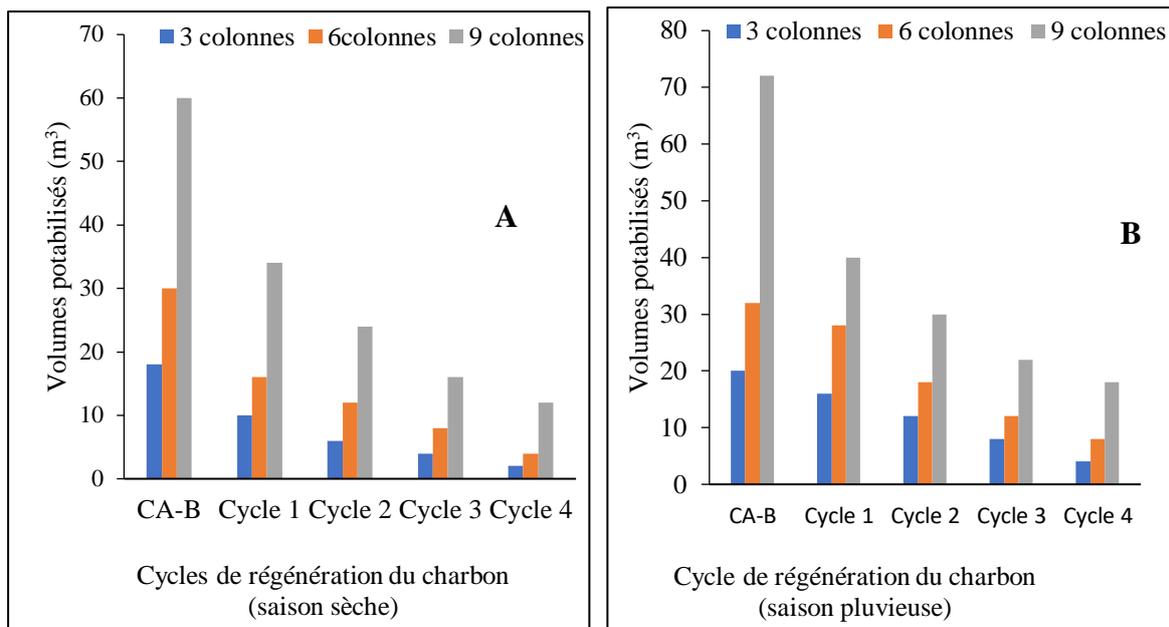


Figure 104: Evolution du volume d'eau traité (période sèche (A) et période pluvieuse (B))

Au regard des figures, il y a une baisse des volumes d'eau traités. Cette baisse pour chaque série sur les deux saisons pourrait s'expliquer par la diminution des performances liée à une baisse des capacités du charbon après chaque régénération. En plus, les pourcentages de régénération obtenus, montrent que le charbon a perdu plus de 20 % de sa capacité dès la première régénération. Cette perte a augmenté avec le nombre de régénérations. Ainsi, elle se répercute sur le volume d'eau traité d'où la baisse observée.

## VIII-6 Evaluation économique du prototype préindustriel

### VIII-6-1 Besoins en eau de la population de Dougba

La demande en eau potable et les besoins journaliers diffèrent des grandes agglomérations à celle des milieux ruraux. Plusieurs aspects expliquent cette différence. En effet, les citadins utilisent l'eau pour des besoins diversifiés. Contrairement à la ville, les populations rurales utilisent l'eau généralement pour la baignade, la boisson et la cuisine. Plusieurs d'entre eux ne disposent pas de WC qui nécessitent une grande consommation d'eau. Or en ville, une grande consommation de l'eau est liée à l'usage de WC qui exige une certaine quantité d'eau après usage par un individu. Au regard de ces besoins, l'on estime qu'il faut 180 à 300 L d'eau/ ménage/ jour en milieu rural (Ofouémé-Berton, 2010). Alors, en considérant une moyenne de 6 membres par famille en Afrique comme affirmé par Ofouémé-Berton, (2010), une quantité moyenne de 30 à 50 L/J /individu est nécessaire. Avec les différentes capacités de traitement obtenues en fonction du nombre de colonnes, le prototype est capable de satisfaire les besoins en eau de 200 individus durant 6 à 10 jours pour 3 colonnes utilisées.

Puis de 10 à 16 jours pour 6 colonnes et 18 à 30 jours pour 9 colonnes utilisés en période pluvieuse. Ces quantités diminuent au cours de la saison sèche. Le constat est de 4 à 7 jours de besoins satisfaits pour 200 individus en prenant en compte 3 colonnes. De même, en prenant 6 et 9 colonnes montées en parallèle, il est possible de satisfaire les besoins en eau respectivement de 8 à 13 jours et 14 à 24 jours. La différence de capacité de traitement ici est fonction de la qualité de l'eau et du nombre de colonne. L'étude de percée ayant montré qu'en saison sèche les filtres se saturent plus vite qu'en saison pluvieuse, cela expliquerait la variation du nombre de jours de satisfaction de besoins en eau des 200 individus.

#### **VIII-6-2 Coût global de production de l'eau traitée**

Le coût global de l'eau traitée prenant en compte la production du charbon et la régénération a été déterminé en se servant des valeurs consignées dans le tableau XXX. Au total 608 m<sup>3</sup> d'eau ont été rendus potable en utilisant 14 kg de charbon actif sur deux périodes jusqu'à son épuisement complet avec les cycles de régénération. Le coût global de production de charbon étant connu, le prix du cubage de l'eau traitée est calculé en faisant la division Euclidienne du coût global de production par le volume total de l'eau traitée. Il ressort que le prix du cubage est de 214,23 FCFA soit un gain de 36,07 FCFA en se référant au prix du cubage de la Société de distribution d'eau de Côte d'Ivoire (SODECI). Aussi, les 608 m<sup>3</sup> d'eau produits couvrent-ils les besoins de la population de Dougba (200 individus) sur une période de 3 mois 11 jours. En plus du cubage qui est abordable, le dispositif permet de produire en quantité l'eau pour satisfaire les besoins en eau sur une longue durée surtout que la matière première pour la production du charbon actif est disponible et accessible à tous. Cette production d'eau peut être maximisée en augmentant le nombre de colonnes filtrantes

Tableau XXX: Evaluation financière de l'eau traitée

Désignations	Quantités		
Besoin/famille de 6/ jour	<b>180 à 300 L/j</b>		
Besoin moyen/individu /jour	<b>30 à 50 L/j</b>		
<b>Période pluvieuse</b>			
Volume d'eau traitée (m3)	3 colonnes	6 colonnes	9 colonnes
Charbon actif brut	20	32	72
Régénération 1	16	28	40
Régénération 2	12	18	30
Régénération 3	8	12	22
Régénération 4	6	8	18
Totaux	62	98	182
Volume total de l'eau traitée(m <sup>3</sup> ) SP	<b>342</b>		
Capacité de traitement	<b>400 L/h</b>	<b>834 L/h</b>	<b>1380 L/h</b>
<b>Période sèche</b>			
Volume d'eau traitée (m3)	3 colonnes	6 colonnes	9 colonnes
Charbon actif brut	18	30	60
Régénération 1	10	26	34
Régénération 2	6	12	24
Régénération 3	4	8	16
Régénération 4	2	4	12
Totaux	40	80	146
Volume total traité(m <sup>3</sup> ) SS	<b>266</b>		
Capacité de traitement	<b>334 L/h</b>	<b>690 L/h</b>	<b>909 L/h</b>
<b>Production et régénération du charbon</b>			
Matériels	Quantités	Coût unitaire	Coût TTC
Four	1	50 000	50 000
Bois de chauffe	Indéfinie	-	25 000
Précurseurs	80kg	-	-
Charbon produit	14kg	-	-
Sulfate de cuivre	200g		10 000
Eau de lavage (m <sup>3</sup> )	1	250,3	250,3
Colonne	9	5000	45000
	Total	130 250,3 FCFA	
Coût de 1m <sup>3</sup>	<b>214,23 FCFA</b>		
Gain	<b>36,07 FCFA/m<sup>3</sup></b>		

### VIII-7 Etude comparative du four artisanal et du four électrique

#### VIII-7-1 Caractéristiques de deux charbons de *Borassus aethiopum* produit dans un four électrique et dans un four artisanal

Le tableau XXXI présente les caractéristiques de deux charbons produits dans un four moderne et un four traditionnel. Il ressort de ce tableau que les volumes des pores 0.35 cm<sup>3</sup>/g et 0.28 cm<sup>3</sup>/g respectivement pour le charbon produit dans le four moderne et le four artisanal traduit

une microporosité des charbons selon IUPAC. Ce volume traduit la microporosité en tenant compte de la classification d'IUPAC. En effet, 0.35 et 0.28 appartiennent à l'intervalle [0,2 ; 0,6] qui est l'intervalle défini pour les charbons de bonne qualité et microporeux. Les surfaces spécifiques 888 m<sup>2</sup>/g et 1431 m<sup>2</sup>/g respectivement pour les charbons actifs du four moderne et du four artisanal montre que les charbons sont de qualités. La différence qui donne une surface plus importante avec le four artisanal serait lié à la méthode de préparation. En effet, les morceaux de végétal ont été imprégnés avant d'être calcinés or dans le four traditionnel les morceaux ont été carbonisés et seuls les grains obtenus imprégnés. Cela a permis aux grains de charbon d'avoir un contact plus important avec l'activant. Les indices d'iode 655.5 mg/g et 958.09 mg/g respectifs du charbon du four moderne et du four artisanal qui décrivent la microporosité sont en phase avec les surfaces spécifiques. Contrairement aux indices d'iodes, les indices de bleu de méthylène sont en déphasages avec les surfaces spécifiques. Celui obtenu de 329.5 mg/g obtenu avec le charbon du four moderne indique le charbon est aussi macroporeux par rapport au charbon du four traditionnel qui est 28.8 mg/g (koné et *al.*, 2021).

Le pH isoélectrique (pHi) des charbons est acide ce qui indique que les charbons ont des surfaces chargées positivement (Mazarjii et *al.*, 2017 ; et konan et *al.*, 2019).

Tableau XXXII: Caractéristiques du charbon

Caractéristiques	Unités	AC-BA (Four moderne)	Valeurs (Four artisanal)
Surface BET (S <sub>BET</sub> )	m <sup>2</sup> /g	888	1431
Surface externe (S <sub>ext</sub> )	m <sup>2</sup> /g	890	1432
Volume total de pores (V <sub>pt</sub> )	cm <sup>3</sup> /g	0,6732	0,9715
Volume micropore (V <sub>micr</sub> )	cm <sup>3</sup> /g	0.35	0,28
C		252,67	4,929
Diamètre des pores (DFT)	nm	3,03	2,76
Diamètre des pores(BJH)	nm	3,47	1,853
Indice d'iode	(mg/g)	655,5	958,09
Indice de bleu de méthylène	(mg/g)	329,5	28,8
pHi		2.4	2.2

La distribution de diamètre des pores 2,76 nm (Figure 105B) obtenu avec le four artisanal et 3.03 nm (Figure 105A) obtenu avec le four électrique traduit la mésoporosité. En effet, selon la classification IUPAC, lorsque le rayon est compris entre 2 nm et 50 nm, la surface du charbon renferme des mésopores. Alors, en s'accordant avec Alves et *al.* (2019) qui ont rapporté que la mésoporosité et la microporosité favorisent le mouvement de l'adsorbat au

sein de l'adsorbant entraînant une meilleure adsorption, il peut être affirmé que le charbon actif de *Borassus aethiopum* produit dans les deux fours est un bon adsorbant.

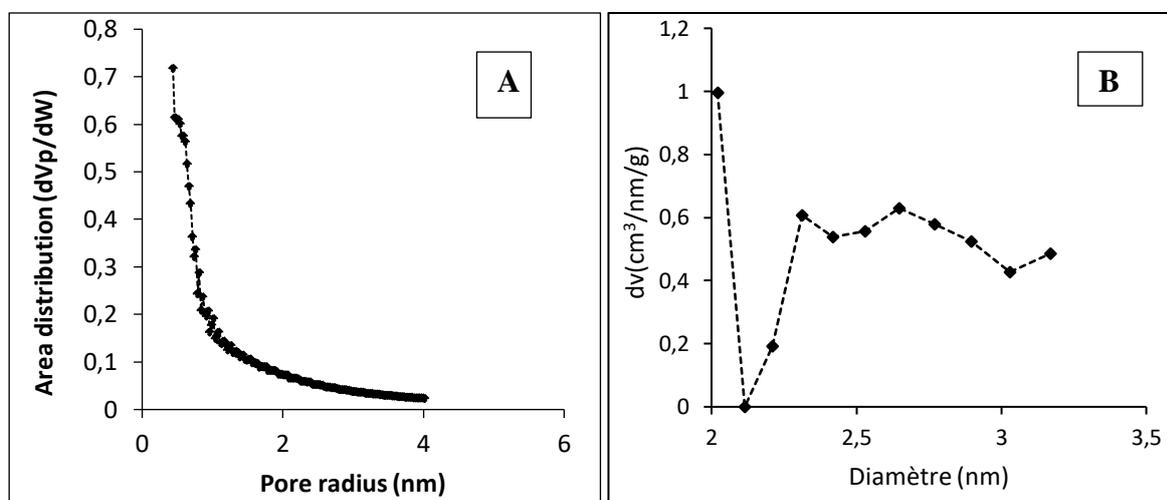


Figure 105: Distribution des diamètres de pores des charbons actifs du four moderne (A) et du four artisanal (B)

Le tableau XXXIII donne la composition en C, H, et N des deux charbons actifs. Les résultats montrent que les charbons actifs préparés contiennent majoritairement du carbone quelque soit le four utilisé avec de petites quantités d'hydrogène et d'azote. Cette importance de carbone est un indicatif d'un bon précurseur pour la production du charbon (Daza et al., 1986 ; Danish et Ahmad, 2018 ; koné et al., 2021). En effet, selon ces auteurs, toute teneur en carbone comprise entre [50 ; 90 %] est indicative d'un végétal propice à la fabrication de charbon actif. La teneur en hydrogène des charbons actifs (1,04 – 2,77 %) est supérieure à la valeur typique qui est de 0,5 % (Bansal et Goyal, 2005). Comparé à un charbon actif commercial PICA S23 (%C = 83,8), les charbons activés préparés contiennent une plus faible teneur en carbone (65,78 - 74 %). Ces valeurs sont en accord avec celles trouvées par certains auteurs qui varient de 42,2 à 72,4 % pour le carbone ; 1,6 à 7,1 % pour l'hydrogène et 0,1 à 1,4 pour l'azote (Danish et Ahmad, 2018 ; Gueye et al., 2014 ; Smith et al., 2015 ; Kazmierczak-Razna et al., 2015 ; Kılıç et al., 2011).

Tableau XXXIV: Composition élémentaire des charbons produits dans le four artisanal et dans le four électrique

Charbon actif	Composition (%)		
	C	H	N
CA-BA (four modern)	65,78	1,04	0,44
CA-BA (four artisanal)	74	2,77	0,69

### **VIII-7-2 Avantages de l'usage d'un four traditionnel**

Le four traditionnel est une alternative pour les zones rurales. Il regorge plusieurs avantages qui se situent à différents niveaux. D'abord, au plan économique, le four artisanal ne nécessite pas assez de moyens pour sa mise en place en comparaison avec le four électrique (Koné et *al.*, 2021). En effet, une évaluation économique a montré qu'il faut un maximum de 110 000 FCFA pour acquérir un four artisanal contre un minimum de 440 000 FCFA pour acquérir un four électrique. En plus de son coût supportable, son fonctionnement n'exige pas de grands moyens financiers. En effet, son fonctionnement est foncièrement basé sur l'usage de bois de chauffe. Hormis le volet financier, le four traditionnel permet d'économiser le temps. Grâce à son volume qui dépend du constructeur, la carbonisation et l'activation peuvent être réalisées tout en minimisant le temps de production. De grandes quantités de charbon peuvent être produites par le four. Aussi, son avantage de produire du charbon de qualité à moindre coût et en quantité est-il un privilège pour son choix. En effet, le charbon actif de *Borassus aethiopum* produit dans le four artisanal avec sa surface spécifique de 1431,61 m<sup>2</sup>/g est comparable aux charbons commerciaux dont les surfaces spécifiques sont comprises dans l'intervalle [500 ; 1500] m<sup>2</sup>/g.

### **VIII-7-3 Quelques limites du four artisanal**

Quelques inconvénients sont à relever avec le four traditionnel. A la différence des fours modernes, le four traditionnel n'est pas réglable d'où le manque de précision. Par ailleurs, il est difficile d'élever la température à des valeurs importantes telles que 900 °C qui est l'une des températures requises pour la régénération thermique (Han et *al.*, 2014). En plus, compte tenu de sa température de chauffe limitée, il est difficile de l'utiliser pour la production de charbon par la voie physique qui nécessite des températures d'activation élevées allant de 600 à 1000°C (Brasquet et Le Cloirec, 1997). En effet, la température maximale obtenue lors de cette étude qui est de (500 ± 10) ° C n'est pas comprise dans l'intervalle proposé par Brasquet et Le Cloirec. (1997). Aussi, pour éviter de perdre de la température, le four doit-il être colmaté fréquemment car plus le four est utilisé des fissures apparaissent réduisant son efficacité.

### **VIII-8 Correction des défaillances du prototype préindustriel**

Le prototype préindustriel est un ensemble compact incluant un procédé de filtration à charbon et de sable. Il fonctionne selon un système purement mécanique. Cependant, au cours de sa mise en test, plusieurs défaillances ont été relevées qu'il convient de corriger pour une utilisation future efficace. Les défaillances sont d'ordre conceptuel et fonctionnel.

## **VIII-8-1 Défaillances d'ordre conceptuel**

### **VIII-8-1-1 Au niveau des colonnes**

Les colonnes filtrantes avec des caractéristiques de 20 cm de diamètre interne, 44,7 cm de hauteur et d'un volume de 14035,8 cm<sup>3</sup> sont sous exploitées. Ce qui les rend moins performantes. En effet, la surface importante des colonnes ne favorise pas un contact intime entre l'eau et toute la surface du charbon. L'eau traverse le filtre en suivant un chemin prédéfini par la grille. Au-delà de ce fait, la taille réduite de la colonne ne favorise pas un temps de contact nécessaire entre l'eau brute et le charbon pour favoriser une bonne élimination de certains polluants. Or le temps de contact est un paramètre qui influence l'adsorption des polluants sur charbon actif. En comparant 1 min qui est la durée de la traversée du filtre utilisé dans cette étude à 120 min utilisés par Mazarji et *al.* ( 2017) pour éliminer 83 % de nitrate, l'on s'aperçoit qu'il est difficile d'éliminer les polluants efficacement. Aussi, un défaut d'étanchéité entre les différentes jonctions des deux compartiments de la colonne laisse-t-il apparaître des fuites d'eau brute qui se mélangent à l'eau traitée durant le processus de filtration. Cette inefficacité est liée aux vis utilisées qui perdent leur résistance suite aux nombreux dévissages pour l'entretien des filtres en cas de colmatages ou de remplacement du matériau filtrant.

### **VIII-8-1-2 Entretien des réservoirs**

Le test de filtration par le prototype révèle une difficulté relative à l'entretien du réservoir d'eau brute. Ce réservoir qui est positionné en hauteur (7 m du sol), est difficilement accessible. En plus, au cas où l'on parvient à le laver il n'existe pas de conduite destinée uniquement à la vidange de l'eau de lavage comme prévu au niveau des châteaux d'eau de la SODECI. Aussi, est-il constaté que l'entretien de la barque qui supporte les colonnes est difficile à cause du fait qu'il faut débarquer toutes les colonnes. Ce déplacement des colonnes pourrait entraîner un risque d'endommagement de celles-ci. En effet, positionnées à environ 3 m du sol, le risque de les briser est important au moment de les faire descendre.

### **VIII-8-2 Défaillance au niveau du fonctionnement**

Le prototype renferme 9 colonnes associées en 3 lots de 3 reliées par une rampe. Chaque lot est commandé par une vanne. Au cours du fonctionnement du prototype, le phénomène de colmatage arrive fréquemment. Les colonnes, montées en parallèle, n'offrent pas la possibilité au dispositif de fonctionner sans interruption. En effet, toute la série devient inactive pour une défaillance portant sur une seule colonne. Hormis ce fait, la série de colonne est sous exploitée. L'eau n'atteint pas les colonnes avec le même débit. Il est

constaté que la colonne proche de la vanne se sature avant les deux autres dont la troisième qui n'est presque jamais saturée ou se sature en dernière position. Ce constat au niveau de la troisième colonne s'explique par le fait que l'eau atteint difficilement la dernière colonne. Cette situation qui ne favorise pas la saturation des trois colonnes au même moment est approuvée par (Bounif, 2017). Celui-ci affirme que pour des colonnes montées en parallèle, la saturation des colonnes n'est pas simultanée. Selon cet auteur, l'effluent n'atteignant pas les colonnes de façon identiques, alors cela entraîne des quantités d'eau différentes à traiter d'où la saturation de chaque colonne de façon individuelle. Pour y remédier, la figure 106 a été proposée où chaque colonne est autonome.

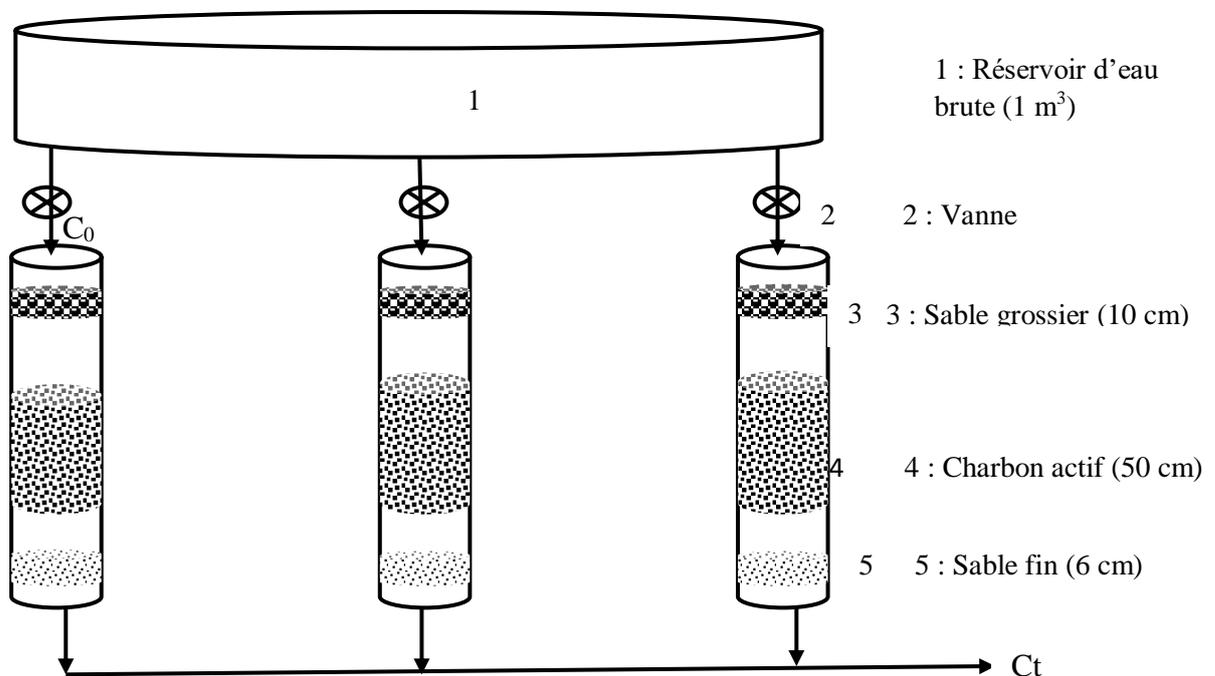


Figure 106: Proposition du montage des colonnes

## VIII-9 Solution pour une meilleure utilisation du prototype

### VIII-9-1 Au niveau des colonnes

La taille des colonnes est un paramètre très important selon l'objectif visé. Dans cette étude le prototype étant destiné au traitement de l'eau à l'échelle communautaire, la taille de la colonne doit être importante. A l'instar des usines de traitement de l'eau destinée à la boisson à base de charbon, la taille des colonnes doit être comprise entre 0,5 et 3 m inclus (Clause, 2003). Cela permettra d'obtenir un temps de contact suffisant entre l'eau et le charbon actif. Au regard du temps de la traversée de la colonne par l'eau qui n'a duré que moins d'une minute dans la présente étude, il est difficile d'éliminer une bonne partie des

polluants dont l'élimination nécessite un temps minimum de plus de 1min de contact. Il serait important de jouer sur la taille de la colonne pour augmenter le temps de contact qui pourrait favoriser l'élimination totale ou augmenter le pourcentage d'élimination des polluants tels que le nitrate et la DCO. Aussi, une réduction du diamètre de la colonne à 10 cm permettra-t-elle d'augmenter la pression au sein de la colonne. En plus d'agir sur la taille de la colonne, pour un souci de fonctionnement autonome de celle-ci en continu, chacune d'elle doit être dotée d'une vanne. Cela favoriserait le contrôle des débits au niveau de chaque colonne et au-delà, une continuité du fonctionnement des autres, lorsqu'une défaillance est détectée au niveau de l'une d'entre elle. Toujours dans un souci de sécurité alimentaire, la double filtration à charbon actif et lente est à prendre en compte. En effet, Rosero et *al.* (2004) affirment qu'une double filtration à charbon actif permet d'éviter d'utiliser des produits chimiques pour la désinfection après traitement. De même, Kim et Kang, (2008) estiment que l'usage d'une double filtration est le choix idéal pour éliminer la matière organique contenue dans l'eau. Pour cela, à l'avenir une couche supplémentaire de charbon est à prévoir au sein de la colonne pour permettre la double filtration. Au regard de ces points importants qui permettraient à la colonne d'être performante, une proposition de schéma est illustrée par la figure 106. Il importe d'utiliser une entité pour la conception de la colonne comme indiqué par la figure 102. Cela permettrait d'éviter les jonctions qui par manque d'étanchéité laissent des fuites d'eau brute entachant la qualité de l'eau traitée.

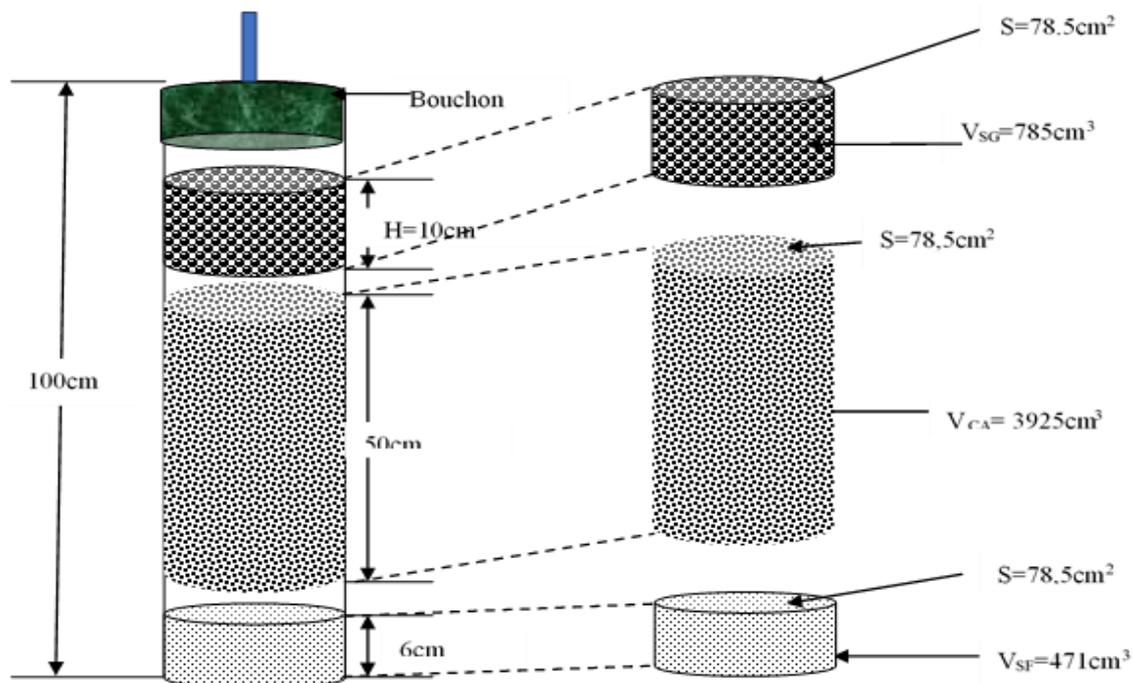


Figure 107: Proposition de colonne filtrant

### VIII-9-2 Solution pour l'entretien du prototype

Le prototype d'une hauteur d'environ 7 m doit être amélioré à plusieurs niveaux. Pour faciliter l'entretien de la barque et éviter de faire descendre les colonnes à terre à chaque fois, une armature peut être ajoutée. Celle-ci permettra de poser les colonnes une fois débarquées. Aussi, la distance entre le réservoir de l'eau brute et la barque doit-elle être augmentée pour faciliter l'accès du technicien aux colonnes. De même, il faudrait prévoir une autre armature pour faciliter la maintenance du réservoir d'eau brute. En effet, le dispositif ne prévoit pas de prolongement pour poser les pieds. A l'avenir, il faudra prévoir un autre type de réservoir qui pourrait garder le même volume mais avec une hauteur de moins de 150 cm car, une hauteur trop importante ne facilite pas l'accès au fond du réservoir.

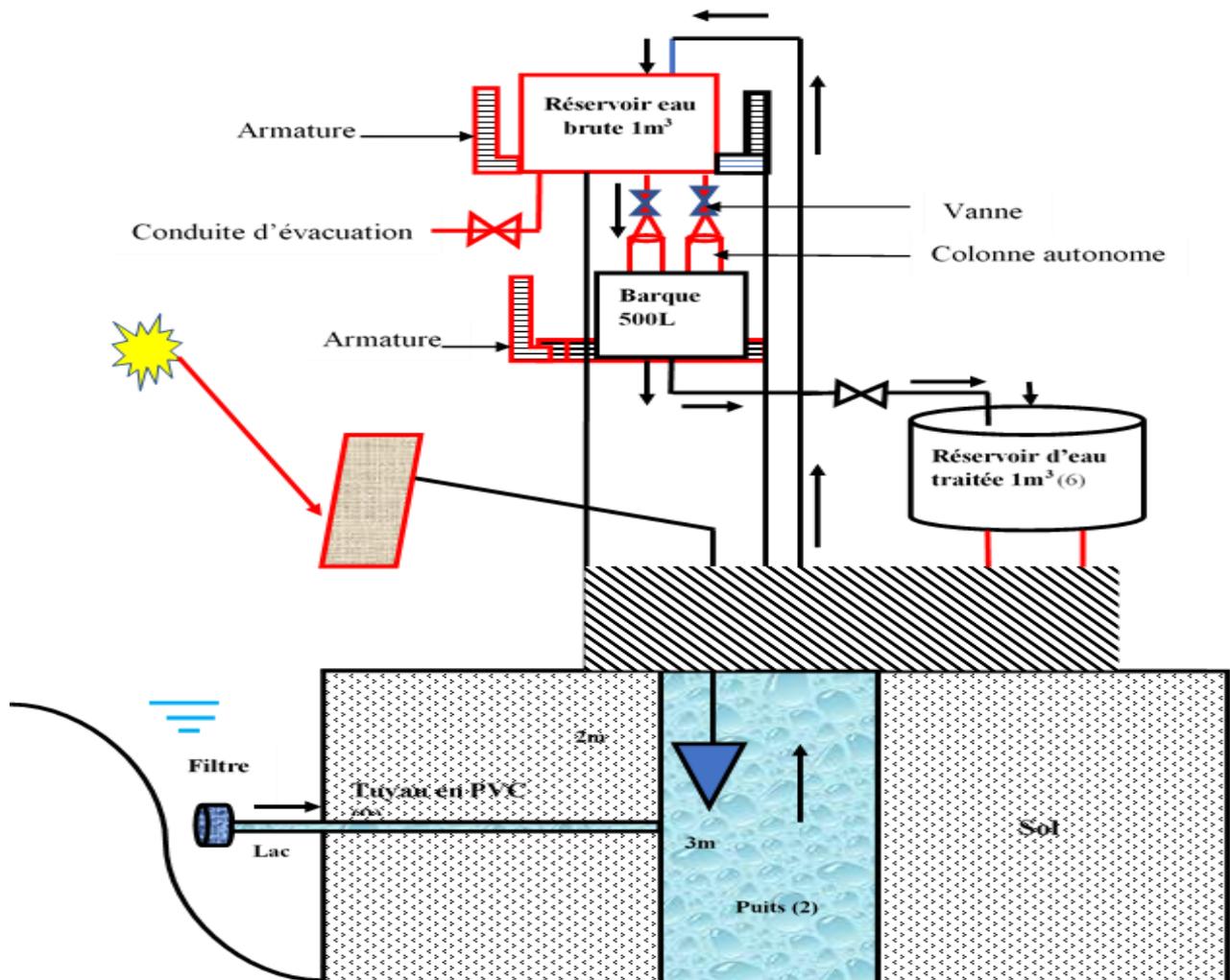


Figure 108: Prototype proposé après correction des défaillances

Pour finir, le réservoir de recueillement de l'eau traitée doit être relevé de 80 cm pour faciliter la distribution de l'eau traitée et l'évacuation de l'eau issue de son entretien. Le schéma 107 est une proposition du prototype préindustriel prenant en compte les

différentes corrections. Le prototype étant constitué en partie de filtre en matière plastique et de squelette en fer a une durée de vie. Cette durée est influencée d'une part par la durée de vie des filtres et d'autres part par celle du squelette. A cet effet, après 3 ans les filtres doivent être renouvelés. Quant au squelette du prototype, il peut atteindre un minimum de 10 ans. Toutefois, l'on doit lui appliquer des couches de peinture chaque année afin de lutter contre la corrosion.

### **Conclusion partielle**

Pour réaliser les différents tests, une masse de 14 kg de charbon actif de *Borassus aethiopum* a été produites. Ce charbon actif préparé dans un four artisanal est un charbon compétitif. Il a une surface spécifique de 1431,61 m<sup>2</sup>/g, un taux de cendre de 2,86 % et mésoporeux. Saturé, ce charbon peut être régénéré quatre fois si l'on utilise un four artisanal dont la température maximale est de 500 °C. Cependant, il perd son pouvoir adsorbant au fil des régénérations qui se traduit par la diminution des volumes d'eau traitée. Constitué en colonne, le charbon actif de *Borassus aethiopum* permet d'éliminer efficacement les polluants contenus dans l'eau du lac de Dougba. Cette eau caractérisée, montre qu'elle est insalubre en dehors de quelques paramètres chimiques qui respectent les normes de l'OMS. Il a pu être constaté que l'élimination des polluants diffère d'un polluant à un autre. Cependant, le prototype utilisé pour le test de filtration renferme des défaillances d'ordre conceptuel et fonctionnel. La taille des filtres, la monture des filtres et l'entretien du prototype étant les problèmes rencontrés. Le problème de fonctionnement est lié au positionnement des filtres ainsi qu'à leurs tailles. Des solutions telles que l'augmentation de la taille des filtres, le fonctionnement autonome de chaque filtre et l'incorporation d'une conduite pour la vidange de l'eau de lavage sont des solutions qui pourraient améliorer l'utilisation de ce prototype.

## Conclusion générale et perspectives

Le *Borassus aethiopum* est une plante qui regorge de multiples vertus. Son implication dans la production du charbon actif est une valeur ajoutée. En utilisant un four artisanal dont la température maximale de chauffage est de 500 °C, 14 kg de charbon ont été produits à partir des branches sèches qui, auparavant, ne servaient que de bois de chauffe. Ce charbon caractérisé a fourni une composition de 74 % en carbone, ce qui fait de cette plante une source de production de charbons actifs de bonne qualité. En plus, avec la surface spécifique de 1431,61 m<sup>2</sup>/g obtenue, le CA-BA est mésoporeux avec un diamètre de 2,76 mm et microporeux avec un diamètre de 1,85 mm. Avec cette surface hétérogène, le CA-BA offre une possibilité d'adsorption de petites molécules et des molécules de tailles moyennes grâce aux mésopores et micropores qu'il renferme. Le charbon de *Borassus aethiopum* saturé peut être régénéré à 4 reprises en utilisant le four traditionnel et en considérant les nitrates comme polluants ayant saturés le charbon. Des tests d'adsorption réalisés ont permis d'obtenir des pourcentages d'adsorption de 54 % pour les nitrates en mode batch et 85 % de la matière responsable de la demande chimique en oxygène (DCO) en continu. L'eau du lac de Dougba a une concentration en nitrate, une demande chimique en oxygène (DCO) et une turbidité allant de 5 à 7 NTU qui ne respectent pas les normes OMS qui sont respectivement 50 mg/L, 30 mg/L et < 1 NTU. C'est pourquoi, ces trois paramètres physicochimiques ont été ciblés. Pour optimiser le traitement, un puits associé au prototype préindustriel a permis de réduire la charge après stockage à l'exception de certains paramètres dont les valeurs ont augmenté positivement. Les temps de percée des différentes colonnes testées (15 cm, 20 cm et 25 cm) ont été respectivement de 758,875, 833,477 et 973,094 min pour le modèle logistique puis de 856,253, 962,422 et 1038,16 min pour le modèle de Boltzmann. Cela a permis de choisir la colonne de 25 cm qui a donné les meilleurs temps de percée pour les deux modèles. Cette hauteur de lit de charbon a été maintenue pour l'ensemble des 9 colonnes testées. Ainsi, il a été constaté que la hauteur, la concentration de l'eau brute et le débit sont les principaux facteurs qui influent sur le fonctionnement du prototype. En plus, les faibles temps de percée obtenus en suivant la turbidité, limitent l'usage prolongé du prototype. Au total un volume de 608 m<sup>3</sup> d'eau a été dépollué avec les 14 kg de CA-BA. Cette eau dont les caractéristiques physiques et chimiques et bactériologiques ont été améliorées pourrait être consommée sans dangers pour la population. La quantité de l'eau dépolluée peut alimenter la population selon les besoins considérées pour les 200 habitants qui constituent le village Dougba, pendant 3 mois 11 jours. Son coût évalué à partir de l'indice du prix se lève à 214,23 FCFA soit un gain

de 36 FCFA en comparaison au coût de la société de distribution d'eau destinée à la consommation humaine en Côte d'Ivoire.

Des défaillances d'ordre conceptuel et fonctionnel ont été constatées lors des tests effectués sur le prototype préindustriel. Pour y remédier, des solutions pour le bon fonctionnement sont proposées. Au terme de l'étude, le four artisanal est une alternative qui permettra de produire localement le charbon actif et pallier le déficit d'eau en milieu rural.

En perspectives, il est prévu de faire des tests sur le prototype préindustriel proposé après correction des défaillances.

Il est aussi envisagé d'automatiser le système à travers l'énergie solaire pour produire l'eau potable à plus de 10 m<sup>3</sup> /jour.

Pour éviter la rupture de la matière première, des charbons actifs à base d'autres précurseurs (cabosse de cacao, coque de soja) doivent être élaborés.

Pour finir, il est prévu de vulgariser le prototype préindustriel à travers toutes les régions en souffrance de manque d'eau avec l'appui de l'Etat.

## Références

- El Krati, M., Tahiri, S., Monkade, M., Lhadi, E., Bensitel, M., 2014. Etude cinétique et thermodynamique de l'adsorption des colorants Red195 et Bleu de méthylène en milieu aqueux sur les cendres volantes et les mâchefers (Kinetic and thermodynamic study of the adsorption of Red195 and Methylene blue dyes on fly ash and bottom ash in aqueous medium). *Journal of Materials and Environmental Science* 5, 1927–1939.
- Abdelaziz, K.K., Nicaise, Y., Séguis, L., Ouattara, I., Moussa, O., Auguste, K., Kamagaté, B., Diakaria, K., 2020. Influence of Land Use Land Cover Change on Groundwater Recharge in the Continental Terminal Area of Abidjan, Ivory Coast. *Journal of Water Resource and Protection* 12, 431–453.
- Abdel-Gawad, S.A., Abd El-Aziz, H.M., 2019. Removal of pharmaceuticals from aqueous medium using entrapped activated carbon in alginate. *Air, Soil and Water Research* 12, 1178622119848761. <https://doi.org/10.1177%2F1178622119848761>.
- Adinata, D., Daud, W.M.A.W., Aroua, M.K., 2007. Production of carbon molecular sieves from palm shell based activated carbon by pore sizes modification with benzene for methane selective separation. *Fuel processing technology* 88, 599–605.
- Adriano, S., Chiara, F., Sonia, C., Antonio, M., 2005. Recording the occurrence of trophic level changes in the lagoon of Venice over the '90s. *Environment international* 31, 993–1001.
- Ahmad, M.A., Alrozi, R., 2010. Optimization of preparation conditions for mangosteen peel-based activated carbons for the removal of Remazol Brilliant Blue R using response surface methodology. *Chemical Engineering Journal* 165, 883–890.
- Ahmadi, S., Kord Mostafapour, F., 2017. Adsorptive removal of aniline from aqueous solutions by *Pistacia atlantica* (Baneh) shells: isotherm and kinetic studies. *J Sci Technol Environ Inform* 5, 327–35.
- Ahmed, M.J., Dhedan, S.K., 2012. Equilibrium isotherms and kinetics modeling of methylene blue adsorption on agricultural wastes-based activated carbons. *Fluid Phase Equilibria* 317, 9–14.
- Albayati, T.M., Kalash, K.R., 2020. Polycyclic aromatic hydrocarbons adsorption from wastewater using different types of prepared mesoporous materials MCM-41 in batch and fixed bed column. *Process Safety and Environmental Protection* 133, 124–136.
- Ali, A., Alhadji, D., Tchiegang, C., Saïdou, C., 2010. Physico-chemical properties of palmyra palm (*Borassus aethiopum* Mart.) fruits from Northern Cameroon. *African Journal of Food Science* 4, 115–119.

- Alloway, B., Ayres, D., 1998. Chemical principles of environmental pollution, BJ Alloway and DC Ayres. *Water, air, and soil pollution* 102, 216–218.
- Aloko, D., Adebayo, G., 2007. Production and characterization of activated carbon from agricultural waste (rice-husk and corn-cob). *JEAS-Journal of Engineering & Applied Sciences* 2, 440–444.
- Altaweel, A., 2014. Synthèse de nanostructures d'oxyde de cuivre par micro-post-décharge micro-ondes à pression atmosphérique. Université de Lorraine, France 181 p.
- Alvarez-Pugliese, C.E., Acuña-Bedoya, J., Vivas-Galarza, S., Prado-Arce, L.A., Marriaga-Cabrales, N., 2019. Electrolytic regeneration of granular activated carbon saturated with diclofenac using BDD anodes. *Diamond and Related Materials* 93, 193–199.
- Alves, A.A. de A., Ruiz, G.L. de O., Nonato, T.C.M., Müller, L.C., Sens, M.L., 2019. Performance of the fixed-bed of granular activated carbon for the removal of pesticides from water supply. *Environmental technology* 40, 1977–1987.
- Amin, H., Amer, A., Fecky, A., Ibrahim, I., 2008. Treatment of textile waste water using H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV system. *Physicochemical Problems of Mineral Processing* 42, 17–28.
- Ano, J., Assémian, A.S., Yobouet, Y.A., Adouby, K., Drogui, P., 2019. Electrochemical removal of phosphate from synthetic effluent: A comparative study between iron and aluminum by using experimental design methodology. *Process Safety and Environmental Protection* 129, 184–195. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.07.003>.
- Arbabi, M., Rostami, A., Sedehi, M., Khodabakhshi, A., 2017. Nitrate Removal from Aqueous Solutions Using Almond Charcoal Activated with Zinc Chloride. *Archives of Hygiene Sciences* 6, 377–384.
- Assémian, A.S., Kouassi, K.E., Drogui, P., Adouby, K., Boa, D., 2018. Removal of a persistent dye in aqueous solutions by electrocoagulation process: modeling and optimization through response surface methodology. *Water, Air, & Soil Pollution* 229, 184.
- Auckenthaler, A., von Gunten, U., Sturzenegger, M., Boller, M., Egli, T., Pronk, W., Studer, P., 2010. Procédés reconnus destinés au traitement de l'eau potable. Office fédéral de la santé publique (OFSP) 107 p.
- Avgul, N., Kiselev, A., 1970. Physical adsorption of gases and vapors on graphitized carbon blacks. *Chem. Phys. Carbon* 6, 1–124.
- Ayral, C., 2009. Elimination de polluants aromatiques par oxydation catalytique sur charbon actif. Thèse de Doctorat de l'Université de Toulouse 227 p.

- Babel, S., Kurniawan, T.A., 2004. Cr (VI) removal from synthetic wastewater using coconut shell charcoal and commercial activated carbon modified with oxidizing agents and/or chitosan. *Chemosphere* 54, 951–967.
- Bae, W., Kim, J., Chung, J., 2014. Production of granular activated carbon from food-processing wastes (walnut shells and jujube seeds) and its adsorptive properties. *Journal of the Air & Waste Management Association* 64, 879–886.
- Bagal-Kestwal, D.R., Pan, M., Chiang, B.-H., 2018. Electrically nanowired-enzymes for probe modification and sensor fabrication. *Biosensors and Bioelectronics* 121, 223–235.
- Bailey, W.A., Wilcut, J.W., Jordan, D.L., Swann, C.W., Langston, V.B., 1999. Response of peanut (*Arachis hypogaea*) and selected weeds to diclosulam. *Weed technology* 771–776.
- Bamba, D., Dongui, B., Trokourey, A., Zoro, G.E., Athéba, G.P., Robert, D., Wéber, J.V., 2009. Etudes comparées des méthodes de préparation du charbon actif, suivies d'un test de dépollution d'une eau contaminée au diuron. *J. soc. Ouest-Afr. chim* 28, 41–52.
- Bansal, R.C., Goyal, M., 2005. Activated Carbon Adsorption. CRC Press
- Baron, C., Alou, M.T., 2011. L'accès à l'eau en Afrique subsaharienne: au-delà des modèles, une pluralité d'innovations locales. *Mondes en développement* 7–22.
- Barreto, P., Dogliotti, S., Perdomo, C., 2017. Surface water quality of intensive farming areas within the Santa Lucia River basin of Uruguay. *Air, Soil and Water Research* 10, 1178622117715446.
- Baudu, M., Le Cloirec, P., Martin, G., 1989. Modélisations des isothermes d'adsorption sur charbon actif de composés aromatiques en solution aqueuse. *The Chemical Engineering Journal* 41, 81–89.
- Benhamed., 2016. Amélioration par ajout d'un métal de transition de la régénération in situ d'un charbon actif par oxydation catalytique. Thèse de Doctorat, de l'université de Toulouse 242 p.
- Benhamed, I., Barthe, L., Kessas, R., Julcour, C., Delmas, H., 2016. Effect of transition metal impregnation on oxidative regeneration of activated carbon by catalytic wet air oxidation. *Applied Catalysis B: Environmental* 187, 228–237.
- Berlamont, X., Valeria, O., Harvey, B., 2013. Détection de cyanobactéries dans les lacs Abitibi, Témiscamingue et Malartic par le biais de l'imagerie satellite. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue et Ressources naturelles Canada. Rouyn-Noranda, Québec, Canada. Rapport de recherche 90 p.

- Bestani, B., Benderdouche, N., Benstaali, B., Belhakem, M., Addou, A., 2008. Methylene blue and iodine adsorption onto an activated desert plant. *Bioresource technology* 99, 8441–8444.
- Bischoff, W. E., Weir, M., Summers, P., Chen, H., Quandt, S. A., Liebman, A. K., & Arcury, T. A., 2012. The quality of drinking water in North Carolina farmworker camps. *American journal of public health*, 102(10), e49-e54.
- Bhatti, H.N., Rashid, M.H., Nawaz, R., Asgher, M., Perveen, R., Jabbar, A., 2007. Optimization of media for enhanced glucoamylase production in solid-state fermentation by *Fusarium solani*. *Food Technology and Biotechnology* 45, 51–56.
- Boehm, H., 1994. Some aspects of the surface chemistry of carbon blacks and other carbons. *Carbon* 32, 759–769.
- Bottani, E.J., Tascón, J.M., 2011. Adsorption by carbons. *Elsevier. Livre*, 1-26.
- Bougherbi, F.Z., Sabour, N.E., 2019. Recherche de quelques bactéries des maladies à transmissions hydrique au niveau de quelques sources d'eau de la wilaya de Bouira. Thèse de Doctorat. Université de Bouira 215 p.
- Bounif, R., 2017. Conception d'une colonne à lit fixe au charbon actif granulé appliquée à l'étude dynamique de l'adsorption de bleu de méthylène. Thèse de Doctorat, Université de Bouira (2017) 193-194.
- Brasquet, C., Le Cloirec, P., 1997. Adsorption onto activated carbon fibers: application to water and air treatments. *Carbon* 35, 1307–1313.
- Brunauer, S., Deming, L.S., Deming, W.E., Teller, E., 1940. On a theory of the van der Waals adsorption of gases. *Journal of the American Chemical society* 62, 1723–1732.
- Bubanale, S., Shivashankar, M., 2017. History, method of production, structure and applications of activated carbon. *International Journal of Engineering and Technical Research* 6, 495–498.
- Bucić-Kojić, A., Planinić, M., Tomas, S., Bilić, M., Velić, D., 2007. Study of solid–liquid extraction kinetics of total polyphenols from grape seeds. *Journal of Food Engineering* 81, 236–242.
- Bunmahotama, W., Hung, W.-N., Lin, T.-F., 2015. Predicting the adsorption of organic pollutants from water onto activated carbons based on the pore size distribution and molecular connectivity index. *Water research* 85, 521–531.

- Cao, F., Lian, C., Yu, J., Yang, H., Lin, S., 2019. Study on the adsorption performance and competitive mechanism for heavy metal contaminants removal using novel multi-pore activated carbons derived from recyclable long-root *Eichhornia crassipes*. *Bioresource technology* 276, 211–218.
- Chaimberg, M., Carty, R.H., Scroppo, J.A., 1991. Obtaining representative soil water samples with a hydraulically installed suction lysimeter. *Institute of Gas Technology* 18 p.
- Cheah, W.Y., Ling, T.C., Juan, J.C., Lee, D.-J., Chang, J.-S., Show, P.L., 2016. Biorefineries of carbon dioxide: From carbon capture and storage (CCS) to bioenergies production. *Bioresource Technology* 215, 346–356.
- Chiang, Y., Liang, W., Yang, S., Bond, C.R., You, W., Lively, R.P., Nair, S., 2019. Separation and purification of furans from n-butanol by zeolitic imidazole frameworks: multicomponent adsorption behavior and simulated moving bed process design. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering* 7, 16560–16568.
- Chihara, K., Oomori, K., Oono, T., Mochizuki, Y., 1997. Supercritical CO<sub>2</sub> regeneration of activated carbon loaded with organic adsorbates. *Water science and technology* 35, 261–268.
- Clause, M., 2003. Étude d'un procédé d'adsorption TSA (Temperature Swing Adsorption) à chauffage et refroidissement indirects. Thèse de Doctorat, Conservatoire national des arts et métiers 181 p.
- Crump, B.C., Hopkinson, C.S., Sogin, M.L., Hobbie, J.E., 2004. Microbial Biogeography along an Estuarine Salinity Gradient: Combined Influences of Bacterial Growth and Residence Time. *Applied and Environmental Microbiology* 70, 1494–1505. <https://doi.org/10.1128/AEM.70.3.1494-1505.2004>.
- da Silva, M. do C.L., 2008. Effet de la variabilité du fractionnement de la pollution carbonée sur le comportement des systèmes de traitement des eaux usées par boues activées. Thèse de Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, 208 p.
- Danish, M., Ahmad, T., 2018. A review on utilization of wood biomass as a sustainable precursor for activated carbon production and application. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 87, 1–21.
- Daouda, M., 2010. Méthodologie et résultats du diagnostic de l'eutrophisation du lac Nokoué (Benin). Thèse de Doctorat de l'Université de Limoge, 177 p.
- Darweesh, T.M., Ahmed, M.J., 2017. Adsorption of ciprofloxacin and norfloxacin from aqueous solution onto granular activated carbon in fixed bed column. *Ecotoxicology and environmental safety* 138, 139–145.

- Daza, L., Mendioroz, S., Pajares, J., 1986. Preparation of Rh/active carbon catalysts by adsorption in organic media. *Carbon* 24, 33–41.
- De Villers, J., Squilbin, M., Yourassowsky, C., 2005. Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface: cadre général. *Fiche 2*, 158–162.
- De Zuane, J., 1996. Drinking water quality: standards and controls. Van Nostrand Reinhold 17 p.
- Dégremont, J.-F., 1989. Ethnométhodologie et innovation technologique: le cas du traitement automatique des langues naturelles 36 p.
- Deiana, C., Granados, D., Venturini, R., Amaya, A., Sergio, M., Tancredi, N., 2008. Activated carbons obtained from rice husk: Influence of leaching on textural parameters. *Industrial & engineering chemistry research* 47, 4754–4757.
- Demey, H., Vincent, T., Guibal, E., 2018. A novel algal-based sorbent for heavy metal removal. *Chemical Engineering Journal* 332, 582–595.
- Denis, P.A., Iribarne, F., 2012. A First-Principles Study on the Interaction between Alkyl Radicals and Graphene. *Chemistry—A European Journal* 18, 7568–7574.
- DeSilva, F.J., 2000. Activated carbon filtration. Water quality products 16 p.
- Diaz-Diez, M., Gómez-Serrano, V., González, C.F., Cuerda-Correa, E., Macias-Garcia, A., 2004. Porous texture of activated carbons prepared by phosphoric acid activation of woods. *Applied surface science* 238, 309–313.
- Djilani, C., Zaghdoudi, R., Djazi, F., Bouchekima, B., Lallam, A., Modarressi, A., Rogalski, M., 2015. Adsorption of dyes on activated carbon prepared from apricot stones and commercial activated carbon. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 53, 112–121.
- Djilani, C., Zaghdoudi, R., Modarressi, A., Rogalski, M., Djazi, F., Lallam, A., 2012. Elimination of organic micropollutants by adsorption on activated carbon prepared from agricultural waste. *Chemical Engineering Journal* 189, 203–212.
- Doggaz, A., Attour, A., Mostefa, M.L.P., Côme, K., Tlili, M., Lopicque, F., 2019. Removal of heavy metals by electrocoagulation from hydrogenocarbonate-containing waters: Compared cases of divalent iron and zinc cations. *Journal of Water Process Engineering* 29, 100796.

- Duan, X., Peng, J., Srinivasakannan, C., Zhang, L., Xia, H., Yang, K., Zhang, Z., 2011. Process optimization for the preparation of activated carbon from *Jatropha* hull using response surface methodology. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects* 33, 2005–2017.
- Dubinin, M., MM, D., 1979. Adsorption equations for active carbons with inhomogeneous microporous structures. *SCI., Inst. Phys. Chem.*, Vol. 17; no 6; PP. 505-506.
- Dudamel D, W.J., Wolbert, D., de Cazeaudumec, Y.R., 2010. Modeling of the adsorption kinetics of pesticides in aqueous phase on activated carbon considering temperature effects. *Interciencia* 35, 255–262.
- Durán-Jiménez, G., Stevens, L.A., Hodgins, G.R., Uguna, J., Ryan, J., Binner, E.R., Robinson, J.P., 2019. Fast regeneration of activated carbons saturated with textile dyes: Textural, thermal and dielectric characterization. *Chemical Engineering Journal* 378, 121774.
- Duy, T.N., Lam, P.K., Shaw, G.R., Connell, D.W., 2000. Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water, in: *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Springer, pp. 113–185.
- El-Dars, F., Ibrahim, M., Gabr, A.M., 2014. Reduction of COD in water-based paint wastewater using three types of activated carbon. *Desalination and water treatment* 52, 2975–2986.
- Ettlili, N., 2008. Procédé d'adsorption avec régénération électrothermique pour la capture du dioxyde de carbone en post-combustion. Thèse de Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Lorraine 214 p.
- Faby, J., Brissaud, F., 1997. L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. *Office International de l'eau* 76 p.
- Faust, S.D., Aly, O.M., 1998. Chemistry of water treatment. CRC press. *Livre*, pp1-22.
- Ferro-Garcia, M., Utrera-Hidalgo, E., Rivera-Utrilla, J., Moreno-Castilla, C., Joly, J., 1993. Regeneration of activated carbons exhausted with chlorophenols. *Carbon* 31, 857–863.
- Fliessinger, F., 1975. La technologie du traitement des eaux potables par le charbon actif granule. iii. la regeneration du charbon. iv. la conduite d'une station de filtration sur charbon actif granule15, 802-818.
- Frommer, M., McDonald, L.E., Millar, D.S., Collis, C.M., Watt, F., Grigg, G.W., Molloy, P.L., Paul, C.L., 1992. A genomic sequencing protocol that yields a positive display of 5-methylcytosine residues in individual DNA strands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 89, 1827–1831.

- Gadhia, M., Surana, R., Ansari, E., 2012. Seasonal variations in physico-chemical characteristics of Tapi estuary in Hazira industrial area. *Our Nature* 10, 249–257.
- Gadissa, T., Nyadawa, M., Mutua, B.M., Behulu, F., 2019. Comparative assessment of the effect of climate change and human activities on streamflow regimes in central rift valley basin, Ethiopia. <https://doi.org/10.12691/ajwr-7-1-4>.
- Gagosian, R.B., 1983. Review of marine organic geochemistry. *Reviews of Geophysics* 21, 1245–1258.
- Gaid, A., 1984. *Épuration biologique des eaux usées urbaines tome1. Édition OPU, Alger.* Paris, France. 125 p.
- Gangupomu, R.H., Sattler, M.L., Ramirez, D., 2016. Comparative study of carbon nanotubes and granular activated carbon: physicochemical properties and adsorption capacities. *Journal of Hazardous Materials* 302, 362–374.
- Gao, H., Jie, Y., Wang, Z., Wan, H., Gong, L., Lu, R., Xue, Y., Li, D., Wang, H., Hao, L., 2014. Bioactive tantalum metal prepared by micro-arc oxidation and NaOH treatment. *Journal of Materials Chemistry B* 2, 1216–1224.
- Garba, Z.N., Rahim, A.A., Hamza, S.A., 2014. Potential of *Borassus aethiopum* shells as precursor for activated carbon preparation by physico-chemical activation; optimization, equilibrium and kinetic studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 2, 1423–1433.
- Garzon-Vidueira, R., Rial-Otero, R., Garcia-Nocelo, M.L., Rivas-Gonzalez, E., Moure-Gonzalez, D., Fompedriña-Roca, D., Vadillo-Santos, I., Simal-Gandara, J., 2020. Identification of nitrates origin in Limia river basin and pollution-determinant factors. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 290, 106775.
- Gendrault-Derveaux, S., 2004. Etude d'un traitement combiné bio-physico-chimique pour la décontamination des eaux polluées en atrazine. Thèse de Doctorat de L'institut National des sciences appliquées de Lyon, 252 p.
- Goyenola, G., Meerhoff, M., Teixeira-de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Graeber, D., Fosalba, C., Vidal, N., Mazzeo, N., Ovesen, N., Jeppesen, E., 2015. Phosphorus dynamics in lowland streams as a response to climatic, hydrological and agricultural land use gradients. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss* 12, 3349–3390.
- Gravel, S., 2015. Étude expérimentale de la filtration sous haute pression de résidus miniers en suspension. Thèse de Doctorat, Université du Québec à Chicoutimi 125 p.

- Gueye, M., 2015. Développement de charbon actif à partir de biomasses lignocellulosiques pour des applications dans le traitement de l'eau. Thèse de Doctorat de l'institut International d'Ingénierie de l'eau et de l'Environnement de Ouagadougou 188 p.
- Hammy, F., 2005. Décontamination des résidus de contrôle de la pollution de l'air d'incinérateur de déchets municipaux par lixiviation chimique et adsorption du Pb sur tourba. Thèse de Doctorat. Québec, Université du Québec, Institut National de la recherche scientifique, Doctorat des sciences de l'eau, 217 p.
- Han, R., Wang, Yu, Zhao, X., Wang, Yuanfeng, Xie, F., Cheng, J., Tang, M., 2009. Adsorption of methylene blue by phoenix tree leaf powder in a fixed-bed column: experiments and prediction of breakthrough curves. *Desalination* 245, 284–297.
- Han, X., Wishart, E., Zheng, Y., 2014. A comparison of three methods to regenerate activated carbon saturated by diesel fuels. *The Canadian Journal of Chemical Engineering* 92, 884–891.
- Harrison, P., Ward, S., 2001. Elevated levels of nitrogen and phosphorus reduce fertilisation success of gametes from scleractinian reef corals. *Marine Biology* 139, 1057–1068.
- Hasan, M.K., Shahriar, A., Jim, K.U., 2019. Water pollution in Bangladesh and its impact on public health. *Heliyon* 5, 2145.
- Hayashi, J., Horikawa, T., Takeda, I., Muroyama, K., Ani, F.N., 2002. Preparing activated carbon from various nutshells by chemical activation with K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>. *Carbon* 40, 2381–2386.
- Health, C., 2012. Nutrition for healthy term infants: recommendations from birth to six months. Canadian journal of dietetic practice and research: a publication of Dietitians of Canada= *Revue canadienne de la pratique et de la recherche en diététique: une publication des Diététistes du Canada* 73, 204.
- Ho, L., Newcombe, G., 2010. Granular activated carbon adsorption of 2-methylisoborneol (MIB): pilot-and laboratory-scale evaluations. *Journal of environmental engineering* 136, 965–974.
- Izonfuo, L., Bariweni, A., 2001. The effect of urban runoff water and human activities on some physico-chemical parameters of the Epie Creek in the Niger Delta. *Journal of Applied Sciences et Environmental Management* Vol 5 (1), 47-55.
- Jaglin, S., 2001. L'eau potable dans les villes en développement: les modèles marchands face à la pauvreté. *Revue Tiers Monde* 275–303.

- Javier, M., Zadeh, S., Turrall, H., 2017. Water pollution from agriculture: a global review. The Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome and the International Water Management Institute on behalf of The Water Land and Ecosystems research program Colombo 1-29.
- Jinyan, L., 2005. Etude comparative sur les charbons actifs. Office International de l'Eau. Ecole nationale du genie rural des eaux et des forets de Montpellier 28 p.
- Kalderis, D., Koutoulakis, D., Paraskeva, P., Diamadopoulos, E., Otal, E., del Valle, J.O., Fernández-Pereira, C., 2008. Adsorption of polluting substances on activated carbons prepared from rice husk and sugarcane bagasse. *Chemical engineering journal* 144, 42–50.
- Kalyoncu, L., Kalyoncu, H., et Arslan, G., 2012. Determination of heavy metals and metals levels in five fish species from Işıklı Dam Lake and Karacaören Dam Lake (Turkey). *Environmental monitoring and assessment*, 184(4), 2231-2235.
- Kanda, R., Kishimoto, N., Hinobayashi, J., Hashimoto, T., Tanaka, S., Murakami, Y., 2017. Influence of temperature and COD loading on biological nitrification–denitrification process using a trickling filter: an empirical modeling approach. *International Journal of Environmental Research* 11, 71–82.
- Kannan, K., Choi, J.-W., Iseki, N., Senthilkumar, K., Kim, D.H., Masunaga, S., Giesy, J.P., 2002. Concentrations of perfluorinated acids in livers of birds from Japan and Korea. *Chemosphere* 49, 225–231.
- Karuppasamy, P., Perumal, P., 2000. Biodiversity of zooplankton at Pichavaram mangroves, South India. *Adv. Biosci* 19, 23–32.
- Kavitha, D., Namasivayam, C., 2007. Experimental and kinetic studies on methylene blue adsorption by coir pith carbon. *Bioresource technology* 98, 14–21. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.12.008>.
- Kazmierczak-Razna, J., Gralak-Podemska, B., Nowicki, P., Pietrzak, R., 2015. The use of microwave radiation for obtaining activated carbons from sawdust and their potential application in removal of NO<sub>2</sub> and H<sub>2</sub>S. *Chemical Engineering Journal* 269, 352 – 358
- Kettab, A., 1992. Traitement des eaux (les eaux potables). *OPU, Alger*. Vol 2, 81 p.
- Khan, M.A., Ahn, Y.-T., Kumar, M., Lee, W., Min, B., Kim, G., Cho, D.-W., Park, W.B., Jeon, B.-H., 2011. Adsorption studies for the removal of nitrate using modified lignite granular activated carbon. *Separation Science and Technology* 46, 2575–2584. <https://doi.org/10.1080/01496395.2011.601782>.

- Kheliel, O., 2014. Etude du pouvoir adsorbant du charbon actif pour la dénitrification des eaux souterraines. Thèse de Doctorat de l'Université Mohamed Kidher-Biskra 170 p.
- Kılıç, M., Apaydin-Varol, E., Pütün, A.E., 2011. Adsorptive removal of phenol from aqueous solutions on activated carbon prepared from tobacco residues: Equilibrium, kinetics and thermodynamics. *Journal of Hazardous Materials* 189, 397 – 403.
- Kim, J., Kang, B., 2008. DBPs removal in GAC filter-adsorber. *Water Research* 42, 145–152.
- Kim, Y.-S., Kim, J.-H., 2019. Isotherm, kinetic and thermodynamic studies on the adsorption of paclitaxel onto Sylopute. *The Journal of Chemical Thermodynamics* 130, 104–113 <https://doi.org/10.1016/j.jct.2018.10.005>.
- Klose, F., Wolff, T., Thomas, S., Seidel-Morgenstern, A., 2003. Concentration and residence time effects in packed bed membrane reactors. *Catalysis today* 82, 25–40.
- Knappe, D.R., Matsui, Y., Snoeyink, V.L., Roche, P., Prados, M.J., Bourbigot, M.-M., 1998. Predicting the capacity of powdered activated carbon for trace organic compounds in natural waters. *Environmental science & technology* 32, 1694–1698.
- Koller, F., Frey, R., Flury, R., 2001. Device and process for adsorption or chemisorption of gaseous constituents from a gas flow." *U.S. Patent No. 6,290,752*. 18 Sep. 2001.
- Konan, A.T.S., 2019. Couplage adsorption/procédés d'oxydation avancée pour l'élimination du 2,4 diméthylphénol en milieu aqueux. Thèse de Doctorat, Intitut polytechnique Felix Houphouet Boigny. 209 p.
- Konan, A. T. S., Richard, R., Andriantsiferana, C., Yao, K. B., & Manero, M. H. (2019). Low-cost activated carbon for adsorption and heterogeneous ozonation of phenolic wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 163, 336-346.
- Koné, H., Kouassi, K.E., Konan, A.T.S., Adouby, K., Yao, K.B., 2020. Thermal regeneration of activated carbon saturated with nitrate ions from an artisanal furnace. *International Journal of Advanced Engineering, Management and Science (IJAEMS)*, 456-467.
- Koné, H., Konan, A. T. S., Ano, J., Yao, K. B. & Drogui, P. 2021. Comparative study of two activated carbons from *Borassus aethiopum* produced in electric and artisanal furnaces. *Journal of Chemical, Biological and Physical Sciences*, Vol. 11, No. 3; 370-379.
- Kouakou, A. R., 2017. evaluation de la spéciation, de la biodisponibilité et de la toxicité potentielle des métaux cadmium, cuivre, plomb et zinc dans les sédiments du canal de vridi (côte d'ivoire). Thèse de Doctorat Université Félix Houphouët Boigny 143 p.

- Koželj, M., Novak-Antolič, Ž., Grad, A., Peternel, P., 1999. Patent foramen ovale as a potential cause of paradoxical embolism in the postpartum period. *European Journal of Obstetrics & Gynecology and Reproductive Biology* 84, 55–57.
- Larous, S., Meniai, A.-H., Lehocine, M.B., 2005. Experimental study of the removal of copper from aqueous solutions by adsorption using sawdust. *Desalination* 185, 483–490.
- Lavoie, E., Wiley, F., Grasman, K., Tillitt, D., Sikarskie, J., Bowerman, W., 2007. Effect of in ovo exposure to an organochlorine mixture extracted from double crested cormorant eggs (*Phalacrocorax auritus*) and PCB 126 on immune function of juvenile chickens. *Archives of environmental contamination and toxicology* 53, 655–661.
- Le Moal, J., Eilstein, D., Salines, G., 2010. La santé environnementale est-elle l'avenir de la santé publique? *Santé publique* 22, 281–289.
- Legube, B., Croue, J., De Laat, J., Dore, M., 1989. Ozonation of an extracted aquatic fulvic acid: theoretical and practical aspects. *Ozone: science & engineering* 11, 69–91.
- Lepira, F. B., Mayamba, Y., Nlandu, J. R. R. M., Kevaani, R., Lepira, D. K. T., Mangalaboyi, J. L., ... & Sens, F. 2020. Lenteur de propagation de la COVID-19 en Afrique subsaharienne: réalité ou sommet de l'iceberg? Cas de la République Démocratique du Congo Low progression of COVID-19 pandemic in sub-Saharan Africa: reality or iceberg's tip?. *Ann. Afr. Med*, 13(3), 3759.
- Li, L.Y., Gong, X., Abida, O., 2019. Waste-to-resources: Exploratory surface modification of sludge-based activated carbon by nitric acid for heavy metal adsorption. *Waste Management* 87, 375–386.
- Li, W., Peng, J., Zhang, L., Yang, K., Xia, H., Zhang, S., Guo, S., 2009. Preparation of activated carbon from coconut shell chars in pilot-scale microwave heating equipment at 60 kW. *Waste management* 29, 756–760.
- Li, Y., Lin, Y., Wang, B., Ding, S., Qi, F., Zhu, T., 2019. Carbon consumption of activated coke in the thermal regeneration process for flue gas desulfurization and denitrification. *Journal of Cleaner Production* 228, 1391–1400.
- Li, Z., Yin, L., 2015. MOF-derived, N-doped, hierarchically porous carbon sponges as immobilizers to confine selenium as cathodes for Li–Se batteries with superior storage capacity and perfect cycling stability. *Nanoscale* 7, 9597–9606.

- Liew, R.K., Chong, M.Y., Osazuwa, O.U., Nam, W.L., Phang, X.Y., Su, M.H., Cheng, C.K., Chong, C.T., Lam, S.S., 2018. Production of activated carbon as catalyst support by microwave pyrolysis of palm kernel shell: a comparative study of chemical versus physical activation. *Research on Chemical Intermediates* 44, 3849–3865.
- Lim, J.-L., Okada, M., 2005. Regeneration of granular activated carbon using ultrasound. *Ultrasonics sonochemistry* 12, 277–282.
- Liu, Hui, Sun, P., Feng, M., Liu, Hongxia, Yang, S., Wang, L., Wang, Z., 2016. Nitrogen and sulfur co-doped CNT-COOH as an efficient metal-free catalyst for the degradation of UV filter BP-4 based on sulfate radicals. *Applied Catalysis B: Environmental* 187, 1–10.
- López-Cervantes, J., Sánchez-Machado, D.I., Sánchez-Duarte, R.G., Correa-Murrieta, M.A., 2018. Study of a fixed-bed column in the adsorption of an azo dye from an aqueous medium using a chitosan–glutaraldehyde biosorbent. *Adsorption Science & Technology* 36, 215–232.
- Maciá-Agulló, J., Moore, B., Cazorla-Amorós, D., Linares-Solano, A., 2004. Activation of coal tar pitch carbon fibres: Physical activation vs. chemical activation. *Carbon* 42, 1367–1370.
- Madras, G., Erkey, C., Akgerman, A., 1993. Supercritical fluid regeneration of activated carbon loaded with heavy molecular weight organics. *Industrial & engineering chemistry research* 32, 1163–1168.
- Mahdavi, A., Ghoresyhi, A., Rahimpour, A., Younesi, H., Pirzadeh, K., 2018. COD removal from landfill leachate using a high-performance and low-cost activated carbon synthesized from walnut shell. *Chemical Engineering Communications* 205, 1193–1206.
- Malik, P., 2004. Dye removal from wastewater using activated carbon developed from sawdust: adsorption equilibrium and kinetics. *Journal of Hazardous Materials* 113, 81–88.
- Mamaní, A., Sardella, M.F., Giménez, M., Deiana, C., 2019. Highly microporous carbons from olive tree pruning: Optimization of chemical activation conditions. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 7, 102830. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.102830>.
- Mary, J.S., Meenambal, T., 2018. Removal of copper from bioleachate of electronic waste using banana-activated carbon (BAC) and comparison with commercial-activated carbon (CAC), in: *Utilization and Management of Bioresources*. Springer, pp. 233–242.
- Masson, S., Reinert, L., Guittonneau, S., Duclaux, L., 2015. Cinétiques et isothermes d'adsorption de micropolluants sur un tissu et un feutre de carbone activé. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science* 28, 207–213.

- Matta, G., Naik, P., Kumar, A., Gyjli, L., Tiwari, A., Machell, J., 2018. Comparative study on seasonal variation in hydro-chemical parameters of Ganga River water using comprehensive pollution index (CPI) at Rishikesh (Uttarakhand) India. *Desalination and Water Treatment* 118, 87–95.
- Mattson, J.S., Lee, L., Mark Jr, H.B., Weber Jr, W.J., 1970. Surface oxides of activated carbon: Internal reflectance spectroscopic examination of activated sugar carbons. *Journal of Colloid and Interface Science* 33, 284–293.
- Mazarji, M., Aminzadeh, B., Baghdadi, M., Bhatnagar, A., 2017. Removal of nitrate from aqueous solution using modified granular activated carbon. *Journal of Molecular Liquids* 233, 139–148. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2017.03.004>.
- Meldrum, B.J., Rochester, C.H., 1990. In situ infrared study of the surface oxidation of activated carbon dispersed in potassium bromide. *Journal of the Chemical Society, Faraday Transactions* 86, 2997–3002.
- Menya, E., Olupot, P., Storz, H., Lubwama, M., Kiros, Y., 2018a. Production and performance of activated carbon from rice husks for removal of natural organic matter from water: a review. *Chemical Engineering Research and Design* 129, 271–296.
- Menya, E., Olupot, P., Storz, H., Lubwama, M., Kiros, Y., 2018b. Production and performance of activated carbon from rice husks for removal of natural organic matter from water: a review. *Chemical Engineering Research and Design* 129, 271–296.
- Mi, H., Fagherazzi, S., Qiao, G., Hong, Y., Fichot, C.G., 2019. Climate change leads to a doubling of turbidity in a rapidly expanding Tibetan lake. *Science of The Total Environment* 688, 952–959.
- Miljojkovic, D., Trepsic, I., Milovancevic, M., 2019. Assessment of physical and chemical indicators on water turbidity. *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications* 527, 121171.
- Mishra, V.S., Mahajani, V.V., Joshi, J.B., 1995. Wet air oxidation. *Industrial & Engineering Chemistry Research* 34, 2–48.
- Mollet, M., 1999. L'utilisation durable des palmiers 'Borassus aethiopum', 'Elais guineensis' et 'Raphia hookeri' pour l'extraction de vin de palme en Côte d'Ivoire: recherche sur la forêt tropicale. *Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit*, 81 p.
- Morel, J., 2007. Les ressources en eau sur Terre: origine, utilisation et perspectives dans le contexte du changement climatique un tour d'horizon de la littérature 1-30.

- Morlay, C., Laidin, I., Chesneau, M., & Joly, J., 2006. Charbons actifs et traitement des eaux. *Actualite Chimique*, 295, 95.
- Mthombeni, N.H., Mpenyana-Monyatsi, L., Onyango, M.S., Momba, M.N., 2012. Breakthrough analysis for water disinfection using silver nanoparticles coated resin beads in fixed-bed column. *Journal of hazardous materials* 217, 133–140.
- Müller, T., Gerardino, A., Schnelle, T., Shirley, S.G., Bordoni, F., De Gasperis, G., Leoni, R., Fuhr, G., 1996. Trapping of micrometre and sub-micrometre particles by high-frequency electric fields and hydrodynamic forces. *Journal of Physics D: Applied Physics* 29, 340.
- Nandi, B.K., Goswami, A., Purkait, M.K., 2009. Adsorption characteristics of brilliant green dye on kaolin. *Journal of hazardous materials* 161, 387–395. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.03.110>.
- Narbaitz, R.M., Cen, J., 1994. Electrochemical regeneration of granular activated carbon. *Water Research* 28, 1771–1778.
- Naseem, K., Begum, R., Wu, W., Usman, M., Irfan, A., Al-Sehemi, A.G., Farooqi, Z.H., 2019. Adsorptive removal of heavy metal ions using polystyrene-poly (N-isopropylmethacrylamide-acrylic acid) core/shell gel particles: adsorption isotherms and kinetic study. *Journal of Molecular Liquids* 277, 522–531.
- Nowicki, P., Wachowska, H., Pietrzak, R., 2010. Active carbons prepared by chemical activation of plum stones and their application in removal of NO<sub>2</sub>. *Journal of Hazardous Materials* 181, 1088–1094.
- Oberholster, P.J., Botha, A.-M., Cloete, T.E., 2005. An overview of toxic freshwater cyanobacteria in South Africa with special reference to risk, impact and detection by molecular marker tools. *Biokemistri* 17, 57–71.
- Ofouémé-Berton, Y., 2010. L’approvisionnement en eau des populations rurales au Congo-Brazzaville. Les Cahiers d’Outre-Mer. *Revue de géographie de Bordeaux* 63, 7–30.
- Okunola, O.A., Santacrose, P.V., Davis, J.T., 2008. Natural and synthetic receptors for nitrate anion. *Supramolecular chemistry* 20, 169–190.
- Olivares-Marín, M., Fernández-González, C., Macías-García, A., Gómez-Serrano, V., 2006. Preparation of activated carbon from cherry stones by chemical activation with ZnCl<sub>2</sub>. *Applied surface science* 252, 5967–5971.
- Onen, C.O., Oryem-Origa, H., 2017. Ethno-botanical uses of Ugandan edible wild fruit species. *Environment, Earth and Ecology* 1, 1-18.

- Onyango, M.S., Leswif, T.Y., Ochieng, A., Kuchar, D., Otieno, F.O., Matsuda, H., 2009. Breakthrough analysis for water defluoridation using surface-tailored zeolite in a fixed bed column. *Industrial & Engineering Chemistry Research* 48, 931–937.
- Ouattara, P.H.K., Gouli, B., Kouakou, U., Dembele, A., Yapo, A.T.A., 2014. Preparation and characterization of activated carbons based on peanut shell (*Arachis hypogaea*), green soya shell (*Vigna radiata*). *International Journal of Science and Research (IJSR)* 3, 20014.
- Ouyang, T., Ye, Y., Wu, C., Xiao, K., Liu, Z., 2019. Heterostructures Composed of N-Doped Carbon Nanotubes Encapsulating Cobalt and  $\beta$ -Mo<sub>2</sub>C Nanoparticles as Bifunctional Electrodes for Water Splitting. *Angewandte Chemie International Edition* 58, 4923–4928.
- Pallarés, J., González-Cencerrado, A., Arauzo, I., 2018. Production and characterization of activated carbon from barley straw by physical activation with carbon dioxide and steam. *Biomass and Bioenergy* 115, 64–73.
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, S.L., Canadell, J.G., 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333, 988–993.
- Paprowicz, J., Słodczyk, S., 1988. Application of biologically activated sorptive columns for textile waste water treatment. *Environmental technology* 9, 271–280.
- Patel, P., Muteen, A., Mondal, P., 2020. Treatment of greywater using waste biomass derived activated carbons and integrated sand column. *Science of The Total Environment* 711, 646-697. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134586>
- Pratap, A., Bisen, P., Loitongbam, B., Singh, P., 2018. Assessment of Genetic Variability for Yield and Yield Components in Rice (*Oryza sativa* L.) Germplasms. *International Journal of Bio-resource and Stress Management* 9, 87–92.
- Renna, R., Pilato, F., Profice, P., Della Marca, G., Broccolini, A., Morosetti, R., ... & Di Lazzaro, V. (2014). Risk factor and etiology analysis of ischemic stroke in young adult patients. *Journal of stroke and cerebrovascular diseases*, 23(3), e221-e227.
- Purkait, M., Gusain, D., DasGupta, S., De, S., 2005. Adsorption behavior of chrysoidine dye on activated charcoal and its regeneration characteristics by using different surfactants. *Separation science and technology* 39, 2419–2440.

- Quesada-Penate, I., Julcour-Lebigue, C., Jauregui-Haza, U.J., Wilhelm, A.-M., Delmas, H., 2012. Degradation of paracetamol by catalytic wet air oxidation and sequential adsorption–catalytic wet air oxidation on activated carbons. *Journal of Hazardous Materials* 221, 131–138.
- Radovic, M., Barsoum, M., El-Raghy, T., Seidensticker, J., Wiederhorn, S., 2000. Tensile properties of Ti<sub>3</sub>SiC<sub>2</sub> in the 25–1300° C temperature range. *Acta materialia* 48, 453–459.
- Rajasegar, M., 2003. Physico-chemical characteristics of the Vellar estuary in relation to shrimp farming. *Journal of Environmental Biology* 24, 95–101.
- Reffas, A., Bernardet, V., David, B., Reinert, L., Lehocine, M.B., Dubois, M., Batisse, N., Duclaux, L., 2010. Carbons prepared from coffee grounds by H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> activation: Characterization and adsorption of methylene blue and Nylosan Red N-2RBL. *Journal of hazardous materials* 175, 779–788.
- Rege, J.E., 2004. Colonial Karma: self, action, and nation in the Indian English novel. *Palgrave Macmillan*, 22 p.
- Renou, S., Givaudan, J., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P., 2008. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of hazardous materials* 150, 468–493.
- Rezma, S., Assaker, I.B., Chtourou, R., Hafiane, A., Deleuze, H., 2019. Microporous activated carbon electrode derived from date stone without use of binder for capacitive deionization application. *Materials Research Bulletin* 111, 222–229.
- Rodier, J., Bazin, C., Broutin, J., Chambon, P., Champsaur, H., Radi, L., 1996. L'analyse de l'eau; eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. *8ieme édition DUNOD*. Paris, France 564–571.
- Rodier, J., Legube, B., 2009. L'analyse de l'eau. Dunod, 1579 p.
- Rosero, M., Latorre, J., Torres, W., Delgado, L., 2004. Presencia de materia orgánica y subproductos de la desinfección con cloro. Caso sistema de tratamiento de agua para consumo humano, Puerto Mallarino, Cali-Colombia. *Seminario Internacional: Visión Integral en el Mejoramiento de la Calidad del Agua* 1–10.
- Rouquero, J., Rodriguez-Rcinoso, F., Sing, K., 1994. Characterization of porous solids—III. studies in surface science and catalysis. *Presented at the Proceedings of the IUPAC Symposium (COPS III)*, pp. 9–12.
- Sahu, S.K., 2010. Tilted Bianchi type VI<sub>0</sub> cosmological model in Saez and Ballester Scalar tensor theory of gravitation. *J. Mod. Phys* 1, 67–69.

- Salah, N.H., 2012. Etude de la dégradation photocatalytique de polluants organiques en présence de dioxyde de titane, en suspension aqueuse et en lit fixe. Thèse de Doctorat, Université de Grenoble; Université Mentouri (Constantine, Algérie) 177 p.
- Sallam, G.A., Elsayed, E., 2018. Estimating relations between temperature, relative humidity as independent variables and selected water quality parameters in Lake Manzala, Egypt. *Ain Shams Engineering Journal* 9, 1–14.
- San Miguel, G., Fowler, G.D., Sollars, C.J., 2003. A study of the characteristics of activated carbons produced by steam and carbon dioxide activation of waste tyre rubber. *Carbon* 41, 1009–1016.
- Santhanam, P., Perumal, P., 2003. Diversity of zooplankton in Parangipettai coastal waters, southeast coast of India. *J. mar. biol. Ass. India* 45, 144–151.
- Savane, I., Coulibaly, K.M., Gioan, P., 2002. Variabilité climatique et ressources en eaux souterraines dans la région semi-montagneuse de Man. *Science et changements planétaires/Sécheresse* 12, 231–7.
- Schettino Jr, M.A., Freitas, J.C., Cunha, A.G., Emmerich, F.G., Soares, A.B., Silva, P., 2007. Preparação e caracterização de carvão ativado quimicamente a partir da casca de arroz. *Química nova* 30, 1663–1668.
- Seamans, L., Moscovitz, A., Linder, R.E., Morrill, K., Dixon, J.S., Barth, G., Bunnenberg, E., Djerassi, C., 1977. Magnetic circular dichroism studies. 49. Structural-vibrational effects in magnetic circular dichroism spectra. *Journal of the American Chemical Society* 99, 724–727. <https://doi.org/10.1021/ja00445a011>.
- Sedira, N., 2013. Etude de l'adsorption des métaux lourds sur un charbon actif issu de noyaux de dattes. Thèse de Doctorat, Université de Souk Ahras 220 p.
- Sekirifa, M., Hadj-Mahammed, M., 2005. Etude comparative de la capacité adsorbante d'un charbon actif issu de noyaux de dattes et un charbon actif commercial. *Sciences & Technologie. B, Sciences de l'ingénieur* 55–59.
- Sekirifa, M.L., Hadj-Mahammed, M., Pallier, S., Baameur, L., Richard, D., Al-Dujaili, A.H., 2013. Preparation and characterization of an activated carbon from a date stones variety by physical activation with carbon dioxide. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 99, 155–160.
- Sepehri, S., Heidarpour, M., Abedi-Koupai, J., 2014. Nitrate removal from aqueous solution using natural zeolite-supported zero-valent iron nanoparticles. *Soil and Water Research* 9, 224–232. <https://doi.org/doi.org/10.17221/11/2014-SWR>.

- Shafeeyan, M.S., Daud, W.M.A.W., Houshmand, A., Shamiri, A., 2010. A review on surface modification of activated carbon for carbon dioxide adsorption. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 89, 143–151.
- Shahmoradi, M.H., Zade, B.A., Torabian, A., Salehi, M.S., 2015. Removal of nitrate from ground water using activated carbon prepared from rice husk and sludge of paper industry wastewater treatment. *ARPJ Journal of Engineering and Applied Sciences* 10, 7856–7863.
- Sheintuch, M., Matatov-Meytal, Y.I., 1999. Comparison of catalytic processes with other regeneration methods of activated carbon. *Catalysis Today* 53, 73–80.
- Shi, P., Zhang, Y., Song, J., Li, P., Wang, Y., Zhang, Xiaoming, Li, Z., Bi, Z., Zhang, Xin, Qin, Y., 2019. Response of nitrogen pollution in surface water to land use and social-economic factors in the Weihe River watershed, northwest China. *Sustainable Cities and Society* 50, 101658. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101658>
- Shoaib, M., Al-Swaidan, H.M., 2015. Optimization and characterization of sliced activated carbon prepared from date palm tree fronds by physical activation. *Biomass and bioenergy* 73, 124–134.
- Sigg, L., Xue, H., Kistler, D., Sshönenberger, R., 2000. Size fractionation (dissolved, colloidal and particulate) of trace metals in the Thur River, Switzerland. *Aquatic Geochemistry* 6, 413–434.
- Singha, S., Sarkar, U., 2015. Analysis of the dynamics of a packed column using semi-empirical models: Case studies with the removal of hexavalent chromium from effluent wastewater. *Korean Journal of Chemical Engineering* 32, 20–29.
- Slasli, M.A., 2002. Modélisation de l'adsorption par les charbons microporeux: Approches théorique et expérimentale. Thèse de doctorat, Université de Neuchâtel 157 p.
- Solano-Rivera, V., Geris, J., Granados-Bolaños, S., Brenes-Cambronero, L., Artavia-Rodríguez, G., Sánchez-Murillo, R., Birkel, C., 2019. Exploring extreme rainfall impacts on flow and turbidity dynamics in a steep, pristine and tropical volcanic catchment. *Catena* 182, 104118.
- Soubeyrand-Lenoir, E., Vagner, C., Yoon, J.W., Bazin, P., Ragon, F., Hwang, Y.K., Serre, C., Chang, J.-S., Llewellyn, P.L., 2012. How water fosters a remarkable 5-fold increase in low-pressure CO<sub>2</sub> uptake within mesoporous MIL-100 (Fe). *Journal of the American Chemical Society* 134, 10174–10181.

- Sounthararajah, D., Loganathan, P., Kandasamy, J., Vigneswaran, S., 2015. Adsorptive removal of heavy metals from water using sodium titanate nanofibres loaded onto GAC in fixed-bed columns. *Journal of hazardous materials* 287, 306–316.
- Soyer, E., 2016. Performance comparison of granular media filter beds. *Desalination and Water Treatment* 57, 24867–24881.
- Sreńscek-Nazzal, J., Kiełbasa, K., 2019. Advances in modification of commercial activated carbon for enhancement of CO<sub>2</sub> capture. *Applied Surface Science* 494, 137–151.
- Sricharoenchaikul, V., Pechyen, C., Aht-ong, D., Atong, D., 2008. Preparation and characterization of activated carbon from the pyrolysis of physic nut (*Jatropha curcas* L.) waste. *Energy & Fuels* 22, 31–37.
- Stern, R., Builtjes, P., Schaap, M., Timmermans, R., Vautard, R., Hodzic, A., Memmesheimer, M., Feldmann, H., Renner, E., Wolke, R., 2008. A model inter-comparison study focussing on episodes with elevated PM<sub>10</sub> concentrations. *Atmospheric Environment* 42, 4567–4588.
- Sun, J., Liu, X., Zhang, F., Zhou, J., Wu, J., Alsaedi, A., Hayat, T., Li, J., 2019. Insight into the mechanism of adsorption of phenol and resorcinol on activated carbons with different oxidation degrees. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 563, 22–30.
- Sun, L.-M., Meunier, F., 2003. Adsorption: aspects théoriques. Techniques de l'ingénieur. Technologies de l'eau. *Techniques de l'ingénieur. Technologies de l'eau*, vol. 2, no J2730.
- Swannack, F., 2017. The Sea in History: The Early Modern World eds. by Christian Buchet, and Gérard Le Bouëdec. *Parergon*, 34(2), 186-188.
- Tallon, P., Magajna, B., Lofranco, C., Leung, K.T., 2005. Microbial indicators of faecal contamination in water: a current perspective. *Water, air, and soil pollution* 166, 139–166.
- Tan, I., Ahmad, A., Hameed, B., 2008. Adsorption of basic dye using activated carbon prepared from oil palm shell: batch and fixed bed studies. *Desalination* 225, 13–28.
- Tapiero, H., Tew, K.D., 2003. Trace elements in human physiology and pathology: zinc and metallothioneins. *Biomedicine & Pharmacotherapy* 57, 399–411.
- Tchakala, I., Bawa, L.M., Djaneye-Boundjou, G., Doni, K., Nambo, P., 2012. Optimisation du procédé de préparation des Charbons Actifs par voie chimique (H 3 PO 4) à partir des tourteaux de Karité et des tourteaux de Coton. *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 6, 461–478.

- Tiho, T., 2019. Effet du sechage sur la valeur nutritive de la pulpe de fruits mûr de *Borassus aëthiopum* et sa valorisation en aviculture. Thèse de Doctorat, Institut National polytechnique Fzlix Houphouet-Boigny, Côte d'Ivoire. 152 p.
- Torres-Lozada, P., Amezquita-Marroquín, C.P., Agudelo-Martínez, K.D., Ortiz-Benítez, N., Martínez-Ducua, D.S., 2018. Evaluation of turbidity and dissolved organic matter removal through double filtration technology with activated carbon. *Dyna* 85, 234–239.
- Tseng, R.-L., Wu, F.-C., Juang, R.-S., 2003. Liquid-phase adsorption of dyes and phenols using pinewood-based activated carbons. *Carbon* 41, 487–495.
- Ullah, M., Nazir, R., Khan, M., Khan, W., Shah, M., Afridi, S.G., Zada, A., 2019. The effective removal of heavy metals from water by activated carbon adsorbents of *Albizia lebeck* and *Melia azedarach* seed shells. *Soil and Water Research* 15, 30–37. <https://doi.org/10.17221/212/2018-SWR>.
- USEPA, R., 1991. Risk assessment guidance for superfund (RAGS). Human Health Evaluation Manual (HHEM) supplementary guidance. *Washington, DC: Office of Emergency and Remedial Response* 90 p.
- Van Duijvenboden, W., Matthijsen, A., 1989. Integrated criteria document nitrate. Bilthoven. National Institute for Public Health and the Environment (*RIVM Report* No. 758473012).
- Vartapetyan, R.S., Voloshchuk, A., Buryak, A., Artamonova, C., Belford, R., Ceroke, P., Kholine, D., Clarkson, R., Odintsov, B., 2005. Water vapor adsorption on chars and active carbons—oxygen sensors prepared from a tropical tree wood. *Carbon* 43, 2152–2159.
- Verkijika, S.F., 2018. Factors influencing the adoption of mobile commerce applications in Cameroon. *Telematics and Informatics* 35, 1665–1674.
- Villar, I., Roldan, S., Ruiz, V., Granda, M., Blanco, C., Menéndez, R., Santamaría, R., 2010. Capacitive deionization of NaCl solutions with modified activated carbon electrodes. *Energy & fuels* 24, 3329–3333.
- Wakeman, R.J., Tarleton, E.S., 1999. Filtration: equipment selection, modelling and process simulation. Elsevier. *Livre*, 81 p.
- Wang, L., Tian, C., Wang, B., Wang, R., Zhou, W., Fu, H., 2008. Controllable synthesis of graphitic carbon nanostructures from ion-exchange resin-iron complex via solid-state pyrolysis process. *Chemical communications* 5411–5413.
- World Bank, 2012. The World Bank Annual Report 2012. The World Bank 24 p.

- Wright, T., Rimnac, C., Faris, P., Bansal, M., 1988. Analysis of surface damage in retrieved carbon fiber-reinforced and plain polyethylene tibial components from posterior stabilized total knee replacements. *The Journal of bone and joint surgery. American volume* 70, 1312–1319.
- Xiaojian, Z., Zhansheng, W., Xiasheng, G., 1991. Simple combination of biodegradation and carbon adsorption—the mechanism of the biological activated carbon process. *Water Research* 25, 165–172.
- Yorgun, S., Yıldız, D., 2015. Slow pyrolysis of paulownia wood: Effects of pyrolysis parameters on product yields and bio-oil characterization. *Journal of analytical and applied pyrolysis* 114, 68–78. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2015.05.003>.
- Zanella, O., Krummenauer Haro, N., Cristina Tessaro, I., Amaral Féris, L., 2015. Successive cycles of sorption/regeneration for granular activated carbon in the removal of nitrate ions. *Desalination and Water Treatment* 55, 1908–1914.
- Zeroual, S., Guerfi, K., Hazourli, S., Charnay, C., 2011. Estimation de l'hétérogénéité d'un charbon actif oxydé à différentes températures à partir de l'adsorption des molécules sondes. *Revue des énergies renouvelables* 14, 581–590.
- Zhang, L., Ruan, D., Gao, S., 2002. Dissolution and regeneration of cellulose in NaOH/thiourea aqueous solution. *Journal of Polymer Science Part B: Polymer Physics* 40, 1521–1529.
- Zhou, Y., Davidson, T.A., Yao, X., Zhang, Y., Jeppesen, E., de Souza, J.G., Wu, H., Shi, K., Qin, B., 2018. How autochthonous dissolved organic matter responds to eutrophication and climate warming: evidence from a cross-continental data analysis and experiments. *Earth-Science Reviews* 185, 928–937.

## RESUME

Des branches sèches de *Borassus aethiopum* ont été collectées pour la production du charbon actif. Pour la carbonisation et l'activation, un four artisanal a été construit avec de l'argile locale. D'une capacité de 15000 cm<sup>3</sup>, ce four a permis la carbonisation du matériel végétal à une température de 400 °C, l'activation à 450 °C puis à la régénération du charbon actif saturé à 500 °C. Pour purifier le charbon actif après imprégnation, 5 lavages à chaud suivis de 5 rinçages ont été nécessaires. La première eau de lavage a révélé une teneur en phosphore de 1,32 mg/g qui après le dernier rinçage, a été réduit à 0,001 mg/g. Une caractérisation du charbon actif, a permis d'obtenir une surface spécifique de 1431,61 m<sup>2</sup>/g. Mais avant, il a fallu un temps d'imprégnation de 24 h dans une solution de sulfate de cuivre et de 3 h d'activation pour avoir le charbon actif. Au total, une masse de 14 kg de charbon ont été produite. Un test de filtration sur l'eau de lac de Dougba durant deux saisons de l'année 2018 grâce à un prototype préindustriel a été effectué. Mais auparavant, une caractérisation de l'eau brute du lac a montré que celle-ci est insalubre à cause des valeurs anormales de nitrates, de la DCO, de la turbidité et du pH par rapport aux normes de l'OMS. Cependant, une évaluation des paramètres physicochimiques de l'eau traitée par ce prototype, a indiqué une amélioration de ces paramètres pour des volumes de 60 et 72 m<sup>3</sup> d'eau traitée respectivement pour la saison sèche et pour la saison pluvieuse en considérant 9 filtres de 25 cm de hauteur de lit de charbon. Toutefois, il a été constaté que les concentrations élevées de nitrates et les débits élevés influent négativement sur la quantité de l'eau traitée en diminuant les temps de percées de 100 min et 150 min respectivement pour l'augmentation du débit de 1 L/min et l'augmentation de la concentration d'environ 30 mg/L. Une évaluation économique de l'usage du prototype, a permis de fixer le coût du cubage à 214,23 FCFA/m<sup>3</sup> soit un gain de 36 FCFA par rapport aux tarifs en vigueur dans les ménages.

**Mots clés :** Charbon actif, *Borassus aethiopum*, prototype préindustriel, imprégnation, temps de percées

## **Abstract**

Dry branches of *Borassus aethiopum* were collected for activated carbon production. For carbonization and activation, an artisanal furnace was constructed with local clay. With a capacity of 15,000 cm<sup>3</sup>, this furnace allowed the carbonization of the plant material at 400 °C, activation at 450 °C and regeneration of the saturated activated carbon at 500 °C. To purify the activated carbon after impregnation, 5 hot washes followed by 5 rinses were necessary. The first wash water revealed a phosphorus content of 1.32 mg/g which after the last rinse was reduced to 0.001 mg/g. A characterization of the activated carbon, resulted in a specific surface of 1431.61 m<sup>2</sup>/g. But before, it was necessary an impregnation time of 24 h in a copper sulfate solution and 3 h of activation to have the activated carbon. In total, a mass of 14 kg of carbon was produced. A filtration test on the lake water of Dougba during two seasons during the year 2018 thanks to a pre-industrial prototype was carried out. But before that, a characterization of the lake raw water showed that it is unhealthy because of the abnormal values of nitrates, COD, turbidity and pH compared to the standards of the WHO. However, an evaluation of the physicochemical parameters of the water treated by this prototype, indicated an improvement of these parameters for volumes of 60 and 72 m<sup>3</sup> of treated water respectively for the dry season and for the rainy season by considering 9 filters of 25 cm height of carbon bed. However, it was found that high nitrate concentrations and high flow rates negatively affect the quantity of treated water by decreasing breakthrough times by 100 min and 150 min respectively for increasing the flow rate by 1 L/min and increasing the concentration by about 30 mg/L. An economic evaluation of the prototype use, allowed to fix the cost of the cubage at 214,23 FCFA/m<sup>3</sup> that is to say a gain of 36 FCFA compared to the tariffs in force in the households.

**Keywords:** Activated carbon, *Borassus aethiopum*, pre-industrial prototype, impregnation, breakthrough time