

Caractérisation physico-chimique des eaux souterraines préemballées de consommation au Burkina Faso par l'analyse des ions majeurs et d'éléments traces métalliques

Julien NIKIEMA^{1*},
Isabelle Eulodie ZOMA¹,
Sayoba KAFANDO¹,
Mario SCHIRMER²,
Retto BRIT²

Résumé

La production d'eaux préemballées à partir des eaux souterraines s'est accrue ces dernières années au Burkina Faso. La principale question que se posent les consommateurs est de savoir si ces eaux respectent les normes en termes de qualité malgré les analyses supposées réalisées. Pour ce faire, l'étude s'est fixée pour objectif principal de caractériser la potabilité d'eaux préemballées produites au Burkina Faso à travers la caractérisation de leur qualité physico chimique. Vingt-et-un échantillons (dix d'eaux brutes et onze d'eaux traitées) ont été analysés par ICP-MS, photométrie et chromatographie des ions. Les éléments majeurs et traces suivants ont été mesurés : Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , K^+ , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , F^- , As, Cd, Cu, Pb et Cr. Le pH, la conductivité électrique, les TDS ont été mesurés aux points de prélèvement. Les résultats ont été confrontés aux normes de l'OMS et ont subi différents traitements (graphiques, diagrammes de Piper et Schoëller, comparaison avec les teneurs des emballages). Après analyse, il ressort que les eaux sont conformes aux normes OMS avec néanmoins des valeurs en nitrates (35 mg/l) et fluorures (1,3 mg/l) proches des limites recommandées pour des eaux brutes. L'ordre de concentrations des cations majeurs dans les eaux brutes est $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ et celui des anions $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^-$. Il ressort également l'influence d'activités anthropiques sur la qualité de l'eau et l'origine de la minéralisation pour certains échantillons. Le faciès hydrochimique dominant est chloruré et sulfaté calcique et magnésien. Les eaux traitées présentent une baisse de leur minéralisation, avec souvent des discordances par rapport aux teneurs mentionnées sur l'étiquette.

Mots clés : Burkina Faso, eaux souterraines, qualité, traitement, ions majeurs

¹ Université Joseph KI-ZERBO, UFR/SVT, Laboratoire Géosciences et Environnement (LaGE), 03 BP 7021, Ouagadougou, Burkina Faso

² Eawag, Département Eau Potable et Assainissement, Überlandstrasse 133, 8600, Dübendorf, Suisse

*Auteur correspondant : Julien NIKIEMA, email : julien.nikiema@ujkz.bf;
ORCID iD: 0009-0001-4028-0057

Physico-chemical characterization of pre-packaged drinking water from groundwater sources in Burkina Faso by analysis of major ions and trace metal elements

Abstract

The production of packaged drinking water from groundwater has increased in recent years in Burkina Faso. The main question consumers are asking is whether these waters meet quality standards despite the supposed analyses carried out. To achieve this, the main objective of the study is to characterize the potability of pre-packaged waters produced in Burkina Faso through their physico-chemical quality. Twenty-one samples (ten raw water and eleven treated water) were analyzed using ICP-MS, spectrophotometry, and ion chromatography. The following major and trace elements were measured: Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , K^+ , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , F^- , As, Cd, Cu, Pb, and Cr. pH, electrical conductivity, and total dissolved solids (TDS) were measured in situ. The results were compared to WHO guidelines and were analyzed and discussed using graphs, Piper and Schoëller diagrams, comparison with label declarations. The results showed that the samples comply with WHO standards, although nitrate (35 mg/l) and fluoride (1.3 mg/l) levels are close to the recommended limits for raw water. The order of major cations concentrations in the raw water was $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$, and that of anions was $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^-$. The study also revealed the impact of human activities on water quality and the origin of mineralization in some samples. The dominant hydrochemical facies was calcium-magnesium chloride-sulfate. Treated water showed a decrease in mineralization, often with discrepancies compared to the values stated on the labels.

Keywords: Burkina Faso, groundwater, quality, treatment, major ions

Introduction

De toutes les ressources naturelles, l'eau est sans conteste la plus essentielle et la plus précieuse (ABASSI et ABASSI, 2012). Pour le Burkina Faso qui est un pays enclavé en grande partie semi-aride, l'eau devient une ressource plus que précieuse. Si pour certaines grandes villes du pays comme Ouagadougou, Boromo, Ziniaré etc., l'approvisionnement en eau potable est assuré par le traitement des eaux de surface (retenues d'eau et cours d'eau), il n'en est pas de même pour le reste du pays. Les eaux souterraines occupent ainsi une place importante dans l'approvisionnement en eau des populations au point de souvent constituer la seule source d'approvisionnement en eau potable dans certaines régions. Elles sont donc vitales pour le développement d'un pays (BOUCHEMAL *et al.*, 2011). Traditionnellement, ces dernières sont les ressources en eau privilégiées pour la production d'eau potable, car moins vulnérables aux pollutions que les eaux de surface. En effet et selon HOUNSLOW (1995) et

SHARMA *et al.*, (2017), les eaux souterraines ne sont en général pas vulnérables à la contamination de surface puisque les contaminants sont soit décomposés, soit dilués dans la zone non saturée avant d'atteindre la nappe phréatique, tandis que les eaux de surface sont sensibles à la contamination. Toutefois, certaines caractéristiques minimales sont exigées pour qu'elles puissent être exploitées comme eau potable, qui doit elle-même, répondre à des normes de qualité physico-chimique et biologique (GUERGAZI *et al.*, 2005). De ce fait, la variabilité de la composition chimique des eaux souterraines dépend de la nature géologique du sol d'où elles proviennent et des substances réactives rencontrées lors de l'écoulement (YAO *et al.*, 2012). Leur qualité naturelle peut donc être altérée par les activités anthropiques ou des phénomènes naturels. Cette dégradation est devenue, durant ces dernières décennies, une préoccupation mondiale (BELGHITI *et al.*, 2013). Au Burkina Faso, on assiste ces dernières années à une augmentation des unités de production d'eaux préemballées ou encore eaux conditionnées. Ces dernières utilisent en général des ressources en eau souterraine et emploient diverses techniques de traitement avant commercialisation. Ces eaux vendues pour certaines, sous l'appellation « *eau minérale* » ou « *eau pure* », sont consommées par presque toutes les catégories sociales et de tous âges, avec une consommation accrue dans les centres urbains. Ce qui fait de cette activité, un secteur lucratif qui attire de nombreux promoteurs. L'Agence Nationale pour la Sécurité Sanitaire de l'Environnement, de l'Alimentation, du Travail et des Produits de Santé (ANSSEAT) (Ex Laboratoire National de Santé Publique) contrôle la qualité des eaux préemballées à travers des protocoles contractés par les promoteurs. Pour le premier trimestre de l'année 2023, quatre-vingt-treize marques ont subi un contrôle de la qualité sanitaire. Face à la prolifération des unités de production d'eau conditionnée et à l'insuffisance de contrôle, la question de la qualité des eaux vendues aux consommateurs se pose. Il est donc légitime de se poser ces quelques questions : les eaux préemballées respectent-elles les normes de potabilité établies par l'OMS pour les eaux de consommation humaine ? Le procédé de traitement utilisé influe-t-il sur la qualité de l'eau ? Les teneurs des paramètres chimiques portées sur les emballages sont-elles conformes au contenu ? Au regard de ces nombreuses questions d'une importance capitale, la présente étude se fixe comme objectif général de caractériser la potabilité d'eaux préemballées produites et vendues au Burkina Faso. Spécifiquement, il s'agit de :

- Caractériser la qualité physico-chimique des eaux souterraines conditionnées et vendues dans le commerce et s'assurer de leur potabilité ;
- Déterminer les principaux faciès chimiques ;
- Vérifier que les concentrations sur les emballages correspondent à celles des eaux qui y sont contenues.

1. Généralités sur la zone d'étude, matériels et méthodes

1.1. Situation géographique, climat et description des sites de production d'eau

Pour la présente étude, vingt-et-un échantillons d'eau sont prélevés sur plusieurs sites : Ouagadougou et Koubri (Région du Kadiogo) et Zorgho, Mogtédou, Ziniaré et Loumbila (Région de Ouhiri) (*figure 1*).

Sur le plan climatique, la zone d'étude se trouve dans la partie soudano-sahélienne du Burkina Faso. Elle est caractérisée par une pluviométrie moyenne annuelle d'environ 750 mm sur 43 jours de pluie dans l'année et des températures variant entre 28°C et 29°C (ANAM, 2022). Une saison sèche et une saison des pluies, dite encore "hivernage", y sont rencontrées. L'ensemble des échantillons se situent dans des enceintes clôturées avec des latrines situées au moins à 50 m des forages. Les observations de terrain ont permis de relever la présence d'enclos d'élevage et des périmètres agricoles à proximité de certains sites. Du point de vue de l'exhaure, tous les forages sont équipés de pompes immergées et protégés par une grille ou un local.

1.2. Géologie et hydrogéologie

Sur le plan géologique, environ 80% de la superficie du Burkina Faso est constituée de formations dites cristallines (volcano-sédimentaires, métamorphiques et granitoïdes). La zone d'étude est située dans cet ensemble (CASTAING *et al.*, 2003a) (*figure 2*) et les formations rencontrées de manière générale sont :

- Les basaltes de couleur le plus souvent vert foncé, mais pouvant varier du noir (rare) au vert-gris pâle, en fonction de l'hydrothermalisme et de l'altération supergène ;
- Les gabbro-diorites présentent principalement une minéralogie faite de plagioclase, amphibole, biotite et de minéraux accessoires (sphène, oxydes de fer et/ou titane etc.) ;

- Les granitoïdes composés de plagioclase, feldspaths potassiques, quartz et biotite. On y retrouve les granites alcalins, les granites porphyroïdes, les leucogranites, les syénites ;
- Les leptynites composées de plagioclase, biotite légèrement chloritisée, feldspath potassique ; les minéraux accessoires sont principalement la magnétite, la chlorite, l'amphibole, le zircon ;
- Les orthogneiss qui se caractérisent par une foliation traduite par une alternance de minéraux sombres et de minéraux clairs ;
- Les rhyolites sont de deux types de faciès : des faciès effusifs à fluidalité bien marquée de type lave, et des faciès plus massifs à mésostase microgrenue fine ;
- Les schistes, principalement des schistes sériciteux clairs, sont associés à des métaгрès, des schistes tufacés et probablement des tufs vrais ;
- Les tonalites sont constituées de plagioclases, de quartz et parfois du feldspath potassique, d'amphibole verte et de biotite de petite taille ;
- Le granodiorite est à amphibole et rare biotite, avec disposition planaire des silicates ferromagnésiens. Le plagioclase est plus abondant que le feldspath potassique et le quartz est recristallisé avec de grands prismes d'amphibole verte ;
- Le granite porphyroïde est à biotite et rare amphibole avec la présence de porphyrocristaux de feldspath potassique.

Du point de vue hydrogéologique, la zone d'étude se situe dans un contexte de socle cristallin comme le montre la géologie. Selon SAVADOGO (1984), les nappes suivantes sont rencontrées :

- Les nappes de proche surface qui restent très vulnérables à la pollution et comprenant les alluvions, les cuirasses latéritiques noyées et les argiles à canaux ; elles sont exploitées par des puits à grand diamètre et des puisards ;
- Les nappes profondes sont constituées par les arènes grenues et le socle fissuré et fracturé captés généralement par les forages d'eau.

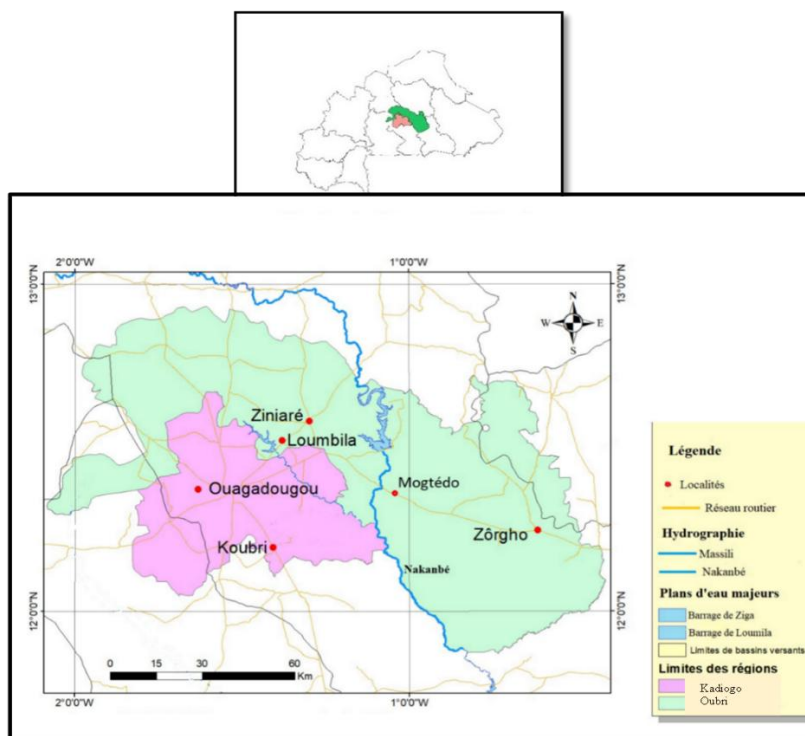


Figure 1 : Carte de situation de la zone d'étude (d'après IGB, 2012)

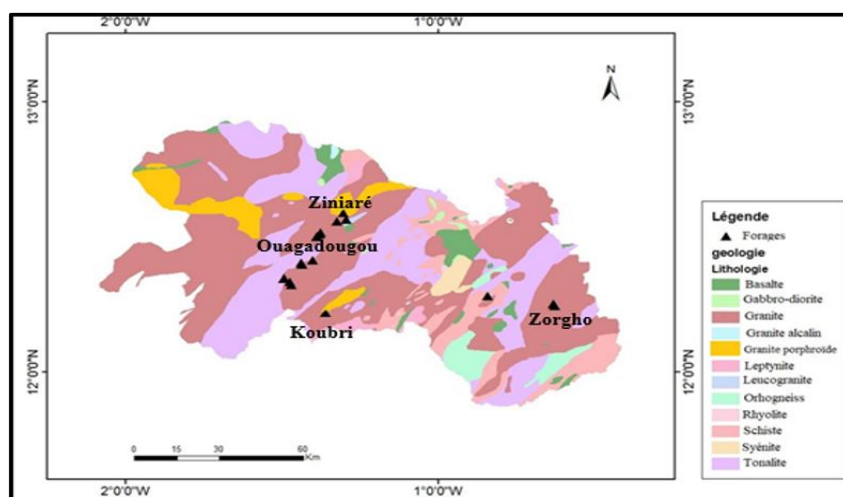


Figure 2 : Carte géologique et distribution spatiale des échantillons (d'après CASTAING et al., 2003b)

De manière spécifique, la zone d'étude comprend deux ensembles hydrogéologiques correspondant aux granito-gneiss et aux volcano-sédiments :

- L'ensemble à dominante granito-gneissique est le plus étendu du point de vue spatial (CASTAING *et al.*, 2003a) et présente une épaisseur d'altération et une potentialité hydraulique assez faible. Cette potentialité peut toutefois être localement améliorée par l'existence de différents réseaux de fractures et avec l'âge des roches granitiques ;
- L'ensemble volcano-sédimentaire, ou encore schisto-gréseux, est caractérisé par une frange d'altération généralement très épaisse et argileuse, et une forte hétérogénéité lithologique. Les ressources y sont limitées en raison de la faible perméabilité du matériau. Cependant, la présence d'intercalations détritiques ou volcano-détritiques, et de filons de quartz, qui agissent comme des drains, contribue grandement à améliorer la qualité du réservoir, non seulement dans la tranche superficielle altérée, mais également en profondeur (IWACO, 1993).

Du point de vue profondeur et productivité, il ressortir que :

- Les profondeurs des forages vont de 20 m à 103 m dans la région du Kadiogo avec des débits situés entre 0,80 m³/h et 108 m³/h ;
- Dans le Ganzourgou (Oubri), elles se situent entre 20 et 102 m avec des épaisseurs d'altération pouvant atteindre 49 m. Les débits vont de 0,65 à 57 m³/h ;
- Dans la province de Bassitenga (Oubri) les profondeurs varient entre 20 et 101 m avec des épaisseurs d'altération de 5 à 53 m et des débits se situant entre 0,51 et 65 m³/h.

1.3. Matériels et méthode

1.3.1. Méthodes de traitement de l'eau et types d'emballage

Les principaux traitement et emballages utilisés par les promoteurs des unités de production sont synthétisés dans le tableau I. Ainsi, divers procédés de filtration sont utilisés : filtration granulaire, filtration lente sur sable et filtration sur précouche ou sur membrane (microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration et osmose inverse). Une filtration convenablement conçue et réalisée peut jouer un rôle de barrière permanente et efficace contre les agents pathogènes microbiens et, dans certains cas, constituer la seule barrière fournie par le traitement (OMS, 2004).

Tableau I : Principaux types de traitement des échantillons collectées à partir des emballages

Echantillon	Type d'emballage	Traitement	Echantillon	Type d'emballage	Traitement
E1	Sachet plastique avec étiquette	Ultra-Violet /micro filtration	E10	Sachet plastique sans étiquette	Hyper filtrée/Ultra-Violet
E2	Sachet plastique sans étiquette	Ultra-Violet /micro filtration	E11	Sachet plastique avec étiquette	Osmose inverse
E3	Sachet plastique sans étiquette	Non mentionné	E12	Sachet plastique avec étiquette	Filtré /Ultra-Violet
E4	Sachet plastique avec étiquette	Ultra-Violet	E13	Sachet plastique avec étiquette	Filtré /Ultra-Violet
E5	Sachet plastique avec étiquette	Ultra-Violet	E14	Sachet plastique avec étiquette	Filtré /Ultra-Violet
E6	Sachet plastique sans étiquette	Ultra-Violet	E15	Sachet plastique sans étiquette	Osmose inverse/Ultra-Violet
E7	Sachet plastique avec étiquette	Filtré /Ultra-Violet	E16	Bouteille plastique	Non mentionné
E8	Sachet plastique sans étiquette	Ultra-Violet / RO	E17	Sachet plastique sans étiquette	Ultra-Violet / micro filtration
E9	Sachet plastique avec étiquette	Ultra-Violet	E18	Sachet plastique avec étiquette	Osmose inverse/Ultra-Violet

En plus de la filtration, une désinfection est aussi mise en œuvre. Les procédés employés à cet effet sont la chloration (le plus courant), l’ozonation, l’irradiation ultraviolet (UV) ou encore le traitement par la chloramine ou le dioxyde de chlore. Ces méthodes sont d’une grande efficacité dans la destruction des bactéries et d’une efficacité raisonnable dans l’inactivation des virus (selon le type) et de nombreux protozoaires (OMS, 2004).

1.3.2. Méthodologie de l’étude

La méthodologie adoptée a suivi plusieurs étapes : échantillonnage sur le terrain, analyse des en laboratoire et traitement et interprétations des résultats d’analyse. L’échantillonnage, effectué en octobre 2020, s’est fait comme suit : un prélèvement à la source, c’est-à-dire directement au forage pour les sites accessibles et une collecte des eaux emballées

dans des points de vente. Pour ce deuxième cas, n'ont été collectées que les eaux emballées qui venaient d'être livrées afin de réduire au maximum les variations éventuelles des paramètres. Le principal critère de sélection des échantillons à analyser est la distribution géographique et géologique. Le nombre d'échantillons peut paraître faible, mais est toutefois représentatif des eaux vendues dans la partie centrale du Burkina Faso. Avant prélèvement d'un échantillon d'eau d'un forage, il est procédé à un pompage préalable de 10 minutes afin d'évacuer toute l'eau de la colonne de captage. L'objectif est de ne prélever que l'eau qui sort fraîchement de l'aquifère. Chaque flacon destiné au prélèvement est rincé plusieurs fois avec l'eau à prélever avant d'être rempli à ras le bord afin d'éviter tout emprisonnement de l'air atmosphérique. Les flacons sont étiquetés avec les mentions date, lieu de prélèvement et code de l'échantillon (E1, E2, E3 ...). Les échantillons destinés à l'analyse des éléments traces ont été acidifiés avec de l'acide nitrique (HNO_3) pur. Ensuite, tous les flacons sont acheminés au laboratoire dans des glacières réfrigérées pour éviter toute variation des paramètres, et conservés dans un réfrigérateur une fois de retour à Ouagadougou avant expédition en Suisse pour les analyses dans le laboratoire de l'Institut Fédérale pour l'Eau Potable, l'Assainissement et la Protection des Ressources en Eau (Eawag), à Dübendorf. Les concentrations des cations majeurs et des éléments traces y ont été mesurées par ICP-MS (spectrométrie de masse par plasma inductif), celles de Cl^- par photométrie et NO_3^- par chromatographie des ions. Les paramètres physico-chimiques suivants ont été mesurés sur le terrain à l'aide du pH-mètre Multi 340i de WTW® muni de sondes spécifiques : pH, conductivité électrique (CE) et solides totaux dissous (TDS). Les résultats des analyses de laboratoire ont subi des traitements à l'aide de diagrammes divers : Piper à l'aide du logiciel Diagramme et binaires à l'aide d'Excel. Les résultats obtenus des mesures sur le terrain et des analyses au laboratoire ont aussi été comparés aux valeurs guides de l'OMS ainsi qu'aux valeurs inscrites sur les emballages.

2. Résultats et discussions

2.1. Résultats des mesures in situ et des analyses de laboratoire

Les résultats des mesures in situ (pH, conductivité électrique et solides totaux dissous) et des analyses de laboratoire des ions majeurs (Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , K^+ , NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) et des éléments traces métalliques (Cr,

Cu, Cd, As, Pb, F⁻) sont consignés respectivement dans les tableaux II, III et IV. Pour chaque paramètre, la valeur la plus élevée est en gras et italique et la plus petite est soulignée. Les cases vides dans le tableau II correspondent aux paramètres qui n'ont pas pu être mesurés in-situ. Pour les échantillons E1 à E10 qui sont des eaux brutes, les paramètres physiques (pH, conductivité électrique et solides totaux dissous) des eaux traitées de chaque forage ont également mesurés. Les eaux traitées des forages (E2, E8, et E10) ont été retenues pour l'analyse des paramètres chimiques et sont représentées respectivement par les échantillons E21, E19 et E20.

Tableau II : Paramètres physico-chimiques mesurés in-situ

Echantillons	pH (eau brute)	pH (eau traitée)	CE (eau brute) (µs/cm)	CE (eau traitée)	TDS (eau brute) (mg/l)	TDS (eau traitée)
Norme OMS	6,5- 8,5		2500		1000	
E1	<u>6,15</u>	7,41	<u>113</u>	140	<u>54</u>	69
E2	<i>7,02</i>	8,03	554	222	277	111
E3	6,54	6,92	198	12	99	6
E4	6,76	7,35	358	90	179	45
E5	6,91	<i>8,04</i>	230	19	115	9
E6	6,99	7,72	219	<i>225</i>	109	<i>112</i>
E7	6,97	7,25	155	160	78	79
E8	6,7	<u>6,75</u>	<i>626</i>	52	<i>313</i>	26
E9	6,97	7,86	193	195	96	95
E10	6,89	7,97	314	18	157	9
E11		7,3		9		4
E12		7,25		19		9
E13		7,23		14		7
E14		7,12		10		5
E15		7,24		10		5
E16		7,15		128		57
E17		7,44		28		13
E18		7,1		<u>4</u>		<u>1</u>
E19		6,75		52		26
E20		7,97		18		9
E21		8,03		222		111
Moyenne	6,79	7,42	296	78,43	147,7	38,48
Max	7,02	8,04	626	225	313	112
Min	6,15	6,75	113	4	54	1

Tableau III : Concentrations des ions majeurs en mg/l

	Echantillon	Localité	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
Eaux brutes	E1	Ziniaré	<u>6,9</u>	<u>2,4</u>	14,2	2,8	5,5	5,4	<1
	E2	Mogtédó	84,1	12,2	34,5	<1,0	14,1	8,3	20
	E3	Ziniaré	16,1	4,7	17,0	3,7	2,4	1,8	2
	E4	Ziniaré	36,5	9,5	23,9	4,2	13,3	8,4	6
	E5	Loumbila	16,0	8,9	16,4	2,8	3,8	4,0	2
	E6	Loumbila	16,3	10,0	13,7	2,9	1,2	1,5	2
	E7	Loumbila	10,5	5,9	10,6	2,6	<u>1,0</u>	2,6	<u>1</u>
	E8	Zorgho	54,6	26,3	39,7	5,5	60,8	35,0	27
	E9	Loumbila	13,2	9,2	9,3	3,2	1,8	2,6	<1
	E10	Zorgho	21,4	7,3	28,6	4,1	19,4	11,4	6
Moyenne eaux brutes			27,6	9,6	20,8	3,5	12,3	8,1	8,3
Eaux traitées	E11	Ouagadougou	<5,0	<1,0	1,9	<1,0	<0,5	0,3	<1
	E12	Ouagadougou	<5,0	<1,0	3,2	<1,0	<0,5	<0,1	<1
	E13	Ouagadougou	<5,0	<1,0	2,3	<1,0	<0,5	0,5	<1
	E14	Ouagadougou	<5,0	<1,0	2,4	<1,0	<0,5	<0,1	<1
	E15	Ouagadougou	<5,0	<1,0	2,4	<1,0	<0,5	0,2	<1
	E16	Ouagadougou	7,9	4,9	4,0	3,4	13,9	3,9	2
	E17	Ouagadougou	<5,0	<1,0	2,9	<u>1,1</u>	<0,5	<u>0,1</u>	<1
	E18	Koubri	<5,0	<1,0	<u>1,3</u>	<1,0	<0,5	<0,1	<1
	E19	Zorgho	<5,0	<1,0	5,6	<1,0	2,0	2,7	<1
	E20	Zorgho	<5,0	<1,0	3,7	<1,0	<0,5	0,4	<1
	E21	Mogtédó	17,2	3,0	12,6	<1,0	4,8	2,6	5
Moyenne			25,04	8,689	11,92	3,28	11,08	5,11	7,32
Max			84,1	26,3	39,7	5,5	60,8	35,0	27
Min			<5,0	<1,0	1,3	<1,0	<0,5	<0,1	<1
Limite de détection			5	1	1	1	0,5	0,1	1
Norme OMS			100	50	200	-	250	50	250

Tableau IV : Concentrations des éléments traces métalliques en µg/l

Eau brute	Echantillons	Cr	Cu	As	Cd	Pb	F ⁻
	E1	0,137	4,952	0,068	0,016	3,908	0,29
	E2	0,035	2,666	1,34	0	0	0,13
	E3	0,244	3,08	0,022	0,005	0,122	0,61
	E4	0,064	4,241	0,074	0,007	2,414	1,3
	E5	0,571	2,462	0,013	0,002	0,288	0,56
	E6	1,291	1,791	0,032	0	0,083	0,38
	E7	4,862	2,087	0,055	<u>0,001</u>	0,123	0,44
	E8	0,256	1,479	0,027	0,021	0,431	0,30
	E9	0,421	1,651	0,061	0	<u>0,001</u>	0,43
	E10	0,128	1,428	0,049	0	0	0,20
Eau traitée	E11	<u>0,004</u>	1,391	0,016	0	0	< 0,05
	E12	0,051	1,432	0	0,002	0,019	< 0,05
	E13	0,031	0,435	0	0,004	0,012	< 0,05
	E14	0,033	0,69	<u>0,006</u>	0,003	0,012	< 0,05
	E15	0,021	1,448	0	0,003	0,062	< 0,05
	E16	0,168	1,061	0	0,028	0,06	<u>0,05</u>
	E17	0,129	0,316	0	0,004	<u>0,001</u>	< 0,05
	E18	0,789	0,583	0,011	0,003	0,018	< 0,05
	E19	0,133	3,311	0	0,019	0,437	<u>0,05</u>
	E20	0,093	1,127	0	0,021	0,097	< 0,05
	E21	0,065	0,622	0,326	0,025	0,107	< 0,05
Norme OMS		50	2000	10	3	10	1,5
	Moyenne	0,454	1,821	0,1	0,008	0,390	0,39
	Max	4,862	4,952	1,34	0,028	3,908	1,3
	Min	0,004	0,316	0,006	0,001	0,001	0,05

2.2. Discussions

2.2.1. pH, conductivité électrique et solides totaux dissous (TDS)

Les résultats montrent des valeurs d'ensemble de pH si situant entre 6,15 et 8,04 avec une moyenne de 6,99. Pour les eaux brutes (non traitées en usine), le pH se situe entre 6,15 (E1) et 7,02 (E2) avec une moyenne de 6,79 (*Tableau II*). Concernant les eaux traitées, le pH le plus bas est de 6,75 (E8) et le plus élevé est de 8,04 (E5) avec une moyenne de 7,40 (*Tableau II*). Il est constaté une légère hausse du pH des eaux traitées par rapport aux eaux brutes. Le traitement de l'eau en usine influe très probablement sur son équilibre physicochimique. L'échantillon E8 ne présente pas de variation de pH entre eau brute et eau traitée. Ceci peut être dû au procédé spécifique de traitement utilisé pour ce dernier (Ultra-Violet / RO). Pour la potabilité des ressources au regard du pH, les résultats ont montré que seulement un échantillon, en l'occurrence E1 (pH=6,15) n'est pas conforme aux normes de l'OMS (pH compris entre 6,5 et 8,5). La conductivité électrique mise en évidence est comprise entre 113 et 626 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (E1 et E8) pour les eaux brutes avec une moyenne de 296 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (*Tableau II*). Pour les eaux traitées, les valeurs si situent entre 4 et 225 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (E18 et E6) (*Tableau II*). Toutes ces valeurs sont en dessous de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indiqué par l'OMS comme la limite de consommation pour une eau de bonne qualité. Il ressort également que l'échantillon E1 avec le pH le plus bas présente également la plus faible conductivité électrique. Une forte acidité pourrait conduire à une baisse de la minéralisation dans certains cas dans la zone d'étude comme souligné par NIKIEMA *et al.* (2020).

La comparaison des valeurs de conductivité des deux types d'eau montre que la conductivité de la majorité des échantillons est beaucoup plus élevée pour les eaux brutes que celles traitées. Le traitement de l'eau a donc une grande influence sur la minéralisation de l'eau. Quatre échantillons (E1, E6, E7 et E9) se démarquent tout de même car ne présentant pas de variation de la conductivité après traitement. Les échantillons traités par osmose inverse présentent les plus faibles conductivités (*Tableau II*). La saveur de l'eau dont le niveau de matières solides totales dissoutes (TDS) est inférieur à 600 mg/l est généralement considérée comme bonne ; l'eau de boisson devient significativement et progressivement imbuvable quand les niveaux de TDS dépassent environ 1000 mg/l (OMS, 2017). Pour FREEZE et CHERRY *al.* (1979), une eau est dite fraîche pour une valeur de TDS comprise entre 0 et 1000 mg/l. Les impacts négatifs sur la santé

humaine peuvent être par exemple des irritations gastro-intestinales (NISHTHA et al., 2012).

La présente étude montre des valeurs de TDS variant de 54 à 313 mg/l (E1 et E8) avec une moyenne de 147,7 mg/l pour les eaux brutes et de 1 à 112 mg/l (E18 et E6) avec une moyenne de 38,48 mg/l pour les eaux traitées (*Tableau II*). Les eaux analysées peuvent donc être considérées comme bonnes et fraîches. Tout comme pour la conductivité, on constate une baisse de valeurs de solides totaux dissous des eaux traitées par rapport aux eaux brutes (*Tableau II*). Le traitement influence aussi les TDS. Toutefois, les échantillons E1, E6, E7 et E9 ne présentent pas de variation de TDS comme ce fut le cas pour la conductivité électrique. L'explication pourrait venir d'une divergence dans le procédé de traitement utilisé.

2.2.2. Calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+})

Le calcium présente une teneur moyenne de 25 mg/l faisant de lui le cation dominant (eaux brutes et eaux traitées incluses). Dans le détail, les concentrations vont d'un maximum de 84,1 mg/l (E2) à un minimum inférieur à 5 mg/l (limite de détection) (*Tableau III*). Neuf (09) échantillons ont des teneurs inférieures à cette limite. Dans l'ensemble, les résultats montrent une teneur en calcium inférieure à la limite fixée par l'OMS (100 mg/l). Le pic de 84,1 mg/l (E2) observé est assez proche de la valeur guide de l'OMS (100 mg/l) et les eaux sont donc potables au regard de cet élément. L'origine du calcium dans les échantillons est naturelle et proviendrait de l'altération des roches de la zone d'étude par l'hydrolyse de certains minéraux silicatés (SAVANE et SORO., 2001). Les roches de la zone contenant des minéraux silicatés justifie cette hypothèse. Les eaux brutes ont une teneur moyenne de 27,6 mg/l avec des concentrations se situant entre 6,9 (E1) et 84,1 mg/l (E2) (*figure 3*). Par contre, la majorité des eaux traitées (neuf sur onze) ont des teneurs en dessous de la limite de détection de 5 mg/l. Les échantillons ayant une teneur dépassant la limite de détection ont des teneurs de 7,9 (E16) et de 17,2 mg/l (E21) (*Tableau III*). Le traitement de l'eau influe donc grandement sur la présence de Ca^{2+} . Une potentielle déminéralisation des eaux est mise en évidence comme ce fut le cas pour la conductivité électrique.

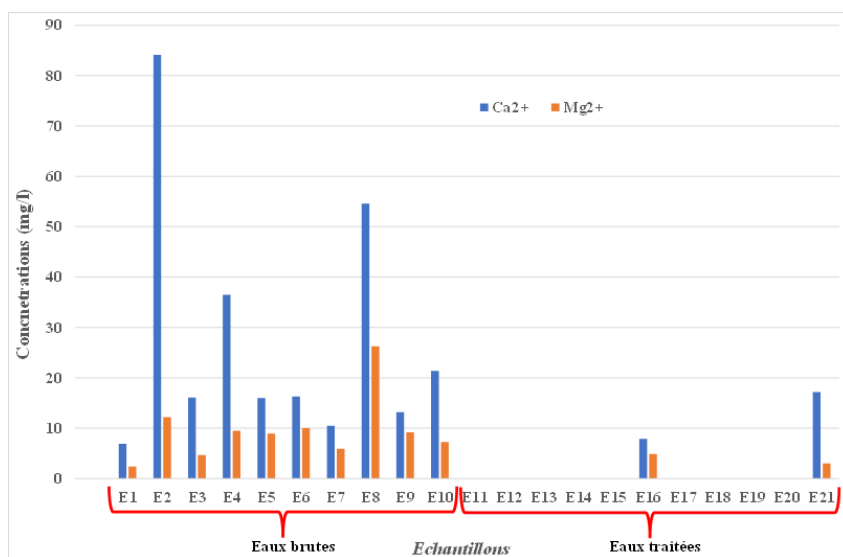


Figure 3 : Concentrations calcium et magnésium dans les eaux

Le magnésium est l'un des éléments les plus répandus dans la nature ; il constitue environ 2,1 % de l'écorce terrestre (RODIER, 2009). La majorité des eaux naturelles contiennent généralement une petite quantité de magnésium et sa teneur dépend de la composition des roches sédimentaires rencontrées (NOUAYTI *et al.*, 2015). Les minéraux des roches cristallines aussi en contiennent. C'est un élément indispensable à la production des hormones et intervient dans le système enzymatique. A partir de 100 mg/l, il confère un goût amer à l'eau (OMS, 2004).

La teneur moyenne en magnésium dans la présente étude est de 8,7 mg/l et celle maximale est de 26,3 mg/l (E8). Neuf échantillons (E11, E12, E13, E14, E15, E17, E18, E19 et E20) sont en dessous de la limite de détection qui est de 1 mg/l (*Tableau III, figure 3*). Les processus de traitement physique appliqués aux eaux avant commercialisation en sont probablement la cause (*Tableau I*). Une autre explication pourrait venir aussi de la manipulation des chiffres par les promoteurs. De façon générale, les eaux respectent la limite acceptable qui est de 50 mg/l définie par l'OMS. Bien que le magnésium ait une origine naturelle (roches magnésiques, dissolution des sulfates et les chlorures de magnésium), certains effluents industriels peuvent également renfermer des teneurs élevées (HEALTH-CANADA, 1987). De telles pratiques n'étant pas observées dans la zone d'étude, l'origine est donc naturelle.

Une analyse comparée montre que les eaux brutes ont une teneur moyenne de 9,64 mg/l et de manière générale, les teneurs varient de 2,4

mg/l (E1) à 26,3 mg/l (E8). Par contre, la majorité des eaux traitées ont des teneurs en dessous de la limite de détection. Les échantillons ayant une teneur dépassant la limite de détection ont des teneurs de 4,9 mg/l (E16) et 3 mg/l (E21) (*Tableau III*). Le traitement physique de l'eau (*Tableau I*) a donc une influence sur les concentrations de Mg^{2+} , comme c'est le cas pour Ca^{2+} ; et cela confirme que ces deux éléments ont une grande influence sur la minéralisation naturelle des eaux souterraines.

2.2.3. Sodium (Na^+) et potassium (K^+)

Aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'a été déterminée par l'OMS (2017) car la contribution de l'eau de boisson à l'ingestion journalière de sodium est faible. Toutefois, la norme de 200 mg/l est donnée car les concentrations supérieures à cette valeur peuvent conférer un goût salé inacceptable. La présence naturelle de Na^+ dans les eaux souterraines est due à l'altération des roches par l'hydrolyse de certains minéraux silicatés (SAVANE et SORO, 2001), comme ceux des roches granitiques présentes dans la zone d'étude. La concentration moyenne du Na^+ des eaux analysées est de 11,9 mg/l et les valeurs vont de 1,3 mg/l à 39,7 mg/l (E18 et E8) (*Tableau III, figure 4*). Les eaux montrent donc des concentrations très faibles par rapport à la valeur guide l'OMS qui est de 200 mg/l. Elles répondent donc aux normes de potabilité au regard du sodium. Dans le détail, il ressort que E8 présentant la plus forte valeur en sodium, présente également les plus fortes valeurs de chlorures et de nitrates (*figure 4*). Cela indique une possible contamination anthropique locale par des eaux usées et engrais sodiques comme l'indique SINGH *et al.* (2012). En comparant les deux types d'eau, objets de cette étude, il ressort que les eaux brutes ont une teneur moyenne de 20,79 mg/l avec une fourchette de concentrations allant de 9,3 (E9) à 39,7 mg/l (E8). Par contre, les eaux traitées présentent les plus faibles teneurs en sodium avec des valeurs allant de 1,3 (E18) à 12,6 mg/l (E21) (*Tableau III*). Tout comme pour Ca^{2+} et Mg^{2+} , le traitement de l'eau (*Tableau I*) a donc une influence sur les concentrations de Na^+ dans les échantillons. Le potassium est un élément essentiel pour l'homme et il est rarement, voire jamais, présent dans l'eau de boisson à des niveaux qui pourraient présenter un risque pour la santé humaine. L'apport quotidien recommandé est supérieur à 3000 mg. Aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires pour le potassium dans l'eau de boisson n'a été défini par l'OMS (2017). Néanmoins, il peut avoir certains effets sur la santé chez des individus sensibles (individus souffrant d'insuffisance rénale, d'affection cardiaque, de maladie des artères coronaires,

d'hypertension, de diabète, d'insuffisance surrénale, les personnes âgées ou les nourrissons) (OMS, 2017). Pour la présente étude, les concentrations de K^+ sont assez faibles. La teneur moyenne est 3,3 mg/l avec une fourchette de variation comprise entre 5,5 mg/l (E8) et <1 mg/l (limite de détection) (*Tableau III et figure 4*). Dix échantillons d'eau ont des teneurs en dessous de la limite de détection.

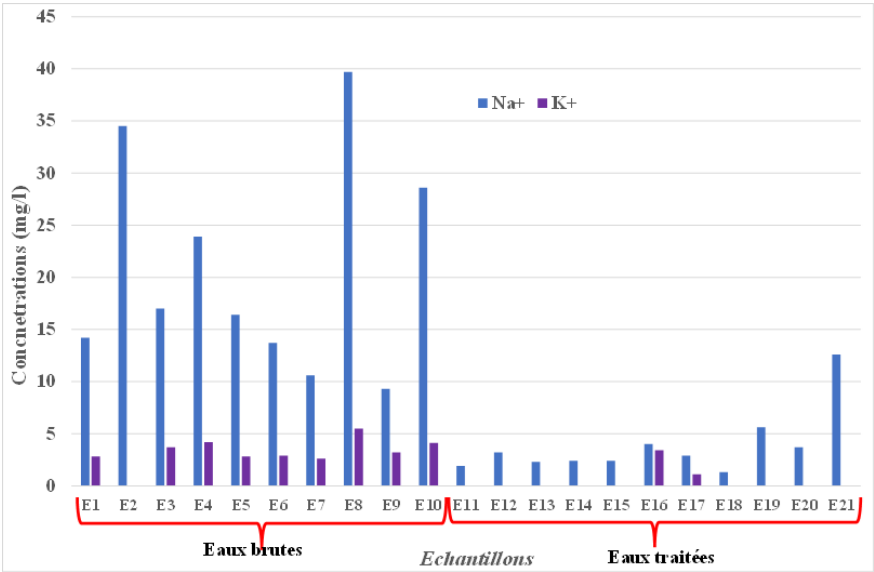


Figure 4 : Teneurs en sodium et potassium

L'échantillon E8 présente la forte teneur en potassium ainsi qu'en nitrate et calcium. Ce qui pourrait supposer une contamination anthropique locale par des fertilisants (matières sèches des végétaux, cendres des bois et certains composts ou engrais potassiques) et des eaux usées (SINGH *et al.* 2012). Cette relation entre potassium, sodium, nitrates et chlorures a également été mise en évidence par NIKIEMA *et al.*, (2020). L'analyse comparée montre que les eaux brutes ont une teneur moyenne de 3,53 mg/l avec des valeurs d'ensemble allant de 2,6 (E7) à 5,5 mg/l (E8) (*Tableau III*). Pour les eaux traitées et emballées, la plupart ont des teneurs en potassium quasi nulles, inférieures à 1 mg/l. Seules les échantillons E16 et E17 ont des teneurs au-dessus de cette limite mais qui restent tout de même faibles (3,4 et 1,1 mg/l). Le traitement de l'eau a donc une influence sur les ions potassium.

Les échantillons traités par osmose inverse ont des valeurs quasi nulles (*Tableau III et figure 4*). Ces procédés élimineraient presque le potassium dans l'eau.

2.2.4. Nitrates (NO_3^-) et chlorures (Cl^-)

Les nitrates proviennent de la fixation de l'azote atmosphérique et de la décomposition de la matière organique par les micro-organismes. Dans ces conditions, les eaux ne contiennent naturellement pas plus de 10 mg/l de nitrates (OMS, 2017). Les pollutions diffuses des nappes d'eaux souterraines résultent des activités humaines : épandage excessif d'engrais, la lixiviation des eaux usées ou autres déchets organiques vers les eaux de surface et les eaux souterraines (OMS, 2004). La présence de nitrates et par extension de nitrites dans l'eau de boisson, est associée à la méthémoglobinémie, notamment chez les enfants nourris au biberon. En effet et selon GUPTA *et al.*, (2000), des taux élevés de méthémoglobine ont été observés chez des sujets de tout âge consommant de l'eau dont la teneur en nitrates variait de 26 mg/l à 459 mg/l. Le pic de méthémoglobine a été observé pour une concentration de nitrates dans l'eau comprise entre 45 et 95 mg/l. La valeur la plus élevée de méthémoglobine a été observée chez les enfants de moins d'un an. La pollution en nitrates est récurrente en Afrique de manière générale et au Burkina Faso. Des valeurs dépassant le seuil de la directive de l'OMS ont été mises en évidence par ADELAM (2006) au Nigéria, ABDELBAKI *et al.*, (2007) en Algérie, BRICHA *et al.*, (2007) au Maroc, AHOUSI *et al.*, (2013) en Côte d'Ivoire, BOUCHEMAL et ACHOUR (2015). OUANDAOGO/YAMEOGO (2008) et AL-DJIBERT (2015) ont mis en évidence une pollution des eaux de Ouagadougou par les nitrates d'origine anthropique. Pour la présente étude, la teneur moyenne en nitrates est de 5,1 mg/l. Les teneurs maximale et minimale sont respectivement de 35 mg/l et inférieures à 0,1 mg/l (*Tableau III et figure 5*). Trois échantillons (E12, E14 et E18) ont des teneurs inférieures à 0,1 mg/l (limite de détection) (*Tableau III*). Les eaux étudiées ont donc des teneurs en nitrate inférieures à la norme de l'OMS de 50 mg/l et ne présentent à priori pas de danger pour la santé humaine. Les échantillons E8 (35 mg/l) et E10 (11,4 mg/l) (*figure 5*) présentent des teneurs supérieures à la teneur naturelle suggérés par l'OMS de 10 mg/l et pourraient donc être sujets à un début de contamination d'origine anthropique. Ceci est confirmé par l'observation de terrain qui a révélée des pratiques agricoles et pastorales à proximité de ces ouvrages. Selon OUANDAOGO/YAMEOGO (2008), les fortes concentrations des nitrates dans les eaux de forage sont dues à une alimentation d'origine superficielle. Ces forages captent probablement la nappe de proche surface ou on peut supposer l'existence d'un lien hydraulique entre les

nappes de proche surface et profondes. Ils sont à surveiller car une consommation de ces eaux par les enfants et les nourrissons peut être dangereuse à long terme.

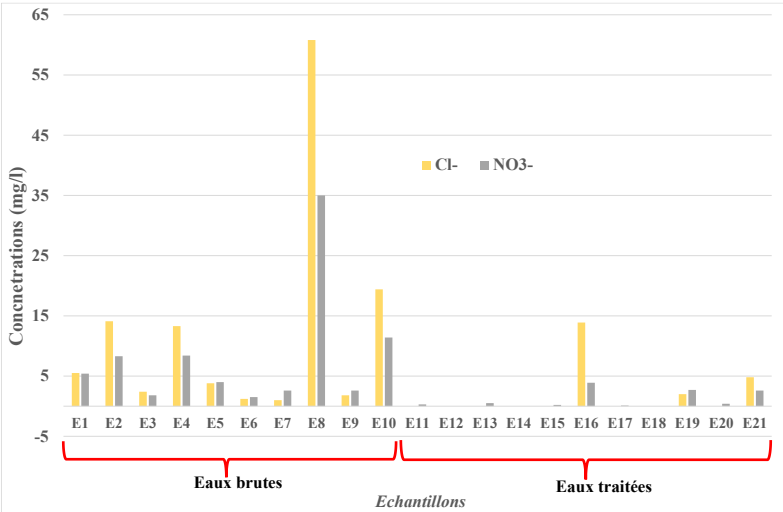


Figure 5 : Teneurs en nitrates et chlorures

Par ailleurs, on constate que les échantillons présentant les plus fortes concentrations de Cl^- ont également les plus fortes concentrations de NO_3^- . Il s'agit des échantillons E2, E4, E8, E10 et E16 (*Tableau III, figure 5*) montrant une origine probablement anthropique de Cl^- et NO_3^- . En effet, la présence simultanée de NO_3^- et Cl^- dans l'eau souterraine indiquerait une source de contamination anthropique par les fertilisants et les eaux usées (NIKIEMA *et al.*, 2020). Les eaux brutes ont une concentration allant de 1,5 (E6) à 35 mg/l (E8) avec une moyenne de 8,1 mg/l. Quant aux eaux traitées, la teneur est en moyenne de 1,33 mg/l avec des valeurs allant de 0,1 mg/l (E17) à 3,9 mg/l (E16). Trois échantillons que sont E12, E14 et E18 ont une teneur en dessous de la limite de détection (*Tableau III*). Le traitement de l'eau semble aussi réduire la teneur des nitrates dans l'eau. Les chlorures sont présents en grande quantité dans l'eau de mer (± 19 g/l). Leur concentration dans l'eau de pluie est approximativement de 3 mg/l. Dans les eaux souterraines, cette concentration dépend des roches traversées. Les sols pollués par l'industrie chimique sont très riches en chlorures. Cette pollution peut conduire à des concentrations impropres à la consommation de l'eau (OMS, 2017). De telles pratiques n'ont pas été identifiées dans la zone d'étude et les eaux ont une teneur moyenne de

11,1 mg/l avec des valeurs se situant entre une minimale inférieure à 0,5 mg/l (limite de détection) et une maximale de 60,8 mg/l (E8) (*Tableau III, figure 5*). Les teneurs des eaux étudiées restent donc inférieures à la concentration maximale admise par l'OMS pour les eaux destinées à la consommation humaine de 250 mg/l. Il ressort également des résultats que huit échantillons (E11, E12, E13, E14, E15, E16, E17 et E20) ont une teneur en chlorures inférieure à 0,5 mg/l. Cette variabilité des concentrations entre eaux brutes et eaux traitées vient des traitements physiques appliqués à ces eaux avant commercialisation (*Tableau I*). L'échantillon E8 présente la valeur maximale en chlorures, nitrates, sodium et potassium. Cette présence simultanée des teneurs maximales dans le même échantillon pourrait indiquer une origine anthropique commune (eaux usées, engrais) selon SINGH *et al.*, (2012). Une analyse comparée eaux brutes – eaux traitées montre que les premières ont une teneur moyenne de 12,33 mg/l avec des valeurs allant de 1 mg/l (E7) à 60,8 mg/l (E8) ; pour les secondes, la majorité montre des teneurs en chlorures en dessous de la limite de détection. Les échantillons ayant une teneur dépassant la limite de détection sont E16 (13,9 mg/l), E19 (2 mg/l) et E21 (4,8 mg/l) (*Tableau III*). Le traitement de l'eau a donc une influence sur les ions de chlorures et réduit leur teneur dans l'eau.

2.2.5. Sulfates (SO_4^{2-})

Le soufre est naturellement présent dans divers minéraux (chalcopryrite par exemple) et le sulfate de calcium est la forme la plus souvent retrouvée dans les ressources en eau. Les concentrations les plus élevées dans les eaux souterraines sont généralement d'origine naturelle (OMS, 2017). Les sulfates peuvent également avoir une origine anthropique et être présents dans l'eau via les effluents industriels et les dépôts d'origine atmosphérique (HEALTH CANADA, 2005). La présence élevée de sulfates peut altérer le goût de l'eau et causer un effet de laxatif. La norme recommande une valeur ≤ 250 mg/l (OMS, 2017). Parmi les techniques de traitement pour réduire les teneurs en sulfates, on peut citer la nanofiltration et l'osmose inverse (HEALTH CANADA, 1987) utilisées dans certains cas de la présente étude (*Tableau I*). Les résultats montrent des concentrations en sulfates comprises entre 1 mg/l et 27 mg/l (E8) avec une moyenne de 7 mg/l. Ces valeurs sont inférieures à la valeur guide de l'OMS. Ces eaux sont donc sans danger pour la santé du point de vue de la teneur en sulfates. Neuf échantillons présentent des teneurs inférieures à 1 mg/l (limite de détection). Les eaux brutes ont une teneur moyenne de 8,25 mg/l avec

des valeurs allant de 1 mg/l (E7) à 27 mg/l (E8). Les échantillons E1 et E9 ont des teneurs en dessous de la limite de détection, ce qui est aussi le cas pour la majorité des eaux traitées en usine. Les échantillons ayant une teneur dépassant la limite de détection présentent des valeurs de 2 mg/l (E16) et 5 mg/l (E21) (*Tableau III*). Les procédés de traitement réduisent donc la concentration de sulfates dans l'eau.

2.2.6. Fluorures (F⁻)

Le fluor est un oligo-élément essentiel à la santé humaine. De faibles concentrations de fluor (<1 mg/l) sont en effet considérées comme bénéfiques pour les dents, car elles réduisent la carie dentaire (BATTALÉB-LOOIE and MOOR, 2010). Cependant, des concentrations trop élevées (au-delà de 1,5 mg/l) ou trop faibles de fluor, notamment dans l'eau potable, peuvent entraîner des effets néfastes sur la santé, tels que la fluorose dentaire et squelettique (OMS, 2006, BATTALÉB-LOOIE and MOOR, 2010). Des millions de personnes sont exposées à une concentration excessive de fluor dans l'eau, la contamination provenant de sources géologiques naturelles (OMS, 2006) dont les roches des zones de socle cristallin, notamment du lessivage des roches magmatiques alcalines possédant des minéraux tels que l'apatite, le topaze ou la fluorine (CHERNET *et al.*, 2001). Les fluorures peuvent également avoir une origine anthropique (utilisation agricole intensive d'engrais phosphatés, fluorapatite, rejets d'industries de l'acier, de l'aluminium, du verre) (MAZET, 2002). Ces pratiques n'ont pas été identifiées dans la zone d'étude et on pourrait donc supposer une origine naturelle des teneurs obtenues (*Tableau IV*). Les résultats de la présente étude indiquent une teneur moyenne de 0,39 mg/l et des valeurs allant de 0,05 mg/l (limite de détection) à 1,3 mg/l (E4). Neuf échantillons présentent des teneurs en dessous de la limite de détection. Le pic (1,3 mg/l) observé au niveau de E4 est très proche de la valeur limite recommandée (1,5 mg/l) (*Tableau IV*). La consommation de cette eau à long terme pourrait conduire à une fluorose dentaire et squelettique. Cet échantillon E4 est donc à surveiller de près ou même devrait être exclu du commerce. Il ressort également que la majorité des eaux traitées en usine ont des teneurs en dessous de la limite de détection. Les échantillons ayant une teneur dépassant la limite de détection sont E16 et E19 (0,05 mg/l) (*Tableau IV*). Le traitement de l'eau a donc une influence sur les ions de fluorures et l'ensemble des eaux traitées ont une concentration en fluorures inférieure à 0,7 mg/l qui est la valeur optimale de fluorures dans l'eau.

potable pour prévenir les caries dentaires selon HEALTH CANADA (2011).

2.2.7. Arsenic (As) et plomb (Pb)

L'arsenic est un métalloïde entrant dans la composition des roches métamorphiques ou cristallines et sa présence dans l'eau est principalement d'origine naturelle. Les sources anthropiques de contamination des eaux souterraines par l'arsenic sont moins vulnérables que les sources géogéniques, car sa dispersion est limitée à ses sources de rejet (BALOCH *et al.*, 2020 ; KUMAR *et al.*, 2022 ; ZINKE, 2020). On peut citer comme exemples différents types d'activités minières, les procédés de fusion pour la purification des minerais, les effluents de l'industrie de la peinture, l'incinération pour la réduction des déchets, les engrais et pesticides inorganiques et l'application à long terme d'engrais phosphatés en agriculture, etc. (LI *et al.*, 2021 ; YADAV *et al.*, 2021, RAJU, 2022). La découverte d'un lien entre le cancer de la peau et l'ingestion d'arsenic dans l'eau de consommation a entraîné la révision à la baisse de la valeur initiale de 50 µg/l d'arsenic dans l'eau potable qui était en vigueur à 10 µg/l (AHOULE, 2016). Les résultats de la présente étude indiquent une teneur moyenne en arsenic de 0,1 µg/l. Dans l'ensemble, ces teneurs sont assez faibles avec un pic de 1,34 µg/l (E2) (*Tableau IV, figure 6*). Etant donné que ce pic est loin de la valeur guide de l'OMS (10 µg/l), son origine serait géologique. Parmi les échantillons, sept ont une concentration nulle. Il s'agit de E12, E13, E15, E16, E17, E19 et E20 (*Tableau IV*). Il n'y a donc aucun risque pour les consommateurs des eaux analysées. Les eaux traitées ont des teneurs nulles à quasi nulles. Les échantillons E11, E14, E18 et E21 ont respectivement des teneurs de 0,016 µg/l, 0,006 µg/l, 0,011 µg/l et 0,32 6 µg/l. Le traitement a donc une influence sur les ions d'arsenic en réduisant sa teneur dans l'eau. Selon AHOULE (2016), le meilleur procédé pour éliminer toutes les espèces de l'arsenic est l'osmose inverse. L'exposition au plomb entraîne de nombreux effets, notamment neurodéveloppementaux, la mortalité (principalement due à des maladies cardiovasculaires), des troubles de la fonction rénale, l'hypertension, des troubles de la fertilité et des issues défavorables de la grossesse (OMS, 2017). Les fœtus, les nourrissons et les enfants ont un niveau d'absorption du plomb plus élevé que les adultes. Ils sont particulièrement vulnérables et sensibles aux effets du plomb sur leur système nerveux, car ils absorbent mieux le plomb et leur cerveau est en développement (Québec.ca, 2021). Les résultats de la présente étude montrent une teneur moyenne en plomb

des eaux analysées de 0,39 µg/l et des concentrations comprises entre 0 et 3,91 µg/l. Trois (03) échantillons E2, E10 et E11 présentent des concentrations nulles en plomb et E1 présente la valeur maximale suivi de E4 avec une teneur de 2,41 µg/l (*Tableau IV, figure 6*).

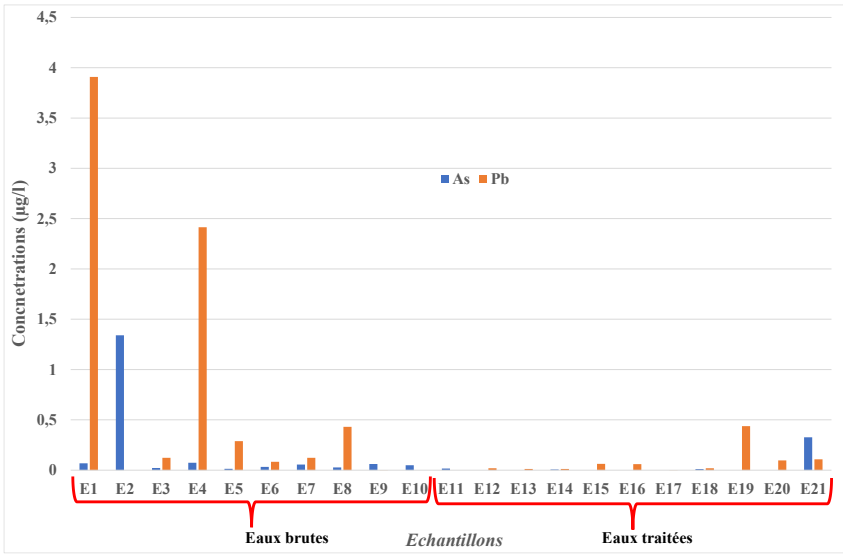


Figure 6 : Teneurs en arsenic et plomb dans les eaux

Etant donné que les eaux étudiées ont montrés des teneurs en plomb conformes à la norme de l’OMS 10 µg/l, elles ne présentent donc pas de risque sur la santé des consommateurs. Dans les eaux de distribution, la présence du plomb peut aussi être d’origine industrielle, minière ou provenir de la dissolution du plomb qui entre dans la composition de la tuyauterie (AL-DJIBERT, 2015). Certaines concentrations du plomb dans les eaux étudiées pourraient donc être liées à la tuyauterie. Les échantillons E2, E8 et E10 avec respectivement des teneurs de 0 µg/l, 0,43 µg/l et 0 µg/l ont des teneurs après traitement de 0,107 µg/l, 0,44 µg/l et 0,097 µg/l (*Tableau IV*). Ils présentent donc une légère hausse des concentrations qui pourrait confirmer l’origine liée à la tuyauterie des installations des unités de production.

2.2.8. Cadmium (Cd)

Le cadmium est un des métaux le plus toxique et n’a aucun effet bénéfique connu pour l’Homme. Il peut être présent dans les phosphates, certains calcaires, des schistes bitumineux ou des argiles (ATTEIA, 2005). Il s’accumule dans les reins et provoque leur

disfonctionnement, même à faible concentration (AL-DJIBERT, 2015). L'OMS recommande une valeur maximale de 3 µg/l dans l'eau potable.

Les résultats indiquent une teneur moyenne du cadmium dans les échantillons de 0,008 µg/l. De manière générale, cette teneur est comprise entre 0 et 0,028 µg/l. Cinq (05) échantillons que sont E2, E6, E9, E10 et E11 présentent une valeur nulle (*Tableau IV*). Les teneurs en cadmium obtenues dans la présente étude sont donc variables mais restent très faibles. Elles sont en dessous du seuil autorisé par l'OMS pour la consommation humaine et ces sources ne sont donc pas à incriminer. Les échantillons E2, E8 et E10 avec respectivement des teneurs initiales de 0, 0,021 et 0 µg/l ont des teneurs après traitement de 0,025, 0,019 et 0,021 µg/l. Ce qui constitue une augmentation pour deux des échantillons et suggère une contribution de la tuyauterie.

4.2.9. Cuivre (Cu) et chrome (Cr)

Le cuivre est un métal très courant car utilisé dans de nombreuses applications industrielles et en épandage dans l'environnement comme fongicide (ATTEIA, 2005). Il est à la fois un nutriment essentiel et un contaminant de l'eau de boisson et est utilisé dans la fabrication d'éléments de conduite et de distribution de l'eau : tuyauteries, vannes et robinetteries et est également présent dans des alliages et des revêtements. La principale source de cuivre dans l'eau de boisson est le plus souvent la corrosion à l'intérieur de l'installation de plomberie en cuivre (OMS, 2017). Au-delà de 5 mg/l, le cuivre confère une couleur à l'eau et un goût amer désagréable. Bien que le cuivre puisse donner un goût à l'eau, il devrait être toléré à la valeur guide reposant sur des arguments sanitaires de 2 mg/l (OMS, 2017). Les résultats de la présente étude indiquent une teneur moyenne en cuivre de 1,821 µg/l avec des valeurs comprises entre 0,316 µg/l (E1) et 4,952 µg/l (E17) (*Tableau IV, figure 7*). Ces concentrations sont très faibles et respectent la norme de l'OMS de 2000 µg/l. Dans les eaux brutes de la présente étude, les teneurs en cuivre varient de 1,428 (E10) à 4,952 µg/l (E1) avec une moyenne de 2,584 µg/l. Les eaux traitées ont des teneurs comprises entre 0,316 et 3,311 µg/l avec une moyenne de 1,128 µg/l. L'échantillon E8 a une teneur en cuivre légèrement élevée après traitement. Ceci pourrait indiquer une contamination à partir des installations ou du stockage. Les échantillons analysés présentent une teneur moyenne en chrome de 0,454 µg/l. Dans l'ensemble, les teneurs sont assez faibles et comprises entre 0,004 µg/l (E11) et 4,862 µg/l (E7), inférieures à la limite autorisée par l'OMS qui est de 50 µg/l (*Tableau*

IV et figure 7). Ces eaux ne présentent pas de risques pour la santé des consommateurs. Les teneurs en chrome varient de 0,035 (E2) à 4,862 µg/l (E7) avec une moyenne de 0,801 µg/l dans les eaux brutes. Quant aux eaux traitées, elles sont comprises entre 0,004 (E11) et 0,789 µg/l (E18) avec une moyenne de 0,137 µg/l. Les échantillons E8 et E10 ont des teneurs en chrome réduites après traitement (figure 7). Le traitement réduit donc la teneur en chrome dans l'eau.

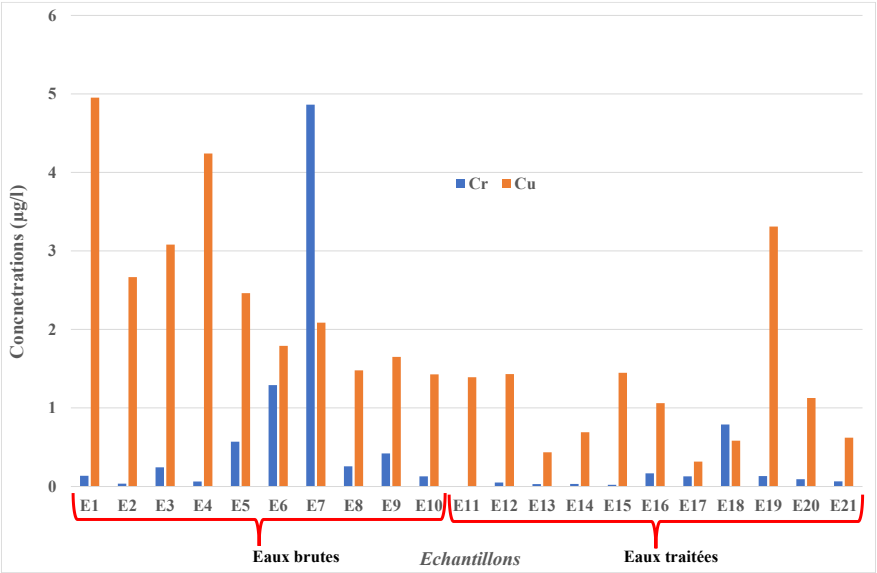


Figure 7 : Teneurs en chrome et cuivre dans les eaux

4.2.10. Dureté totale

La dureté totale (DT), exprimée en mg/l, est une fonction de la concentration des ions calcium et magnésium et fait référence à la teneur minérale de l'eau. Une eau est douce pour une DT inférieure à 75 mg/l, moyennement dure pour DT comprise entre 75 et 150 mg/l, dure si DT est comprise entre 150 et 300 mg/l et très dure pour DT supérieure à 300 mg/l (TODD et MAYS, 2005). Une consommation prolongée de l'eau dure peut-être la cause de décès prénataux, de désordres cardiovasculaires, etc. (KUMARI *et al.*, 2014).

La dureté totale est déterminée par l'équation suivante (TODD, 1980) :

$$DT = 2,497xCa^{2+} + 4,115xMg^{2+}$$

En fonction de la classification ci-dessus, les classes suivantes ont pu être déterminées pour la présente étude :

- Eau douce : six échantillons que sont E1, E3, E7, E9, E16 et E21 ;
- Eau moyennement dure : quatre échantillons que sont E4, E5, E6 et E10 ;
- Eau dure : deux 02 échantillons (E2 et E8).

Aucune eau très dure n'a été mise en évidence. L'étude montre également que les échantillons classés eau dure présentent les plus fortes conductivités électriques (554 et 626 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et de solides totaux dissous (277 et 313 mg/l). Ceci confirme que ces eaux sont fortement minéralisées (*Tableau II*).

4.2.11. Détermination du faciès chimique globale

La représentation des résultats d'analyse sur le diagramme de Piper montre que les eaux étudiées ont majoritairement un faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien (*figure 8*). L'échantillon E1 a un faciès chloruré sodique et potassique ou sulfaté sodique. Dans le triangle des cations, onze échantillons se concentrent dans la zone où aucun cation ne domine, un échantillon dans le pôle sodi-potassique et neuf échantillons dans le pôle calcique. Dans le triangle des anions, les échantillons s'étalent du pôle sulfaté au pôle chloruré.

4.2.12. Faciès des eaux brutes Vs Faciès des eaux traitées

Le faciès dominant est chloruré et sulfaté calcique et magnésienne montrant la dominance de ces ions. L'échantillon E1 a un faciès chloruré sodique et potassique. Dans le triangle des cations, les échantillons sont concentrés dans la zone où aucun cation n'est dominant. Un échantillon se trouve toutefois dans le pôle sodi-potassique et un autre échantillon dans le pôle calcique. Dans le triangle des anions trois (03) échantillons, se concentrent dans le pôle $\text{Cl}^- - \text{NO}_3^-$. La prédominance des ions donne $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ pour les cations et $\text{Cl}^- > \text{NO}_3^- > \text{SO}_4^-$ pour les anions. Les résultats sont similaires à ceux de RABILOU *et al.*, (2018) au Niger, OUANDAOGO/YAMEOGO (2008) qui ont travaillé dans des formations géologiques similaires.

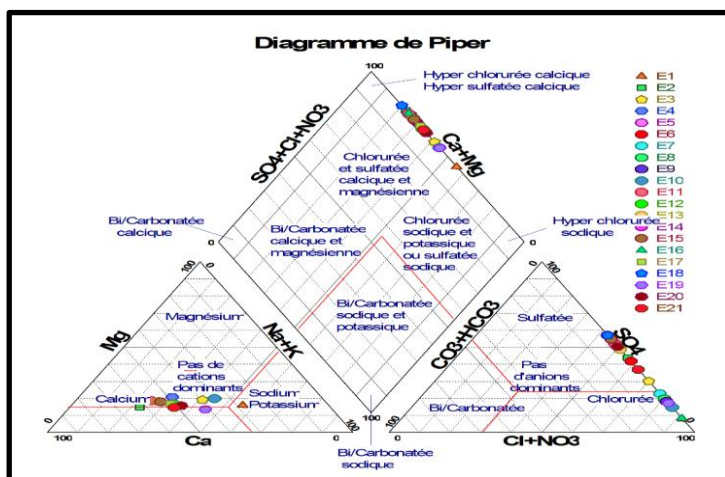


Figure 8 : Diagramme de Piper de l'ensemble des échantillons

Les eaux brutes concernent les échantillons E1 à E10 prélevés dans les localités de Ziniaré, Loumbila, Zorgho et Mogtêdo (*figure 9a*).

Les eaux traitées (E11 à E21) ont un faciès chloruré calcique et magnésien dominant (*figure 9b*). Dans le triangle des cations, trois échantillons sont dans la zone où aucun ion ne domine. Huit échantillons sont dans la zone calcique montrant la prédominance de cet ion. Dans le triangle des anions, trois échantillons sont dans le pôle chloruré, huit échantillons sont dans le pôle sulfaté.

4.2.12. Comparaison des résultats d'analyse avec les teneurs mentionnées sur les emballages

Le tableau V présente les résultats des analyses et les teneurs marquées sur les étiquettes.

Echantillon E1 : Les teneurs en sodium, nitrates et fluorures des analyses sont supérieures à celles portées sur l'étiquette. Par contre Ca^{2+} et SO_4^{2-} présentent des teneurs inférieures. Mg^{2+} , K^+ et Cl^- montrent des teneurs sensiblement égales.

Echantillon E2 : Ca^{2+} , K^+ et NO_3^- montrent des teneurs inférieures à celles de l'étiquette. La teneur en fluorure n'est pas mentionnée. Les concentrations de Mg^{2+} , Na, SO_4^{2-} et Cl^- sont supérieures à celles de l'étiquette.

Echantillon E3 : Les teneurs de Ca^{2+} et Mg^{2+} sont inférieures à celles portées sur l'étiquette. La teneur en fluorure n'est pas indiquée. Les teneurs en Na^+ , K^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} et Cl^- de la présente étude sont

supérieures. Il est porté sur l'étiquette une absence totale de nitrates (0 mg/l) alors que l'échantillon en contient (1,8 mg/l, *Tableau III*).

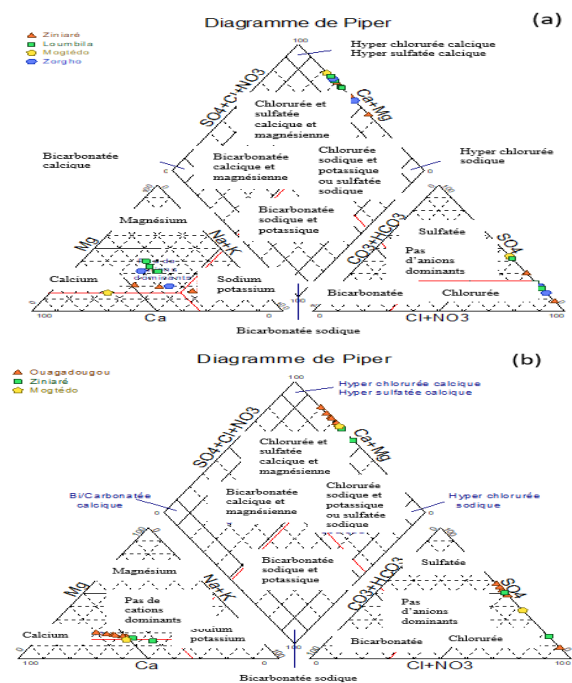


Figure 9 : Diagrammes de Piper des eaux brutes (a) et des eaux traitées (b)

Echantillon E4 : Il ressort que les teneurs des résultats de la présente étude sont supérieures à celle mentionnées sur l'étiquette. Les teneurs en fluorures et en chlorures n'y figurent pas. Cette variation stricte peut s'expliquer par le traitement subit par l'eau.

Echantillon E5 : L'échantillon montre des teneurs de Ca^{2+} , Na^+ , K^+ et NO_3^- inférieures à celles de l'étiquette. Par contre celle de Mg^{2+} est supérieure à celle marquée sur l'étiquette. Les teneurs en sulfate sont identiques. Les concentrations en Cl^- ne sont pas mentionnées sur l'étiquette.

Echantillon E6 : Les teneurs de Ca^{2+} , NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} et As des résultats sont inférieures à celles mentionnées sur l'étiquette. Mg^{2+} , K^+ et F^- montrent des teneurs sensiblement égales. Na^+ et pH ont des valeurs légèrement supérieures à celles de l'étiquette.

Echantillon E7 : L'ensemble des paramètres analysés, à l'exception du fluor (concentrations identiques) montrent des valeurs inférieures à celles mentionnées sur l'étiquette.

Echantillon E8 : Pour cet échantillon, les concentrations de la présente étude sont supérieures à celles de l'étiquette. Le traitement de l'eau par osmose inverse pourrait expliquer cette différence stricte des données.

Echantillon E9 : Les teneurs en Na^+ , K^+ et F^- ne sont pas portées sur l'emballage. Celles de Ca^{2+} , NO_3^- et Cl^- sont inférieures à celles des analyses ; Mg^{2+} montre, par contre, une concentration supérieure.

Echantillon E10 : Les valeurs de la présente étude pour cet échantillon sont supérieures à celles mentionnées sur l'étiquette. Cette variation stricte s'explique par le traitement de l'eau par osmose inverse. F^- n'a pas été mesurée par le promoteur.

Echantillon E11 : Une comparaison n'a pas pu être faite pour cet échantillon car aucune teneur des paramètres chimiques n'est mentionnée sur l'étiquette.

Echantillon E12 : Il montre des teneurs inférieures à celles de l'emballage pour tous les paramètres. Les teneurs en sodium et en chlorures ne sont pas marquées.

Echantillon E13 : Les teneurs mises en évidence par l'étude sont très faibles par rapport à celles de l'emballage sauf pour les nitrates qui sont légèrement supérieures. Les teneurs en fluorures, en sulfates et en chlorures ne sont pas marquées.

Echantillon E14 : Il ressort que les valeurs pour les paramètres mesurées sur l'étiquette sont supérieures à celles obtenues par la présente étude.

Echantillon E15 : Pour cet échantillon, les teneurs des paramètres analysés sont très faibles par rapport à celles de l'emballage. La teneur en Cl^- n'est pas mentionnée.

Echantillon E16 : Cet échantillon ne présente aucun résultat d'analyse sur son emballage.

Echantillon E17 : Les teneurs en Na^+ , K^+ et NO_3^- sont supérieures à celles de l'emballage. Par contre, celles de Ca^{2+} , Mg^{2+} , F^- et Cl^- sont inférieures.

Echantillon E18 : Cet échantillon présente des teneurs des éléments qui sont très faibles par rapport à celles portées sur l'emballage.

Echantillon E19 : Les teneurs en Na^+ et NO_3^- des analyses sont supérieures à celles de l'emballage. Par contre pour Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et SO_4^{2-} , elles sont inférieures. La teneur en chlorure n'y est pas mentionnée.

Echantillon E20 : Il présente des résultats d'analyse sensiblement égaux aux valeurs déterminées sur l'étiquette, excepté pour F^- qui n'y est pas mentionnée.

Echantillon E21 : Les teneurs en Ca^{2+} et Na^{+} de la présente étude sont inférieures à celles portées sur l’emballage. Celles en SO_4^{2-} et Cl^{-} sont légèrement supérieures. Mg^{2+} et K^{+} présentent des teneurs sensiblement identiques à celles portées sur l’emballage. F^{-} n’est pas mentionné.

Tableau V : Comparaison des résultats des analyses avec les teneurs des emballages

Ech.	Ca^{2+}		Mg^{2+}		Na^{+}		K^{+}		F^{-}		NO_3^{-}		SO_4^{2-}		Cl^{-}		As	
	Rés.	Emb.	Rés.	Emb.	Rés.	Emb.	Rés.	Emb.	Rés.	Emb.	Rés.	Emb.	Rés.	Emb.	Rés.	Emb.	Rés.	Emb.
E1	6,9	8,2	2,4	2,6	14,2	11,2	2,8	2,3	0,29	<0,2	5,4	<0,002	<1	<2	5,5	5,3	0,068	--
E2	84,1	93,0	12,2	3,6	34,5	28,8	<1,0	0,9	0,13	--	8,3	50,0	20,0	2,0	14,1	3,23	1,34	--
E3	16,1	27,2	4,7	10,2	17,0	8,3	3,7	1,0	0,61	--	1,8	0,0	2,0	<2	2,4	<2	0,022	--
E4	36,5	2,2	9,5	3,3	23,9	5,9	4,2	0,7	1,3	--	8,4	3,96	6,0	1,0	13,3	--	0,074	--
E5	16,0	25,1	8,9	7,3	16,4	19,9	2,8	3,4	0,56	--	4,0	5,72	2,0	2,0	3,8	--	0,013	--
E6	16,3	17,1	10,0	9,7	13,7	11,7	2,9	2,8	0,38	0,31	1,5	4,2	2,0	12,0	1,2	2,49	0,032	10
E7	10,5	24,7	5,9	12,2	10,6	14,3	2,6	4,6	0,44	0,4	2,6	10,1	1,0	2,0	1,0	4,8	0,055	--
E8	54,6	2,0	26,3	3,0	39,7	1,5	5,5	0,5	0,30	0,04	35,0	1,0	27,0	2,0	60,8	--	0,027	--
E9	13,2	15,7	9,2	8,1	9,3	--	3,2	--	0,43	--	2,6	7,0	<1	<2	1,8	4,3	0,061	--
E10	21,4	0,5	7,3	0,2	28,6	3,5	4,1	<0,05	0,20	--	11,4	0,5	6,0	0,9	19,4	0,2	0,049	--
E11	<5,0	--	<1,0	--	1,9	--	<1,0	--	<0,05	--	0,3	--	<1	-	<0,5	--	0,016	--
E12	<5,0	15,6	<1,0	5,1	3,2	--	<1,0	3,0	<0,05	0,1	<0,1	4,2	<1	1,68	<0,5	--	0	--
E13	<5,0	26,9	<1,0	14,8	2,3	11,9	<1,0	1,35	<0,05	--	0,5	0,007	<1	-	<0,5	--	0	--
E14	<5,0	40,4	<1,0	16,5	2,4	4,1	<1,0	2,0	<0,05	0,19	<0,1	3,08	<1	2,0	<0,5	--	0,006	--
E15	<5,0	21,4	<1,0	9,2	2,4	15,0	<1,0	5,4	<0,05	0,3	0,2	19,8	<1	1,0	<0,5	--	0	--
E16	<5,0	--	4,9	--	4,0	--	3,4	--	0,05	--	3,9	--	2	-	13,9	--	0	--
E17	<5,0	0,85	<1,0	0,75	2,9	0,69	1,1	0,45	<0,05	0,17	0,1	0	<1	-	<0,5	4,6	0	--
E18	<5,0	21,4	<1,0	11,7	1,3	9,8	<1,0	3,4	<0,05	0,03	<0,1	1,3	<1	1,0	<0,5	1,0	0,011	--
E19	<5,0	2,0	<1,0	3,0	5,6	1,5	<1,0	0,5	<0,05	0,04	2,7	1,0	<1	2,0	2,0	--	0	--
E20	<5,0	0,5	<1,0	0,2	3,7	3,5	<1,0	<0,05	0,05	--	0,4	0,5	<1	0,9	<0,5	0,2	0	--
E21	17,2	93,0	3,0	3,6	12,6	28,8	<1,0	0,9	<0,05	--	2,6	50,0	2	<2	4,8	<2	0,326	--

Ech. : Echantillons, Rés. : Résultats des analyses, Emb. : Emballages

D’une manière générale, une comparaison des résultats d’analyse de la présenté étude à ceux portés sur les étiquettes fait ressortir une variation des teneurs traduite par une augmentation ou une diminution des paramètres physico-chimique en fonction des échantillons (*Tableau V*). Cela pourrait s’expliquer d’une part par le traitement de l’eau brute par osmose inverse, et d’autre part par les variations de température extrême liées aux conditions de conservation ou de transport. Dans certains points de ventre par exemple, les eaux sont stockées dans des caisses en fer exposées au soleil. Selon ABEDERRAHMANI & BOUABBA (2019), ces conditions peuvent provoquer la précipitation des sels minéraux contenus dans l’eau, particulièrement le calcium et le magnésium. Une autre explication proviendrait du fait que certains producteurs ne portent pas sur les emballages les vrais teneurs des

différents paramètres de leurs eaux (manipulation des résultats d'analyse par exemple).

Conclusion

L'étude a permis d'évaluer la qualité physico-chimique d'eaux souterraines utilisées pour la production d'eau conditionnée dans les régions de Oubri et du Kadiogo. Les résultats ont montré que les eaux échantillonnées et analysées respectent les normes de potabilité de l'OMS pour une eau de consommation humaine. Toutefois, les eaux traitées mettent en évidence des minéralisations très faibles, voire sont déminéralisées. Ces types d'eaux n'ont pas de bénéfice sur la santé des consommateurs. La majorité des eaux conditionnées ne répondent pas au critère d'eau minérale. Le diagramme de piper a montré que les eaux sont en majorité de faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien confirmant la domination de ces ions sur les autres. Des concentrations de nitrates et de fluorures proches des limites recommandées, ont été décelées et pourraient affecter la santé des consommateurs à long terme. Ces valeurs sont liées à la nature géologique du sol et à la source d'alimentation des forages en eau mais aussi aux activités anthropiques (élevage, utilisation d'engrais, rejet d'eaux usées) et sont donc à surveiller. La dureté totale montre que les eaux analysées sont douces, moyennement dures et dures. Aucune eau très dure n'a été mise en évidence par ces travaux. La comparaison des résultats de la présente étude avec les valeurs mentionnées sur les étiquettes a montré des variations dues pour certains au traitement, et probablement pour d'autres à une manipulation des valeurs ou une mauvaise analyse par les promoteurs. Certaines marques n'ont pas mentionné les teneurs sur leurs étiquettes.

Comme recommandations, il serait souhaitable :

- ✓ D'inscrire sur les étiquettes, les teneurs des eaux brutes et des eaux traitées ;
- ✓ De définir des normes d'étiquetage afin d'harmoniser les informations à mentionner ;
- ✓ De définir les types de traitement en fonction de la qualité d'origine de l'eau ce qui éviterait de déminéraliser systématiquement les eaux.

Remerciements

Les auteurs remercient Eawag (Dübendorf, Suisse) pour la prise en charge des frais d'analyse des échantillons su sein de leur laboratoire.

Conflit d'intérêt

Tous les auteurs déclarent aucun conflit d'intérêt.

Contribution des auteurs

NJ a fait le plan de l'article, la synthèse bibliographique et la rédaction de l'article.

ZIE a fait les échantillonnages et les diagrammes binaires.

KS a fait et interprété les diagrammes de Piper.

SM et BR ont effectué les analyses des échantillons en laboratoire.

Références bibliographiques

ABBASI, T. and ABBAS, S. A., 2012. Water Quality Indices. Elsevier, Amsterdam, 353.

<https://doi.org/10.1016/C2010-0-69472-7>

ABDELBAKI C. et BOUKLI HACENE F., 2007. Etude du phénomène de dégradation des eaux souterraines du groupement urbain de Tlemcen, *Revue des Energies Renouvelables Vol. 10 N°2*. 257 – 263.

ABEDERRAHMANI L. et BOUABBA N., 2019. Etude de la qualité physico-chimique de différentes eaux minérales consommées en Algérie. Mémoire de master, Université Mouloud MAMMERI de Tizi Ouzou. 27 p.

ADELANA S. M. A, 2006. A Nitrates pollution of groundwater in Nigeria, *In Groundwater pollution in Africa, Editors Yongxin Xu and Brent Usher, Taylor & Francis/Balkema, Great-Britain*. 37-45.

Agence Nationale de la Météorologie du Burkina (ANAM), 2022. Rapport.

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 2ie. 151 p.

AHOUSSE K. E., LOKO S., KOFFI Y. B., SORO G., OGA Y. M. S., SORO N., 2013. Evolution spatio-Temporelle Des Teneurs en Nitrates Des Eaux Souterraines De La Ville d'Abidjan (Côte D'ivoire), ISSN :

2320 – 7051, *International Journal of Pure & Applied Bioscience* 1 (3): 45-60.

AL-DJIBERT M., 2016. Evaluation de la qualité des eaux de forages réhabilités en vue de leur branchement sur le réseau de distribution de l'eau potable de l'ONEA : cas de la ville de Ouagadougou, Mémoire de master, Institut Internationale d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement, Burkina Faso. 44 p.

ATTEIA O., 2005. Chimie et pollutions des eaux souterraines, Edition TEC et DOC, Lavoisier, Paris. 398 p.

BALOGH M. Y. J., ZHANG W., ZHANG D., SHOUMIK B. A. A., IQBAL J., LI S., CHAI J., FAROOQ M.A., PARKASH A., 2022. Evolution mechanism of arsenic enrichment in groundwater and associated health risks in southern Punjab, Pakistan. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 19(20) 13325 ; <https://doi.org/10.3390/ijerph192013325>

BATTALEB-LOOIE S. and MOOR F. (2010) A Study of Fluoride Groundwater Occurrence in Posht-e-Kooh-e-Dashtestan, South of Iran. *World Applied Sciences Journal*, 8 (11): 1317-1321.

BELGHITI M. L., CHAHLAOUI A., BENGLOUMI D., MOUSTAINE E. R., 2013. Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines de la nappe plio-quaternaire dans la région de Meknès (Maroc) *Sci. en Lib.*, 5 21 – 36.

BOUCHEMAL F. et ACHOUR S., 2015. Qualité physico-chimique et paramètres de pollution des eaux souterraines de la région de Biskra, Algérie, *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°22, pp. 197-212.

BOUCHEMAL F., BOUCHAHM N., ACHOUR S., 2011. Qualité des eaux des nappes aquifères de la région de BISKRA. *Revue des sciences fondamentales et appliquées*, 3 (1) 34 – 44.

BRICHA S., OUNINE K., OULKHEIR S., EL HALOUI N., ATTARASSI B., 2007. Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique de la nappe phréatique de M'nasra, Maroc. *Afrique Science* 03(3), 391- 404.

CASTAING C., CHEVREMONT P., DONZEAU M., EGAL E., LE METOUR J., THIEBLEMONT D., TEGYEY M., GUERROT C., BILLA M., ITARD Y., DELPONT G. (BRGM), KI J.-C., C. ZUNINO C. (ANTEA), 2003a. Notice explicative de la Carte géologique du Burkina Faso à 1/200 000 ; Feuille Ouagadougou.

CASTAING C., CHEVREMONT P., DONZEAU M., EGAL E., OUEDRAOGO I., KOTE S., KABORE E. B. (BUMIGEB), BILLA M. (BRGM), ZIDA B. (BUMIGEB), 2003b. Carte géologique du Burkina Faso.

CHERNET T., TRAVI Y., VALLES V., 2001. Mechanism of degradation of the quality of natural water in the lakes region of the ethiopian rift valley. *Water Res*, 35(12): 2819-32. doi: 10.1016/s0043-1354(01)00002-1.

FREEZE R. A. and CHERRY J. A., 1979. "Groundwater". Prentice-Hall, Englewood. 604 p.

GUERGAZI S., YAHIAOUI K., AMIMEUR D., ACHOUR S., 2014. Impact du procédé de la chloration sur la qualité des eaux de surface algériennes. *J. Mater. Environ. Sci.*, 5 2354 – 2358.

GUPTA S. K., GUPTA R. C., SETH A. K., GUPTA A. B., BASSIN J. K., GUPTA A., 2000. Methaemoglobinaemia in areas with high nitrate concentration in drinking water. *The National Medical Journal of India* VOL. 13, NO.2 : 58-61

HEALTH CANADA, 1987. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : documentation à l'appui – le magnésium.

www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-documentation-appui-magnesium.html.

HEALTH CANADA, 2005. Evaluation des risques sanitaires liés au dépassement de la référence de qualité des sulfates dans les eaux destinées à la consommation humaine, 108p.

www.anses.fr/fr/system/files/EAUX-Fi-SulfateAvril05.pdf

HEALTH CANADA, 2011. La présence de fluorure dans les sources d'approvisionnement en eau au Manitoba. www.canada.ca/fr.

HOUNSLOW A. W. 1995. Water quality data analysis and interpretation. *CRC Press*, Boca Raton. 416 p.

Institut Géographique du Burkina (IGB)., 2012. Base Nationale de Données du Territoire (BNDT).

IWACO., 1993. Carte hydrogéologique feuille de Ouagadougou, Direction des Etudes et de la Planification, Ministère de l'Eau, Burkina Faso.

KUMAR M., PATEL A. K., SINGH A., 2022. Anthropogenic dominance on geogenic arsenic problem of the groundwater in the Ganga-Brahmaputra floodplain: a paradox of origin and mobilization. *Sci. Total Environ.* 807, 151461. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151461>.

KUMARI S., SINGH A. K., VERMA A. K., YADUVANSHI N. P. S., 2014. Assessment and spatial distribution of groundwater quality in industrial areas of Ghaziabad, India. *Environ Monit Assess* 186 :501–514. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3393-y>

LI C., WANG J., YAN B., MIAO A.-J., ZHONG H., ZHANG W., MA L. Q., 2021. Progresses and emerging trends of arsenic research in the past 120 years. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 51, 1306–1353. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1752611>.

MAZET P., 2002. Les eaux souterraines riches en fluor dans le monde, Rapport de stage.

NIKIEMA J., YAMEOGO S., BARRY A. A., KAFANDO S., BRETZLER A., 2020. Caractérisation hydrogéochimique des eaux souterraines de la région de Kongoussi (Centre-nord du Burkina Faso), *Annales de l'Université Joseph KI-ZERBO Série C*, Presses Universitaires. vol. 017 ISSN : 2424-7545.

NISHTHA K. R., LOKHANDE R. S., DHAR J. K., 2012. Physicochemical, bacteriological and pesticide analysis of tap water in millenium city Gurgaon, Haryana, India. *Int Res J Environ Sci* 1(2): 1–7.

NOUAYTI N., KHATTACHI D., HILALI M., 2015. Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux souterraines des nappes du Jurassique du haut bassin de Ziz (Haut Atlas central, Maroc) Assessment of physico-chemical quality of groundwater of the Jurassic aquifers in high basin of Ziz (Central High Atlas, Morocco), *J. Mater. Environ. Sci.* 6 (4) 1068-1081.

OMS (Organisation Mondiale de la Santé), 2004. Directives de qualité pour l'eau de boisson : 3e éd. Intégrant le premier additif, Genève, Suisse.

OMS (Organisation Mondiale de la Santé), 2006. Directives de qualité pour l'eau de boisson : 3e éd., Genève, Suisse.

OMS (Organisation Mondiale de la Santé), 2017. Directives de qualité pour l'eau de boisson : 4e éd. intégrant le premier additif, Genève, Suisse.

OUANDAOGO/YAMEOGO S., 2008. Ressources en eau souterraine du centre urbain de Ouagadougou au Burkina Faso : qualité et vulnérabilité, Thèse de Doctorat, Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, France. 245 p.

RABILOU S. M, MOUSBAHOU M. A. M., IBRAHIM N., HABOU I. 2018. Caractérisation physico-chimique des eaux souterraines du socle de la région de Zinder (Niger) pendant la saison des pluies et la saison sèche. *European Scientific Journal*, Vol.14, No.27. Doi: 10.19044/esj.2018.v14n27p317.

RAJU N. J., 2022. Arsenic in the geo-environment: a review of sources, geochemical processes, toxicity and removal technologies. *Environ. Res.* 203, 111782. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111782>.

RODIER J., 2009. L'analyse de l'eau : Chimie, Physico-chimie, Bactériologie, Biologie 8ème édition. Dunod Paris. 1135 p.

SAVADOGO A. N. 1984. Géologie et hydrogéologie du socle cristallin de Haute Volta. Etude régionale du bassin versant de la Sissili. Thèse d'état, Université Scientifique et Médicale de Grenoble (France). 351 p.

SAVANE I., SORO N., 2001. Caractérisation chimique et isotopique des eaux souterraines du Nord-Ouest de la Côte : recharge des aquifères discontinus de la région d'Odienné. *Africa Géoscience Review*, 8(4) : 379-390.

SHARMA D. A, RISHI M. S., KEESARI T. (2017) Evaluation of groundwater quality and suitability for irrigation and drinking purposes in southwest Punjab, India using hydrochemical approach. *Appl Water Sci* 7(6):3137–3150. <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0456-6>.

SINGH A. K., MAHATO M. K., NEOGI B., TEWARY B. K., SINHA A., 2012. Environmental geochemistry and quality assessment of mine water of Jharia coalfield, India. *Environ Earth Sci* 65:49–65.

TODD D. K., 1980. Ground water hydrology, 2nd Edition, Wiley, New York. 535 p.

TODD D. K. and MAYS L. W., 2005. Groundwater hydrology, 3rd Edition. Wiley, New York. 656 p.

YADAV M. K., SAIDULU D., GUPTA A. K., GHOSAL P. S., MUKHERJEE A., 2021. Status and management of arsenic pollution in groundwater: a comprehensive appraisal of recent global scenario, human health impacts, sustainable field-scale treatment technologies. *J. Environ. Chem. Eng.* 9, 105203. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105203>.

YAO T. K., OGA M. S., FOUCHÉ O., BAKA D., PERNELLE C., BIEMI J. 2012. Évaluation de la potabilité chimique des eaux souterraines dans un bassin versant tropical : Cas du Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire, *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 6 (2012) 7069 – 7086. DOI: [10.4314/ijbcs.v6i6.42](https://doi.org/10.4314/ijbcs.v6i6.42).

ZINKE L., 2020. Groundwater arsenic. –558 *Nat. Rev. Earth Environ.* 1, 558. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-00110-2>

Lien internet

<https://www.quebec.ca/sante/conseils-et-prevention/sante-et-environnement/> (2021)