



**ETUDE COMPARATIVE DES CAPACITES D'ELIMINATION DE
L'ARSENIC DES EAUX DE FORAGES PAR FILTRES PLANTES
DE MACROPHYTES (*Andropogon gayanus*, *Chrysopogon
zizanioides*, *Chrysopogon nigritanus* et *Athyrium yokoscense*).**

**MEMOIRE POUR L'OBTENTION DU DIPLOME D'INGENIEUR 2iE AVEC GRADE DE
MASTER D'INGENIERIE DE L'EAU ET DE L'ENVIRONNEMENT**

OPTION : EAU ET ASSAINISSEMENT

Présenté et soutenu publiquement le :

Par

Tatiana Stella YAMEOGO (20120027)

Directrice de mémoire : Dr Martine DIALLO/KONE, Maître de recherche CNRST.

Encadrant 2iE : Dr Boukary SAWADOGO/ Enseignant-chercheur.

Jury d'évaluation du stage :

Président : Dr Hela KAROUI

Membres et correcteurs : Dr Franck LALANNE

Dr Boukary SAWADOGO

Promotion [2017/2018]

DEDICACES

À mes parents pour leurs différents sacrifices et pour avoir toujours cru en moi.

À ma tante Séraphine et à mon oncle Guillaume pour leurs soutiens infailissibles.

À mes frères Noé, et Loïc, à ma sœur Océane pour leurs encouragements.

À l'amitié

CITATIONS

« Nous ne pourrons vaincre aucune des maladies qui affligent les pays en développement tant que nous n'aurons pas gagné la bataille pour l'eau potable, l'assainissement et les soins de santé de base. »

Kofi ANNAN

REMERCIEMENTS

Le présent travail est le résultat d'un stage effectué au sein de l'Institut de Recherche en Sciences Appliquées et Technologies (IRSAT), en partenariat avec le Laboratoire Hydro-Systèmes et Agriculture (LEHSA) de l'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (Institut 2iE). La collaboration entre les deux institutions a permis la réalisation du présent document. Je profite de cette opportunité qui m'est offerte pour adresser mes sincères remerciements aux responsables desdites institutions.

Pour mon encadrement au sein de l'IRSAT :

Tout d'abord, j'exprime ma profonde gratitude et ma reconnaissance à la directrice de mémoire **Dr Martine DIALLO / KONE**, pour sa patience, sa disponibilité et surtout ses judicieux conseils. Les outils méthodologiques vers lesquelles elle m'a orientée ont été indispensables à la conduite de cette recherche et ceux-ci ont, du reste, beaucoup contribué à alimenter ma réflexion.

J'exprime aussi ma gratitude à l'endroit de Messieurs **Emmanuel NANEMA**, **Théodore NANA** et **Yacouba OUATTARA** de l'IRSAT pour le suivi de mes travaux durant ma période de stage. Je n'oublie pas de remercier le personnel de l'IRSAT qui a toujours été accueillant et disponible à mon endroit.

Pour la formation de qualité reçue durant mon cursus académique :

Je désire remercier le **Dr Boukary SAWADOGO** pour son encadrement et son dynamisme soutenus dans le suivi de mes recherches. Ses précieux conseils m'ont guidé durant la mise au point de l'expérimentation ainsi que dans la rédaction du présent document.

J'adresse aussi mes sincères remerciements au **Pr Yacouba KONATE** pour m'avoir permis d'accéder au laboratoire LEHSA pour les différentes analyses.

Mes remerciements vont également à l'endroit du **Dr Franck LALANNE** pour ses conseils et sa disponibilité à me guider lors de ma quête de solutions.

A tout le corps professionnels enseignants et administratifs du 2iE, merci.

Je tiens enfin à remercier **ma famille et mes amis** pour leurs soutiens constants qui ont contribué à la réalisation d'un de mes rêves.

RESUME

L'approvisionnement en eau potable des populations au Burkina Faso par les eaux souterraines est mise à mal par la contamination de certaines sources par l'arsenic. Les techniques de réduction des teneurs en arsenic dans les points d'eau souterrains sont souvent coûteuses et difficiles à mettre en œuvre pour des bénéficiaires aux revenus modestes. C'est pourquoi la recherche de procédés moins onéreux, simples et durables prend de l'importance. Afin d'évaluer les capacités des macrophytes locales : *Athyrium yokoscense*, *Chrysopogon nigritanus*, *Andropogon gayanus* et *Chrysopogon zizanioides*, à épurer les eaux souterraines contaminées en arsenic, un dispositif de filtres plantés, inspiré par le traitement des eaux usées a été conçu. Après une période d'acclimatation nécessaire à une bonne croissance du matériel végétal, les pilotes ont été alimentés avec des eaux d'un forage situé à Kononga, dans le Nord du pays, dont la teneur en arsenic a été mesurée à 188 µg/L. Les résultats moyens des eaux traitées montrent que l'élimination de l'arsenic se fait essentiellement sur le matériau granulaire de filtration par phénomènes de sorption et de précipitation. Il a également été mis en évidence l'influence importante du pH, du temps de séjour, de la présence de fer et d'ions calcium dans les performances des systèmes. Aussi, les abattements compris entre 99,64%-99,86% dans les pilotes plantés, permettent d'affirmer que les macrophytes contribuent légèrement à améliorer la qualité des eaux traitées, et que l'espèce *Chrysopogon zizanioides* a conduit à une meilleure rétention. Par contre, le suivi des paramètres physico-chimiques ainsi que des germes de contamination fécale ont démontré des fluctuations de ces derniers et qu'une pollution de l'eau est survenue après traitement démontrant ainsi la nécessité de désinfecter les eaux traitées avant consommation.

Mots Clés :

- 1- Arsenic
- 2- Eaux de forage
- 3- Lits plantés
- 4- Macrophytes

ABSTRACT

The drinking supply water for the populations of Burkina Faso by groundwater is compromised by the arsenic contamination of certain sources. Techniques to reduce arsenic levels in underground water points are often costly and difficult to implement for low-income beneficiaries. This is why the research for cheaper, simpler and more sustainable processes is becoming increasingly important. In order to evaluate the capacity of local macrophytes: *Athyrium yokoscense*, *Chrysopogon nigritanus*, *Andropogon gayanus* and *Chrysopogon zizanioides*, to treat groundwater contaminated with arsenic, a planted filter system, inspired by wastewater treatment, has been designed. After a period of acclimatization necessary for good growth of the plant material, the pilots were supplied with water from a borehole located in Kononga, in the North of the country, whose arsenic content was estimated at 188 µg/L. The average results of treated drinking water show that arsenic removal is mainly carried out on the granular filtration material by sorption and precipitation. It was also highlighted the important influence of pH, residence time, iron and calcium ions on system performance. Also, the reductions of 99.64%-99.86% in the planted pilots indicate that macrophytes contribute slightly to improving the quality of treated water, and that the *Chrysopogon zizanioides* species has led to better retention. On the other hand, the monitoring of physico-chemical parameters and faecal contamination germs has shown fluctuations in the latter and that water pollution has occurred after treatment, thus demonstrating the need to disinfect treated water before consumption.

Keywords:

- 1- Arsenic**
- 2- Beds planted**
- 3- Drilling water**
- 4- Macrophytes**

LISTE DES ABREVIATIONS

2iE	: Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement
AAS	: Spectrométrie d'Absorption Atomique
AFS	: Spectrométrie de Fluorescence Atomique
AS	: Arsenic
As (III)	: Arsine
As (V)	: Arséniate
BUMIGEB	: Bureau des Mines et de la Géologie du Burkina
CE	: Conductivité électrique
CEMAGREF	: Centre d'Etude du Machinisme Agricole et du Génie Rural des Eaux et Forêts
CIRC	: Centre International de Recherche sur le Cancer
Cu	: Coefficient d'uniformité
DGRE	: Direction Générale des Ressources en Eau
DMA	: Diméthylarsine
DMAA	: Acide diméthylarsique
ES :	: Electro Spray (ionisation)
ETM	: Élément Trace Métallique
FPh	: Filtre Planté à écoulement horizontal
FPv	: Filtre Planté à écoulement vertical
ICPMS	: Plasma à Couplage Inductif Spectrométrie de Masse
IRSAT	: Institut de Recherche en Sciences Appliquées et Technologies
IRSTEA	: Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture
LEHSA	: Laboratoire Hydro-Systèmes et Agriculture
MMA	: Acide Monométhylarsonique
NPK	: Azote Phosphore Potassium
ONEA	: Office National de l'Eau et de l'Assainissement
ONG	: Organisation Non Gouvernementale
SEC	: Chromatographie d'exclusion de Taille
TMA	: Triméthylarsine
TMAO	: Oxyde Triméthylarsine
UNEP-GEF	: Programme Environnement des Nations Unies et Facilité Globale

Environnementale

UNICEF : Fonds des Nations Unies pour l'Enfance

UV : Ultraviolet

SOMMAIRE

DEDICACES	I
CITATIONS	II
REMERCIEMENTS	III
RESUME	IV
ABSTRACT	V
LISTE DES ABREVIATIONS	VI
LISTE DES TABLEAUX	XI
LISTE DES FIGURES	XII
I. INTRODUCTION	1
II. BIBLIOGRAPHIE	4
II.1 L'arsenic	4
II.2. Les différentes formes d'arsenic	5
II.2.1. L'arsenic inorganique	5
II.2.2. L'arsenic organique	6
II.2.3. Paramètres influençant la pollution à l'arsenic	6
II.3. Sources de pollution à l'arsenic	8
II.3.1. Etat des lieux au Burkina Faso et dans le monde.....	8
II.3.2. Origines naturelles	9
II.3.3. Origines anthropiques	9
II.4. Impacts de l'arsenic	10
II.4.1. Impacts sur les végétaux	11
II.4.2. Impacts sur les animaux.....	11
II.4.3. Impacts sur l'homme.....	12
II.5. Méthodes d'analyses de l'arsenic	13
II.6. Modes de traitement de l'arsenic	14

II.6.1. Les traitements classiques.....	14
II.6.2. Les techniques innovantes de traitements.....	16
II.6.3. Limites des différentes techniques de traitements.....	17
II.7. Présentation des macrophytes utilisés.....	18
III. MATERIELS ET METHODES.....	24
III.1. Présentation de la zone d'étude.....	24
III.2. Le protocole expérimental.....	26
III.2.1. Composition des massifs filtrants.....	26
III.2.2. Mise en place des dispositifs expérimentaux.....	27
III.3. Protocole de prélèvement, de filtration et d'analyse.....	28
III.3.1. Protocole de prélèvement.....	28
III.3.2. Protocole de filtration.....	29
III.3.3. Protocole d'analyse.....	30
IV. RESULTATS ET DISCUSSIONS.....	33
IV.1. Caractéristiques de l'eau brute.....	33
IV.2. Acclimatation des plantes.....	35
IV.3. Effet de la plante.....	36
IV.4. Evaluation de l'efficacité des différents systèmes.....	38
IV.4.1. Evolution du pH.....	38
IV.4.2. Evolution de la conductivité électrique.....	39
IV.4.3. Evolution du potentiel redox.....	40
IV.4.4. Evolution de la turbidité de l'eau.....	41
IV.4.5. Evolution la dureté totale de l'eau.....	42
IV.5. Evaluation de la pollution.....	43
IV.5.1. Evolution des orthophosphates.....	43
IV.5.2. Evolution des nitrates.....	44
IV.6. Evaluation de la pollution microbiologique.....	46
IV.7. Effet du massif filtrant.....	47

V. CONCLUSION ET PERPECTIVES.....	50
VI. BIBLIOGRAPHIE.....	52
ANNEXES.....	56
ANNEXE I : résultats d'analyse de l'arsenic au bout des cinq (05) jours de traitement	57

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I: propriétés physico-chimiques de l'arsenic	5
Tableau II: utilisations des composés arseniés dans des secteurs d'activités. (Rabeh., 2012)	10
Tableau III: prescriptions techniques pour le choix de sables. (IRSTEA, 2010).....	26
Tableau IV: synthèse des méthodes et des paramètres physico-chimiques de l'eau.....	31
Tableau V: caractéristiques de l'eau brute prélevée à kononga.....	34

LISTE DES FIGURES

Figure 1: spéciation de l'arsenic (V) en fonction du pH. (Rabeh, 2012).....	7
Figure 2: spéciation de l'arsenic (III) en fonction du pH. (Rabeh, 2012).....	7
Figure 3: zones de présence d'arsenic et zones à risques potentielles. (Bretzler et al., 2017) ..	9
Figure 4: hyperkératoses au niveau de la pomme des mains (Ullmann, 2012).....	12
Figure 5: tumeur ulcéro-nécrotique de la main chez une femme de 22 ans (Ullmann, 2012)	12
Figure 6: une vue d' <i>Andropogon gayanus</i> . (Yameogo).....	25
Figure 7: <i>Chrysopogon zizanioides</i> . (Yameogo)	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
Figure 8: <i>Chrysopogon nigritanus</i> . (Yameogo).....	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
Figure 9: <i>Athyrium yokoscense</i> . (Yameogo)	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
Figure 10: localisation de la zone d'étude par le logiciel QGis	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
Figure 11: courbe granulométrique du sable.....	27
Figure 12: perforation des pilotes	28
Figure 13: nettoyage du sable	28
Figure 14: nettoyage du gravier	28
Figure 15: remplissage de la 1 ^{ère} couche de gravier	28
Figure 16: remplissage de la 2 ^{ème} couche de sable.....	28
Figure 17: dispositifs expérimentaux	28
Figure 18: <i>C. nigritanus</i> et <i>A. gayanus</i> avec récipients de recueils des filtrats.....	30
Figure 19: profil d'évolution des plantes	35
Figure 20: évolution moyenne du pH.....	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
Figure 21: évolution moyenne de la conductivité électrique	39
Figure 22: évolution moyenne du potentiel redox.	40
Figure 23: évolution moyenne de la turbidité aux cours des expériences.....	41
Figure 24: évolution de la dureté totale au cours des expériences	42
Figure 25: évolution moyenne des orthophosphates aux cours des expériences.	43
Figure 26: évolution des nitrates aux cours des expériences.	44
Figure 27: évolution des indicateurs microbiens aux cours des expériences.....	46
Figure 28: évolution moyenne des concentrations de l'arsenic	50

I. INTRODUCTION

L'eau, essentielle pour tous les êtres vivants, constitue un besoin vital pour la santé humaine et un adéquat approvisionnement en eau potable est nécessaire pour le développement socio-économique d'une région. Selon l'Organisation Mondiale de la santé (OMS), environ 2,1 milliard de personnes n'ont toujours pas accès à l'eau potable (OMS, 2017). En ce qui concerne le défi d'approvisionnement en eau en Afrique, il reste entier car 40 % de la population n'ont toujours pas d'accès à l'eau potable. Pays enclavé, le Burkina Faso compte parmi les régions les plus arides au monde, où l'eau est l'un des enjeux majeurs pour les populations, avec une pluviométrie annuelle moyenne de 755 mm et une évaporation de 80% (Ullmann, 2012). Il faut s'empresse de souligner que la quantité et la qualité de l'eau disponible, font l'objet de fortes pressions telles que l'accroissement de la population, l'urbanisation et, le développement des activités économiques et industrielles (UNEP-GEF, 2010).

En milieu rural burkinabé, le taux d'accès à l'eau de consommation est passé de 52,5 % en 2007 à seulement 65 % en 2015 (PN-AEPA,2016). Aussi, les ressources en eau, majoritairement tributaires des eaux pluviales, permettent la recharge des nappes souterraines et le remplissage des lacs de surface (BAFD/OCDE, 2008). Du fait que les eaux de surface nécessitent des traitements obligatoires et très onéreux, l'approvisionnement en eau en milieu rural a donc été orienté vers l'utilisation des eaux souterraines dont la qualité répond généralement aux normes du Burkina Faso. Malheureusement, dans plusieurs parties du pays, on relève une présence anormale d'arsenic (As) dans les eaux souterraines et cela en concentration inquiétante. A travers une étude réalisée en 2005, dans la région du Nord du Burkina par le ministère des Affaires étrangères et l'ONG Danida, la présence d'arsenic a été mise en évidence dans les eaux souterraines de certains villages impliquant des conséquences sanitaires pour les consommateurs. Deux ans plus tard, les études de Smedley et al., (2007) ont révélé que 42 % des quarante-cinq (45) échantillons d'eau souterraines prélevés dans la province du Yatenga au Nord, avaient des concentrations en arsenic supérieure à 10 µg/L maximum, norme fixée par l'OMS. Il en ressortait que les départements les plus touchés étaient ceux de Ouahigouya, Namissiguima et Oula. Des investigations récentes réalisées par Bretzler et al., (2017), ont permis d'établir une cartographie des zones vulnérables à la contamination des eaux souterraines par l'arsenic au Burkina Faso. De ce fait, il s'est avéré qu'une grande partie des eaux souterraines disponibles dans la région sont inadéquats à la

consommation, mettant en péril la vie humaine, animale et l'environnement dans son ensemble (Bakouan et al., 2017). Cette situation est la résultante de la conjugaison de trois facteurs que sont : tout d'abord, le contexte géologique qui est une source du niveau d'arsenic dans les eaux souterraines (Nzihou et al., 2013), ensuite des conséquences de l'exploitation minière et de l'orpaillage, et enfin l'utilisation abusive et désordonnée des pesticides dans l'agriculture. Selon Bretzler et al., (2017) malgré que les eaux souterraines demeurent les principales sources d'eau potable en milieu rural, très peu de techniques de traitements locales des eaux contaminées en arsenic sont mises en place. La pratique actuelle au Burkina Faso consiste à fermer les points d'eau contaminés sans remplacement, créant souvent des tensions entre les populations voisines dans l'utilisation de la ressource disponible. A ce jour, de nombreuses méthodes d'éliminations de l'arsenic destinées à la consommation humaine sont applicables tels que les procédés de précipitations, les procédés membranaires et les techniques biologiques. Ces techniques sont cependant, pour la plupart coûteuses et complexes, donc inaccessibles en milieu rural, surtout dans un pays en développement à l'instar du Burkina Faso.

Cette situation recommande et justifie la nécessité de mettre en place des procédés de décontamination peu coûteux et les moins polluants possibles dans une perspective de préservation de la santé publique et de l'environnement. Déjà, les capacités d'extraction des métaux lourds et métalloïdes contenus dans les eaux et dans les sols par certaines espèces végétales ont été mises en évidence lors de diverses études (Derradji, 2015 ; Rabeh, 2012 ; Obeidy, 2012). Au regard donc de l'ampleur de la pollution arsénifiée des eaux au Burkina, l'expérimentation de tels procédés, dans l'optique de proposer des solutions innovatrices, moins coûteuses et durables, ne serait-elle pas pertinente et opportune pour un pays aux ressources financières limitées?

L'objectif du présent projet est d'évaluer les capacités épuratrices de plantes utilitaires locales (*Andropogon gayanus*, *Chrysopogon zizanioides*, *Chrysopogon nigritanus* et *Athyrium yokoscense*), disponibles sur le territoire national, à épurer les eaux souterraines contaminées par l'arsenic afin de répondre aux préoccupations en termes de disponibilité et d'accès à l'eau potable pour les populations.

Les objectifs spécifiques sont entre autres :

- dimensionner les pilotes de filtres plantés pour le traitement des eaux de forage arsénifiées ;

- suivre les paramètres physico-chimiques des eaux traitées pour en déduire l'impact de la technologie sur l'élimination de la pollution ;
- comparer les performances épuratoires des macrophytes retenus dans l'élimination de l'arsenic et la réduction de la pollution.

Le présent mémoire présente la synthèse de notre démarche expérimentale ainsi que les résultats obtenus. Il est articulé autour de cinq (05) grands principaux points. Après une présentation du contexte et de la justification de l'étude à l'introduction de notre document dans la première partie, nous proposons, dans un deuxième temps, un rapport de revue documentaire qui traite les connaissances actuelles de l'arsenic. Ensuite, nous procéderons à une présentation du dispositif, matériels et méthodes, des macrophytes ciblées, ainsi que les techniques analytiques utilisées durant le projet dans la troisième partie du document, avant de présenter les résultats et les discussions dans un quatrième grand point. Enfin, la cinquième et dernière grande partie présente la conclusion et une ouverture sur des perspectives afin de faciliter les investigations dans l'optique de poursuivre et d'approfondir les recherches en rapport avec le présent document.

II. BIBLIOGRAPHIE

II.1 L'arsenic

En 2001, l'OMS estimait que la contamination de l'eau potable par l'arsenic était pour la santé humaine le second grand danger mondial, après la contamination des eaux par les microorganismes (OMS, 2001). Cette deuxième partie présente un résumé des connaissances sur l'arsenic et les différents modes de traitements des eaux contaminées en arsenic.

Le mot "arsenic" dérive du mot grec « arsenikon » et du mot latin « arsenicum ». « Arsenikon » signifie « mâle dompté », car en constatant que les composés soufrés de l'arsenic durcissaient le cuivre et le plomb, les alchimistes ont associé cette dureté à la masculinité. La seconde origine « arsenicum », qui signifie « colorant jaune », fut associée à l'orpiment jaune, un sulfure d'arsenic. L'arsenic est un élément chimique ubiquiste qui se trouve dans le sol, l'atmosphère, les sédiments, les milieux aquatiques ainsi que dans les organismes vivants (Manlius et al., 2009). Il est associé à plus de deux cent quarante-cinq (245) minéraux dont le cuivre, l'or, le zinc et se retrouve à l'état de traces dans toutes les matières vivantes. L'intoxication à l'arsenic, encore appelé arsénicisme compte parmi les différents problèmes majeurs de santé publique. Depuis l'Antiquité, l'arsenic était une référence de poison utilisé pour les meurtres et les suicides et avait le surnom de « poudre de succession », sous le règne du roi Louis XIV. Difficilement décelable, il reçoit la dénomination à cette époque de « Poison des rois et roi des poisons » et s'utilisait également dans les guerres comme arme de destruction massive.

Toutefois, il faut souligner, que l'arsenic n'est pas seulement un poison car il présente certaines utilités courantes. En effet, certains composés arséniés s'utilisaient en médecine pour le traitement de certains maux dont l'asthme, la dysenterie, la peste, la toux.

L'arsenic figure parmi les quatre-vingt-quatorze (94) éléments naturels de la classification de Mendeleïev et se classe dans la quinzième colonne du tableau périodique. Il est représenté par le symbole As, le numéro atomique 33 ; il a des propriétés très proches de celles du phosphore (Molénat et al., 2000). La plupart des composés arsenicaux sont insipides, inodores, et se dissolvent facilement dans l'eau, ce qui en fait la principale voie de contamination. Le tableau I donne quelques propriétés physico-chimiques de l'arsenic.

Tableau I: propriétés physico-chimiques de l'arsenic

Numéro atomique	33
Masse atomique (g.mol ⁻¹)	74,9216
Point de sublimation	613 °C
Densité	5,73
Configuration électronique	[Ar]3 d ¹⁰ 4s ² 4p ³
Valence	-3, 0, +3, +5

Les préoccupations concernant l'arsenic se concentrent sur ses formes ou ses espèces. Ainsi, une spéciation des espèces présente dans les eaux souterraines est très utile, étant donné leurs différences de toxicités et leurs réponses aux différents traitements.

II.2. Les différentes formes d'arsenic

Sous sa forme native, l'arsenic se présente sous trois formes allotropiques à savoir la jaune, la noire et la grise. La forme grise est la forme la plus commune et la plus stable des trois. L'électronégativité trop élevée de l'arsenic lui retire le caractère métallique et lui confère celui de métalloïde, autrement dit, c'est un composé semi-conducteur. Dans le milieu naturel, l'arsenic est le sujet d'un certain nombre de réactions chimiques (adsorption, oxydation) qui déterminent son devenir. Lorsque l'arsenic se combine aux éléments comme le chlore, le soufre et l'oxygène, il forme des composés arsenicaux inorganiques, les plus dangereux du fait qu'ils s'accumulent dans les tissus humains. Par contre, lorsqu'il se combine au carbone ou à l'hydrogène, il se forme des composés arsenicaux organiques moins nocifs pour les humains, car l'organisme possède la capacité à les traiter (Manlius et al., 2009).

II.2.1. L'arsenic inorganique

Sous sa forme inorganique, l'arsenic présente quatre (4) états d'oxydation que sont : l'arséniate As (+V), l'arsénite As (+III), l'arsenic métallique As (0) et l'arsine As (-III). Les formes les plus abondantes d'arsenic sont les arséniates As (+V) et les arsénites As (+III). Les arsénates As (+V) sont rencontrés dans les eaux de surface tandis que les arsénites As (+III), formes les plus difficiles à éliminer de l'eau, sont plus abondants dans les eaux souterraines et hydrothermales (Ahoulé, 2016).

II.2.2. L'arsenic organique

Les formes organiques de l'arsenic sont issues de la biotransformation de l'arsenic inorganique en arsenic organique. Il s'agit des composés méthylés (acide monométhylarsonique : MMA, acide diméthylarsique: DMAA, oxyde triméthylarsine : TMAO) issues de réactions de méthylation directe de l'arsenic inorganique. Ces réactions dépendent à la fois des espèces arséniées, des microorganismes, des conditions physico-chimiques et des apports anthropiques principalement agricoles (Laperche et al., 2003). A forte dose, l'arsenic organique est toxique. Cependant, il constitue un ultra oligo-élément essentiel pour l'Homme, le poulet, la chèvre, le porc et quelques autres espèces (Obeidy,2012).

II.2.3. Paramètres influençant la pollution à l'arsenic

La mobilité potentielle de l'arsenic dans le sol est conditionnée par les équilibres géochimiques qui mettent en jeu de nombreux processus que sont l'adsorption/désorption, la précipitation/dissolution, les processus acido-basiques et d'oxydo-réduction. De plus, certains minéraux notamment les minéraux sulfurés, les oxydes de fer et les oxydes d'aluminium jouent un rôle dans le cycle de l'arsenic dans les aquifères.

II.1.3.1 Adsorption/désorption

Sous le terme d'adsorption se regroupent toutes les réactions donnant lieu à la rétention d'atomes, d'ions ou de molécules à la surface des solides tandis que la désorption est un phénomène inverse où les molécules adsorbées se détachent du substrat. Le processus d'adsorption/désorption apparaît comme l'un des processus majeurs de piégeage de l'arsenic. Parmi les phases minérales susceptibles de piéger la forme oxydée de l'arsenic (V), on note : les oxyhydroxydes métalliques (Fe, Al, Mn), les argiles et la matière organique. L'adsorption peut, sous certaines conditions, être favorisée par la présence d'éléments chimiques comme le calcium qui va contribuer à augmenter la charge surfacique positive du minéral et donc l'adsorption de l'arsenic (espèces chargés négativement) : il s'agit de la formation de ponts calciques. Les réactions d'adsorption/désorption constituent la base d'un grand nombre de méthodes de traitements pour l'abaissement des teneurs en arsenic dans les eaux de consommation (Bodenan et al., 2004).

II.1.3.2. Influence du pH et du potentiel redox

Le pH et le potentiel redox influent fortement sur les différentes formes d'arsenic. Les figures 1 et 2 montrent des diagrammes de spéciation des arsenics (V) et (III) :

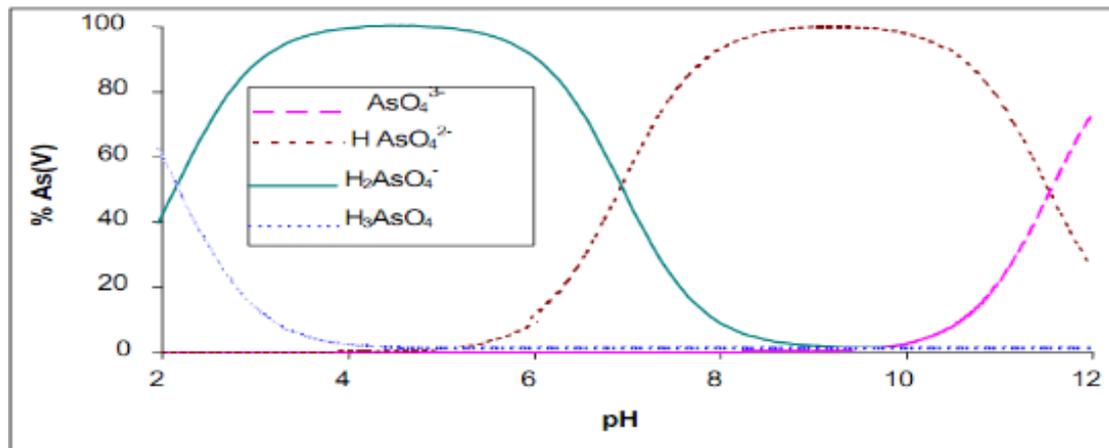


Figure 1: spéciation de l'arsenic (V) en fonction du pH. (Rabeh, 2012)

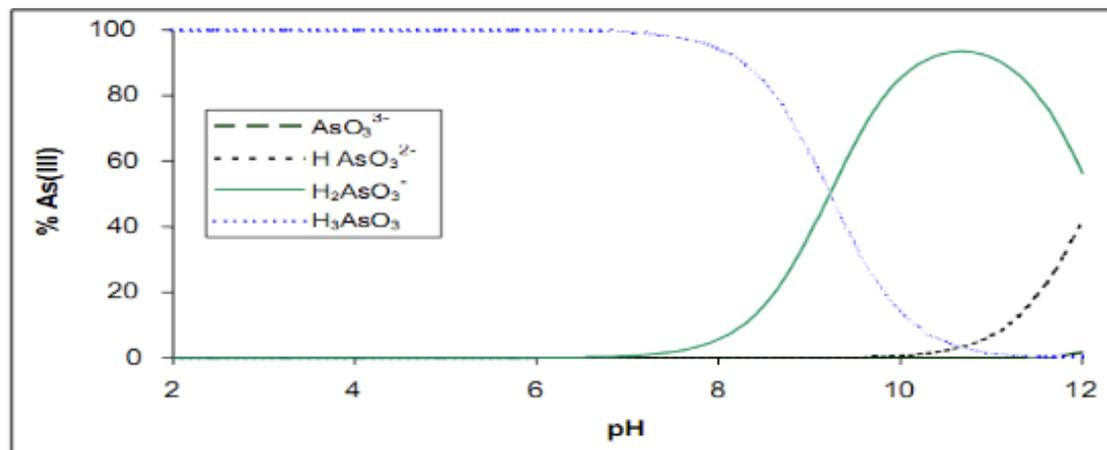


Figure 2: spéciation de l'arsenic (III) en fonction du pH. (Rabeh, 2012)

Des figures précédentes 1 et 2, il apparaît que dans les domaines de pH des eaux souterraines ($5,5 \leq \text{pH} \leq 9$), les formes majoritaires d'arsenic (V) sont anioniques : H_2AsO_4^- et HAsO_4^{2-} , tandis que pour l'arsenic (III), il s'agit de sa forme non chargée : H_3AsO_3 . L'adsorption de l'arsenic est particulièrement dépendante du pH et de la spéciation de l'arsenic dans la solution du sol. En condition oxydante, la forme prédominante sera l'As (V) tandis qu'en condition réductrice, l'As (III) devient majoritaire. La spéciation de l'arsenic est nécessaire pour prédire la mobilité de l'arsenic, estimer ces effets sur la santé et définir le type de traitement à mettre en œuvre.

Le pH : il est un facteur qui influence la solubilité et la spéciation du composé, et donc sa toxicité. Une diminution du pH d'une unité entraîne une augmentation de la concentration des cations métalliques libres d'environ un facteur de 2 dans la solution du sol, favorisant ainsi une amélioration de la phytoextraction (Sanders et al., 1985). Lors d'une étude réalisée par (Lombi et al., 1999) sur les filtrés filtrées dont les adsorbants étaient du carbone où du fer métal, les résultats ont montré que lorsque le pH est acide ($3 < \text{pH} < 5$) l'élimination des arsénites et des arsénates est totale, alors que pour des valeurs de pH neutres ($6 < \text{pH} < 8$), les arsénites sont mieux adsorbés.

Le potentiel redox : il gouverne la spéciation et la solubilité de l'arsenic dans les eaux naturelles. Les calculs d'équilibres thermodynamiques prédisent que dans les eaux sous conditions oxydantes ($0,2 < \text{Eh} < 0,5 \text{ V}$), l'arséniate est largement majoritaire, et les espèces H_2AsO_4^- et HAsO_4^{2-} coexistent, alors que sous conditions réductrices, ($0 < \text{Eh} > -0,1 \text{ V}$), H_3AsO_3 est la forme la plus stable. Notons que la présence des plantes favorise l'évolution du potentiel redox vers des valeurs positives et accroît le pouvoir oxydant du milieu.

II.3. Sources de pollution à l'arsenic

II.3.1. Etat des lieux au Burkina Faso et dans le monde

Une excellente corrélation spatiale existe entre les anomalies naturelles du sol et la contamination en arsenic dans les ouvrages de captages d'eau. Selon Rivera Zambrano, (2012) les régions contenant des minéraux soufrés (pyrite, arsénopyrite) ou ayant des activités minières sont les plus confrontées au problème de contamination des eaux par l'arsenic. Parmi les pays les plus affectés on compte le Bangladesh, l'Inde, la Chine, le Vietnam, le Pakistan, le Népal, le Cambodge et le Laos (UNICEF, 2016). En Afrique, les principaux pays concernés par cette problématique sont l'Afrique du sud, le Burkina Faso, le Ghana et le Zimbabwe (Ahoulé, 2016).

Au Burkina Faso, les concentrations en arsenic dans les eaux souterraines et particulièrement dans la région du Nord varient entre 0,5-1630 $\mu\text{g/L}$, avec une médiane de 15 $\mu\text{g/L}$ (Smedley et al., 2007). Selon Bretzler et al.,(2017), plus de 560 000 personnes sont potentiellement exposées à la contamination par l'arsenic venant des sources d'eau profondes ou de puits. Grâce à des investigations réalisées sur toute l'étendue du territoire burkinabé, les zones précises de la présence d'arsenic ainsi que les zones potentielles à risque ont été établies. La figure 3 nous donne un aperçu de ces zones sur le territoire burkinabé.

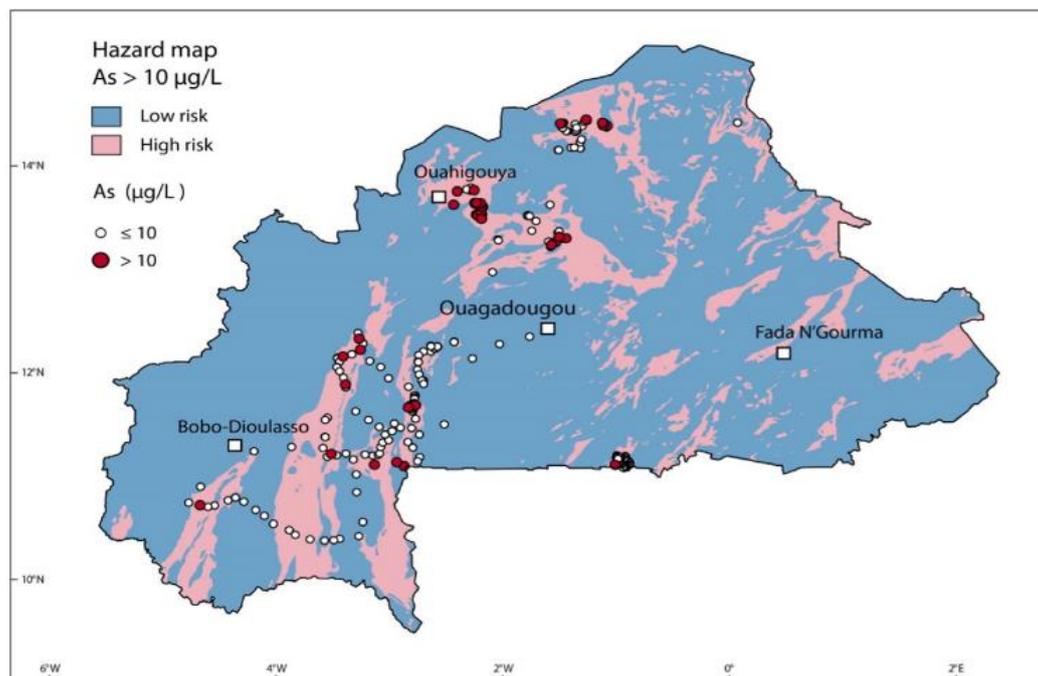


Figure 3: zones de présence d'arsenic et zones à risques potentielles. (Bretzler et al., 2017)

II.3.2. Origines naturelles

Classé vingtième (21^{ème}) élément pour son abondance dans la croûte terrestre, l'arsenic a une teneur estimée entre 1,5 à 2 mg/kg. Il est présent dans les roches ignées et sédimentaires (roches volcaniques, roches du socle, minéraux sulfurés) avec des teneurs plus élevées dans les roches sédimentaires. Le principal apport naturel d'arsenic dans l'environnement est le volcanisme qui s'estime entre 2800- 8000 t/an, suivi de l'altération des roches. L'érosion des roches et des sols agricoles, les réactions d'oxydo-réduction et les précipitations entraînent une redistribution de l'arsenic minéral vers les compartiments aquatiques et atmosphériques où il subira diverses autres transformations (adsorption, méthylation, réactions redox) (Molénat et al., 2000).

II.3.3. Origines anthropiques

Depuis la révolution industrielle du XIX^{ème} siècle, les métaux lourds occupent une place prépondérante dans l'activité économique mondiale. Plusieurs activités anthropiques ont en effet contribué à l'accumulation anormale de l'arsenic dans le sol et dans l'environnement. Ainsi, la pollution des sols puis des eaux intervient sur une échelle de temps de l'ordre de la décennie, voire moins. On distingue deux (02) types de contamination à l'arsenic à savoir :

- une contamination diffuse provenant de sources stationnaires ou de grandes étendues et se déposant dans les eaux de surface, sur les végétaux et les sols sous forme de précipitations sèches (poussière, aérosols, fumée d'industrie).
- une contamination ponctuelle sur des zones localisées telles que les mines, les usines, les apports agricoles et les boues de stations d'épuration (Ahoulé, 2016).

Le tableau II résume les utilisations des composés arséniés dans différents secteurs d'activités anthropiques.

Tableau II: utilisations des composés arséniés dans des secteurs d'activités. (Rabeh., 2012)

Secteurs	Utilisations
Agriculture	Pesticides, insecticides, herbicides, raticides, fongicides, conservation du bois.
Bétail	Complément alimentaire, préventions de maladies (dysenterie porcine).
Électronique	Composition des semi-conducteurs, cellules solaires, montres digitales.
Industrie	Fabrication du verre, céramique, synthèse de produits pharmaceutiques, catalyse, traitement de bois.
Médecine	Traitement de la syphilis, de l'amibiase, asthme, de perturbation du sommeil.
Métallurgie	Alliages non ferreux (agents durcisseurs du cuivre et du plomb), piles et batteries.

Notons que de nos jours, l'arsenic est de moins en moins utilisé dans les différents secteurs des industries.

II.4. Impacts de l'arsenic

Présent chez tous les êtres vivants, l'arsenic est considéré comme un oligo-élément essentiel à la vie avec des besoins évalués de 0,01 à 0,02 mg/j. Cependant, un apport trop important d'arsenic s'avère néfaste pour l'homme, les végétaux et les animaux. Jusqu'en 1950, la recommandation de l'OMS en matière de concentration maximale en arsenic dans les eaux de boissons. Suite aux avancées dans les domaines technologiques et médicales, la recommandation est de nos jours fixée à 10 µg/L.

II.4.1. Impacts sur les végétaux

L'arsenic contamine toute la chaîne alimentaire par différentes voies que sont : le transfert sol-plante, puis la consommation de la plante par les animaux, suivie de la consommation par l'homme. Il existe aussi la contamination directe des plantes, par dépôt d'arsenic sur les parties aériennes. Ainsi, dès lors qu'un sol est contaminé, il représente une menace pour la sécurité alimentaire. La biodisponibilité (aptitude d'un élément à être transféré d'un compartiment quelconque du sol vers un organisme vivant) et l'absorption de l'arsenic par les plantes dépendent de nombreux facteurs tels que la source et la forme de l'arsenic, les conditions de drainage, le pH du sol, le potentiel d'oxydoréduction, de la concentration en arsenic dans le sol, ainsi que de la capacité d'échange cationique (CEC) du sol. L'accumulation de l'arsenic dans les végétaux s'observe lorsque des composés arséniés présents dans le sol s'accumulent dans les racines et les feuilles, suivant un mécanisme de résistance mis en place par le végétal. Dans un milieu déficient en phosphates et en présence d'As (V), certains végétaux tels que le maïs, la tomate, le melon, arrivent à réduire l'As (V) et le méthyler en monométhylarsonique (MMA) et en diméthylarsinique (DMA) (Molénat et al., 2000).

En excès, les composés arséniés dans le sol, peuvent également causer des symptômes de toxicité chez les plantes, tels que des chloroses, des nécroses, une inhibition de la croissance et voire la mort. La toxicité de l'arsenic chez les plantes peut être transmise chez les animaux par le biais de la chaîne alimentaire et chez les êtres humains par le biais de l'agriculture.

II.4.2. Impacts sur les animaux

Plusieurs expériences à l'échelle de laboratoire ont été réalisées sur des animaux. Elles ont démontré que les organes principalement affectés par des doses répétées de composés arsenicaux étaient les reins et le foie, bien que des effets nocifs aient aussi été recensés sur la rate, le poids corporel et sur de nombreux paramètres biochimiques. Les résultats des différentes expérimentations se résument comme suit :

- exposés par voie orale, à des doses comprises entre 3 mg As/kg/j d'arséniate et 5 mg As/kg/j d'arsénite, les animaux comme le hamster, la souris et le rat ne présentent pas d'augmentation de risques de cancers de peau. Par contre, des études menées sur des chiens et des singes ont démontré que ces mêmes expositions entraînaient leur mort (Rocca et al., 2010) ;

- exposés par voie cutanée aux dérivés inorganiques de l'arsenic, des souris ont présenté des cas d'irritation pour des expositions à 2,5 mg As/kg/j d'arsénite de sodium (Rocca et al., 2010).

II.4.3. Impacts sur l'homme

L'exposition à l'arsenic chez l'Homme se fait par plusieurs voies que sont l'air, la nourriture et surtout l'eau. L'arsenic peut être adsorbé dans l'organisme par inhalation, par ingestion et par pénétration cutanée. L'ingestion d'eau de boisson contaminée par l'arsenic est la principale cause de toxicité arsenicale, suivi de l'inhalation et enfin de la pénétration cutanée. Cette dernière comporte moins de risques pour la santé puisque la peau adsorbe très peu l'arsenic. Depuis 1994, l'arsenic est classé dans le groupe I par Santé Canada et le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC), c'est-à-dire qu'il est cancérigène pour les humains. Il est aussi un élément clastogène par inhalation, donc susceptible de provoquer une aberration chromosomique. Les deux (2) types de toxicité (aiguë et chronique) à l'arsenic dépendent de la forme chimique sous laquelle l'arsenic se présente mais aussi de sa voie d'adsorption. La maladie du pied noir, caractérisée par une diminution progressive de la circulation sanguine au niveau des pieds, et d'une coloration noire des téguments, est utilisée comme un indicateur d'exposition à l'arsenic. Des études, réalisées dans la région du Nord au Burkina, ont démontré que la présence d'arsenic dans les eaux des puits ou de forages, entraîne des risques pour la santé tels que des infections cutanées (mélanose, kératose et autres tumeurs cutanées rares), des cas cliniques de cancers et souvent la mort pour les populations de la localité (Smedley et al., 2007 ; Somé et al., 2012 ; Nzihou et al., 2013). Les figures 4 et 5 donnent un aperçu des lésions et tumeurs cutanées causées par l'arsenic.



Figure 4: hyperkératoses au niveau de la pomme des mains (Ullmann, 2012)



Figure 5: tumeur ulcéro-nécrotique de la main chez une femme de 22 ans (Ullmann, 2012)

II.5. Méthodes d'analyses de l'arsenic

Les investigations sur l'arsenic sont axées sur l'inorganique. Il existe une multitude de méthodes, de plus en plus nombreuses et variées, pour les analyses d'arsenic. Dans un article publié en 2004, Francesconi et Kuehnelt, (2004) fournissent un résumé des méthodes utilisées dans l'analyse de la spéciation de l'arsenic. Ce sont entre autres :

- les techniques spectrophotométriques : ce sont des méthodes simples et peu coûteuses basées sur une réaction sélective impliquant l'As (III) ou l'As (V) dans l'eau naturelle ;
- la séparation chimique/ physique (fractionnement) : c'est une méthode basée sur la séparation sélective de particules d'arsenic ;
- GC-AAS (Chromatographie Gazeuse- Spectrométrie d'Absorption Atomique) et GC-AFS (Chromatographie Gazeuse – Spectrométrie de Fluorescence Atomique) : ce sont des techniques peu coûteuses applicables uniquement aux hydrures arsenicaux actifs et qui s'adaptent principalement pour les échantillons d'eau et d'urine ;
- HPLC-ICPMS (Chromatographie en phase Liquide à Haute performance- Spectrométrie de Masse par Plasma à Couplage Inductif) : c'est une technique robuste et sensible, adaptée aux échantillons et extraits aqueux d'échantillons environnementaux et biologiques, capable de détecter toutes espèces d'arsenic facilitant la quantification des différentes espèces ;
- HPLC-HG-ICPMS (Chromatographie en phase Liquide à Haute Performance - Génération Hydrure - Spectrométrie de Masse par Plasma à Couplage Inductif) : c'est une technique fournit les avantages mentionnés ci-dessus pour l'HPLC-ICPMS avec de meilleures limites de détection pour les composés arsenicaux d'hydrures-actifs. Elle permet d'analyser les échantillons d'eaux ou d'urines contenant des composés arsenicaux d'hydrure-actifs ;
- GC-MS (Chromatographie Gazeuse-Spectrométrie de Masse) : elle permet une excellente séparation et une détection des composés arsenicaux volatils et pourrait servir d'applications pour la détermination des dérivés volatils arsenicaux ;
- méthode de spectroscopie aux rayons X : c'est une technique majeure pour l'examen des sédiments du sol. De plus en plus, elle s'applique à des échantillons biologiques ayant des concentrations d'arsenic suffisamment élevées ;
- la voltampérométrie : c'est une méthode d'électroanalyse basée sur la mesure du flux de courant résultant de la réduction ou de l'oxydation des composés tests présents en solution sous l'effet d'une variation contrôlée de la différence de potentiel entre deux électrodes

spécifiques. Elle permet d'identifier et de mesurer quantitativement un grand nombre de composés (cations, certains anions, composés organiques), dont certains simultanément, et également d'étudier les réactions chimiques incluant ces composés.

La technique d'analyse utilisée pour la détermination des concentrations en arsenic dans notre étude est la méthode de Spectrométrie d'Absorption Atomique (AAS).

II.6. Modes de traitement de l'arsenic

L'As (III) est plus soluble, plus toxique et plus mobile que l'As (V) du fait de l'adsorption préférentielle des As (V) sur les minéraux du sol. En grande majorité, les méthodes de traitements d'arsenic sont efficaces pour l'élimination de l'arsenic (V) parce qu'il existe sous des formes oxynioniques plus chargées que l'As (III). Ces formes oxynioniques interagissent et/ou adsorbent plus facilement sur différents matériaux et supports tels que les membranes, des hydroxydes métalliques, des résines ou des polymères. Les méthodes d'éliminations de l'arsenic peuvent se regrouper en deux catégories à savoir : les traitements classiques qui sont assez courants et les traitements innovants issus des recherches avancées sur la question de l'arsenic ces dernières années. Notons que les traitements classiques d'arsenic par les filtres plantés ont été expérimentés jusqu'ici qu'avec des eaux usées.

II.6.1. Les traitements classiques

Les traitements fréquents destinés à la neutralisation ou à l'élimination de l'arsenic peuvent se résumer à travers les filtres plantés de macrophytes et la phytoremédiation des sols.

II.6.1.1. Les filtres plantés de macrophytes

Les procédés par cultures fixées sur support fin s'inspirent de la propriété qu'ont les sols d'éliminer la pollution par processus physiques et physico-chimiques à travers l'infiltration, l'adsorption et les échanges d'ions, mais également des processus biologiques par l'action de micro-organismes (Koné, 2011). Les filtres plantés de macrophytes sont des bassins construits avec des granulats (pour former le massif filtrant) et de plantes appelés macrophytes. Le massif filtrant permet de supporter la croissance des plantes émergentes et de fournir une partie de la nourriture nécessaire à la croissance de ces dernières. Les macrophytes jouent les différents rôles suivants:

- **un rôle de régularisation de la perméabilité du filtre** : la croissance des racines et des rhizomes permet d'augmenter la perméabilité du massif. Les tiges de macrophytes permettent de traverser la couche limitante hydraulique et de faciliter les écoulements (Tadjouwa Kouawa, 2016) ;
- **un rôle d'apport d'oxygène dans le milieu** : les végétaux aquatiques ont la capacité de transférer l'oxygène photosynthétique des parties aériennes vers leurs racines grâce des tissus creux appelés « aérénchyme ». Le transport d'oxygène dans la plante vers les racines est fait en faibles quantités, créant une couche de contact micro-oxydée à la surface des racines (Tadjouwa Kouawa, 2016) ;
- **un rôle de structure drainante** : qui contribue à enlever les matières en suspension (MES) lorsque le massif filtrant est fin. Lorsqu'il est composé en partie d'ions ferreux et d'aluminium le massif a une bonne capacité d'adsorption favorisant l'enlèvement de nutriments et de certains métaux lourds (Derradji, 2015).

Les filtres plantés de macrophytes permettent de répondre aux problématiques telles que le traitement des eaux usées domestiques, et industrielles, le traitement des eaux usées agricoles ou encore le traitement de sources non ponctuelles de pollution (bassin d'orages, ruissellement des eaux de routes). Une typologie de trois filtres existe à savoir : les filtres horizontaux et les filtres verticaux qui diffèrent par leur mode d'alimentation et leur sens d'écoulement. A ces filtres, s'ajoutent les filtres hybrides qui sont une association en série des filtres précédents (Derradji, 2015).

II.6.1.1.1. Les filtres à flux horizontaux (FPh)

Ces types de filtres sont les plus utilisés au monde et ont pour principe de faire circuler l'effluent à travers un massif filtrant composé de macrophytes et de matériaux saturés en eau. Son inconvénient est sa sensibilité au colmatage (Molle et Liénard, 2008).

II.6.1.1.2. Les filtres plantés à écoulement vertical (FPv)

Ces filtres ont pour principe d'améliorer l'oxygénation passive du filtre par une répartition homogène de l'effluent en surface du filtre. Cela favorise ainsi la percolation de l'effluent dans le massif filtrant composé d'une succession de couches de drainage, de transition et de filtration. L'effluent est collecté par des drains situés au fond du filtre (Molle et Liénard, 2008).

Notre expérience pour le traitement d'eau potable, s'inspirera sur le modèle de conception des filtres plantés à écoulement vertical (FPv).

II.6.1.1.3. Les systèmes hybrides

Ces systèmes sont une association en série de filtres verticaux et horizontaux assez complexes. Ils sont utilisés dans le traitement de pollution spécifique et pour les eaux usées très chargées. Ce système présente un avantage particulier pour le traitement des eaux usées et des éléments traces métalliques (ETM) (Koné, 2002).

II.6.1.2. La phytoremédiation des sols

Les stratégies de remédiation des sols pollués par les ETM et des métaux lourds suivent les principes d'immobilisation, de destruction et d'extraction du polluant. Ainsi, la phytoextraction regroupe quatre (04) modes d'actions différentes que sont :

- la phytostabilisation : elle consiste à installer un couvert végétal sur un sol pollué pour stabiliser le polluant mais aussi le sol ;
- la rhizoatténuation : ce processus intervient dans la rhizosphère, résultant de la stimulation de l'activité biologique ce qui contribue à la dégradation des polluants organiques ;
- la phytoextraction : dans ce processus, la plante prélève les polluants par ses racines (plantes hyper accumulatrices). Puis le polluant est transféré dans la partie aérienne de la plante où il est séquestré dans les feuilles ;
- la phytovolatilisation : cette méthode est le prolongement de la phytoextraction, dès lors que la plante est capable de métaboliser les polluants, ces derniers de type solvants chlorés peuvent alors être volatilisés.

II.6.2. Les techniques innovantes de traitement

Les méthodes de traitement d'effluents contaminés par l'arsenic se classent en plusieurs catégories :

- les techniques d'adsorption : le processus consiste à faire passer l'eau à travers un lit de contact (charbon actif, alumine activé, résines échangeuses d'ions, du sable, du fer) où l'arsenic est éliminé par des réactions chimiques de surface (Rivera Zambrano, 2012) ;
- les techniques de précipitation et de co-précipitation : elles sont responsables du transfert de l'arsenic de la phase dissoute à sa phase solide. L'arsenic de la forme dissoute est

transformé en solide ayant une faible solubilité et pouvant être éliminé par les procédés de filtration ou de sédimentation (Sohail et al., 2016) ;

- les techniques membranaires : elles sont applicables pour tous types de métaux lourds dans l'eau en particulier au traitement de l'arsenic. Il s'agit des procédés d'osmose inverse, de nanofiltration, de microfiltration et d'ultrafiltration (Sohail et al., 2016) ;
- les techniques physico-chimiques : elles englobent l'électrolyse, l'extraction par solvant, l'échange d'ions, l'oxydation/réduction, l'électrodialyse inverse (Lenoble, 2006) ;
- les techniques biologiques : il s'agit de la biosorption, de la biovolatilisation, de la phytoextraction (Lenoble, 2006) ;
- le filtre kancha : c'est un dispositif de traitement pour l'élimination de l'arsenic, les pathogènes, le fer, la turbidité, et de quelques contaminants dans l'eau potable. Ce filtre familial fonctionne sur le principe de filtration lente sur lit de sable et d'adsorption d'hydroxyde de fer entraînant une production rapide de particules d'hydroxyde ferrique (Ngai et al., 2005) ;
- le filtre SONO : c'est un système de filtration pour l'élimination d'arsenic conçu en 2007 par le Dr Abul Hussam, et employé au Bangladesh à usage rural. Il s'agit d'un système de deux (02) étages qui utilise une matrice en matériaux composite à base de fer, du charbon de bois et d'éclats de briques (Rahman et al., 2005) ;
- le filtre SAFI : c'est un dispositif qui permet la filtration domestique d'eau pour l'élimination de l'arsenic ainsi que les bactéries pathogènes et est constitué de deux (02) seaux en béton superposés les uns sur les autres. Le seau supérieur est traversé d'une bougie perméable (mélange chimique de sol de latérite, dioxyde de manganèse, d'oxyde ferrique, l'hydroxyde d'aluminium et de silice) reliée au second seau (Rahman et al., 2005) ;
- le filtre d'alumine activé (filtre ALCAN) : ce filtre est conçu et appliqué au Bangladesh sur le principe de base d'adsorption de l'arsenic par l'alumine activée. L'eau brute est passée à travers un média d'alumine activée et s'épure (Rahman et al., 2005).

II.6.3. Limites des différentes techniques de traitements

Les techniques de traitements membranaires garantissent une élimination satisfaisante de l'arsenic dans les eaux potables (taux d'éliminations de 99% d'arsenic total pour la nanofiltration et l'osmose inverse). Malheureusement, elles sont pour la plupart coûteuses, mais aussi énergivores, ce qui rend leurs utilisations limitées et difficilement adaptables à l'échelle familiale.

Les techniques d'adsorptions et de précipitations nécessitent quant à elles, l'utilisation d'adsorbants parfois coûteux avec des manipulations complexes. L'élimination de l'arsenic par ces traitements n'est pas toujours facilement applicable in-situ, en raison de leur rendement, de l'optimisation nécessaire à leur mise en œuvre ou encore de leur coût. De plus, les matériaux qui constituent les dispositifs de filtrations familiaux doivent être renouvelés, ce qui engage des frais parfois difficiles à honorer pour les plus démunis.

II.7. Présentation des macrophytes utilisés

Ce chapitre fera l'objet de la présentation des quatre (04) espèces utilisées pour l'expérimentation du procédé de traitement. Ce sont : *Andropogon gayanus*, *Chrysopogon zizanioides*, *Chrysopogon nigritanus* et *Athyrium yokoscense*. Elles ont été retenues suivant plusieurs critères :

- tout d'abord, leur disponibilité sur le territoire national. En effet, les herbacées *Andropogon gayanus*, *Chrysopogon zizanioides*, *Chrysopogon nigritanus* poussent naturellement sur le territoire, surtout en milieu rural avec d'importantes capacités de développement et de renouvellement ;
- ensuite, ces herbacées jouent un rôle important dans le domaine de l'agriculture. Elles servent de digue contre l'érosion, permettent de restaurer les sols, de nourrir les animaux et résistent au feu de brousse ainsi qu'à la sécheresse. De ces faits, les herbacées *Andropogon gayanus*, *Chrysopogon zizanioides*, *Chrysopogon nigritanus* sont disponibles à toute période de l'année ;
- enfin, en terme de coût, ces herbacées ne se monnaient pas à l'exception d'*Athyrium yokoscense*, fougère ornementale introduite au Burkina Faso, qui s'acquière moyennant 500f/ pied et qui s'adapte au climat. De plus, les plantes possèdent des propriétés d'extractions de certains métaux lourds et métalloïdes contenus dans les eaux usées ainsi que dans le sol (Derradji, 2015 ; Rabeh, 2012 ; Obeidy, 2012, Van et al., 2010).

II.7.1. *Andropogon gayanus*

L'*Andropogon gayanus* Kunth est une espèce d'herbacée pérenne de grande taille, appartenant à l'embranchement des Spermaphytes et à la classe des Monocotylédones. Elle est de la famille des Graminées et appartient à la tribu des Andropogonées (Yoni, 1995). Cette plante rugueuse et dressée, a une taille allant de 1- 4 m voire plus.

Andropogon gayanus Kunth Var. *gayanus* est une espèce dominante de la végétation herbacée dans les régions situées à moins de 1800 m d'altitude. Elle est la plus répandue dans les savanes tropicales d'Afrique situées entre les isohyètes 400 et 1500 mm. La multiplication des plants se fait soit par semis, soit par bouturage. Le début de la saison des pluies marque chez elle une intense activité de tallage se poursuivant jusqu'à mi-août. Le développement racinaire de cette herbacée se présente sous trois (03) formes : des racines fibreuses, des racines verticales fines et enfin des racines cordées.

Elle s'adapte à une grande diversité de conditions et de milieux, ce qui lui donne une aire de dispersion assez vaste (bordures des voies, parcelles laissées). Des études menées au Nigeria ont démontré la capacité d'*Andropogon gayanus* à rester verte durant la saison sèche et à résister après un passage de feux de brousse (Kaboré-Zoungrana et al.,1994). Cette herbacée donne un bon exemple de plantes non cultivées et est d'une grande importance car elle est utilisée dans différents domaines dont la fourniture de matériaux de construction, la restauration et la réhabilitation des sols dégradés, le fourrage de bonne qualité pour les animaux. L'*Andropogon gayanus* est utilisé également dans la fabrication de produits de pharmacopée, de toits de chaume, de paniers, de chapeaux et de hits sauvages (secco) pour le mieux-être des populations rurales. La figure 6 montre un plan de l'herbacée *A. gayanus*.



Figure 6: Une vue d'*Andropogon gayanus*. (Yaméogo)

II.7.2. *Chrysopogon zizanioides*

Issu d'une classification récente de *Vétiveria zizanioides*, *Chrysopogon zizanioides* est une espèce de la famille des poaceae, (plantes monocotylédones de l'ordre des Poales) utilisée pour la première fois par la Banque Mondiale en 1980, pour la conservation des sols en Inde. *Chrysopogon zizanioides*, encore appelé « herbacé vétiver », possède des propriétés uniques et multiples, ne nuit pas à l'environnement et est simple d'utilisation. Elle s'adapte à toute sorte de climats (tropicaux, semi- tropicaux et méditerranéens).

Le vétiver se caractérise par son système racinaire extrêmement épais, profond et massif pouvant atteindre deux (02) à trois (03) mètres en profondeur au cours de la première année lorsque le sol est bon. Les plants sont bien établis entre 2-3 mois par temps chaud et 4-6 mois par temps frais. Il est intolérant à l'ombre et constitue un fourrage savoureux consommable pour les animaux. De nos jours, le vétiver est utilisé comme technologie à faible coût en bio-ingénierie car il permet de protéger des bassins hydrographiques et versants, mais aussi de lutter contre les dégâts environnementaux (écoulements ponctuels de sédiments, de métaux lourds et de pesticides dans le lixiviat émanant de sources toxiques). Cette herbacée est employé également dans le traitement des déchets solides et liquides. Le vétiver est utilisé en phytoremédiation des sols puisque qu'il possède une haute tolérance aux métaux lourds comme l'arsenic, le cadmium, le chrome, le plomb, le zinc, le sélénium, le nickel dans le sol et dans les eaux. De plus, il présente une tolérance à l'acidité, à la salinité, au magnésium, et aux changements climatiques et environnementales extrêmes. Les autres usages de cette plante sont l'artisanat, la confection de ficelles, de cordes, de chaumes de toitures et la fabrication de briques compactées. Ses racines sont utilisées à des fins médicales allant du rhume au traitement de cancer. L'huile extraite du vétiver possède des vertus anti-oxydantes (Luqman et al., 2009). La figure 7 donne un aperçu de l'herbacée *C. zizanioides*.



Figure 7: *Chrysopogon zizanioides*. (Yaméogo)

II.7.3. *Chrysopogon nigritanus*

Chrysopogon nigritanus (Benth), plus connu sous le synonyme taxonomique de *Vétiveria nigritana*, est une espèce graminée vivace de la famille des Poaceae, monocotylédone. Plante native de l'Asie du Sud, elle est utilisée depuis plus d'un siècle en Inde, en Thaïlande et en Afrique subsaharienne. *Chrysopogon nigritanus* est une herbe haute de 1 à 2 mètres, vivace à croissance rapide (Champagnat et al., 2007). Il est appelé gongoli en dioula et roudouma en mooré. *Chrysopogon nigritanus*, aussi appelé vétivergrass noir, est connu pour sa tolérance extrême à la sécheresse. Il s'utilise aussi dans l'agriculture de subsistance, surtout en Afrique, car il a une très bonne capacité de préservation des sols contre l'érosion et sert de nourriture pour le bétail. Au Nigéria par exemple, des expériences ont démontré que la présence du vétiver sous forme de haie dans les champs favorisait l'augmentation de rendements agricoles (Oshunsanya, 2013). En outre, cette plante peut être utilisée comme répulsif pour protéger les récoltes entreposées dans les champs et permet de détruire les larves de parasites. *Chrysopogon nigritanus* a une forte tolérance à certains métaux lourds comme l'aluminium, l'arsenic, le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc dans les sols. Grâce à ses racines odorantes, le Vétivergrass noir s'utilise dans la purification de l'eau et comme correcteur de goût. Ses racines ont des propriétés aphrodisiaques et s'utilisent aussi comme antiseptique, permettant de traiter les maladies diarrhéiques et l'épilepsie. Les feuilles soignent le rhumatisme et les maux de tête. L'huile essentielle extraite de cette plante a d'excellentes vertus médicales et s'utilise en parfumerie. La figure 8 donne un aperçu de *C. nigritanus*.



Figure 8: *Chrysopogon nigritanus*. (Yaméogo)

II.7.4. *Athyrium yokoscense*

Athyrium yokoscense, communément appelé en Asie ladyfern et Hebino-negoza en japonais, est une espèce de fougère de la famille Athyriaceae, originaire du Japon, de la Corée et du nord-est de la Chine. Cette fougère pousse généralement à plus de 0,2 mètres de hauteur dans les sols argileux lourds et dans les zones minières. Elle a la capacité d'accumuler des niveaux élevés de métaux lourds (arsenic, plomb, cadmium, zinc, cuivre) dans les tissus, en particulier dans les racines (Van et al., 2010). Facile à cultiver, calcifuge, elle s'utilise également pour la décoration des maisons du fait de la beauté de ses feuilles. Le pH de sol idéal à son développement est compris entre 4,5-6,5 et elle s'adapte aux sols alcalins. Le principal atout d'*Athyrium yokoscense* est sa capacité de phytoremédiation dans les sols contaminés et à survivre aux environnements toxiques (Van et al., 2010). Des études ont montré que cette fougère accumule les métaux lourds dans ses tissus rhizoïdaux pendant son stade sporophyte. Certains chercheurs ont démontré que chez cette fougère les métaux lourds ne s'accumulent pas dans les cellules, mais plutôt dans ses parois cellulaires. La figure 9 donne une illustration d'*A. yokoscense*.



Figure 9: *Athyrium yokoscense* (Yaméogo)

III. MATERIELS ET METHODES

Ce chapitre fera l'objet de la présentation des méthodes et matériels utilisés lors des travaux de recherche. L'expérimentation s'est déroulée avec les eaux de forages contaminées de la région du Nord, précisément dans le village de Kononga. Cette partie du territoire burkinabé compte parmi les zones les plus arides du pays et est la plus confrontée aux problèmes d'eau potable liée à la contamination des eaux souterraines par l'arsenic. Cette situation résulte en effet de la nature géologique du sous-sol combiné au taux d'exploitation minière surtout artisanale dans cette zone du Burkina. Ainsi, de l'avis de certains géologues, "là où il y a de l'or, il y a de l'arsenic". Par ailleurs, l'utilisation d'une eau naturellement polluée permettrait de mieux étudier l'impact du traitement lorsque celle-ci est issue de son milieu naturel. La localisation du forage a été possible grâce aux investigations de la Direction Générale des Ressources en Eaux (DGRE).

III.1. Présentation de la zone d'étude

La région du Nord du Burkina Faso couvre une superficie de 17 885 km² représentant 6 % du territoire national, elle compte 31 départements, 821 villages et une population de 1 382 111 habitants en 2012. Cette région comporte quatre (04) provinces à savoir : le Loroum, le Passoré, le Yatenga et le Zonoma. Leurs chefs-lieux étant respectivement Titao, Yako, Ouahigouya et Gourcy. A l'est, elle est limitée par les régions du Sahel et du Centre-Nord, à l'ouest par la région de la Boucle du Mouhoun, au sud par les régions du Centre-Ouest et du Plateau Central et au nord par le Mali. La figure 10 donne une localisation précise du village de Kononga situé dans la zone d'étude.

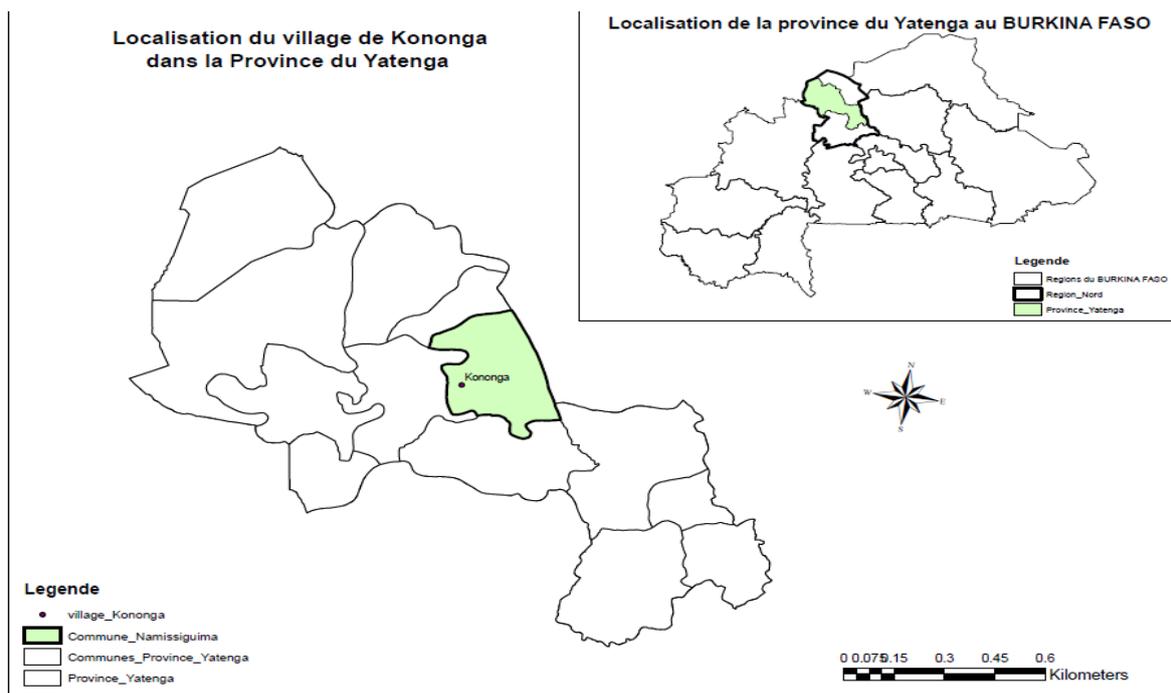


Figure 10: Localisation de la zone d'étude par le logiciel QGIS.

La végétation et le climat : la végétation se compose de steppes herbeuses, d'une strate herbacée et de strates arbustives variées sur les hautes terres. Le climat est de type sahélo-soudanien, marqué par une pluviométrie faible, irrégulière et inégalement répartie. On note la présence de quelques retenues d'eau, de mares, d'une portion du fleuve Nakambé, la pluviométrie annuelle est de l'ordre de 600 à 750 mm. Les températures moyennes journalières favorisent une évaporation journalière forte (0,5-1 cm/j) (DGRE, 2001).

Le relief et la géologie : la région du Nord se caractérise par la présence de plaines et de plateaux dans toutes les provinces. Par endroit, le relief est légèrement perturbé par des élévations collinaires. La zone ayant fait l'objet de notre étude est un village de la commune urbaine de Ouahigouya, situé dans la province du Yatenga, nommé Kononga. Dans les points d'eaux souterrains, on note des teneurs élevées en arsenic. Ces fortes teneurs sont liées à la nature géologique du sol faite en partie de minéralisation aurifère et de roches volcano-sédimentaires du Birrimien. En effet, les roches volcaniques, volcano-sédimentaires et les roches sédimentaires du protérozoïque inférieur (birrimien) contiennent l'essentielle des ressources minérales du Burkina Faso, notamment l'or mais aussi les minéraux sulfurés associés. Généralement, ces formations birrimiennes se rencontrent en Afrique de l'Ouest qui sont reconnues comme zones favorables à la recherche minière.

III.2. Le protocole expérimental

L'étude expérimentale s'est déroulée au sein de l'Institut de Recherche en Sciences Appliquées et Technologies (IRSAT).

III.2.1. Composition des massifs filtrants

➤ Typologie des matériaux

Le type de matériaux de remplissage des filtres conditionne le bon fonctionnement hydraulique ultérieur de ces derniers. Ainsi, l'utilisation de matériaux « lavés » et la mise en œuvre de conditions pour qu'ils restent propres sont nécessaires. Les matériaux constitutifs des massifs filtrants sont le plus souvent du sable et du gravier, disposés de façon à avoir le matériau le plus fin en surface. Leur origine est variée, allant du sable et galets de rivière aux roches concassées. L'Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (IRSTEA) préconise le respect des caractéristiques suivant lors de la construction des lits plantés servant de second niveau de traitement : un gravier grossier de 10 cm d'épaisseur correspondant à la couche de drainage (granulométrie 20-40 mm), un gravier moyen d'une épaisseur de 10 cm correspondant à la couche de transition (granulométrie 3- 10 mm) et enfin une couche de sable fin de 30 cm d'épaisseur avec une granulométrie tel que $0,25 \text{ mm} < d_{10} < 0,4 \text{ mm}$.

Le tableau III résume les prescriptions techniques pour le choix des sables constituant les filtres.

Tableau III: prescriptions techniques pour le choix de sables. (IRSTEA, 2010)

Facteurs limitant le colmatage des sables d'épurations
$0,25 < d_{10} < 0,4$
$3 < Cu < 6$
Teneur en fines [0,08 mm] < 2,5 - 3 % Teneur en calcaire < 4 % en CaCO_3
Teneur en fines [0,08 mm] < 2,5 - 3 % Teneur en calcaire < 4 % en CaCO_3

- D_{10} , correspond à la grosseur du tamis qui laisse passer 10 % de la masse de sable, en mm;
- D_{60} , correspond à la grosseur du tamis qui laisse passer 60 % de la masse de sable, en mm;
- Cu, le coefficient d'uniformité correspondant au rapport : d_{60}/d_{10} .

Ces exigences garantissent une pérennité du système. L'objectif étant de trouver un sable qui ne soit ni trop fin (risques importants de colmatage) ni trop grossier (risques d'écoulements trop rapides des eaux) (Molle et Liénard, 2008). Un essai granulométrique permet de respecter les recommandations pour le sable.

➤ Essai granulométrique

L'analyse granulométrique a pour objectif de déterminer la distribution dimensionnelle des grains constituant un granulat. L'essai granulométrique s'est déroulé dans le Laboratoire de Génie Civil de l'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE) suivant la norme NF 18-540. Les résultats de l'analyse sont donnés dans la figure 11 :

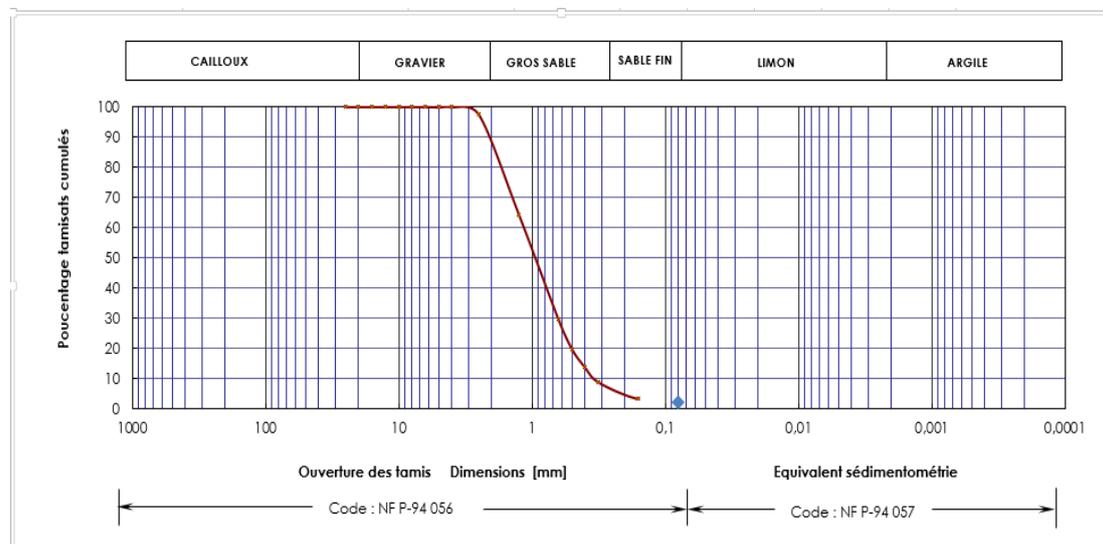


Figure 6: courbe granulométrique du sable

De la courbe granulométrique obtenue, on déduit un coefficient d'uniformité C_u égal à 3,43 selon la formule suivante : $C_u = D_{60} / D_{10}$ avec un $D_{60} = 1,2$ et un $D_{10} = 0,35$. Ceci est conforme aux recommandations présentées dans le tableau IV.

III.2.2. Mise en place des dispositifs expérimentaux

Les pilotes expérimentaux sont composés de cinq (05) fûts cylindriques ayant chacun une capacité de 30 litres, un diamètre intérieur de 25 cm et une hauteur de 40 cm. Les pilotes ont été constitués comme suit : une couche de drainage (gravier grossier) de 10 cm de hauteur, une couche de transition (gravier moyen) de 10 cm de hauteur qui permettra d'éviter que le sable ne migre vers la couche drainante et enfin une couche de filtration (sable fin) de 15 cm de hauteur. Les matériaux ont été soigneusement lavés afin d'éviter la présence de particules

finies indésirables. Placé sur un support métallique, chaque fût est perforé sur le fond par plusieurs trous de 5 mm de diamètre repartis de façon régulière et servant à l'évacuation des eaux traitées. Les trois (03) espèces *Andropogon gayanus*, *Chrysopogon zizanioides* et *Chrysopogon nigritanus* ont été prélevées au sein de l'IRSAT, où elles évoluent depuis plusieurs années. *Athyrium yokoscense* communément appelé fougère a été prélevé auprès des jardiniers installés au bord du barrage de Tanghin à Ouagadougou. Quatre (04) pilotes comportent chacun une espèce de plant repiqué à raison de quatre (04) pieds par pilote. Le cinquième pilote non planté fait office de témoin. L'expérimentation s'est déroulée de la saison sèche à la saison pluvieuse, du mois d'avril au mois de septembre. Les figures 12, 13, 14, 15,16 et 17 donnent un aperçu de certaines étapes de la mise en place du dispositif expérimental.



Figure 7: Perforation des pilotes



Figure 8: Nettoyage du sable



Figure 9: Nettoyage du gravier



Figure 10: Remplissage de la 1^{ère} couche de gravier



Figure 11: Remplissage de la 2^{ème} couche de sable



Figure 12: Dispositifs expérimentaux

III.3. Protocole de prélèvement, de filtration et d'analyse

III.3.1. Protocole de prélèvement

Les eaux d'alimentation des filtres ont été recueillies dans le village de Kononga, situé à 220 km de la ville de Ouagadougou. Le forage est équipé d'une pompe à motricité humaine et les échantillons ont été collectés après un pompage d'environ cinq (05) minutes. Les eaux

destinées à l'analyse de la physico-chimie ont été prélevées dans des flacons en polyéthylène et ceux destinés à l'analyse de la microbiologie dans des flacons en verre stérilisés. Tous les échantillons ont été conservés à 4°C, dans une glacière en présence d'accumulateurs de froid.

III.3.2. Protocole de filtration

Le volume d'eau appliqué aux différents pilotes lors de chaque expérimentation est de deux (02) litres. L'alimentation s'est faite par bâchée de 0,5 L par intervalle de temps d'une heure, de manière uniforme à la surface du pilote et ce, après homogénéisation de l'échantillon d'eau brute. Tous les pilotes ont été alimentés avec le même débit. Une fois toute l'eau écoulée du filtre, le filtrat est recueilli dans un récipient disposé en dessous de chaque pilote. Selon les études réalisées par (Raven et al., 1998 ; Lenoble, 2003), la durée nécessaire pour obtenir l'équilibre de fixation des arsénates et des arsénites sur divers matériaux solides testés est de quatre (04) heures de temps. Notre expérience s'est déroulée avec un temps de séjour de l'eau dans le dispositif compris entre quatre (04) heures et huit (08) heures de temps.

Le volume du filtrat est ensuite mesuré afin de déterminer la part de prélèvement de l'eau par la plante et le massif. Les paramètres physico-chimiques tels que la conductivité, la température, le pH et le potentiel redox sont mesurés in situ au niveau de chaque pilote. Les récipients recueillant les eaux filtrées sont rincés à l'acide sulfurique diluée à 10%, puis à l'eau ultra-pure avant le début de chaque filtration, afin d'éviter un transfert d'éventuels polluants dans les filtrats. L'expérimentation s'est déroulée sur une période de cinq (05) jours, et au total vingt-cinq (25) échantillons d'eaux filtrées ont été analysés. La figure 18, donne un aperçu des plantes avec leurs récipients de recueillement des filtrats.



Figure 13: *C. nigritanus* et *A. gayanus* avec récipients de recueils des filtrats

III.3.3. Protocole d'analyse

Afin d'évaluer la performance des filtres plantés vis-à-vis de l'épuration des eaux contaminées en arsenic, les eaux ont été analysées avant et après leur passage sur les filtres. Les paramètres ayant fait l'objet de notre étude sont les indicateurs de qualité de l'eau de consommation. Certaines mesures ont été réalisées in situ (la température, la conductivité, le pH et l'oxygène dissous, la turbidité) et d'autres en laboratoire (l'arsenic, le fer, les nitrites, les nitrates, les orthophosphates, le calcium, le magnésium). Les échantillons destinés à l'analyse microbiologique sont prélevés dans les flacons en verre de 250 ml stérilisés. Ceux destinés à l'analyse des paramètres physico-chimiques et des ions sont prélevés dans les tubes en polyéthylène d'un litre. Les échantillons destinés à l'analyse de l'arsenic sont conservés grâce à l'ajout d'acide nitrique (HNO_3) de pureté 65 %, dans des flacons en verre. Cette opération vise à maintenir les échantillons dans les conditions de pH acide ($\text{pH} \leq 2$) favorables à la détection des différentes formes de l'arsenic. L'arsenic est le principal métalloïde toxique étudié durant l'expérimentation et sa recherche s'est faite suivant la méthode de Spectrométrie d'Absorption Atomique (AAS) à l'Office National de l'eau et de l'Assainissement (ONEA). Les analyses des sels minéraux sous formes d'ions (Ca^{2+} , Mg^{2+} , PO_4^{3-} , NO_3^- , NO_2^-) ont été faites dans le Laboratoire Eau- Hydro-Système et Agriculture (LESHA) du 2iE. Les ions ont été mesurés avec la DR 3900 suivant le protocole établi pour la recherche de ces derniers. Un dosage par titrimétrie a permis de déduire les teneurs en calcium et en magnésium des eaux. Les analyses des indicateurs microbiens (*Escherichia coli*, streptocoques, coliformes fécaux) se sont déroulées suivant le protocole de filtration suivant : pour chaque échantillon, un volume d'eau de 100 ml est filtré sur une membrane cellulosique

de 0,45 µm de diamètre. Selon les germes recherchés, la membrane filtrante après filtration est déposée dans une boîte de pétri contenant le milieu de culture propre aux microorganismes recherchés, puis les échantillons sont incubés aux températures suivantes : 44° C pour les *Escherichia Coli* et les coliformes fécaux pendant 24 heures et à 37°C pour les streptocoques fécaux durant 48 heures. Le tableau IV donne un résumé sur les méthodes, appareils et normes utilisés durant l'expérimentation.

Tableau IIII: synthèse des méthodes et des paramètres physico-chimiques de l'eau

Paramètres	Méthodes	Appareils	Normes et références
Paramètres physico-chimiques			
pH	Electrométrie	pH-mètre WTW 3310	NF T 90-008
Potentiel redox (Eh)	Electrométrie	pH-mètre WTW 3310	NF T 90-008
Conductivité électrique (CE)	Electrométrie	Conductimètre WTW 3310	NF EN 27888
Turbidité	Spectrophométrie	Turbidimètre	-
Les sels minéraux sous formes d'ions			
Calcium (Ca ²⁺)	Complexométrie à l'EDTA	-	NF T 90-016
Magnésium (Mg ²⁺)	Complexométrie à l'EDTA	-	Rodier (1996)
Orthophosphates (PO ₄ ³⁻)	Méthode au Phosver	Hach lange DR-3900	-
Nitrates (NO ₃ ⁻)	Méthode au Nitrover	Hach lange DR-3900	-
Nitrites (NO ₂ ⁻)	Méthode au Nitriver	Hach lange DR-3900	-
Indicateurs microbiens de pollution fécale			
<i>Escherichia Coli</i>	Filtration sur membrane	Incubateur	NF EN ISO 9308-1 (2000)
Streptocoques	Filtration sur membrane	Incubateur	NF EN ISO 7899-2 (2000)
Coliformes fécaux	Filtration sur membrane	Incubateur	NF EN ISO 9308-1 (2000)
Elément trace métallique			

Arsenic	Spectrophotométrie	Spectromètre d'adsorption atomique (AAS)	-
---------	--------------------	--	---

IV. RESULTATS ET DISCUSSIONS

IV.1. Caractéristiques de l'eau brute

Les caractéristiques physiques de l'eau brute utilisée pour l'alimentation des pilotes influençant l'efficacité du système, une caractérisation de celle-ci s'est avérée nécessaire. Les résultats d'analyse des échantillons de l'eau brute prélevée dans le forage de Kononga sont présentés dans le tableau V. Ces données montrent que la teneur en arsenic est de 188 µg/L, traduisant une augmentation d'environ 12 % par rapport aux concentrations obtenues lors des dernières analyses de 2016 par la DGRE. Le pH de l'eau brute est de 7,1 et pourrait traduire une présence majoritaire des formes majoritaires d'arsenic (V) qui sont sous leurs formes anioniques et favoriser ainsi une meilleure adsorption des arsénites dans la solution. La conductivité électrique de 212 µS/cm met en évidence une minéralisation de l'eau et une faible quantité de sels dissous. L'élimination de l'arsenic étant souvent en compétition avec celle de certains ions présents dans l'eau, cette conductivité traduit une probable faible compétition des sels dissous lors du traitement de l'arsenic. Le potentiel redox de l'eau brute qui est de -3,8 mV traduit que les conditions sont réductrices. Notons que la présence des plantes favorise l'évolution du potentiel redox vers des valeurs positives et accroît le pouvoir oxydant du milieu. La présence d'éléments traces métalliques peuvent perturber l'efficacité du système. Dans les milieux oxydants, l'As (V) est retenu par sorption ou précipitation avec les (oxy) hydroxydes de fer, de manganèse et d'aluminium. Les (oxy) hydroxydes de fer se présentent comme les sites d'adsorption les plus importants de l'arsenic dans les sols.

Tableau V: Caractéristiques de l'eau brute prélevée à Kononga

Paramètres	Résultats étude	Résultats DGRE 2016	Normes eau potable OMS
Potentiel Hydrogène	7,1	7,37	6,5-8,5
Conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	212	302	≤ 2000
Potentiel redox (mV)	-3,8	-	-
Température ($^{\circ}\text{C}$)	32,5	31,5	-
Solides totaux dissous (ppm)	112	-	-
Salinité (g/L)	0,11	-	-
Oxygène dissous (ppm)	0,13	-	-
Orthophosphates (mg/L)	0,23	0,75	5
Nitrates (mg/L)	2,7	0,44	≤ 50
Nitrites (mg/L)	0,002	0,003	≤ 3
Dureté totale ($^{\circ}\text{f}$)	10,2	-	-
Calcium (mg/L)	26,32	26,36	≤ 100
Magnésium (mg/L)	9,88	14,37	≤ 50
Fer total (mg/L)	0,01	0,01	0,3
Manganèse ($\mu\text{g}/\text{L}$)	0,48	-	≤ 1
Plomb ($\mu\text{g}/\text{L}$)	0,77	-	≤ 10
Arsenic total ($\mu\text{g}/\text{L}$)	188,0	160,05	≤ 10
Coliformes fécaux (UFC/100ml)	7	-	0
Escherichia coli (UFC/100ml)	0	-	0
Streptocoques fécaux (UFC/100ml)	18	-	0

IV.2. Acclimatation des plantes

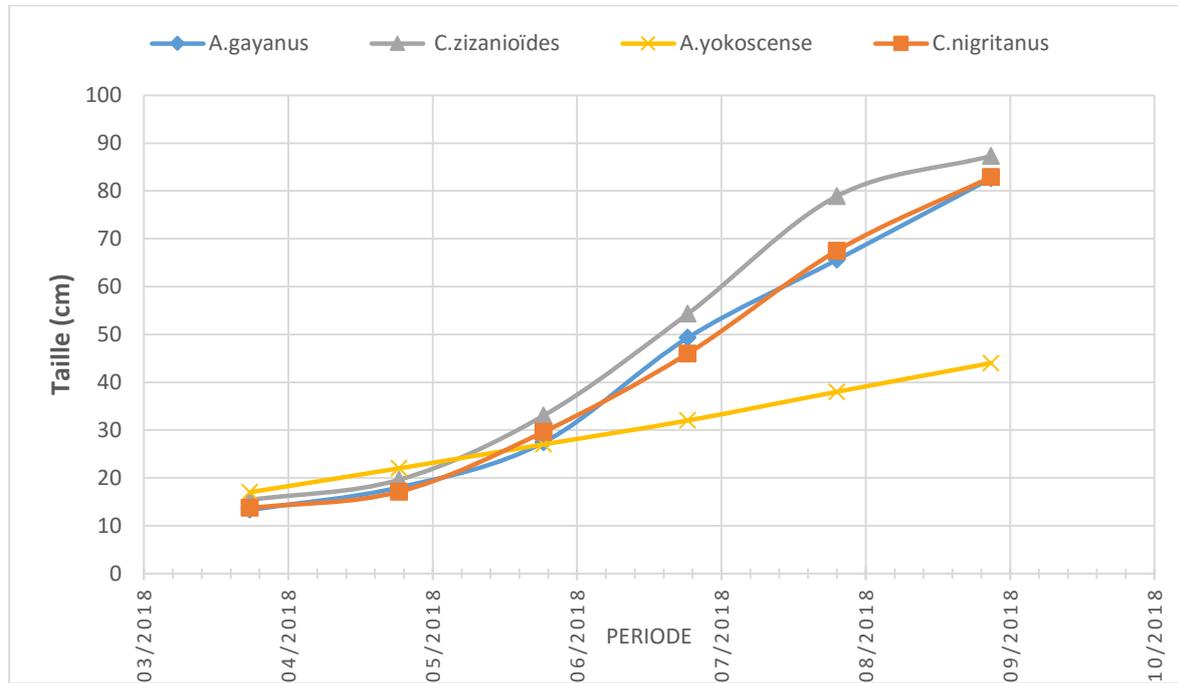


Figure 14: Profil d'évolution des plantes

Les quatre (04) espèces végétales ont été testées dans les mêmes conditions. Une période d'acclimatation a été nécessaire pour un bon conditionnement des espèces végétales avant l'application des eaux arséniées. Les lits plantés ainsi que le pilote témoin ont été mis en place à la même période. Durant les cinq (05) premiers mois de l'étude, des plantes de même taille environ ont été traitées avec de l'eau du robinet à un débit journalier de 5 L/jour/poquet. Ces dispositifs de capacité de 30 litres ont une forme cylindrique, un diamètre intérieur de 25 cm et une hauteur de 40 cm. Repiquées à la date du 02 avril 2018, les espèces retenues ont fait l'objet d'un suivi de l'évolution de leur croissance au sein du massif filtrant. Le sixième mois de croissance des plantes est marqué par une période de lessivage des massifs afin d'éliminer les engrais pour enfin commencer le traitement, en alimentant le système exclusivement avec l'eau arséniée provenant du forage de Kononga. La taille de chaque plant a été mesurée à la fin de chaque mois et les résultats sont résumés à la figure 19. Les courbes traduisant l'évolution de la croissance des plantes présentent deux tendances. Du début du repiquage à la fin du mois de mai, la croissance des plantes est continue mais modérée. Au cours de cette période, il n'y a pas eu d'apport en nutriment dans les pots. Sur le plan climatique, elle correspond également à une période de chaleur avec une évaporation très importante de l'eau. Puis à partir du mois de juin, la croissance des plantes connaît une accélération. C'est une

période marqué par des enregistrements d'épisodes pluvieux et au cours de laquelle des nutriments à raison de 5 g de NPK, ont été apportées aux plantes tous les dix (10) jours. Les principaux éléments minéraux dont la plante a besoin pour sa croissance dits essentiels sont l'azote (N), le phosphore (P), et le potassium (K). L'azote constitue un des éléments majeurs pour la croissance des végétaux, sa carence a un très fort impact sur la réduction de croissance. Le phosphore quant à lui stimule la croissance et le développement des racines et des fruits. Le potassium a un rôle très important dans le contrôle de la pression osmotique, de l'économie de l'eau, ainsi que dans les résistances au stress hydrique, et aux maladies.

Au total la croissance des plantes au cours de l'étude est affectée par les conditions climatiques et par les apports en nutriments. Il apparaît également qu'*Athyrium yokoscense* enregistre la croissance la plus faible, mais semble être moins affecté par les variations des conditions environnementales et nutritionnelles. Elle présente en effet une évolution continue, linéaire tout au long de la période d'étude.

IV.3. Effet de la plante

L'alimentation des plants avec les eaux polluées en arsenic s'est réalisée sur une période de cinq (05) jours, par bâchée de 0,5 L/h pour un volume total de 2 L/ jour. Les différents volumes d'eaux restituées pour chaque pilote ont été mesurés et se résument dans le tableau VI.

Tableau VI : Quantité d'eau restituée en litres pour chacun des pilotes.

Pilotes	PT	PA	PN	PZ	PHe
Jour 1	1,1	0,025	0,65	0,38	0,5
Jour 2	1,23	0,03	0,74	0,5	0,6
Jour 3	1,3	0,027	0,21	0,63	0,35
Jour 4	1,45	0,49	0,31	0,8	0,59
Jour 5	1,6	0,85	0,75	1,25	0,9
Moyenne	1,29	0,39	0,56	0,78	0,65

PT : Pilote Témoin ; PN : Pilote *nigritanus* ; PA : Pilote *Andropogon* ; PZ : Pilote *Zizanioides* ; PHe : Pilote *Hebino Negoza* (*Athyrium yokoscense*)

D'une part, les résultats du tableau VII montrent que le pilote témoin est celui qui a restitué la quantité plus importante de l'eau traitée, suivi du pilote *zizanioides*. Les différences de

volumes d'eaux restituées entre le PT et les pilotes PZ, PN, PHe, PA s'expliquent par le fait que les plantes contenues dans les pilotes plantés ont prélevé une quantité d'eau nécessaire à leur fonctionnement (nutrition, évapotranspiration), tandis que dans le PT, dépourvue de plante, l'eau a permis une humidification du massif qui, une fois saturée, a permis l'écoulement de l'eau traitée.

D'autre part, en examinant de plus près les concentrations en arsenic relevées au niveau des effluents des différents pilotes plantés et en comparaison avec le PT, qui a une teneur de 1,76 µg/L, il ressort que le PZ assure une meilleure élimination intrinsèque de l'arsenic pour une teneur de 0,255 µg/L. Ensuite, le PA est celui qui assure une élimination intrinsèque de l'arsenic avec une valeur de 0,292 µg/L, suivi du PN avec une teneur de 0,658 µg/L, puis du PHe pour une teneur de 0,678 µg/L.

Au regard des résultats, on peut affirmer que l'élimination de l'arsenic se fait essentiellement par adsorption et précipitation sur le matériau granulaire de filtration. Mais aussi, émettre l'hypothèse que les prélèvements assurés par les plantes pourraient être plus importants pour les plantes *Chrysopogon zizanioides* et *Andropogon gayanus* comparativement aux autres plantes. Ces résultats pourraient être liés aux systèmes racinaires importants des deux (02) macrophytes étudiées. En effet, *Chrysopogon zizanioides* possède un développement racinaire extrêmement épais, profond et massif qui peut atteindre deux (02) à trois (03) mètres de profondeur qui facilite l'adsorption de certains polluants. Aussi, l'*Andropogon gayanus* a un développement racinaire constituée de trois (03) formes de racines (fibreuse, verticale et cordée) lui permettant de s'adapter selon les conditions du milieu. Les résultats obtenus pour *Chrysopogon zizanioides* et *Athyrium yokoscense* sont conformes aux études menées respectivement par (Truong et al., 2009) et (Van et al., 2010) pour l'élimination de l'arsenic. Ces résultats sont en accord avec ceux de Blake (2007), qui a mis en évidence que l'élimination de l'arsenic et plus généralement des ETMs se fait par rétention/immobilisation. De plus, les mécanismes de rétention et de dégradation, faisant appel à la synergie macrophytes-microorganismes, sont essentiellement des processus de précipitations, d'oxyhydroxydes ferriques autour des racines qui portent le nom de plaque ferrique. Des analyses chimiques effectuées après des extractions ont mis en évidence les possibilités de co-précipitations métalliques qui pourraient s'expliquer comme une protection de la plante vis-à-vis d'une pénétration excessive de toxiques. Au total, ce processus présente une possibilité d'immobilisation non négligeable pour plusieurs métaux au contact d'un système racinaire.

IV.4. Evaluation de l'efficacité des différents systèmes

IV.4.1. Evolution du pH

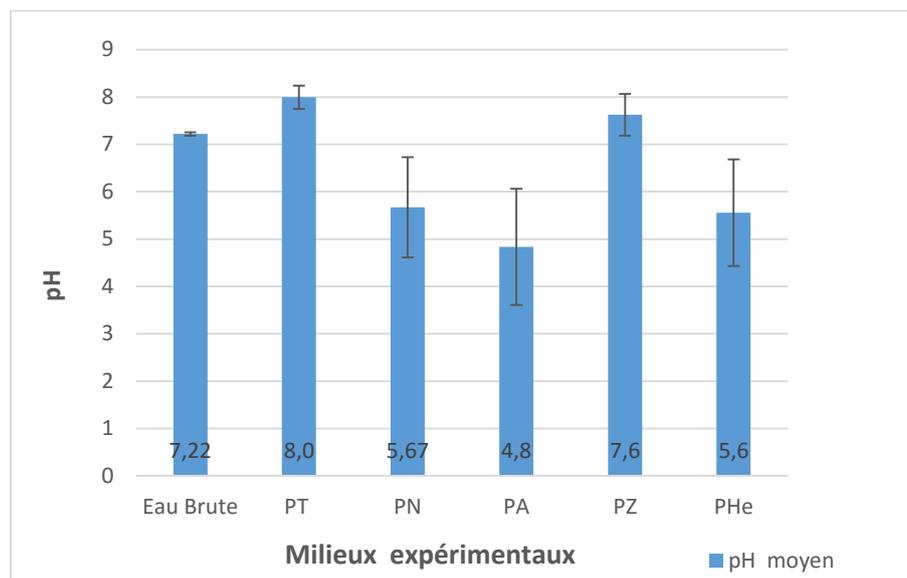


Figure 20: évolution moyenne du pH au cours des expériences.

Le potentiel hydrogène (pH), mesure l'activité chimique des ions hydrogènes (H^+) qui donnent une indication de l'acidité de l'eau. Une eau destinée à la consommation doit avoir un pH compris entre 6,5 et 8,5. La figure 20 nous montre la variation moyenne du pH des effluents obtenus au cours de l'expérimentation. Les écarts type, présentés sur tous les différents histogrammes utilisés dans la partie résultats et discussions, sont des indicateurs de dispersion et donnent la répartition des données autour de la moyenne.

On note une tendance à l'alcalinisation de l'eau filtrée issue des filtres PT et PZ, avec des valeurs respectives de 8 et 7,6. Ces pilotes aux milieux basiques, correspondent aux pilotes où il n'y a pas eu une bonne nitrification. Cette alcalinisation peut s'expliquer par le métabolisme des plantes, où elles absorbent les nutriments contenus dans l'eau nécessaire à leur développement. Selon Heller et al., (2007) un équilibre électrostatique (somme des anions = somme des cations) doit demeurer au sein des cellules végétales. Ainsi, un prélèvement d'anions par la plante entraîne un co-transport de cations à l'intérieur de celle-ci où un contre transport d'un autre type d'anions vers l'extérieur.

Les valeurs de pH inférieures à six (06) pour les PN, PA et PHe montrent que les filtrats sont acides. Cela peut s'expliquer par le phénomène de nitrification qui a engendré des ions H^+ dans le milieu favorisant l'acidification du milieu, donc une baisse du pH.

Les pH moyens obtenus dans les filtres PT et PZ, permettent de conclure que seuls les pilotes témoin et *zizanioides*, donnent une eau apte à la consommation sur les critères de pH.

IV.4.2. Evolution de la conductivité électrique

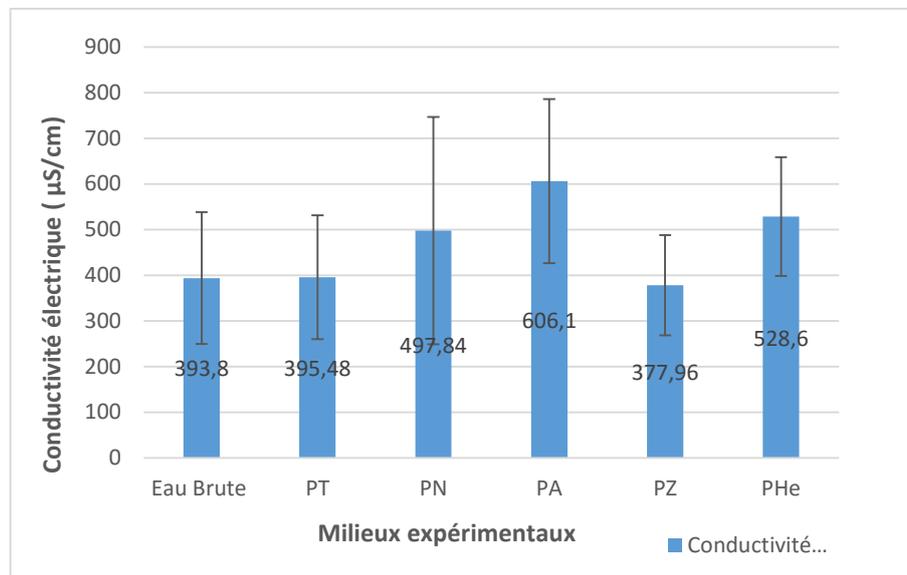


Figure 151: évolution moyenne de la conductivité électrique au cours des expériences.

La conductivité électrique permet d'apprécier la quantité des sels dissous dans l'eau. Elle permet aussi d'apprécier la capacité d'une substance à conduire l'électricité. Le passage de l'eau à travers les différents massifs filtrants a contribué à l'augmentation de la conductivité des eaux. On note une évolution de la conductivité de 1,68 ; 15,84 ; 104,04 ; 134,8 et 212,3 µS/cm, pour respectivement les pilotes : PZ, PT, PN, PHe et PA.

Ces résultats obtenus traduisent une augmentation systématique de la conductivité des effluents de tous les pilotes comparativement aux eaux brutes (figure 21). Avec une augmentation plus importante dans les pilotes PN, PHe et PA. Cela pourrait s'expliquer par la présence d'ions dans les différents filtres, mais aussi par l'évapotranspiration des plantes qui entraîne une diminution des débits restitués, avec pour conséquence une plus forte concentration en ions. Le phénomène est plus exacerbé dans le PA. En outre, une saturation progressive des sites d'adsorption au sein des massifs pourrait relarguer les ions dans le milieu. Ces résultats, qui montrent que le filtre témoin et les filtres plantés de *A. gayanus* et *C. nigritanus* présentent une conductivité plus élevée que l'eau brute, sont en accord avec les études menées par Koné (2011) sur *A. gayanus* et *C. nigritanus*.

IV.4.3. Evolution du potentiel redox

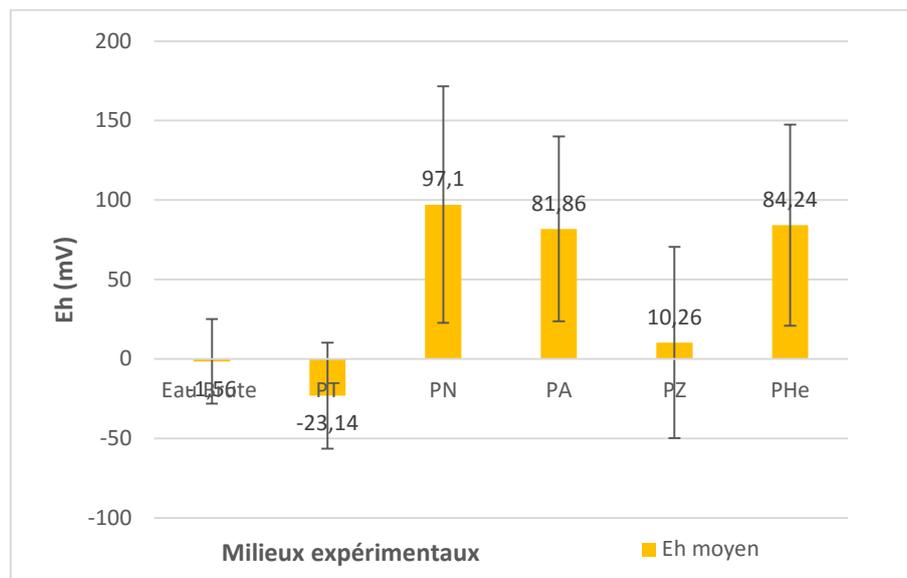


Figure 22: évolution moyenne du potentiel redox au cours des expériences.

Le potentiel redox (Eh) indique la force avec laquelle la solution agit en oxydation ou en réduction. Il affecte la capacité d'adsorption de l'arsenic et est influencé par les variations de la teneur en oxygène dans un milieu (Rodier et al., 2009).

Les variations moyennes du potentiel redox dans les effluents à la sortie des filtres se résument dans la figure 22. Ainsi, le Eh est passé d'une valeur négative pour l'eau brute à des valeurs positives respectivement de 10, 26 ; 84, 24 ; 81,86 et 97,1 mV pour les pilotes PZ, PA, PN et PHe, traduisant un milieu oxydant dans ces derniers. C'est la présence des plantes qui a contribué à rendre le milieu oxydant, et cela à cause des différents métabolismes mis en œuvre pour leur nutrition minérale et carbonée. La nutrition minérale est caractérisée par les phénomènes d'adsorption des ions dans la solution et celle carbonée est caractérisée par la photosynthèse. La variation du potentiel redox est également due aux métabolismes des plantes que sont : la croissance cellulaire, la régulation des enzymes, l'assimilation des éléments nutritifs (physiologie cellulaire), mais aussi la croissance racinaire, le développement reproductif et à la floraison (Olivier Husson, 2012).

Par contre, les potentiels redox négatifs (-23,14 mV) pour le pilote témoin et l'eau brute (-1,56 mV) indiquent que les milieux sont réducteurs. Le filtre témoin étant dépourvu de plant, aucun métabolisme ne s'y déroule, ce qui rend la variation du Eh négligeable.

IV.4.4. Evolution de la turbidité de l'eau

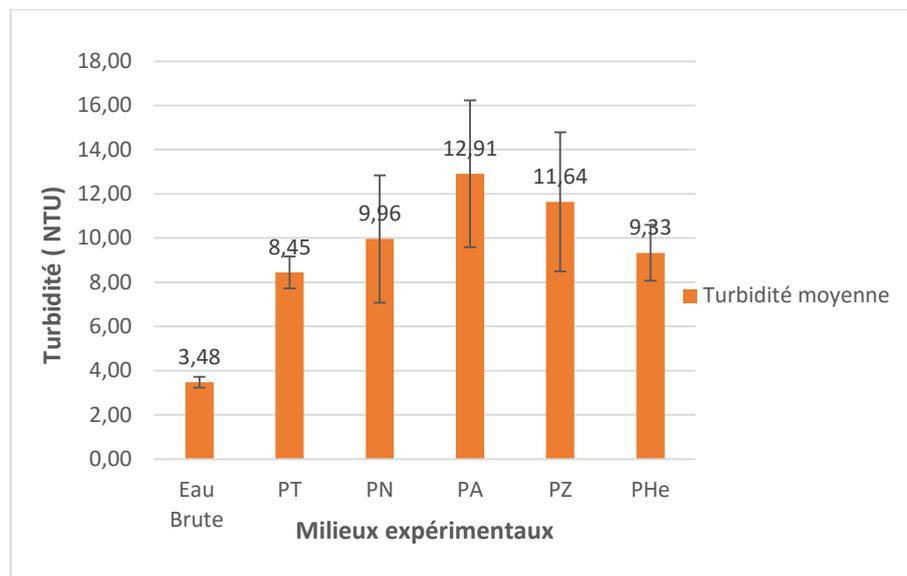


Figure 23: évolution moyenne de la turbidité aux cours des expériences.

Les histogrammes ci-dessus montrent une augmentation de la turbidité dans tous les filtrats issus des pilotes de l'expérience. Ces valeurs croissantes, qui vont de 8,45 à 12,91 NTU, indiquent la présence de matières en suspension (MES) fines dans l'eau comme les limons, les grains de silice et les microorganismes (Molle et Liénard, 2008). Les résultats de turbidité, élevées dans les PA et PN, sont similaires à ceux de Koné (2011) qui explique l'augmentation de la turbidité par la présence des plantes dans les filtres. En effet, le développement des racines et des rhizomes dans les filtres crée des galeries dans ces derniers, ce qui favorise le passage des MES dans le filtrat. La conductivité électrique plus élevée dans le PA traduit une minéralisation plus importante dans ce pilote, ce qui est en accord avec l'augmentation de la turbidité. En effet, la minéralisation est un facteur important de la hausse de la turbidité. Néanmoins, les valeurs de turbidité moyennes obtenues avec les différents pilotes dépassent les recommandations de l'OMS, à savoir une turbidité inférieure à 5 NTU pour l'eau potable. Par conséquent, une dilution avec de l'eau potable est nécessaire après traitement, si ces eaux doivent être consommées. Une augmentation du débit d'alimentation des filtres pourrait améliorer ce paramètre.

IV.4.5. Evolution la dureté totale de l'eau

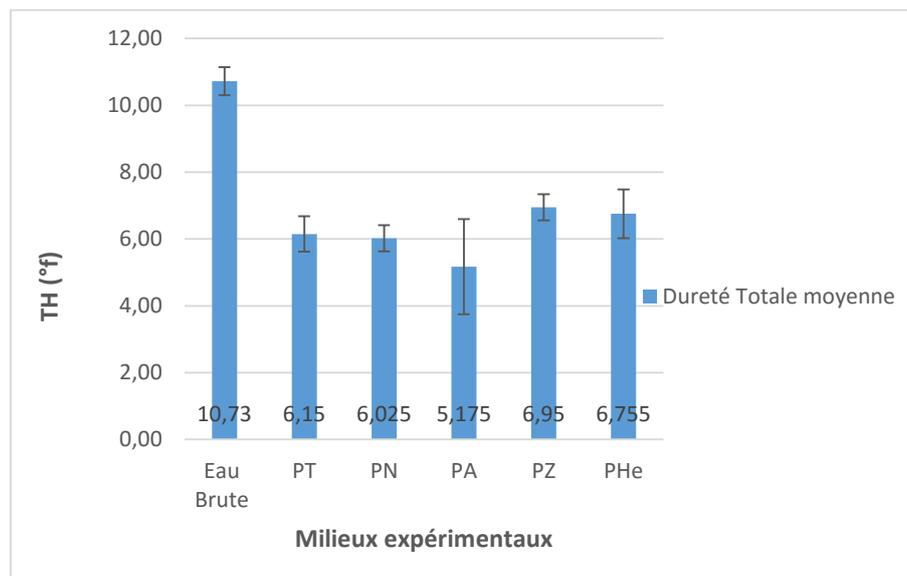


Figure 24: évolution de la dureté totale au cours des expériences.

La dureté totale ou titre hydrotimétrique (TH) d'une eau correspond aux ions calcium et magnésium auxquels s'ajoutent quelques fois les ions fer, aluminium, manganèse. Le calcium est le cinquième élément le plus abondant sur la terre. L'OMS recommande une teneur inférieure à 100 mg/L en calcium contre 50 mg/L pour le magnésium dans l'eau de boisson. Les résultats de l'expérience montrent une diminution progressive de la dureté totale de l'eau brute après son passage à travers les filtres plantés et le pilote témoin. Ces phénomènes peuvent s'expliquer comme suit :

- l'abattement de la dureté totale, obtenue dans le PT de 42,52 %, permet de dire que l'eau brute a été adouci par adsorption sur le support granulaire des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} . Les abattements obtenus dans les pilotes PZ, PHe et PN respectivement de 35,22 % ; 37,04 % et 43,84 comparativement au pilote PT, montrent que la présence des plantes semble avoir peu d'influence sur le processus de traitement. En effet, ces valeurs diffèrent peu, quand on compare les résultats du pilote témoin (6,15°f) à ceux des pilotes plantés dont les résultats sont compris entre 6,026-6,95 °f, pour une dureté totale initiale de l'eau d'alimentation de 10,07 °f.
- Cependant, l'abattement de 51,77 % obtenu dans le PA, légèrement supérieur à celui du PT, permet de dire que l'espèce *Andropogon gayanus* améliore légèrement la qualité de l'eau. Tous les pilotes étant concernés par l'abattement de la dureté totale, on peut en déduire que le système de filtration percolation, représenté par le pilote témoin à la

capacité d'adoucir l'eau, par adsorption sur le support granulaire. En d'autres termes, la réduction de ce paramètre est liée au matériau granulaire. La figure 24 montre l'évolution de la dureté totale moyenne durant l'expérimentation.

IV.5. Evaluation de la pollution

IV.5.1. Evolution des orthophosphates

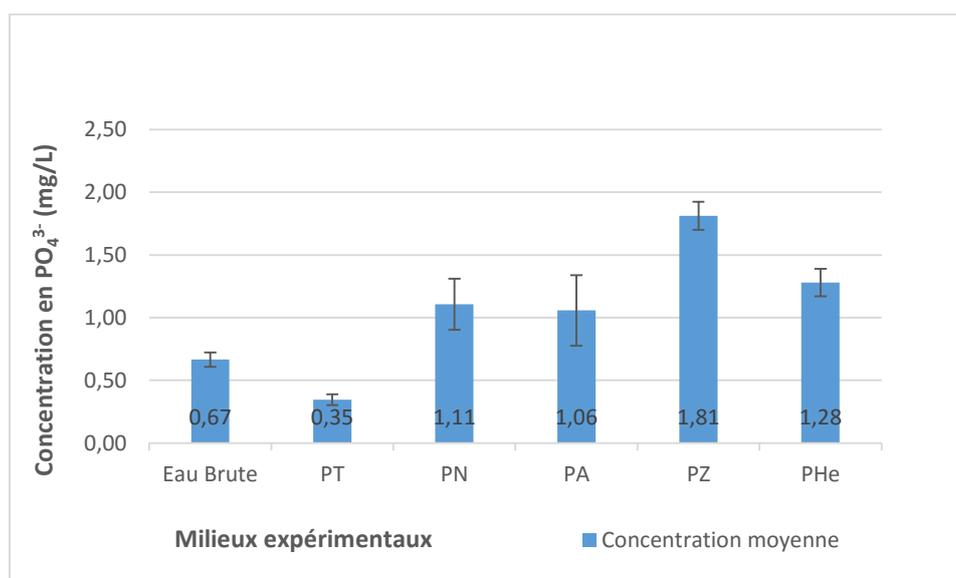


Figure 25 : évolution moyenne des orthophosphates aux cours des expériences.

Elément toxique à l'état pur, mais indispensable aux organismes vivants sous formes de phosphates, le phosphore se trouve principalement dans les eaux naturelles et les eaux usées sous la forme d'orthophosphates (PO_4^{3-}). La figure 25 indique une réduction des teneurs moyennes en orthophosphates au niveau du PT, comparativement à celle de l'eau d'alimentation, avec un abattement de 47,76 %. On note une augmentation de la concentration en ions PO_4^{3-} de 0,39 ; 0,44 ; 0,61 et 1,14 mg/L, pour respectivement les pilotes suivants : PA, PN, PHe et PZ. Ainsi, on observe un enrichissement en cet ion dans les effluents des différents filtres plantés, puisque les concentrations y sont plus élevées que dans l'eau brute. Il a été rapporté que le filtre témoin, de par son fonctionnement en système d'infiltration percolation sur lit de sable, permettent une rétention des orthophosphates dans les eaux usées, donc une élimination importante des ions de la solution (Rabeh, 2012). Toutes choses qui confortent nos résultats pour le PT et permettent de dire que le sable est un matériau filtrant pour l'élimination des orthophosphates.

A contrario, les concentrations en orthophosphates, plus élevées dans les filtrats des filtres plantés, s'expliquent par l'apport d'engrais NPK dans les différents filtres lors de la croissance des plantes. Le lessivage progressif à l'eau de robinet exercé sur les plantes durant les arrosages n'a donc pas été suffisant pour l'élimination complète des nutriments dans ces derniers. Pour ce faire, ils continuent de relarguer des ions PO_4^{3-} adsorbés antérieurement sur le massif filtrant. Néanmoins, les teneurs en orthophosphates dans les filtres restent en dessous de la valeur limite, en vigueur au Burkina Faso.

IV.5.2. Evolution des nitrates

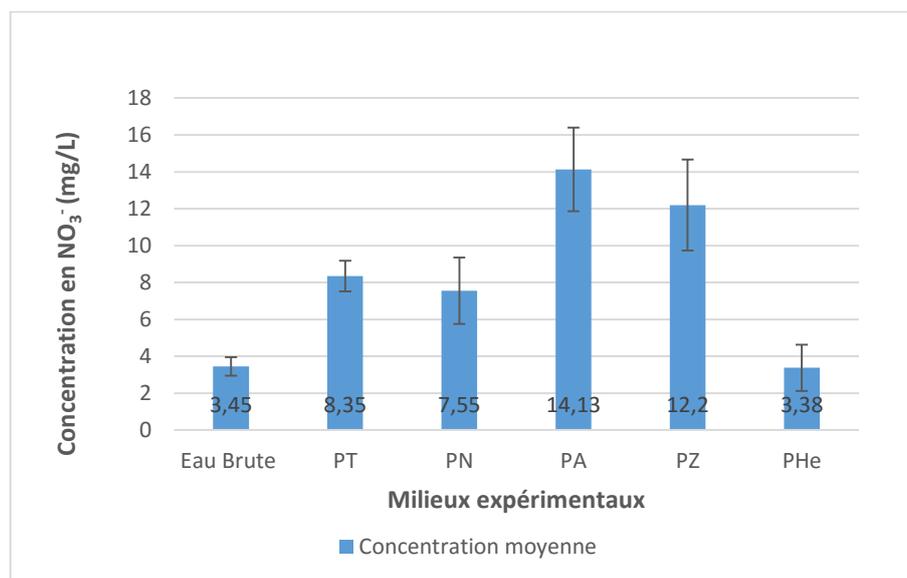


Figure 26: évolution des nitrates aux cours des expériences.

Les histogrammes présentés par la figure 26 montrent une augmentation générale de la concentration moyenne en nitrates au niveau des différents pilotes, excepté celui planté d'*Athyrium yokoscense*, où on note une teneur moyenne à peine inférieure à celle de l'eau brute, pour un abattement de 2,03 %. On peut en déduire qu'une nitrification a eu lieu dans ce pilote et que la plante *Athyrium yokoscense* a certainement prélevé les nitrates contenus dans le milieu pour ses besoins. Le PT, dépourvu de plantes, indique une nitrification avec une concentration moyenne en nitrates plus élevée, du fait de l'infiltration des eaux à travers le massif. Les teneurs en nitrates dans les autres pilotes plantés sont plus importantes et particulièrement pour les PZ et PA, pour des valeurs respectives de 12,2 et 14,13 mg/L. L'enrichissement du milieu en nitrates peut s'expliquer par la bonne aération du milieu et ce, eu égard au développement du système racinaire qui favorise la nitrification (Koné, 2011). Néanmoins, on ne pourrait passer sous silence la possibilité d'une présence préalable, dans les

filtres d'azote apporté durant l'utilisation, d'engrais dans les filtres pour le développement des plantes, pour être en cohérence avec l'hypothèse émise plus haut en rapport avec les teneurs en orthophosphates. Néanmoins, ce phénomène n'a pas impacter de façon importante le comportement des filtres.

Par conséquent on peut conclure que l'évolution des nitrates respectivement de 7,55 ; 12,2 et 14,13 mg/L pour respectivement les PN, PZ et PA pourrait témoigner des effets conjugués d'une nitrification plus importante dans ces massifs et d'un prélèvement moindre des nitrates par ces trois (03) plantes comparativement à *Athyrium yokoscense*. Ces résultats ne sont pas en accord avec ceux des études menées par Koné, (2011) qui indiquent une bonne nitrification en présence des espèces *Chrysopogon nigritanus* et *Andropogon gayanus*. En outre, en considérant les résultats de travaux antérieurs qui montrent que les herbacés *Andropogon gayanus*, *Chrysopogon zizanioides* et *Chrysopogon nigritanus* ont un pouvoir épuratoire vis-à-vis de l'azote contenu dans les eaux polluées (Truong et al., (2009) ; Koné, (2011)), on peut affirmer que le pouvoir de prélèvement des nitrates est plus important avec l'espèce *Athyrium yokoscense* comparativement aux autres plantes. Notons que l'OMS recommande une teneur en nitrate inférieure à 50 mg/L dans les eaux de consommation. Ce faisant, les teneurs relevées restent en accord avec les normes en matière de concentrations en nitrates dans les eaux de boissons. Par conséquent, la consommation de cette eau sur la base de la teneur en nitrate obtenue dans les filtres n'est pas dangereuse pour la santé.

IV.6. Evaluation de la pollution microbiologique

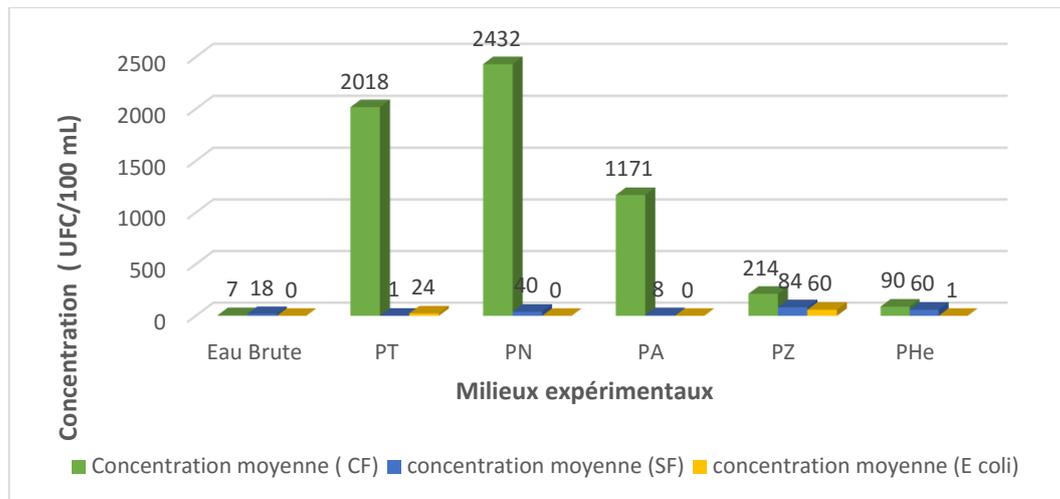


Figure 27: évolution des indicateurs microbiens aux cours des expériences.

Les paramètres microbiologiques ont révélé la présence de germes indicateurs de contamination fécale dans l'eau brute. Les valeurs sont de 7 et 18 UFC/100 mL respectivement pour les Coliformes Fécaux (CF) et les Streptocoques Fécaux (SF) dans l'eau brute. Par contre, on note une absence totale de contamination en *Escherichia coli* (E. coli) comme indiqué sur la figure 27.

A l'issue du traitement, les teneurs en CF ont connu une augmentation au niveau de tous les pilotes et particulièrement dans les PA, PT, et PN avec des valeurs respectives de 1171, 2018 et 2432 UFC/100 mL. Ces teneurs indiquent que le traitement n'a pas été efficace quant à la l'élimination de ce germe, mais bien au contraire, il a été source de pollution additionnelle importante dans certains cas. Cet état de fait pourrait s'expliquer par deux facteurs :

- le premier concerne les conditions de fonctionnement des pilotes à l'extérieur sans protection particulière, ce qui pourrait favoriser la contamination des filtrats au regard du vent de l'harmattan qui soufflait pendant la période d'expérimentation ;
- le second facteur est en rapport avec l'origine des plantes et du matériau de filtration. Ces derniers pourraient avoir connu une contamination au lieu de prélèvement d'une part. D'autre part, la fumure organique faite de déjections d'animaux ou d'excréta utilisée comme nutriments pour la croissance des plants prélevés et repiqués dans le cadre de ce travail pourraient être la source de contamination des eaux.

En tout état de cause, l'ampleur du phénomène est moindre au niveau des PHe, PZ et PA pour des valeurs inférieures à celle du filtre témoin non planté. L'exposition à l'air libre a pu favoriser le contact des filtres avec les microbes de l'environnement, ou avec des microbes issus de déjections animales. En outre, la présence avérée d'*Escherichia Coli* dans les PT, PZ et PA confirme cette hypothèse de contact des filtres avec une contamination fécale récente. Les PT et PA ont cependant, permis un abattement en SF. Les normes de l'OMS étant de 0 UFC/ 100 ml dans les eaux de boissons pour les germes indicateurs de contamination fécale, ces eaux après traitement ne sont pas recommandées pour la boisson sans une désinfection préalable.

IV.7. Effet du massif filtrant

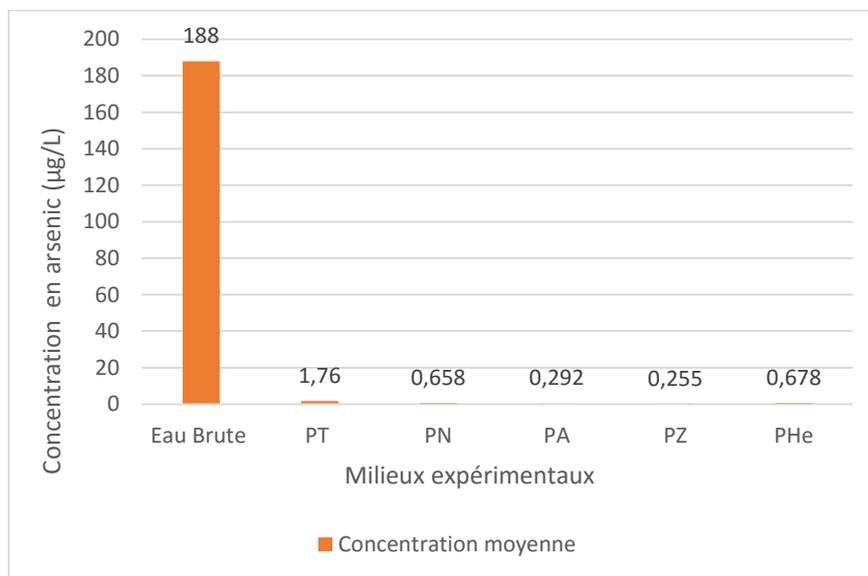


Figure 28 : évolution moyenne des concentrations de l'arsenic.

Les teneurs en As dans les eaux ayant séjourné dans les pilotes ont été évaluées. La figure 28 présente les concentrations moyennes d'As à la sortie des milieux expérimentaux. Ces concentrations moyennes sont comprises entre 0,26 et 1,76 µg/L, dont les détails sont contenus en annexe I. Ces teneurs sont toutes inférieures à 10 µg/L, concentration seuil fixée par l'OMS pour les eaux destinées à la consommation humaine. Les effluents à la sortie des filtres plantés ont des abattements compris entre 99,63-99,65 %. Les meilleurs abattements ont été obtenus avec le pilote *zizanioides* (99,86 %), même si la différence avec les autres pilotes n'est pas significative. Le filtre témoin a conduit à un abattement de 99,06 %. Ce filtre n'étant pas planté, ce résultat met en évidence un impact significatif du massif filtrant sur l'élimination de l'arsenic. En faisant une comparaison des dispositifs, on peut noter que de

façon générale la part contributive du massif filtrant dans la rétention de l'As, est de loin la plus importante. A priori, ces abattements très satisfaisants sont attribuables aux matériaux filtrants constituant les différents pilotes ainsi qu'aux propriétés de l'eau brute. Ces constats pourraient trouver leurs explications dans les phénomènes suivants :

- le massif filtrant, selon la nature et la proportion de ses différentes composantes, a favorisé lors du passage de l'eau à travers le lit de contact, une rétention importante de l'arsenic par phénomène d'adsorption. Le temps de séjour de l'eau à traiter dans le dispositif étant compris entre quatre (04) et huit (08) heures environ, l'arsenic a été éliminé par des réactions chimiques de surface. Une analyse du sable contenu dans les massifs filtrants, avant et après l'expérimentation, a conduit à des teneurs en fer respectivement de 25896 mg/Kg et de 8359 mg/Kg de sable, représentant respectivement 2,6 % et 0,8 % du poids de sable analysé. Plusieurs auteurs dont Ngai et al. (2005) et Rahman et al. (2005) ont démontré que la présence de fer dans les filtres à eaux destinés au traitement de l'arsenic contribuait considérablement à diminuer les concentrations en arsenic présentes dans les eaux à traiter. Ainsi donc, les concentrations en fer contenues dans le sable expérimental ont été à l'origine de réactions chimiques à l'intérieur du massif filtrant. De plus, notons que les oxydes de fer amorphes sont connus pour leur grande capacité d'adsorption de l'arsenic et donc, à exercer une forte influence sur sa mobilité (Bodenan et al., 2004 ; Manlius et al., 2009). La diminution, au cours du temps de la teneur en fer (avant et après l'expérimentation) dans le sable du massif filtrant, permet de conforter nos hypothèses de sorptions ou de précipitations du fer avec l'arsenic présent dans l'eau à traiter ;
- l'élimination de l'As (V) par le massif filtrant pourrait aussi s'expliquer par la baisse du pH dans les dispositifs (PN, PA et PHe) comme l'a montré Lombi et al. (1999). Durant leurs travaux sur les filtrés filtrés dont les adsorbants étaient du carbone ou du fer métal, il a été mis en évidence qu'une élimination quasi-totale des arsénites et des arséniate est possible pour des valeurs de pH compris entre 3 et 5, alors que pour des valeurs de pH neutres ($6 < \text{pH} < 8$), les arsénites sont les mieux adsorbés ;
- en plus de l'élimination de l'arsenic, les résultats d'abattements de la dureté totale, après le passage de l'eau brute dans les différents massifs filtrants, sont compris entre 35 % et 52 %, pour les filtres plantés et le pilote témoin. Ces résultats traduisent un adoucissement de l'eau grâce à des phénomènes d'adsorptions sur le support granulaire des ions calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+}). Selon Lenoble (2003), certains cations en raison de leur charge positive, peuvent favoriser l'adsorption de l'arséniate de charge négative, et c'est le

calcium qui est susceptible d'être le cation le plus important, en raison de son abondance dans les eaux naturelles. De plus, en observant de plus près les résultats de la conductivité électrique dans les pilotes après traitement, on constate une augmentation de ce paramètre dans tous les pilotes, excepté le pilote témoin. Ce résultat pourrait s'expliquer par la présence d'ions dans les différents filtres, mais aussi par l'évapotranspiration des plantes qui entraîne une diminution des débits restitués, avec pour conséquence une plus forte concentration en ions.

Au regard des résultats obtenues dans le filtre non planté, soit un rendement de 99,06 %, on peut déduire que l'élimination de l'arsenic s'est faite essentiellement grâce aux phénomènes de sorption ou de précipitation sur le massif filtrant. En tout état de cause, le présent travail a permis de dégager l'efficacité des filtres à éliminer l'arsenic à l'échelle d'un pilote autonome familiale.

V. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Le traitement des eaux de forages contaminées à l'arsenic à travers les filtres plantés possède aussi bien des avantages que des inconvénients. L'acclimatation des quatre (04) espèces retenues pour l'expérimentation, montre que l'espèce *Chrysopogon zizanioides*, est celle qui s'adapte le mieux aux conditions climatiques, suivi de l'espèce *Athyrium yokoscense*. Après cinq (05) jours de percolation des eaux arséniées, à travers les pilotes expérimentaux, le fort abattement moyen du pilote témoin permet de conclure dans un premier temps que l'épuration des eaux s'est faite principalement grâce au massif filtrant. Les paramètres ayant contribué à ce résultat sont entre autres le temps de séjour de l'eau dans les pilotes, les teneurs en fer, en calcium ainsi que les variations en potentiel rédox et du pH dans les filtres. En observant de plus près les abattements obtenus dans les pilotes contenant des plantes, il apparaît que ces derniers sont légèrement plus satisfaisants que dans le pilote témoin. De ces faits, on peut affirmer que les plantes contribuent à améliorer la qualité des eaux traitées. Ainsi, l'espèce *Chrysopogon zizanioides* se présente comme celle qui assure une meilleure élimination intrinsèque de l'arsenic, suivi d'*Andropogon gayanus*, puis de *Chrysopogon nigritanus* et enfin d'*Athyrium yokoscense*. Dans un second temps, le système de traitement a permis un adoucissement de l'eau brute, mais en revanche une augmentation de la turbidité des eaux après traitement ainsi que des variations importantes des pH après filtration ont été constatées. De plus, la valeur négative du potentiel redox de l'eau brute, est passée au positif grâce à la présence des plantes, transformant ainsi le milieu réducteur en un milieu oxydant. Par ailleurs, si les eaux ainsi traitées sont conformes aux normes en vigueur au Burkina Faso pour la quasi-totalité des paramètres de l'eau de consommation, il s'avère néanmoins que ces eaux nécessitent une désinfection au regard des paramètres microbiologiques obtenus après traitement. Les filtres plantés de *Chrysopogon zizanioides* et *Andropogon gayanus*, à cause du système racinaire très développé de ces derniers, constituent les meilleurs choix lorsqu'on se réfère aux différents résultats obtenus avec ces deux plantes. L'objectif principal visé qui est l'élimination de l'arsenic a été atteint. Toutefois, le dispositif de traitement doit être amélioré pour une meilleure application sur le terrain.

PERPECTIVES

Au terme de notre analyse, nous proposons les recommandations suivantes dans l'optique de perfectionner les recherches sur l'utilisation des macrophytes pour la dépollution des eaux chargées en arsenic. Il s'agit entre autre :

- d'une analyse de la teneur en arsenic dans les plants qui permettrait d'évaluer les quantités fixées par ces derniers, ainsi que les lieux d'accumulations préférentielles des métalloïdes dans les différentes parties de la plante ;
- d'une étude et une caractérisation de l'arsenic adsorbé dans le massif filtrant qui permettrait d'apprécier la capacité de ces dernières à transformer les différentes formes d'arsenic et d'anticiper sur le devenir des résidus de traitement que sont le sable et les plantes ;
- d'une modélisation de l'influence du sens de l'écoulement (flux horizontal ou vertical) des eaux afin d'observer le comportement de la plante et du massif filtrant en matière d'épuration des eaux arséniées ;
- d'une variation de la concentration en arsenic dans l'eau à traiter qui permettrait de mieux juger les capacités et les limites du massif filtrant.

VI. BIBLIOGRAPHIE

Ahoulé D.G.M. (2016), Performances comparatives des techniques de nanofiltration et d'osmose inverse pour le traitement d'eau de consommation contaminée à l'arsenic au Burkina Faso, Thèse de doctorat, Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE).

Bakouan, C., Boubié, G., Hantson, A. (2017), Caractérisation physico-chimique des eaux des forages des villages de Tanlili et Lilgomdé dans la région Nord du Burkina Faso- Corrélation entre les paramètres physico-chimiques, *Afrique SCIENCE* 13(6):325-337.

Blake, G. (2007), Efficacité des filtres plantés de roseaux pour le traitement des métaux et hydrocarbures : cas des eaux pluviales, *Polytech' Savoie*, 21, 55-72.

Bodenan, F., Lassin, A., Piantone, P. (2004), Evaluation du comportement environnemental des déchets ou des sols contenant de l'arsenic : développement méthodologique, application à des cendres de pyrites grillées riches en arsenic et en plomb, *BRGM/RP-51918-FR*, 1-142.

Bretzler, A., Lalanne, F., Nikiema, J., Podgorski, J., Pfenninger, N., Berg, M., Schirmer, M. (2017), Groundwater arsenic contamination in Burkina Faso, West Africa: Predicting and verifying regions at risk, *Science of the Total Environment*. 958-970.

Champagnat, P., Bessière, J.M., Chezal, J.M., Chalchat, J.M., Carnat, A.P. (2007), New compounds from the essential oil of *Vetiveria nigritana* roots from Mali. *Flavour and Fragrance Journal*, 22, 488-493.

Derradji, M. (2015), Contribution à l'étude de la tolérance des plantes épuratrices dans l'épuration des eaux usées : stratégie et application, Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar - Annaba.

Francesconi, K.A. et Kuehnelt, D. (2004), Determination of arsenic species: A critical review of methods and applications, 2000-2003, *The Analyst*, 129, 373-395.

Heller, R., Esnault, R., Lance, C. (2007), *Physiologie Végétale*. Tome 1. Nutrition (6^e édition), DUNOD, collection Sciences Sup, 323.

Kaboré-Zoungana, C., Zoungana, i., Sawadogo, E. (1994), Variations saisonnières de la production de matière sèche et de la composition chimique d'*Andropogon gayanus* au Burkina-Faso, *Fourrages*, 137, 61-74.

Koné, D. (2002), Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes en Afrique de l'Ouest et du Centre, Thèse de doctorat, Ecole polytechnique fédérale de Lausanne.

Koné, M. (2011), Infiltration-Percolation sur sable et sur fibre de coco, filtres plantés et épuration d'eaux usées domestique à dominance agroalimentaire sous climat tropical sec: cas des eaux résiduaires urbaines de Ouagadougou, Burkina Faso ,Thèse de doctorat, Université de Ouagadougou.

Kouawa, T. (2016), Traitement des boues de vidange par lits de séchage sous climat soudano- sahélien, Thèse de doctorat, Université de Strasbourg et Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE).

Laperche, V., Bodéan, F., Dictor, M.C, Baranger, Ph. (2003), Guide méthodologique de l'arsenic, appliqué à la gestion des sites et sols pollués. *BRGM/RP-52066-FR*, 1-94.

Lenoble, V. (2006), Elimination de l'arsenic pour la production d'eau potable : oxydation chimique et adsorption sur des substrats solides innovants, Thèse de doctorat, Université de Limoges.

Luqman, S., Kumar, R., Kaushik, S., Srivastava, S., Darokar, M., Khanuja, P., Suman, P. (2009), Antioxidant potential of the root of *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash, *Indian Journal of Biochemistry and Biophysics*, 46, 122-125.

Manlius, N., Battaglia-Brunet, F., Michel, C. (2009), Pollution des eaux par l'arsenic et acceptabilité des procédés de biotraitement . *Brgm/RP-5740-FR*, 1-176.

Molénat, N., Michel H., Pinel, R. (2000), L'arsenic, polluant de l'environnement: origines, distribution, biotransformation, *L'actualité chimique*, 11, 12-23.

Molle, P., Liénard, A. (2008), Les filtres plantés de roseaux en assainissement des petites collectivités : l'expérience Française, *Tribune de l'eau*, 1-16.

Etude comparative des capacités d'élimination de l'arsenic des eaux de forages par lits plantés de macrophytes (*Andropogon gayanus*, *Chrysopogon zizanioides*, *Chrysopogon nigritanus* et *Athyrium yokoscense*)

Ngai, T., Dangol, B., Murcott, S., Shrestha, R.R. (2005), Kanchan Arsenic Filter, *Environment and Public Health Organization (ENPHO)*, 1-20.

Nzihou, J.F., Bouda, M., Salou, H., Diarra, J. (2013), Arsenic in Drinking Water Toxicological Risk Assessment in the North Region of Burkina Faso, *Journal of Water Resource and Protection*, 05(08):46-52.

Obeidy, C. (2012), Effet de la végétation sur la mobilité de l'arsenic dans la rhizosphère, Thèse de Doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne.

Oshunsanya, S.O. (2013), Spacing effects of vetiver grass (*Vetiveria nigritana* Stapf) hedgerows on soil accumulation and yields of maize-cassava intercropping system in Southwest Nigeria, *Catena* 104:120-126.

Rabeh, A.A. (2012), Elimination des métaux lourds (Cd, Pb, Cr, Zn et As) des eaux usées industrielles et naturelles par le procédé d'infiltration-percolation. Thèse de doctorat, Université Ibnou Zohr.

Rahman, I.M.M., Hossain, M.M., Helal Uddin, M., Nazimuddin, M., Majid, M.A. (2005), Appraisal of Two Indigenous Household Groundwater Arsenic Removal Technologies for Bangladesh under Field Conditions, *Journal of agriculture & social sciences*, 4, 361-365.

Rivera Zambrano, F. (2012), Développement d'un procédé d'élimination de l'arsenic en milieu aqueux, associant électrocatalyse et filtration, Thèse de doctorat, Université de Grenoble.

Rocca, B., Houeix, N., Andres, S. (2010), Arsenic et ses dérivés inorganiques, *INERIS: Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques*, 10, 11-24.

Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., et Coll. (2009) Analyse de l'eau. 9ème édition, DUNOD, Paris. 1529 p.

Sanders, J.G. 1985. Arsenic geochemistry in Chesapeake Bay: Dependence upon anthropogenic inputs and phytoplankton species composition. *Mar. Chem.* 17, 329–340. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(85\)90006-4](https://doi.org/10.1016/0304-4203(85)90006-4).

Etude comparative des capacités d'élimination de l'arsenic des eaux de forages par lits plantés de macrophytes (*Andropogon gayanus*, *Chrysopogon zizanioides*, *Chrysopogon nigritanus* et *Athyrium yokoscense*)

Smedley, P.L., Knudsen, J., Maiga, D. (2007), Arsenic in groundwater from mineralised Proterozoic basement rocks of Burkina Faso, *Applied Geochemistry*, 22, 1074-092.

Sohail, A., Tayyaba, I., Ramisha A., Isra, S., Ghazala, Y. (2016), Latest Technologies for Arsenic Removal in Drinking Water, *The Pharmaceutical and Chemical Journal*, 3(4):11-16.

Somé, I.T., Sakira, A.K., Ouedraogo, M., Ouedraogo, T.Z., Traore, A., Sondo, B., Guissou, P.I. (2012), Arsenic levels in tube-wells water, food, residents' urine and the prevalence of skin lesions in Yatenga province, Burkina Faso, *Interdisciplinary Toxicology*, 5(1):38-41.

Truong, P., T.V., Pinners E. (2009), Application du système vétiver: manuel technique, *Réseau international du vétiver*, 501 (3).

Ullmann, C. (2012), Alimentation en eau potable des populations en milieu rural : contamination des eaux souterraines par l'arsenic, Mémoire de master, central Nantes.

UNEP-GEF Volta Project (2010), Analyse diagnostique transfrontalière du bassin versant de la Volta : Rapport National.

Van, T. K. Yumei, K., Takahiro, F., Katsutoshi, S., Kōzō, I., Yoshio, A., Nguyen, M.P. (2006), Arsenic and heavy metal accumulation by *Athyrium yokoscense* from contaminated soils, *Soil Science and Plant Nutrition*, 52:6, 701-710, DOI:10.1111/j.1747-0765.2006.00090.x

Yoni, M. (1995), Etude du stade a *Andropogon gayanus* dans la reconstitution de la végétation des jachères soudaniennes à Boudoukuy (ouest du Burkina Faso), Mémoire de fins d'études, Université de Ouagadougou.

ANNEXES

ANNEXE I : résultats d'analyse de l'arsenic au bout des cinq (05) jours de traitement **57**

ANNEXE I : résultats d'analyse de l'arsenic au bout des cinq (05) jours de traitement

Périodes	Eau Brute (µg/L)	PT (µg/L)	PN (µg/L)	PA (µg/L)	PZ (µg/L)	PHe (µg/L)
Jour 1	188	0	0	0,479	0	0
Jour 2	188	2,49	0,023	0,127	0,236	0,176
Jour 3	188	1,362	1,281	0	0	1,095
Jour 4	188	1,632	0,83	0,422	0,399	0,985
Jour 5	188	3,294	1,157	0,433	0,638	1,133
Moyenne	188	1,76	0,658	0,292	0,255	0,678